

SRU



Sachverständigenrat
für Umweltfragen

Umweltgutachten 2012

**Verantwortung
in einer
begrenzten Welt**

Juni 2012

ESV

ERICH SCHMIDT VERLAG

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU)

Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich (Vorsitzender),
Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Straubing

Prof. Dr. med. dent. Heidi Foth (stellvertretende Vorsitzende),
Martin Luther Universität Halle/Wittenberg

Prof. Dr. iur. Christian Calliess, Freie Universität Berlin

Prof. Dr. rer. pol. Olav Hohmeyer, Universität Flensburg

Prof. Dr. rer. oec. Karin Holm-Müller, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität
Bonn

Prof. Dr. rer. nat. Manfred Niekisch, Goethe-Universität Frankfurt,
Zoologischer Garten Frankfurt/Main

Prof. Dr. phil. Miranda Schreurs, Freie Universität Berlin

Dieses Gutachten beruht auch auf der sachkundigen und engagierten Arbeit der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des SRU. Zum wissenschaftlichen Stab des Umweltra-tes gehörten während der Arbeiten an diesem Gutachten:

DirProf. Dr. phil. Christian Hey (Generalsekretär), M. A. Christian Simon (stellvertretender Generalsekretär), Dr.-Ing. Mechthild Baron, Dipl.-Wi.-Ing. Sönke Bohm (Flensburg), Dipl.-Ing. agr., MSc Johanna Budde (Bonn), Dipl. Vw. Carl-Friedrich Elmer, Dr. rer. nat. Henriette Dahms (Berlin), Dr. rer. nat. Ulrike Doyle, Ass. iur. Miriam Dross LL. M., Dr. rer. nat. Felix Glahn (Halle/Saale), Dipl.-Pol. Julia Hertin, Dipl.-Wi.-Ing. Holger Höfling, Dipl. Geogr. Stefanie Jung, Dipl.-Biol., MES Anna Leipprand (Berlin), Dr. phil. Dörte Ohlhorst (Berlin), Dr. rer. nat. Markus Salomon, Dr. rer. nat. Susanne Schick (Frankfurt/Main), Dr. rer. nat. Elisabeth Schmid, Dipl. iur. Heidi Stockhaus (Berlin), MPP, MA Michael Weber.

Zu den ständigen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Geschäftsstelle gehörten bei Abschluss des Gutachtens: Petra Busch, Ute Fritsch, Susanne Junker, Rainer Kintzel, Pascale Lischka, Susanne Winkler und Sabine Wuttke.

Anschrift: Geschäftsstelle des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU)

Luisenstraße 46, 10117 Berlin

Tel.: (030) 26 36 96-0, Fax: (030) 26 36 96-109

E-Mail: info@umweltrat.de, Internet: <http://www.umweltrat.de>

(Redaktionsschluss: 1. März 2012)

Danksagung

Der SRU dankt den Vertretern der Ministerien und Ämter des Bundes und der Länder sowie den Vertretern von Wissenschaft und Interessenverbänden, die er konsultiert hat und ohne deren Kenntnisse, Forschung oder Erfahrungen das vorliegende Gutachten nicht möglich gewesen wäre:

- **Enquetekommission des Deutschen Bundestages „Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität“:** Prof. Dr. Uwe Schneidewind, Prof. em. Dr. Martin Jänicke
- **Bundeskanzleramt (BKAm):** RDir Dr. Stefan Bauernfeind, Monika Frieling, Friederike Sabiel
- **Bundesministerium des Innern (BMI):** Priv.-Doz. Dr. Gottfried Konzendorf
- **Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU):** UAL Reinhard Kaiser, UAL MinDirig Dr. Fritz Holzwarth, RDir'in Heike Imhoff, RDir'in Dr. Eva Kracht, RDir'in Birgit Schwenk, MinR Dr. Christof Sangenstedt, RDir Dr. Jörg Mayer-Ries, Mathias Samson, MinR Dr. Siegfried Waskow, Gabriele Kuczmieryk, Anne Mieke, Dr. Julia Werner, MinR Peter Franz, Frank Hönerbach, RDir Dr. Ulf Jaeckel, Frank Klingenstein, Florian Raecke, Matthias Scheffer,
- **Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS):** UAL Dirk Inger, Nilgün Parker, Bernd Altmann-Kaufhold, Almuth Draeger, Michael Greulich, Dietmar Menzer, Eva Schmitz-Michels, Florian Schnoor, Johannes Wien
- **Umweltbundesamt (UBA):** Dr. habil. Kora Kristof, Dr. Gerlinde Knetsch, Christiane Heiß, Petra Röthke-Habeck, Stefanie Werner, Michael Bölke, Dr. Dieter Cohors-Fresenborg, Dr. Jakob Frommer, Dr. Gunnar Gohlisch, Dr. Frank Glante, Ulrich Irmer, Helge Jahn, Michael Jäcker-Cüppers, Marion Malow, Lars Mönch, Thomas Myck, Gertrude Penn-Bressel, Jörg Rechenberg, Nadja Richter, Bernhard Specht, Lars Tietjen, Dr. Hedwig Verron, Maja Zarske
- **Bundesamt für Naturschutz (BfN):** Prof. Dr. Beate Jessel, Dr. Annette Doerpinghaus, Dr. Anke Höltermann, Dr. Wiebke Züghart, Dr. Manfred Klein, Dr. Jochen Krause, Dr. Henning von Nordheim
- **Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR):** Dr. Hildegard Wilken
- **Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin:** Dr. Imke Steinmeyer, Burkhard Horn
- **Senatsverwaltung für Gesundheit und Soziales Berlin:** Heinz-Josef Klimeczek
- **Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW:** Heinrich König, Gero Oertzen
- **Stadt Zürich, Tiefbauamt:** Ruedi Ott
- **Bezirksregierung Münster:** Dr. Johannes Wiedemeier
- **Bezirksregierung Köln:** Franz-Wilhelm Iven
- **Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU):** Prof. Dr. Dirk Messner, Dr. Birgit Soete
- **Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE):** Prof. Dr. Angelika Zahrt, Dr. Günther Bachmann
- **Freie Universität Berlin, Forschungszentrum für Umweltpolitik (FFU):** Dr. Klaus Jacob, Roland Zieschank
- **Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK):** Prof. Dr. Ottmar Edenhofer
- **Universität Heidelberg, Alfred-Weber-Institut für Wirtschaftswissenschaften:** Prof. em. Dr. Malte Faber

- **Johann Heinrich v. Thünen-Institut:** Dr. habil. Jens Dauber
- **Deutsches Institut für Urbanistik:** Tilman Bracher, Jürgen Gies
- **Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V. (DLR):** Katja Köhler
- **Technische Universität Dortmund, Fakultät Raumplanung:** Prof. Dr. Christian Holz-Rau
- **Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Verkehrsplanung und Logistik:** Prof. Dr. Heike Flämig
- **Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Fakultät Landschaftsarchitektur:** Prof. Dr. Matthias Drösler
- **Hochschule Darmstadt, Sonderforschungsgruppe Institutionenanalyse:** Prof. Dr. Martin Führ
- **Universität Osnabrück:** Prof. Dr. Bernd Meyer
- **Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Zoologie:** Dr. Kathrin Pascher
- **Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Institut für Forst- und Umweltpolitik:** Dr. Georg Winkel
- **Wissenschaftszentrum Berlin (WZB):** Prof. em. Dr. Dr. h.c. Udo Ernst Simonis, Dr. Weert Canzler
- **Forschungsstätte der Evangelischen Studiengemeinschaft e.V. (FEST):** Prof. Dr. Hans Diefenbacher
- **Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung (RWI):** Nils aus dem Moore
- **Stadtbaurätin München a. D.:** Christiane Thalgott
- **Beirat für Nachhaltige Entwicklung Brandenburg:** RDir a. D. Dr. Albert Statz
- **Museum für Naturkunde Berlin, Leibniz-Institut für Evolutions- und Biodiversitätsforschung an der Humboldt-Universität zu Berlin:** Dr. Katrin Vohland
- **Heinrich-Böll-Stiftung:** Barbara Unmüßig
- **Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft:** Damian Ludewig, Eike Meyer
- **Institute for European Environmental Policy (IEEP):** Dr. Axel Volkery
- **Universität Bonn, Institute for International Economic Policy:** Martin Stürmer
- **Naturschutzbund Deutschland (NABU):** Dr. Benjamin Bongardt, Magnus Wessel, Johannes Enssle, Felix Grützmacher
- **Greenpeace:** Martin Kaiser
- **Ver.di:** Priv.-Doz. Dr. Norbert Reuter
- **Verband Deutscher Verkehrsunternehmen (VDV):** Wolfgang Schwenk, Thomas Hilpert
- **Europäisches Umweltbüro (EEB) (jetzt Forest Stewardship Council):** John Hontelez
- **Bundesvereinigung Torf- und Humuswirtschaft:** Johannes Welsch
- **Gesellschaft für Wirtschaftliche Strukturforshung mbH:** Prof. Dr. Bernd Meyer
- **Umicore AG & Co. KG:** Dr. Christian Hagelüken
- **Hintermann & Weber AG:** Urs Hintermann

Mitglieder des Sachverständigenrates und der Geschäftsstelle haben in den letzten Jahren an zahlreichen Veranstaltungen und Gesprächen wie zum Beispiel Anhörungen und an Expertengesprächen teilgenommen und dabei vielfach auch Vorträge gehalten. Aus diesen Veranstaltungen erhält der SRU wichtige Anregungen und Kontakte für die Gutachtenarbeit sowie die Gelegenheit, seine Arbeit auf dem jeweils aktuellsten Diskussionstand zu halten. Eine vollständige Dokumentation aller Veranstaltungen würde den Rahmen dieser Danksagung sprengen.

Im Laufe des Jahres 2011 und 2012 fanden Vorabkonsultationen und Gespräche mit den zuständigen Abteilungen des BMU sowie weiterer Bundesministerien statt.

Die volle Verantwortung für das vorliegende Gutachten übernimmt der SRU.

(Redaktionsschluss: März 2012)

Inhalt	Seite
Kurzfassung	11
0 Einführung	17
1 Die neue Wachstumsdebatte	31
Wohlfahrt und Ressourcennutzung entkoppeln	
2 Metallische und mineralische Rohstoffe	65
3 Lebensmittelkonsum als Gegenstand von Politik	101
4 Güterverkehr und Klimaschutz	135
5 Mobilität und Lebensqualität in Ballungsräumen	171
Ökosystemleistungen aufwerten	
6 Umweltgerechte Waldnutzung	209
7 Moorböden als Kohlenstoffspeicher	241
8 Sektorübergreifender Meeresschutz	271
Integrative Konzepte stärken	
9 Integrierter Umweltschutz am Beispiel des Anlagen- zulassungsrechts	305
10 Medienübergreifendes Monitoring	329
11 Ökologische Grenzen einhalten – eine Herausforderung für politische Strategien	365
Abkürzungsverzeichnis	397
Stichwortverzeichnis	404
Rechtsquellenverzeichnis	410
Einrichtungserlass	417
Publikationsverzeichnis	419

Kurzfassung

***1.** Die umweltpolitische Debatte wird in Zukunft mehr und mehr durch den Leitbegriff der ökologischen Grenzen bestimmt werden: In einer begrenzten Welt kann es keine unbegrenzte Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen geben. Nachhaltiges Wirtschaften erfordert eine Entkopplung von Wohlfahrt und Ressourcennutzung durch grundlegende Innovationen und die Aufwertung überlebenswichtiger Ökosystemleistungen.

Im vorliegenden Umweltgutachten hat sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) bewusst auf wenige Schwerpunktthemen konzentriert, für die er einen besonderen Handlungs- oder Orientierungsbedarf sieht oder bei denen wichtige grundlegende Weichenstellungen bevorstehen. Mit dieser Schwerpunktsetzung betont der SRU die ihm übertragene Aufgabe, die Urteilsbildung aller umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen in Deutschland zu erleichtern. Die Schwerpunktthemen hat der SRU in einem iterativen Prozess auf der Basis eigener Analysen sowie wichtiger Zukunftsberichte über große Entwicklungstrends identifiziert und sie zu den drei thematischen Clustern „Wohlfahrt und Ressourcennutzung entkoppeln“, „Ökosystemleistungen aufwerten“ und „Integrative Konzepte stärken“ gebündelt.

Die neue Wachstumsdebatte

***2.** In Deutschland, aber auch international wird derzeit intensiv über die grüne Wirtschaft und die Postwachstumsgesellschaft diskutiert. Im Kern geht es darum, ob und wie ein kontinuierliches Wirtschaftswachstum möglich ist, ohne langfristig globale ökologische Grenzen zu überschreiten. Ökologische Grenzüberschreitungen werden im Falle des Klimawandels, des Verlustes von biologischer Vielfalt, zu hoher Nährstofffrachten, der Überfischung, der Landnahme für kommerzielle Nutzungen, der Bodenerosion oder der Wasserknappheit bereits in etlichen Regionen festgestellt.

Die Überschreitung ökologischer Grenzen kann Umkippeffekte mit sich bringen, die gravierende Rückwirkungen auf Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft hätten. Die Einhaltung dieser Grenzen sollte daher Priorität in der nationalen, europäischen und internationalen Umweltdiskussion erhalten – nicht nur im Klimaschutz.

So unbestreitbar die Tatsache ist, dass ökologische Grenzen bestehen, so anspruchsvoll ist es, sie auf den verschiedenen räumlichen Ebenen konkret zu bestimmen. Neben naturwissenschaftlichen Erkenntnissen müssen dabei auch normative Wertungen über gesellschaftlich akzeptable Risiken und das erwartete Maß an Vorsorge eine wichtige Rolle spielen.

Ökologische Grenzen einzuhalten bedeutet jedoch nicht unbedingt das Ende des Wachstums. Die Potenziale der

Entkopplung von Wohlfahrt und Ressourcennutzung sind längst nicht ausgeschöpft, das gilt insbesondere für die Energieversorgung. Unverzichtbar für ein Wirtschaften innerhalb ökologischer Grenzen ist eine Innovationsstrategie, die mit der Transformation großer Infrastrukturen und Produktionssysteme einhergeht. Die derzeitigen Marktpreise liefern hierfür aber aufgrund vielfältigen Markt- und auch Staatsversagens nicht die richtigen Signale. Die staatlichen Institutionen werden – korrespondierend zu der auch verfassungsrechtlich verankerten Verantwortung (Artikel 20a GG, Artikel 191 AEUV) – auch regulativ eingreifen müssen, um Zukunftslösungen zum Durchbruch zu verhelfen.

Es ist allerdings möglich, dass selbst bei Ausnutzung aller Potenziale einer ökologischen Transformation langfristig Grenzen für das Wirtschaftswachstum bestehen. Aus diesem Grunde ist es wichtig, frühzeitig eine Debatte darüber zu beginnen, wie essenzielle gesellschaftspolitische Ziele auch ohne oder mit sehr niedrigem Wachstum erreichbar bleiben. Zentrale Handlungsfelder dieser vorsorglichen Debatte sind die Entschärfung von Verteilungskonflikten, die Sicherung der Beschäftigung, Investitionen in eine wachstumsunabhängige Wirtschaft und die Finanzierung von Staatsausgaben und Sozialsystemen. Daneben sollte zur besseren Kommunikation der Erreichung wohlfahrtsrelevanter Ziele auch die Messung von Wohlfahrt neu überdacht werden.

Wohlfahrt und Ressourcennutzung entkoppeln

***3.** Der erste Themenkomplex des Gutachtens befasst sich mit den Potenzialen und Gestaltungsmöglichkeiten der Entkopplung anhand von vier Themenfeldern: den metallischen und mineralischen Rohstoffen, dem Lebensmittelkonsum, dem Güterverkehr und der Mobilität in Ballungsräumen. In allen vier Bereichen war ein wachsendes Volkseinkommen bisher mit einer Zunahme umweltbelastender Aktivitäten verbunden. Nicht zuletzt deswegen stehen sie aktuell vor großen ökologischen Herausforderungen. In allen diesen Bereichen bestehen aber Möglichkeiten zur Entkopplung von Wohlfahrt und Umweltbelastung, die darauf abzielen, die Inanspruchnahme der Umwelt als Schadstoffsенke oder Ressource deutlich zu verringern, ohne negative Auswirkungen auf die wirtschaftliche Entwicklung und andere Umweltmedien zu haben.

Metallische und mineralische Rohstoffe

***4.** In der aktuellen Diskussion um abiotische, nicht-energetische Rohstoffe steht die Versorgungssicherheit für eine leistungsfähige Wirtschaft im Vordergrund. Die Umweltfolgen der Rohstoffwirtschaft werden dagegen vergleichsweise wenig zur Kenntnis genommen. Insbe-

sondere beim Abbau von Rohstoffen finden weitreichende Eingriffe in den Naturhaushalt statt. Die weiteren Verarbeitungsschritte sind vielfach mit einem erheblichen klimawirksamen Energie- und einem risikobehafteten Chemikalieneinsatz verbunden.

Eine umweltverträgliche Rohstoffwirtschaft zielt zum einen auf eine Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Wohlfahrt durch mehr Effizienz, zum anderen auf die Verminderung der Umweltauswirkungen der Rohstoffwirtschaft. Ansatzpunkte bestehen in einer deutlich gesteigerten Kreislaufführung von Rohstoffen sowie der Reduktion der Umweltbelastungen entlang der gesamten Wertschöpfungskette. Eine besondere Herausforderung für die Rohstoffwirtschaft ist die Verminderung der Umweltfolgen der Rohstoffgewinnung, weil diese mittlerweile weitgehend im Ausland stattfindet.

Der SRU sieht die folgenden Handlungsansätze als zielführend für eine umweltverträglichere Rohstoffwirtschaft an: Die Kreislaufführung lässt sich zum Beispiel durch Mindeststandards für die Entsorgung von Elektro- und Elektronikschrott, die Festlegung höherer Verwertungsquoten, verpflichtende Funktionsnachweise von Gebrauchsgütern für den Export sowie die Etablierung von Pfandsystemen für Mobiltelefone und Computer ausbauen.

National und europäisch kann die Umweltverträglichkeit des Rohstoffabbaus durch ein Bündel ordnungsrechtlicher und ökonomischer Instrumente verbessert werden. So sollte das Bergrecht mit dem Ziel einer Stärkung der Naturschutzbelange reformiert werden. Zudem kann die Einführung einer Primärbaustoffsteuer den Druck auf einen weiteren Abbau mineralischer Rohstoffe in Deutschland reduzieren und einen Anreiz zur erweiterten Nutzung von Sekundärrohstoffen in der Bauindustrie geben.

Weiterhin kann eine knappe statt der bisher üblichen großzügigen Ausstattung der Industrie mit Emissionsrechten die Klimaverträglichkeit der Produktion rohstoffintensiver Güter verbessern. Dafür müssen die ab 2013 zur Vergabe von Zertifikaten festzulegenden sektoralen Benchmarks ambitionierte Emissionsreduktionsverpflichtungen zur Folge haben. Etwaige Carbon-Leakage-Effekte dürfen nicht zu Überallokationen von Emissionsrechten in gewissen Sektoren führen, zu denen auch und gerade die rohstoffintensiven Industrien gehören. Überallokationen gefährden die Wirksamkeit des gesamten Emissionshandelssystems. Um das bestehende Überangebot an Zertifikaten zu verringern, muss das Emissionsziel bis 2020 verschärft werden.

Die Umweltverträglichkeit des Rohstoffabbaus in rohstoffexportierenden Ländern sollte durch internationale Rohstoffabkommen und Zertifizierungssysteme mit hohen Umwelt- und Sozialstandards für die Rohstoffgewinnung verankert werden. Die Bundesregierung und die EU können dabei wesentliche Treiber für ein internationales Rohstoffrahmenabkommen werden.

Lebensmittelkonsum als Gegenstand von Politik

***5.** Der Lebensmittelkonsum hat über Produktion, Verarbeitung und Transport erheblichen Einfluss auf Umwelt

und Natur. Dies gilt vor allem für den Fleischkonsum, aber auch für den Konsum von Milchprodukten. Der hohe Konsum tierischer Produkte in Deutschland, welche je „Kalorie“ deutlich mehr Fläche als pflanzliche Produkte beanspruchen, ist im Hinblick auf die wachsende Weltbevölkerung und die gravierenden Umweltfolgen einer intensiven Landwirtschaft nicht global verallgemeinerungsfähig. Es stellt sich daher die grundlegende Frage, wie die Politik bei Verbrauchern einen umweltbewussteren Konsumstil induzieren kann.

Es lassen sich dabei einige allgemeine Leitlinien für einen umweltfreundlicheren Lebensmittelkonsum aufstellen: Vordringlich ist zunächst eine Verringerung der Lebensmittelverluste. Eine Reduktion um mindestens 50 % bis 2025 sollte als politisches Ziel festgeschrieben werden. Um dies zu erreichen, sollten unter anderem die Vorgaben für Haltbarkeitsdaten auf Verpackungen überarbeitet werden.

Wünschenswert ist, dass der Konsum tierischer Produkte reduziert wird. Dazu wird der Bundesregierung empfohlen, den reduzierten Mehrwertsteuersatz auf tierische Produkte abzuschaffen. Des Weiteren sollten die Erfahrungen, die mit der Einführung einer Steuer auf gesättigte Fettsäuren in Dänemark gemacht werden, evaluiert und eine Einführung auch in Deutschland geprüft werden, wenn sich positive Umweltwirkungen zeigen.

Ferner sollten Produkte aus extensiver Weidehaltung bzw. aus Fütterung mit extensiv produziertem Futter bevorzugt werden. Eine Erfolg versprechende Maßnahme zur Förderung des Konsums von Gütern, die auf naturschutzgerecht bewirtschafteten Flächen hergestellt werden, wäre es, zusätzlich zu dem bestehenden EU-Öko-Siegel ein „Naturschutz-Siegel“ einzuführen. Dieses soll Produkte kennzeichnen, die auf Flächen hergestellt wurden, auf denen Agrarumweltmaßnahmen durchgeführt werden oder die unter Vertragsnaturschutz stehen. Zur Förderung eines umweltbewussteren Konsumstils sollten darüber hinaus Informationskampagnen verstärkt, Bildungsangebote verbessert und das Angebot im öffentlichen Außer-Haus-Verzehr umgestaltet werden. Auch sollte die Politik vermehrt die Einrichtung von Dialogforen und Runden Tischen zur Vernetzung privater Akteure anregen, um die großen Potenziale zu nutzen, die nicht-staatliche Akteure in diesem Bereich haben.

Güterverkehr und Klimaschutz

***6.** Die prognostizierten Wachstumsraten des (Straßen-) Güterverkehrs sind so hoch, dass ohne einschneidende Maßnahmen die nationalen Klimaschutzziele für 2050 gefährdet sind. Bisher hat es die Verkehrspolitik allerdings versäumt, zielführende Konzepte für einen nachhaltigen Güterverkehr zu entwickeln.

Die bisher zugrunde gelegten Wachstumsprognosen scheinen zu hoch angesetzt. Sie setzen zumeist einen dynamischen Zubau von Infrastrukturen voraus, der angesichts stark wachsender Kosten und begrenzter Budgets nicht realistisch erscheint. Infrastrukturknappheit, deutlich steigende Transportkosten und der Strukturwandel

der Volkswirtschaft werden das Verkehrswachstum aller Voraussicht nach spürbar dämpfen.

Eine solche Entkopplung von Wirtschafts- und Güterverkehrswachstum sowie weitere – technische und logistische – Effizienzverbesserungen werden allerdings nicht ausreichen, um die Klimaschutzziele zu erreichen. Daher ist es langfristig notwendig, den Güterverkehr auf erneuerbare Energieträger umzustellen. Da Biokraftstoffe aus nachhaltigem Anbau nur in unzureichenden Mengen verfügbar sein werden, erfordert dies vorrangig die Umstellung auf regenerativ-elektrische Systeme. Dabei gibt es zwar weitgehend unterschätzte Potenziale einer Verlagerung von der Straße auf die Schiene, diese werden aber ebenfalls nicht ausreichen. Ergänzend bedarf es daher auch einer „regenerativen Elektrifizierung der Straße“.

Hierzu stellen nach bisherigen Untersuchungen oberleitungsgeführte Systeme für Lkws eine interessante Option dar. Die Einführung eines Oberleitungssystems für elektrisch betriebene Lkws (Trolley-Trucks) sollte vor diesem Hintergrund umfassend technisch, ökonomisch und europarechtlich geprüft und in Demonstrationsprojekten erprobt werden. Zudem sollten die Wechselwirkungen zum Schienengüterverkehr untersucht werden.

Die technischen Potenziale der Effizienzsteigerung des Güterverkehrs sollten insbesondere durch die Festschreibung verbindlicher Verbrauchsgrenzwerte für Lkws ausgeschöpft werden. Zusätzliche Anreize für technologische Innovation, logistische Optimierung und Verlagerung auf die Schiene würden die Besteuerung von Kraftstoffen gemäß ihres Kohlenstoffgehalts und die Berücksichtigung externer Kosten in der Lkw-Maut bieten.

In der Infrastrukturpolitik sind neue Prioritäten zugunsten klimaverträglicher Verkehrslösungen auf der Schiene und der Straße vordringlich. Die Bundesverkehrswegeplanung sollte daher zu einer zielorientierten strategischen Netzplanung mit einer vorrangigen Ausrichtung an Klimazielen umgestaltet werden. Hierzu sollte das Verfahren auf eine gesetzliche Grundlage gestellt werden, wobei Umweltprüfung und Öffentlichkeitsbeteiligung zu einem frühen Zeitpunkt zu gewährleisten sind.

Mobilität und Lebensqualität in Ballungsräumen

***7.** In Ballungsräumen verdichten sich die Probleme der Übernutzung natürlicher Ressourcen und die Nutzungskonflikte um den begrenzten öffentlichen Raum. Hier zeigen sich besonders deutlich die Folgen einer vom Autoverkehr geprägten Mobilität für die urbane Lebensqualität: Neben Lärmbelastungen, Luftschadstoffemissionen und Unfallrisiken verringert der Autoverkehr das Angebot an ruhigen und grünen Aufenthaltsräumen und schränkt die Mobilität nicht-automobiler Bevölkerungsgruppen ein. In Ballungsräumen bieten sich zugleich aber auch vielfältige Möglichkeiten für eine nachhaltige Mobilität.

Um die Ballungsräume vom Kfz-Verkehr zu entlasten und den Verkehr insgesamt umweltverträglich zu gestalten, ist eine Verschiebung der Verkehrsträgeranteile not-

wendig. Als mittelfristiges Ziel sollte angestrebt werden, den Anteil des Umweltverbundes (öffentlicher Personennahverkehr (ÖPNV), Fahrrad- und Fußverkehr) am Modal Split bis 2025 vom jeweiligen Stand um 20 % und langfristig auf einen Anteil von 70 bis 80 % zu erhöhen.

Um ein solches Ziel zu erreichen, sind zum einen verstärkte Fördermaßnahmen und Investitionen in den Umweltverbund erforderlich. Dazu zählen eine fahrrad- und fußgängerfreundliche Infrastruktur mit Tempo 30 als Regelgeschwindigkeit für motorisierte Fahrzeuge in Innenstädten. Die Erhaltung des ÖPNV kann langfristig nur durch die Schaffung eines ÖPNV-Finanzierungsgesetzes des Bundes gesichert werden.

Zum anderen ist aber auch die Korrektur ungerechtfertigter und umweltschädlicher Subventionen für den Autoverkehr notwendig (z. B. die ermäßigte Dieselsebesteuerung und die niedrige Besteuerung privat genutzter Dienstwagen).

Eine integrierte Verkehrsentwicklungsplanung, die eine effektive Stadt-Umland-Kooperation einschließt, kann zur Entkopplung von Verkehr und Mobilität beitragen. Der weiterhin verbleibende Autoverkehr muss möglichst emissionsarm sein. Dazu sollten die Umweltzonen stufenweise weiterentwickelt werden.

Ökosystemleistungen aufwerten

***8.** Der zweite Schwerpunkt „Ökosystemleistungen aufwerten“ befasst sich mit der Frage, wie eine deutliche Aufwertung bisher vernachlässigter Ökosystemleistungen gelingen kann. Der SRU diskutiert dies beispielhaft für Moore, Wälder und Meere. Bei all diesen Themen stellt sich die Frage, wie Ökosysteme gegenüber unmittelbaren kommerziellen Nutzungsinteressen so gestärkt werden können, dass sie dauerhaft auch nicht-marktfähige Leistungen erbringen.

Umweltgerechte Waldnutzung

***9.** Um die Waldflächen konkurrieren unterschiedliche Nutzungsansprüche. Als Rohstoff, Baumaterial und Energiequelle ist Holz von besonderer kommerzieller Bedeutung. Mindestens ebenso wichtig ist aber die Funktion der Wälder als natürlicher Lebensraum sowie für den lokalen und globalen Klimaschutz. Naturnahe Wälder bilden einerseits eine wichtige Senke für Treibhausgase, andererseits sind sie für die Anpassung an die durch den Klimawandel zu erwartenden Extremwetterereignisse wesentlich.

Mit dem Anstieg der Energie- und Rohstoffpreise droht eine Kommerzialisierung der Waldnutzung, die die nicht-kommerziellen Funktionen der Wälder zunehmend gefährdet. Bei der Nutzung muss jedoch dem Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen Vorrang gegeben werden. Daher müssen Maßnahmen ergriffen werden, um diese nachhaltig zu erhalten.

Die Ziele der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt für den Lebensraum Wald müssen dringend umgesetzt und in entsprechenden raumkonkreten Strategien der

Länder festgelegt werden. Dabei sind unter anderem Flächen mit natürlicher Entwicklung auf 10 % der geeigneten Waldfläche der öffentlichen Hand rechtlich abzusichern. Ein hochwertiges Zertifizierungssystem sollte auf mindestens 80 % der Waldfläche angewendet werden.

Ökologische Mindeststandards sollten für die gesamte Waldfläche Deutschlands gelten. Dazu könnten zum Beispiel eine Konkretisierung des Begriffs der „ordnungsgemäßen Forstwirtschaft“ in § 11 Absatz 1 Bundeswaldgesetz beitragen oder eine Verordnungsermächtigung im Bundesnaturschutzgesetz. Diese Standards würden gleichzeitig auch den Bewertungsmaßstab für die Honorierung darüber hinausgehender öffentlicher Leistungen bilden. Bei der Erfassung von Wildschäden sollten auch Schäden an der biologischen Vielfalt in die Schadensermittlung mit einbezogen werden. Die Vermeidung von Wildschäden sollte prioritär gegenüber monetären Ersatzmaßnahmen sein.

Zur Abmilderung des Klimawandels in den kommenden Jahrzehnten sollte der Aufbau weiterer Kohlenstoffvorräte im Wald durch ein höheres Bestandsalter angestrebt werden. Ein hohes Alter des Waldes ist gleichzeitig die Grundlage für das Vorkommen vieler gefährdeter Waldarten. Um die Kohlenstoffspeicherfunktion zu schützen, empfiehlt der SRU eine schonende Nutzung von Biomasse aus Wäldern. Dabei sollten mindestens 50 % der natürlichen Holzvorräte erhalten bleiben. Unter Berücksichtigung von Natur- und Bodenschutz sollten die Potenziale von Landschaftspflegeholz und Resthölzern erschlossen werden. Für eine vollständige Kohlenstoffbilanzierung müsste grundsätzlich neben der ober- und unterirdischen Biomasse auch der in Totholzvorräten, Streu und Waldboden gespeicherte Kohlenstoff berücksichtigt werden.

Moorböden als Kohlenstoffspeicher

***10.** Moorböden leisten einen herausragenden, jedoch bislang weitgehend vernachlässigten Beitrag zum Klimaschutz. Sie enthalten und speichern große Mengen an Kohlenstoff. Diese Ökosystemleistung der Moorböden wird durch die Entwässerung der Flächen, insbesondere für die landwirtschaftliche Nutzung, zerstört. In Deutschland betrifft dies rund 12.000 km², die mit etwa 4 % zu den jährlichen Treibhausgasemissionen Deutschlands beitragen und damit etwa ein Drittel der Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft verursachen.

Die langfristige Rückführung von Moorböden in einen naturnahen Zustand durch Wiedervernässung, Nutzungsextensivierung und Renaturierung kann damit einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Neben der Klimaentlastung entstehen auch positive Synergieeffekte für die Biodiversität und den Wasserhaushalt. Um konkrete Schutzmaßnahmen vornehmen zu können, müssen zunächst die Datengrundlagen geschaffen und harmonisiert werden. Der SRU empfiehlt daher eine Bundesinitiative Moorschutz in zwei Phasen.

In Phase I sollen bis 2015 Kenndaten über Lage, Zustand (Nutzung, Wasserstand, Biodiversitätszustand und -poten-

zial) und Besitzverhältnisse aller Moorflächen erhoben werden. Parallel sind ein Kataster und eine Austauschplattform über die abgeschlossenen und laufenden Renaturierungen aufzubauen. Naturnahe Moore sind zu sichern und ihr Erhaltungszustand soweit notwendig zu verbessern.

In Phase II wird für alle Hochmoorböden eine Wasserstandsanhhebung bis zu einem naturnahen Zustand vorgesehen (soweit hydrologisch möglich). Für den Schutz von Hochmoorböden auch über Deutschland hinaus ist ein Torfausstiegsplan zu erarbeiten, der neben einem Ende des Torfabbaus in Deutschland auch die Erforschung von Alternativen sowie den Erlass eines Verwendungsverbotes für Torf beinhaltet. Auf Niedermoorböden soll der Wasserstand angehoben und die Nutzung extensiviert werden, um eine deutliche Senkung der Treibhausgasemissionen aus diesen Böden zu erreichen.

Erfolge sowie Fehlentwicklungen der Schutz-, Extensivierungs- und Renaturierungsmaßnahmen müssen in einem Monitoringprogramm dokumentiert werden.

Die Leistung intakter Moore für den Klimaschutz muss zudem angemessen honoriert werden. Infrage kommen der Ausbau der Finanzierungsmöglichkeiten des Moorschutzes, die Beseitigung von Fehlanreizen, die eine Entwässerung attraktiv machen, und die Honorierung von Nutzungsextensivierung und Pflege renaturierter Moorböden. Der Schutzstatus von Moorböden sollte zudem im Natur- und Bodenschutzrecht gerade gegenüber konkurrierenden Nutzungen gestärkt werden.

Sektorübergreifender Meeresschutz

***11.** Nord- und Ostsee stehen unter einem erheblichen Nutzungsdruck, der zu vielfältigen Belastungen der dortigen Ökosysteme führt. Verantwortlich hierfür sind unterschiedliche Verursacher, vor allem die Fischerei, die Landwirtschaft, die Seeschifffahrt und die Energie- und Rohstoffgewinnung. Konsequenzen dieser Eingriffe sind unter anderem Veränderungen im Nahrungsnetz, die Schädigung von Bodenlebensgemeinschaften, Eutrophierung, Verlärmung und die Anreicherung von Schadstoffen in Organismen am Ende der Nahrungsketten.

Zentrale Herausforderung der Meeresschutzpolitik ist die Integration des Meeresschutzes in die verschiedenen Sektorpolitiken. Dafür müssen die Politiken geändert und anspruchsvolle Schutzziele festgelegt werden. Die Meeresschutzstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) der EU verfolgt zwar einen umfassenden Ansatz zum Schutz der Meere, hat aber nur wenig Einfluss auf die relevanten, insbesondere europäischen, Sektorpolitiken. Trotzdem ist eine anspruchsvolle Richtlinienumsetzung mit erheblichen Chancen für den Meeresschutz verbunden. Die Ziele und Instrumente der regionalen Meeresschutzabkommen (Helsinki- und OSPAR-Übereinkommen) bieten hierfür eine wichtige Grundlage und sollten soweit wie möglich aufgegriffen werden.

Auf der europäischen Ebene sind weitergehende Reformen der Gemeinsamen Fischereipolitik und der Gemeinsamen Agrarpolitik vorrangig. International müssen die

Umweltstandards in der Seeschifffahrt fortentwickelt werden. Ambitionierte, im Rahmen der MSRL-Umsetzung festgelegte Meeresschutzziele, die in der europäischen Meerespolitik verankert werden, bieten eine Chance für eine meeresschutzgerechte Weiterentwicklung der relevanten Politiken.

Darüber hinaus kann der Meeresschutz verbessert werden durch die Schaffung eines hohen Schutzstatus in den Meeresschutzgebieten, einschließlich zielführender Managementpläne, der Einrichtung von Nullnutzungszonen und von adäquaten Monitoringprogrammen sowie durch die Stärkung der steuernden Wirkung der Raumordnungspläne für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ).

Eine institutionelle und personelle Stärkung des Meeresschutzes in Deutschland ist unabdingbar, damit die Erhaltung der marinen Biodiversität und der Ressourcen der Meere gelingt. In diesem Zusammenhang ist die Einrichtung eines Meeresbundesamtes zu prüfen.

Integrative Konzepte stärken

***12.** Der dritte Teil des Gutachtens „Integrative Konzepte stärken“ befasst sich mit wesentlichen institutionellen Grundlagen erfolgreicher Umweltpolitik. Grundlage eines effektiven Umweltschutzes ist ein medienübergreifendes Umweltmonitoring, das die Wechselwirkungen zwischen Stoffeinträgen und der Dynamik von Ökosystemen angemessen abbildet. Zu einem medienübergreifenden Ansatz im Umweltschutz gehören auch integrative Verfahren, die Problemverlagerungen von einem Umweltmedium auf das andere erfassen und verhindern. Exemplarisch wird dies am Beispiel des Anlagenzulassungsrechts diskutiert. Von herausragender Bedeutung ist die Integration von Umweltbelangen in andere Sektoren. Ausgangspunkt hierfür ist ein aktualisiertes und langfristig ausgerichtetes Zielsystem, welches als Kompass dient und an welchem die Leistungsfähigkeit und der Erfolg von Maßnahmen gemessen werden können. Umweltprogramme und Nachhaltigkeitsstrategien auf der europäischen und nationalen Ebene sind die geeigneten Prozesse, solche Ziele qualifiziert zu diskutieren und politisch hochrangig zu verankern.

Integrierter Umweltschutz am Beispiel des Anlagenzulassungsrechts

***13.** Umweltschutz erfordert grundsätzlich eine integrierte Betrachtung, wenn Probleme sinnvoll gelöst und nicht lediglich verschoben werden sollen. In Deutschland ist aber im Anlagenzulassungsrecht der vom europäischen Recht vorgegebene medienübergreifende Ansatz noch nicht vollständig verwirklicht. Dieser erfordert eine ganzheitliche Betrachtung der Umwelt, um so Belastungsverlagerungen zu vermeiden. Dies gilt zunächst im Hinblick auf die formelle Integration bei der Anlagenzulassung. Ziel sollte es sein, wie in der Industrieemissionsrichtlinie (IED) vorgegeben, sicherzustellen, dass alle für diese Verfahren zuständigen Behörden anhand eines wirksamen integrierten Konzepts vorgehen. Dies ist in

Deutschland bislang nur in wenigen Bundesländern der Fall. Weitergehend bestehen sogar Tendenzen zu einer Kommunalisierung der Umweltverwaltungen in einzelnen Bundesländern, was die Integration der Verfahren weiter erschwert. In diesem Sinne sollte das von Artikel 23 Absatz 1 IED geforderte System für Umweltinspektionen genutzt werden, um alle Umweltauswirkungen gemeinsam zu erfassen. Dies wäre ein Anstoß, die Behörden so zu organisieren, dass nur eine Stelle für die Inspektionen und für die Genehmigung und Überwachung insgesamt zuständig ist.

Wünschenswert wäre zudem ein einheitlicher Genehmigungsstatbestand in Form einer integrierten Vorhabengenehmigung (IVG). Ein solcher ließe sich auf Landesebene nur sinnvoll mit Leben füllen, wenn die entsprechenden Fachbehörden zusammengeführt werden würden. Es wäre beispielsweise möglich, die IVG als Stammregelung im Sinne einer Angebotsgesetzgebung im Verwaltungsverfahrensgesetz zu verankern.

Im Hinblick auf die materielle Integration bestehen emissionsseitig gute Gründe, auf generell-abstrakte Grenzwerte zurückzugreifen. Allerdings sollten die Emissionsgrenzwerte der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) im Rahmen einer Rechtsverordnung (Bundes-Immissionsschutzverordnung) geregelt werden. Insbesondere mit Blick auf eine verbesserte Umsetzung europarechtlicher Vorgaben des integrierten Umweltschutzes hält der SRU überdies eine Öffnung der gebundenen Genehmigung in Richtung einer Ermessensentscheidung für erforderlich. Diese ließe sich gegebenenfalls um Ermessens- und Abwägungsdirektiven ergänzen. Eine solche Regelung würde nicht zuletzt der herrschenden Praxis besser gerecht werden, in der sich die gebundene Entscheidung weitgehend einer Ermessensentscheidung angenähert hat. Gerade der Ansatz, dass sensible Umweltmedien wie das Wasser grundsätzlich einem staatlichen Ordnungsrahmen unterstellt werden können und daher kein strikter Anspruch auf Umweltnutzung bestehen kann, lässt sich in verfassungskonformer Weise auch auf andere Umweltmedien wie Luft und Boden übertragen. Angesichts der ansonsten schwer zu erreichenden nationalen Luftqualitätsziele könnte den Behörden auf diese Weise ein Versagungsermessen eröffnet werden, wenn gesetzlich vorgeschriebene Luftqualitätsziele nicht eingehalten werden.

Medienübergreifendes Monitoring

***14.** Natur und Umwelt bilden die Grundlage nachhaltiger Entwicklung. Ihr Zustand wird durch multifaktorielle Umweltbelastungen beeinflusst, deren Regelung durch unterschiedliche, teils konkurrierende Zuständigkeiten in der Verwaltung gespiegelt wird. Politische und wirtschaftliche Entscheidungen müssen an dem Ziel der Erhaltung oder Wiederherstellung eines guten Zustands der Ökosysteme ausgerichtet werden. Umweltmonitoring liefert die wesentlichen Grundlagen dafür, Probleme frühzeitig erkennen zu können, die Realitätstauglichkeit modellierter Wirkungszusammenhänge zu prüfen, die Effektivität politischer Maßnahmen zu evaluieren und

nicht zuletzt integrierten Umweltschutz materiell zu ermöglichen. Monitoring sollte Nutzungseinflüsse, Stoffbelastungen und Wirkungen des Klimawandels mit Zustandsdaten zur Biodiversität verknüpfen und Veränderungen im Naturraum abbilden.

Hierfür ist einerseits ein medienübergreifendes Monitoring erforderlich, welches die Untersuchung von Exposition und Wirkung von Stoffen über mehrere Umweltmedien kombiniert. Für allgemeine, repräsentative Aussagen zum Zustand der Biodiversität in den verschiedenen Landnutzungstypen liefert die flächendeckende Einführung der ökologischen Flächenstichprobe die notwendigen Informationsgrundlagen.

Die verschiedenen Monitoringaktivitäten sollten durch bundesweit einheitliche Standards – auch für das Monitoring von Chemikalien – auf Grundlage der Gesetzgebungskompetenz im Naturschutzrecht koordiniert und beim Statistischen Bundesamt institutionalisiert werden. Insgesamt kann durch diese Kooperation der Informationsfluss zwischen den Behörden verbessert werden. Dadurch könnte auch ein transparenter Zugang der Öffentlichkeit zu den Monitoringergebnissen geschaffen werden.

Konsistenz zwischen den Vollzugsaufgaben stellt auch ein wesentliches Ziel der Europäischen Kommission und ihrer wissenschaftlichen Gremien dar. Daher sollte dafür gesorgt werden, dass insbesondere die stoffbezogenen Informationen aus der REACH-Verordnung in das medienübergreifende Monitoring integriert und die Ergebnisse wiederum beim Vollzug der REACH-Verordnung genutzt werden. Die entstandenen Kosten sollten insbesondere im Bereich des Monitorings von Chemikalien und der Gentechnik von den Verursachern übernommen werden.

Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien

***15.** Auch zwanzig Jahre nach der Rio-Konferenz ist es – trotz partieller Erfolge – nicht gelungen, Entwicklungspfade in Deutschland, Europa und der Welt systematisch so auszurichten, dass ökologische Grenzen eingehalten werden. Der Widerspruch, dass trotz vieler Erfolge der Umweltpolitik bedrohliche ökologische Trends fortbestehen, zeigt, wie groß die politischen Herausforderungen sind. Der SRU hält es daher für notwendig, die ökologischen Schutzgüter stärker ins Zentrum des (umwelt-)politischen Handelns zu stellen und tief greifende Transformationsprozesse anzustoßen.

Solche Prozesse bergen enorme, auch politische Herausforderungen, die noch kaum in einer breiteren gesellschaftlichen Debatte reflektiert werden. Politische Strategieprozesse können einen wichtigen Beitrag dazu leisten, eine qualifizierte Diskussion um ökologische Leitplanken zu führen, solche Leitplanken weiter zu operationalisieren und politisch verbindlich zu verankern.

Das 7. Umweltaktionsprogramm der EU bietet eine aktuelle Gelegenheit, mittel- und langfristige umweltpolitische Ziele zu formulieren, fortzuentwickeln und den umweltpolitischen Handlungsrahmen für die nächste Dekade abzustecken.

Auch in Deutschland könnte ein übergreifendes Umweltprogramm zur Aufwertung der Umweltpolitik beitragen und wichtige umweltpolitische Impulse geben. Darüber hinaus ist das Zielsystem der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie aktualisierungsbedürftig. Die in den Fortschrittsberichten der Nachhaltigkeitsstrategie dokumentierten Zielverfehlungen bieten einen Anlass, die Strategie stärker auf das Erreichen von Umweltzielen auszurichten. Dies gilt auch für thematische Umweltstrategien und für relevante Strategien anderer Ressorts (z. B. Verkehr, Landwirtschaft und Bauen).

Die staatliche Verantwortung für den Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen kann insbesondere auch durch institutionelle Vorkehrungen gestärkt werden. Hierzu gehören der Vorschlag der Einführung einer Umweltintegrationsklausel nach europäischem Vorbild (Artikel 11 AEUV) in das Grundgesetz oder auch die Stärkung des Umweltressorts im Bundeskabinett (z. B. Einführung eines suspensiven Widerspruchsrechts des Umweltministeriums sowie eines Initiativrechts in anderen Geschäftsbereichen).

Schlusswort

***16.** Angesichts der aktuellen Erkenntnisse über die Grenzüberschreitungen, die das Wohlstandsmodell der letzten Jahrhunderte infrage stellen könnten, ist eine Neuorientierung der Umweltpolitik erforderlich. Eine qualifizierte Debatte über die Neuorientierung erfordert eine wissenschaftliche Informationsbasis über die wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Folgen von Grenzüberschreitungen, Handlungsoptionen zu deren Vermeidung und eine breite Öffentlichkeit. Ähnlich wie beim Klimaschutz sollte es nach Ansicht des SRU grundsätzlich möglich sein, auch trotz sehr unterschiedlicher Interessen in der pluralistischen Demokratie einen soliden Konsens über den Handlungsbedarf herzustellen.

Kapitel 0

Inhaltsverzeichnis

	Seite
0 Einführung	19
0.1 Umweltschutz und -gutachten im Wandel	19
0.1.1 Neue Herausforderungen der Umweltpolitik	19
0.1.2 Das Konzept des Umweltradars	19
0.2 Leitbegriffe des Umweltgutachtens	20
0.2.1 Ökologische Grenzen	20
0.2.2 Dimensionen ökologischer Verantwortung	21
0.3 Grundsatzfragen des Umweltradars	24
0.3.1 Die Themenschwerpunkte	24
0.3.2 Wohlfahrt und Ressourcennutzung entkoppeln	25
0.3.3 Ökosystemleistungen aufwerten	27
0.3.4 Integrative Konzepte stärken	27

Einführung

0 Einführung

0.1 Umweltschutz und -gutachten im Wandel

0.1.1 Neue Herausforderungen der Umweltpolitik

1. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) berät seit nunmehr vierzig Jahren die umweltpolitischen Instanzen sowie die Öffentlichkeit der Bundesrepublik Deutschland. Die Gutachten, Stellungnahmen und Kommentare des Rates sind immer auch ein Spiegel der umweltpolitischen Herausforderungen der jeweiligen Zeit.

Die Umweltpolitik der letzten Jahrzehnte war insbesondere dort besonders erfolgreich, wo klar abgegrenzte Probleme zu bewältigen waren und technisch wirksame Lösungen zur Verfügung standen: Die Luftreinhaltung, der Gewässerschutz und die Abfallpolitik bieten zahlreiche Beispiele für technikbasierte Problemlösungen, die erfolgreich waren ohne steuernd in die Eigenlogik der verursachenden Sektoren und Politikbereiche einzugreifen. Die kostengünstigen Möglichkeiten dieses Modells von Problemlösungen sind in den letzten Jahrzehnten vielfach ausgeschöpft worden. Manche Probleme – beispielsweise die Verschmutzung von Luft und Wasser durch stationäre Anlagen – sind auf diese Weise erfolgreich angegangen worden, andere – etwa der Klimawandel, der Verlust der biologischen Vielfalt und diffuse Stoffeinträge – entziehen sich aber eines solchen Lösungsansatzes. Um angemessene Strategien für die drängenden Umweltprobleme des 21. Jahrhunderts entwickeln zu können, muss daher der Wirkungskreis der Umweltpolitik sektoral, räumlich und zeitlich neu ausgerichtet und gleichzeitig ausgeweitet werden.

Die Notwendigkeit einer ganzheitlichen Umweltpolitik wurde bereits im Ersten Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 erkannt, wonach eine Umweltpolitik nur erfolgreich sein kann, wenn sie über punktuelle und rein technische Problemlösungen hinausreicht.

2. Zu Beginn der derzeitigen Ratsperiode (2008 bis 2012) hat sich der SRU daher intensiv mit der Frage beschäftigt, wie die wissenschaftliche Politikberatung den neuen Herausforderungen der Umweltpolitik gerecht werden kann.

Danach sind vier große globale Trends und Herausforderungen festzustellen:

- Der Verlust der biologischen Vielfalt, das heißt an Lebensräumen, Arten und genetischer Vielfalt, aufgrund des erheblichen Intensivierungsdrucks in der Landwirtschaft und einer beträchtlichen Landnahme für die Agrarproduktion. Auslöser hierfür sind eine wachsende Weltbevölkerung, die veränderten Ernährungsgewohnheiten der größer werdenden globalen neuen

Mittelschichten und die wachsende Nachfrage nach biogener Energie und Rohstoffen.

- Der Klimawandel, der durch einen bisher ungebremsen Anstieg der Treibhausgasemissionen durch immer noch zunehmende fossile Energiesysteme und gravierende Landnutzungsänderungen beschleunigt wird. Die Abwehr gefährlicher Klimaveränderungen setzt in den Industrieländern zwingend eine Dekarbonisierung der Energieversorgung bis 2050 und veränderte Landnutzungssysteme voraus. Legt man strenge Nachhaltigkeitskriterien an, so kann dies nur durch den Ausstieg aus dem nuklear-fossilen Energiesystem und dem Ausbau erneuerbarer Energieträger gelingen.
- Das Wachstum des Güterverkehrs. Als besonderes Problem erscheint in diesem Kontext vor allem die ungebremst hohe Zunahme des (Güter-)Verkehrs, dessen Verdopplung bis 2050 erwartet wird. Hier sind in der Diskussion kaum Lösungen in Sicht.
- Der stark wachsende weltweite Rohstoff- und Ressourcenbedarf. Dieser ruft entlang der Wertschöpfungskette von der Rohstoffgewinnung bis zum Abfall vielfache Umweltschäden hervor. Eine Trendumkehr des globalen Ressourcenbedarfes ist nicht in Sicht.

3. Diese Trends spielen eine wesentliche Rolle für die deutsche und europäische Umweltpolitik. Erstens haben sie erhebliche Rückwirkungen auf Wirtschaft und Gesellschaft. Zweitens ist die Rolle Europas als direkter und indirekter Mitverursacher nicht zu vernachlässigen. Und drittens sind insbesondere in Deutschland erhebliche, zum Teil vorbildliche Problemlösungskapazitäten vorhanden. Sie haben den SRU bewogen, ein neues Konzept der Begutachtung zu erarbeiten, welches auf mittelfristige Herausforderungen der international wie national zu beobachtenden Trends auf die deutsche Umweltpolitik fokussiert. Es wurde in bewusster Analogie zur Technik als *Umweltradar* bezeichnet.

0.1.2 Das Konzept des Umweltraders

4. Der SRU hat nach seinem Einrichtungserlass den Auftrag zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und Umweltbedingungen und zur Erleichterung der umweltpolitischen Urteilsbildung. Er soll bei Bedarf auch Fehlentwicklungen aufzeigen. Die im Einrichtungserlass verbrieft Unabhängigkeit des Rates ist dabei neben der interdisziplinären Zusammensetzung des Rates die zentrale Voraussetzung, um diesen Aufgaben fachkundig und glaubwürdig nachkommen zu können.

5. Im vorliegenden Umweltgutachten erfolgt die periodische Begutachtung nicht als Umwelt- oder Nachhaltigkeitsbericht, sondern im Sinne einer strategischen

Schwerpunktsetzung. Der SRU hat bewusst auf eine beschreibende Gesamtschau verzichtet und stattdessen wenige Themen identifiziert, für die er einen besonderen Handlungs- oder Orientierungsbedarf in der öffentlichen Debatte sieht oder bei denen wichtige grundlegende Weichenstellungen anstehen. Er betont damit seine im Einrichtungserlass formulierte Aufgabe, die Urteilsbildung aller umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen in Deutschland zu erleichtern. Die Auswahl der strategischen Schwerpunkte erfolgte in Ergänzung zu den in der Berufungsperiode bereits in Sondergutachten und Stellungnahmen ausführlich behandelten Themen: Vorsorgestrategien für Nanomaterialien (2011), Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung (2011), Fischbestände nachhaltig bewirtschaften (2011), Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (2009). Auswahlkriterien für die Schwerpunktthemen des vorliegenden Umweltgutachtens waren:

- Tragweite des Problems,
- Zukunftsrelevanz,
- Repräsentativität auch für andere Themen,
- Aufmerksamkeitsschwerpunkte der fachlichen Umweltdiskussion.

Auf der Basis eigener Analysen sowie wichtiger Zukunftsberichte über große Entwicklungstrends der nächsten Jahrzehnte und der oben genannten Kriterien hat der SRU in einem Screeningverfahren über neunzig potenzielle Themen identifiziert, diskutiert und bewertet. Aus einem mehrstufigen Auswahlprozess sind elf Schwerpunktthemen hervorgegangen, die zu drei thematischen Clustern gebündelt wurden: Entkopplung, Ökosystemleistungen und Governance.

Dem Umweltgutachten 2012 hat der SRU den programmatischen Titel „Verantwortung in einer begrenzten Welt“ gegeben. „Ökologische Grenzen“ und „Verantwortung“ sind die zentralen Leitbegriffe des Gutachtens, die exemplarisch in den jeweiligen Einzelthemen untersucht werden.

0.2 Leitbegriffe des Umweltgutachtens

0.2.1 Ökologische Grenzen

6. Für die umweltpolitische Zukunftsdebatte sind die immer stärker sichtbar werdenden „ökologischen Grenzen“ von zentraler Bedeutung. Intuitiv ist sofort erfassbar, dass es in einer begrenzten Welt keine unbegrenzte Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen geben kann. Die Regenerationsfähigkeit nachwachsender Ressourcen ist ebenso begrenzt, wie die Aufnahmefähigkeit gegenüber den Schadstoff- und Abfallfrachten des industriellen Stoffwechsels. Zunehmend wird damit sichtbar, dass wir mittlerweile in einer „vollen Welt“ (Herman E. Daly) leben, in der der Raubbau an vorhandenen ökologischen Vermögensbeständen, am Naturkapital, nicht länger ignoriert werden kann. Um die weltweite Schädigung lebenserhaltender natürlicher Systeme durch den Menschen zu beschreiben, wird mittlerweile gar vom „Anthropozän“ gesprochen.

Bei einem ungebremsten Trend bestimmter Wachstumstreiber sind negative Rückwirkungen auf Wirtschaft, Lebensqualität und sogar politische Stabilität nicht auszuschließen. Die Preise für Öl und Rohstoffe sind seit einigen Jahren überproportional angestiegen. Sie sind auch als Signal für die ökonomischen Rückwirkungen einer sehr stark wachsenden globalen Nachfrage für natürliche Ressourcen zu werten. Teilweise spiegelt der Preisanstieg bereits erkennbare Knappheiten, zumeist aber erst politisch oder wirtschaftlich bedingte Angebotsengpässe.

7. Viele natürliche Ressourcen haben aber keinen direkten Knappheitspreis. Sie haben den Charakter nicht marktfähiger öffentlicher Güter. Es bestehen zudem lange Latenzphasen und komplexe Wirkungsketten zwischen Übernutzung und direkt spürbaren Folgen. Wenn systemische Störungen, Zusammenbrüche oder Umkippeffekte auftreten, kann es angesichts erheblicher „Bremswege“ bereits zu spät für eine Kurskorrektur sein. Ökonomische Folgen der Übernutzung erscheinen daher erst spät als Kostenfaktor und oftmals nicht bei denen, die diese Kosten verursacht haben. Aus diesem Grunde kann das Problem der knappen Verfügbarkeit von Ressourcen nicht alleine dem Markt überlassen werden. Ernsthafte Rückwirkungen von Grenzüberschreitungen auf die Wirtschaft und die internationale Sicherheit sind dann zu befürchten. Insofern sollten rechtzeitig Lektionen aus Erfahrungen in anderen Ländern und aus den zahlreichen historischen Beispielen gezogen werden

Die ökonomische Bedeutung von ökologischen Grenzüberschreitungen wird zum Zeitpunkt des Erscheinens dieses Umweltgutachtens aktuell im Kontext der Rio+20-Konferenz international diskutiert. Das Leitbild der grünen Wirtschaft betont dabei nicht nur die Wachstums- und Marktchancen von Umwelttechnologien, sondern gerade auch die ökonomische Bedeutung natürlicher Ressourcen. Ihre Zerstörung zwingt zu Reparatur- und Defensivausgaben, die die Wohlfahrtsgewinne des Wachstums übertreffen können. Natürliche Ressourcen sind ein essenzieller Produktionsfaktor, der unzureichend im Wirtschaftskalkül berücksichtigt wird.

8. Aus diesen Gründen ist ein Wirtschaften innerhalb sicherer planetarischer Grenzen, wie es vom Erdsystemansatz vertreten wird, der Ausgangspunkt dieses Umweltgutachtens. Wo ökologische Grenzen exakt liegen könnten, ist international bisher nur für einzelne Stoffkreisläufe vereinbart worden. Relativ am weitesten fortgeschritten ist die Klimadebatte. Aber ökologische Grenzen sollten auch für andere Belastungsfaktoren natürlicher Systeme – insbesondere für die Treiber des Verlustes an biologischer Vielfalt, die Süßwassernutzung oder für die Belastung mit persistenten, toxischen und bioakkumulierenden Stoffen – national, regional und lokal bestimmt werden.

Dabei ist die Bestimmung der ökologischen Grenzen und vor allem auch die Formulierung einer fairen Verteilung von Nutzungsansprüchen, die solche Grenzen respektieren, nicht nur eine rein wissenschaftliche, sondern auch eine politische Aufgabe. Technik, Natur- und Gesellschaftswissenschaften können das Wissen um die Zusam-

menhänge zur Verfügung stellen, die Wechselbeziehungen zwischen ökosystemarer und gesellschaftlicher Stabilität offenlegen und Handlungsansätze formulieren. Letztlich ist es aber Verantwortung und Aufgabe von Politik, die Konsequenzen aus solchen Erkenntnissen zu ziehen und Leitbegriffe, wie die Erhaltung der „natürlichen Lebensgrundlagen“ und „Gerechtigkeit“, mit fassbaren und vermittelbaren Inhalten zu füllen. Der SRU spricht sich daher klar für einen Zielbildungs- und Umsetzungsprozess innerhalb der demokratischen Institutionen aus. Dabei ist selbstverständlich, dass eine breite gesellschaftliche Unterstützung wesentliche Voraussetzung legitimen politischen Handelns ist, auch wenn dies schwierig und aufwendig erscheint. Wissenschaft kann diesen Zielbildungsprozess durch Information fundieren und durch gute öffentliche Kommunikation auch verstärken, aber nicht ersetzen.

Ein umweltpolitischer Handlungsschwerpunkt wird die Kontingenzierung global kritischer systemrelevanter Stoffströme werden. Dabei sollten global verträgliche Budgets entwickelt und faire nationale und europäische Nutzungsrechte formuliert werden.

Globale Wertschöpfungsketten und weltweit deutlich werdende ökologische Grenzen führen auch zu neuen Dimensionen ökologischer Verantwortung.

0.2.2 Dimensionen ökologischer Verantwortung

9. Die „technologische Zivilisation“ (Hans Jonas) eröffnet in mannigfaltiger Hinsicht neue Dimensionen individueller, staatlicher, sowie internationaler Verantwortung, auch und insbesondere in ökologischer Hinsicht. Die örtliche, zeitliche und intergenerationelle Reichweite anthropogener Handlungen ist größer denn je in der Menschheitsgeschichte und stellt damit auch die handelnden Akteure ebenfalls vor neue Herausforderungen, deren Dimensionen in der klassischen Verantwortungsethik nicht antizipiert werden konnten.

Ökologische Grenzen können vielfach nur in einer globalen Perspektive angemessen erkannt werden, ihre wirksame Einhaltung und Respektierung setzt aber letztlich eine Vielzahl koordinierter individueller Entscheidungen und Verhaltensänderungen auf allen Ebenen voraus. Wie sich solchermaßen Verantwortung für die Erhaltung natürlicher Lebensgrundlagen in den verschiedensten Dimensionen und Handlungsebenen zwischen Weltgemeinschaft und Bürger entfalten und ausprägen kann, ist eine der großen Gestaltungsfragen der umweltpolitischen Diskussion.

Es ist offensichtlich, dass schon wegen der Globalität der Wirkungszusammenhänge und der zeitlich-räumlichen Entkopplung von Handeln und Handlungsfolgen der alleinige moralische Appell an die individuelle Verantwortung eine Überforderung wäre. Schon aus diesem Grunde sind der Staat und seine internationale Kooperationsfähigkeit gefordert.

Traditionell ist der verantwortungsbewusste Umgang mit den bürgerlichen Freiheitsrechten als Staatsbürger, Unter-

nehmer oder Verbraucher dann besonders ausgeprägt und erwartbar, wenn Handlungsfolgen zeitnah und unmittelbar, mithin also vorhersehbar erfolgen. Dann kann der kategorische Imperativ im Sinne von Immanuel Kant eingefordert werden: „Handle nur nach derjenigen Maxime, durch die du zugleich wollen kannst, dass sie ein allgemeines Gesetz werde.“ Bei vielen Umweltproblemen sind die Folgen individueller Handlungen zu komplex, um diese Handlungsmaxime praktisch werden zu lassen: Ursache und Wirkung sind zeitlich und örtlich stark entkoppelt. Der deutsche Philosoph Hans Jonas hat daraufhin den kategorischen Imperativ von Kant zum ökologischen Imperativ weiterentwickelt. Demnach lautet die neue Maxime des Handelns: „Handle so, dass die Wirkungen deiner Handlung verträglich sind mit der Permanenz echten menschlichen Lebens auf Erden.“ Individuelle Konsum- oder Investitionsentscheidungen wirken in anderen Teilen der Welt (z. B. Lebensmittel, Rohstoffe, Energieverbrauch) und oft mit erheblichen Zeitverzögerungen. Zum Beispiel schließt sich das Ozonloch nicht sofort, selbst wenn die Freisetzung ozonschädigender Substanzen eingestellt wird. Solche langen „Bremswege“ erfordern Frühzeitigkeit im Handeln und damit eine neue Qualität für verantwortliches Handeln, die sich inzwischen nicht nur politisch, sondern auch rechtlich im für die Umweltpolitik allgemein anerkannten Vorsorgeprinzip Ausdruck verschafft (vgl. Sondergutachten „Vorsorgestrategien für Nanomaterialien“ (2011)).

Die oftmals beobachtete Kluft zwischen Problemerkennung und verantwortlichem individuellen Handeln resultiert auch aus der Kluft zwischen dem globalen Charakter eines Problems und den individuellen Wirkungsmöglichkeiten. Viele globale Trends sind Folge unzähliger individueller Entscheidungen und haben damit einen systemischen Charakter. Auch wenn Grenzüberschreitungen und verschärfte Problemlagen bereits deutlich erkannt werden, sind sie doch zu groß für eine individuelle Beeinflussung. Als Individuum steht man diesen Trends zunächst bestenfalls als Beobachter oder politischer Akteur gegenüber. Das individuelle Konsumverhalten kann daher nur dann Veränderungen bewirken, wenn hieraus eine sehr breite gesellschaftliche Bewegung entsteht, die durch staatliche Rahmenvorgaben flankiert wird.

Möglichkeiten und Grenzen individueller Verantwortung

10. Auf der individuellen Handlungsebene der Verbraucher, Unternehmer oder politisch engagierter Bürger ergeben sich zunächst vielfältige Handlungsmöglichkeiten. Ein von vielen Menschen praktizierter umweltbewusster Konsum kann Märkte und Marktanteile verschieben. Das Wachstum der ökologischen Landwirtschaft ist nur eines der Erfolgsbeispiele, die in diesem Gutachten erwähnt werden. Es gibt zahlreiche, wiederholt auch mit Preisen ausgezeichnete Unternehmen, die ökologische Marktnischen besetzt haben oder technisch-unternehmerische Pionierleistungen übernommen haben. In Bürgerinitiativen, Verbänden und Parteien organisierte Bürger können auf das gesellschaftliche Meinungsklima einwirken und damit auch die Handlungs- und Gestaltungsspielräume

von Politik zum Teil entscheidend beeinflussen. Die Kehrtwende der Bundesregierung in der Energiepolitik ist hierfür ein aktuelles Erfolgsbeispiel. Bisher hat diese Bewegung von unten aber aus nachvollziehbaren Gründen nur bei wenigen Themen die notwendige kritische Masse an Teilnehmern erreichen können. Das hat sicher mit verbreiteten konsumorientierten Werthaltungen und Lebenseinstellungen zu tun, aber auch mit den Rahmenbedingungen für individuelle Marktentscheidungen. Wo umweltschädliche Optionen auf dem Markt besonders attraktiv erscheinen oder wegen einer verfehlten Steuer- und Subventionspolitik besonders billig sind, wo die Kosten individueller Verhaltensveränderungen im Verhältnis zur Umweltentlastung sehr hoch erscheinen oder mit Positionsverlusten am Markt verbunden sind, dort besteht ein politischer Gestaltungsbedarf über die individuelle Handlungsebene hinaus.

Die staatliche Verantwortung

11. Gerade wegen dieser Überforderung individueller Verantwortung hat der Staat eine besondere Verantwortung in der Formulierung von Rahmenbedingungen, Anreizen für die Marktakteure und für den Ausbau umweltverträglicher Infrastrukturen. Dies ist verfassungsrechtlich anspruchsvoll formuliert.

Nach dem Staatsziel „Umweltschutz“ unserer Verfassung, Artikel 20a Grundgesetz (GG), sollen die natürlichen Lebensgrundlagen explizit „auch in Verantwortung für die künftigen Generationen“ geschützt werden. Unter Verantwortung wird gemeinhin die Pflicht verstanden, für Handlungen einzustehen, ihre Folgen zu tragen sowie Rechenschaft (im Sinne von „Rede und Antwort stehen“) zu geben. Verantwortung kann darüber hinaus als ethisches Prinzip und im Rechtssinne konkretisiert werden. Der Begriff kann die Dimension einer Pflicht haben, für die Folgen eigenen Verhaltens einzustehen. Er kann aber auch die Dimension einer Verantwortung „für etwas“, für das man zu sorgen hat, haben. Hieraus erwächst die Pflicht, alles zu tun, was zur Erreichung des vorgegebenen Ziels erforderlich ist. Dabei bleibt Verantwortung immer ein zunächst rein formeller Begriff, der erst durch die Verbindung mit einem konkreten Gegenstand materiellen Inhalt bekommt.

Nach Artikel 20a GG „schützt“ der Staat die natürlichen Lebensgrundlagen. Dieser Schutzauftrag umfasst über die reine Gefahrenabwehr auch die Risikovorsorge (vgl. Sondergutachten „Vorsorgestrategien für Nanomaterialien“ (2011)). Insoweit darf in materieller Hinsicht ein gewis-Recht, die Entfaltung nachfolgender Generationen zu behindern. In der Folge kann eine belastende Gestaltung der Umwelt grundsätzlich nur dann legitimiert sein, wenn die zukünftigen Generationen die von ihren Vorgängern getroffenen Entscheidungen revidieren und die entsprechenden Wirkungen beseitigen können. Aktuelle Entscheidungen erhalten damit eine speziell zu berücksichtigende, langfristig orientierte Zukunftsdimension, die auf intergenerationelle Gerechtigkeit gerichtet ist. Im Ergebnis erhält der rechtlich verpflichtende Schutzauftrag des Staates für die Umwelt gemäß Artikel 20a GG über die

ses Untermaß an Schutz nicht unterschritten werden. Artikel 20a GG koppelt explizit die „künftigen Generationen“ mit der Verantwortung im Hinblick auf die natürlichen Lebensgrundlagen. Unter den „künftigen Generationen“ sind die zur Zeit des jeweiligen Handelns noch ungeborenen Generationen zu verstehen. Zu Adressaten und damit Verpflichteten der Verantwortung werden damit die jeweils lebenden, handelnden und entscheidenden Generationen. Diese dürfen daher nicht nur an sich und die bereits lebenden jüngeren Generationen denken, sondern haben in eine viel weitere Zukunft zu planen. Daraus resultieren Aufgaben der „Langzeitverantwortung“ und „Generationengerechtigkeit“, die mit dem Begriff der Nachhaltigkeit korrespondieren. Letztlich gibt es dabei keine Grenze in die Zukunft hinein. Allenfalls nimmt die Verantwortung auf der Zeitachse eine graduell größere Abstraktheit dergestalt an, dass menschliches Leben auf der Erde unter natürlichen Bedingungen möglich bleiben muss.

Der Begriff der Verantwortung in Artikel 20a GG impliziert eine Pflichtenstellung der lebenden Generationen, nicht aber eine Zuerkennung von Rechten an künftige Generationen. Gleichwohl unterstreichen auch die Grundrechte die staatliche Verantwortung für den Umweltschutz. Mit Blick auf die Bindung allen staatlichen Handelns an die Grundrechte (Artikel 1 Absatz 3 GG) kommt es im Rahmen der staatlichen Schutzpflicht für verfassungsrechtliche Güter (insb. Leben und Gesundheit, Artikel 2 Absatz 2 GG) nicht zwingend darauf an, ob ein bestimmter Mensch konkret gefährdet wird, sondern darauf, dass überhaupt ein Mensch gefährdet werden kann. In der Folge muss sich die Schutzpflicht auch in die Zukunft erstrecken. Der Staat ist demnach auch aus den Grundrechten verpflichtet, die grundrechtlichen Schutzgüter künftiger Generationen zu achten und zu schützen.

Unabhängig von aller ethischen Begründung, sei sie philosophisch oder religiös motiviert, impliziert der verfassungsrechtliche Begriff der Verantwortung somit, dass diejenigen, die aktuell zu handeln und zu entscheiden haben, die zukünftigen Generationen im Hinblick auf deren Lebensmöglichkeiten mit zu berücksichtigen haben. Auch deren natürlichen Lebensgrundlagen dürfen nicht zerstört oder erheblich beeinträchtigt werden. Dabei ist es den gegenwärtig lebenden Generationen nicht generell verwehrt, bestimmte Entscheidungen mit Langzeitwirkungen zu treffen. Denn auch ihnen kommt aufgrund ihres Rechts auf Lebensgestaltung die Möglichkeit zu, ihre Umwelt in eigener Verantwortung zu gestalten. Aus dem Recht, das eigene Leben zu gestalten, folgt aber nicht das „Verantwortung für die künftigen Generationen“ eine besondere Zukunftsdimension, die man mit den Begriffen der Langzeitverantwortung und der Generationengerechtigkeit konkretisieren kann. Korrespondierend wird Artikel 20a GG nicht nur als Ausdruck des Grundsatzes der nachhaltigen Entwicklung, sondern auch des Vorsorgeprinzips in seinen Ausprägungen der Ressourcen- und Risikovorsorge verstanden.

Mit der staatlichen Verantwortung für die Lebensgrundlagen zukünftiger Generationen ist zum Ausdruck gebracht,

dass die natürlichen Lebensgrundlagen auch für die Zukunft zu erhalten sind. Erforderlich ist daher zunächst, dass der Umweltschutz adäquat auf die zeitlichen Erfordernisse reagieren muss. Er muss daher dynamisch ausgestaltet und insofern angemessen zu den Bedrohungen der Umwelt einerseits und den – auch technischen – Möglichkeiten andererseits sein. Insoweit drängen sich Parallelen zur Debatte um das Ausmaß der zulässigen Staatsverschuldung auf, die ebenfalls als staatliche Vorausverfügung über die Zukunft definiert wird. Vereinfacht gesagt, besteht der Grundgedanke der verfassungsrechtlichen Regelungen darin, die Entscheidungsfreiheit für nachfolgende Generationen dadurch zu wahren, dass nur so viel an Schulden gemacht wird, wie auch an Werten in Form von Investitionen hinterlassen wird. Es ist also die Zukunftsbezogenheit, die Kredite und Investitionen miteinander verbindet. Hierdurch kann gewährleistet werden, dass künftige Generationen – zumindest theoretisch – immer von einem gleichen Wertbestand ausgehen können, sodass sie in ihrer demokratischen Entscheidungsfreiheit nicht durch finanzielle Altlasten beschränkt werden. Daran anknüpfend lässt sich folgern, dass auch im Bereich des Schutzes der natürlichen Lebensgrundlagen den künftigen Generationen grundsätzlich keine Gesamtverschlechterung der ökologischen Gesamtsituation hinterlassen werden darf. Infolgedessen besteht eine verfassungsrechtliche Pflicht zum sparsamen Umgang mit Ressourcen, mithin zur Ressourcenvorsorge. Grundsätzlich darf nur so wenig an Umweltressourcen (wozu auch Wasser und Luft zählen) verbraucht werden, wie sich aus eigener Kraft regenerieren kann. Bei nicht-erneuerbaren Ressourcen besteht eine Pflicht zur größtmöglichen Schonung. Wo möglich, ist für funktional adäquaten Ersatz zu sorgen, sodass der Bestand an Ressourcen insgesamt betrachtet gleich bleibt. Entsprechend dem Prinzip eines ausgeglichenen Haushalts, müssen Ressourcenverbrauch und Ressourcenerneuerung grundsätzlich ausgeglichen sein. Auch andere Haushaltsgrundsätze lassen sich als Interpretationsansätze für Artikel 20a GG fruchtbar machen. So sind bei der Bestimmung der Vorgaben des verfassungsrechtlich gebotenen Umweltschutzes, entsprechend dem Prinzip der Einheit des Haushaltes, möglichst alle relevanten Faktoren im Zusammenhang zu sehen und entsprechend dem Prinzip der Vollständigkeit allesamt in die Abwägung einzustellen. Hier spiegelt sich der Ansatz des – mit dem Vorsorgeprinzip korrespondierenden – integrierten Umweltschutzes wider.

12. Einem solch anspruchsvollen Auftrag kann der Staat jedoch nur effektiv nachkommen, wenn es hierfür auch einen hinreichenden gesellschaftlichen Rückhalt gibt. Demokratisch verfasste Staaten stehen nicht autonom als Sachverwalter eines übergeordneten allgemeinen Interesses, wie dem der Erhaltung natürlicher Lebensgrundlagen, über der Gesellschaft, sondern sie haben die Aufgabe, zu einem Ausgleich der unterschiedlichen und widersprüchlichen Interessen in pluralistischen Gesellschaften beizutragen und gleichwohl allgemein verbindliche Entscheidungen zu treffen. Dies muss in offenen und transparenten Entscheidungsverfahren erfolgen, die allen

Interessen faire Mitwirkungsmöglichkeiten einräumen (Input-Legitimität) und gleichfalls wirksame und effektive Lösungen für öffentliche Probleme entwickeln. Schon auf der Ebene des Nationalstaates ist damit die Wahrnehmung ökologischer Verantwortung im Lichte widerstreitender Interessen voraussetzungsvoll. Die Einflussmöglichkeiten allgemeiner Langfristinteressen gegenüber speziellen Kurzfristinteressen in diesen Konflikten können sicher durch kluge institutionelle Arrangements, wie sie auch in diesem Gutachten angeregt werden (z. B. Stärkung internationaler Panels aus Wissenschaft und Politik, Nachhaltigkeitsprüfung politischer Programme), gestärkt werden, aber dies ändert nichts an der Notwendigkeit eines Interessenausgleichs durch faire Verfahren.

Die internationale Dimension

13. Umweltprobleme kennen keine Grenzen. Die Ursachen für den Verlust an biologischer Vielfalt, Klimaveränderungen, Luft- und Wasserverschmutzung, Ausbeutung natürlicher Ressourcen – all dies sind Probleme, die eine internationale Zusammenarbeit bei der Suche nach Lösungen erfordern. Umweltschutz ist zudem eine Frage der fairen Lastenverteilung, sowohl innerhalb als auch zwischen den Generationen. Da sich viele Folgen von Umweltzerstörung in den am wenigsten entwickelten Ländern mit den geringsten Problemlösungskapazitäten niederschlagen, ist es im Sinne der internationalen Gerechtigkeit notwendig, dass reichere Länder bei der Lösung von Umweltproblemen die Führung übernehmen und die Entwicklungsländer bei einer nachhaltigen Entwicklung und der Eindämmung von Umweltschäden unterstützen.

Jedoch ist der Nationalstaat mit der Tatsache konfrontiert, dass die Reichweite seines Handelns zur Lösung globaler Probleme zu begrenzt ist. Die Kosten einer ökologisch abgeleiteten nationalen Selbstbeschränkung aus internationaler Verantwortung heraus sind schwerlich zu vermitteln, wenn nicht mindestens die Aussicht besteht, dass sich alle Staaten früher oder später angemessen beteiligen. In vergrößertem Maßstab gilt dies auch für die Ebene der Europäischen Union. Internationale Umweltabkommen bieten damit die geeignete Handlungsebene für die Regelung globaler Umweltprobleme.

14. Bereits vor vierzig Jahren wurde in der Stockholmer Erklärung über die Umwelt des Menschen die „Pflicht aller Regierungen“ verankert, die natürlichen Ressourcen und die ökologischen Systeme des Planeten zu schützen. Die Präambel betont die Notwendigkeit, die Umwelt für heutige und zukünftige Generationen zu schützen und zu verbessern – ein Ziel, das im Einklang mit den etablierten und grundlegenden Zielen des Friedens und der weltweiten wirtschaftlichen und sozialen Entwicklung zu verfolgen ist. Im ersten Grundsatz der Erklärung heißt es, dass „der Mensch die ernste Verantwortung für den Schutz und die Verbesserung der Umwelt für heutige und künftige Generationen trägt“ und im zweiten Prinzip wird argumentiert: „Die natürlichen Ressourcen der Erde, einschließlich von Luft, Wasser, Boden, Flora und Fauna,

und vor allem repräsentative Beispiele natürlicher Ökosysteme, müssen zum Nutzen heutiger und künftiger Generationen durch sorgfältige Planung und Verwaltung gesichert werden [...]“¹⁴. Das fünfte Prinzip unterstreicht die Gefahr der Erschöpfung nicht-erneuerbarer Ressourcen der Erde und fordert dazu auf, sicherzustellen, dass die Vorteile aus deren Nutzung von allen geteilt werden.

In der Folge der Stockholmer Erklärung wurden diese Konzepte in verschiedene internationale Abkommen und Institutionen eingebettet. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt umfasst Perspektiven sowohl der intra- als auch der intergenerationalen Gerechtigkeit, die Forderung nach einer gerechten Verteilung der Vorteile aus der Nutzung genetischer Ressourcen sowie die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt zum Nutzen heutiger und künftiger Generationen. In Bezug auf den Klimawandel fordert Artikel 2 des Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (UNFCCC) eine „Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau, das eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert“. Die Präambel des Übereinkommens richtet sich auch auf die Bedeutung der Gerechtigkeit zwischen den Generationen und fordert daher den Schutz des Weltklimas für die heutigen und künftigen Generationen der Menschheit. Es sollen Vorsichtsmaßnahmen ergriffen werden, um den Ursachen des Klimawandels vorzubeugen, sie zu verhindern oder zu minimieren sowie dessen negative Auswirkungen zu mildern.

15. Durch die Bemühungen, das Vorsorgeprinzip im internationalen Recht zu integrieren, sollen die Auswirkungen von heute getroffenen Maßnahmen auf zukünftige Generationen berücksichtigt werden. Doch trotz einer zunehmenden Verankerung des Vorsorgeprinzips sowie der intra- und intergenerationalen Verteilung von Rechten im Völkerrecht bleiben internationale Institutionen zu schwach, um den Fortschritt ausreichend voranzutreiben.

Daher sind nicht nur gesellschaftliche Akteure, wie Umweltorganisationen, auf internationaler Ebene von großer Bedeutung, sondern auch international handlungsfähige Institutionen.

Es liegt eindeutig in der Verantwortung dieser Generation und in erster Linie in der Verantwortung von Regierungen auf allen Ebenen – international, national und lokal – die erforderlichen Maßnahmen zu ergreifen, damit die Belastungsgrenzen der Erde nicht überschritten, sondern das Naturerbe und die Ressourcen des Planeten zum Nutzen dieser und der künftigen Generationen geschützt werden.

16. Das quälend langsame Tempo der Einleitung von Maßnahmen und Reformen auf internationaler Ebene legt eine größere Verantwortung auf industrialisierte Länder wie Deutschland, die das Know-how und die Fähigkeit haben, um als Vorreiter und Vorbild für andere agieren zu können. Internationale Umweltabkommen sind grundsätzlich realisierbar, wie zahlreiche Erfolgsbeispiele zeigen (z. B. das Montreal-Abkommen oder die internationalen Meeresschutzabkommen für Nord- und Ostsee),

aber sie müssen zwischen souveränen Staaten vereinbart werden, die in der Lage sind, die vereinbarten Problemlösungen auch innenpolitisch zu legitimieren. Dies ist kein einfacher, zumeist ebenfalls ein sehr langwieriger und konfliktträchtiger Weg. Aus diesem Grunde sollten internationale Vereinbarungen auch nicht als Voraussetzung national verantwortlichen Handelns gesehen werden, sondern eher als Ergebnis multipler nationaler Eigenanstrengungen. Die Vorbildeffekte, die dieses nationale, verantwortliche Vorgehen auslösen und die Entfaltung von Handlungs- und Lösungskapazitäten, die hieraus national wie international resultieren, können langfristig auch die Zustimmung zu strengen internationalen Umweltabkommen erleichtern. Es geht damit um das dynamische Wechselspiel zwischen nationaler Vorreiterrolle und internationalen Vereinbarungen. Dabei kann die zukünftige Wirtschaftsentwicklung nur dann innerhalb ökologischer Grenzen vorstattengehen, wenn der Ressourcenverbrauch in den westlichen Ländern so umgestellt wird, dass er global verallgemeinerbar ist.

0.3 Grundsatzfragen des Umweltradars

0.3.1 Die Themenschwerpunkte

17. Die neue Aktualität der Diskussion um die ökologischen Grenzen ergibt sich vor allem daraus, dass die planetarischen Grenzen mittlerweile wissenschaftlich präziser erfasst werden konnten als noch vor vierzig Jahren und dass die Überschreitung ökologischer Grenzen bereits in Teilen belegt ist oder in anderen Fällen absehbar bevorsteht. Ein Wirtschaften innerhalb ökologischer Grenzen erfordert zunächst die absolute „Entkopplung von Wohlfahrt und Ressourcennutzung“ – so das Thema des ersten Schwerpunktes des Gutachtens. Gelänge dies nicht hinreichend, stünde auch das Wirtschaftswachstum zur Disposition, alleine schon weil die defensiven Kosten und die Kosten der Umweltschäden stark zunehmen würden. Das erste Themencluster des Gutachtens befasst sich daher mit den Potenzialen und Gestaltungsmöglichkeiten der Entkopplung anhand von vier Themenfeldern: einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft, dem Lebensmittelkonsum, dem Güterverkehr und der Mobilität in Ballungsräumen. In allen vier Bereichen waren wachsende Einkommen historisch immer auch mit einer Zunahme umweltbelastender Aktivitäten verbunden. Nicht zuletzt deswegen stehen sie aktuell vor großen ökologischen Herausforderungen: Klärungsbedürftig ist insbesondere, wie weit Entkopplungsstrategien reichen, die darauf abzielen, die Inanspruchnahme der Umwelt als Schadstoffsenke oder Ressource deutlich zu senken, ohne negative Auswirkungen auf die wirtschaftliche Entwicklung zu haben und ohne Probleme zu verlagern.

18. Nutzungsgrenzen gibt es auch für wichtige Ökosysteme in Deutschland. Viele Ökosysteme befinden sich unter einem verstärkten Druck konkurrierender, zum Teil wachsender Nutzungsansprüche, die die Funktionsfähigkeit und damit auch wichtige Ökosystemleistungen gefährden können. Der zweite Schwerpunkt „Ökosystemleistungen aufwerten“ befasst sich daher mit der Frage, wie eine deutliche Aufwertung bisher vernachlässigter

Ökosystemleistungen gelingen kann. Der SRU diskutiert dies beispielhaft für die Wälder, Moore und Meere. Die „Gratisleistung“ der Moorböden für den Klimaschutz – die aktive Festlegung von Kohlenstoff im Boden – ist bereits heute weitgehend verloren. Auch die Wälder werden als Lebensraum und Ökosystem überfordert, wenn die Brenn- und Nutzholzgewinnung weiter auf Kosten der anderen Funktionen wie der Festlegung von Kohlenstoff vorangetrieben wird. Nord- und Ostsee stehen unter besonderem Stress, weil sie sowohl als Schadstoffsene als auch als Transportweg für die internationale Schifffahrt, als Lebensraum für kommerziell genutzte Arten, als Off-shore-Windenergiestandort und als Erholungsraum konkurrierenden Nutzungen und Belastungen ausgesetzt sind. Als strategische Frage stellt sich, wie Ökosysteme gegenüber unmittelbaren kommerziellen Nutzungsinteressen so gestärkt werden können, dass sie dauerhaft auch nicht marktfähige Leistungen erbringen.

19. Der dritte Teil des Gutachtens „Integrative Konzepte stärken“ befasst sich mit wesentlichen institutionellen Grundlagen erfolgreicher Umweltpolitik. Zu diesen gehören – neben den hier nicht näher analysierten Umweltverwaltungen, mit denen sich der SRU 2007 intensiv im Rahmen des Sondergutachtens „Umweltverwaltungen unter Reformdruck“ beschäftigt hat – unter anderem die Verfahrensregeln einer wirksamen Integration von Umweltbelangen bei der Anlageneignung. Darüber hinaus stellt ein medienübergreifendes Umweltmonitoring, das Grundlage eines jeden Frühwarnsystems ist, wichtige Ursache-Wirkungsketten aufdecken kann oder der Politik-evaluation dient, eine weitere bedeutende Säule eines ganzheitlichen umweltpolitischen Konzeptes dar. Ein weiterer Gegenstand der Betrachtung der institutionellen Möglichkeiten des abschließenden Themenkomplexes ist ein aktualisiertes und langfristig ausgerichtetes Zielsystem, das als Kompass für die Akteure des Umweltschutzes dient und an dessen Maßstab die Leistungsfähigkeit und der Erfolg umweltpolitischer Maßnahmen gemessen werden können. Umweltprogramme und Nachhaltigkeitsstrategien auf der europäischen und nationalen Ebene sind die geeigneten Foren, solche Ziele qualifiziert zu diskutieren und politisch hochrangig zu verankern.

0.3.2 Wohlfahrt und Ressourcennutzung entkoppeln

20. In der Debatte um die Entkopplung von Ressourceninanspruchnahme und Wohlfahrt ist zu unterscheiden zwischen einem engen Entkopplungsbegriff, wie er oft in der Debatte um Energie- und Rohstoffeffizienz verwendet wird, und der das Verhältnis von Energie oder Materialeinsatz zur volkswirtschaftlichen Produktion bestimmt, und einem weiter gefassten, der die Umwelteffekte des Energie- und Materialeinsatzes ins Blickfeld nimmt. Die Potenziale einer eng verstandenen Entkopplung sind zumeist begrenzt, weil für eine bestimmte Produktion ein Mindestmaß von Energie- und Materialeinsatz unverzichtbar ist. Auf diesen engen Entkopplungsbegriff beschränken sich viele Wachstumskritiker. Wesentlich weiter reichen aber die Potenziale der weit verstandenen Entkopplung, weil durch sie auch die Um-

weltfolgen des unverzichtbaren Energie- und Materialeinsatzes noch wesentlich reduziert werden können.

21. In der Energiedebatte konnte vielfach – nicht zuletzt im Sondergutachten des SRU „Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung“ (2011) – nachgewiesen werden, dass eine Kombination aus Energieeffizienz und einem vollständigen Übergang hin zu einer Stromversorgung aus erneuerbaren Energien nicht nur technisch möglich, sondern mit dem konventionellen energiepolitischen Ziel-dreieck vereinbar ist. Auch global könnte ein effizient gedeckter Energiebedarf weitgehend mit klimaneutralen, erneuerbaren Energien gesichert werden. In diesem Segment der Umwelt- und Klimapolitik kann damit relativ robust postuliert werden, dass grünes Wachstum, die Erreichung anspruchsvoller, an ökologischen Grenzen ausgerichtete Ziele und moderate Wachstumsraten möglich sind, wenn man den weiten Entkopplungsbegriff anlegt.

In diesem Umweltgutachten werden weitere, besonders anspruchsvolle Handlungsfelder einer Entkopplung behandelt: die Rohstoffwirtschaft, der Lebensmittelkonsum, der Güterverkehr sowie die Mobilität und Lebensqualität in Ballungsräumen.

Rohstoffe und Lebensmittel

22. Mineralische Rohstoffe und Metalle wie seltene Erden sind für ein Industrieland, auch insbesondere für den Übergang in ein regeneratives Zeitalter, unabdingbar. Die verschiedenen Initiativen und Strategien auf nationaler und europäischer Ebene haben dies erkannt und setzen auf Ressourceneffizienz als zentralen Lösungsansatz. Ressourceneffizienz setzt aber zunächst nur auf eine Entkopplung im engeren Sinne durch Kreislaufführung, einen möglichst verlustfreien Rohstoffeinsatz und den Ersatz knapper durch weniger knappe Rohstoffe. Ein umfassendes Verständnis von Entkopplung, das die Verminderung und Vermeidung der zahlreichen Umweltfolgen der Rohstoffgewinnung adressiert, steht noch nicht auf der Agenda.

23. Das Leitbild der Ressourceneffizienz stößt aber auch, wie in dem Kapitel zur umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft gezeigt wird, an Grenzen. So entstehen die Umweltfolgen der Rohstoffgewinnung zumeist außerhalb des territorialen Zugriffs der deutschen oder europäischen Umweltpolitik. Für eine umweltverträgliche Rohstoffwirtschaft wäre schon viel getan, wenn in den Exportländern die in der EU gültigen Standards gelten würden. Ein Ansatz dies voranzutreiben wären freiwillige Zertifizierungssysteme, die zumindest Umweltaspekte berücksichtigen, oder die Formulierung von Umweltstandards in bilateralen Rohstoffpartnerschaften. Letztlich werden solche Ansätze modellhaft vorbildliche Lösungen entwickeln können. Langfristig wird aber kein Weg an internationalen Handelsabkommen vorbeiführen, in denen umweltpolitische mit sozialpolitischen, entwicklungs-politischen und den Exporterlöszielen zu einem Interessenausgleich gebracht werden können.

24. Auch das Niveau des nationalen Konsums von Fleisch- und Milchprodukten in Industrieländern ist hin-

sichtlich Flächenbedarf und anderer Umweltwirkungen angesichts einer weiter wachsenden Weltbevölkerung nicht globalisierungsfähig. Der SRU hat dieses Handlungsfeld als einen Testfall für Suffizienzstrategien untersucht. Wer weniger tierische Produkte zu sich nimmt und dabei auch noch konsequent auf Herkunft und Erzeugungsbedingungen achtet, kann zu einer Umweltentlastung durch einen veränderten Lebensstil und veränderte Konsumgewohnheiten beitragen. Er oder sie tut damit zum meist auch Gutes für die eigene Gesundheit. Individuelles Verbraucherverhalten ist dabei aber nicht immer richtungssicher. Es entstehen zum Beispiel unterschiedliche ökologische Auswirkungen je nachdem, wie intensiv die Flächen zur Produktion des eingesetzten Futters bewirtschaftet werden und ob dabei Acker- oder Grünlandflächen genutzt werden. Auf die landwirtschaftliche Produktionsweise können Verbraucher nur sehr begrenzt Einfluss nehmen, hier liegen aber große Umweltentlastungspotenziale. Insoweit ist ein integrierter Ansatz aus strengeren Umweltauflagen für die Nahrungsmittelherstellung und einer intelligenten Kontextsteuerung des Verbraucherverhaltens, zum Beispiel durch Information, Umwelt- und Gütesiegel, umweltgerechte Angebote in Kantinen und Mensen und preisliche Instrumente, erforderlich.

Verkehr und Mobilität

25. Zwischen dem ungebremst hohen Wachstum des Güterverkehrs und den Klimaschutzziele klafft eine Lücke, die bisher als kaum bewältigbar angesehen wurde. Vorstellbar sind jedoch mehrere Optionen, die in einer klugen Kombination das Problem lösen könnten. Zunächst ist mehr Realismus hinsichtlich solcher Zweckprognosen angebracht, die davon ausgehen, dass sich das Wachstum des Güterverkehrs so fortsetzen könnte wie in der Vergangenheit. Realistischer ist es, von Sättigungstendenzen auszugehen und von Verkehrswegkapazitäten, die alleine schon aus finanziellen Gründen nicht mit dem prognostizierten Wachstum mithalten können. Die Nachfrage nach Logistikdienstleistungen wird sich anpassen können und müssen. Damit verringert sich die prognostizierte Lücke zwischen den CO₂-Emissionen des Güterverkehrs und den Klimaschutzziele. Einen weiteren, wenn auch begrenzten Lösungsbeitrag können effizientere Fahrzeuge oder neue Kraftstoffe, die auf der Basis erneuerbarer Energien erzeugt werden, leisten. Es bleibt als großes Handlungsfeld die Elektrifizierung des Güterverkehrs, primär durch eine Verlagerung auf die Schiene, ergänzend durch oberleitungsgeführte Systeme für mit Elektromotoren ausgestattete Lkws (Trolley-Trucks) auf den wichtigen Autobahnkorridoren. Die Potenziale dieser beiden Elektrifizierungsoptionen sind wesentlich größer als weitgehend angenommen und sollten unvoreingenommen geprüft werden. Wichtigstes Gestaltungsfeld der nächsten Jahre wird die Novellierung des Bundesverkehrswegeplans sein, der zu einer strategischen Netzplanung umgestaltet und durch den zielorientierte Weichenstellungen für einen zukunftsfähigen und klimaverträglichen Güterverkehr getroffen werden sollten.

26. Eine hohe Lebensqualität in Ballungsräumen ist ohne eine Entkopplung von Mobilität und (Auto-)Verkehr nicht möglich. Zwar ist Mobilität Bestandteil einer hohen Lebensqualität, aber diese setzt auch eine ruhige Umgebung, attraktive öffentliche Aufenthaltsplätze, Freiräume für Kinder und vor allem leichte Erreichbarkeit sowie die Nähe wichtiger Einrichtungen und Dienstleistungen voraus. Der Autoverkehr und autozentrierte Infrastrukturen behindern diese Bedürfnisse. Daher ist eine neue Balance zwischen den konkurrierenden Nutzungsansprüchen an den urbanen Raum nötig, die den Mobilitätsbedürfnissen der Fußgänger, Kinder, älterer Menschen und der Fahrradfahrer eine höhere Priorität als bisher einräumt. Zentral ist, dass ein attraktiver öffentlicher Personennahverkehr gefördert und auch in Zukunft angemessen finanziert wird. Mehr denn je ist hierfür eine integrierte Stadtentwicklungs- und Verkehrsplanung nötig.

27. Die Handlungsfelder Rohstoffe, Lebensmittel und Verkehr machen deutlich: Innovative Ansätze können erheblich zur Entkopplung von Wirtschaftsentwicklung und Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen beitragen. Gefragt sind dabei aber komplexe Innovationsstrategien. Nationales und internationales Handeln muss zukünftig Anreize für Technikinnovationen, neue Infrastrukturen sowie umweltgerechtes Verbraucherverhalten setzen und dabei Fördermaßnahmen und Beschränkungen klug aufeinander abstimmen. Solche Handlungsfelder einer sektorübergreifenden ökologischen Modernisierung sollten ein Schwerpunkt der Arbeit der Bundesregierung werden.

Eine neue Wachstumsfrage?

28. Selbst bei einer umfassenden, ambitionierten und optimal umgesetzten Innovationsstrategie zur Entkopplung von Wohlfahrt und Ressourcennutzung besteht ein begründeter Restzweifel, ob diese auf Dauer hinreichend sein kann. Dies mag vielleicht weniger für einen Umstieg auf eine regenerative Gesamtenergieversorgung gelten als vielmehr für den besorgniserregend wachsenden menschlichen Einfluss auf naturnahe Ökosysteme. Es kann daher möglich sein, dass sich auf Dauer die Wachstumsfrage stellt, entweder als Folge der stark wachsenden Kosten für die Gewinnung, die Erhaltung, die Wiederherstellung oder den Ersatz der für die Wirtschaft erforderlichen natürlichen Ressourcen, als Folge ungesteuerter Krisenentwicklungen oder aber einer freiwilligen vorsorgenden Selbstbeschränkung, um den Stoff- und Energiedurchsatz auf einer dauerhaft tragfähigen Basis zu halten. Auch wenn es nicht angebracht und vor allem nicht zielführend wäre, eine Politik der undifferenzierten Wachstumsdrosselung als Element der Umweltvorsorge anzustreben, sollte intensiver über die Bedingungen gesellschaftlicher, sozialer und ökonomischer Stabilität in wachstumsschwachen Demokratien geforscht werden. Viele gesellschaftliche Funktionssysteme und auch die Legitimation von Politik sind essenziell noch vom Wachstum abhängig.

29. Der Ersatz des Wachstumsziels durch ein allgemeines Wohlfahrtsziel und die Entwicklung eines entsprechenden Indikators wären erste Schritte in die Richtung einer Neuorientierung. Diskutiert werden muss aber si-

cher auch über das Verhältnis privaten Konsums zum Schutz öffentlicher Güter, Dienstleistungen und Infrastrukturen, über neue Formen der Arbeitszeitpolitik, über Einkommensverteilung oder die zukunftsfähige Finanzierungsbasis der öffentlichen Haushalte.

Eine Wirtschaft ohne oder mit sehr geringem Wachstum wirft zahlreiche ökonomische und gesellschaftspolitische Grundsatzfragen auf, die auch in der Enquete-Kommission „Wachstum, Wohlstand und Lebensqualität“ behandelt werden und deren Arbeit fortgesetzt werden sollte. Wichtig ist aber auch, dass sich die Gesellschafts- und vor allem die Wirtschaftswissenschaften intensiver mit Fragen einer langfristigen Sicherung gesellschaftlicher Stabilität in einer begrenzten Welt befassen.

0.3.3 Ökosystemleistungen aufwerten

30. Mit dem Millennium Ecosystem Assessment von 2005 und dem TEEB-Bericht (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) von 2010 ist der Wert der Leistungen der Natur für Wirtschaft und Menschen international hervorgehoben worden. Die Natur liefert Nahrungsmittel und Rohstoffe (sog. bereitstellende Leistungen), wichtige Reinigungs- und Schutzleistungen (sog. regulierende Leistungen), kann zum Klimaschutz durch Bodenbildung (sog. unterstützende Leistungen) sowie der Erholung und dem menschlichen Wohlbefinden beitragen (sog. kulturelle Leistungen). Ökosystemleistungen können durch sehr unterschiedliche Artenzusammensetzungen und Ökosysteme erbracht werden. Wenn einzelne Ökosystemleistungen übernutzt werden, bedeutet dies überwiegend, dass andere und auch mögliche zukünftige Ökosystemleistungen eingeschränkt werden. Problematisch ist daher eine isolierte Betrachtung einzelner Ökosystemleistungen unabhängig von deren Einbindung in den ökologischen Kontext. So werden teilweise Maßnahmen dadurch begründet, dass sie bestimmte Ökosystemleistungen fördern oder bereitstellen, obwohl sie zum Verlust von Biodiversität führen, wie zum Beispiel die Anlage von Plantagen für schnell wachsende Hölzer als Brennstoff. Aus diesem Grunde sollte vorsorgeorientiert immer bewusst der Schutz der Biodiversität und Ökosystemleistungen im Zusammenhang betrachtet werden. Auch wenn Ökosystemleistungen zum Teil monetarisiert werden können, so ist zu beachten, dass schon angesichts der Komplexität von Ökosystemleistungen dieses mit großen Unsicherheiten behaftet ist.

Wälder, Moore, Meere

31. Die Funktionsvielfalt von Wäldern und Meeren ist außerordentlich breit. Sie dienen beispielsweise als Rohstoff- und Energielieferant, als Kohlenstoffspeicher, als Lebensraum für Jagdwild bzw. Nutzfischarten oder seltene Tier- und Pflanzenarten oder als Erholungsgebiet des Menschen.

Intakte Moore sind zum Beispiel wichtige Lebensräume für viele stark gefährdete Arten, sie speichern Kohlenstoff, puffern als Wasserspeicher Trockenheit und

Starkregen ab und fungieren als Nährstoffpuffer und -speicher.

Hinsichtlich des Meeresschutzes hat sich bereits der ökosystemare Ansatz als Leitlinie etabliert, der langfristige Nutzungs- und Schutzinteressen zum Ausgleich bringen soll.

32. Evident ist aber die Asymmetrie zwischen den unmittelbar kommerziellen Nutzungen dieser Ökosysteme und den nicht monetarisierten oder nur schwer monetarisierbaren Leistungen. Als gewinnträchtige Einnahmequellen haben die kommerziellen Nutzungen natürlicher Ressourcen faktisch Priorität und beeinträchtigen damit das Potenzial der anderen oder möglicherweise auch zukünftig notwendigen Leistungen. Hier muss die Umweltpolitik zukünftig wesentlich aktiver und energischer gegensteuern, als sie es bisher tut. Die Wertschätzung, insbesondere von unterstützenden und regulierenden Ökosystemleistungen, sollte eine umweltpolitische Priorität werden. Diese Ökosystemleistungen, die in den Bereich der öffentlichen Güter fallen, müssen angemessen honoriert werden. Es ist überlegenswert, zum Beispiel die Einnahmen aus der Auktionierung des Emissionshandels vermehrt für die Stärkung der Klimaschutzleistungen intakter Moore und nachhaltig bewirtschafteter Wälder einzusetzen. Die Funktionserhaltung wichtiger Ökosysteme setzt auch aktivere ordnungsrechtliche Eingriffe voraus. So sollten ökologische Mindeststandards auch für die Forstwirtschaft entsprechend konkret und praxisnah formuliert werden. Insgesamt sind integrierte Erhaltungs- und Bewirtschaftungskonzepte gefragt, wie sie im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie oder auch in einigen Bundesländern für den Moorschutz und die naturnahe Waldbewirtschaftung entwickelt werden.

33. Bund und Länder werden gemeinsam eine systematische Bestandsaufnahme ökosystemarer Leistungen und ihrer aktuellen und möglichen Funktionsgefährdungen durchzuführen haben. Diese werden damit messbar und kommunizierbar. Konflikte zwischen verschiedenen Ansprüchen und Nachfragen an Landschaften werden somit sichtbar und bewusst. Zudem ist ein umfassendes Finanzierungs- und Regulierungskonzept erforderlich, um die Erhaltung und die Wiederherstellung ökosystemarer Leistungen im Einklang mit Naturschutzziele gegenüber rein kommerziellen Nutzungen attraktiv zu machen. Vordringlich sind dabei die im Gutachten fokussierten Handlungsfelder der Erhaltung naturnaher Wälder, die Sicherung bzw. Renaturierung der Moore und der Schutz der Meere.

0.3.4 Integrative Konzepte stärken

34. Aktueller denn je erforderlich ist die Integration von Umweltaspekten in alle relevanten Sektoren, wie sie seit langem in den EU-Verträgen selbst und in Strategiedokumenten der europäischen Institutionen verankert ist. Im Zuge einer externen Integration werden die Erfordernisse des Umweltschutzes bei der Ausgestaltung anderer Sektorspolitiken (z. B. Energie, Verkehr, Landwirtschaft) einbezogen, während im Zuge einer internen Integration nicht nur einzelne Medien, sondern die Umwelt als Gan-

zes in den Blick genommen wird. Nur wenn dies erfolgt, können innovative, effiziente und langfristig wirksame Lösungen umgesetzt werden. Die Umweltpolitik kann und sollte zwar nicht in allen relevanten Handlungsfeldern die Federführung übernehmen, so wie es etwa bei den erneuerbaren Energien sehr erfolgreich geschehen ist. Mehr denn je kommt ihr jedoch eine Impuls-, Vermittlungs- und Innovationsrolle zu, die Bedeutung ökologischer Grenzziehungen auch in die Zielbildung anderer Sektoren zu verankern.

Integrierter Umweltschutz

35. Es kommt insbesondere darauf an, Problemverlagerungen zu vermeiden. So könnten unter dem Banner eines grünen Wachstums eindimensionale Problemlösungen gravierende Probleme in anderen Bereichen verursachen. Paradebeispiel einer Problemverlagerung ist der Versuch, Klimaschutz im Verkehrsbereich durch Agrokraftstoffe voranzutreiben. Zielkonflikte zwischen Klimaschutz und Naturschutz sind auch in anderen Handlungsfeldern, zum Beispiel dem beschleunigten Bau neuer Stromleitungen oder dem Ausbau der Offshore-Windenergie, möglich und im Einzelfall auszubalancieren. Mehr denn je kommt es also auf eine „externe und interne“ Integration zwischen verschiedenen medialen Schutzziele an. Der SRU diskutiert Herausforderungen des integrierten Umweltschutzes am Beispiel des Genehmigungsrechts für Industrieanlagen. Eine integrierte Vorhabengenehmigung könnte nach Auffassung des SRU dazu beitragen, den komplexen Herausforderungen eines übermedialen, Problemverlagerungen vermeidenden Umweltschutzes durch eine kompetente Einheitsbehörde (eine Genehmigung in einem Verfahren durch eine Behörde) Rechnung zu tragen.

Vom Wissen zum Handeln

36. Die Wertschätzung von Ökosystemleistungen beginnt mit einer geeigneten Wissensbasis, einerseits zu den aktuellen und potenziellen Leistungen, andererseits aber auch zu den oftmals schleichenden Trends der Degradierung. Problemanalyse, Frühwarnung und Zielkontrolle gehören entsprechend zu den wichtigen Aufgaben eines Monitoring. Vielfach sind die Wirkungen von Stoffeinträgen in die Natur noch nicht bekannt. Dies gilt insbesondere für Kumulationseffekte, Additionseffekte, räumliche und zeitliche Distanz von Wirkungen und systemische Wirkungen. Ohne ein regelmäßiges und qualitativ hochwertiges Monitoring wird es kaum möglich sein, den Belangen des integrierten Umweltschutzes zu entsprechen und festzustellen, ob bestimmte Umweltpolitikmaßnahmen zielführend sind oder gegebenenfalls nachgesteuert werden müssen. Für jeweils spezielle sektorale Fragen und Themen gibt es zwar spezielle Beobachtungsprogramme, diese sind aber nicht zu einer integrierten Umweltbeobachtung zusammengeführt. Dies gilt insbesondere für ein allgemeines repräsentatives Biodiversitätsmonitoring, eine Gesamtschau der Folgen von Klimawandel, stofflichen Einträgen aus diffusen Quellen und den möglichen Wirkungen von gentechnisch veränderten Organismen auf die biologische Vielfalt. Im Vergleich zu

den Informationsgewinnen sind die Mehrkosten vertretbar. Zudem gibt es durchaus auch Einsparmöglichkeiten durch die Zusammenfassung bislang unkoordinierter Monitoringaktivitäten. Ein medienübergreifendes Monitoring sollte mit einem bundesweiten Netz der ökologischen Flächenstichprobe kombiniert werden.

37. Vordringlich sind sicher die modulare Einführung der ökologischen Flächenstichprobe in allen Bundesländern sowie eine medienübergreifende Umweltbeobachtung über mehrere Umweltmedien. Auch die Erfolgskontrolle der REACH-Verordnung kann durch Integration der Ergebnisse in ein medienübergreifendes Monitoring wesentlich verbessert werden.

Überdies setzt die internationale Diskussion um ökologische Grenzüberschreitungen in wichtigen Ökosystemen eine bessere Verzahnung von wissenschaftlicher Beobachtung und Politik voraus. Mit dem IPCC wurde hinsichtlich des Klimaschutzes ein solches Gremium geschaffen, das einerseits in regelmäßigen Berichten durch hunderte von Klimawissenschaftlern den Stand von Wissen und Forschung zum Klimawandel sowie die Handlungsmöglichkeiten zusammenträgt, zum anderen dies eng mit der internationalen Klimapolitik verzahnt. Ohne die regelmäßigen Sachstandsberichte des IPCC wäre der auf der 16. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention in Cancun gefundene internationale Konsens kaum vorstellbar. Das 2-Grad-Ziel ist insbesondere deshalb bedeutsam, weil es – neben dem weitgehenden Verbot ozonschädigender Substanzen durch das Montreal-Protokoll – eines der wenigen internationalen Ziele ist, das auf der Basis ökologischer Grenzen eine Leitplanke darstellt. Nach dem Vorbild des IPCC wird zurzeit auch eine internationale Plattform zwischen Wissenschaft und Politik im Bereich der Biodiversität (IPBES) aufgebaut. Ebenso wird nach dem Vorbild des IPCC das UNEP-Resourcenpanel etabliert.

Strategien

38. Angesichts der Komplexität der Aufgaben und einer Impulsrolle, die über die Umweltpolitik hinausreicht, kommt großen übergeordneten Strategieprozessen eine besondere Rolle zu. Auf der europäischen Ebene existieren zahlreiche Strategiepapiere im Umweltbereich, problematisch ist aber die Konsistenz und Kohärenz zwischen diesen Strategien. Gerade diejenigen Strategien, bzw. Programme, die diese sichern könnten – die Nachhaltigkeitsstrategie und das 7. Umweltaktionsprogramm – werden im ersten Fall überhaupt nicht mehr, im zweiten Fall eher halbherzig von der Europäischen Kommission weiterverfolgt. Beide können nicht durch die Wachstumsagenda ersetzt werden – auch wenn diese mit „nachhaltig, intelligent und inklusiv“ qualifiziert ist. Auch auf nationaler Ebene besteht Aktualisierungsbedarf. Der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie fehlt insbesondere der in Bezug auf die dort akzentuierte Generationengerechtigkeit wichtige mittlere Zeithorizont. Ein integriertes nationales Umweltprogramm, das in der Lage wäre, Umweltziele differenzierter zu behandeln als es die übergreifende Nachhaltigkeitsstrategie leisten kann, gibt es seit Jahrzehnten nicht mehr. Solche Strategieprozesse wären die geeignete Plattform, um die dringend anstehende wissen-

schaftliche und politische Diskussion um ökologische Grenzen und faire Nutzungsansprüche Deutschlands und der EU zu formulieren und verbindlich zu verankern. Sie könnten und sollten die dringend erforderlichen Impulse für eine Wiederaufwertung der Umweltpolitik liefern.

39. Das Konzept der ökologischen Grenzen sollte ein zentraler konzeptioneller Referenzpunkt der Debatte um die Neuformulierung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien auf nationaler und europäischer Ebene werden.

Umwelt- und Nachhaltigkeitsstrategien sind auch Instrumente der öffentlichen Kommunikation und Vermittlung eines grundlegenden Handlungsbedarfs und damit auch der dringenden Aufwertung der Umweltpolitik.

Angesichts der aktuellen Erkenntnisse über Grenzüberschreitungen, die das Wohlstandsmodell der letzten Jahrhunderte infrage stellen könnten, ist eine Neuorientierung der Umweltpolitik erforderlich. Die nachfolgenden Kapitel wollen insoweit Wege aufzeigen.

Kapitel 1

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 Die neue Wachstumsdebatte	33
1.1 Einleitung	33
1.2 Nachhaltiges Wirtschaften innerhalb ökologischer Grenzen	33
1.2.1 Die Naturbedingtheit der Ökonomie und starke Nachhaltigkeit ..	33
1.2.2 Ökosystemleistungen	35
1.2.3 Ökologische Grenzen	36
1.2.4 Grenzüberschreitungen: Krisenentwicklungen und Indikatoren ..	37
1.3 Die Debatte um Wachstum und Nachhaltigkeit: von Green Growth bis Degrowth	40
1.4 Entkopplung – Perspektiven und Grenzen	41
1.5 Risiken des Nichtwachstums	44
1.5.1 Der „Wachstumszwang“ in der ökonomischen Theorie	44
1.5.2 Wachstumszwänge in der politischen Realität	45
1.6 Herausforderungen für Politik, Gesellschaft und Wissenschaft ...	46
1.6.1 Umweltziele setzen, Wissenschaft und Politik stärker verzähnen	46
1.6.2 Entkopplungspotenziale ausschöpfen	48
1.6.3 Lebensqualität unabhängig von Wachstum verbessern	50
1.6.4 Herausforderungen für die ökonomische Theorieentwicklung ...	53
1.7 Schlussfolgerungen	54
1.8 Literatur	55

Abbildungen

Abbildung 1-1 Nachhaltigkeitsmodell, das die Einbettung menschlicher Aktivitäten in eine begrenzte Umwelt hervorhebt	34
Abbildung 1-2 Planetarische Grenzen, Schwellenwerte und Unsicherheit	37
Abbildung 1-3 Markthemmnisse für grünes Wachstum	49

Tabellen

Tabelle 1-1 Kategorien von Ökosystemleistungen	35
Tabelle 1-2 Planetarische Grenzen	39

1 Die neue Wachstumsdebatte

1.1 Einleitung

40. In Deutschland, aber auch international ist die Frage der Vereinbarkeit von Wirtschaftswachstum und Nachhaltigkeit derzeit wieder Gegenstand politischer und gesellschaftlicher Debatten. Dabei mehren sich nachdenkliche und wachstumskritische Stimmen aus unterschiedlichen Richtungen (BINSWANGER 2010; ENDERLEIN 2010; FITOUSSI und LAURENT 2008; HINTERBERGER et al. 2009; JACKSON 2009a; MIEGEL 2010; PAECH 2009a; SCHOR 2010; SEIDL und ZAHRNT 2010b). Das Interesse der Politik zeigt sich nicht zuletzt in der Einsetzung einer Enquete-Kommission im Deutschen Bundestag zum Themenkomplex Wachstum, Wohlstand und Lebensqualität.

Die Diskussion um das Wachstum in einer begrenzten Welt ist nicht neu. Bereits in den 1970er-Jahren löste der Bericht zu den „Grenzen des Wachstums“ an den Club of Rome eine Kontroverse in Wissenschaft und Öffentlichkeit aus (MEADOWS et al. 1972). Heute lebt die Debatte erneut auf, dabei hat sich der Fokus allerdings verschoben. Während die Diskussion über die Grenzen des Wachstums in den 1970er-Jahren einen starken Fokus auf die Verfügbarkeit nicht-erneuerbarer Ressourcen legte, steht heute die Übernutzung und Zerstörung wichtiger Ökosysteme im Lichte erkennbarer biophysischer Grenzen im Vordergrund.

Im vorliegenden Kapitel setzt sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) mit dieser neuen Wachstumsdebatte auseinander. Nach Auffassung des SRU sollte das Konzept der ökologischen Grenzen in den Mittelpunkt der umwelt-, wirtschafts- und gesellschaftspolitischen Debatte gerückt werden. Ökologische Grenzüberschreitungen haben schwerwiegende ökonomische, soziale und (sicherheits-)politische Folgen. Zu akzeptieren, dass es ökologische Grenzen gibt, deren Überschreitung unbedingt vermieden werden sollte, hat zwar weitreichende Konsequenzen für Wirtschaft und Politik, muss aber nicht von vornherein mit einem Ende des Wirtschaftswachstums gleichgesetzt werden. Zunächst ist vielmehr auszuloten, wie weit eine absolute Entkopplung von Umweltinanspruchnahme und Wirtschaftsentwicklung reicht. Die Idee einer grünen Wirtschaft, wie sie im Vorfeld der Rio+20-Konferenz diskutiert wird (vgl. Abschn. 11.3.3), ist in dieser Hinsicht sehr optimistisch. Der SRU vertritt in diesem Kapitel die Einschätzung, dass zwar erhebliche Entkopplungspotenziale bestehen, dass aber nicht mit Sicherheit bestätigt werden kann, ob diese ausreichen werden. Diese Vorsorgeüberlegung rechtfertigt ein Nachdenken in Wissenschaft und Politik über die Bedingungen von Wohlfahrt jenseits von Wirtschaftswachstum.

1.2 Nachhaltiges Wirtschaften innerhalb ökologischer Grenzen

1.2.1 Die Naturbedingtheit der Ökonomie und starke Nachhaltigkeit

41. Neuere Veröffentlichungen (IPCC 2007; EEA 2010a; REID et al. 2005) bringen eine häufig verdrängte Erkenntnis wieder verstärkt ins Bewusstsein: Die natürliche Umwelt, vor allem das Klima und die Biodiversität, sind die Grundlage des menschlichen Lebens. Ohne funktionierende Ökosysteme und die Erhaltung des Naturkapitals sind stabile Gesellschafts- und Wirtschaftssysteme nicht denkbar. Thermodynamisch gesehen ist das globale ökologische System durch komplexe Strukturen mit geringer Entropie, das heißt hoher Ordnung, gekennzeichnet. Das ökonomische System dagegen wandelt natürliche Strukturen mit niedriger Entropie um (beispielsweise durch die Verbrennung von Kohle und Öl) und erhöht dadurch das Entropieniveau (DALY 1996; GEORGESCU-ROEGEN 1971; CLEVELAND und RUTH 1997). Ohne das umfassende ökologische System, das negentropische Strukturen aufgrund der ihm eigenen Produktivität immer wieder neu aufbaut (etwa durch Fotosynthese und genetische Proliferation), wäre die Ökonomie langfristig nicht denkbar (SRU 2002, Tz. 20 ff.). Die Ökonomie in ihren stofflichen Dimensionen zehrt von „Größen“, die sie nicht selbst produzieren, sondern nur verbrauchen kann. Das ökonomische System muss sich daher im Rahmen der Reproduktionskapazität der Natur bewegen. Nachhaltigkeit bedeutet, sich innerhalb der damit gegebenen ökologischen Grenzen zu bewegen.

Erster und zweiter Hauptsatz der Thermodynamik

- Nach dem ersten Hauptsatz der Thermodynamik kann Energie weder produziert noch vernichtet werden. Energie kann lediglich durch thermodynamische Umwandlungsprozesse – wie beispielsweise durch Verbrennung – ganz oder teilweise von einer Energieform in eine andere überführt werden. In einem abgeschlossenen System bleibt somit die Summe aller Energien bei jeder Umwandlung konstant. Ebenso kann Materie in einem abgeschlossenen System weder erzeugt noch vernichtet werden. Es gilt demzufolge das Gesetz der Massenerhaltung.
- Der zweite Hauptsatz der Thermodynamik ist als maßgebliche Einschränkung des ersten Hauptsatzes zu verstehen. Alle natürlichen Prozesse, nicht nur thermodynamische Umwandlungsprozesse, sind nicht umkehrbar (irreversibel), das heißt, sie können „von selbst“ nur in eine Richtung ablaufen, während des Prozesses wird Energie entwertet und sie lassen

sich nur durch zusätzlichen Aufwand „von außen“ wieder umkehren, wodurch immer Veränderungen in der Umgebung zurück bleiben.

Zur quantitativen Bewertung und mathematischen Formulierung des Grades der Irreversibilität dient die Entropie „S“ als bestimmende Zustandsgröße. Die Entropie beschreibt die Unordnung in einem System. Es gelten folgende Voraussetzungen:

- Je höher die Entropie in einem System, desto größer ist dessen Unordnung.
- Die Entropie ist immer größer Null.
- Die Entropie eines vollständig isolierten (adiabaten) geschlossenen Systems kann niemals abnehmen.
- Bei irreversiblen Prozessen, das heißt bei jeder Zustandsänderung, nimmt die Entropie eines vollständig isolierten (adiabaten) geschlossenen Systems zu.
- Eine Umkehrung natürlicher Prozesse, was einer Reduktion der Entropie gleichkommt, ist immer mit einem bestimmten Energieaufwand „von außen“ verbunden.

Dies impliziert, dass es zulässig ist, Naturkapital zu verbrauchen und in Sachkapital oder Wissen zu transformieren, solange dadurch der Gesamtbestand an Nutzen stiftendem Kapital insgesamt nicht sinkt. Diese These der Substituierbarkeit von Naturkapital durch andere Kapitalformen steht im Zentrum des Konzepts der *schwachen* Nachhaltigkeit.

Demgegenüber bekennt sich der SRU zum Konzept der *starken* Nachhaltigkeit, er hält die Substituierbarkeit von Naturkapital durch andere Kapitalformen nur in engen Grenzen für möglich. Die Erhaltung der ökologischen Tragfähigkeit verlangt, dass Abwägungsentscheidungen zwischen verschiedenen Nachhaltigkeitszielen innerhalb eines gesetzten ökologischen Rahmens getroffen werden müssen (Abb. 1-1).

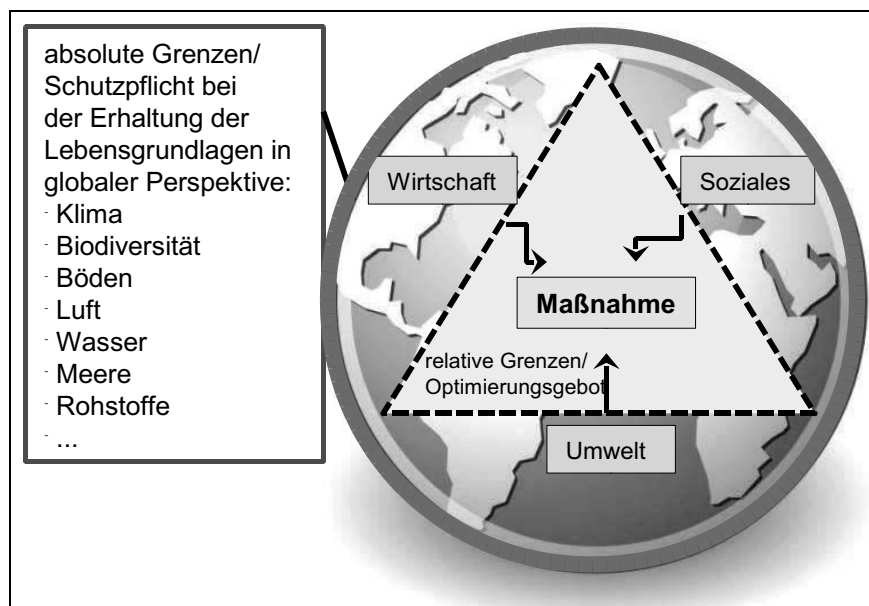
42. Es kann jedoch kontrovers diskutiert werden, inwieweit es innerhalb dieser Grenzen Ermessensspielräume bei der Abwägung zwischen den verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen gibt (SRU 2002, Kap. 1.3). Während im Bereich abiotischer Rohstoffe eine gewisse Substituierbarkeit von Naturkapital durch Wissen und Sachkapital im Einzelfall plausibel sein kann, ist im Bereich der biogenen Ressourcen und Ökosysteme sowie deren Dienstleistungen stärker von einer Nicht-Substituierbarkeit auszugehen (SRU 2002, Tz. 28). Auch mit Blick auf das Vorsorgeprinzip wird daraus abgeleitet, dass das Naturkapital möglichst konstant zu halten ist (OTT 2009).

In einer „vollen Welt“ (DALY 2005) – also einer Welt, in der Menschen und menschengemachte Dinge die Natur in erheblichem Maße verdrängt haben – bedarf es daher Grenzziehungen für den physischen Energie- und Mate-

Das konventionelle Modell der Nachhaltigkeit, das eine grundsätzlich gleichberechtigte Abwägung von ökonomischen, ökologischen und sozialen Zielen vorsieht, berücksichtigt den übergeordneten Charakter des ökologischen Rahmens nicht ausreichend. Insbesondere in der neoklassischen Ökonomie ist die These verbreitet, dass zukünftigen Generationen lediglich ein konstanter Gesamtbestand an Kapitalien hinterlassen werden muss (SRU 2002).

Abbildung 1-1

Nachhaltigkeitsmodell, das die Einbettung menschlicher Aktivitäten in eine begrenzte Umwelt hervorhebt



Quelle: SRU 2011b

rieumsatz („throughput“), der notwendigerweise immer mit der Nutzung natürlicher Ressourcen und natürlicher Senken für Abfallströme verbunden ist. Wie DALY (1992) aufgezeigt hat, kann es angesichts schwindender Spielräume für die Naturnutzung nicht mehr nur um die traditionellen Aufgaben des effizienten Einsatzes (Allokation) und der gerechten Verteilung (Distribution) von natürlichen Ressourcen gehen, sondern es muss in erster Linie der Umfang der Ressourcennutzung und Schadstoffbelastung (Scale) gesteuert werden. Ein überladenes Schiff kann nicht durch das Verschieben der Fracht vor dem Untergehen bewahrt werden, sondern vor allem dadurch, dass die Ladung auf ein verträgliches Maß reduziert wird (ebd.). Dies bedeutet, dass es nicht in erster Linie darum gehen kann, lediglich eine effiziente Nutzung und Verteilung der natürlichen Ressourcen zu erreichen. Vor allem muss die Umweltnutzung absolut begrenzt werden.

43. Bei der Inanspruchnahme globaler Ressourcen stellt sich dabei zusätzlich die Frage der intragenerativen, insbesondere der globalen Verteilungsgerechtigkeit. Der SRU bekennt sich ausdrücklich zum Prinzip der fairen und gleichen Pro-Kopf-Nutzungsansprüche auf natürliche Ressourcen, das auch in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie zum Ausdruck kommt: „In ethischer Betrachtung hat jeder Mensch das gleiche Recht darauf, Ressourcen in Anspruch zu nehmen, solange sie nicht übernutzt werden“ (Bundesregierung 2008, S. 20). Das Ziel muss also sein, in Deutschland die Nutzung ökologischer Ressourcen auf ein Maß zu reduzieren, das global verallgemeinerbar ist.

Aus Sicht des SRU sollte Deutschland in dieser Weise seine globale Verantwortung wahrnehmen, selbst wenn zunächst noch nicht alle anderen Staaten auf denselben Weg einschwenken. Zum einen sind Vorreiter notwendig, um andere Industrie- und Schwellenländer von der Umsetzbarkeit nachhaltiger Strategien zu überzeugen und bei Entwicklungsländern Vertrauen zu schaffen. Zudem können diese Vorreiter auch selbst profitieren, indem sie Technologieführerschaft gewinnen und besser als andere auf neue Anforderungen und Marktsituationen vorbereitet sind (SRU 2002; 2008). Dennoch sollte parallel eine Verankerung entsprechender Ziele und Maßnahmen (Kap. 11) auf europäischer und internationaler Ebene angestrebt werden, um möglichst rasch möglichst große Verbesserungen der Umweltsituation zu erzielen.

1.2.2 Ökosystemleistungen

44. Eine Veranschaulichung und Konkretisierung der Bedeutung von Naturkapital liefert das Konzept der Ökosystemleistungen (ecosystem services). Es wurde von EHRlich und EHRlich (1981) eingeführt und baut auf früheren Veröffentlichungen auf, die versuchten, den gesellschaftlichen Nutzen der Natur und der Naturfunktionen zu verdeutlichen (GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2010). Die Arbeiten zeigten auf, dass der Verlust von biologischer Vielfalt direkt die Prozesse in Ökosystemen beeinflusst, die für das Wohlergehen des Menschen grundlegend sein können. Einen frühen Versuch, die Funktionen der Natur und die Natur selbst zu monetarisieren, unternahm COSTANZA et al. (1997). Auf die politische Agenda gelangte das Thema mit dem Millennium Ecosystem Assessment (MA) (REID et al. 2005). Das MA wurde von den Vereinten Nationen beauftragt, einen Überblick über den globalen Zustand von wichtigen Ökosystemleistungen zu geben.

Ökosystemleistungen werden als die Leistungen definiert, die Menschen von Ökosystemen erhalten (MA 2003, S. 3: BOX 1 Key Definitions), oder einfacher als „ökologische Prozesse, die für das Wohlbefinden von Menschen von Bedeutung und damit wertvoll sind“ (ESER et al. 2011). Die Definition des MA und der TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity; TEEB 2010, S. 33) schließt in den Begriff „Ökosystemleistungen“ auch Güter wie Holz oder Nahrungsmittel mit ein, enthält also materielle, energetische und nicht-materielle Aspekte. Die TEEB-Studie unterscheidet auch noch zwischen direkten (z. B. Konsum von Nahrung oder Genuss schöner Landschaften) und indirekten Beiträgen (z. B. Reinigung von Trinkwasser durch Bodenfiltration).

45. Ziel all dieser Typologien ist es, die Abhängigkeit des Menschen von der Natur sichtbar zu machen, und zu zeigen, welchen Wert die Leistungen der Natur für das menschliche Leben und Wirtschaften besitzen. Vor allem unterstützende Leistungen wie der Nährstoffzyklus und die Bodenbildung und viele regulierende Leistungen wie Bestäubung oder Schädlings- und Erosionsregulierung werden bislang von der Gesellschaft selbstverständlich und kostenfrei in Anspruch genommen und nicht angemessen geschützt (Tab. 1-1).

Tabelle 1-1

Kategorien von Ökosystemleistungen

Unterstützende Leistungen (Supporting services)	z. B. Primärproduktion durch Photosynthese, Bodenbildung und Nährstoffkreisläufe
Bereitstellende Leistungen (Provisioning services)	z. B. das Bereitstellen von Nahrung, Wasser, Holz und Brennstoffen sowie pharmazeutischen Produkten
Regulierende Leistungen (Regulating services)	z. B. das Reinigen von Luft und Wasser sowie die Regulierung des Klimas, Schutz vor Naturkatastrophen und Krankheiten
Kulturelle Leistungen (Cultural services)	z. B. Inspiration, Bildung, ästhetische Werte sowie Erholung und Entspannung
Quelle: BECK et al. 2006, verändert	

46. Problematisch ist jedoch eine isolierte Betrachtung einzelner Ökosystemleistungen unabhängig von deren Einbindung in den ökologischen Kontext. So werden teilweise Maßnahmen dadurch begründet, dass sie bestimmte Ökosystemleistungen fördern oder bereitstellen, obwohl sie zum Verlust von Biodiversität führen. Eine unreflektierte Nutzung des Begriffs der Ökosystemleistungen kann somit gerade dem Natur- und Umweltschutz entgegenstehen. Nur wenn der Schutz von Ökosystemleistungen Teil des Natur- und Umweltschutzes ist, werden beide Teilziele erreicht. Aus diesem Grund wird im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) auch immer vom Schutz von Biodiversität *und* Ökosystemleistungen gesprochen (z. B. im Strategischen Plan 2011 bis 2020, SCBD 2010a). Auch die neue EU-Biodiversitätsstrategie für das Jahr 2020 nennt beide Begriffe im Zusammenhang (Europäische Kommission 2011c).

47. Zu berücksichtigen ist darüber hinaus, dass die ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen vor allem dann an ihre Grenzen stößt, wenn Ökosysteme sehr komplex sind, wenn Unsicherheiten über Wirkungszusammenhänge bestehen und wenn Umkipppunkte, an denen Systeme instabil werden, nicht vorhergesagt werden können. In diesen Fällen ist eine monetäre Bewertung wissenschaftlich besonders unzuverlässig. Außerdem sind die Methoden der Bewertung bei manchen Gütern wesentlich schwieriger anzuwenden als bei anderen. Darüber hinaus hängen die Ergebnisse einer ökonomischen Bewertung ökologischer Güter immer auch von notwendigerweise subjektiven methodischen Entscheidungen derjenigen ab, die solche Studien durchführen. Diese variieren je nach Art des zu bewertenden Guts, der verwendeten Methoden und des betrachteten Zeitraums in unterschiedlichem Maße (BRONDÍZIO und GATZWEILER 2010). In der Praxis birgt die ökonomische Bewertung von Ökosystemen das Risiko einer verengten oder verzerrten Wahrnehmung verschiedener Umweltaspekte.

1.2.3 Ökologische Grenzen

48. Der Begriff der ökologischen Grenzen verweist zunächst auf die unbezweifelbare biophysische Begrenztheit der Erde im Hinblick auf die Verfügbarkeit von natürlichen Ressourcen und die Aufnahmefähigkeit von Senken. Er kann jedoch nicht als ein rein naturwissenschaftlicher Begriff verstanden werden. Naturwissenschaften können durch die Beschreibung von faktischen Zusammenhängen Verfügungswissen bereitstellen. So können sie Kausalzusammenhänge und Wirkungsketten identifizieren und unter Umständen Eintrittswahrscheinlichkeiten für bestimmte Entwicklungen oder Ereignisse angeben. Ökologische Grenzen beschreiben jedoch Schwellen, jenseits derer unerwünschte Ereignisse zu erwarten sind. Was „unerwünscht“ ist, lässt sich aber nicht nur naturwissenschaftlich bestimmen. Angesichts wissenschaftlicher Unsicherheiten erfordern Aussagen über ökologische Grenzen immer auch Urteile über das Maß an Vorsorge, das gesellschaftlich angemessen erscheint (ROCKSTRÖM et al. 2011; SRU 2011c). In diesem Sinne wird auch der Begriff der Leitplanken verwendet

als „quantitativ definierte Schadensgrenzen, deren Verletzung heute oder in Zukunft intolerable Folgen mit sich brächte“ (WBGU 2005, S. 28; 1997). Die Festlegung ökologischer Grenzen oder Leitplanken setzt in demokratisch verfassten Gesellschaften eine breite gesellschaftliche und politische Akzeptanz in einem langfristigen, aufgeklärten Eigeninteresse voraus (vgl. Abschn. 1.6.1 und Kap. 11).

49. Operationalisiert wird der Begriff der ökologischen Grenzen beispielsweise durch das Konzept der „planetarischen Grenzen“ (planetary boundaries) und das des „sicheren Handlungsraumes“ (safe operating space) für menschliche Aktivitäten (ROCKSTRÖM et al. 2009). Dabei wird unterschieden zwischen Prozessen mit kritischen globalen Schwellenwerten (wie z. B. bei der weltweit ausgestoßenen Menge an Treibhausgasemissionen) und Prozessen wie Landnutzungsänderungen, bei denen nach derzeitigem Kenntnisstand solche globale Schwellen nicht bestehen. Bei diesen kann es aber durch eine stetige bzw. schleichende Verschlechterung zum Zusammenbruch wichtiger Funktionen (wie z. B. der Kohlenstoffaufnahmefähigkeit) kommen, die Auswirkungen auf globale Prozesse haben oder aggregiert zu einem globalen Problem werden können (Abb. 1-2). Ein Überschreiten der planetarischen Grenzen kann einen „abrupten, nicht-linearen ökologischen Wandel in kontinentalen bis planetarischen Systemen“ auslösen (ROCKSTRÖM et al. 2009, S. 1).

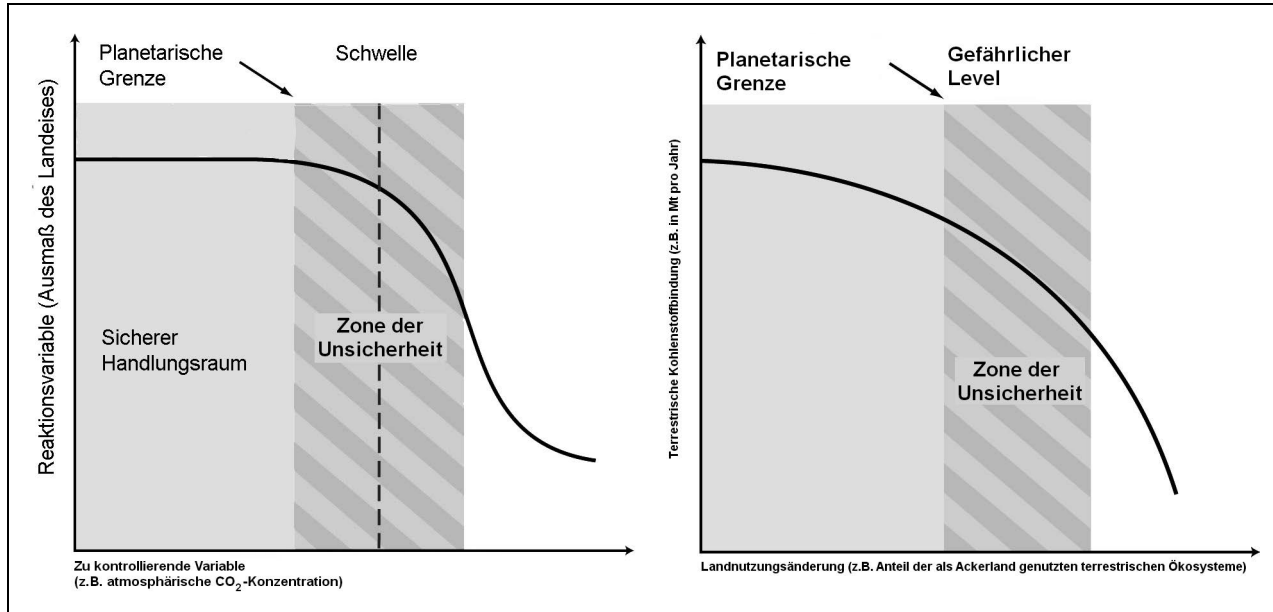
Bei schleichenden Entwicklungen liegt der kritische Schwellenbereich dort, wo die „Resilienz“ von natürlichen Systemen beeinträchtigt wird – also ihre Fähigkeit, sich von Störungen und Schocks zu erholen und ihre Funktionsfähigkeit aufrecht zu erhalten (WALKER und SALT 2006). Ökologische Grenzen können angesichts der Komplexität der Systeme und Prozesse nicht als klare Linie gedacht werden, sondern als „Korridore der Elastizität“ (SACHS und SANTARIUS 2005).

Unterhalb der Erdsystembetrachtung auf den regionalen oder lokalen Ebenen gibt es schon länger Analysen der Tragfähigkeitsgrenzen oder „critical loads“ vor allem hinsichtlich versauernder und eutrophierender Luftschadstoffe (vgl. Kap. 10). Grenzen lassen sich auch auf der Basis der natürlichen Reproduktion erneuerbarer Ressourcen identifizieren.

Ökologische Grenzen und starke Nachhaltigkeit

50. Zu beachten ist, dass die Erhaltung des Naturkapitals – ein Kernelement des Leitbilds der starken Nachhaltigkeit (vgl. Tz. 41) – ein grundsätzlich anderes Schutzkonzept darstellt als die Einhaltung ökologischer Grenzen. Grundsätzlich ist die Erhaltung des Naturkapitals der strengere Maßstab, weil er jede Minderung zu vermeiden sucht und sich nicht nur an der Vermeidung von Katastrophen orientiert. Dennoch ist das Konzept der ökologischen Grenzen eine sinnvolle Ergänzung zum Leitbild der starken Nachhaltigkeit, da es expliziter auf kritische Belastungsschwellen für wichtige globale Ökosysteme verweist. Es muss jedoch als komplementär verstanden werden in dem Sinne, dass es verwendet wird,

Planetarische Grenzen, Schwellenwerte und Unsicherheit



Quelle: ROCKSTRÖM et al. 2009, eigene Übersetzung

um Mindestanforderungen an den Umweltschutz zu formulieren, ohne dabei das höhere Anspruchsniveau der starken Nachhaltigkeit infrage zu stellen.

1.2.4 Grenzüberschreitungen: Krisenentwicklungen und Indikatoren

Beispiele weltweiter ökologischer Grenzüberschreitungen

51. Die Menschheit nimmt einen immer größeren Anteil der verfügbaren Umweltressourcen in Anspruch und schädigt dabei natürliche Systeme irreversibel. Menschliche Aktivitäten beeinflussen das natürliche Erdsystem heute so stark, dass einige Wissenschaftler die gegenwärtige geologische Epoche als „Anthropozän“ bezeichnen (STEFFEN et al. 2007; CRUTZEN 2002). Global werden ökologische Grenzen beispielsweise in folgenden Bereichen überschritten:

- Mit dem fortschreitenden Klimawandel steigt der Meeresspiegel, Gletscher schmelzen ab, wetterbedingte Extremereignisse treten häufiger auf und irreversible Umkippeffekte werden wahrscheinlicher (IPCC 2007).
- Trotz aller internationalen Verhandlungen und Anstrengungen ist es nicht gelungen, den Verlust an biologischer Vielfalt auch nur zu verlangsamen, wie es sich die internationale Gemeinschaft im Jahr 2002 als Ziel bis 2010 vorgenommen hatte. Der Artenverlust setzt sich ungebremst mit einem Vielfachen der natürlichen Verlustrate fort. Der Living Planet Index, ein Maß für die Entwicklung der globalen Biodiversität, zeigt einen Rückgang der Bestände ausgewählter Indikatorarten um fast 30 % seit 1970 (WWF et al. 2010).

- Etwa 60 % der untersuchten Ökosystemleistungen sind bereits degradiert oder durch nicht-nachhaltige Nutzung gefährdet (REID et al. 2005). Die Waldfläche nimmt global ab, insbesondere die Fläche der Tropenwälder geht kontinuierlich und in dramatischem Ausmaß zurück. Tropische Korallenriffe kollabieren (UNEP 2007a, S. 88; SCBD 2010b). Die Überfischung der Meere ist nach wie vor eines der großen ungelösten Probleme; etwa 80 % der Bestände in den Weltmeeren ist bereits überfischt oder bis an ihre Grenzen ausgebeutet (FAO 2009). Nicht-nachhaltige Land- und Wassernutzung führt in Verbindung mit dem Klimawandel zur Desertifikation bzw. zum Verlust fruchtbarer Böden durch Erosion, Versalzung und Nährstoffverlust.
- Die weltweit pro Kopf verfügbare Wassermenge nimmt ab, vor allem durch Übernutzung von Grund- und Oberflächenwasserressourcen. In Zukunft werden immer mehr Menschen unter Wassermangel leiden (UNEP 2007b, S. 11). Wasserverschmutzung bleibt weltweit eine der wichtigsten Ursachen für Krankheit und Tod.
- Bereits heute eignet sich die Menschheit etwa ein Viertel der potenziellen Nettoprimärproduktion der Erde an, in erster Linie durch Ernte von Biomasse für die Produktion von Nahrung oder für die Gewinnung von Baustoffen und Energie, aber auch durch Flächeninanspruchnahme für die Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung (HABERL et al. 2007). Lebensräume und Nahrungsangebot für andere Arten werden somit durch den Menschen bereits in erheblichem Maße eingeschränkt. Durch die wachsende Weltbevölkerung und sich ändernde Ernährungsgewohnheiten könnte

sich der Bedarf an landwirtschaftlichen Produkten bis 2050 um 70 % erhöhen. Dadurch würden Landnutzung und Landnutzungsänderungen weiter zunehmen.

52. Insgesamt gefährden diese unterschiedlichen, sich in vielen Fällen gegenseitig verschärfenden ökologischen Grenzüberschreitungen die Lebensgrundlagen von mehreren hundert Millionen Menschen. Sie wirken sich in vielfältiger Weise auf ökologische und gesellschaftliche Systeme aus, indem sie etwa Lebensmittelkrisen verursachen, Wassermangel verstärken und soziale Konflikte um natürliche Ressourcen verschärfen. Ökologische Grenzüberschreitungen können Lebensräume für Menschen und Tiere zerstören und Auslöser für Migration und Flucht sein. Damit haben sie nicht nur umweltpolitische, sondern auch wirtschafts- und sicherheitspolitische Bedeutung. Heute bereits akut betroffen sind häufig die ärmsten Teile der Bevölkerung in Entwicklungsländern, deren Lebensunterhalt von den lokalen natürlichen Ressourcen abhängt (NIEKISCH 2006). Die Degradierung von Ökosystemen ist daher auch ein Hindernis für das Erreichen der Millenniums-Entwicklungsziele (UNDP 2011).

Dagegen sind die Auswirkungen in Industrieländern bislang deutlich seltener unmittelbar spürbar. In Deutschland sind etwa die Verluste an Ökosystemleistungen in vielen Bereichen geringer als auf globaler Ebene, unter anderem aufgrund der bestehenden Umwelt- und Naturschutzgesetzgebung und entsprechender Maßnahmen. Gleichzeitig tragen unter anderem aber Importe von Gütern oder der Ausstoß von Treibhausgasen (THG) in Deutschland dazu bei, dass Ökosysteme auch in anderen Ländern geschädigt werden (BECK et al. 2006).

Indikatoren der Grenzüberschreitung

53. Verschiedene globale Indikatorensysteme zeigen auf, dass man bereits heute von Grenzüberschreitungen ausgehen muss. Obwohl bei allen Indikatoren, insbesondere komplexen Indikatorensystemen, unvermeidliche methodische Schwächen bestehen, ist diese Aussage robust.

54. Die Berechnungen zum *ökologischen Fußabdruck* etwa zeigen, dass die Menschheit inzwischen mehr natürliche Ressourcen in Anspruch nimmt, als die Erde auf Dauer bereitstellen kann. Der ökologische Fußabdruck misst die biologisch produktive Land- und Wasserfläche, die notwendig ist, um die vom Menschen genutzten erneuerbaren Ressourcen bereitzustellen und um durch menschliche Aktivitäten verursachtes Kohlendioxid (CO₂) zu absorbieren. Die sogenannte Biokapazität bezeichnet die Fläche, die zur Erzeugung der Ressourcen und zur Aufnahme der Schadstoffe tatsächlich zur Verfügung steht. Die Belastung ist mit dem Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum seit Beginn der 1960er-Jahre kontinuierlich gestiegen und die Tragfähigkeit der Erde wurde bereits Anfang der 1970er-Jahre überschritten. Heute übersteigt der ökologische Fußabdruck der Menschheit die Biokapazität der Erde um 50 % (WWF et al. 2010).

Ein anderer flächenbezogener Indikator misst im Rahmen einer Lebenszyklus-Analyse den Flächenbedarf entlang der gesamten Produktionskette. BRINGEZU und BLEISCHWITZ (2009, S. 39 ff.) schlagen hier das sogenannte *Global Land Use Accounting of Agricultural Cropland* (GLUA_{cropland}) als Indikator vor. Der Indikator umfasst die Flächennutzung für landwirtschaftliche Produktion für Lebensmittel- und Nicht-Lebensmittel-Verwendungen (inklusive Tierhaltung) weltweit und berücksichtigt damit auch die Flächenansprüche, die bei der Produktion importierter Produkte entstehen. Wenn die global im Jahr 2050 voraussichtlich verfügbare landwirtschaftliche Fläche auf 9 Milliarden Menschen gleichmäßig aufgeteilt werden sollte, ergibt sich ein Zielwert von 0,2 ha pro Person (BRINGEZU 2009). Für Deutschland sollte – berücksichtigt man die im globalen Vergleich sehr hohe landwirtschaftliche Produktivität – der Zielwert noch deutlich niedriger angesetzt werden (vgl. Kap. 3, Tz. 164). Tatsächlich lag der GLUA_{cropland} pro Person im Jahr 2004 in Deutschland jedoch nach Berechnungen von BRINGEZU und SCHÜTZ (2009, S. 131) mit 0,25 ha um 25 % über dem Zielniveau. Mit circa 61 % macht die tierisch basierte Ernährung dabei den größten Anteil dieses Flächenbedarfs aus (vgl. Kap. 3, Tz. 166). Sollte in Deutschland der Verbrauch nachwachsender Rohstoffe, insbesondere für die energetische Verwendung, wie erwartet deutlich steigen, könnte der GLUA_{cropland} im Jahr 2030 mit 0,28 bis 0,3 ha pro Person die dann noch weltweit zur Verfügung stehende Fläche deutlich überschreiten (BAU-Szenarien in BRINGEZU und SCHÜTZ 2009, S. 132).

55. Auf der Basis einer anderen Methodik schlagen ROCKSTRÖM et al. (2009) planetarische Belastungsgrenzen für zehn verschiedene natürliche Systeme und Prozesse vor (Tab. 1-2). Die planetarischen Grenzen definieren den sicheren Handlungsraum für menschliche Aktivität, der jeweils ausreichend weit von möglichen „Umkipppunkten“ oder gefährlichen Belastungsniveaus entfernt ist. Die Systeme sollten innerhalb dieser Grenzen bleiben, um abrupte, irreversible und katastrophale Umweltveränderungen zu vermeiden. Die Bestimmung der Grenzen orientiert sich soweit möglich an neuester wissenschaftlicher Forschung, kann aber aufgrund der Datennlage nicht in allen Fällen mit der gleichen Präzision erfolgen. Beim Verlust der Biodiversität beispielsweise ist der Zusammenhang mit der Stabilität und Resilienz von Ökosystemen nicht ausreichend wissenschaftlich etabliert. ROCKSTRÖM et al. (2009) setzen eine Verlustrate von zehn Arten pro Million Arten pro Jahr als vorläufige Grenze, die nicht überschritten werden sollte. Dies würde dem zeh- bis hundertfachen der natürlichen Verlustrate entsprechen. Für die atmosphärische CO₂-Konzentration wird die sichere Belastungsschwelle auf den Wert von 350 ppm gesetzt. Diese Einschätzung ist unter anderem gestützt auf Modellierungen eines amerikanischen Forscherteams (HANSEN et al. 2008), die langsame Feedbackprozesse beispielsweise durch Änderungen des Rückstrahlvermögens der Erdoberfläche berücksichtigen. Zudem könnte bei 350 ppm die Stabilität polarer Eisschilder gesichert werden.

Beim Klimawandel, dem Verlust von biologischer Vielfalt und in Bezug auf Eingriffe in den globalen Stickstoffkreislauf sind die Grenzen der Belastbarkeit nach Einschätzung der Autoren bereits überschritten. Andere Belastungen (Phosphorkreislauf, Versauerung der Ozeane, Landnutzung, Süßwassernutzung) befinden sich in der Nähe der Grenzen (Tab. 1-2).

56. Zudem treten zunehmend die systemischen Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Umweltproblemen ins Blickfeld. Diese können nicht mehr als voneinan-

der unabhängige, einfach zu bestimmende Probleme gesehen werden, sondern müssen als ein komplexes Wirkungsgefüge verstanden werden, das durch Rückkopplungsmechanismen und nicht-lineare Zusammenhänge gekennzeichnet ist (EEA 2010b, S. 113 ff.; PBL 2009; OECD 2008). So kann die erhöhte Nachfrage nach Bio-kraftstoffen, ursprünglich ökologisch motiviert, zur Rodung natürlicher Wälder in Entwicklungsländern und zum Anbau von Biomassepflanzen in Monokulturen führen. Dies führt zur Freisetzung von THG, zerstört Lebensräume, beeinträchtigt die Bodenfruchtbarkeit, fördert

Tabelle 1-2

Planetarische Grenzen

Erdsystemprozesse	Parameter	vorge-schlagene Grenze	derzeitiger Status	vorin-dustrieller Wert
Klimawandel	1. atmosphärische CO ₂ -Konzentration (ppm, Volumenanteil)	350	387	280
	2. Veränderung der Strahlungsleistung (Watt pro m ²)	1	1,5	0
Biodiversitäts-verlustrate	Aussterberate (Zahl der Arten pro einer Mil-lion Arten pro Jahr)	10	> 100	0,1 – 1
Stickstoffzyklus (mit dem Phosphor-zyklus verbunden)	Menge an N ₂ , die für anthropogene Nutzung aus der Atmosphäre entnommen wird (Millionen Tonnen pro Jahr)	35	121	0
Phosphorzyklus (mit dem Stickstoffzyklus verbunden)	Menge an Phosphor, die in die Ozeane gelangt (Millionen Tonnen pro Jahr)	11	8,5 – 9,5	~ 1
Stratosphärischer Ozonabbau	Ozonkonzentration (Dobson-Einheit)	276	283	290
Versauerung der Ozeane	Globale durchschnittliche Aragonitsättigung im Oberflächenwasser von Meeren	2,75	2,90	3,44
globale Süß-wassernutzung	Verbrauch an Süßwasser durch den Menschen (km ³ pro Jahr)	4.000	2.600	415
Landnutzungs-änderungen	% der globalen Bodenbedeckung, die in Ackerland umgewandelt wird	15	11,7	niedrig
atmosphärische Aerosolbelastung	Gesamtpartikelkonzentration in der Atmosphäre, auf regionaler Basis	noch zu bestimmen		
Verschmutzung durch Chemikalien	z. B.: emittierte Mengen in die globale Umwelt oder Konzentrationen in der globalen Umwelt an persistenten organischen Schadstoffen, Kunststoffen, endokrinen Disruptoren, Schwermetallen und radioaktiven Abfällen oder die daraus folgenden Wirkungen auf Ökosysteme und die Funktionsfähigkeit des Erdsystems	noch zu bestimmen		

Graue Schattierung: Planetarische Grenzen sind bereits überschritten.

Quelle: ROCKSTRÖM et al. 2009, eigene Übersetzung

Erosion, gefährdet so dauerhaft die Lebensgrundlagen der einheimischen Bevölkerung und löst damit heftige soziale Konflikte aus. Der Verlust von Biodiversität ist ein Beispiel für ein hochkomplexes Umweltproblem, dessen Ursachen in unzähligen wirtschaftlichen Aktivitäten und ihrem Zusammenspiel liegen, unter anderem der Nutzung erneuerbarer Ressourcen durch Landwirtschaft und Fischerei, der Zerstörung und Beeinträchtigung von Ökosystemen und Lebensräumen durch den Abbau nicht-erneuerbarer Rohstoffe oder der Zerschneidung von Ökosystemen durch Infrastrukturentwicklung, Industrientwicklung und Siedlung.

1.3 Die Debatte um Wachstum und Nachhaltigkeit: von Green Growth bis Degrowth

57. Von besonderer Brisanz in der aktuellen Wachstumsdebatte ist die Frage, ob ein systematisches Respektieren ökologischer Grenzen dauerhaft mit ökonomischem Wachstum vereinbar ist. Diese Fragestellung ist zunächst eine grundsätzlich konzeptionelle. Die gegenwärtige Diskussion über die Grenzen des Wachstums verläuft zwischen zwei Polen: den optimistischen Konzepten des grünen Wachstums (green growth) und den wachstumskritischen Konzepten einer Postwachstumsgesellschaft. Im Folgenden werden die Grundzüge der Debatte und die zentralen Argumente und Kontroversen dargestellt.

Grünes Wachstum

58. Das Leitbild des grünen Wachstums basiert im Wesentlichen auf dem Konzept der ökologischen Modernisierung (JÄNICKE 2008; MOL und SONNENFELD 2000; s. a. Abschn. 11.3.3 zum Begriff der grünen Ökonomie). Es stellt eine Abkehr von einem Paradigma dar, das Umweltschutz aus einer kurzfristigen und statischen Perspektive grundsätzlich als Kostenfaktor ansieht, der zudem die internationale Wettbewerbsfähigkeit behindert. Das Konzept des grünen Wachstums geht davon aus, dass eine Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Umweltschäden zu erreichen ist und dass gleichzeitig Umweltschutz ökonomische Chancen eröffnen kann. Dahinter steht der Gedanke, dass durch gezielte Investitionen in umwelteffiziente und ressourcenschonende Technologien Entwicklungspfade eingeschlagen werden können, die gleichermaßen zur Vermeidung von Umweltschäden, zur Schonung nicht-erneuerbarer Ressourcen und zu Wirtschaftswachstum beitragen (OECD 2011b). Dabei soll technologischer Fortschritt die Energie- und Materialeffizienz in einem Maße steigern, dass die ökonomische Wertschöpfung zunimmt und gleichzeitig die Belastung der Umwelt vermindert wird. Für wichtige Wirtschafts- und Technologiebereiche ist gezeigt worden, dass eine Erhöhung der Öko-Effizienz um den Faktor fünf (von WEIZSÄCKER et al. 2010) oder sogar zehn (SCHMIDT-BLEEK 2009) technisch möglich ist. Verwandt mit den Vorstellungen eines grünen Wachstums sind frühere Konzepte eines „qualitativen Wachstums“ (MAJER 1984;

CAPRA und HENDERSON 2009) oder eines „ökologischen Strukturwandels“ (SIMONIS 2011).

Große Aufmerksamkeit hat das Konzept des grünen Wachstums während der jüngsten Wirtschafts- und Finanzkrise erhalten. In der Folgezeit der Weltwirtschaftskrise von 2008 entstanden zahlreiche Vorschläge für einen „Green New Deal“, welcher durch Investitionsprogramme umweltfreundliche Infrastrukturen und weitere umweltorientierte Maßnahmen fördern und auf diese Weise Konjunkturpolitik betreiben sollte (UNEP 2010; BLASCH et al. 2010; OECD 2011b; JAEGER et al. 2009; JÄNICKE und JACOB 2008; EKINS 2000).

Wohlstand ohne Wachstum, Postwachstum und Degrowth

59. Der Vorstellung vom grünen Wachstum gegenüber steht eine Position, die auf „Wohlstand ohne Wachstum“ (JACKSON 2009a; MIEGEL 2010), Postwachstum (PAECH 2009a; SEIDL und ZÄHRNT 2010b) oder in extremeren Ausprägungen auch auf Schrumpfung (Degrowth, z. B. Beiträge in FLIPO und SCHNEIDER 2008; LATOUCHE 2010) abzielt. Ihr liegt in der Regel die These zugrunde, dass eine hinreichende Entkopplung des Wirtschaftswachstums von seiner materiellen und energetischen Basis nicht gelingen wird und sich daher in einer endlichen Welt das Wachstum der Wirtschaft nicht grenzenlos fortsetzen kann.

60. Die Wachstumskritiker teilen somit den Technologie- und Steuerungsoptimismus nicht, der hinter der Vorstellung eines grünen Wachstums steht. Sie weisen vielmehr darauf hin, dass Steigerungen der Effizienz in einer wachsenden Wirtschaft leicht durch den Gesamtanstieg der Produktion kompensiert werden können (Rebound-Effekt), und sehen die Grenzen für Entkopplung und Dematerialisierung. Sie begründen sie sowohl mit den Erhaltungssätzen der Thermodynamik als auch mit der Realität der bestehenden Produktionsstrukturen sowie der tatsächlich beobachteten engen Kopplung zwischen Wirtschaftswachstum und Umweltbelastung (SORRELL 2010; SCHOR 2010; JACKSON 2009a; PAECH 2009b; SORRELL 2007; HUESEMANN 2003; Kap. 1.4). Darüber hinaus werden zwei weitere Argumente für eine kritische Auseinandersetzung mit dem Wirtschaftswachstum angeführt. Zum einen wird die These vertreten, dass es in vielen Industrieländern ohnehin eine Tendenz zu langfristig sinkenden Wachstumsraten gäbe (REUTER 2010; MIEGEL 2010; DIEFENBACHER und ZIESCHANK 2009), die auf vielfältige ökonomische und soziale Faktoren zurückzuführen ist. Zum anderen wird darauf verwiesen, dass in Ländern, die bereits einen bestimmten materiellen Lebensstandard erreicht haben, höhere Einkommen immer weniger zu einer Steigerung des Wohlergehens von Gesellschaften beitragen, also der Grenznutzen steigender Einkommen abnimmt (ausführlich dazu: JACKSON 2009b, S. 38 ff.). Dies zeigen sowohl Erkenntnisse der Zufriedenheitsforschung als auch eine Betrachtung verschiedener objektiver Messgrößen wie Lebenserwartung, Bildung und sozialer Zusammenhalt (FREY und FREY MARTI 2010, S. 460; MIEGEL 2010,

S. 30). Während demnach für reiche Länder das *durchschnittliche* Einkommen auf viele wohlstandsrelevante Größen keinen erheblichen Einfluss mehr ausübt, gibt es belastbare Hinweise dafür, dass ein Zusammenhang zwischen dem *Grad der Einkommensungleichheit* innerhalb eines Landes und dem gesellschaftlichen Wohl besteht (WILKINSON und PICKETT 2010).

61. Während die Degrowth-Bewegung und verwandte Strömungen explizit ein Schrumpfen der Wirtschaft als Voraussetzung für Nachhaltigkeit fordern, sehen andere Autoren eine Befreiung von Wachstumszwängen als wesentliches Ziel. Als Grundproblematik wird eine Fixierung auf wirtschaftliches Wachstum gesehen, die nicht unterscheidet zwischen nachhaltigeren Produktionen und Strukturen, die wachsen sollen, und solchen, die schrumpfen müssen, sondern „alles begrüßt, was produziert und abgesetzt wird und Einkommen schafft“ (SCHERHORN 2010, S. 3). Die Postwachstumsgesellschaft beschreibt die Zielvorstellung einer Gesellschaft, die „nicht existenziell auf Wirtschaftswachstum angewiesen“ und in der Wachstum nicht mehr dominierendes Paradigma von Wirtschaft, Politik und Gesellschaft ist (SEIDL und ZAHRNT 2010b, S. 34). Dabei kann eine nicht – oder weniger stark – wachsende Wirtschaft trotzdem dynamisch sein. Ob das Bruttoinlandsprodukt (BIP) weiterhin wächst, ist aus dieser Perspektive nicht mehr die zentrale Frage. Wirtschaftswachstum ist willkommen, solange es nicht auf dem Verzehr der Substanz an Naturkapital beruht (SCHERHORN 2010; DALY 1996).

Insgesamt ist den dargestellten wachstumskritischen Konzepten – trotz ihrer unterschiedlichen Nuancierungen – gemein, dass sie einen grundlegenden Paradigmenwechsel fordern, bei dem nicht das Wirtschaftswachstum, sondern das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung im Zentrum politischen, gesellschaftlichen und ökonomischen Handelns steht (SCHERHORN 2010, S. 6).

1.4 Entkopplung – Perspektiven und Grenzen

62. Die Antwort auf die Frage, ob Strategien des grünen Wachstums ausreichen, um einen Entwicklungspfad innerhalb ökologischer Grenzen zu erreichen oder ob auch Postwachstumsstrategien in Betracht gezogen werden müssen, hängt davon ab, in welchem Maße Wirtschaftsleistung und Umweltbelastung entkoppelt werden können. Dabei kann Entkopplung im engeren Sinne als Entkopplung der Wirtschaftsleistung vom Verbrauch natürlicher Ressourcen verstanden werden. Aus ökologischer Perspektive ist jedoch ein breiteres Verständnis sinnvoll, das auch eine zweite Dimension einbezieht, nämlich die Entkopplung des Energie- bzw. Materialverbrauchs von den Umweltbelastungen (vgl. Kap. 2, Abb. 2-5). Darüber hinaus muss zwischen relativer und absoluter Entkopplung unterschieden werden: Von relativer Entkopplung spricht man, wenn die ökologische Effizienz der Wirtschaftsaktivität zwar zunimmt, der Effekt aber zu einem Teil durch das Wachstum der Wirtschaft aufgezehrt wird. Absolute Entkopplung ist erst dann erreicht, wenn trotz Wirtschaftswachstum der absolute Umfang des Umweltverbrauchs zurückgeht.

Historische Entwicklung: enge Kopplung von Wirtschaftsleistung und Umweltbelastung in zentralen Problembereichen

63. Das Verhältnis zwischen Wirtschaftsleistung und Umweltbelastung ist schon seit langer Zeit Gegenstand wissenschaftlicher Forschung und Debatte. Ein Ergebnis der Forschung ist, dass das Verhältnis differenziert betrachtet werden muss, weil wesentliche Unterschiede zwischen einzelnen Problembereichen bestehen. Anfang der 1990er-Jahre war die optimistische Sicht verbreitet, dass die Umweltbelastung bei steigendem Wohlstandsniveau (nach anfänglicher Steigerung aufgrund von Industrialisierungsprozessen) entwicklungslogisch durch Modernisierungsprozesse sinkt (JÄNICKE 2001; TORRAS und BOYCE 1998; de BRUYN et al. 1998). Die Hoffnung, die Entwicklung reicher Länder hin zu Dienstleistungsgesellschaften würde ihren ökologischen Fußabdruck von selbst reduzieren, hat sich nicht erfüllt. Während dieses Wandlungsprofil in Bezug auf einige – vor allem technisch zu bewältigende – Problembereiche zutrifft, zeigt sich für viele Umweltbelastungen ein anderes Bild (VICTOR 2010, S. 241; JÄNICKE und VOLKERY 2001).

64. Historische Zeitreihen machen deutlich, dass in der Vergangenheit das Wachstum der Weltbevölkerung und des durchschnittlichen Einkommens mit einem Anstieg der weltweiten CO₂-Emissionen, des Verbrauchs von Energie und Rohstoffen und des ökologischen Fußabdrucks gekoppelt war (WWF et al. 2010). Dabei nahm die Gesamtbelastung kontinuierlich zu, obwohl die Ressourcen immer effizienter genutzt wurden, eine relative Entkopplung also stattfand. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Ländervergleiche. So wurde beispielsweise aufgezeigt, dass Einkommen ein wesentlicher Treiber für höhere CO₂-Emissionen und eine Reihe anderer Umweltbelastungen ist (BRADSHAW et al. 2010). Im Durchschnitt geht eine Verdopplung des Wohlstands mit einem Anstieg der CO₂-Emissionen pro Kopf um 80 % einher (UNEP und IPSRM 2010).

65. Dennoch unterscheiden sich die Emissionen auch zwischen Ländern mit einem ähnlichen Einkommensniveau bedingt durch unterschiedliche demografische, technologische, kulturelle und geografische Gegebenheiten (GIROD und de HAAN 2009; LENZEN et al. 2006). Unterschiedliche Emissionsniveaus bei ähnlichem Pro-Kopf-Einkommen sind damit auch ein Hinweis auf Entkopplungspotenziale. Ambitionierte Umweltpolitik kann eine absolute Entkopplung bei zentralen Größen erreichen. Dazu gehören beispielsweise der Energie- und Ressourcenverbrauch in Deutschland und die THG-Emissionen in der EU. Entgegen dem globalen Trend zeichnen sich in Deutschland beim Energie- und Ressourcenverbrauch Tendenzen einer absoluten Entkopplung ab. Der Energieverbrauch war in den letzten Jahrzehnten – bei wachsender Wirtschaftsleistung – leicht rückläufig (BMWi 2011), der Rohstoffverbrauch weitgehend konstant (BUYNY et al. 2009, S. 51; SCHÜTZ und BRINGEZU 2008).

66. Ein Grund für die Schwierigkeit der absoluten Entkopplung ist der sogenannte Rebound-Effekt. Damit wird die Tatsache bezeichnet, dass Effizienzverbesserungen häufig Nachfragesteigerungen induzieren, welche die erzielten Einsparungen unter Umständen kompensieren können. Zu diesem Phänomen tragen mehrere Effekte bei. Zum einen bringen Effizienzgewinne tendenziell Preissenkungen mit sich, die unmittelbar zu einem erhöhten Verbrauch des effizienten Produktes bzw. der effizienten Dienstleistung führen können. Zum anderen sind sie mit einer Steigerung des Realeinkommens verbunden, die einen erhöhten Konsum anderer Produkte und Dienstleistungen erlaubt. Die Umweltwirkungen des zusätzlichen Konsums bestimmen dabei, in welchem Maße Umwelteffizienzeffekte kompensiert werden. Vor allem für den Bereich der Energieeffizienz ist der Rebound-Effekt empirisch gut belegt (SORRELL 2007; 2010 für einen Überblick), vergleichbare Effekte gibt es aber auch in anderen Bereichen, zum Beispiel beim Rohstoff- und Materialverbrauch (MEYER et al. 2011) und im Verkehr (FRONDEL et al. 2008).

Historisch ist somit im Hinblick auf zentrale Problembereiche wie den Gesamtressourcenverbrauch oder die THG-Emissionen eher die relative als die absolute Entkopplung die Regel. Dabei ist auch relative Entkopplung kein Automatismus, sondern Folge von Weltmarktpreisen oder regulativer Umweltpolitik (EDENHOFER et al. 2009, S. 4).

Theoretische Perspektiven aus Ökonomie und Thermodynamik

67. Die Auseinandersetzung mit der Frage, wie trotz begrenzter natürlicher Ressourcen Wachstum aufrecht erhalten werden kann, hat in der ökonomischen Theorie eine lange Tradition (bereits in den 1970er-Jahren: SOLOW 1974; DASGUPTA und HEAL 1979). Werden in der Produktionsfunktion begrenzte natürliche Ressourcen als eine eigene Kapitalform berücksichtigt, führt dies nur dann zu einer Begrenzung des Wachstums, wenn diese Ressourcen nicht erneuerbar und nicht durch menschengemachtes Kapital substituierbar sind. Die Antwort der ökonomischen Theorie auf die Entkopplungsfrage hängt somit davon ab, wie optimistisch die Annahmen sind, die hinsichtlich der Substituierbarkeit getroffen werden. Nimmt man an, dass sogenannte Backstopp-Technologien existieren, mit deren Hilfe das gleiche Produkt ohne die begrenzte Ressource bzw. ohne Umweltbelastung hergestellt werden kann, ist die Wachstumsbegrenzung aufgehoben (SOLOW 1974; DUJMOVITS 2009; AGHION und HOWITT 2009, S. 379 ff.).

Traditionell herrschte in der Neoklassik und auch in der aus ihr hervorgegangenen Umweltökonomie hinsichtlich der Substituierbarkeit großer Optimismus. Ende der 1990er-Jahre gestanden allerdings zwei führende Ökonomen, Robert Solow und Joseph Stiglitz, in einer Antwort auf eine heftige Kritik des ökologischen Ökonomen Herman Daly ein, dass eine vollständige Substitution von natürlichem durch menschengemachtes Kapital nicht möglich ist, da physisches Kapital immer den Abbau natü-

rlicher Ressourcen voraussetzt (DALY 1997; SOLOW 1997; STIGLITZ 1997). SOLOW (1997) korrigierte frühere Aussagen dahin gehend, dass es letztendlich vor allem um die Substituierbarkeit nicht-erneuerbarer Ressourcen durch erneuerbare geht und nicht um deren Substituierbarkeit durch menschengemachtes Kapital.

Auch für die meisten erneuerbaren Ressourcen muss man allerdings mittlerweile von deutlichen Nutzungsgrenzen ausgehen (WBGU 2009). Zudem ist angesichts des heutigen Wissensstands aus den Umweltwissenschaften die Konzentration auf einzelne begrenzte natürliche Ressourcen und deren Substituierbarkeit nicht mehr ausreichend. Vielmehr müssen die verschiedenen ökologischen Grenzen und die möglichen Verlagerungseffekte, die bei der Substitution einer Ressource durch eine andere entstehen können, integriert betrachtet werden (WESTLEY et al. 2011).

Entkopplung bei der Energieversorgung

68. Dass eine vollständige Entkopplung wirtschaftlicher Aktivität von einer energetischen und materiellen Basis nicht möglich ist, ergibt sich aus der Naturwissenschaft und insbesondere den Gesetzen der Thermodynamik, wird aber vom wirtschaftswissenschaftlichen Mainstream nur sehr zögernd anerkannt. Jede wirtschaftliche Aktivität benötigt den Einsatz von nützlicher Energie (Exergie) und ist mit der Erhöhung von Entropie (nicht mehr nutzbarer Energie und irreversibel dissipierender Materie) verbunden (GEORGESCU-ROEGEN 1971). Materielle Produktion ist damit notwendigerweise mit der Entstehung nicht mehr nutzbarer Materialien, zumeist dissipativer Abfallströme oder Emissionen, verbunden (CLEVELAND und RUTH 1997). Inputseitig gibt es zunächst keine Grenze des Energieflusses: Die Erde ist in Bezug auf die Energie ein offenes System. Durch die direkt und indirekt nutzbare Sonneneinstrahlung steht eine erneuerbare Energiequelle zur Verfügung. Die Umwandlung der von der Sonneneinstrahlung abgeleiteten Energiequellen in nützliche Energie geht jedoch immer auch mit Umwelteffekten einher, nicht zuletzt mit der Nutzung von Fläche. Ein weiterer Engpass liegt in der Assimilationsfähigkeit wichtiger natürlicher Systeme als Senke für die notwendige Kuppelproduktion beim Einsatz nützlicher Energie.

69. Für den zentralen Bereich der Energieversorgung muss zumindest die Entkopplung der Wirtschaftsleistung vom Energieverbrauch früher oder später aufgrund der thermodynamischen Gesetze an Grenzen stoßen. Die Abhängigkeit wirtschaftlichen Wachstums von einer steigenden Zufuhr an hochwertiger Energie ist auch empirisch gut belegt. Bereits Studien aus dem Bereich der neoklassischen Ökonomie, die mithilfe ökonomischer Methoden und auf der Basis der Energiekosten bzw. -preise den Zusammenhang zwischen Wirtschaftswachstum und Energieverbrauch untersuchen, geben Hinweise darauf, dass ein wechselseitiger Einfluss zwischen Energieverbrauch und Wirtschaftswachstum besteht (Feedback-Hypothese, z. B. APERGIS und PAYNE 2009; CHONTANAWAT et al. 2008; NARAYAN und

PRASAD 2008; PAYNE 2010; FRONDEL und SCHMIDT 2004). Aus der eher ökologisch geprägten Ökonomie gibt es darüber hinaus deutliche Hinweise darauf, dass der Energieinput deutlich mehr zum Wirtschaftswachstum beiträgt, als es dem geringen Anteil der Energie an den Inputkosten und den hieraus abgeleiteten Elastizitäten in den Produktionsfunktionen entspricht (SORRELL 2010; AYRES und WARR 2010; VICTOR 2008, S. 33; HOMER-DIXON 2006; GRAHL und KÜMMEL 2006).

70. Allerdings sind die thermodynamischen Grenzen möglicherweise noch weit entfernt, wenn vorhandene Potenziale bei der Effizienz der Energienutzung ausgeschöpft werden. AYRES und WARR (2010) zeigen, dass die „nützliche Arbeit“, die aus dem Einsatz von Energie in die Produktion gespeist wurde, seit Beginn des 20. Jahrhunderts sehr viel stärker zugenommen hat als der Verbrauch von Brennstoffen selbst, da die Effizienz der Energiekonversion im Lauf der Jahrzehnte stark gesteigert wurde. Die Autoren argumentieren, dass das Wachstum der Arbeitsproduktivität in den vergangenen Jahrhunderten nur durch die Verfügbarkeit immer größerer Mengen hochwertiger Energie ermöglicht wurde und dass der „technische Fortschritt“ bzw. die „totale Faktorproduktivität“ – Konzepte, die in der ökonomischen Theorie vage bleiben – tatsächlich mit der Effizienz der Energie- bzw. Ressourcenkonversion in der Wirtschaft gleichzusetzen sind. Die beobachtete Steigerung der Arbeitsproduktivität kam demnach vor allem dadurch zustande, dass die Arbeitenden durch immer größere Mengen hochwertiger Energie unterstützt wurden (SORRELL 2010, S. 1790). AYRES und WARR (2010) sehen auch weiterhin große Potenziale in einer Steigerung der Effizienz. CULLEN et al. (2011) schätzen, dass unter technisch-physikalischen Gesichtspunkten 73 % des globalen Energieverbrauchs allein durch Verbesserungen passiver energierelevanter Systeme (etwa Gebäudeisolierung, Design von Geräten, Automobilen, Flugzeugen etc.) eingespart werden könnte.

Der zweite Entkopplungsschritt, die Entkopplung des Energieverbrauchs von den Umweltbelastungen, erfordert die Umstellung auf Energiequellen mit einer möglichst geringen Umweltbelastung. Die Möglichkeiten hierfür werden im folgenden Abschnitt dargestellt.

Zukunftsperspektiven der Entkopplung bei der Energieversorgung

71. Eine Reihe von Szenariostudien für den Bereich Klimaschutz verdeutlichen, dass unter technischen und auch ökonomischen Gesichtspunkten eine weitgehend emissionsfreie Energieversorgung und damit auch eine umfassende absolute Entkopplung der Energiebereitstellung von den THG-Emissionen möglich wäre (EDENHOFER et al. 2010). Mehrere aktuelle Studien kommen übereinstimmend zu dem Schluss, dass der Strombedarf in Deutschland bzw. Europa weitgehend oder vollständig auf der Basis erneuerbarer Energien befriedigt werden könnte (SRU 2011d; EREC 2010; PwC et al. 2010; ECF et al. 2010; Öko-Institut und Prognos

AG 2009; FoEE und SEI 2009). Auch auf globaler Ebene ist eine weitgehend erneuerbare Energieversorgung vorstellbar (IPCC 2011; EREC und Greenpeace International 2010; WWF et al. 2011). Auch politische Strategiedokumente auf nationaler und europäischer Ebene gehen inzwischen davon aus, dass eine Reduktion der THG-Emissionen um 80 % bis zum Jahr 2050 möglich ist (Europäische Kommission 2011d; BMWi und BMU 2010).

Für eines der zentralen ökologischen Probleme – die Emission von THG – ist somit vermutlich mit den entsprechenden politischen und gesellschaftlichen Anstrengungen eine umfassende absolute Entkopplung möglich. Um die bestehenden Entkopplungsspielräume zu nutzen, sind politisch induzierte, radikale umwelttechnische Innovationen und deren rasche, großflächige Anwendung notwendig (JÄNICKE 2010a; 2008). Allerdings können sich auch hier Problemverlagerungen ergeben, denn die erneuerbaren Energien können aufgrund ihres zum Teil hohen Flächenbedarfs negative ökologische Auswirkungen mit sich bringen (SRU 2011d, Tz. 53 ff.). Durch einen Ausschluss ökologisch sensibler Gebiete bei der Standortauswahl können diese jedoch deutlich vermindert werden.

Fazit

72. Es ist nicht ausgeschlossen, dass sich das Wirtschaftswachstum aufgrund ökologischer Grenzen verlangsamt, nicht zuletzt auch, weil Umweltprobleme selbst – beispielsweise der Klimawandel – negative Folgen für die Wirtschaftsentwicklung haben. Wenn solche Wechselwirkungen vorausschauend erfasst werden und institutionell, politisch und gesellschaftlich angemessen auf sie reagiert wird, besteht die Chance, vorhandene Potenziale der Entkopplung zu mobilisieren. Insgesamt ist davon auszugehen, dass hier nach wie vor große Spielräume bestehen. Zwar existieren langfristig thermodynamische Grenzen für Entkopplung von Wirtschaftsaktivität und Energie- und Materieinput, diese sind jedoch derzeit noch nicht erreicht. Diese Potenziale durch Effizienzsteigerung, Energieträgersubstitution und Änderungen bei Konsummustern zu nutzen, ist im Sinne einer Krisenvermeidung unabdingbar und sollte daher politisch vorangetrieben werden. Hierzu ist unter anderem eine grundlegende Transformationen großer Versorgungssysteme und Infrastrukturen notwendig, um zu vermeiden, dass Funktionsstörungen natürlicher Systeme sich unkontrolliert und in möglicherweise katastrophaler Art auf das Wirtschaftssystem auswirken.

73. Starke Nachhaltigkeit muss prioritäres politisches Ziel im Sinne langfristiger Systemstabilität sein und damit Vorrang vor kurzfristigen Wachstumszielen erhalten. Die wirtschaftliche Dynamik hat sich damit den vorsorgeorientiert zu formulierenden Grenzziehungen anzupassen. Dabei ist es weder sinnvoll noch planvoll steuerbar, Wachstum explizit zu beschränken oder gar zu verhindern, aber es sollte auch nicht ohne Berücksichtigung ökologischer Folgekosten forciert werden. Ein Wertewachstum im Sinne qualitativ besserer und teurerer Pro-

dukte bei gleichem oder niedrigerem Material- und Energieaufwand ist dann unproblematisch, wenn die Belastungen für die Umwelt nicht zunehmen bzw. auf ein nachhaltiges Maß abgebaut, also Grenzen der ökologischen Belastung eingehalten werden (LAWN 2010; PAQUÉ 2010).

Allerdings bleibt offen, ob die Einhaltung naturwissenschaftlich fundierter und politisch bestimmter ökologischer Grenzen langfristig mit Wachstum vereinbar ist. Für den Fall, dass aufgrund globaler ökologischer Begrenzungen und fairer Nutzungsansprüche an knappe Ressourcen auch Auswirkungen auf das Wachstum nicht zu vermeiden sind, sollten Wirtschaft, Gesellschaft und Politik auf die resultierenden Herausforderungen vorbereitet sein. Je besser dies gelingt, umso geringer werden die Kosten der Anpassung an ökologische Grenzen sein.

1.5 Risiken des Nichtwachstums

74. Wachstumsbefürworter und viele Vertreter von Green Growth halten Wachstum für eine notwendige Voraussetzung für das Funktionieren von Gesellschaften (PAQUÉ 2010; BÄR et al. 2011). Sie betonen die Rolle des Wachstums für die Aufrechterhaltung einer hohen Beschäftigungsquote, die Stabilität öffentlicher Haushalte und staatlicher Sozialversicherungssysteme. Andere sehen das Streben nach Wachstum in der menschlichen Natur begründet bzw. als eine Voraussetzung für ethischen und moralischen Fortschritt und warnen davor, dieses Streben einzuschränken (FRIEDMAN 2005).

Viele wachstumskritische Autoren nehmen die Risiken des Nichtwachstums ernst, sehen die wesentliche Herausforderung aber in ihrer Bewältigung. JACKSON (2009a) prägte für die Problematik in reichen Ländern den Begriff des „Wachstumsdilemmas“. Demnach würden Volkswirtschaften ohne Wachstum in eine Rezessionsspirale geraten, anderenfalls aber würde ein Wachstum in seiner heutigen Struktur zum ökologischen Kollaps führen (so auch VICTOR 2008). Das Dilemma mag sich dadurch entschärfen, dass seit einigen Jahrzehnten ohnehin in vielen Industrieländern und insbesondere in Deutschland ein Trend hin zu niedrigeren Wachstumsraten zu beobachten ist (zu abnehmenden Wachstumsraten vgl. BURCADE und HERZMANN 2006; DIEFENBACHER und ZIESCHANK 2009; PRIEWE und RIETZLER 2010; REUTER 2010).

Es geht demnach um zwei voneinander zu unterscheidende Fragen:

- Ist die Stabilität von marktwirtschaftlichen Systemen auf Wachstum angewiesen?
- Wie kann, wenn wirtschaftliches Wachstum auf Dauer nicht möglich ist (z. B. wegen Rückwirkungen des ökologischen auf das ökonomische System), eine größere Unabhängigkeit von Wachstum erreicht werden?

Im Folgenden wird zunächst untersucht, inwieweit ein Wachstumszwang aus der ökonomischen Theorie abzuleiten ist (Abschn. 1.5.1). In einem weiteren Schritt werden Wachstumszwänge in der politischen Realität be-

trachtet (Abschn. 1.5.2). Ansätze für mehr Unabhängigkeit vom Wachstum werden in Abschnitt 1.6.3 diskutiert.

1.5.1 Der „Wachstumszwang“ in der ökonomischen Theorie

75. Das Wachstum einer Volkswirtschaft ist wesentlich von der Höhe der Investitionen bzw. der Investitionsquote abhängig. Investitionen haben einen Modernisierung-, einen Kapazitäts- und einen Nachfrageeffekt (PRIEWE und RIETZLER 2010, S. 44 ff.). Eine durch Investitionen eingeführte neue Technologie muss unter Wettbewerbsbedingungen besser sein als eine alte, entweder dadurch, dass sie Kosten senkt oder die Produktqualität erhöht (BARRO und SALA-I-MARTIN 2004; ELSENHANS 2011, S. 35 f.; ROMER 1990). Investitionen sind damit für die Modernisierung einer Volkswirtschaft und die Erhaltung der Wettbewerbsfähigkeit unverzichtbar. Sie können zudem einen Kapazitätseffekt haben, der sich aus der Höhe des Kapitalkoeffizienten, dem Wert der für eine zusätzliche Wertschöpfungseinheit notwendigen Kapitalgüter, bestimmen lässt (HARROD 1968; DOMAR 1968). Sie haben schließlich einen Nachfrageeffekt, da die Investitionsausgaben zugleich Nachfrage für Arbeitskräfte, Güter und Dienstleistungen darstellen. In der Wachstumstheorie wird die Höhe der Investitionen zunächst durch die Höhe der Ersparnisse erklärt (HARROD 1968; HELPMAN 2004; DOMAR 1968; SOLOW 1968; kritisch: BINSWANGER 2006). Es ist aber alles andere als selbstverständlich, dass alle inländischen Ersparnisse auch im Inland investiert werden (KOO 2003; vgl. zur dramatisch sinkenden Investitionsquote bei steigender Sparquote in Deutschland: JAEGER 2011; REUTER 2000, S. 151 f. und 320 f.; PRIEWE und RIETZLER 2010). Da Unternehmensentscheidungen im Wesentlichen von Gewinnerwartungen abhängen, müssen angebots- und/oder nachfrageseitige Voraussetzungen für eine der Sparquote entsprechenden privaten Investitionsneigung gegeben sein (KALDOR und MIRRLEES 1968; REUTER 2000, S. 63 und 156 ff.; PRIEWE und RIETZLER 2010; ELSENHANS 2011). Staatliche Investitionen können zeitweilig private Investitionsausfälle kompensieren (KOO 2003; MITCHELL und MUYSKEN 2008), lassen sich aber – wie in der aktuellen Vertrauenskrise der Finanzmärkte sichtbar – nicht beliebig schuldenbasiert steigern.

76. Hinreichende Renditeerwartungen für Investitionen sind in zumindest monetär wachsenden Märkten eher zu erfüllen als bei schrumpfenden. Der Wachstumsprozess ist zugleich „Schrumpfrisiken“ und potenziellen Ungleichgewichten ausgesetzt – sei es durch Kostensteigerungen oder durch Investitionszurückhaltung infolge schwächerer Nachfrage oder anderer Faktoren. In diesem Sinne ist er prekär (REUTER 2000). Es gibt kein endogenes Naturgesetz, dass eine Marktwirtschaft dauerhaft gleichgewichtig wächst (ELSENHANS 2011); zugleich ist Stagnation und Schrumpfung wegen der sich damit destabilisierenden und selbstverstärkenden Tendenzen – der „zentrifugalen Kräfte“ (HARROD 1968, S. 44) –, wie sie in den aktuellen Finanzkrisen zu beobachten sind

(PEUKERT 2011), sehr riskant. Vom neoklassischen Anpassungsoptimismus, der davon ausgeht, dass sich auf den verschiedenen Märkten stets ein Gleichgewicht von Angebot und Nachfrage einstellt, kann man in der Realität nicht immer ausgehen (PRIEWE und RIETZLER 2010, S. 41). So führt zum Beispiel eine Zinssenkung gerade in Krisenzeiten nicht automatisch zu einer Wiederbelebung der Investitionstätigkeit (KOO 2003). Strukturbrüche infolge zunächst konjunktureller Einbrüche verstärken oftmals den irreversiblen Verlust ganzer industrieller Sektoren, so zum Beispiel der Textilindustrie oder Teilen der Stahlindustrie in den 1970er-Jahren (PAQUÉ 2010, S. 187 f.).

77. Ohne wachsende Nachfrage fänden letztlich weitgehend nachfragesenkende Rationalisierungsinvestitionen statt. Theoretisch ließe sich auf der Basis dieses Rationalisierungstyps möglicherweise auch ein relativ stabiler Schrumpfungspfad vorstellen, der vor allem auf kosten-senkende Rationalisierungsinvestitionen und auf eine Weitergabe von Produktivitätsfortschritten durch Arbeitszeitverkürzungen setzt (JACKSON 2009a; BINSWANGER et al. 1988). Ob aber die Erwartung dauerhaft sinkender Konsumnachfrage vereinbar ist mit einer stabilen Investitionsquote, die weitgehend durch Rationalisierungsinvestitionen getragen ist, ist fraglich. In Deutschland stehen jedenfalls die abnehmenden und im internationalen Vergleich sehr niedrigen Investitionen der letzten beiden Jahrzehnte in engem Zusammenhang mit der schwachen Nachfragedynamik (PRIEWE und RIETZLER 2010).

Auch monetäre Theorieansätze, die die Kreditabhängigkeit privater Investitionen betonen (BINSWANGER 2006; SORRELL 2010), kommen letztlich zum selben Ergebnis, dass eine Mindestrentabilität privater Investitionen gesichert sein muss und dass dies unter Wachstumsbedingungen leichter herstellbar ist als ohne Wachstum.

In diesem Sinne sollten die Risiken wirtschaftlicher Stagnation und Rezession ernst genommen werden.

1.5.2 Wachstumswänge in der politischen Realität

78. Die Wachstumsorientierung von Wirtschaft, Politik und Gesellschaft ist auch in demokratischen Marktwirtschaften fest institutionalisiert. Das expansive Streben nach mehr Gewinn und Einkommen gehört zu den konstitutionellen Merkmalen des Wettbewerbs in Marktwirtschaften und hat sich zugleich auch zutiefst in die „mental-Infrastrukturen“ (WELZER 2011), in Werte und Handlungsorientierungen der Menschen eingepreßt. Ohne die Zählung durch Zivilgesellschaft und demokratisch legitimierten Staat neigt dieser Expansionsdrang zu Grenz- und Maßlosigkeit (STREECK 2011). Zugleich sind aber wesentliche Elemente des modernen Wohlfahrtsstaates abhängig von einer wachsenden Ökonomie (SEIDL und ZÄHRNT 2010b, S. 23; OFFE und BORCHERT 2006; PAQUÉ 2010; HOLZINGER 2010; STREECK 2011).

79. Nicht zuletzt ist die politische Legitimität von Regierungen westlicher Demokratien wesentlich von den gelieferten Ergebnissen abhängig (Output-Legitimität): so insbesondere von einer erfolgreichen Ökonomie, die wachsende Realeinkommen und hohe Beschäftigung verspricht, und von einer hohen Qualität öffentlicher Güter und Sozialleistungen. Gleichwohl gibt es auch Beispiele und Erfahrungen, dass in politischen Prozessen, die bestimmte Sach- und Handlungszwänge glaubwürdig vermitteln, auch unangenehme Einschränkungen hingenommen werden (SCHARPF 2011).

80. Die Abhängigkeit wichtiger Institutionen von Wachstum kann exemplarisch am Beispiel von Beschäftigung, öffentlichen Dienstleistungen und Staatshaushalt skizziert werden. Arbeitssparender technischer Fortschritt ging früher mit produktivitätsorientierten Lohnerhöhungen einher, war damit ein wichtiger Treiber des Einkommenswachstums und ermöglichte eine breite Teilhabe am erwirtschafteten Reichtum (PAQUÉ 2010, S. 184; HOLZINGER 2010, S. 30 f.). Arbeitssparender technischer Fortschritt bedeutet aber, dass für die gleiche Produktion weniger Arbeitsstunden erforderlich sind. Ohne Wachstum bedeutet dies, dass entweder die durchschnittliche Lebensarbeitszeit entsprechend verkürzt wird oder sich die Arbeitslosigkeit erhöht (SPANGENBERG 2010; REUTER 2010; VICTOR 2008, S. 211). Auch wenn man in der letzten Dekade OECD-weit (Organisation for Economic Co-operation and Development) eine kontinuierliche Abnahme der Jahresarbeitszeit um circa 100 h beobachten kann (OECD, 2011), so hat doch die Intensität der politischen und wissenschaftlichen Debatte um die Verkürzung der Arbeitszeiten im letzten Jahrzehnt deutlich abgenommen (zu einem aktuellen Stand der Debatte: HOLZINGER 2010, S. 38 f.).

Weitere Bereiche, deren Funktionsweise zurzeit auf Wachstum angewiesen ist, sind vor allem auch das Renten-, das Gesundheits- sowie das Bildungswesen und nicht zuletzt die Staatsfinanzen (PAQUÉ 2010, S. 159 ff.). Wegen der absehbaren demografischen Entwicklung wären ohne Wachstum sowohl Umlage- als auch Kapitaldeckungsverfahren zur Alterssicherung nicht finanzierbar, wenn man stabile Lohnnebenkostenanteile und einen Gleichschritt von Renten- und Einkommensentwicklung als unverrückbare Randbedingungen anstrebt. Im Gesundheitswesen würden stagnierende Beiträge eine Überprüfung des Leistungskatalogs und der Effizienz des Gesamtsystems erfordern.

Wirtschaftswachstum gilt auch als Voraussetzung für sozialen Ausgleich. Empirisch ist der Zusammenhang zwischen den Einkommen der relativ ärmsten Bevölkerungsgruppen und Wirtschaftswachstum in westlichen Industrieländern stark, während er zur Sozialpolitik insgesamt sehr schwach ist (KENWORTHY 2010; HELPMAN 2004, S. 108). Aber auch die Sozialpolitik kann – bei geeigneter Ausgestaltung – effektiv die Einkommen der ärmsten 20 % der Bevölkerung verbessern, ohne andere gesellschaftspolitische Ziele dabei zu beeinträchtigen (HOLZINGER 2010, S. 32; KENWORTHY 2011b).

Die Umverteilung von Wachstumsgewinnen ist konfliktärmer als die Umverteilung von Besitzständen (zur Konfliktträchtigkeit umverteilender Politiken schon LOWI 1972; HOLZINGER 2010). Dessen ungeachtet wäre es aber illusionär zu meinen, dass Wachstum Verteilungskonflikte in reichen Gesellschaften vermeiden würde. Da Verteilungswettbewerb in gesättigten Konsumgesellschaften sich stärker auf Statusgüter richtet, die nicht beliebig vermehrbar und deshalb strukturell knapp sind, werden steigende Einkommen eher den Statuswert eines solchen Gutes entwerten und damit den Statuswettbewerb auf andere Güter verlagern, als die Gesellschaft tatsächlich zu befrieden (HIRSCH 1980). Typische Statusgüter, die sich entwerten, wenn sie breit zugänglich sind, sind Häuser im Grünen, Tourismusparadiese, Bildungstitel und gesellschaftlich wichtige Positionen. Ein verschärfter Wettbewerb um solche „positionellen Güter“, die knappe gesellschaftliche Spitzenpositionen symbolisieren, heizt die Wachstumsspirale immer wieder von neuem an, weil sie letztlich höhere Einkommen oder verstärkte private Investitionen in die persönliche Karriere erfordern. Wenn aber alle dies tun, dann reproduzieren sich die Statusunterschiede nur auf höherem Niveau, ohne das tatsächlich mehr Befriedigung erreicht werden könnte.

Aus der Staatsverschuldung resultiert ebenfalls ein Wachstumsdruck. Hohe Wachstumsraten versprechen sichere Zinszahlungen und einen Schuldenabbau ohne Verzicht auf bestehende Ausgaben und ohne Steuererhöhungen. Die Möglichkeit der Verschuldung mit späterem wachstumsbasierten Schuldenabbau bietet damit Regierungen ein attraktives Gestaltungsfenster (PAQUÉ 2010, S. 204).

81. Insgesamt wird deutlich, dass zentrale gesellschaftliche Systeme in einer Wirtschaft mit Wachstum leichter aufrecht erhalten werden können. Ohne Wachstum verschärfen sich Zielkonflikte, Entscheidungsdilemmata und letztlich viele gesellschaftliche Konflikte. Auf gesellschaftliche Integration zielende Politik wird wesentlich anspruchsvoller und schwieriger, aber nicht unmöglich. Zudem könnte die Krisenanfälligkeit marktwirtschaftlicher Systeme, des Wohlfahrtsstaates und der gesellschaftlichen Integration in einer Wirtschaft ohne Wachstum erheblich zunehmen. Wird eine Gesellschaft zur präventiven Abwehr oder aber infolge ökologischer Krisen auf Wirtschaftswachstum verzichten müssen, so sollte sie darauf vorbereitet sein. Es ist daher eine der großen wissenschaftlichen und gesellschaftspolitischen Aufgaben, über eine deutliche Verminderung der Abhängigkeit vieler gesellschaftlicher Funktionsbereiche vom Wirtschaftswachstum und über die Lösung der daraus resultierenden Probleme frühzeitig nachzudenken. In Abschnitt 1.6.3 werden Ansätze hierzu diskutiert.

1.6 Herausforderungen für Politik, Gesellschaft und Wissenschaft

82. Im vorliegenden Kapitel wurde argumentiert, dass noch große Spielräume für Entkopplung von Wachstum und Umweltnutzung bestehen und dass entschiedenere politische Rahmenbedingungen notwendig sind, um eine

Verminderung der Umweltnutzung auf allen Ebenen zu erreichen. Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass eine Entkopplung nicht in allen Bereichen in ausreichendem Maße gelingt und dass längerfristig ökologische Grenzüberschreitungen nur bei begrenztem oder verlangsamtem Wirtschaftswachstum vermieden werden können. Auch in diesem Fall sollte das Ziel der Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen im Vordergrund stehen und alle dafür notwendigen Anstrengungen sollten unternommen werden. Aus der bisherigen Analyse ergeben sich drei grundlegende Strategieansätze, auf die Einhaltung ökologischer Grenzen hinzuwirken:

- Zunächst müssen auf den relevanten Ebenen – je nach Art des Umweltgutes auf globaler, europäischer, nationaler oder ggf. auch sub-nationaler Ebene – Umweltziele formuliert und institutionalisiert werden, die mindestens die Einhaltung wissenschaftlich fundierter Grenzen der Tragekapazität sicherstellen.
- Mit Blick auf diese Ziele müssen Strategien für eine weitreichende Transformation der Industriegesellschaft entwickelt werden, die neben einem radikalen Technikwandel auch soziale Innovationen und Veränderungen der Konsum- und Lebensstile anstoßen müssen.
- Schließlich müssen zentrale gesellschaftliche Funktionssysteme auf eine Zukunft vorbereitet werden, in der die Volkswirtschaft nur in sehr geringem Maße wächst. Dies ist nur durch eine Abkehr von der bisher dominanten Strategie zu erreichen, die soziale Ziele durch eine Erhöhung des Wirtschaftswachstums zu erreichen versucht. Je besser dies gelingt, umso unabhängiger wird die Gesellschaft von einem fortgesetzten Wirtschaftswachstum.

Um solche Ansätze zu entwickeln, ist unter anderem eine neue Forschungsagenda für die Wirtschaftswissenschaften zu entwickeln, die sich insbesondere der Frage makroökonomischer Stabilität in einer „vollen Welt“ (full world, vgl. DALY 2005) widmet.

1.6.1 Umweltziele setzen, Wissenschaft und Politik stärker verzahnen

83. Politisches Handeln kann nur auf eine Einhaltung ökologischer Grenzen ausgerichtet werden, wenn zunächst eine breite gesellschaftliche Übereinstimmung über die entsprechenden Umweltziele erreicht wird (vgl. Kap. 11). Die Festlegung von Umweltqualitätszielen muss dabei in angemessener Weise das Wissen um ökologische Grenzen reflektieren, letztlich sind Umweltziele aber immer auch gesellschaftliche Konventionen (vgl. Abschn. 1.2.3). Dies wird nicht zuletzt daran deutlich, dass sie vielfach mit implizit oder explizit formulierten Gerechtigkeitsvorstellungen über das verbunden sind, was als fairer Nutzungsanspruch globaler Gemeinschaftsgüter verstanden werden kann. Solche allgemein verbindlichen Wertentscheidungen gehören zur Kerndomäne demokratischer Politik (HABERMAS 1992). Aus diesem Grunde können Umweltziele nicht rein wissenschaftlich abgeleitet werden, sondern sind letztlich Ergebnis eines

demokratischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozesses, der allerdings wissenschaftlich informiert sein sollte. Von herausragender Bedeutung ist daher eine systematische Stärkung der Wissensbasis im Bereich der biophysischen Grenzen und ihre Verkopplung mit der politischen Willensbildung.

84. Als ein Modell für eine erfolgreiche Institutionalisierung wissenschaftlicher Politikberatung gelten Struktur und Arbeitsweise des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), weil sie Politik und Wissenschaft in einer Weise verknüpfen, die die Integrität und Autonomie der beiden Funktionssysteme bewahrt. Der IPCC gilt als eine der einflussreichsten internationalen Institutionen der Klimapolitik (WBGU 2000). Ohne seine Arbeit wäre der lange Weg zu einem internationalen Konsens für das 2°-Ziel kaum vorstellbar. Erfolgsbedingung ist zum einen die politische Einbettung der Arbeit. Diese gelingt durch die Mandatierung und Verabschiedung der Zusammenfassung für Entscheidungsträger durch Vertreter der Mitgliedstaaten sowie andererseits durch die Synchronisierung der Arbeit mit den internationalen Klimaverhandlungen. Zum anderen wird eine außerordentlich breite Beteiligung von mehreren hundert Wissenschaftlern ermöglicht, die die hohe Autorität der wissenschaftlichen Erkenntnisse sichert. Dies wird verstärkt durch aufwendige Qualitätssicherungsverfahren und Reviews des vorhandenen Wissens.

Im Bereich der Biodiversität scheiterte dagegen ein rein wissenschaftlich institutionalisierter Ansatz, das Global Biodiversity Assessment von 1995. Der Prozess erhielt keine hinreichende politische Unterstützung auf Regierungsebene, weil einzelne Staaten die Legitimität des Gremiums und seiner Ergebnisse angezweifelt hatten (LARIGAUDERIE und MOONEY 2010; VOHLAND et al. 2011). Von diesen Erfahrungen beeinflusst waren die Initiativen, analog zum IPCC ein Panel für Biodiversität und Ökosystemleistungen aufzubauen: die Intergovernmental Science-Policy Platform for Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Im Bereich der Nutzung natürlicher Ressourcen besteht der International Resource Panel. Er ist aber noch ein bei der UNEP (United Nations Environment Programme) angesiedeltes und hinsichtlich Ausstattung und zwischenstaatlicher politischer Einbettung relativ schwach institutionalisiertes Fachgremium, das ebenfalls eine Aufwertung analog zum IPCC verdiente. Entsprechende Ideen für einen Intergovernmental Panel for Sustainable Resource Management sind bereits entwickelt worden (BRINGEZU und BLEISCHWITZ 2009).

Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) hatte bereits im Jahre 2000 die Einrichtung eines „Erd-Rates“ empfohlen, der zur Früherkennung großer Risikoentwicklungen und zur Formulierung ökologischer Leitplanken beitragen sollte (WBGU 2000, S. 179 f.). Gerade im Hinblick auf die Wechselwirkungen globaler systemischer Risiken ist zumindest eine enge Kooperation verschiedener zwischenstaatlicher Plattformen aus Wissenschaft und Regierungen von großer Bedeutung. Zudem hängt ihr Erfolg

wesentlich von der Finanz- und Personalausstattung und von der Breite und Tiefe des verfügbaren Wissens um planetarische Grenzen, Umkippeffekte und systemische Risiken ab. Die Bundesregierung sollte daher den (Kapazitäts-)Aufbau solcher Plattformen aktiv unterstützen. Dies gilt sowohl für die weiter auszubauende wissenschaftliche Grundlagenforschung hinsichtlich gefährdeter Erdsysteme im Verantwortungsbereich des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) (WBGU 2011), als auch für die internationalen Aufbau- und Gründungsprozesse zwischenstaatlicher wissenschaftlicher Expertenpanels.

Die Schlüsselrolle „epistemischer“ Gemeinschaften, bei denen ein Konsens hinsichtlich Problemdiagnose und Lösung besteht, ist vor allem im Bereich internationaler Umweltabkommen hinreichend erforscht (BÖCHER 2007; BRAUN 1998; HAAS et al. 1993; HAAS 2004; 1992). Ein wissenschaftlich fundierter Fachkonsens in der internationalen Wissenschaftsgemeinschaft kann zu einem umweltpolitischen Anspruchsniveau von Umweltabkommen beitragen, das eine an ökonomischen und nationalen Interessen ausgerichtete Realpolitik nicht erreichen könnte.

85. Ansätze für eine Identifizierung kritischer Grenzen an der Schnittstelle zwischen Politik und Wissenschaft gibt es auch auf der europäischen Ebene. Der Bericht der Europäischen Umweltagentur zur Lage der Umwelt (EEA 2010b) stellt eine besorgniserregende Bestandsaufnahme hinsichtlich der Übernutzung und Überforderung einzelner Ressourcen dar. Es fehlt ihm aber die hinreichend starke Kopplung an den politischen Prozess, die für eine politisch konsentrierte Formulierung von quantitativen Grenzziehungen notwendig wäre. Darüber hinaus erfolgt die Verzahnung wissenschaftlicher Analyse und Politik relativ intensiv in einzelnen Umweltbereichen. Ein Beispiel ist der Bereich der Fischerei, wo seit jüngster Zeit der Internationale Rat für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea – ICES) seine Empfehlungen für die Festlegung von Fangquoten für einzelne Fischbestände auf das Konzept des größtmöglichen Dauerertrags stützt (SRU, 2011a). Auch das Clean Air for Europe (CAFE) Programme liefert die Grundlagen für eine an der Minimierung gesundheitlicher Risiken und der Vermeidung der Überschreitung kritischer Belastungsgrenzen (critical levels) ausgerichteten europäischen Luftreinhaltepolitik (WURZEL 2002; SRU 2008; BRUCKMANN 2010; vgl. auch Kap. 10). Gerade die europäische Luftreinhaltepolitik war bisher ein Beispiel intensiver und geglückter institutioneller Verzahnung naturwissenschaftlicher und ökonomischer Modellierung und Politik, die anspruchsvolle und robuste Qualitätsziele und Emissionsbudgets für wichtige Luftschadstoffe formulieren konnte. Dabei stützt sie sich wesentlich auch auf Erkenntnisse der World Health Organization (WHO). Systematische Prozesse zur vorsorgeorientierten und wissenschaftlich fundierten Identifikation von Belastungsgrenzen sollten auch hinsichtlich anderer natürlicher Gemeinschaftsgüter, Ressourcen und Senken (z. B. Wälder, Böden, Meere, Süßwasser, grüne Infrastrukturen und nachhaltige Landnutzung, Stickstoffkreislauf) weiter vo-

rangetrieben werden. Sie sollten mit hochrangigen umweltpolitischen Prozessen verkoppelt und auf hoher politischer Ebene in der Programmentwicklung berücksichtigt werden. In diesem Sinne gibt es noch einen erheblichen Ausbaubedarf von Institutionen, die die Verzahnung von Wissenschaft und Politik auf allen Governance-Ebenen vorantreiben sowie die Grundlagen für robuste Grenzen, Budgets und Leitplanken formulieren und in die umweltpolitische Zielformulierung einspeisen. Dabei ist zunehmend auf die Kohärenz und die Wechselwirkungen einzelner Bereiche zu achten, um Problemverlagerungen antizipieren und vermeiden zu können. Vielfach geht es dabei darum, vorhandene Prozesse und wissenschaftliche Ergebnisse auf einer hochrangigen politischen Ebene verfügbar zu machen und in politische kommunizierbare Botschaften zu übersetzen.

1.6.2 Entkopplungspotenziale ausschöpfen

86. Für das Einschwenken auf einen nachhaltigen Entwicklungspfad innerhalb ökologischer Grenzen müssen die Potenziale zur Entkopplung von Wachstum und Ressourcen- und Umweltverbrauch voll ausgeschöpft werden (FISCHER-KOWALSKI et al. 2011). Je besser die Senkung des Energie- und Materialdurchsatzes der Wirtschaft gelingt, desto weniger dringlich stellt sich demnach die Wachstumsfrage. Für eine absolute Entkopplung müssen insbesondere zwei Handlungsansätze verfolgt werden: Zunächst müssen die Infrastrukturen der Industriegesellschaft einem fundamentalen Umbau unterliegen. Zu diesen Infrastrukturen zählen unter anderem die gesamte Energieversorgung inklusive der Erzeugung und der Übertragung (SRU 2011d), sämtliche Verkehrsinfrastrukturen (Kap. 4) und in weiterem Sinne auch die landwirtschaftlichen Versorgungsstrukturen (SRU 2009). Dabei müssen biogene Ressourcen nachhaltig bewirtschaftet werden (SRU 2007; 2011a; vgl. auch Kap. 2, 6 und 7). Darüber hinaus werden dort, wo technische Lösungen an ihre Grenzen stoßen, auch veränderte Konsum- und Verhaltensmuster für eine Entkopplung bedeutsam (z. B. beim Lebensmittelkonsum und bei der Mobilität; vgl. Kap. 3 und 5).

Verschiedene Zukunftsszenarien zeigen, dass die Potenziale für technologische Innovation und Effizienzsteigerung längst nicht ausgeschöpft sind, aber dass in vielen Bereichen neue technische Lösungen auch mit sozialen Innovationen einhergehen müssen. Im Folgenden wird argumentiert, dass der freie Markt alleine diese Potenziale aber nicht nutzen kann. Der Staat wird daher regulativ eingreifen müssen, darf dabei gleichzeitig aber nicht die Innovationskraft privater Unternehmen unterlaufen.

87. Der SRU (2011d) hat exemplarisch am Beispiel eines Übergangs zu einer 100 % erneuerbaren Stromversorgung dargelegt, wie ein wichtiger Sektor zu einem Klimaschutzziel beitragen kann, das sich an dem Erkenntnisstand in Bezug auf ökologische Grenzen orientiert. Eine klimaneutrale Stromversorgung durch erneuerbare Energien kann im Übrigen nicht nur für Deutschland plausibel gemacht werden, sondern auch für den europäischen und nordafrikanischen Raum (HERTIN et al. 2010; PATT

et al. 2011; Europäische Kommission 2011b; 2011a) sowie für die globale Ebene (IPCC 2011; WBGU 2011; WWF et al. 2011). Durch gezielte Standortauswahl erneuerbarer Energieproduktion und die erfolgreiche Nutzung von Einsparpotenzialen kann eine Problemverlagerung zulasten der Belange des Natur- und Landschaftsschutzes vermieden werden. Vor einer zu intensiven Nutzung der Biomasse muss in diesem Sinne wegen der absehbaren Nutzungskonflikte gewarnt werden. Eine Ausweitung der Anbauflächen von Energiepflanzen ist häufig mit negativen Auswirkungen auf Natur und Landwirtschaft verbunden, insbesondere in Bezug auf die Biodiversität, den Wasserhaushalt und den Boden sowie auf eine Verstärkung der Flächenkonkurrenz (SRU 2011d, S. 55; 2007; SCHÜMANN et al. 2010; DOYLE et al. 2007; NITSCH et al. 2008; WBGU 2009; THRÄN et al. 2011).

Während das Projekt einer nachhaltigen Energiebasis der Wirtschaft bereits Konturen annimmt, kann dies von der Erhaltung anderer natürlicher Ressourcen, insbesondere der biologischen Vielfalt, noch nicht gesagt werden. Es wird also darauf ankommen, die Transformationsagenda auch auf andere Schutzgüter zu erweitern, insbesondere um solch Problem verlagernde Strategien zu vermeiden, die Klimaschutz auf Kosten anderer Naturgüter betreiben (WESTLEY et al. 2011; für Interdependenzen: MACLEAN et al. 2010). Wichtige weitere zentrale Handlungsbereiche, die in diesem Gutachten behandelt werden, sind die Rohstoffbewirtschaftung (Kap. 2), die Verkehrspolitik (Kap. 4 und 5) sowie vor allem die nachhaltige Bewirtschaftung verschiedener bedeutsamer Ökosysteme (Kap. 6 und 7). Auch eine Politik, die einen nachhaltigeren Konsum fördert, sollte hierzu gezählt werden. Überall lassen sich Handlungsstrategien entwickeln, die den ökonomischen Nutzungsdruck auf wertvolle und zum Teil funktionsgefährdete Ökosysteme entscheidend vermindern können.

88. Innovationskapazitäten liegen in einer freien Marktwirtschaft vor allem im Privatsektor. Aus diesem Grunde ist dieser auch ein Schlüsselakteur, der mobilisiert werden muss, um Wege zu einem nachhaltigeren Entwicklungspfad einzuschlagen (ALLENBY 1994). Es besteht allerdings auch die Möglichkeit, dass technologische Innovationen eher Teil des Problems als seiner Lösung sind (WESTLEY et al. 2011; van der LEEUW 2010). Unternehmen sind zu ständiger Innovation angehalten, um im Wettbewerb gegenüber ihren Konkurrenten zu bestehen. Es gilt nun, diese Innovationskraft sich dort entfalten zu lassen, wo sie entweder keinen negativen Einfluss auf die Umwelt hat oder Lösungen zu den Herausforderungen einer nachhaltigen Wirtschaft bieten kann.

Radikale Innovation und breitere technologische Durchbrüche sind oftmals Antworten auf ökonomisch oder politisch ausgelöste Verknappungssituationen (AYRES und WARR 2010, mit zahlreichen historischen Beispielen). Regulierung, die einen Rahmen für privatwirtschaftliches Handeln bildet, kann demnach also, anders als häufig von den betroffenen Akteuren zunächst wahrgenommen, ein Innovationsmotor sein. Damit verbunden sind durchaus

auch ökonomische Chancen. In manchen Bereichen werden ökologische Investitionen (z. B. für erneuerbare Energien, Gebäudesanierung, Infrastruktur und Netze) so stark wachsen müssen, dass sie – zumindest für eine Übergangszeit – ein weiteres, aber die Umwelt entlastendes Wachstum des BIP generieren werden (BLASCH et al. 2010; JAEGER et al. 2009; UNEP 2010).

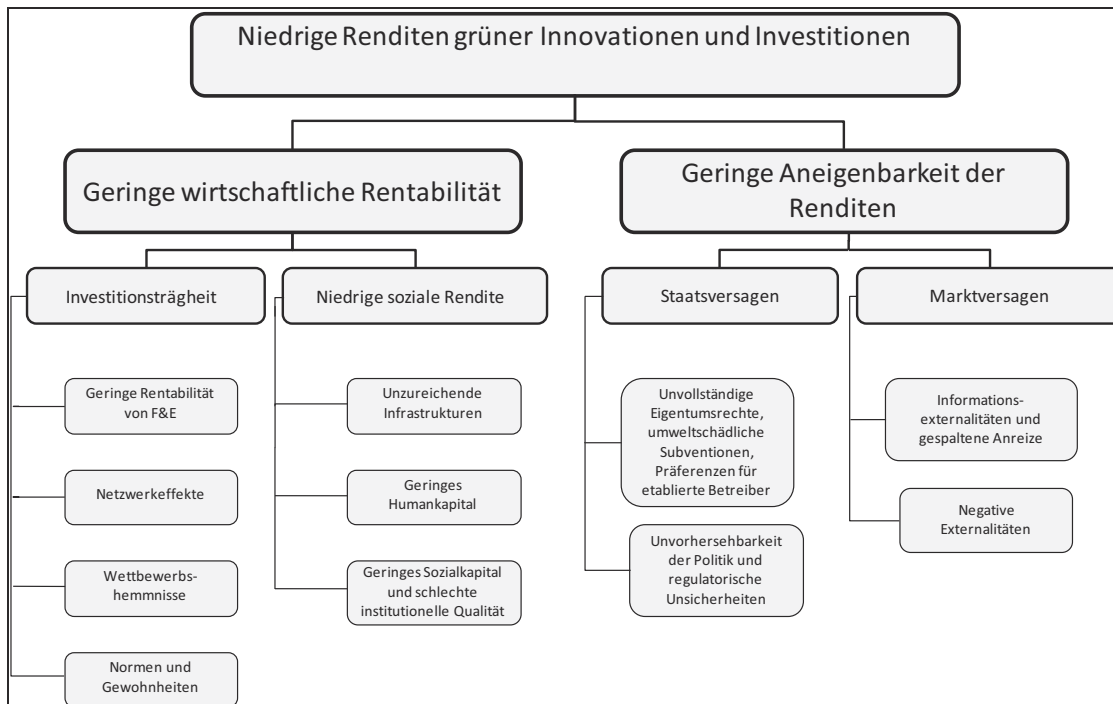
89. Um diese Möglichkeiten ausnutzen zu können, muss allerdings eine aktive Strukturpolitik zur Stärkung nachhaltiger Technologiepfade betrieben werden (z. B. der Elektrizitätsversorgung, vgl. SRU 2011d). Ein aktivierender Staat rechtfertigt sich vor allem wegen der marktinhärenten Innovationsbarrieren. WESTLEY et al. (2011) sehen vor allem im „ingenuity gap“, der zeitlichen Verzögerung zwischen Angebot und Nachfrage technischer Lösungen, eine Herausforderung. Grund ist eine gewisse Pfadabhängigkeit bei Innovationen, die zu stetigen inkrementellen Verbesserungen, nicht aber zu fundamental neuen Entwicklungen führt. Diese Pfadabhängigkeiten sind auch einer der Gründe, warum die OECD (2011a) vor zu niedriger wirtschaftlicher Rentabilität und zu geringer Aneignenbarkeit der Renditen von grünen Investitionen warnt. Angestoßen werden müssen weitreichende institutionelle Veränderungen – sowohl top-down durch staatliche Rahmenbedingungen als auch bottom-up durch Lernprozesse (WESTLEY et al. 2011).

Es wird deutlich, dass eine flankierende politische Steuerung nicht nur aufgrund von Marktversagen im Zusammenhang mit externen Effekten gerechtfertigt ist (SRU 2008, S. 86 ff.; JÄNICKE 2008; 2010a). Vielmehr zeigt die OECD-Studie, dass auch eine Reihe von Marktunvollkommenheiten als Investitionshemmnis fungiert (Abb. 1-3). In Industrienationen, in denen Umweltpolitik weit vorangeschritten ist, ist diese Stellschraube entscheidend.

Der „ensuring state“ (GIDDENS 2009, S. 69) definiert sich vor allem durch die staatliche Letztverantwortung für das Einhalten von Umweltzielen, die sich an ökologischen Grenzen orientieren, für deren Monitoring und für die Entwicklung von zielführenden Prozessen zu ihrer institutionellen Verankerung. Innerhalb der gesetzten Leitplanken gelten aber die Regeln des freien Marktes, eine gezielte Allokation der begrenzten Ressourcen findet nicht statt. Ziel ist es, umfangreiche private Investitionen anzureizen, die zum Teil auch entgegen vorherrschenden Markttrends die Transformation von Produktionsprozessen und Infrastrukturen stimulieren. Gleichzeitig darf Regulierung aber nicht zu weiteren Unsicherheiten führen, sondern muss die ökologischen Grenzen, innerhalb derer sich die Wirtschaft frei entfalten kann, langfristig klar festlegen.

Abbildung 1-3

Markthemmnisse für grünes Wachstum



Quelle: OECD 2011a, S. 6, basierend auf HAUSMANN et al. 2008, eigene Übersetzung

1.6.3 Lebensqualität unabhängig von Wachstum verbessern

90. Es gibt gute Gründe davon auszugehen, dass sich selbst bei Ausnutzung aller Potenziale einer ökologischen Transformation langfristig Grenzen für das Wirtschaftswachstum ergeben werden (Tz. 72). Aus diesem Grunde ist es wichtig, frühzeitig eine konzeptionelle Debatte zu beginnen, wie gesellschaftliche Stabilität auch ohne Wachstum oder mit sehr niedrigen Wachstumsraten erhalten werden kann. Letztlich bedeutet dies, dass Wege gesucht werden, wichtige gesellschaftspolitische Ziele und ein hohes Maß an Lebensqualität auch bei sehr niedrigen Wachstumsraten zu erreichen. Folgende Bereiche müssen dabei betrachtet werden:

- Messung von Wohlfahrt,
- Entschärfung von Verteilungskonflikten,
- Sicherung der Beschäftigung,
- Investitionen in einer wachstumsunabhängigen Wirtschaft und
- Finanzierung von Staatsausgaben und Sozialsystemen.

Es existieren erste Überlegungen zu der Ausgestaltung einer Postwachstumsgesellschaft (JACKSON 2009a; HOLZINGER 2010; SEIDL und ZAHRNT 2010b), es besteht aber Bedarf an weiterer Auseinandersetzung mit den Herausforderungen, denen sich eine Gesellschaft ohne Wachstum stellen muss.

Im Folgenden werden erste Lösungsansätze für die oben genannten Bereiche skizziert, die näher analysiert und weiterentwickelt werden müssen. Wichtig ist, dass sich zentrale Akteure aus Wissenschaft und Politik, etwa die großen Wirtschaftsforschungsinstitute, politische Parteien, Arbeitgeber und Gewerkschaften, mit diesen Fragen auseinandersetzen. Staatliche Institutionen sollten diesen Prozess unterstützen, indem sie entsprechende Forschungsprogramme auflegen, Projekte ausschreiben und vergeben und gesellschaftliche Diskussionsprozesse initiieren.

Wohlfahrtsmessung

91. Wenn Wohlfahrtssteigerung nicht mehr in erster Linie durch Wirtschaftswachstum erreicht werden kann oder soll, ist zunächst ein differenzierteres Verständnis von Wohlfahrt notwendig. Wohlfahrt ist als ein Maß des Wohlbefindens bzw. der Lebensqualität einer Bevölkerung zu verstehen. Während ein gewisser materieller Wohlstand ein zentraler Faktor hoher Lebensqualität ist, so werden ab einem bestimmten Einkommensniveau eine Reihe anderer Indikatoren wie Gesundheit, Bildung, Natur, Freundschaften oder sozialer Status insbesondere in reichen Industrienationen immer bedeutender. Das Easterlin-Paradox (EASTERLIN 1974) beschreibt diesbezüglich das Phänomen, dass ein steigendes Pro-Kopf-Einkommen wenig Einfluss auf das subjektiv empfundene Wohlbefinden einer Bevölkerung hat. Während sich in der führenden Wirtschaftsmacht USA zum Beispiel seit 1950 das Pro-Kopf-Einkommen verdreifacht hat, hat sich

der Anteil der Bevölkerung, der sich als sehr glücklich empfindet, kaum erhöht und ist seit 1970 sogar leicht gesunken (für Statistiken mehrerer Länder vgl. VEENHOVEN 2012). Aus diesen Ergebnissen lässt sich schließen, dass eine reine Fokussierung auf Wirtschaftswachstum nicht das prioritäre politische Ziel einer Regierung sein sollte. Andere Faktoren wie soziale Ausgewogenheit in der Bevölkerung, saubere und intakte Umwelt, ein funktionierendes Gesundheitssystem und kulturelle Bildungsmöglichkeiten sind mindestens ebenso wichtig.

Dass das BIP selbst kein adäquates Maß für gesellschaftliche Wohlfahrt ist, ist weitgehend unstrittig. Defensive Ausgaben zur Beseitigung von Umweltschäden oder sozialen Missständen bedeuten Wohlstandsverluste, sie gehen aber positiv in die Berechnung des BIP ein. Die herausragende Bedeutung, die dem BIP als Wohlstandsindikator in der öffentlichen Präsentation und Wahrnehmung zukommt, ist zudem nicht gerechtfertigt, da es viele relevante politische Ziele, wie nachhaltige Entwicklung oder sozialen Zusammenhalt, nicht abbildet (PENNEKAMP 2011, S. 14).

92. Über alternative Methoden und Indikatoren zur Wohlstandsmessung wird national und international breit debattiert (für Übersichten s. PENNEKAMP 2011, S. 16 ff.; POLLITT et al. 2010, S. 59 ff.; BANDURA 2008; Europäische Kommission 2007, factsheets). Dabei dreht sich eine zentrale Kontroverse darum, ob sich alternative Messmethoden auf aggregierte Indizes (beispielsweise ein um ökologische und soziale Faktoren korrigiertes BIP) oder auf einen breiteren Satz von Indikatoren stützen sollen. Disaggregierte Indikatorenansätze werden in einigen aktuellen Publikationen empfohlen, weil sie transparenter sind und die Problematik der Aggregation vermeiden (SVR und CAE 2010; STIGLITZ et al. 2009; BACHMANN und STEUWER 2010). Eine Vielzahl von Indikatoren wird jedoch bereits erhoben und verwendet (z. B. in politischen Strategieprozessen; vgl. Kap. 11.3), ihr Bekanntheitsgrad und ihre Bedeutung als Orientierungsgröße für die Politik sind jedoch im Vergleich zum BIP gering. Aggregierte monetäre Indizes können im Vergleich zu disaggregierten Indikatorenansätzen eine größere kommunikative Kraft entfalten, da sie dem BIP direkt gegenübergestellt werden können (DIEFENBACHER und ZIESCHANK 2009). Daher erscheint es sinnvoll, bestehende Ansätze zu einem robusten, in der Fachwelt anerkannten Leitindikator auszubauen.

Ein vielversprechender Ansatz für eine aggregierte alternative Messmethode ist der nationale Wohlfahrtsindex (NWI) (DIEFENBACHER und ZIESCHANK 2009). Ausgangsgröße des NWI ist der private Verbrauch, eine zentrale Komponente des traditionellen BIP. Aufgrund der Annahme, dass zusätzliches Wachstum des privaten Verbrauchs gesamtgesellschaftlich umso weniger zur Steigerung der Wohlfahrt beiträgt, je ungleicher die Einkommen verteilt sind, wird der private Verbrauch mit einem Index der Einkommensverteilung gewichtet (ebd.). Zusätzlich werden ausgewählte, vom BIP nicht erfasste wohlfahrtsstiftende Komponenten hinzuaddiert (z. B. unbezahlte Hausarbeit und ehrenamtliches Engagement).

Abgezogen werden Komponenten, die als wohlfahrtsmindernd angesehen werden (z. B. Kosten von Verkehrsunfällen und von Umweltbelastung). Schließlich werden Korrekturen in Bezug auf das zeitliche Auseinanderfallen von Ausgaben und Nutzen sowie im ökonomischen Bereich (z. B. Nettokapitalausstattung) vorgenommen. Aufgrund der Vergleichbarkeit der Kerngrößen kann der Verlauf des NWI direkt mit dem des BIP verglichen werden. Gleichzeitig können auch die einzelnen Variablen, die in den NWI einfließen, separat dargestellt werden, sodass ihr jeweiliger Einfluss transparent bleibt.

Der SRU ist der Auffassung, dass – aufbauend auf bestehenden Vorarbeiten – die Bundesregierung im nächsten Schritt das Statistische Bundesamt beauftragen sollte, eine robuste und standardisierte Methode für einen aggregierten Wohlfahrtsindex zu erarbeiten. Dieser sollte dann – wie das BIP – regelmäßig an prominenter Stelle veröffentlicht, in seinen Komponenten bewertet und diskutiert werden. Dabei bietet sich auch eine Verwendung im Rahmen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie an.

Die Nutzung eines standardisierten Wohlfahrtsindex macht dabei allerdings keinesfalls die Weiterentwicklung relevanter Einzelindikatoren überflüssig. Hier ist es wichtig, neben den Indikatoren für monetäre Stromgrößen auch Indikatoren weiterzuentwickeln und zu erheben, die den Vermögensstand für Natur- und Sozialkapital systematisch abbilden (STIGLITZ et al. 2009).

Verteilungskonflikte

93. In einer Wirtschaft, in der das Steueraufkommen und das BIP wachsen, kann zwar sozialer Ausgleich ohne absolute Einbußen bestimmter Gruppen organisiert werden, Verteilungskonflikte in Industrienationen finden aber insbesondere in Form eines Wettbewerbs um Statusgüter statt und lassen sich durch Wirtschaftswachstum nicht vollständig vermeiden. Unabhängig vom zukünftigen Wachstum einer Volkswirtschaft müssen demnach Konzepte entwickelt werden, die diesen Wettbewerb zähmen. HIRSCH (1980) hat diesbezüglich in seinem grundlegenden Buch über die „sozialen Grenzen“ des Wachstums bereits zahlreiche Vorschläge gemacht (vgl. Abschn. 1.5.2). Zu den wesentlichen von ihm vorgeschlagenen Ansätzen gehören:

- verminderte Prämien auf Statusgüter (z. B. durch öffentlichen Zugang zu exklusiven Grundstücken),
- Dämpfung des positionalen Wettbewerbs (z. B. flache Hierarchien),
- Neuordnung der Einkommens- und Vermögensverteilung (z. B. gesellschaftlich akzeptiertes Verhältnis von Spitzen- und Durchschnittsverdiensten),
- Verminderung der Attraktivität positionaler Arbeitsstellen (z. B. Transparenz über Zeit- oder Mobilitätsanforderungen).

Manche solcher Ansätze finden sich auch in der neueren wachstumskritischen Literatur. Im Fokus steht dort die Einkommensverteilung. Je stärker die Einkommensungleichheit ist, desto stärker wird der Wettbewerb um Sta-

tusgüter auf immer höherem Niveau angeregt, ohne dass es zur Befriedung kommt. Ein gesellschaftlicher Konsens zur Begrenzung exzessiver Einkommensungleichheit kann deshalb als eine Voraussetzung für Nachhaltigkeit bzw. mehr Wachstumsunabhängigkeit gesehen werden (DALY 2009; SCHERHORN 2010; JACKSON 2009a; WILKINSON und PICKETT 2010). Zusätzlich kann die Verminderung der Ungleichheit einen Beitrag zur Erhöhung der durchschnittlichen Lebensqualität leisten. Konkrete Vorschläge beziehen sich auf eine Festlegung von Minimal- und Maximaleinkommen, Grenzen für das Verhältnis zwischen höchstem und niedrigstem Einkommen in einem Unternehmen (DALY 2009) oder mehr Arbeitnehmerbeteiligung an Unternehmen (WILKINSON und PICKETT 2010). Zu bedenken ist bei all diesen Vorschlägen, dass das Verhältnis von Einkommensverteilung zu Wachstum wissenschaftlich nicht eindeutig geklärt ist, es gibt durchaus ernst zu nehmende Hinweise, dass entgegen der weitverbreiteten Auffassung stärkere gesellschaftliche Ungleichheit auch zu einem Wachstumshindernis werden kann (HELPMAN 2004, S. 90 f.). Entsprechend ist auch vorstellbar, dass gerade eine stärkere Umverteilung zugunsten des ärmeren Fünftels der Bevölkerung wachstumsförderlich ist (KENWORTHY 2011b, S. 96 f.).

Auch konventionelle Forderungen nach höherer Besteuerung von Erbschaften und hohen Vermögen und Einkommen werden erhoben (SCHERHORN 2010; BOFINGER 2010). Hierdurch können private Ersparnisse investiven Zwecken zugeführt werden, beispielsweise um mehr gesellschaftsnahe Dienstleistungen zu finanzieren oder einen gerechteren Zugang zu Bildungschancen und Infrastrukturen zu ermöglichen (aus dem MOORE et al. 2010; REUTER 2010).

Die Auswirkungen einer Verschlechterung der Einkommensposition können zudem durch flankierende Maßnahmen abgemildert werden. Gesellschaftliche Diskussionen um die Inhalte eines neuen Wohlfahrtsmaßes (Tz. 92) können neue Konzepte gegenüber einer allein an Arbeit und materiellen Gütern orientierten Zufriedenheit entwickeln.

Beschäftigung

94. Einer der wesentlichen Gründe, dass die Politik auf das Wachstumsziel setzt, ist die Vorstellung, dass Wachstum hilft, die Arbeitslosigkeit zu beseitigen. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass das Wirtschaftswachstum einen bestimmten Wert erreichen muss, damit bei unveränderter durchschnittlicher Lebensarbeitszeit auch die Beschäftigung steigt („Beschäftigungsschwelle“). In einer nicht wachsenden Wirtschaft würde die Zunahme der Arbeitsproduktivität, also die pro Arbeitseinheit erwirtschaftete Einheit BIP (bei ansonsten gleichbleibenden Bedingungen), zu einem Anstieg der Arbeitslosigkeit führen.

Auswege können zum einen in einer Begrenzung des Arbeitsangebots liegen, was vor allem durch eine Verringerung der Wochen- bzw. Lebensarbeitszeit erreichbar wäre (JACKSON 2009a; SCHERHORN 2010; SCHOR 2010).

SCHOR (2010) zeigt, dass seit dem Beginn der Industrialisierung eine Verkürzung der jährlichen Arbeitszeit pro Person in den USA und anderen Industrieländern dazu beigetragen hat, Arbeitslosigkeit zu vermeiden – und nicht der gesamte Produktivitätszuwachs durch Wachstum aufgefangen wurde. In ersten Szenariostudien, die einen Übergang zu einer stabilen nicht-wachsenden Wirtschaft erreichen, ist die Verringerung der formalen Arbeitszeit eine relevante Stellschraube (VICTOR und ROSENBLUTH 2007; RASKIN et al. 2010). Kürzere Arbeitszeiten können durchaus als wohlstandssteigernd verbucht werden, sofern Wohlstand nicht nur als Einkommen, sondern auch als Lebens- und Umweltqualität definiert wird. Soziale Aspekte müssen dabei aber beachtet werden. Eine verkürzte Arbeitszeit darf nicht zu Einkommensverlusten führen, die sozial schwächere Schichten der Bevölkerung in die Armut treibt. Zudem müsste gewährleistet sein, dass die Reduzierung der Arbeitszeit entsprechend verteilt wird.

Hierbei ist allerdings zu beachten, dass in der Zukunft auch aufgrund des demografischen Wandels ein Überangebot an Arbeit nicht in allen Qualifikationsfeldern gleichermaßen zu finden sein wird, sodass solche Maßnahmen flexibel sein müssen. HÖPFLINGER (2010) argumentiert, dass zur Finanzierung der Alterssicherungssysteme in einer nicht wachsenden Wirtschaft (gerade angesichts des demografischen Wandels) eine Ausweitung der formellen und informellen Lebensarbeitszeit nach oben („produktives Alter“) notwendig werden wird.

Der Anstieg der gesamtgesellschaftlichen Arbeitsproduktivität lässt sich verringern, ohne dass die Innovationstätigkeit einer Industrie begrenzt werden muss, die sich in der internationalen Arbeitsteilung behaupten muss. Bereits eine stärkere Ausrichtung privaten und staatlichen Konsums auf arbeitsintensiver hergestellte Güter (z. B. Bioprodukte, Qualitätsprodukte) und Dienstleistungen (z. B. Bildung, Kinderbetreuung und Pflege) erhöht die Arbeitsintensität, die als Arbeitseinsatz bezogen auf das BIP gemessen wird. Wenn es zunehmend der Einsatz der menschlichen Arbeitskraft ist, der den Wert schafft, kann die Arbeitsproduktivität in diesen Sektoren nur innerhalb enger Grenzen gesteigert werden, ohne die Qualität der Leistung zu reduzieren (JACKSON 2009a, S. 132 f.).

Eine Änderung der Besteuerungsgrundlage, die nicht wie heute die Unternehmen bestraft, die arbeitsintensiv produzieren, kann zudem die relative Vorzüglichkeit arbeitssparenden technischen Fortschritts verringern. Hier lässt sich auch durch den Einsatz von Steuern auf Umwelt- und Materialverbrauch eine Win-win-Situation erzielen. Vor- und Nachteile verschiedener Konzepte sollten hier näher geprüft werden. Ziel eines Umbaus des Steuersystems muss es auf jeden Fall sein, Arbeit zu entlasten und Energie- und Umweltverbrauch zu belasten.

Investitionen in einer wachstumsunabhängigen Wirtschaft

95. In Kapitel 1.5 wurde bereits die Krisenanfälligkeit marktwirtschaftlicher Systeme angesprochen, die im Wesentlichen auf den Rentabilitätsersparungen privater In-

vestitionen beruht. Niedriges Wachstum und entsprechend geringe Absatzerwartungen können eine Abwärtsspirale aus sinkender Investitionsneigung und Einkommen zur Folge haben (Tz. 76).

Im Gegensatz zu privaten Investitionen sind staatliche Investitionen nicht auf eine Mindestrentabilität angewiesen und deshalb weniger anfällig für krisenhafte Prozesse. Voraussetzung ist dabei allerdings, dass es sich um produktive Zukunftsinvestitionen handelt, die zwar wertgeschätzt, aber privat nicht in gleichem Maße mobilisierbar sind (z. B. Bildung, Infrastrukturen) (PAQUÉ 2010, S. 205). Dabei muss der Bewertungsmaßstab aber deutlich breiter sein, als eine rein ökonomische Rentabilitätsbetrachtung (PRIEWE und RIETZLER 2010).

Staatliche oder durch Anreize und Vorgaben ausgelöste private Investitionen werden notwendig sein, wenn der Umbau des Wirtschaftssystems auf nachhaltigere Strukturen erfolgreich sein soll. Nach unterschiedlichen Schätzungen wird allein ein anspruchsvoller Klimaschutz die Investitionsquote in der EU um 1 bis 4 % des BIP steigern können (Europäische Kommission 2011b; JAEGER et al. 2011). Investitionen können dazu dienen, notwendige Infrastrukturen aufzubauen, oder auch verstärkt in Naturkapital, also beispielsweise in die Erhaltung von Ökosystemen oder „kultiviertes“ natürliches Kapital wie bewirtschaftete Wälder und Viehbestände, fließen (DALY 1996, S. 80; ähnlich POLLITT et al. 2010, S. 78; HELM 2010). SCHERHORN (2010) spricht von „Reinvestition in Gemeingüter“. Auch die UNEP (2011) betont in ihrem Ansatz für eine grüne Wirtschaft die deutliche Steigerung von Investitionen in die Erhaltung des Naturkapitals. Bei einem solchen Ansatz muss sich laut JACKSON (2009a) auch die „Ökologie des Investierens“ selbst ändern: Ökologische Investitionen können niedrigere Renditeraten und längere Renditezeiträume aufweisen und sind von einem konventionellen Standpunkt aus gesehen möglicherweise weniger „produktiv“. Ähnliches könnte für verstärkte Investitionen in öffentliche Güter gelten, wie beispielsweise in den Bereichen öffentlicher Personenverkehr, Bildung, Pflege und Gesundheit (REUTER 2010). Hinsichtlich der staatlichen Nettoinvestitionen in solche öffentlichen Güter ist Deutschland jedoch im europäischen Vergleich Schlusslicht und besaß zeitweise sogar eine negative Nettoinvestitionsquote (PRIEWE und RIETZLER 2010, S. 20). Dies ist zum Teil auch auf die prekäre Finanzsituation der Kommunen zurückzuführen.

Allerdings sind staatliche Investitionen auf Staatseinnahmen angewiesen. Bei schrumpfendem Volkseinkommen nehmen im Wesentlichen auch Einkommen und auf Wertschöpfung basierende Staatseinnahmen notwendigerweise ab. Sie werfen damit das Thema der Staatsfinanzierung auf. Ein solcher Ansatz führt letztlich zu einer stärkeren Verwendung des erwirtschafteten Einkommens für öffentliche statt für private Güter und damit zu einer Zunahme der Staatsquote. Eine große Herausforderung liegt darin, hierfür die notwendige breite gesellschaftliche Unterstützung zu gewinnen.

Finanzierung von Staatsausgaben und Sozialsystemen

96. Die Finanzierung des Staatshaushaltes hängt wesentlich von der Höhe der Steuereinnahmen ab. Im internationalen Vergleich gibt es keinen Hinweis darauf, dass die Höhe der Steuerquote – zumindest in der beobachteten großen Spannweite – Auswirkungen auf die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit eines Landes hat (KENWORTHY 2011a). Es gibt durchaus sehr dynamisch wachsende Länder mit einer sehr hohen Steuer- und Abgabenquote. Dessen ungeachtet wird eine – aus welchen Gründen auch immer – gering wachsende Wirtschaft ohne eine wachsende Staatsquote kaum sozialverträglich gestaltbar sein.

Gleichwohl gilt die deutsche Finanzierungsstruktur des Sozialstaates mit einem überdurchschnittlich hohen Lohnnebenkostenanteil und einem relativ geringen Anteil der Einkommensbesteuerung im internationalen Vergleich insbesondere beschäftigungspolitisch als ungünstig (KENWORTHY 2011b, S. 85; BOFINGER 2010, S. 169 f.; JARASS 2010) und ist entsprechend aus vielen Gründen korrekturbedürftig. Einkommensbezogene Steuern sind in den letzten Jahrzehnten – insbesondere mangels effektiver internationaler Koordinierung zur Schließung von Steuerparadiesen – kontinuierlich reduziert worden, indirekte Steuern trotz ihrer eher regressiven Wirkungen erhöht worden (SCHARPF 2006; GENSCHEL und ZANGL 2007).

Solche Fragen einer effektiven Sicherung der Einnahmen für Staatshaushalt und Sozialversicherungssystem und ihrer Struktur in einer europäisch integrierten und global verflochtenen Volkswirtschaft sind im Kontext einer schwach wachsenden Volkswirtschaft dringlicher zu klären, als bei hohen Wachstumsraten.

Ebenfalls einer differenzierten Betrachtung bedarf das Thema Staatsverschuldung. Zunächst ist festzuhalten, dass eine Verschuldung bei einem Zinssatz, der dauerhaft über dem Einnahmewachstum des Staates liegt, zu einer immer höheren Schuldenquote führt. Gerade wenn der Anteil der Staatsverschuldung am Bruttosozialprodukt bereits hoch ist, führt diese ohne Wirtschaftswachstum in eine bedenkliche Schuldenspirale.

Zugleich ist ein schneller Abbau der Staatsverschuldung nicht in jeder volkswirtschaftlichen Situation sinnvoll (SCHARPF 2011; BOFINGER 2010; von Weizsäcker: Das Janusgesicht der Staatsschulden, FAZ.NET vom 5. Juni 2010). Wie eine gleichermaßen sozialverträgliche, konjunkturneutrale Rückführung der Staatsverschuldung bei Wahrung der staatlichen Handlungsfähigkeit gelingen kann, ist zweifelsohne eine der zentralen zu klärenden Herausforderungen in einer Postwachstumsökonomie. Allzu rigide institutionelle Vorgaben, die ohne Rücksicht auf volkswirtschaftliche oder gesamteuropäische Zusammenhänge zu einem ausgeglichenen Haushalt zwingen (SEIDL und ZAHRT 2010a), könnten dabei eher kontraproduktiv sein.

Ein weiteres Problem ergibt sich für die Sozialversicherungssysteme, insbesondere der Rentensysteme, das durch den demografischen Wandel noch verstärkt wird

(HÖPFLINGER 2010). Der Anteil am Volkseinkommen, der für Renten und Pensionen ausgegeben werden muss, steigt. Ohne Wachstum führt dies zu einem geringeren Nettoeinkommen der Erwerbstätigen. Diese sind zwar in der Summe auch weniger mit Kosten für die Erziehung und Ausbildung von Nachkommen belastet, dennoch wird es aller Wahrscheinlichkeit nach Widerstände gegen hohe Abzüge vom Bruttogehalt geben. Gleichzeitig verteuert diese Entwicklung unter dem heutigen System der Finanzierung der Sozialsysteme die relativen Arbeitskosten und erhöht damit die Vorteile arbeitssparenden technischen Fortschritts. Wie die Sozialsysteme zukunftsfähig gemacht werden können, ist dauerhaft Gegenstand von Forschung und politischer Diskussion. Wie sie unabhängig vom Wachstum gemacht werden können, sollte in diese Arbeiten als zentrale Fragestellung integriert werden.

1.6.4 Herausforderungen für die ökonomische Theorieentwicklung

97. Die Weiterentwicklung ökonomischer Theorien und ihre Vermittlung an deutschen Schulen und Hochschulen sollten sich verstärkt mit den ökologischen Grenzen des Wachstums und ihrer Bedeutung für Ziele und Strukturen des Wirtschaftens auseinandersetzen.

Diese Diskussion steht bislang zumindest im wirtschaftswissenschaftlichen Mainstream überwiegend noch aus. Aktuelle Standardlehrbücher zur ökonomischen Wachstumstheorie (AGHION und HOWITT 2009; BARRO und SALA-I-MARTIN 2004; ROMER 2012) setzen sich nicht angemessen mit den naturwissenschaftlichen Erkenntnissen zu physischen Grenzen des Wachstums auseinander. Grundsätzliche theoretische Überlegungen zu den Möglichkeiten und Grenzen des Wachstums und der Stabilität des ökonomischen Systems bei einer immer stärker werdenden Belastung der Natur, die auf das Wohlbefinden der Wirtschaftssubjekte und die Funktionsfähigkeit der Wirtschaft zurückwirkt, fehlen.

Zwar haben die Umwelt- und Ressourcenökonomie sowie die ökologische Ökonomie dazu beigetragen, der materiellen Basis der Wirtschaft wieder größere Beachtung zu verschaffen, allerdings bestehen auch hier noch große Defizite. So stellt die ökologische Ökonomie keine umfassende makroökonomische Theorie bereit und kann keine befriedigenden Aussagen darüber treffen, wie sich ökologisch bedingte Restriktionen auf die wirtschaftliche Dynamik auswirken und ob bzw. unter welchen Bedingungen ein makroökonomisch möglichst krisenfreier Übergang vorstellbar ist (KRONENBERG 2010, S. 1492). In der aktuellen Literatur sind bisher nur erste Ansätze einer solchen ökologischen Makroökonomie oder Forderungen nach deren Entwicklung zu erkennen (SCHOR 2010; JOHNSON 2010; MIEGEL 2010; JACKSON 2009a; VICTOR 2008; FITOUSSI und LAURENT 2008).

Die bislang in der Umweltökonomie vorherrschende Fokussierung auf einzelne begrenzte Ressourcen und Umweltprobleme sollte erweitert werden, da sie nicht mehr dem Stand der naturwissenschaftlichen Forschung

zu den Grenzen des Wachstums entspricht. Stattdessen müssen verstärkt Systemzusammenhänge berücksichtigt und ökologische Grenzen als ein multidimensionales Problem behandelt werden. Der SRU empfiehlt in diesem Zusammenhang:

- Die Frage, wieweit sich Umweltbelastungen durch umwelttechnische Innovation vom Wachstum entkoppeln lassen und wieweit Wachstum durch die Begrenztheit natürlicher Ressourcen beschränkt wird, sollte verstärkt empirisch, in Zusammenarbeit mit den Naturwissenschaften und unter Berücksichtigung von Verlagerungseffekten zwischen verschiedenen ökologischen Problemen untersucht werden.
- Künftig sollte zudem die Frage nach der Substituierbarkeit *zwischen erneuerbaren und nicht-erneuerbaren Ressourcen* eine größere Bedeutung erlangen. Die maximale nachhaltige Nutzungsrate erneuerbarer Ressourcen (bzw. von Senken für Umweltverschmutzung) wird dann entscheidend für das maximal erreichbare Wachstum bzw. die dauerhaft erreichbare physische Größe der Ökonomie (AGHION und HOWITT 2009, S. 382; DUJMOVITS 2009, S. 18; JONES 2002). Voraussetzung für derartige Untersuchungen ist entsprechend ein differenzierterer Umgang mit dem Begriff des Kapitals, der neben menschengemachtem Produktionskapital auch die verschiedenen Arten von Naturkapital berücksichtigt und die jeweilige Bedeutung für den Produktionsprozess realistisch beschreibt.
- Nicht zuletzt verdient auch in der Wirtschaftswissenschaft der Umgang mit Unsicherheit und Risiko eine höhere Aufmerksamkeit. Während sich die Umweltwissenschaft zunehmend auf den Umgang mit Unsicherheit, Wahrscheinlichkeiten und nicht-linearen Ereignissen konzentriert, bleibt die ökonomische Theorie zu einem hohen Grad deterministisch. „Least risk planning“ könnte zunehmend an die Seite von „least cost planning“ treten (JOHNSON 2010, S. 9).

1.7 Schlussfolgerungen

98. Nachhaltiges Wirtschaften setzt die Einhaltung ökologischer Grenzen voraus. Grenzüberschreitungen führen nicht nur zu irreversiblen ökosystemaren Schäden, sie unterminieren auch die ökonomischen Grundlagen und werden damit auch langfristig auf wirtschaftliche Entwicklungsmöglichkeiten zurückwirken. Das Respektieren von ökologischen Grenzen ist damit Langfristökonomie.

So unbestreitbar die Tatsache ist, dass ökologische Grenzen bestehen, so problematisch ist ihre konkrete Bestimmung. Aus Sicht des SRU kann der Begriff der „ökologischen Grenzen“ nicht rein naturwissenschaftlich verstanden werden, sondern enthält immer auch eine normative Komponente. Grenzen stehen immer in Bezug zu dem, was man vermeiden oder erreichen möchte und enthalten ein Vorsorgeelement. So bedarf es für die Grenzbestimmung einer wissenschaftlich fundierten Diskussion darüber, welche Arten von Risiken man lieber vermeiden möchte und wie stark die notwendigen Sicherheitsabstände sein sollen. Einem demokratischen politischen Willensbildungsprozess sollte auch die Bestimmung des

sen unterliegen, was man als faire nationale Nutzungsrechte bei der Inanspruchnahme global begrenzter Gemeinschaftsgüter betrachtet. In diesem Sinne bedarf es einer engen Verzahnung wissenschaftlicher Information und demokratisch legitimierter, politischer Zielbildung, zum Beispiel nach dem Vorbild des IPCC in der Klimadiskussion.

Unverzichtbar und alternativlos für ein Wirtschaften innerhalb sicherer planetarischer Grenzen ist eine technische Innovationsstrategie, die einerseits auf Ressourceneffizienz setzt und damit den Bedarf von Energie und Material für die Produktion von Gütern und Dienstleistungen vermindert, und andererseits den weiterhin hohen und notwendigen Energie- und Materialeinsatz in möglichst umweltverträglicher Weise herstellt (vgl. Kap. 2 und 4). Eine solche Innovationsstrategie, die eine absolute Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Naturverbrauch bewirkt, wird nicht nur mit der Transformation großer Infrastrukturen und Produktionssysteme, sondern auch mit einem Wandel von Konsum- und Lebensstilen einhergehen müssen.

Gleichwohl gibt es ernst zu nehmende Hinweise darauf, dass auf Dauer die Einhaltung ökologischer Grenzen selbst bei einer denkbar radikalen Entkopplungs- und Substitutionsstrategie nicht mit Wirtschaftswachstum vereinbar sein könnte. Aus Gründen der Vorsorge sollten daher Politik, Gesellschaft, Wissenschaft und Ökonomie sich auf diese Möglichkeit frühzeitig einstellen. Derzeit sind wichtige Funktionssysteme von Wirtschaft, Staat und Gesellschaft – beispielsweise die sozialen Versicherungssysteme – auf Wachstum essenziell angewiesen. Wenn jedoch eine hohe Lebensqualität zum zentralen Maßstab des Wirtschaftens wird, so kann diese grundsätzlich auch jenseits einer Wachstumsorientierung erreicht werden. Als Teil einer Vorsorgestrategie bedarf es nach Auffassung des SRU eines breiten gesellschaftlichen Diskussionsprozesses, der insbesondere die folgenden Fragenkomplexe betreffen sollte:

- Was ist das Ziel von Wirtschaft? Ist es die Steigerung des verfügbaren Einkommens oder die eines neuen Maßes von Wohlfahrt? Wie sollte ein solches Wohlfahrtsmaß aussehen?
- Welche Konsum- und Lebensstile sind noch global verallgemeinerungsfähig und welche bedürfen einer Änderung?
- Wie soll sich das Verhältnis von Ausgaben für öffentliche Güter und Gemeinwohlbelange zu privaten Investitionen und Konsum, die Staatsquote, weiterentwickeln? Der Bedarf an öffentlichen Ausgaben wird in absehbarer Zeit eher zunehmen. Sie werden auch eine stabilisierende Rolle für die Wirtschaftsentwicklung einnehmen können, wenn private Investitionen in einer wachstumsschwachen Wirtschaft abnehmen. Zugleich wird auch die Niveau- und Qualitätserhaltung der Sozialversicherungssysteme bei sehr niedrigen Wachstumsraten einer verstärkten staatlichen Unterstützung bedürfen.
- Wie sollen – möglicherweise steigende – öffentliche Ausgaben hinreichend finanziert werden? Die struktu-

relle Unterfinanzierung öffentlicher Haushalte, die durch Kreditaufnahme gedeckt wurde, wird in einer wachstumsschwachen Wirtschaft nicht mehr möglich sein. Es bedarf einer verbesserten und erweiterten Steuerbasis.

- Wie soll sich die Einkommensverteilung weiterentwickeln? Sehr starke Einkommensungleichheit gepaart mit verstärktem Wettbewerb um Statusgüter gilt als einer der wesentlichen gesellschaftlichen Wachstumsmotoren. Zugleich ist gesellschaftlicher Zusammenhalt bei sehr geringen Wachstumsraten und extremer Ungleichheit stark gefährdet.
- Wie sollen Produktivitätsgewinne in Zukunft verteilt werden – in Form höherer Löhne, kürzerer Arbeitszeiten oder durch eine höhere Aneignung durch die öffentlichen Haushalte zur Finanzierung auch durch die demografische Entwicklung gefährdeter Sozialversicherungen?

Solche grundlegenden Fragen einer Vorsorgestrategie, die Wachstumsrisiken in einer begrenzten Welt antizipiert, bedürfen einer gründlichen natur- und gesellschaftswissenschaftlichen Vorbereitung und einer breiten öffentlichen Diskussion.

1.8 Literatur

- Aghion, P., Howitt, P. (2009): *The economics of growth*. Cambridge, Mass., London: MIT Press.
- Allenby, B. R. (Hrsg.) (1994): *The Greening of Industrial Ecosystems*. Washington, DC: National Academy Press.
- Apergis, N., Payne, J. E. (2009): Energy consumption and economic growth: Evidence from the Commonwealth of Independent States. *Energy Economics* 31 (5), S. 641–647.
- Ayres, R. U., Warr, B. (2010): *The Economic Growth Engine. How Energy and Work Drive Material Prosperity*. Cheltenham, Northampton, Mass.: Edward Elgar.
- Bachmann, G., Steuerer, S. (2010): *Nachhaltigkeits-Indikatoren zur Messung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung. Gutachten an den Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung zum Bericht der Stiglitz-Sen-Fitoussi-Kommission*. Berlin: Rat für Nachhaltige Entwicklung.
- Bandura, R. (2008): *A Survey of Composite Indices Measuring Country Performance: 2008 Update*. New York: Office of Development Studies, United Nations Development Programme.
- Bär, H., Jacob, K., Werland, S. (2011): *Green Economy Discourses in the Run-up to Rio 2012*. Berlin: Forschungszentrum für Umweltpolitik. FFU-Report 07–2011.
- Barro, R. J., Sala-i-Martin, X. (2004): *Economic Growth*. 2nd ed. Cambridge, Mass.: MIT Press.
- Beck, S., Born, W., Dzioczek, S., Görg, C., Hansjürgens, B., Henle, K., Jax, K., Köck, W., Neßhöver, C., Rauschmayer, F., Ring, I., Schmidt-Loske, K., Unnerstall, H., Wittmer, H. (2006): *Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland*. Leipzig: UFZ. UFZ-Bericht 02/2006.
- Binswanger, H.-C. (2010): *Vorwärts zur Mäßigung. Perspektiven einer nachhaltigen Wirtschaft*. 2. Aufl. Hamburg: Murmann.
- Binswanger, H.-C. (2006): *Die Wachstumsspirale. Geld, Energie und Imagination in der Dynamik des Marktprozesses*. Marburg: Metropolis-Verlag.
- Binswanger, H.-C., Frisch, H., Nutzinger, H. G., Schefold, B., Scherhorn, G., Simonis, U. E., Strümpel, B., Teichert, V. (1988): *Arbeit ohne Umwelterstörung. Strategien für eine neue Wirtschaftspolitik*. Überarb. Fassung. Frankfurt am Main: Fischer-Taschenbuch-Verlag. Fischer Taschenbuch 4189.
- Blasch, J., Schubert, R., Soete, B. (2010): *Grün aus der Krise. Was können „grüne“ Konjunkturpakete leisten?* Zürich: ETH Zürich, Institute for Environmental Decisions. IED Working Paper 10.
- BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie) (2011): *Energiedaten. Energiegewinnung und Energieverbrauch. Tabelle 6: Endenergieverbrauch nach Energieträgern. Deutschland*. <http://www.bmwi.de/BMWi/Navigation/Energie/Statistik-und-Prognosen/Energiedaten/energiegewinnung-energieverbrauch.html> (19.12.2011).
- BMWi, BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): *Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung*. Berlin: BMWi, BMU.
- Böcher, M. (2007): *Wissenschaftliche Politikberatung und politischer Prozess*. In: Krott, M., Suda, M. (Hrsg.): *Macht Wissenschaft Politik? Erfahrungen wissenschaftlicher Beratung im Politikfeld Wald und Umwelt*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 14–42.
- Bofinger, P. (2010): *Ist der Markt noch zu retten? Warum wir jetzt einen starken Staat brauchen*. Akt. Ausg., 1. Aufl. Berlin: Ullstein. Ullstein 37341.
- Bourcade, K., Herzmann, K. (2006): *Normalfall exponentielles Wachstum? Ein internationaler Vergleich*. *Zeitschrift für Wachstumsstudien* 2006 (2), S. 4–10.
- Bradshaw, C. J. A., Giam, X., Sodhi, N. S. (2010): *Evaluating the Relative Environmental Impact of Countries*. *PLoS ONE* 5 (5), S. 1–16.
- Braun, D. (1998): *Der Einfluß von Ideen und Überzeugungssystemen auf die politische Problemlösung*. *Politische Vierteljahresschrift* 39 (4), S. 797–818.
- Bringezu, S. (2009): *Targets for Global Resource Consumption. Vortrag, Factor X: Policies, strategies and instruments towards a sustainable resource use*. Workshop des Umweltbundesamtes, 18.06.2009, Berlin.
- Bringezu, S., Bleischwitz, R. (Hrsg.) (2009): *Sustainable resource management: Global trends, visions and policies*. Sheffield: Greenleaf Publishing.

- Bringezu, S., Schütz, H. (2009): Nachhaltige Flächennutzung und nachwachsende Rohstoffe. Optionen einer nachhaltigen Flächennutzung und Ressourcenschutzstrategien unter besonderer Berücksichtigung der nachhaltigen Versorgung mit nachwachsenden Rohstoffen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 34/09.
- Brondizio, E. S., Gatzweiler, F. (2010): Socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation. In: Kumar, P. (Hrsg.): The economics of ecosystems and biodiversity – Economical and ecological foundations. London: Earthscan, S. 149–182.
- Bruckmann, P. (2010): Umsetzung wissenschaftlicher Erkenntnisse in die Politik am Beispiel der EU Luftqualitäts-Richtlinien. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 15 (2), S. 113–121.
- Bruyn, S. M. de, Bergh, J. C. J. M. van den, Opschoor, J. B. (1998): Economic growth and emissions: reconsidering the empirical basis of environmental Kuznets curves. Ecological Economics 25 (2), S. 161–175.
- Bundesregierung (2008): Für ein nachhaltiges Deutschland. Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Buyny, Š., Klink, S., Lauber, U. (2009): Weiterentwicklung des direkten Materialinputindikators. Endbericht. Dessau-Roßlau, Wiesbaden: Umweltbundesamt, Statistisches Bundesamt.
- Capra, F., Henderson, H. (2009): Qualitative Growth. A conceptual framework for finding solutions to our current crisis that are economically sound, ecologically sustainable, and socially just. London: Institute of Chartered Accountants in England and Wales.
- Chontanawat, J., Hunt, L. C., Pierse, R. (2008): Does energy consumption cause economic growth?: Evidence from a systematic study of over 100 countries. Journal of Policy Modeling 30 (2), S. 209–220.
- Cleveland, C. J., Ruth, M. (1997): When, where, and by how much do biophysical limits constrain the economic process? A survey of Nicholas Georgescu-Roegen's contribution to ecological economics. Ecological Economics 22 (3), S. 203–223.
- Costanza, R., D'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Belt, M. van den (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387 (6630), S. 253–260.
- Crutzen, P. J. (2002): Geology of mankind. Nature 415 (6867), S. 23.
- Cullen, J. M., Allwood, J. M., Borgstein, E. H. (2011): Reducing Energy Demand: What are the Practical Limits? Environmental Science & Technology 45 (4), S. 1711–1718.
- Daly, H. E. (2009): Steady-State-Ökonomie. Ein Wirtschaftssystem des langfristigen Gleichgewichts. Zeitschrift für Sozialökonomie 162/163, S. 39–42.
- Daly, H. E. (2005): Economics in a full world. Scientific American 293 (3), S. 100–107.
- Daly, H. E. (1997): Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. Ecological Economics 22 (3), S. 261–266.
- Daly, H. E. (1996): Beyond Growth. The Economics of Sustainable Development. Boston, Mass.: Beacon Press.
- Daly, H. E. (1992): Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. Ecological Economics 1992 (6), S. 185–193.
- Dasgupta, P., Heal, G. M. (1979): Economic Theory and Exhaustible Resources. Welwyn: Nisbet.
- Diefenbacher, H., Zieschank, R. (2009): Wohlfahrtsmessung in Deutschland. Ein Vorschlag für einen nationalen Wohlfahrtsindex. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 02/10. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3902.pdf> (05.07.2010).
- Domar, E. D. (1968): Kapitalexpansion, Wachstumsrate und Beschäftigung. In: König, H. (Hrsg.): Wachstum und Entwicklung der Wirtschaft. Köln: Kiepenheuer & Witsch. Neue wissenschaftliche Bibliothek 23, S. 55–66.
- Doyle, U., Vohland, K., Rock, J., Schumann, K., Ristow, M. (2007): Nachwachsende Rohstoffe – eine Einschätzung aus Sicht des Naturschutzes. Natur und Landschaft 82 (12), S. 529–535.
- Dujmovits, R. (2009): Nicht erneuerbare Ressourcen, Grenzen des Wachstums und Fallstricke des technologischen Optimismus. Graz: Universität Graz, Institut für Finanzwissenschaft und Öffentliche Wirtschaft. Working Paper 2009–1.
- Easterlin, R. A. (1974): Does Economic Growth Improve the Human Lot? In: David, P. A., Reder, M. W. (Hrsg.): Nations and Households in Economic Growth: Essays in Honor of Moses Abramovitz. New York: Academic Press, S. 89–125.
- ECF (European Climate Foundation), McKinsey & Company, KEMA, The Energy Futures Lab at Imperial College London, Oxford Economics (2010): Roadmap 2050: A practical guide to a prosperous, low-carbon Europe. Vol. 1: Technical analysis. Den Haag: ECF. http://www.roadmap2050.eu/attachments/files/Volume1_full_report_PressPack.pdf (20.04.2010).
- Edenhofer, O., Knopf, B., Barker, T., Baumstark, L., Bellevrat, E., Chateau, B., Criqui, P., Isaac, M., Kitous, A., Kypreos, S., Leimbach, M., Lessmann, K., Magné, B., Scricciu, S., Turton, H., Vuuren, D. P. van (2010): The Economics of Low Stabilization: Model Comparison of Mitigation Strategies and Costs. The Energy Journal 31 (Special Issue 1), S. 11–48.
- Edenhofer, O., Knopf, B., Kalkuhl, M. (2009): CCS: CO₂-Sequestrierung: Ein wirksamer Beitrag zum Klimaschutz? ifo Schnelldienst 62 (3), S. 3–6.
- EEA (European Environment Agency) (2010a): The European environment – State and outlook 2010. Assessment of global megatrends. Copenhagen: EEA.

- EEA (2010b): The European environment – State and outlook 2010. Synthesis. Copenhagen: EEA.
- Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. (1981): Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species. New York, NY: Random House.
- Ekins, P. (2000): Economic Growth and Environmental Sustainability. The prospects for green growth. London, New York: Routledge.
- Elsenhans, H. (2011): The rise and demise of the capitalist world system. Leipzig: Leipziger Universitätsverlag.
- Enderlein, H. (2010): Wenn der Kuchen nicht mehr größer wird. Berliner Republik 2010 (2). <http://www.b-republik.de/archiv/wenn-der-kuchen-nicht-mehr-groesser-wird> (02.03.2012).
- EREC (European Renewable Energy Council) (2010): RE-thinking 2050. A 100% Renewable Energy Vision for the European Union. Brüssel: EREC
- EREC, Greenpeace International (Hrsg.) (2010): Energy [R]evolution. A Sustainable World Energy Outlook. 3rd ed. Brussels, Amsterdam: EREC, Greenpeace International.
- Eser, U., Neureuther, A.-K., Müller, A. (2011): Klugheit, Glück, Gerechtigkeit. Ethische Argumentationslinien in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 107.
- Europäische Kommission (2011a): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Energy Roadmap 2050. COM(2011) 885/2. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Fahrplan für den Übergang zu einer wettbewerbsfähigen CO₂-armen Wirtschaft bis 2050. KOM(2011) 112 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011c): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011d): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Ressourcenschonendes Europa – eine Leitinitiative innerhalb der Strategie Europa 2020. KOM(2011) 21 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2007): Beyond GDP. Measuring progress, true wealth and the well-being of nations Brüssel: Europäische Kommission, GD Umwelt und GD Eurostat. <http://www.beyond-gdp.eu/> (19.12.2011).
- FAO (Food and Agriculture Organisation) (2009): The state of world fisheries and aquaculture 2008. Rome: FAO.
- Fischer-Kowalski, M., Swilling, M., Weizsäcker, E. U. von, Ren, Y., Moriguchi, Y., Crane, W., Krausmann, F., Eisenmenger, N., Giljum, S., Henricke, P., Romero Lankao, P., Siriban Manalang, A. (2011): Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth. A report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel. Genf: United Nations Environment Programme.
- Fitoussi, J.-P., Laurent, É. (2008): La nouvelle écologie politique. Économie et développement humain. Paris: Éditions du Seuil et La République des Idées.
- Flipo, F., Schneider, F. (Hrsg.) (2008): Proceedings of the First International Conference on Economic De-Growth for Ecological Sustainability and Social Equity. Paris, 18.–19. April 2008. Paris.
- FoEE (Friends of the Earth Europe), SEI (Stockholm Environment Institute) (2009): The 40% Study. Mobilising Europe to achieve climate justice. Brüssel, Stockholm: FoEE, SEI.
- Frey, B. S., Frey Marti, C. (2010): Glück – Die Sicht der Ökonomie. Wirtschaftsdienst 90 (7), S. 458–463.
- Friedman, B. M. (2005): The Moral Case for Growth. The International Economy 40 (Fall 2005), S. 40–45.
- Frondel, M., Peters, J., Vance, C. (2008): Identifying the Rebound: Evidence from a German Household Panel. The Energy Journal 29 (4), S. 154–163.
- Frondel, M., Schmidt, C. M. (2004): Facing the truth about separability: nothing works without energy. Ecological Economics 51 (3–4), S. 217–223.
- Genschel, P., Zangl, B. (2007): Die Zerfaserung von Staatlichkeit und die Zentralität des Staates. Aus Politik und Zeitgeschichte 2007 (20–21), S. 10–16.
- Georgescu-Roegen, N. (1971): The entropy law and economic process. Cambridge, Mass.: Harvard University Press.
- Giddens, A. (2009): The politics of climate change. Cambridge: Polity Press.
- Girod, B., Haan, P. de (2009): GHG reduction potential of changes in consumption patterns and higher quality levels from Swiss household consumption survey. Energy Policy 37 (12), S. 5650–5661.
- Gómez-Baggethun, E., Groot, R. de, 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 (1), S. 1209–1218.
- Grahl, J., Kümmel, R. (2006): Produktionsfaktor Energie – Der stille Riese. Energie & Zukunft 1, S. 1–20. <http://www.sfv.de/pdf/prodelaspdf.pdf> (02.03.2012).

- Haas, P. M. (2004): When does power listen to truth? A constructivist approach to the policy process. *Journal of European Public Policy* 11 (4), S. 569–592.
- Haas, P. M. (1992): Introduction: Epistemic Communities and International Policy Coordination. *International Organization* 46 (1), S. 1–35.
- Haas, P. M., Keohane, R. O., Levy, M. A. (Hrsg.) (1993): *Institutions for the Earth. Sources of Effective International Environmental Protection*. Cambridge, Mass.: MIT Press.
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., Fischer-Kowalski, M. (2007): Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in the Earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (31), S. 12942–12947.
- Habermas, J. (1992): Faktizität und Geltung. Beiträge zur Diskurstheorie des Rechts und des demokratischen Rechtsstaats. 4. Aufl. Frankfurt am Main: Suhrkamp.
- Hansen, J., Sato, M., Kharecha, P., Beerling, D., Berner, R., Masson-Delmotte, V., Pagani, M., Raymo, M., Royer, D. L., Zachos, J. C. (2008): Target atmospheric CO₂: Where should humanity aim? *Open Atmospheric Science Journal* 2008 (2), S. 217–231.
- Harrod, R. F. (1968): Ein Essay zur dynamischen Theorie. In: König, H. (Hrsg.): *Wachstum und Entwicklung der Wirtschaft*. Köln: Kiepenheuer & Witsch. Neue wissenschaftliche Bibliothek 23, S. 35–54.
- Hausmann, R., Velasco, A., Rodrik, D. (2008): Growth diagnostics. In: Serra, N., Stiglitz, J. E. (Hrsg.): *The Washington Consensus reconsidered: Towards a new global governance*. Oxford ; New York: Oxford University Press, S. 324–355.
- Helm, D. R. (2010): *Rethinking the Economic Borders of the State*. London: The Social Market Foundation.
- Helpman, E. (2004): *The Mystery of Economic Growth*. Cambridge, Mass.: Belknap Press.
- Hertin, J., Hey, C., Ecker, F. (2010): The Future of the European Electricity Supply: Moving from Energy-Mix Projections to Renewables-Based Scenarios. *Renewable Energy Law and Policy Review* 1 (2), S. 131–139.
- Hinterberger, F., Hutterer, H., Omann, I., Freytag, E. (Hrsg.) (2009): *Welches Wachstum ist Nachhaltig? Ein Argumentarium*. Wien: Mandelbaum.
- Hirsch, F. (1980): *Die sozialen Grenzen des Wachstums. Eine ökonomische Analyse der Wachstumskrise*. Reinbeck bei Hamburg: Rowohlt.
- Holzinger, H. (2010): *Wirtschaften jenseits von Wachstum? Befunde und Ausblicke*. Salzburg: Robert-Jungk-Bibliothek für Zukunftsfragen. Zukunfts dossiers 1.
- Homer-Dixon, T. (2006): *The upside of down. Catastrophe, creativity and the renewal of civilization*. Washington, Covelo, London: Island Press.
- Höpflinger, F. (2010): Alterssicherungssysteme: Doppelte Herausforderung von demografischer Alterung und Postwachstum. In: Seidl, I., Zahrt, A. (Hrsg.): *Postwachstumsgesellschaft. Konzepte für die Zukunft*. Marburg: Metropolis-Verlag. Ökologie und Wirtschaftsforschung 87, S. 53–63.
- Huesemann, M. H. (2003): The limits of technological solutions to sustainable development. *Clean Technologies and Environmental Policy* 5 (1), S. 21–34.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2011): *Summary for Policy Makers*. In: IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (Hrsg.): *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, S. 3–26.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jackson, T. (2009a): *Prosperity without growth. Economics for a finite planet*. London: Earthscan.
- Jackson, T. (2009b): *Prosperity without growth? The transition to a sustainable economy*. London: Sustainable Development Commission UK.
- Jaeger, C. C. (2011): *Wachstum – wohin? Eine kurze Geschichte des 21. Jahrhunderts*. München: oekom. Carl-von-Carlowitz-Reihe 2.
- Jaeger, C. C., Horn, G., Lux, T. (2009): *Eckpunkte einer nachhaltigen Antwort auf die Wachstumskrise. Gutachten im Rahmen der Studie „Wege aus der Wachstumskrise“*. Potsdam, Kiel, Düsseldorf: European Climate Forum, Institut für Weltwirtschaft, Institut für Makroökonomie und Konjunkturforschung, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.
- Jaeger, C. C., Paroussos, L., Mangalagiu, D., Kupers, R., Mandel, A., Tabara, J. D. (2011): *A New Growth Path for Europe. Generating Prosperity and Jobs in the Low-Carbon Economy. Synthesis Report*. Potsdam: European Climate Forum.
- Jänicke, M. (2010a): Die Akzeleration von technischem Fortschritt in der Klimapolitik – Lehren aus Erfolgsfällen. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 33 (4), S. 367–389.
- Jänicke, M. (2010b): Innovationstempo in der Klimapolitik forcieren! In: Altner, G., Leitschuh, H., Michelsen, G., Simonis, U. E., Weizsäcker, E. U. von (Hrsg.): *Die Klima-Manipulateure – Rettet uns Politik oder Geo-Engineering?* Stuttgart: Hirzel. *Jahrbuch Ökologie* 2011, S. 138–147.
- Jänicke, M. (2008): *Megatrend Umweltinnovation. Zur ökologischen Modernisierung von Wirtschaft und Staat*. München: oekom.

- Jänicke, M. (2001): Towards an end to the „Era of Materials“? Discussion of a hypothesis. In: Binder, M., Jänicke, M., Petschow, U. (Hrsg.): *Green Industrial Restructuring. International Case Studies and Theoretical Interpretations*. Berlin: Springer, S. 45–57.
- Jänicke, M., Jacob, K. (2008): Eine Dritte Industrielle Revolution? Wege aus der Krise des ressourcenintensiven Wachstums. In: BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.): *Die Dritte Industrielle Revolution – Aufbruch in ein Ökologisches Jahrhundert. Dimensionen und Herausforderungen des industriellen und gesellschaftlichen Wandels*. Berlin: BMU, S. 10–31.
- Jänicke, M., Volkery, A. (2001): Persistente Probleme des Umweltschutzes. *Natur und Kultur* 2 (2), S. 45–59.
- Jarass, L. (2010): Faire und Effiziente Steuerpolitik. In: Seidl, I., Zahrt, A. (Hrsg.): *Postwachstumsgesellschaft. Konzepte für die Zukunft*. Marburg: Metropolis-Verlag. *Ökologie und Wirtschaftsforschung* 87, S. 155–166.
- Johnson, I. (2010): The New Economics of Growth, Wealth and Real Values: Towards a New Economics for a Global Society. Seed-Ideas. http://www.sd-network.eu/pdf/doc_workshops/2010%20berlin/Ian%20Johnson%20-%20The%20New%20Economics%20of%20Growth.pdf (22.12.2011).
- Jones, C. I. (2002): *Introduction to Economic Growth*. 2nd ed. New York, NY: Norton.
- Kaldor, N., Mirrlees, J. A. (1968): Ein neues Modell des wirtschaftlichen Wachstums. In: König, H. (Hrsg.): *Wachstum und Entwicklung der Wirtschaft*. Köln: Kiepenheuer & Witsch. *Neue wissenschaftliche Bibliothek* 23, S. 97–124.
- Kenworthy, L. (2011a): Is heavy taxation bad for the Economy? <http://lanekenworthy.net/2011/05/22/is-heavy-taxation-bad-for-the-economy/> (15.12.2011).
- Kenworthy, L. (2011b): *Progress for the Poor*. Oxford: Oxford University Press.
- Kenworthy, L. (2010): *Economic Growth, Social Policy and Poverty*. Social Science Research Network. Tomorrow's Research Today. http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1666931 (15.12.2011).
- Koo, R. (2003): *Balance Sheet Recession. Japan's struggle with uncharted economies and its global implications*. Clementi Loop, Singapore: Wiley.
- Kronenberg, T. (2010): Finding common ground between ecological economics and post-Keynesian economics. *Ecological Economics* 60 (7), S. 1488–1494.
- Larigauderie, A., Mooney, H. (2010): The Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: moving a step closer to an IPCC-like mechanism for biodiversity. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2 (1–2), S. 9–14.
- Latouche, S. (2010): Editorial: Degrowth. *Journal of Cleaner Production* 18, S. 519–522.
- Lawn, P. (2010): Facilitating the transition to a steady-state economy: Some macroeconomic fundamentals. *Ecological Economics* 69 (5), S. 931–936.
- Leeuw, S. van der (2010): The archaeology of innovation: Lessons for our times. In: Moss, F., Machover, T. E. (Hrsg.): *Innovation: Perspectives for the 21st Century*. Madrid: BBVA, S. 33–53.
- Lenzen, M., Wier, M., Cohen, C., Hayami, H., Pachauri, S., Schaeffer, R. (2006): A comparative multivariate analysis of household energy requirements in Australia, Brazil, Denmark, India and Japan. *Energy* 31 (2–3), S. 181–207.
- Lowi, T. J. (1972): Four Systems of Policy, Politics, and Choice. *Public Administration Review* 32 (4), S. 298–310.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2003): *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- MacLean, H., Duchin, F., Hagelücken, C., Halada, K., Kesler, S. E., Moriguchi, Y., Mueller, D., Norgate, T. E., Reuter, M. A., Voet, E. van der (2010): Stocks, flows, and prospects of mineral resources. In: Graedel, T. E., Voet, E. van der (Hrsg.): *Linkages of sustainability*. Cambridge, Mass., London: MIT Press, S. 199–218.
- Majer, H. (Hrsg.) (1984): *Qualitatives Wachstum Einführung in Konzeptionen der Lebensqualität* Frankfurt am Main: Campus Verlag.
- Meadows, D., Meadows, D., Zahn, E., Milling, P. (1972): *Die Grenzen des Wachstums. Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit*. Stuttgart: Deutsche Verlags-Anstalt.
- Meyer, B., Meyer, M., Distelkamp, M. (2011): The Policy Implications of Economy-Wide Rebound Effects: Insights From A Macroeconomic Model Simulation of Concurrent Climate Policy and Resource Efficiency Actions for Germany. Vortrag, European Association of Environmental and Resource Economists, 18th Annual Conference, 02.07.2011, Rome.
- Miegel, M. (2010): *Exit. Wohlstand ohne Wachstum*. 3. Aufl. Berlin: Propyläen.
- Mitchell, W., Muysken, J. (2008): *Full Employment Abandoned. Shifting Sands and Policy Failures*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Mol, A. P. J., Sonnenfeld, D. A. (Hrsg.) (2000): *Ecological Modernization Around the World. Perspectives and Critical Debates*. London, Portland, Or.: Frank Cass.
- Moore, N. aus dem, Drautz, C., Graeger, L., Hommer, M., Jacobi, B., Leipprand, A., Lemke, M., Türk, V., Gracht, H. von der (2010): *Wohlstand ohne Wachstum. Analyse von Wechselbeziehungen der drei Ökonomien*. Berlin: Stiftung Neue Verantwortung. Policy Paper 2/10. <http://www.stiftung-nv.de/143667,1031,111427,-1.aspx> (11.10.2010).
- Narayan, P. K., Prasad, A. (2008): Electricity consumption-real GDP causality nexus: Evidence from a boot-

- strapped causality test for 30 OECD countries. *Energy Policy* 36 (2), S. 910–918.
- Niekisch, M. (2006): Internationale Entwicklungspolitik vor dem Hintergrund schwindender biologischer Ressourcen: Ein Beitrag zu den Beziehungen zwischen Naturschutz und Entwicklungszusammenarbeit. *Natur und Landschaft* 81 (9–10), S. 484–486.
- Nitsch, H., Osterburg, B., Buttlar, C. von, Buttlar, H.-B. von (2008): Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim Anbau von Energiepflanzen. Braunschweig: Institut für Ländliche Räume, vTI. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 03/08.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2011a): Tools for Delivering on Green Growth. Paris: OECD.
- OECD (2011b): Towards Green Growth. Paris: OECD.
- OECD (2008): OECD Environmental Outlook to 2030. Paris: OECD.
- Offe, C., Borchert, J. (2006): Strukturprobleme des kapitalistischen Staates: Aufsätze zur Politischen Soziologie. Veränd. Neuausg. . Frankfurt am Main, New York: Campus.
- Öko-Institut, Prognos AG (2009): Modell Deutschland – Klimaschutz bis 2050: Vom Ziel her denken. Endbericht. Basel, Freiburg: Prognos AG, Öko-Institut.
- Ott, K. (2009): Zur Begründung der Konzeption starker Nachhaltigkeit. In: Hey, C., Koch, H.-J. (Hrsg.): Zwischen Wissenschaft und Politik. 35 Jahre Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen. Berlin: Erich Schmidt. Materialien zur Umweltforschung 38, S. 63–88.
- Paech, N. (2009a): Die Postwachstumsökonomie – ein Vademecum. *Zeitschrift für Sozialökonomie* 160–161, S. 28–31.
- Paech, N. (2009b): Wachstum „light“? Qualitatives Wachstum ist eine Utopie. *Wissenschaft & Umwelt Interdisziplinär* 2009 (13), S. 84–93.
- Paqué, K.-H. (2010): Wachstum! Die Zukunft des globalen Kapitalismus. München: Hanser.
- Patt, A., Komendantova, N., Battaglini, A., Lilliestam, J. (2011): Regional integration to support full renewable power deployment for Europe by 2050. *Environmental Politics* 20 (5), S. 727–742.
- Payne, J. E. (2010): A survey of the electricity consumption-growth literature. *Applied Energy* 87 (3), S. 723–731.
- PBL (Netherlands Environmental Assessment Agency) (2009): Growing within Limits. A Report to the Global Assembly 2009 of the Club of Rome. Bilthoven: PBL.
- Pennekamp, J. (2011): Wohlstand ohne Wachstum. Ein Literaturüberblick. Köln: Max-Planck-Institut für Gesellschaftsforschung. MPIfG Working Paper 11/1.
- Peukert, H. (2011): Die große Finanzmarkt- und Staatsschuldenkrise. Eine kritisch-heterodoxe Untersuchung. 3., erg. und akt. Aufl. Marburg: Metropolis-Verlag.
- Pollitt, H., Barker, A., Barton, J., Pirgmaier, E., Polzin, C., Lutter, S., Hinterberger, F., Stocker, A. (2010): A Scoping Study on the Macroeconomic View of Sustainability. Final Report for the European Commission, DG Environment. Cambridge, Wien: Cambridge Econometrics, Sustainable Europe Research Institute.
- Priewe, J., Rietzler, K. (2010): Deutschlands nachlassende Investitionsdynamik 1991–2010. Ansatzpunkte für ein neues Wachstumsmodell. Berlin: Friedrich-Ebert-Stiftung.
- PwC (PricewaterhouseCoopers), PIK (Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung), IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis), ECF (European Climate Forum) (2010): 100% renewable electricity. A roadmap to 2050 for Europe and North Africa. London, Potsdam, Laxenburg: PwC, PIK, IIASA, ECF. http://www.pwc.co.uk/pdf/100_percent_renewable_electricity.pdf (06.04.2010).
- Raskin, P. D., Electris, C., Rosen, R. A. (2010): The Century Ahead: Searching for Sustainability. *Sustainability* 2 (2), S. 2626–2651.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraipapp, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R. M., McMichael, T., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R. T., Zakri, A. H., Shidong, Z., Ash, N. J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M. J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J., Zurek, M. B. (2005): Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC: Island Press.
- Reuter, N. (2010): Der Arbeitsmarkt im Spannungsfeld von Wachstum, Ökologie und Verteilung. In: Seidl, I., Zahrt, A. (Hrsg.): Postwachstumsgesellschaft. Konzepte für die Zukunft. Marburg: Metropolis-Verlag. *Ökologie und Wirtschaftsforschung* 87, S. 85–102.
- Reuter, N. (2000): Ökonomik der „Langen Frist“. Zur Evolution der Wachstumsgrundlagen in Industriegesellschaften. Marburg: Metropolis-Verlag.
- Rockström, J., Costanza, R., Will, S. (2011): How defining planetary boundaries can transform our approach to growth. *Solutions* 2 (3). <http://www.thesolutionsjournal.com/node/935> (15.12.2011).
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., Wit, C. A. de, Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461 (7263), S. 472–475.

- Romer, D. (2012): *Advanced macroeconomics*. 4th ed. New York, NY: McGraw-Hill, Irwin.
- Romer, P. M. (1990): Endogenous Technological Change. *Journal of Political Economy* 98 (5,2), S. 71–102.
- Sachs, W., Santarius, T. (2005): *Fair Future. Begrenzte Ressourcen und Globale Gerechtigkeit*. Ein Report. Wuppertal: Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie.
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010a): COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. Montreal: SCBD. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> (19.12.2011).
- SCBD (2010b): *Global Biodiversity Outlook 3. Executive Summary*. Montréal: SCBD. <http://www.cbd.int/gbo/gbo3/doc/GBO3-Summary-final-en.pdf> (19.12.2011).
- Scharpf, F. W. (2011): *Monetary Union, Fiscal Crisis and the Preemption of Democracy*. Köln: Max-Planck-Institut für Gesellschaftsforschung. MPIfG Discussion Paper 11/11.
- Scharpf, F. W. (2006): The Joint-Decision Trap Revisited. *Journal of Common Market Studies* 44 (4), S. 845–864.
- Scherhorn, G. (2010): Hintergrundpapier zur Tagung „Politik in der Wachstumsfalle“. Vortrag, Tagung „Politik in der Wachstumsfalle“, 2.–4.07.2010, Loccum.
- Schmidt-Bleek, F. (2009): Wo bleibt die Faktor-10-Revolution? Die Regierung ist am Zug. *DNR-Themenheft* 2009 (2), S. 4–5.
- Schor, J. B. (2010): *Plenitude. The New Economics of True Wealth*. New York: Penguin Press.
- Schumann, K., Engel, J., Frank, K., Huth, A., Luick, R., Wagner, F. (2010): *Naturschutzstandards für den Biomasseanbau. Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3507 82-150)*. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 106.
- Schütz, H., Bringezu, S. (2008): *Ressourcenverbrauch von Deutschland – aktuelle Kennzahlen und Begriffsbestimmungen. Erstellung eines Glossars zum „Ressourcenbegriff“ und Berechnung von fehlenden Kennzahlen des Ressourcenverbrauchs für die weitere politische Analyse*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 02/08. www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3426.pdf (04.01.2012).
- Seidl, I., Zahrnt, A. (2010a): Staatsfinanzen und Wirtschaftswachstum. In: Seidl, I., Zahrnt, A. (Hrsg.): *Postwachstumsgesellschaft. Konzepte für die Zukunft*. Marburg: Metropolis-Verlag. *Ökologie und Wirtschaftsforschung* 87, S. 179–188.
- Seidl, I., Zahrnt, A. (Hrsg.) (2010b): *Postwachstumsgesellschaft. Konzepte für die Zukunft*. Marburg: Metropolis-Verlag. *Ökologie und Wirtschaftsforschung* 87.
- Simonis, U. E. (2011): „Ökologischer Strukturwandel“ und „Green New Deal“. *Beispiele transformativer Forschung*. Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.
- Solow, R. M. (1997): Reply: Georgescu-Roegen versus Solow-Stiglitz. *Ecological Economics* 22 (3), S. 267–268.
- Solow, R. M. (1974): The Economics of Resources or the Resources of Economics. *The American Economic Review* 64 (2), S. 1–14.
- Solow, R. M. (1968): Ein Beitrag zur Theorie des wirtschaftlichen Wachstums. In: König, H. (Hrsg.): *Wachstum und Entwicklung der Wirtschaft*. Köln: Kiepenheuer & Witsch. *Neue wissenschaftliche Bibliothek* 23, S. 67–96.
- Sorrell, S. (2010): *Energy, Economic Growth and Environmental Sustainability: Five Propositions*. *Sustainability* 2 (6), S. 1784–1809.
- Sorrell, S. (2007): *The Rebound Effect: An assessment of the evidence for economy-wide energy savings from improved energy efficiency*. London: UK Energy Research Centre.
- Spangenberg, J. H. (2010): The growth discourse, growth policy and sustainable development: two thought experiments. *Journal of Cleaner Production* 18 (6), S. 561–566.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011a): *Fischbestände nachhaltig bewirtschaften. Zur Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik*. Berlin: SRU. *Stellungnahme* 16.
- SRU (2011b): *Ökologische Leitplanken setzen, natürliche Lebensgrundlagen schützen – Empfehlungen zum Fortschrittsbericht 2012 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie*. Berlin: SRU. *Kommentar zur Umweltpolitik* 9.
- SRU (2011c): *Vorsorgestrategien für Nanomaterialien*. *Sondergutachten*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2011d): *Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung*. *Sondergutachten*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2009): *Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)*. Berlin: SRU. *Stellungnahme* 14.
- SRU (2008): *Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2007): *Klimaschutz durch Biomasse*. *Sondergutachten*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2002): *Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Steffen, W., Crutzen, P. J., McNeill, J. R. (2007): The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. *AMBIO* 36 (8), S. 614–621.
- Stiglitz, J. E. (1997): Reply: Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics* 22 (3), S. 269–270.
- Stiglitz, J. E., Sen, A., Fitoussi, J.-P. (2009): *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*. http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport_anglais.pdf (05.07.2010).
- Streeck, W. (2011): *Taking Capitalism Seriously: Toward an Institutional Approach to Contemporary Political*

- Economy. Köln: Max-Planck-Institut für Gesellschaftsforschung. MPIfG Discussion Paper 10/15.
- SVR (Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung), CAE (Conseil d'Analyse Economique) (2010): Wirtschaftsleistung, Lebensqualität und Nachhaltigkeit: Ein umfassendes Indikatorensystem. Expertise im Auftrag des Deutsch-Französischen Ministerrates. Paris, Wiesbaden: SVR, CAE. http://www.sachverstaendigenrat-wirtschaft.de/fileadmin/dateiablage/Expertisen/2010/ex10_de.pdf (04.01.2012).
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems & Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Mriehele: Progress Press.
- Thrän, D., Edel, M., Pfeifer, J., Ponitka, J., Rode, M., Knispel, S. (2011): Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung von Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der Biomassenutzung. Leipzig: Deutsches BiomasseForschungsZentrum. DBFZ-Report 4
- Torras, M., Boyce, J. K. (1998): Income, inequality, and pollution: a reassessment of the environmental Kuznets Curve. *Ecological Economics* 25 (2), S. 147–160.
- UNDP (United Nations Development Programme) (2011): Human Development Report 2011. Sustainability and Equity: A Better Future for All. New York: UNDP.
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2011): Towards a GREEN economy. Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication. A Synthesis for Policy Makers. Genf: UNEP.
- UNEP (2010): GREEN economy. Driving a Green Economy Through Public Finance and Fiscal Policy Reform. Genf: UNEP. Working Paper 10.
- UNEP (2007a): Global Environment Outlook 4: environment for development. Valletta: Progress Press. http://www.unep.org/geo/GEO4/report/GEO-4_Report_Full_en.pdf (22.12.2011).
- UNEP (2007b): Global Environment Outlook 4: environment for development. Summary for Decision Makers. Valletta: Progress Press.
- UNEP, IPSRM (International Panel for Sustainable Resource Management) (2010): Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials. Nairobi: UNEP, IPSRM. http://www.unep.org/resourcepanel/documents/pdf/PriorityProductsAndMaterials_Report_Full.pdf (16.07.2010).
- Veenhoven, R. (2012): World Database of Happiness: Continuous register of scientific research on subjective appreciation of life. Rotterdam: Erasmus University. <http://www1.eur.nl/fsw/happiness/> (30.01.2012).
- Victor, P. A. (2010): Ecological economics and economic growth. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1185, S. 237–245.
- Victor, P. A. (2008): *Managing without Growth. Slower by Design, Not Disaster*. Cheltenham, Northampton, Mass.: Edward Elgar.
- Victor, P. A., Rosenbluth, G. (2007): *Managing without growth*. *Ecological Economics* 61 (2–3), S. 492–504.
- Vohland, K., Mlambo, M. C., Horta, L. D., Jonsson, B., Paulsch, A., Martinze, L. I. (2011): How to ensure a credible and efficient IPBES? *Environmental Science & Policy*. 14 (8), S. 1188–1194.
- Walker, B., Salt, D. (2006): *Resilience thinking. Sustaining Ecosystems and People in a Changing World*. Washington, DC: Island Press.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2011): *Welt im Wandel. Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation*. Hauptgutachten. Berlin: WBGU.
- WBGU (2009): *Welt im Wandel. Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung*. Berlin: WBGU.
- WBGU (2005): *Welt im Wandel. Armutsbekämpfung durch Umweltpolitik*. Berlin: Springer.
- WBGU (2000): *Welt im Wandel. Neue Strukturen globaler Umweltpolitik*. Berlin: Springer.
- WBGU (1997): *Ziele für den Klimaschutz 1997. Stellungnahme zur dritten Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention in Kyoto*. Berlin: WBGU.
- Weizsäcker, E. U. von, Hargroves, K., Smith, M. (2010): *Faktor Fünf: Die Formel für nachhaltiges Wachstum*. München: Droemer.
- Welzer, H. (2011): *Mentale Infrastrukturen. Wie das Wachstum in die Welt und in die Seelen kam*. Berlin: Heinrich-Böll Stiftung. Schriften zur Ökologie 14.
- Westley, F., Olsson, P., Folke, C., Homer-Dixon, T., Vredenburg, H., Looibach, D., Thompson, J., Nilsson, M., Lambin, E., Sendzimir, J., Banerjee, B., Galaz, V., Leeuw, S. van der (2011): *Tipping Toward Sustainability: Emerging Pathways of Transformation*. *AMBIO* 40 (7), S. 726–780.
- Wilkinson, R., Pickett, K. (2010): *The Spirit Level. Why Equality is Better for Everyone*. London: Penguin.
- Wurzel, R. W. (2002): *Environmental policy-making in Britain, Germany and the European Union. The Europeanisation of air and water pollution control*. Manchester: Manchester University Press.
- WWF (World Wide Fund for Nature), Ecofys, OMA (Office for Metropolitan Architecture) (2011): *The Energy Report. 100% Renewable Energy by 2050*. Gland: WWF.
- WWF, Zoological Institute of London, Global Footprint Network (2010): *Living Planet Report 2010. Biodiversität, Biokapazität und Entwicklung*. Gland, London, Oakland, Calif.: WWF, Institute of Zoology, Global Footprint Network.

Wohlfahrt und Ressourcennutzung entkoppeln

Kapitel 2

Inhaltsverzeichnis

	Seite
2 Metallische und mineralische Rohstoffe	67
2.1 Problemstellung	67
2.2 Umweltauswirkungen der Rohstoffwirtschaft	68
2.2.1 Auswirkungen auf die biologische Vielfalt	69
2.2.2 Toxische Wirkungen für Mensch und Umwelt	71
2.2.3 Wirkungen auf Grund- und Oberflächenwasser	72
2.2.4 Auswirkungen auf den Energieverbrauch	72
2.2.5 Zwischenfazit	72
2.3 Ziele und Handlungsansätze einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft	73
2.3.1 Plädoyer für ein zweifaches Entkopplungskonzept	73
2.3.2 Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Wohlfahrt	75
2.3.3 Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Umweltauswirkungen	77
2.3.4 Zieldefinition	78
2.3.5 Indikatoren für Entkopplungsziele	78
2.4 Wege zu einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft: Instrumente	82
2.4.1 Bergrecht, Naturschutz- und Wasserrecht	82
2.4.2 Ökonomische Anreizinstrumente	85
2.4.3 Instrumente für die Kreislaufführung von Rohstoffen	87
2.4.4 Internationale Ansätze	89
2.5 Fazit und Empfehlungen	92
2.6 Literatur	94

Abbildungen

Abbildung 2-1	Umweltauswirkungen entlang der Wertschöpfungskette .	68
Abbildung 2-2	Weltweite Entnahme von mineralischen und metallischen Rohstoffen 1900 bis 2009	69
Abbildung 2-3	Erzgehalte in Nickel- und Kupferminen 1885 bis 2010 . .	70
Abbildung 2-4	Produktion 2010 weltweit und Energiebedarf für die Gewinnung ausgewählter Primärmetalle	73
Abbildung 2-5	Die zwei Entkopplungsziele einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft	74

	Seite
Abbildung 2-6 Hauptumweltbelastungen und -effizienzpotenziale entlang der Wertschöpfungskette	75
Abbildung 2-7 Wege der Rohstoffe im Wirtschaftssystem	79
 Tabellen	
Tabelle 2-1 Übersicht relevanter Materialflussindikatoren	80
Tabelle 2-2 Handlungsansätze, Instrumente und Anwendungsbeispiele zur Erreichung der Entkopplungsziele	83

2 Metallische und mineralische Rohstoffe

2.1 Problemstellung

99. Natürliche Ressourcen dienen als Lebensgrundlage und sind Basis der Wirtschaft. Unter Ressourcen sind dabei sowohl Wasser, Boden und Luft als auch biotische (z. B. Holz) und abiotische Rohstoffe (z. B. Metalle, Minerale, fossile Energieträger) zu verstehen. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Eigenschaften und Verwendungszwecke verschiedener Ressourcen ist eine differenzierte Betrachtung sinnvoll. Im vorliegenden Kapitel soll die derzeitige Bewirtschaftung der abiotischen, nicht-fossilen Rohstoffe (d. h. metallisch und mineralisch) kritisch analysiert werden. Bei der Bewirtschaftung dieser Rohstoffe kann es zu schwerwiegenden Umweltfolgen kommen. Verschärfend kommt hinzu, dass der Bedarf an Metallen und mineralischen Rohstoffen national und international rapide ansteigt (vgl. Tz. 104). Der Nachfrageboom sorgt bei einigen Rohstoffen zumindest für vorübergehende Knappheiten und Preissteigerungen. Dies macht ein Vordringen in immer tiefer gelegene Erdschichten und die Erschließung von Minen mit deutlich niedrigeren Erzkonzentrationen wirtschaftlich. Gleichzeitig steigt der Explorationsdruck in ökologisch sensiblen Regionen. Ziel dieses Kapitels ist es, die ökologischen Folgen, die sich aus diesen Entwicklungen ergeben, näher zu beleuchten und geeignete Maßnahmen zu untersuchen, die einen umweltverträglicheren Umgang mit abiotischen, nicht-fossilen Rohstoffen ermöglichen.

100. Auf europäischer Ebene wird die Rohstofffrage durchaus als drängend wahrgenommen: Die Leitinitiative „Ressourcenschonendes Europa“ (Europäische Kommission 2011f), die Kommissionsmitteilung „Grundstoffmärkte und Rohstoffe: Herausforderungen und Lösungsansätze“ (Europäische Kommission 2011d), die europäische Rohstoffinitiative (Europäische Kommission 2008b), der „Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa“ (Europäische Kommission 2011c) und der aktuelle Bericht des Europäischen Parlamentes über eine erfolgreiche Rohstoffstrategie für Europa (Europäisches Parlament – Ausschuss für Industrie, Forschung und Energie 2011) belegen dies. Das Ziel dieser Dokumente ist jedoch in erster Linie die Versorgungssicherheit durch einen ungestörten Zugriff auf Rohstoffe, während ökologische und soziale Konsequenzen der Rohstoffwirtschaft nur unzureichend berücksichtigt werden. Lediglich der Bericht des europäischen Parlamentes greift Fragen der Verbrauchssenkung, des Recyclings, der Instrumentierung sowie der Verantwortlichkeiten für Umweltwirkungen in Förderländern auf. Auch die Rohstoffstrategie der Bundesregierung verfolgt vor allem das Ziel einer bedarfsgerechten Versorgung der Industrie mit Rohstoffen und blendet ökologische Aspekte weitestgehend aus (BMWi 2010). Das Deutsche Ressourceneffizienzprogramm (ProgRes) unter Federführung des

Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) ergänzt die Strategie und greift dabei nun auch die ökologische Dimension der Rohstoffpolitik auf (BMU 2011a). Der Schwerpunkt des Programms liegt auf Handlungsansätzen für einen effizienteren Umgang mit Rohstoffen, der für eine umweltverträglichere Rohstoffwirtschaft wesentlich, jedoch allein nicht ausreichend ist.

Dieses Kapitel wird belegen, dass insbesondere die Umweltdimension in der Gewinnungsphase (vgl. Kap. 2.2) sowie die Potenziale einer besseren Verknüpfung der Rohstoff- und Abfallpolitik stärker berücksichtigt werden müssen. Durch den Ausbau der Kreislaufführung von Rohstoffen bestehen in einer Volkswirtschaft große Chancen für die Sicherung der Versorgung (RNE 2011). Derzeit werden die Vorgaben der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG in deutsches Recht umgesetzt. Die Novellierung der Richtlinie über Elektro- und Elektronik-Altgeräte 2002/96/EG (engl. Waste Electrical and Electronic Equipment Directive – WEEE-Richtlinie) wird aber sehr kontrovers diskutiert (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2012). Außerdem stehen derzeit die niedrigen Recyclingraten vieler Rohstoffe (MOSS et al. 2011) im Fokus (UNEP 2011).

101. Eine umweltverträgliche Ausgestaltung der deutschen Rohstoffpolitik stellt insbesondere deshalb eine Herausforderung dar, weil Deutschland einen großen Teil der in der Wirtschaft genutzten Rohstoffe importiert. Während mineralische Rohstoffe wie Sand und Kies weitgehend in Deutschland gefördert und verarbeitet werden (BGR 2010), muss nahezu die gesamte Menge an metallischen Rohstoffen aus dem Ausland eingeführt werden. So können die mit dem nationalen Abbau von mineralischen Rohstoffen verbundenen Umweltwirkungen direkt überwacht und reguliert werden, die durch metallische Rohstoffe verursachten Umweltfolgen dagegen liegen weitgehend außerhalb des direkten Einflussbereichs Deutschlands. In vielen Förderländern liegen die Sozial- und Umweltstandards deutlich unter den in Deutschland geltenden Anforderungen. Die Problematik angemessener Arbeits- und Sozialbedingungen kann in diesem Gutachten nicht ausgeführt werden, sollte von der Bundesregierung aber mit gleicher Intensität wie eine Minimierung der Umweltwirkungen vorangetrieben werden.

102. Eine Richtungsänderung der Rohstoffpolitik, die zur Reduzierung der Umweltauswirkungen der Rohstoffwirtschaft führt, hat zahlreiche ökologische Vorteile: Sie reduziert die Belastungen für die biologische Vielfalt, die toxischen Folgen für Mensch und Umwelt sowie den Verbrauch von Energie und Wasser. Gleichzeitig ist eine umweltverträgliche Rohstoffwirtschaft mit ökonomischen Chancen verbunden. Rohstoffeffizienz reduziert den Be-

darf an endlichen und teurer werdenden Rohstoffen und sie verringert die Abhängigkeit von Importen aus unsicheren Versorgungsquellen. Die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Industrie wird sich dabei nicht nur durch eine rohstoffeffizientere Produktion und die damit verbundenen Kosteneinsparungen erhöhen, sondern auch zu weltweiten Absatzmöglichkeiten durch den Export zukunftsfähiger Technologien führen. Eine Stärkung der Kreislaufwirtschaft kann zudem neue Arbeitsplätze in Deutschland schaffen.

2.2 Umweltauswirkungen der Rohstoffwirtschaft

103. Im Folgenden werden unter dem Begriff der Rohstoffwirtschaft alle Stufen der Wertschöpfungskette zusammengefasst (s. Abb. 2-1). Die Rohstoffgewinnung umfasst den Abbau und die Aufbereitung (Extraktion). Unter der Rohstoffverarbeitung werden die Grundstoff- und Güterproduktion verstanden, die Rohstoffnutzung umschreibt die Konsum- und Entsorgungsphase. Der Rohstoffverbrauch ist die messbare Menge an Rohstoffen, die in der volkswirtschaftlichen Produktion verwendet wird.

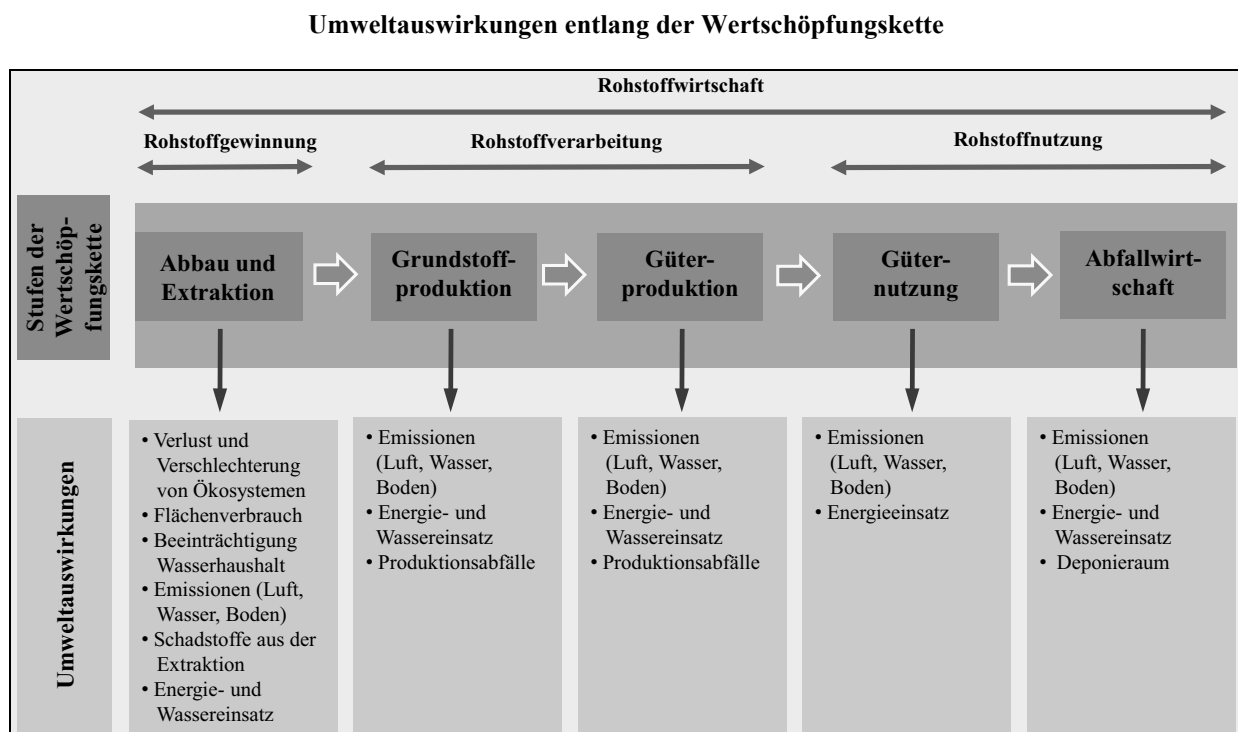
Die zunehmende Entnahme und Nutzung von Rohstoffen führt über die gesamte Wertschöpfungskette zu Umweltbelastungen (Abb. 2-1). Die schwerwiegendsten Belastungen fallen in die ersten drei Stufen der Wertschöpfungskette. Bei der Rohstoffgewinnung findet ein Flächen- und Naturverbrauch statt. Gleichzeitig kommt es zum Austrag

der geförderten Rohstoffe selbst (z. B. Bleistäube), von (z. B. radioaktiven) Begleitstoffen bzw. von zum Abbau eingesetzten Hilfsstoffen (z. B. Cyanid und Quecksilber bei der Gewinnung von Gold). Die Grundstoff- und Güterproduktion erfordert häufig einen hohen Energie- und Wassereinsatz und führt zu Emissionen von Schadstoffen, die Mensch und Natur belasten. Schließlich werden aus den Stoffströmen Abfallmengen, die einerseits unvollständig recycelt werden, andererseits die Umwelt bei unsachgemäßer Beseitigung schädigen können (SANDER und SCHILLING 2011).

Die Folgen der Rohstoffnutzung sind zunächst lokal und regional begrenzt – mit Ausnahme der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen), die aus dem hohen Energieverbrauch bei der Gewinnung und Verarbeitung resultieren. Entwicklungs- und Schwellenländer mit unzureichenden Umweltstandards sind von den negativen Auswirkungen in Folge der Rohstoffentnahme besonders betroffen. Auch in Deutschland ist der Abbau von Rohstoffen wie Kies und Sand nicht ohne negative Folgen für die Umwelt (MESSNER und SCHOLZ 2000). Aufgrund der Kumulation der negativen lokalen Belastungen ist in Folge der globalen Rohstoffentnahme von einem ubiquitären Problem zu sprechen, das zwar zunächst nur lokal zu Belastungen führt, in der Summe aber ein Problem von globalem Ausmaß darstellt.

104. Das Bewusstsein für die Auswirkungen des Rohstoffabbaus ist aufgrund einer fehlenden zentralen Dokumentation (von Menge, Herkunft, Gewinnungsverfahren usw.) wenig ausgeprägt. Die Umweltauswirkungen in

Abbildung 2-1



SRU/UG 2012/Abb. 2-1

Entwicklungs- und Schwellenländern sind nicht systematisch quantifizierbar, während die Risiken im europäischen Umfeld aufgrund bestehender Regulierungen als beherrschbar gelten können. Unstreitig ist jedoch, dass die Belastungen mit einer steigenden Nachfrage weiter anwachsen. Seit Anfang der 1990er-Jahre hat sich die weltweite Entnahme von mineralischen und metallischen Rohstoffen auf 35 Mrd. t verdoppelt (Abb. 2-2). Für das mit entnommene, nicht verwertete Material (taubes Gestein u. ä.) können etwa 40 % hinzugerechnet werden (SERI 2009).

Wenn sich der gegenwärtige Trend fortsetzt, ist bis 2030 mit einer weltweiten Entnahme und Nutzung von mineralischen und metallischen Rohstoffen von circa 50 Mrd. t zu rechnen (SERI 2009). Treiber dieses Wachstums ist insbesondere die steigende Nachfrage in aufstrebenden Schwellenländern wie China, Indien oder Brasilien.

Bei einer Erschließung von Vorkommen mit immer niedrigeren Konzentrationen (Abb. 2-3) verschärfen sich die Umweltauswirkungen aufgrund des höheren Energieaufwands der Förderung, der aufwendigeren Aufbereitung der Rohstoffe sowie der steigenden Abraummassen.

Eine weltweit steigende Rohstoffnachfrage erhöht den Druck auf Regionen, die sehr sensibel auf anthropogene

Einflüsse reagieren (wie z. B. die Arktis), und lokal auf Schutzgebiete und deren unmittelbare Umgebung.

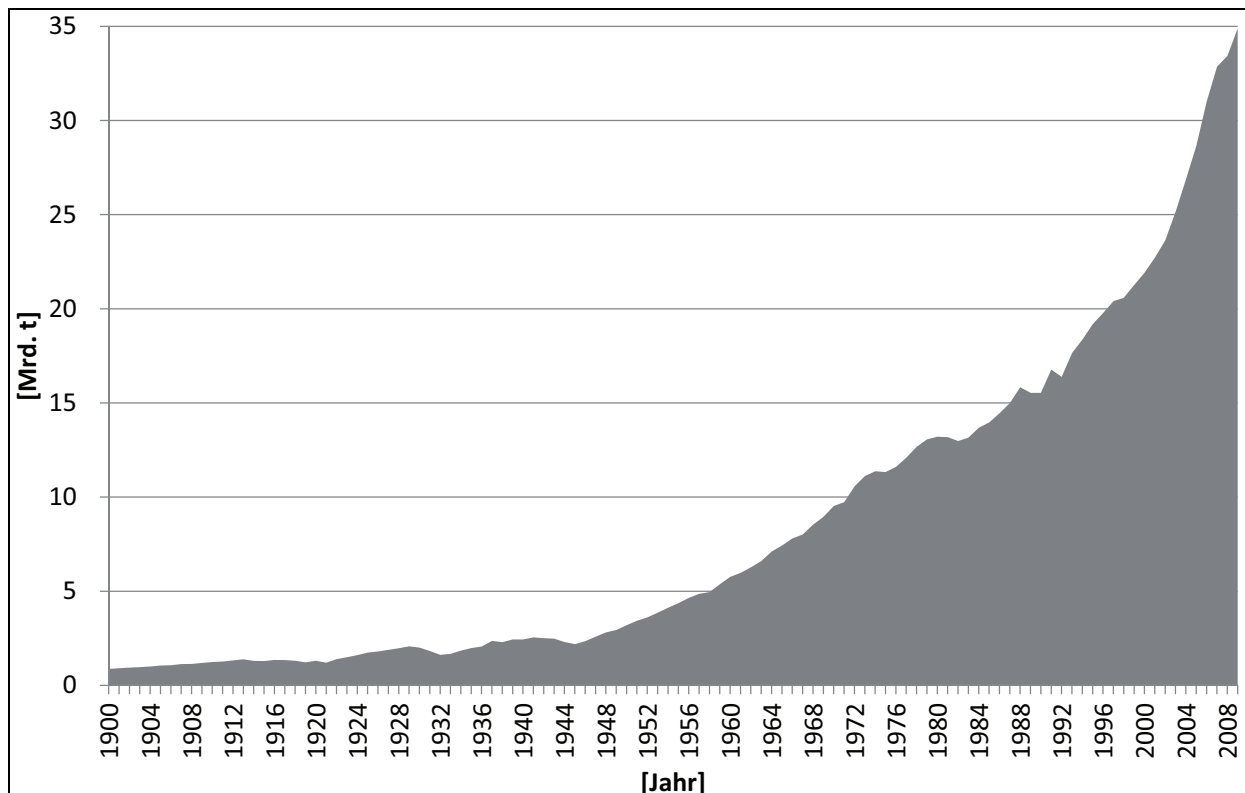
Im Folgenden werden qualitativ die negativen Umweltauswirkungen der Rohstoffwirtschaft auf die biologische Vielfalt, die toxischen Folgen für Mensch und Natur sowie der Energieverbrauch der Rohstoffwirtschaft dargestellt. Die Auswirkungen der Rohstoffgewinnung in marinen und bislang noch weitgehend unerforschten Gebieten wie der Tiefsee können in diesem Rahmen nicht betrachtet werden.

2.2.1 Auswirkungen auf die biologische Vielfalt

105. Der Abbau von Rohstoffen stellt immer einen Eingriff in das jeweilige Ökosystem mit Auswirkungen auf die lokale Biodiversität dar. Er führt nicht nur zur Entnahme wertvoller Rohstoffe, sondern setzt außerdem große Massen weiterer, ungenutzter Stoffe in Bewegung, die auch abgebaut werden müssen, um an die gewünschten Stoffe zu gelangen. So fallen beispielsweise in Kanada zur Herstellung von 1 t Kupfer 99 t Abraum an, die ebenfalls extrahiert werden (SDWF 2011). Der mit dem Abbau verbundene Flächenverbrauch kann zu deutlichen Veränderungen der betroffenen Ökosysteme und zu einem Verlust der lokalen biologischen Vielfalt führen. Neben der Zerstörung von Lebensräumen können Belastun-

Abbildung 2-2

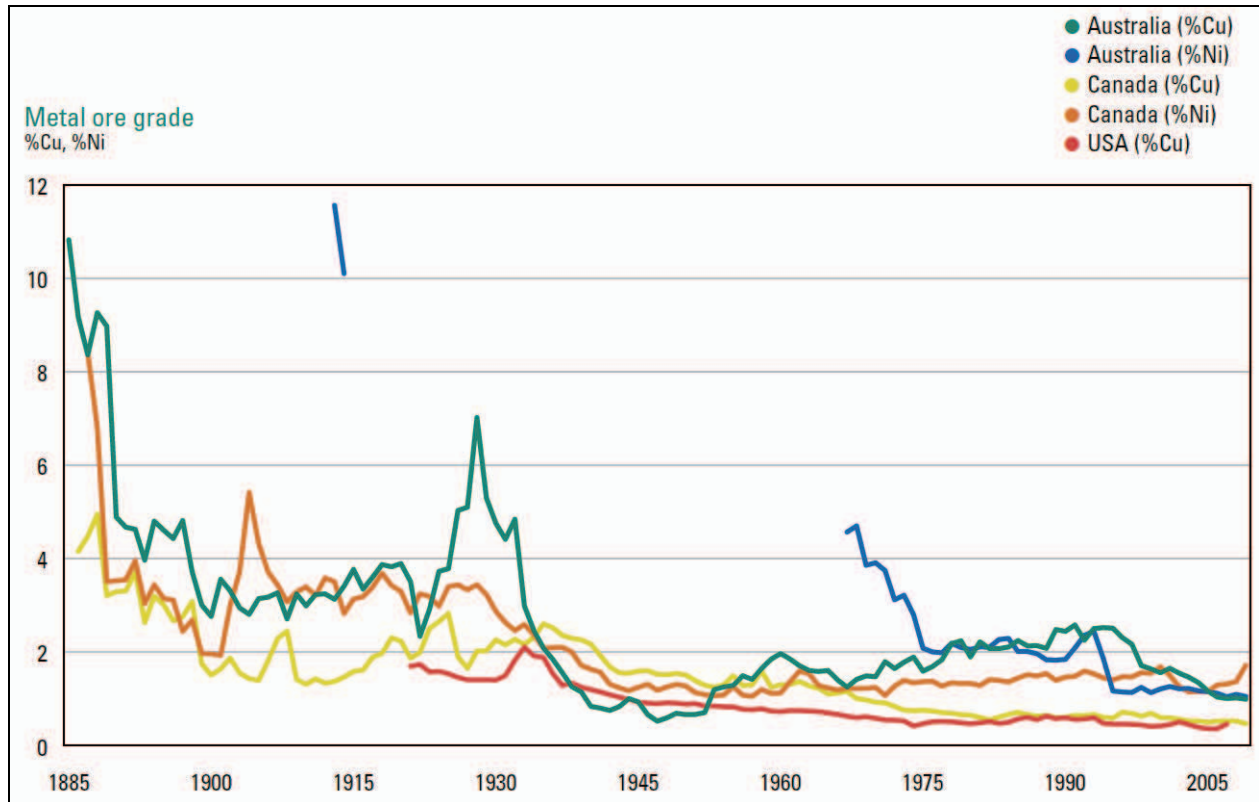
Weltweite Entnahme von mineralischen und metallischen Rohstoffen 1900 bis 2009



SRU/UG 2012/Abb. 2-2; Datenquelle: KRAUSMANN et al. 2009

Abbildung 2-3

Erzgehalte in Nickel- und Kupferminen 1885 bis 2010



Quelle: FISCHER-KOWALSKI et al. 2011, S. 24

gen durch Emissionen wie Lärm, Staub und Schadstoffe, aber auch drastische Veränderungen des Wasserhaushalts und des Landschaftsbildes entstehen. Die Erheblichkeit der Auswirkungen hängt neben der Art und dem Umfang des Eingriffs von seiner Dauer, seiner Intensität und dem Zeitpunkt, zu dem er stattfindet, ab. Entscheidend sind weiterhin die Widerstandsfähigkeit (Resilienz) des jeweiligen Ökosystems sowie seine Naturnähe (Europäische Kommission 2011b). Je nach Art des Eingriffs ist der Einfluss nicht nur auf die eigentliche Abbaufäche beschränkt, sondern umfasst auch die für den Abbau benötigte Infrastruktur wie Straßen oder Lagerflächen und angrenzende Gebiete zum Beispiel durch Emissionen oder Grundwasserabsenkung.

106. Mit steigenden Rohstoffpreisen wird die Erschließung neuer Abbaugelände lukrativer. Eine satellitengestützte Studie konnte beispielsweise zeigen, dass die Abholzung des peruanischen Regenwaldes – einem weltweiten „Biodiversitäts-Hotspot“ – parallel zum steigenden Goldpreis zunimmt. Zwischen 2003 und 2009 vervielfachten sich sowohl der Goldpreis als auch die jährlich abgeholzte Fläche. Gleichzeitig stiegen die Importe von Quecksilber, das im Kleinbergbau zur Goldgewinnung verwendet und dabei zu großen Teilen freigesetzt wird (SWENSON et al. 2011).

In Deutschland werden vor allem mineralische Baustoffe (Sande, Kiese, Steine) und fossile Energieträger (Kohle,

Erdgas) gefördert. Dabei gelten bereits hohe Umweltstandards sowohl beim Abbau als auch für die Folgenutzung. Diese Abbaufächen können als Rohbodenstandorte von Bedeutung für seltene Pionierarten sein (NABU 2004). Dennoch kann es auch hier zu Auswirkungen durch die Zerstörung von (natürlichen) Ökosystemen, Belastungen durch Emissionen wie Lärm und Staub, aber auch durch Veränderungen des Wasserhaushalts und des Landschaftsbildes kommen. Beträchtliche Auswirkungen auf den Wasserhaushalt hat der Nassabbau von Kies, bei dem nach dem Abtragen der Deckschichten das Grundwasser freigelegt wird und es leicht zu Einträgen von Schadstoffen und zur Verschlechterung der Grundwasserqualität kommen kann (MESSNER und SCHOLZ 2000). Ökonomisch abbauwürdige Kiesvorkommen liegen oft in den Auen großer Fließgewässer, die durch den sinkenden Grundwasserstand infolge des Kiesabbaus austrocknen und dadurch zerstört werden können. 90 % dieser naturschutzfachlich wertvollen Lebensräume sind aufgrund intensiver Nutzungen bereits deutlich bis sehr stark verändert (BMU und BfN 2009). Wird Kies im Trockenverfahren abgebaut, kann der Tagebau nach dem Abbau wieder verfüllt oder – wie in den meisten Fällen in Deutschland – geflutet werden. Dadurch entstehen zwar Sekundärhabitats, die aber aufgrund ihrer Attraktivität häufig als Naherholungsgebiete (Baggersee) genutzt werden. Der dadurch entstehende Besucherdruck schränkt die Bedeutung für den Naturschutz ein (NABU 2004).

Durch umsichtige Auswahl der Abbaugebiete und eine spätere Renaturierung bzw. Rekultivierung können die Umweltbelastungen vermindert und Lebensräume gesichert oder gezielt als naturschutzfachlich wertvolle Sekundärhabitats entwickelt werden (NABU 2004). Ein Eingriff in den Naturhaushalt ökologisch höchst sensibler Gebiete wie zum Beispiel dem Regenwald und Gebieten mit hohem Schutzstatus oder in noch weitgehend unerforschten Gebieten wie der Tiefsee (van DOVER 2011) kann jedoch zu irreversiblen Belastungen und unverhältnismäßig großen Schäden führen.

2.2.2 Toxische Wirkungen für Mensch und Umwelt

107. Die akuten toxischen Wirkungen der Rohstoffwirtschaft rücken vor allem durch spektakuläre Ereignisse wie Dammbrüche in Absetzanlagen von metallurgischen Schlämmen (Baia-Mare/Rumänien, Aznalcóllar/Spainien) ins öffentliche Bewusstsein. Die schleichenden Folgen dagegen werden kaum wahrgenommen, da sie häufig zeitlich verzögert auftreten, kaum dokumentiert werden und sich vor allem nicht eindeutig einer einzelnen Ursache zuordnen lassen. Sie können jedoch ebenfalls schwerwiegende Schäden an Mensch und Natur verursachen.

Arbeits- und Umwelttoxizität

108. Der Bergbau und die Aufbereitung von Erzen gehören weltweit zu den größten Einzelquellen von Umweltgiften (HARRIS et al. 2011). Gesundheitsschäden infolge der Rohstoffgewinnung entstehen zunächst für die Bergleute, die aufgrund unzureichender Sicherheitsstandards häufig an Krankheiten wie Staublunge, Asthma oder schleichenden Vergiftungen leiden bzw. Unfallgefahren ausgesetzt sind (SERI 2009). Auch bei der Verarbeitung von Rohstoffen und der Entsorgung von Reststoffen kann es zu Schadstoffemissionen und -immissionen kommen, insbesondere wenn veraltete Technologien benutzt werden. Im Klein- und Kleinstbergbau werden zum Beispiel in der Goldgewinnung Verfahren angewendet, die zu erheblichen Quecksilberemissionen führen. Nach Schätzungen werden etwa ein Drittel (etwa 1 000 t/a) der weltweiten Quecksilberemissionen bei der Gewinnung von Gold im Klein- und Kleinstbergbau verursacht, der 15 % der jährlichen weltweiten Goldproduktion ausmacht (TELMER und VEIGA 2009; Artisanal Gold Council 2011). Die Umweltfolgen der Quecksilberemissionen sind die biogene Bildung des viel toxischeren organischen Quecksilbers, das weiträumig und über Jahrzehnte die Gewässer und die Fische kontaminiert und damit die menschliche Gesundheit gefährdet. Seltene Erden sind häufig mit radioaktivem Thorium vergesellschaftet, das gemeinsam mit weiteren toxischen Abfallprodukten in kilometerlangen Auffangbecken lagert. In Australien (Mount Weld) liegt das weltweit größte Vorkommen seltener Erden außerhalb Chinas. Die dort abgebauten Erze werden nach Malaysia transportiert (SCHÜLER et al. 2011), wo auch die radioaktiv belasteten Abfälle aus der Aufbereitung abgelagert werden.

Betroffen von den negativen Auswirkungen sind nicht nur die Arbeiter, sondern auch die Anwohner. Hier bestehen starke Belastungen durch Grundwasser- und Luftverschmutzung. So enthält der Staub, der beim Abbau und Transport entsteht, häufig hohe Dosen Arsen, Blei, andere Schwermetalle oder auch Radionuklide.

Die Arbeits- und Umwelttoxizität der Rohstoffgewinnung und -verarbeitung ist international ein unzureichend behandeltes Problem. Da die Gesundheitsgefahren der Rohstoffförderung meist weit weg von den Verbrauchern in den Industrienationen liegen, fehlt diesen häufig ein Bewusstsein dafür. Das Blacksmith Institute veröffentlicht gemeinsam mit Green Cross jedes Jahr ein Gutachten über die am stärksten verschmutzten Orte der Welt, die schlimmsten Verursacher von Schadstoffemissionen oder die gefährlichsten Schadstoffe (GRANT et al. 2006; BLOCK et al. 2007; ERICSON et al. 2008; BLOCK und HANRAHAN 2009; McCARTOR und BECKER 2010). Ein Großteil dieser Belastungen steht in direktem oder indirektem Zusammenhang mit der Rohstoffgewinnung und -verarbeitung. Nach den Untersuchungen sind mehr als hundert Millionen Menschen Schadstoffbelastungen ausgesetzt, die über den international empfohlenen Gesundheitsstandards liegen. Damit sind im internationalen Vergleich durch Rohstoffnutzung etwa so viele Menschen gesundheitlich betroffen wie von Krankheiten wie Tuberkulose, Malaria und HIV/AIDS. Die Folgen sind physische und mentale Behinderungen, Atemwegserkrankungen, Fehl- und Frühgeburten, verminderte Intelligenz, Organfunktionsstörungen, neurologische Fehlfunktionen, Krebserkrankungen und verringerte Lebenserwartungen (McCARTOR und BECKER 2010).

Ökotoxizität

109. Eine langfristige und weiträumige Gefährdung der Natur stellt die Kontaminierung des Grund- und Oberflächenwassers, der Luft und des Bodens mit toxischen Stoffen dar. Das Abwasser aus Grubenraum oder Abraumbalden kann äußerst säurehaltig sein und hohe Konzentrationen gelöster Schwermetalle enthalten. Vier Hauptformen der Belastung von Wasser durch den Bergbau können unterschieden werden (SDWF 2011): sogenannte „Acid Mine Drainage“ (saure, schwermetallhaltige Grubenwässer), Kontamination mit Schwermetallen (z. B. Arsen, Kobalt, Kupfer, Cadmium, Blei, Silber, Zink), chemische Verschmutzung (z. B. mit Cyanid, Schwefelsäure), Erosion des nicht bewachsenen Bodens und anschließende Sedimentation. Das Trinkwasser kann so durch Schadstoffe belastet und auch für die Bewässerung landwirtschaftlicher Böden unbrauchbar werden.

Die Hauptverschmutzung der Luft entsteht durch Staubbelastung während des Abbaus und des Transports von Rohstoffen (AEA Energy & Environment 2008). Die Aufbereitung ist meist mit dem Einsatz fossiler Energieträger verbunden, sodass es auch zu NO_x und SO₂-Emissionen kommt. Stoffeinträge über Luft und Wasser in Böden können auch in größerer Entfernung zu den eigentlichen Abbaufeldern stattfinden. Beispielsweise sind in China 10 % der landwirtschaftlichen Fläche mit Schwer-

metallen belastet. Dabei spielt insbesondere die Belastung mit Blei eine große Rolle, aber auch die Grenzwerte für Cadmium und Zink werden auf vielen Flächen überschritten (BUCKLEY 2011).

2.2.3 Wirkungen auf Grund- und Oberflächenwasser

110. Bei der Gewinnung von Rohstoffen unter Tage ist die Absenkung des Grundwassers häufig zwingend notwendig, wodurch – abhängig von den jeweiligen hydrologischen und klimatischen Bedingungen – der Haushalt sowohl des Oberflächen- als auch des Grundwassers beeinflusst werden. Veränderungen des Grundwassers können sich auch in weiter Entfernung von den Minen auswirken (SDWF 2011). Bei der weiteren Aufbereitung und Verarbeitung der Rohstoffe wird Wasser für Trenn- und Waschverfahren sowie zur Kühlung (direkte Nutzung) und indirekt bei der Stromerzeugung in Anspruch genommen (NORGATE 2010). Der Wasserverbrauch steigt analog zum Energieverbrauch (s. Abschn. 2.2.4) mit abnehmendem Erzgehalt.

In Chile werden beispielsweise jährlich 57 Mio. m³ Wasser für die Kupferaufbereitung verwendet (GLOKAL Change 2011), was insbesondere in einer extrem trockenen Zone wie der Atacama-Wüste, in der Chiles größte Kupfermine liegt, zwangsläufig zu einer Veränderung des Wasserhaushaltes führt. Problematisch ist dabei einerseits die Kontamination des Wassers, andererseits der Wasserverlust durch Verdunstung bei der Schlamm Lagerung. Der Wasserbedarf zur Aufbereitung von Erzen bei der Kupfergewinnung beträgt circa 4 bis 10 m³/t Roherz (WECOBIS 2011b) (Weltproduktion 2010: 16,2 Mio. t (USGS 2011)). Bei der Herstellung von 1 t Aluminium (Weltproduktion 2010: 41 Mio. t (USGS 2011)) fallen sogar bis zu 57 m³ Abwasser an (WECOBIS 2011a).

Auch die Gewinnung von Lithium, das als Batteriegrundstoff eine relevante Rolle für den Ausbau der Elektromobilität spielt, kann zu erheblichen Umweltbeeinträchtigungen führen. Bolivien verfügt über die weltweit größten Vorräte – 6 bis 9 Mio. t auf 10.000 km² Salztonebene in 3.600 m Höhe –, deren Erschließung derzeit vorbereitet wird (HONOLD 2010). Für eine Gewinnung wird lithiumhaltige Lauge, die unterhalb der Ebene liegt, an die Oberfläche gepumpt und durch Verdunstung konzentriert. Die Hochebene ist jedoch gleichzeitig das wichtigste Wassereinzugsgebiet der Region, von dem die Landwirtschaft abhängt. Schon heute herrscht dort Wassermangel, die Wasserreserven gelten als nicht erneuerbar, da die Grundwasserneubildung lange Zeiträume benötigt. Auswirkungen einer Lithiumgewinnung wären neben der Zerstörung von Ökosystemen der hohe Wasserverbrauch, Abwässer und Luftverunreinigungen (z. B. Lithiumcarbonat) (Global 2000 und SERI 2011; FEIL und RÜTTINGER 2010).

2.2.4 Auswirkungen auf den Energieverbrauch

111. Die Gewinnung und Weiterverarbeitung von Rohstoffen sind sehr energieaufwendige Prozesse. Allein der

Bergbau ist für ungefähr 7 % des weltweiten Energieverbrauchs verantwortlich (MACLEAN et al. 2010). Für die Bereitstellung dieser Energie werden meist fossile Energieträger genutzt. Bei abnehmenden Erzkonzentrationen in den Minen ist zukünftig, insbesondere aufgrund der größeren Mengen zu entsorgender Reststoffe und der Notwendigkeit immer tieferer Bohrungen, mit einem weiteren Anstieg des Energieverbrauchs zu rechnen (NORGATE 2010). Diese Entwicklung ist zum Beispiel bei Gold schon heute deutlich zu erkennen (FISCHER-KOWALSKI et al. 2011). MACLEAN et al. (2010) kommen daher in Modellszenarien zu dem Schluss, dass vor allem der Energieverbrauch – neben lokaler Wasserknappheit und Flächenverbrauch – zu einem einschränkenden Faktor der Metallproduktion zu werden droht.

Abbildung 2-4 zeigt den Energiebedarf für die Gewinnung und Aufbereitung einzelner Rohstoffe in Verbindung mit den weltweit geförderten Mengen. Die Aufbereitung von Massenmetallen wie zum Beispiel Kupfer oder Stahl hat einen vergleichsweise geringen Energiebedarf, diese werden aber in viel größeren Mengen gefördert bzw. produziert. Der absolute Energieaufwand ist daher deutlich höher.

Steigende Energiepreise machen das Recycling der Massenmetalle schon heute attraktiv (s. Tz. 120 ff.). Stahl, Kupfer und Aluminium stehen in lohnenden Mengen, ausreichender Qualität und mit den vorhandenen Techniken rückgewinnbar zur Verfügung (WVM 2011). Der Energieaufwand für die Herstellung von Sekundärmetallen beträgt für Aluminium beispielsweise nur 5 % und für Kupfer 29 % der Primärproduktion (FRISCHENSCHLAGER et al. 2010).

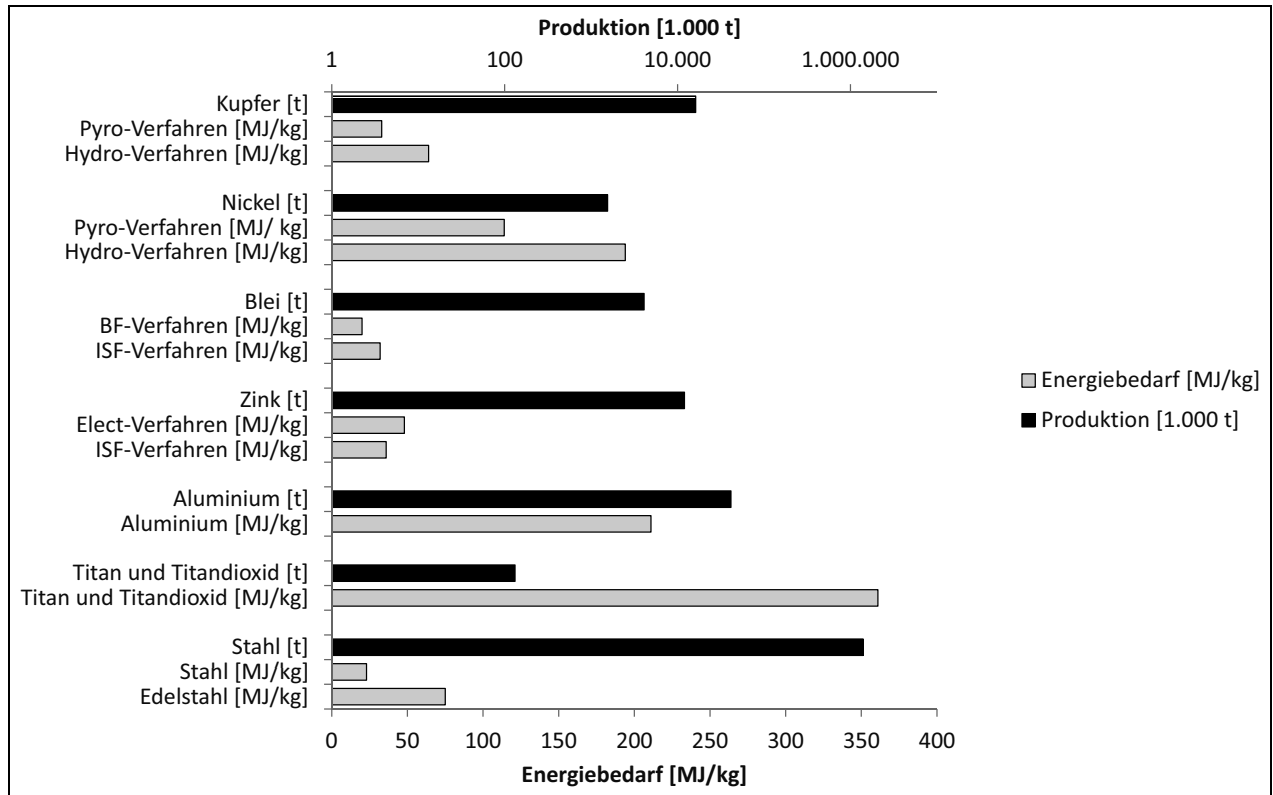
112. Energierelevant ist bei den mineralischen Rohstoffen trotz der hohen Fördermengen weniger die Phase der Gewinnung. Die dabei entstehenden THG-Emissionen sind beispielsweise bei Sand oder Kies wesentlich geringer als bei der Metallproduktion. Von großer Bedeutung ist dagegen der hohe Energiebedarf bei der Herstellung von Zement aus mineralischen Rohstoffen, der mit den weltweit stark wachsenden Bedürfnissen nach Wohnraum und Infrastruktur ansteigt (HORVATH 2004).

Die Substitution fossiler durch regenerative Energieträger kann die THG-Emissionen reduzieren. In verschiedenen Potenzialanalysen wurde eine mögliche globale Versorgung bis 2050 durch regenerative Energien von 80 bis nahezu 100 % errechnet (WWF 2011; IPCC 2011). Eine große Herausforderung wird darin bestehen, erneuerbare Energien dort zur Verfügung zu stellen, wo sie zur Rohstoffentnahme und -verarbeitung gebraucht werden, also vor allem in Schwellen- und Entwicklungsländern. Die Nutzung erneuerbarer Energiequellen kann allerdings auch – wegen der damit verbundenen Technologien – zu einer steigenden Nachfrage nach bestimmten Rohstoffen beitragen (MOSS et al. 2011).

2.2.5 Zwischenfazit

113. Der Abbau von Rohstoffen bedingt immer einen Eingriff in den Naturhaushalt. Er kann zu einer Ver-

Produktion 2010 weltweit und Energiebedarf für die Gewinnung ausgewählter Primärmetalle



SRU/UG 2012/Abb. 2-4; Datenquelle: USGS 2011; NORGATE 2010

schlechterung oder einem Verlust von Ökosystemen, Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts sowie zu Schadstoff- und THG-Emissionen führen. Die Stärke der Auswirkungen ist dabei abhängig von den jeweiligen lokalen Rahmenbedingungen, wie beispielsweise der Annäherung des Ökosystems. Von entscheidender Bedeutung sind der Ort der Förderung, die Fördermenge, die Konzentration der geförderten Rohstoffe, die (toxischen) Begleitstoffe und die eingesetzte Fördertechnik. Die Umweltauswirkungen unterscheiden sich weiterhin je nach Art des abgebauten Rohstoffs. Die Auswirkungen der Gewinnung von Massenmetallen hängen sowohl mit den erheblichen Mengen als auch mit dem großen Energiebedarf für Abbau, Extraktion und Weiterverarbeitung zusammen. Die Gewinnung von Technologierohstoffen verursacht insbesondere toxische Folgen für Mensch und Umwelt. Der Abbau von Baumineralien ist aufgrund der großen Fördermengen durch einen hohen Flächenverbrauch und damit einhergehenden Veränderungen und Verlusten von Ökosystemen gekennzeichnet.

Die ökologischen Auswirkungen der Rohstoffwirtschaft lassen sich aufgrund fehlender Daten und Bewertungsgrundlagen nicht systematisch quantifizieren. Die qualitativen Untersuchungen belegen aber, dass die Wirkungen der Rohstoffwirtschaft groß sind und aufgrund der steigenden globalen Nachfrage sowie der Erschöpfung leicht zu-

gänglicher Rohstoffvorkommen in Zukunft weiter steigen werden. Besondere Gefahr besteht wegen des wachsenden Explorationsdrucks für ökologisch sensible Gebiete, in denen auf einen Abbau gänzlich verzichtet werden sollte.

2.3 Ziele und Handlungsansätze einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft

2.3.1 Plädoyer für ein zweifaches Entkopplungskonzept

114. Die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) definierte 2001 Entkopplung als Bruch zwischen negativer Umweltbelastung (environmental bads) und wirtschaftlicher Produktion (economic goods) (OECD 2001). Die EU verwendet das Konzept ebenfalls prominent, wie zum Beispiel in der Mitteilung der europäischen Kommission vom 21. Dezember 2005 „Thematische Strategie für eine nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen“. Demnach sollen natürliche Ressourcen (Rohstoffe, Luft, Wasser, Boden, der physische Raum, Windenergie, geothermische Energie, Gezeiten-, Sonnenenergie) durch eine Reduzierung der negativen Umweltauswirkungen bei gleichzeitigem Wirtschaftswachstum nachhaltig genutzt werden. Das International Resource Panel (IRP), das beim Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) angesiedelt ist, unterscheidet zwischen Entkopplung des Ressourcenverbrauchs („Re-

source decoupling“) und Entkopplung der Auswirkungen („impact decoupling“) (FISCHER-KOWALSKI et al. 2011, S. 5). Eine Entkopplung des Ressourcenverbrauchs ist vor allem durch Produktivitätsfortschritte zu erzielen, wodurch je produzierter Wirtschaftseinheit eine geringere Menge Ressourcen benötigt werden. Eine Entkopplung der Auswirkungen erfordert laut dem IRP eine Verringerung der Umweltauswirkungen bei wachsender Wertschöpfung im ökonomischen Sinne.

In Anlehnung an diese Studien wird der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) im Folgenden den Entkopplungsbegriff auf abiotische, nicht energetische Rohstoffe anwenden. Eine umweltverträgliche Rohstoffpolitik sollte aus Sicht des SRU zum einen auf einer Entkopplung des Rohstoffverbrauchs und zum anderen auf der Entkopplung der Umweltauswirkungen aufbauen (vgl. Abb. 2-5). Beide Ziele sollten parallel verfolgt werden. Anders als der IRP definiert der SRU die Entkopplung der Umweltauswirkungen als Bruch zwischen den Umweltauswirkungen und dem gesamten Rohstoffverbrauch und nicht zwischen den Umweltauswirkungen und der Wirtschaftsleistung. Dies hat den Vorteil, dass die zwei Entkopplungsziele kumulativ betrachtet und die Wechselwirkungen besser in Bezug gebracht werden. So können zum Beispiel Erfolge in einem der beiden Entkopplungsziele die Erreichung des anderen erleichtern oder erschweren: Ein geringerer Mate-

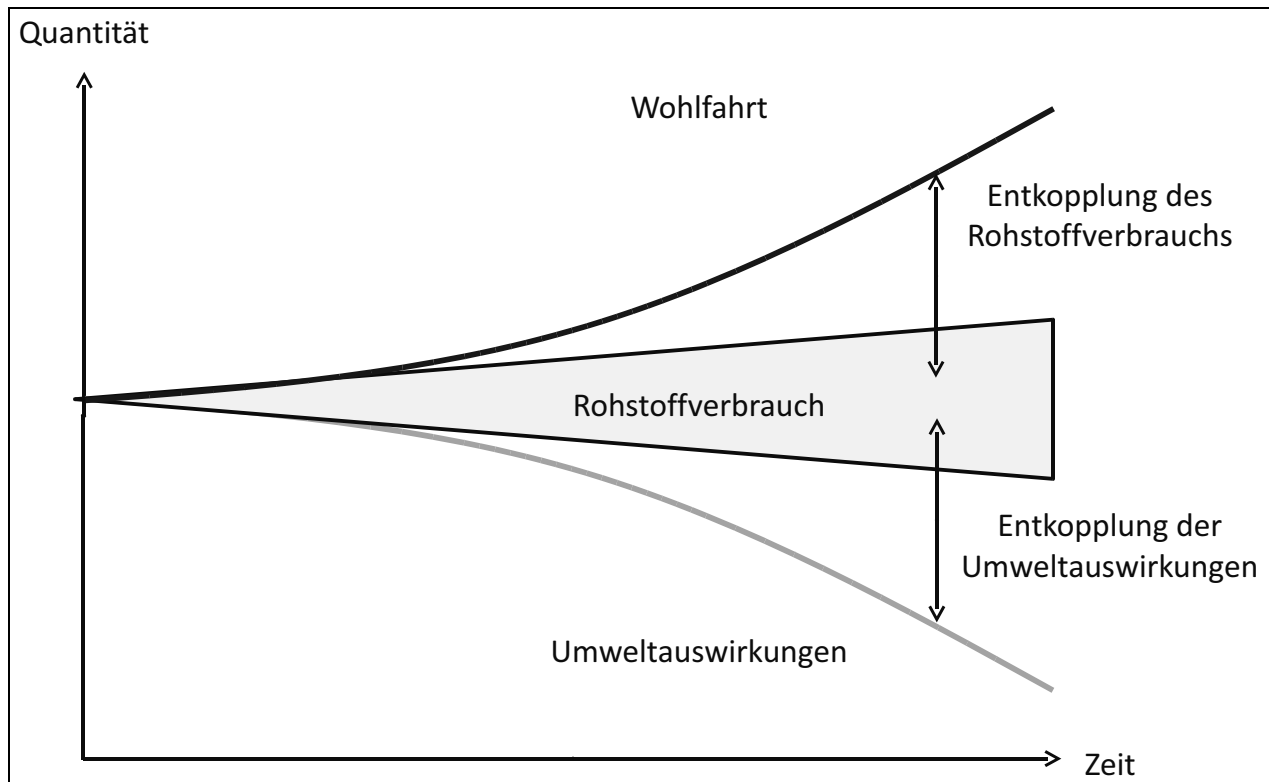
rialbedarf reduziert die Notwendigkeit, auch sehr umweltsensible Vorräte zu erschließen. Strenge Umweltauflagen verteuern die Rohstoffe und reizen dadurch Effizienzpotenziale an. Gleichzeitig kann aber beispielsweise die Entwicklung kleinerer Geräte den Einsatz seltener Rohstoffe notwendig machen, deren vermehrte Nutzung unter Umständen die Erschließung neuer Minen erforderlich machen, was mit zusätzlichen Umweltschäden verbunden sein kann. Im Gegensatz zu den Massenmetallen werden diese Rohstoffe aufgrund ihres geringen Anteils in Produkten meist nicht zurückgewonnen und gehen damit verloren. Insgesamt muss eine Effizienzsteigerung also nicht zwangsläufig in positiven Umwelteffekten resultieren.

Darüber hinaus gibt der Begriff der Wohlfahrt ein umfassenderes Bild von Lebensqualität wieder als das Bruttoinlandsprodukt (BIP) (vgl. Kap. 1). Wohlfahrt ist zunächst als theoretisches Konzept zu verstehen, das eine Messgröße für den gesamtwirtschaftlichen Nutzen beschreibt und damit über eine eindimensionale Fokussierung auf die reine Produktionsquantität einer Volkswirtschaft hinausgeht. Bei der Datenerhebung muss derzeit noch auf das BIP zurückgegriffen werden. Die Messbarkeit von Wohlfahrt sollte daher weiterentwickelt werden.

Unterschieden werden muss zwischen relativer und absoluter Entkopplung. Relative Entkopplung bedeutet, dass

Abbildung 2-5

Die zwei Entkopplungsziele einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft



SRU/UG 2012/Abb. 2-5

die Wachstumsrate des Rohstoffverbrauchs kleiner ist als das Wohlfahrtswachstum (erster Entkopplungsschritt), bzw. dass die Umweltauswirkungen je genutzter Tonne Rohstoffe geringer werden (zweiter Entkopplungsschritt). Absolute Entkopplung erfordert hingegen, dass sich der Rohstoffverbrauch unabhängig vom Wohlfahrtswachstum reduziert und die Umweltfolgen des Rohstoffverbrauchs in ihrem Gesamtausmaß zurückgehen. Während relative Entkopplung in Industrienationen nicht ungewöhnlich ist, ist eine absolute Reduzierung des Rohstoffverbrauchs äußerst selten (FISCHER-KOWALSKI et al. 2011).

Die Entkopplung der Umweltauswirkungen wurde in der Politik bisher vernachlässigt, bedarf aber einer gleichwertigen Aufmerksamkeit. Eine Quantifizierung der Umweltfolgen erweist sich allerdings als äußerst komplex, da biophysische Grenzwerte der Belastung nicht verallgemeinerbar sind und die Umweltwirkungen zudem über die Zeit und über Staatsgrenzen hinweg erfasst werden müssen. Umso wichtiger erscheint die Weiterentwicklung geeigneter Indikatoren (vgl. Abschn. 2.3.5).

115. Die größten Potenziale zur Reduzierung der Umweltauswirkungen der Rohstoffwirtschaft liegen in den ersten Stufen der Wertschöpfungskette. Die größten bislang noch unerschlossenen Potenziale zur Effizienzsteigerung hingegen liegen bei der Güternutzung und der Abfallwirtschaft (Abb. 2-6).

Von entscheidender Bedeutung ist, dass Verbesserungen der Rohstoffeffizienz an einer Stelle nicht zu einer Erhöhung der Umweltauswirkungen auf einer anderen Stufe der Wertschöpfungskette führen sollten. Gerade bei der Miniaturisierung muss berücksichtigt werden, dass Erfolge in der Materialeffizienz auf Kosten der Recyclingfähigkeit der genutzten Rohstoffe gehen können.

2.3.2 Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Wohlfahrt

116. Eine Entkopplung des Rohstoffverbrauchs bedeutet, dass der Rohstoffverbrauch und die Wohlfahrt im Trend auseinandergehen. Während die Wohlfahrt weiter wächst, soll der Rohstoffverbrauch langfristig sinken. Da-

für ist je Material-Input ein größerer volkswirtschaftlicher Nutzen zu erwirtschaften.

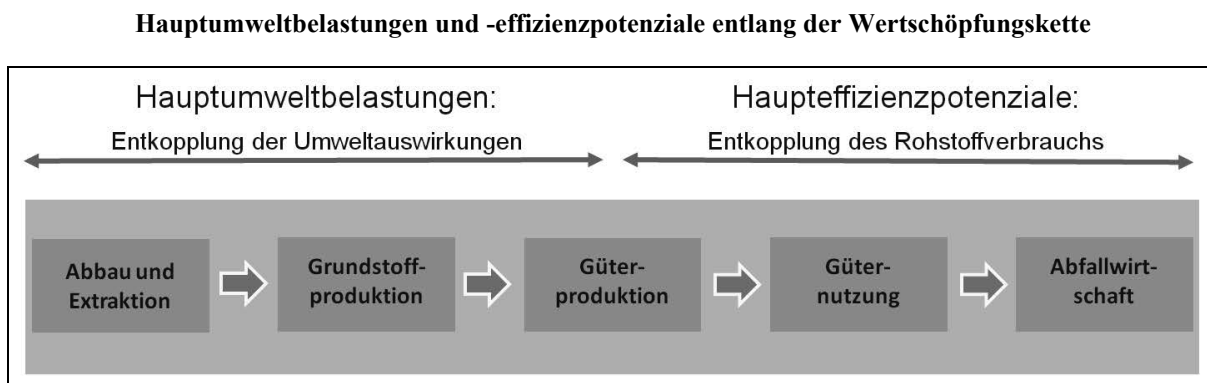
Global ist eine Entkopplung nur durch gemeinsames Handeln zu erreichen (vgl. Abschn. 2.4.4), denn es besteht die Gefahr, dass ein Nachfragerückgang eines Landes durch Nachfragesteigerungen anderer kompensiert wird. Es ist vor allem die Kooperation der Industrienationen gefragt, deren Rohstoffverbrauch um ein Vielfaches über dem der Schwellen- und Entwicklungsländern liegt (SERI 2009). Wenn es ihnen gelingt, die Möglichkeiten einer rohstoffeffizienten und gleichzeitig wohlhabenden Gesellschaft vorzuleben, kann dies auch auf die Entwicklungspfade heute noch ärmerer Länder wirken.

Güterproduktion

117. Materialeffizienz kann zunächst vor allem durch eine Optimierung der Konstruktion, des Designs bzw. von Produktionsprozessen (Reduzierung des Verschnitts, innerbetriebliches Recycling) gesteigert werden. Radikale Verbesserungen sind durch Innovationen zu erwarten, die zu einem neuen Design von Produkten und Verfahren führen und Funktionalitäten von Produkten auf rohstoffärmerem Weg bereitstellen. Ein Beispiel hierfür ist die Kombination der Funktionen „Drucken“, „Kopieren“, „Scannen“ und „Faxen“ in einem einzigen Gerät.

Rohstoffe können auch eingespart werden, indem ein Produkt durch ein weniger rohstoffintensives (z. B. CDs statt Schallplatten, Digital- statt Analogfotografie) ersetzt wird. Hierdurch kann der Bedarf an Rohstoffen gesenkt werden, ohne dass dadurch Einschränkungen für den Konsumenten entstehen. Die Miniaturisierung von Produkten kann allerdings auch zur Folge haben, dass bestimmte Produkte bzw. Produktteile aufgrund ihrer Komplexität und der geringen Mengen nicht mehr recycelt werden können. Dies ist vor allem ein Problem für Technologierohstoffe, die in Elektrogeräten, aber auch in umweltrelevanten Technologien verwendet werden, beispielsweise Metalle der Platingruppe (PGM) wie Ruthenium, Rhodium, Palladium, Indium, Tellur, Kobalt etc. (HAGELÜKEN und MESKERS 2010).

Abbildung 2-6



Über den gesamten Lebenszyklus hinweg gesehen kann eine effizientere Nutzung von Rohstoffen auch durch eine Nutzungsdauerverlängerung sowie eine Erhöhung der Nutzungsintensität erzielt werden (HAAKE 1996). Eine Schwerpunktsetzung auf Haltbarkeit beim Design und bei der Produktion ist hierbei Grundvoraussetzung. Hersteller können ihre Produkte langlebiger gestalten, indem sie zum Beispiel verschleißfestere Bauteile wählen oder den Verschleiß auf preiswerte, leicht austauschbare Elemente lenken. Bereits bei der Konstruktion sollte stärker darauf geachtet werden, dass später die Demontage erleichtert wird, und dass Bauteile einzeln ausgetauscht und aufbereitet werden können (modulare Konstruktion). Diese Bauweise ist Voraussetzung für innovationsoffene Langzeitprodukte, bei denen materialintensive, aber kaum noch Neuerungen unterliegende Komponenten (z. B. Gehäuse, Trommel und Standgewichte einer Waschmaschine) möglichst lange genutzt werden, während andere Bauteile leicht und rasch an den technischen Fortschritt angepasst werden können (z. B. Motoren, Steuerungen, Bedienelemente). Ein weiterer Ansatz ist eine Update-Funktion von Betriebsprogrammen, wie sie zum Beispiel für Waschmaschinen angeboten wird.

118. Viele Maßnahmen zur Erhöhung der Rohstoffeffizienz bei der Güterproduktion gehen mit Kosteneinsparungen für die Produzenten einher und erschließen so auch wirtschaftliche Potenziale. Manche Maßnahmen rechnen sich allerdings erst bei weiter steigenden Rohstoffpreisen. Wiederum andere sind zunächst nicht mit kurzfristigen ökonomischen Interessen von Herstellern vereinbar (z. B. Nutzungsdauerverlängerung). Außerdem kann es aufgrund unzureichend informierter Verbraucher zu einer Marktverdrängung der rohstoffeffizienten Produkte kommen.

Die Möglichkeiten zur Steigerung der Materialeffizienz in Unternehmen werden je nach Branche im Bereich weniger Prozente bis zu 20 % des Bruttoproduktionswertes geschätzt (Arthur D. Little et al. 2005, S. 57). Auch die Deutsche Materialeffizienzagentur schätzt, dass in den kleineren und mittleren Unternehmen des deutschen verarbeitenden Gewerbes im Durchschnitt mindestens 20 % der Materialkosten durch effizientere Produktionsabläufe eingespart werden könnten. Dies entspräche für die gesamte Volkswirtschaft Werten von etwa 100 Mrd. Euro pro Jahr (DEMEA 2011).

Dass selbst die wirtschaftlichen Potenziale der Effizienzsteigerung bisher nicht erschlossen worden sind, ist auf eine Reihe von Hemmnissen zurückzuführen, wie zum Beispiel fehlende Anreize, fehlender Zugang zu Wissen und Technologien oder geringe Recyclingqualitäten (RADEMAEKERS et al. 2011, S. 27 ff.). Bei einer Befragung von kleinen und mittleren Unternehmen gaben nur 16 % an, Ressourceneffizienzpotenziale bereits vollständig ausgeschöpft zu haben. Als Hemmnisse für die Inanspruchnahme von Förderprogrammen nannten die Unternehmen die Offenlegung von Betriebsgeheimnissen, den Einsatz externer Berater, eine komplizierte Antragstellung, den unsicheren Erfolg der Maßnahmen sowie lange

Laufzeiten bis zum Wirksamwerden der Maßnahmen (VDI Zentrum Ressourceneffizienz 2011).

Güternutzung

119. Gegenwärtig werden Bedürfnisse überwiegend durch den Kauf oder Konsum von Produkten befriedigt (HINTERBERGER 2011). Um Wohlstand bei geringerem Ressourcenverbrauch zu sichern, müssen sich daher auch Nachfragemuster und die Art der Nutzung von Gütern ändern (FAULSTICH und SCHENKEL 1993). Insbesondere geht es darum, die Nachfrage nach materialintensiven Gütern zu reduzieren oder auch die Nutzungsintensität zu erhöhen. Beispielsweise werden aufgearbeitete Großgeräte in der Medizintechnik bereits erfolgreich mit einem Marktanteil von circa 10 % vertrieben (Handelsblatt: Gesundheit vom Recyclinghof, 5. September 2010). Eine weitere Möglichkeit dazu bietet der Ersatz von Produkten durch Dienstleistungen, sodass nicht mehr die Produktion und der Verkauf von Produkten im Vordergrund stehen, sondern die Bereitstellung von Nutzen für den Konsumenten. In diesem Sinne können Leasing-Systeme zielführend sein. Beim Leasing bleiben die Hersteller Eigentümer der Produkte, der Kunde erwirbt lediglich ein Nutzungsrecht. Ändern sich die Bedürfnisse des Kunden, erhält der Hersteller seine Produkte während der Nutzungsphase oder am Ende der Lebensdauer zurück und steht in der Verantwortung, diese erneut zu vermarkten oder zu entsorgen. Damit entsteht ein Anreiz für die Hersteller, Produkte so zu produzieren, dass Updates und Verbesserungen leicht vorgenommen werden können.

Abfallwirtschaft

120. Die Abfallwirtschaft wird zunehmend als Quelle für Rohstoffe wahrgenommen (Europäische Kommission 2011f; BMU 2011b). Möglicherweise beginnt ein grundlegender Wandel der Abfallentsorgung von einer Rechtspflicht hin zu einem attraktiven Geschäftsfeld. Dies hängt aber in hohem Maße von den Primärrohstoffkosten im Vergleich zu den Kosten qualitativ gleichwertiger Sekundärrohstoffe ab, die ihrerseits von physikalisch-chemischen Grenzen, dem Anteil dissipativer Verwendungen (Feinverteilung eines Rohstoffs in verschiedenen Anwendungsbereichen) sowie dem Vorhandensein von Technologien und Infrastruktur abhängen (BUCHERT et al. 2009).

Alle verarbeiteten Rohstoffe werden nach ihrer Nutzung zu potenziellen Sekundärrohstoffen. Diese werden teilweise durch den Export von Gebrauchsgütern und Abfällen dem heimischen Wirtschaftssystem entzogen. Abziehen vom theoretischen Gesamtpotenzial sind weiterhin diffuse Verluste (wie z. B. aufgrund von Abrieb in Platin-katalysatoren) (HAGELÜKEN et al. 2005) und durch Schadstoffe belastete Mengen, die dem System entzogen und sicher abgelagert werden müssen. Allerdings sind selbst diese abgelagerten, teilweise belasteten Mengen als Rohstofflager zu betrachten, das unter veränderten ökonomischen und technischen Rahmenbedingungen zu einer mittel- oder langfristig nutzbaren Quelle werden kann (z. B. Stäube aus der Abgasreinigung (FEHRENBACH et al. 2007)).

121. Deutschland hat mit 72 % (Anteil aller „einem stofflichen Verwertungsverfahren“ zugeführten Abfallmengen) europaweit eine der höchsten Recyclingquoten (Statistisches Bundesamt 2011b). Eine Bewertung der Recyclingpolitik Deutschlands muss aber auch mit Blick auf weitere Aspekte erfolgen:

Welche Materialmengen stehen in Deutschland für ein Recycling zur Verfügung? Neben der Recyclingquote ist vor allem interessant, welcher Anteil der aus Rohstoff-sicht bedeutsamen Stoffströme wie Metallschrotte bzw. Gebrauchtprodukte in Deutschland (bzw. Europa) für die Rückgewinnung von Rohstoffen überhaupt zur Verfügung steht. Hierfür müssen die Stoffströme, die in die nationalen Entsorgungsanlagen gelangen, mit den exportierten Mengen verglichen werden. Der Export von Gebrauchtprodukten ist grundsätzlich Teil des internationalen Handels. Er stellt allerdings dann ein Problem dar, wenn Elektroschrott, der als Gebrauchtware deklariert wurde, exportiert wird (vgl. Tz. 145). Die Verwertung dieser gefährlichen, aber rohstoffreichen Abfälle erfüllt in vielen Ländern, die diese Stoffe importieren, weder soziale noch ökologische Standards. Es bedarf einer politischen Entscheidung, ob und wie Stoffströme (z. B. Gebrauchtfahrzeuge oder Elektro-/Elektronikschrott) in nationale Verwertungswege gelenkt werden können.

Welche Mengen an Sekundärrohstoffen können zurückgewonnen werden? Aufgrund der Zusammensetzung der Abfälle sowie technischer und physikalischer Grenzen beim Recycling ist die Outputmenge an Sekundärrohstoffen deutlich geringer als die Inputmenge an Abfällen. Neben der Unterstützung technischer Innovationen besteht hier Verbesserungsbedarf bei der Erfassung, um höhere Reinheiten zu erreichen.

Auf welchem Niveau werden die gewonnenen Sekundärrohstoffe eingesetzt? Das Verwertungsspektrum reicht von hochwertigem Einsatz auf dem gleichen Niveau wie ein Primärrohstoff (z. B. Metalle) über abnehmende Qualitäten bei mehrfachen Verwertungszyklen (z. B. Papier) bis zum einmaligen Einsatz (z. B. Bauschutt zur Geländemodellierung auf Deponien). Aus ökologischer Sicht ist die Aufbereitung und Verwertung eines Sekundärrohstoffes immer auf dem jeweils höchstmöglichen Niveau anzustreben. Kaskadennutzungen sind daher empfehlenswert, denn sie gewährleisten, dass Rohstoffe so lange wie möglich im Wirtschaftskreislauf erhalten bleiben. Die Bundesregierung sollte Maßnahmen fördern, die den Einsatz von Sekundärrohstoffen auf hohem Niveau vorantreiben.

Wie hoch ist der ökologische Nutzen des Recyclings? Der Einsatz von Energie, Wasser, Luft, Fläche usw. für Erfassung, Transport und Aufbereitungsverfahren muss ins Verhältnis zum ökologischen Aufwand der Primärproduktion, aber auch zur Endlichkeit der Vorräte gesetzt werden. Diese Abwägung stand bisher unter der Vorbedingung einer wirtschaftlichen Zumutbarkeit, die sich am Vergleich mit den Kosten für alternative Entsorgungsverfahren (z. B. thermische Verwertung oder Deponierung) orientiert. Starke Umweltwirkungen der Primärproduktion und Knappheiten müssen künftig eine deutlich stär-

kere Rolle bei der Bewertung von Recyclingaktivitäten spielen, auch wenn sie sich (noch) nicht in den Marktpreisen widerspiegeln.

122. Die Potenziale der stofflichen Verwertung sind noch erheblich. Einzelne Rohstoffe wie Metalle lassen sich ohne Qualitätsverluste (aber durchaus unter Mengenverlusten) wieder direkt in die Wertschöpfungskette einspeisen. Mehr als die Hälfte des in Deutschland produzierten Aluminiums, Kupfers und Zinks wird bereits aus Recycling-Vorstoffen gewonnen (WVM 2011). Diese hohen Raten werden jedoch nur für einzelne Massenmetalle erreicht. Gerade die Technologierohstoffe wie Indium, Tantal, Lithium oder Neodym werden dagegen weltweit zu weniger als 1 % zurückgewonnen (UNEP 2011). Dies beruht auf fehlenden Recyclinginfrastrukturen und Aufbereitungstechnologien sowie den geringen Mengen je Produkt. Diese Kleinstmengen sind für die Erreichung von Recyclingquoten, die einen Mindestverwertungsanteil an der Gesamtmasse fordern, unbedeutend. Auch mangelnde Information der Hersteller und Konsumenten kann eine Ursache für die niedrigen Recyclingquoten sein. Andere Rohstoffe (z. B. Mischkunststoffe, Bauschutt) können aufgrund ihrer Eigenschaften oder Verbindungen nicht wieder ihrem ursprünglichen Zweck zugeführt werden, dienen aber an anderer Stelle als Ersatz für Primärrohstoffe. Auch diese Art der Kaskadennutzung führt zu einer Mengen- und Wirkungsreduzierung des Rohstoffverbrauchs.

Insgesamt gilt es, hohe Qualitäten in Verbindung mit hohen Rückgewinnungsraten zu erzielen. Dafür bedarf es einerseits der Weiterentwicklung der Aufbereitungstechnik, andererseits Veränderungen der Inputstoffe, zum Beispiel durch Verwendungsverbote für Schadstoffe (siehe z. B. RoHS-Richtlinie 2011/65/EU, Forderung nach mineralölfreien Druckfarben u. a.) sowie einer erfolgreichen Sammlung und Erfassung.

123. Zu beachten ist bei all diesen Ansätzen für eine Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Wohlfahrt, dass Effizienzfortschritte grundsätzlich durch Rebound-Effekte gefährdet sind (vgl. Kap. 1.3). Rebound-Effekte sollten daher beachtet und durch entsprechend ausgestaltete flankierende Maßnahmen vermieden werden.

2.3.3 Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Umweltauswirkungen

124. Eine Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Umweltauswirkungen erfordert die Minimierung der Umweltauswirkungen je Materialeinheit. Eine Festlegung konkreter Entkopplungsziele stellt sich aufgrund der Quantifizierungsprobleme der Belastungen schwierig dar (vgl. Kap. 2.2). Grundsätzlich sollten aber der Naturschutz (Gebiets- und Artenschutz) sowie der Schutz der menschlichen Gesundheit auf allen Stufen der Wertschöpfungskette prioritär berücksichtigt werden. Wie Kapitel 2.2 gezeigt hat, bestehen hohe Belastungen für Mensch und Natur besonders bei der Rohstoffgewinnung und der Grundstoffproduktion. Die Güterproduktion hat wegen des Bedarfs an fossilen Energieträgern vor allem Auswirkungen auf den Klimawandel.

Die Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Umweltauswirkungen mit dem Ziel des Schutzes von Natur, Umwelt und menschlicher Gesundheit kann auf nationaler bzw. EU-Ebene durch verschiedene Maßnahmen gefördert werden, insbesondere durch eine strenge Umweltgesetzgebung. Demgegenüber ist es schwieriger, die weltweiten Umweltbelastungen, die durch die Rohstoffwirtschaft verursacht werden, zu beeinflussen. Um Verantwortung für den deutschen Rohstoffverbrauch zu übernehmen, sollte die Bundesregierung anstreben, auch die Umweltwirkungen außerhalb Deutschlands zu verringern. Dies lässt sich auf verschiedenen Wegen erreichen. So kann es sinnvoll sein, einen Rohstoff durch einen umweltverträglicheren zu ersetzen. Während solche Substitutionen den Druck auf die Umwelt kurzfristig für einen Rohstoff verringern können, hat diese Strategie aber ihre Grenzen. Langfristig werden auch durch sie neue Begehrlichkeiten nach aufwendiger auszubeutenden Rohstofflagern geweckt, wodurch neue Knappheiten entstehen können.

Durch internationale Zusammenarbeit im Rahmen der Außen-, Entwicklungs- und Wirtschaftspolitik sollten Deutschland und die EU daher gemeinsam mit Schwellen- und Entwicklungsländern Umweltprobleme der Rohstoffwirtschaft im Rahmen von Verträgen minimieren (vgl. Abschn. 2.4.4). Aus ökologischer Sicht ist es prioritär, die Auswirkungen des Abbaus zu verringern. Gemeinsam mit den Förderländern sollten ökologische, ökonomische und soziale Rahmenbedingungen entwickelt werden, um dort eine hohe Akzeptanz zu erreichen. Dafür ist vor allem auch ein gezielter Technologie- und Wissenstransfer erforderlich.

2.3.4 Zieldefinition

125. Die Rohstoffwirtschaft trägt in erheblichem Umfang zur Überschreitung globaler, regionaler und lokaler ökologischer Grenzen bei. Den kurzfristigen Vorteilen eines großzügigen Konsums erschöpfbarer Rohstoffe stehen schwerwiegende Folgen einer nicht-umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft gegenüber, die vor allem von den Entwicklungs- und Schwellenländern getragen werden. Die Vielzahl der negativen Umweltfolgen, beispielsweise in den Bereichen Klimawandel, Biodiversitätsverlust und toxische Wirkungen auf Mensch und Umwelt, lassen sich global zwar nicht systematisch quantifizieren, die qualitative Betrachtung der Auswirkungen zeigt aber, dass ohne einen Kurswechsel in der Rohstoffwirtschaft weitreichende ökologische Schäden zu erwarten sind (vgl. Kap. 2.2). Es ist deutlich geworden, dass der weiterhin weltweit wachsende Rohstoffkonsum gebremst werden muss. Dabei stellt sich die Frage nach dem Anspruchsniveau einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft.

126. In der neoklassischen Ressourcenökonomik wird das optimale Abbautempo von erschöpfbaren Ressourcen bestimmt durch die Nachfragefunktion und die Höhe der Diskontrate sowie evtl. verfügbare Ersatzstoffe (MEYER et al. 1998). Eine strenge Auslegung des Prinzips der starken Nachhaltigkeit würde hingegen bedeuten, dass nicht-erneuerbare Rohstoffe prinzipiell nicht in Anspruch genommen werden dürfen, da selbst der sparsamste Ver-

brauch allmählich zur Erschöpfung führt (SRU 2002, S. 66; KLEPPER 1999, S. 313). Mit einem Abbauverzicht wäre allerdings weder heutigen noch künftigen Generationen gedient. Da außerdem im Bereich der stofflichen Ressourcen die Annahme einer gewissen Substituierbarkeit plausibel erscheint, ist hier – im Gegensatz zum Bereich der Funktionen ökologischer Systeme – die Anwendbarkeit des Prinzips der schwachen Nachhaltigkeit zu rechtfertigen. Erschöpfbare Rohstoffe sollten jedoch nur in dem Maße verbraucht werden, wie gleichzeitig physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz an regenerierbaren Ressourcen geschaffen wird (SRU 2002, Tz. 28 f.).

127. Bei global gehandelten Rohstoffen stellt sich darüber hinaus die Frage der intragenerativen, vor allem globalen Gerechtigkeit der Ressourcennutzung. Der SRU bekennt sich zum Prinzip der fairen und gleichen Pro-Kopf-Nutzungsansprüche auf natürliche Ressourcen, das auch in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie zum Ausdruck kommt (Bundesregierung 2008, S. 20). Auch um Spielräume für die legitimen Entwicklungsbestrebungen ärmerer Weltregionen zu schaffen, sollten Länder mit hohem Pro-Kopf-Verbrauch ihren Verbrauch grundsätzlich auf ein global verallgemeinerbares Niveau absenken (BRINGEZU und BLEISCHWITZ 2009; BRINGEZU 2009; SERI 2009). Nimmt man eine Stabilisierung des globalen Materialbedarfs bis 2050 bei gleichem weltweiten Pro-Kopf-Verbrauch an, so ergibt sich das Ziel, den aktuellen Durchschnittsverbrauch in der EU von gegenwärtig circa 16 t auf circa 6 t pro Kopf (gemessen in DMC (Domestic Material Consumption)) oder 10 t pro Kopf (gemessen in TMC (Total Material Consumption)) zu reduzieren (FISCHER-KOWALSKI et al. 2010, S. 11; Cambridge Econometrics et al. 2011, S. 8). Darüber hinaus sollte Deutschland mehr Verantwortung für die Umweltbelastungen der ersten Stufe der Wertschöpfungskette, den Abbau und die Extraktion, in anderen Ländern übernehmen. Auch wenn die Gewinnung vieler Rohstoffe außerhalb Deutschlands stattfindet, bestehen Einflussmöglichkeiten (vgl. Abschn. 2.4.4).

Für einen verantwortungsbewussten und umweltverträglichen Umgang mit den begrenzten Rohstoffvorräten der Erde sind daher zusammenfassend die folgenden Ziele zu verfolgen:

- Entkopplung des Rohstoffverbrauchs von der Wohlfahrt mit dem Ziel einer Absenkung des Pro-Kopf-Verbrauchs auf ein global verallgemeinerbares Niveau,
- Entkopplung der Umweltauswirkungen vom Rohstoffverbrauch vorrangig durch eine Senkung der Umweltbelastungen bei der Gewinnung von Rohstoffen und
- weitreichende Kreislaufführung von Rohstoffen.

2.3.5 Indikatoren für Entkopplungsziele

Kenntnis von Stoffströmen

128. Um den Erfolg einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft messen zu können, sind qualifizierte Ziele und eine angemessene Datengrundlage notwendig. Der

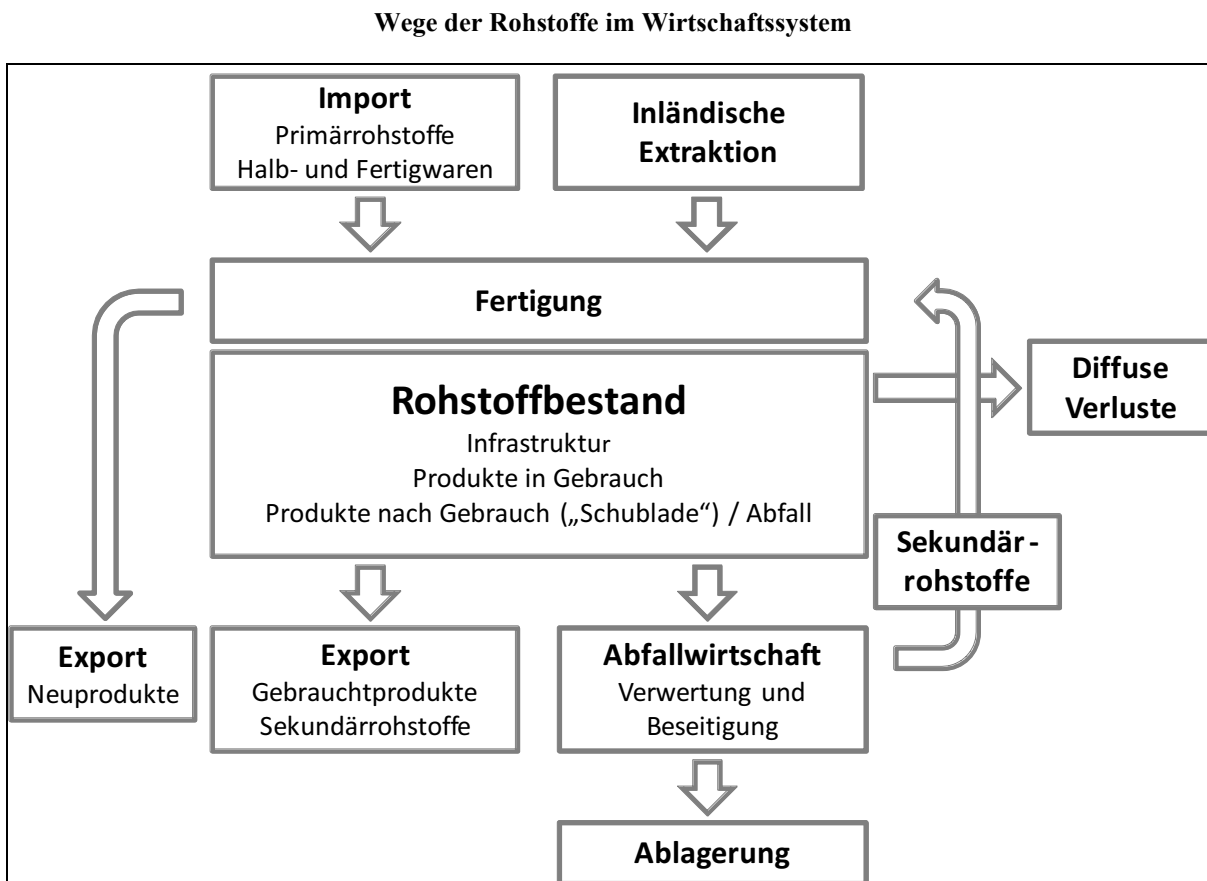
Lebensweg von Rohstoffen ist aber nur in Ausnahmefällen von der Exploration bis zur Entsorgung dokumentiert. Bislang werden Indikatoren für den Verbrauch, die Produktivität oder die Rückführung in den Produktionskreislauf vorwiegend massebezogen und ohne Differenzierung nach einzelnen Rohstoffen erhoben.

Zur Ausgestaltung effektiver politischer Instrumente fehlt es in Deutschland und Europa derzeit häufig an der Erfassung wichtiger Grundlagendaten (ERDMANN et al. 2011). Dringend benötigt wird eine Dokumentation des Lebenswegs (Abb. 2-7) ausgewählter Rohstoffe, die entweder in großer Menge in der Wirtschaft benötigt werden oder deren Nutzung besonders kritische Folgen für Mensch und Umwelt hat (z. B. Technologierohstoffe, einzelne Massemetalle).

Idealerweise könnte zusätzlich nicht nur die nach verschiedenen Rohstoffen erfasste Menge importierter Primärrohstoffe sowie Halb- und Fertigwaren, sondern auch

deren Hauptverwendungsgebiete sowie Exporte von Rohstoffen erfasst werden. Als erste Grundlage können Daten des Statistischen Bundesamtes (Außenhandelsstatistik) sowie der Deutschen Rohstoffagentur dienen (BGR 2010). Die Einflüsse auf die Rohstoffnutzung (Konjunktur, Technologiefortschritt, Import/Export, Wiederverwendung etc.) sind sehr vielschichtig, das Stoffstrommodell weist dementsprechend eine erhöhte Komplexität auf. Kritisch dabei ist unter anderem die zeitliche Verzögerung bis zu einer Rückführung eines Rohstoffes in den Produktionskreislauf. Die Verfolgung der Stoffströme ermöglicht Aussagen über das mittel- und langfristig verfügbare Potenzial an qualitätsgesicherten Sekundärrohstoffen. Ein aktuelles Forschungsvorhaben über die Inhaltsstoffe, Mengen und Stoffströme von Elektro- und Elektronikgeräten (EUWID 2011b) analysiert beispielsweise Wege der Umsetzung einer differenzierten Stoffstromdokumentation. Die Bundesregierung sollte diese Daten für ausgewählte Rohstoffe verpflichtend erfassen und zentral dokumentieren lassen.

Abbildung 2-7



SRU/UG 2012/Abb.2-7

Indikatoren

129. Es gibt bislang keine Indikatoren, die die Umweltwirkungen der Rohstoffwirtschaft umfassend abbilden. Die Entwicklung von Indikatoren ist daher von zentraler Bedeutung für die Rohstoffpolitik und sollte von der Bundesregierung aktiv unterstützt und europäisch weiterhin vorangetrieben werden. Ein einziger aggregierter Indikator wird allerdings nur unzureichend die verschiedenen Facetten einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft wiedergeben können. Zum Teil kann auf bestehende Datensätze zurückgegriffen werden. Hier sind vor allem sogenannte Materialflussindikatoren zu nennen, die Produktivitätsfortschritte darstellen können. Diese Ansätze sind zu begrüßen und weiterzuentwickeln.

Zur Messung des Materialeinsatzes werden vor allem der DMI (Direct Material Input) oder der TMR (Total Material Requirement) verwendet (BRINGEZU und BLEISCHWITZ 2009, S. 23 ff.; s. Tab. 2-1). Durch diese kann der mengenmäßige Materialeinsatz einer Wirtschaft berechnet werden. Der Unterschied zwischen den beiden Indikatoren besteht darin, dass der TMR auch nicht verwertete Entnahme wie Abraum und Bergmaterial berücksichtigt. Da jede bewegte Menge ein Eingriff in die Natur darstellt, ist der TMR ökologisch weitreichender. Allerdings erweist sich die Datenerfassung – vor allem international – als schwierig. Werden die Materialflussindikatoren in Relation zur Wirtschaftsleistung gestellt, lassen sich dadurch auch Produktivitätsfortschritte messen.

Im Rahmen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie wurde im Jahre 2002 das Ziel formuliert, bis zum Jahr 2020 eine Verdopplung der gesamtwirtschaftlichen Rohstoffproduktivität (Verhältnis von BIP zu Materialeinsatz) gegenüber 1994 zu erreichen (Bundesregierung 2002). Dafür berechnet das Statistische Bundesamt den DMI für den abiotischen Rohstoffeinsatz als Summe der Entnahme von Rohstoffen im Inland und der Importe von Rohstoffen sowie von Halb- und Fertigwaren (jeweils in Tonnen). Zwischen 1994 und 2010 ist die Rohstoffproduktivität demnach um 47,5 % gestiegen (Statistisches Bundesamt 2011c). Um das Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie zu erreichen, ist eine Fortführung derzeitiger Produktivitätsfortschritte nicht ganz ausreichend (EGELER 2010).

Dem Produktivitätsfortschritt liegt neben einem Rückgang der Rohstoffentnahme im Inland auch ein Anstieg der Einfuhr insbesondere von Halb- und Fertigwaren zugrunde. Aufgrund der derzeitigen Berechnungsmethode, die Importe von Halb- und Fertigwaren nur in ihrem Eigengewicht betrachtet, ergibt sich auch dann ein vermeintlicher Produktivitätsfortschritt, wenn Rohstoffe, die bislang im Inland entnommen oder importiert wurden, nun durch die Einfuhr von weiter verarbeiteten Produkten ersetzt werden (EGELER 2010). Das Statistische Bundesamt und das Umweltbundesamt (UBA) haben daher in einem Projekt eine Weiterentwicklung des DMI untersucht (BUYNY et al. 2009). Der Indikator soll nun um einen Materialindikator in Rohstoffäquivalenten ($DMI_{R\bar{A}}$) ergänzt werden, der statt nur des Gewichts der importier-

Tabelle 2-1

Übersicht relevanter Materialflussindikatoren

Typ	Akronym	Name und Beschreibung
Input	DMI	Direct Material Input = Direkter Materialeinsatz (DMI = Inländische Entnahme + Importe)
	$DMI_{R\bar{A}}$	DMI in Rohstoffäquivalenten (anstatt nur das reine Gewicht der Importe von Halb- und Fertigwaren zu berücksichtigen, wird zusätzlich auch das Gewicht der für deren Herstellung verbrauchten Rohstoffe berücksichtigt)
	TMR	Total Material Requirement = Vollständiger Materialaufwand (TMR = DMI + nicht verwertete inländische Entnahme + nicht verwertete Entnahme der Importe)
	$TMR_{R\bar{A}}$	TMR in Rohstoffäquivalenten ($TMR_{R\bar{A}} = DMI_{R\bar{A}} +$ nicht verwertete inländische Entnahme + nicht verwertete Entnahme der Importe)
Verbrauch	DMC	Domestic Material Consumption = Inländischer Materialverbrauch (DMC = DMI – Exporte)
	$DMC_{R\bar{A}}$	DMC in Rohstoffäquivalenten (anstatt nur das reine Gewicht der Importe und Exporte von Halb- und Fertigwaren zu berücksichtigen, wird zusätzlich auch das Gewicht der für deren Herstellung verbrauchten Rohstoffe berücksichtigt)
	TMC	Total Material Consumption = Vollständiger Materialverbrauch (TMC = TMR – Exporte – nicht verwertete Entnahme von Exporten)

SRU/UG 2012/Tab. 2-1

ten Güter auch das Gewicht aller über die gesamte Produktionskette der importierten Güter hinweg eingesetzten Stoffe berücksichtigt (BUYNY et al. 2009). Die nicht verwertete Entnahme wird dabei nicht einberechnet. Um auch diese zu berücksichtigen, ist der $TMR_{R\bar{A}}$ erforderlich, wofür die Datenlage derzeit aber noch nicht ausreichend ist. Die Nutzung des $DMI_{R\bar{A}}$ ist zu begrüßen (SRU 2011a), denn mit diesem werden Produktivitäts- und Effizienzfortschritte deutlicher, die nicht Folge wirtschaftsstruktureller Verschiebung sind (wie z. B. die Verlagerung vorderer Produktionsstufen von Industrienationen in Schwellenländer).

Wird das Gewicht aller über die gesamte Produktionskette der importierten Güter hinweg eingesetzten Stoffe in die Berechnung einbezogen, liegt die Steigerung der Produktivität zwischen 2000 und 2008 bei nur 6,9 %, im Vergleich zu 17,1 % nach der Berechnung des Indikators der Nachhaltigkeitsstrategie. Dem Produktivitätsfortschritt liegt ein steigendes BIP bei einem leicht steigenden Materialeinsatz (gemäß $DMI_{R\bar{A}}$ plus 3 % Veränderung im Zeitraum 2000 bis 2008) zugrunde (Statistisches Bundesamt 2010). Anders als der derzeitige Indikator es andeutet, wäre der absolute Materialeinsatz in Deutschland nach diesen Berechnungen nicht rückläufig. Nach dieser Berechnungsmethode wird das Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie weit verfehlt.

Für eine Berechnung der Rohstoffproduktivität wären außerdem weiter differenzierte Datensätze vorteilhaft (SRU 2011a). Ein Blick auf die Entwicklung der verschiedenen Rohstoffarten (Energierohstoffe, Baumineralien, Metallerze), auf denen der DMI beruht, erlaubt schon heute interessante Schlussfolgerungen. Während sich der Einsatz von Baumineralien, gemessen als $DMI_{R\bar{A}}$, im Zeitraum zwischen 2000 und 2008 um 19,8 % reduziert hat, ist der Materialeinsatz von Erzen in der gleichen Zeit um 14,3 % gestiegen (Statistisches Bundesamt 2010). Produktivitätsfortschritte sind bisher also fast ausschließlich auf einen geringeren Einsatz von Baumineralien zurückzuführen, auch wenn es durchaus auch Effizienzpotenziale bei der Nutzung anderer Rohstoffe gibt. Interessant wäre daher eine weitere Aufschlüsselung der Entwicklungen bei den Erzen nach verschiedenen Metallen, sodass die unterschiedlichen Fortschritte erkennbar würden.

130. Neben dem Materialeinsatz einer Volkswirtschaft ist auch der inländische Materialverbrauch, der DMC, eine wichtige Größe. Indem vom Materialeinsatz der Wirtschaft eines Landes jegliche Rohstoffexporte subtrahiert werden, können Rückschlüsse auf das Konsumverhalten eines Landes gezogen werden. Verbrauchsindikatoren sind gut für länderübergreifende Vergleiche geeignet. Wie beim DMI ist auch beim DMC eine Berechnung in Rohstoffäquivalenten ($DMC_{R\bar{A}}$) aussagekräftiger. Für den internationalen Vergleich sollte der $DMC_{R\bar{A}}$ pro Kopf gewählt werden. In Deutschland sinkt der inländische Materialverbrauch $DMC_{R\bar{A}}$, wenn auch ausgehend von einem hohen Niveau. Gründe für das Absinken sind vor allem ein starker Anstieg der Exporte gegenüber den Importen sowie die durchschnittlich höhere Rohstoffintensität der exportierten Produkte. Im Zeitraum zwischen

2000 und 2008 ist ein Rückgang des inländischen Materialverbrauchs um 18,5 % erkennbar (Statistisches Bundesamt 2010). Der Rückgang des inländischen Verbrauchs von Erzen in dieser Zeit beträgt 25,8 %, von Baumineralien 26,4 % und von Industriemineralien 9,9 %. Dieser Trend sollte abgesichert werden. Neben dem bestehenden Produktivitätsziel der Bundesregierung sollten daher auch Ziele für eine weitere schrittweise Senkung des Pro-Kopf-Verbrauchs politisch festgelegt werden.

131. Die Pflichten und Erfolge der Kreislaufwirtschaft werden über Recyclingquoten dokumentiert, die eine sehr unterschiedliche Aussagekraft haben (s. Tz. 121 sowie UNEP 2011). Kriterium für eine Bewertung der Erfolge der Kreislaufwirtschaft sollte künftig die Substitutionsquote sein, das Mengenverhältnis von wieder in der Produktion einsetzbaren Sekundärrohstoffen zum gesamtwirtschaftlichen Materialeinsatz. Nach ersten Schätzungen des Statistischen Bundesamtes aus dem Jahre 2006 beträgt die Substitutionsquote derzeit 4,1 % für die stoffliche Nutzung (biotisch, abiotisch sowie Abfälle zur Verwertung) (Statistisches Bundesamt 2010). Hier ist eine größere Indikatoriefe, die für einzelne Rohstoffe trennscharf eine Substitutionsquote erfasst, notwendig. Dies sollte durch das Statistische Bundesamt geschehen.

Die Bundesregierung sollte außerdem Ziele für eine steigende Substitutionsquote formulieren. Dafür sind aber zunächst weitere Untersuchungen erforderlich, welche Anteile an Primärrohstoffen sich technisch durch Sekundärrohstoffe ersetzen lassen können.

Umweltbelastungen

132. Die Materialflussindikatoren geben indirekt auch Auskunft über die durch eine Volkswirtschaft verursachten globalen Umweltbelastungen, denn in der Regel geht ein erhöhter Rohstoffverbrauch auch mit verstärkter Umweltzerstörung einher (BRINGEZU 2009). Über spezifische Belastungen – zum Beispiel durch bestimmte Minen – können sie allerdings keine Auskunft geben. Der Nachteil der Materialflussindikatoren ist, dass zwischen der Abbaumenge und den negativen Umweltauswirkungen kein verallgemeinerbarer Kausalzusammenhang bestehen muss. Ein Mengenindikator kann nicht zwischen den äußerst verschiedenen Belastungen unterschiedlicher Rohstoffe differenzieren. Außerdem sind die negativen Auswirkungen, neben der reinen Masse des Abbaus, auch von anderen Faktoren abhängig, wie der genutzten Technologie, der Expertise der Arbeiter, der spezifischen Landescharakteristika, der Toxizität des Rohstoffs in Berührung mit anderen Stoffen oder der Konzentration des Rohstoffes im Boden. Aus diesem Grund sind weitere Indikatoren erforderlich, die neben den Materialflussindikatoren die negativen Umweltwirkungen besser erfassen können.

AYRES (2001) kritisiert den TMC und empfiehlt stattdessen die für die Extraktion, Umwandlung und Veredelung benutzte Energie als geeigneteres Maß. Der kumulierte (fossile) Energieverbrauch als Indikator hat den Vorteil, dass er einen quantifizierbaren Wert für den Aufwand der Gewinnung und Weiterverarbeitung bietet. Anhand dieses Ansatzes können Rohstoffvorkommen weltweit besser

miteinander verglichen werden. Der kumulierte Energieverbrauch kann den Beitrag des Rohstoffabbaus zum anthropogenen Treibhauseffekt dokumentieren. Weitere Umweltbelastungen wie die negativen Einflüsse auf die menschliche Gesundheit oder die Auswirkungen auf die Biodiversität kann er allerdings nicht oder nicht besser als der TMC darstellen.

Daten, die als Indikatoren für regionale Belastungen von Mensch und Umwelt geeignet sind, könnten jedoch auch im Rahmen von Monitoringprogrammen zur Überwachung (noch festzulegender) international standardisierter Grenzwerte (WHO 2007) erhoben werden. Voraussetzung ist jedoch die Durchführung von entsprechenden Untersuchungen, deren öffentliche Dokumentation und Bündelung.

Abschließend ist daher festzuhalten, dass für eine bessere Dokumentation der Umweltbelastungen der Rohstoffwirtschaft ein Set an Indikatoren zusammengestellt werden sollte. Neben einem Massenindikator – am besten dem TMC – wäre zusätzlich ein Indikator für den kumulierten Energieverbrauch sowie regional erhobene Daten über Umweltbelastungen sinnvoll.

2.4 Wege zu einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft: Instrumente

133. Es stehen grundsätzlich zahlreiche, sich gegenseitig ergänzende ordnungsrechtliche, ökonomische und informatorische Instrumente zur Verfügung, die die Rohstoffproduktivität erhöhen sowie Umweltauswirkungen reduzieren können (s. Überblick Tab. 2-2). Während in Deutschland und Europa hohe Umweltstandards gelten, sind sie in einer Reihe anderer Länder entweder deutlich niedriger oder bestehende Umweltgesetze werden nicht vollzogen. Problematisch bleibt dabei, dass nationale Politik nur begrenzt Einfluss auf die Umweltstandards nehmen kann, die beim Abbau von Rohstoffen in anderen Ländern angewandt werden. Auf Grundlage einer umfangreichen Analyse möglicher Handlungsfelder werden einige vielversprechende Instrumente betrachtet, die eine strategische Bedeutung für eine umweltverträgliche Rohstoffwirtschaft haben. Hierzu gehören:

- das nationale Berg-, Naturschutz- und Wasserrecht, die einen umweltverträglichen „heimischen“ Rohstoffabbau gewährleisten und die Verwirklichung kurzfristiger wirtschaftlicher Interessen auf Kosten des Naturkapitals verhindern sollen,
- ökonomische und abfallpolitische Instrumente, die auf Rohstoff- und Energieeffizienz durch stoffliche Kreislaufführung und klimaschonende Rohstoffwirtschaft setzen,
- Umweltstandards, die insbesondere die internationalisierten Wertschöpfungsketten der Rohstoffwirtschaft einbeziehen können.

Für die im Folgenden nicht ausführlich diskutierten Handlungsansätze, insbesondere im Bereich Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Wohlfahrt, sei auf die Empfehlungen des Deutschen Ressourceneffizienzprogramms

(ProgRess) verwiesen, deren Konkretisierung und Umsetzung der SRU nachdrücklich unterstützt (BMU 2011a).

2.4.1 Bergrecht, Naturschutz- und Wasserrecht

134. Die Entnahme von Rohstoffen und fossilen Energieträgern kann mit erheblichen Beeinträchtigungen der biologischen Vielfalt verbunden sein. Dazu zählen zum Beispiel der Verlust an Lebensräumen für Arten und Artengemeinschaften, der Verlust gewachsener Bodenstrukturen und Beeinträchtigungen des Grundwassers (BMU 2007, S. 50). Die Gewinnung von Rohstoffen unterliegt einer Vielzahl bundes- und landesrechtlicher Regelungen, zu denen insbesondere das Bergrecht zählt, das für die von ihm erfassten Sachverhalte eine spezialgesetzliche Regelung darstellt.

Das Bundesberggesetz (BBergG) unterscheidet zwischen grundeigenen (Eigentum des Grundeigentümers) und bergfreien (nicht Eigentum des Grundeigentümers) Bodenschätzen (§ 3 Absatz 2 BBergG). Dem BBergG unterfallen alle bergfreien Bodenschätze. Dazu gehören unter anderem Stein- und Braunkohle, Erdöl und Erdgas, Stein- und Kalisalz sowie Erze (§ 3 Absatz 3 BBergG). Unter den grundeigenen Bodenschätzen gilt das BBergG nur für bestimmte Steine und Erden sowie ausgewählte Industriemineralien (§ 3 Absatz 4 BBergG). Der größere Teil der grundeigenen Bodenschätze wird von dem Gesetz nicht erfasst. Allerdings gilt das Bergrecht auch immer dann, wenn Rohstoffe untertäglich aufgesucht und gewonnen werden (§ 3 Absatz 4 Nummer 2 BBergG).

Das BBergG ist ausschließlich auf die Sicherung der Rohstoffversorgung durch die Gewinnung von Bodenschätzen gerichtet (§ 1 Nummer 1 BBergG). Dies wird auch aus der sogenannten Rohstoffsicherungsklausel in § 48 Absatz 1 BBergG deutlich: Danach ist dafür Sorge zu tragen, dass die Aufsuchung und Gewinnung so wenig wie möglich beeinträchtigt wird. Als Folge ist die Rechtsstellung von Naturschutzbelangen im BBergG nur schwach ausgeprägt. Eine Prüfung von Naturschutzbelangen ist nicht explizit vorgesehen. Die Zulassung eines Betriebsplans, der Voraussetzung für das Errichten, Führen und Einstellen von Aufsuchungs- und Gewinnungsbetrieben ist, ist überdies als gebundene Entscheidung ausgestaltet. Das heißt, die Genehmigung ist zu erteilen, wenn die in § 55 BBergG aufgeführten Gründe, unter denen der Naturschutz nicht erscheint, nicht entgegen stehen. Allerdings folgt aus der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwG) zu § 48 Absatz 2 Satz 1 BBergG, dass ein bergrechtlicher Betriebsplan nur zugelassen werden darf, wenn keine „überwiegenden öffentlichen Interessen“ entgegenstehen (sogenannte Auffangfunktion) (Urteil des BVerwG v. 29. Juni 2006, BVerwG 7 C 11.05, ständige Rechtsprechung). Soweit umweltbezogene Regelungen nicht unter die unbestimmten Rechtsbegriffe des § 55 BBergG zu subsumieren sind, können sie im Rahmen der Abwägung nach § 48 Absatz 2 Satz 1 BBergG als „überwiegend öffentliche Interessen“ ein bergbauliches Vorhaben beschränken oder der Zulassung entgegenstehen. Ein bergbauliches Vorhaben kann daher unter Umständen auch mit Hinweis auf überwiegende

Handlungsansätze, Instrumente und Anwendungsbeispiele zur Erreichung der Entkopplungsziele

Ziel	Handlungsansätze	Instrumente	Anwendungsbeispiele
Entkopplung Rohstoffverbrauch und Wohlfahrt (Reduzierung der Rohstoffmenge je Wirtschaftsleistung)	Reduzierung Materialeinsatz, Miniaturisierung	Materialinputsteuer	Massenmetalle, seltene Erden
		Entnahmesteuer	mineralische Baustoffe
		Emissionshandel	Zementindustrie
		Ökodesign-Richtlinie 2005/32/EG	Elektrogeräte, Haushaltsgeräte
		Innovations- und Forschungsförderung, Technologietransfer, Beratung	ReTech (Exportinitiative Recycling- und Effizienztechnik)
		Produktionsstandards	Elektrogeräte, Haushaltsgeräte
	Nutzungsdauerverlängerung	Produktstandards	Reparaturfähigkeit, Demontagefähigkeit
		Innovations- und Forschungsförderung, Technologietransfer, Beratung	Förderprogramm „Nachhaltiges Wirtschaften: Möglichkeiten und Grenzen von neuen Nutzungsstrategien“
		Grüne öffentliche Beschaffung	Re-use PC, Möbelpool
	Kreislaufführung	Abfallrecht	Abfallhierarchie
		Mindest-Recycling-Anteile	Beton
		Produktverantwortung	Altauto-Richtlinie 2000/53/EG
		Pfandsysteme	Mobiltelefone, Elektrogeräte, Autobatterie
		Stoffflusskataster/Erfassung Rohstoffbestand in Deutschland	seltene Erden
		Subventionierung	Sekundärrohstoffe
		Innovations- und Forschungsförderung, Technologietransfer	Rückgewinnung seltener Erden in Elektrogeräten, PV-Modulen
	Produktsubstitution	Produktsharing, Dienstleistung statt Produkterwerb	Autos/Fahrräder/Baumarktgeräte
		Öko-Sonderabgabe auf ökologisch schädliche Rohstoffe	
	Veränderung Konsum	Bewusstseinschaffung/Informationspolitik	„Rohstoffengel“
		Mehrwertsteuer	Senkung für Produkte mit „Rohstoffengel“
		Öko-Sonderabgabe auf rohstoffintensive Produkte	
		Subventionierung rohstoffärmerer Produkte	
		Grüne öffentliche Beschaffung	green IT, Bauwesen

n o c h Tabelle 2-2

Ziel	Handlungsansätze	Instrumente	Anwendungsbeispiele
Entkopplung Umweltauswirkung und Rohstoffnutzung (Verringerung der negativen Umweltauswirkung je genutzter Tonne Rohstoffe)	Primärrohstoffsubstitution	Innovations- und Forschungsförderung, Technologietransfer, Beratung	Solarzellen
	nationaler Naturschutz	Abbaustandards	heimische Baustoffe
		Naturschutzrecht (Eingriffs- und Ausgleichsregelung, Biotop-/Artenschutz)	heimische Baustoffe
		Rekultivierungs-/Renaturierungsverpflichtungen	Tagebau, Kiesgruben
		Öko-Sonderabgabe auf ökologisch schädliche Rohstoffe	
	Internationale Zusammenarbeit	Rohstoffpartnerschaften	umweltverträgliche Rohstoffgewinnung in Partnerländern
		Zertifizierung	Massenmetalle, seltene Erden
		Internationales Rohstoffrahmenabkommen	
		Technologietransfer	Recyclingtechnik
		Entwicklungszusammenarbeit	Rekultivierung/Renaturierung
Klimaschutzpolitik	Emissionshandel	energiesparende Zementherstellung	

SRU/UG 2012/Tab. 2-2

Interessen des Naturschutzes nicht zugelassen werden. Nichtsdestotrotz sollte das BBergG neu gefasst werden. Dabei sollte ein Primat zur Konfliktvermeidung etabliert werden und in Abhängigkeit von der Schwere der bergbaulichen Eingriffe in die Umwelt eine Genehmigungserteilung an besondere Bedingungen zum Nachweis eines Bedarfs geknüpft werden (TEßMER 2009, S. 13).

135. Neben dem BBergG können gegebenenfalls weitere Genehmigungen zum Beispiel nach Wasserhaushaltsgesetz (WHG) erforderlich sein. Die Gewinnung von Rohstoffen kann Grundwasserströme und -stände beeinflussen. Grundsätzlich ist eine wasserrechtliche Gestattung erforderlich, wenn mit der Gewinnung von Rohstoffen eine Gewässerbenutzung verbunden ist, wozu auch eine Benutzung des Grundwassers zählt.

136. Die Gewinnung von Rohstoffen, die nicht dem Bergrecht unterfallen (s. o.) wie beispielsweise Kies, die meisten Sande, Anhydrit- und Gipsstein, Kalkstein und Natursteine, unterfällt verschiedenen Regelungen. Zu diesen zählen gegebenenfalls Abgrabungsrecht (Landesrecht), Baugesetzbuch, Wasserrecht (WHG und Landeswassergesetze), Naturschutzrecht, Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG), Bundesbodenschutzgesetz und Landesbodenschutzgesetze, Planungsrecht, Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) und andere. So erfordert beispielsweise eine Abbaugenehmigung für Kies in der Regel

eine Baugenehmigung. Entsteht beim Kiesabbau ein Gewässer, zum Beispiel ein Baggersee, oder wird ein solches beseitigt oder wesentlich umgestaltet, ist eine wasserrechtliche Genehmigung nötig, die in Form eines Planfeststellungsbeschlusses ergeht.

137. Die Rohstoffgewinnung hat Folgen für bestehende Ökosysteme. Außerhalb von Naturschutzgebieten müssen Eingriffe in Natur und Landschaft regelmäßig im Rahmen der Eingriffsregelung geprüft werden. Die Europäische Kommission hat sich zudem detailliert mit dem Rohstoffabbau in Natura 2000-Gebieten durch die nichtenergetische mineralgewinnende Industrie auseinandergesetzt und hebt hervor, dass es wichtig ist, die potenziellen, nachteiligen Auswirkungen vorab zu prüfen und nach Möglichkeit zu vermeiden (Europäische Kommission 2011b). In ihrem Leitfaden empfiehlt sie, zu versuchen, mögliche Konflikte zwischen Natura 2000-Gebieten und rohstoffreichen Gebieten bereits auf der Ebene der Raumplanung zu erkennen und zu umgehen (ebd., S. 47 bis 54). Darüber hinaus ist das Konfliktlösungsprogramm für widerstreitende wirtschaftliche und naturschutzfachliche Interessen in Artikel 6 Absatz 3 und 4 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie) bereits vorhanden. Die Gerichte, insbesondere der EuGH und das BVerwG bemühen sich, anhand der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG um die Entwicklung

strikter Prüfungs- und Ausgleichsvorgaben (WEGENER 2010; zu BVerwG, Urteil v. 17. Januar 2007 – 9 A 20.05 – (Westumfahrung Halle) und der nachfolgenden, weniger strikten BVerwG-Rechtsprechung).

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) ist der Auffassung, dass es in vielen Fällen bei ausreichender Kenntnis der Schutzbedürfnisse der örtlich vorkommenden Arten der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie und der Betriebserfordernisse des Abbaus zu einer funktionierenden Kooperation zwischen dem Rohstoffabbau und dem Management von Natura 2000-Gebieten kommen kann. Dies gilt allerdings nur, wenn keine Lebensraumtypenflächen (Anhang I FFH-Richtlinie) abgebaut und dauerhaft zerstört werden (BfN 2011).

Allerdings gibt es Rohstoffe, deren Abbau vergleichsweise problematisch ist (z. B. Gipsabbau, der den pH-Wert der umgebenden Böden verändert) oder deren Abbau einen besonders erheblichen Eingriff darstellt (z. B. Kiesabbau in Flussauen) und auf den nach Auffassung des SRU deshalb verzichtet werden sollte. Bereits bei der Vergabe von Abbaugenehmigungen sollten zudem Renaturierungsmaßnahmen bzw. Folgenutzung festgelegt werden. Dabei sind die jeweiligen naturschutzfachlichen Ziele dieser Maßnahmen immer von den lokalen Rahmenbedingungen abhängig (z. B. umgebende Landschaft, potenzielles Vorkommen geschützter Arten) und müssen im Einzelfall überprüft und festgelegt werden.

Der Druck auf Natur und Landschaft wird mit der weiteren Verknappung und dem Preisanstieg von Rohstoffen zunehmen. Entgegen fortdauernder Bestrebungen verschiedener Bundesländer, wie zum Beispiel Hessen, vertritt der SRU die Position, dass Naturschutzanforderungen weder auf nationaler (Land Hessen 2011) noch auf europäischer Ebene (Bundesrat 2007) aufgeweicht werden sollten, auch nicht zugunsten des Rohstoffabbaus. Auch wenn in vielen Fällen Kooperationen und Nachnutzungen möglich sind, muss ein Abbau von Rohstoffen jedenfalls dann unterbleiben, wenn er aus naturschutzfachlichen oder aus anderen Umweltschutzerwägungen nicht gerechtfertigt werden kann.

Die Europäische Kommission interpretiert den Begriff des „überwiegenden öffentlichen Interesses“ in Artikel 6 Absatz 4 FFH-Richtlinie in ihrem Leitfaden dahingehend, dass es sich um ein langfristiges Interesse handeln muss. Kurzfristige wirtschaftliche bzw. andere Interessen, die für die Gesellschaft nur kurzfristige Vorteile bringen, sieht die Kommission als nicht hinreichend an, um die in der Richtlinie geschützten langfristigen Erhaltungsinteressen zu überwiegen (Europäische Kommission 2011b, S. 81). Was als mögliches überwiegendes langfristiges, grundlegendes gesellschaftliches Interesse angesehen wird, kann zudem staatlicherseits bereits im Vorfeld in politischen Maßnahmen und Strategien entschieden werden (ebd.). Daher sollte bundesweit klargestellt werden, dass im Kontext von Abwägungsentscheidungen bei Eingriffen in Naturschutzgebiete der Rohstoffabbau kein überwiegendes öffentliches Interesse darstellt, mit dem ein Eingriff gerechtfertigt werden kann.

2.4.2 Ökonomische Anreizinstrumente

138. Ökonomische bzw. marktwirtschaftliche Instrumente werden in der Umweltpolitik oft vorgeschlagen, um wirtschaftliche Anreize für ein umweltfreundlicheres Verhalten zu setzen. Ziel ist eine effiziente Allokation von Produktionsfaktoren, insbesondere durch die Internalisierung externer Kosten durch Steuern und Abgaben oder aber auch durch handelbare Zertifikatsysteme wie zum Beispiel das europäische Emissionshandelssystem. Im Vergleich zu traditionellen ordnungsrechtlichen Ansätzen gelten marktwirtschaftliche Instrumente als kosteneffizienter (NEWELL und STAVINS 2003; BAUMOL und OATES 1988). Als standortunabhängige Instrumente können sie allerdings Standorte mit verstärkter Umweltbelastung nicht ausreichend vor lokalen Schäden schützen. Marktwirtschaftliche Instrumente können einen Anreiz zu einem marktumfassenden umweltverträglicheren Verhalten geben, sie erlauben aber lokal weiterhin hohe Belastungen, solange eine Bereitwilligkeit für monetäre Ausgleichszahlungen besteht. Deshalb ist in jedem Fall eine standortbezogene umweltrechtliche Flankierung ökonomischer Instrumente geboten.

Primärbaustoffsteuer

139. Anders als in Ländern wie Großbritannien, Dänemark, Schweden, Italien und den Niederlanden wird in Deutschland auf Bundesebene bislang keine Steuer auf die Entnahme abiotischer nicht-energetischer Rohstoffe erhoben. Da die heimische Rohstoffgewinnung hauptsächlich Baustoffe betrifft, wäre in Deutschland – ähnlich wie in diesen Ländern – die Einführung einer Mengenbesteuerung auf die Extraktion von Primärbaustoffen überlegenwert. Im Rahmen des Projektes „Materialeffizienz und Ressourcenschonung“ (MaRess) wurde empfohlen, eine solche Baustoffsteuer einzuführen. Ziele dieser Steuer sind die Erhöhung der Ressourceneffizienz, aber auch der Recycling- und Substitutionsquoten, der Sekundärbaustoffanteile im Bausektor sowie die Reduktion spezifischer Umweltbelastungen (BAHN-WALKOWIAK et al. 2010). SÖDERHOLM (2006) argumentiert hingegen, dass eine solche Steuer nur auf eine Verringerung der Abbaumenge hinwirkt, aber keinen Anreiz gibt, die Umweltwirkungen beim Abbau zu vermindern. Umweltbelastungen sollten besser durch Instrumente adressiert werden, die direkter am Verursacher der Umweltverschmutzung ansetzen, wie zum Beispiel eine Steuer auf Schadstoffemissionen.

Die Bedenken SÖDERHOLMS (2006) sind berechtigt, allerdings könnte gerade die Vielzahl unterschiedlicher Umweltbelastungen (vgl. Kap. 2.2) ein Argument für eine Grobsteuerung auf der ersten Stufe der Wertschöpfungskette sein. Im Gegensatz zu Instrumenten, deren Fokus allein auf der Vermeidung von Emissionen liegt, richten sich solche Steuern auf die Inputseite der Ökonomie. Ziel ist es, die Menge des Rohstoffeinsatzes zu verringern und dadurch die Umweltbelastungen in Folge der Rohstoffnutzung zu minimieren. Dadurch könnte zunächst der Explorationsdruck, insbesondere auf Kiesgruben, gesenkt werden. Spezifische Umweltbelastungen durch Schad-

stoff-, aber auch CO₂-Emissionen können dann in einem zweiten Schritt durch weitere Instrumente gezielt verringert werden, wie dies in Deutschland und Europa zum Beispiel auch durch den Emissionshandel oder das BImSchG erfolgt. Eine Primärbaustoffsteuer hätte zudem den Vorteil, dass sie die Anreize für den Einsatz von Sekundärbaustoffen verstärken kann.

Da der Importanteil bei Baustoffen vernachlässigbar gering ist, besteht keine Gefahr für Wettbewerbsnachteile der deutschen Industrie. Die Einführung einer solchen Steuer ist daher grundsätzlich zu befürworten.

Materialinputsteuer

140. Neben der Einführung einer Primärbaustoffsteuer wird von mehreren Seiten eine Materialinputsteuer vorgeschlagen (STEWEN 1996; HINTERBERGER 1993; OMANN und SCHWERD 2003). Während sich die Primärbaustoffsteuer auf einen bestimmten Industriesektor konzentriert, wäre die Einführung einer Materialinputsteuer eine deutlich umfassendere Maßnahme, bei der der gesamte Materialinput als Bemessungsgrundlage für eine Steuer dient. Dabei sollen alle Materialien, die der Ökosphäre entnommen und in wirtschaftliche Aktivitäten eingebracht werden, mit einer Mengensteuer belegt werden. Der Vorschlag einer Primärrohstoffsteuer (BEHRENS et al. 2005) fand bisher aber keinen politischen Zuspruch.

Die Materialinputsteuer ist eine Mengensteuer, wobei aber auch denkbar ist, den Steuersatz für unterschiedliche Stoffe anhand ihres Gefährdungspotenzials für Mensch und Umwelt zu differenzieren (BEHRENS et al. 2005). Um die Wiederverwendung von bereits genutzten Materialien anzureizen, müssten Sekundärrohstoffe von der Steuer befreit werden.

Die ökologische Treffsicherheit einer Materialinputsteuer ist fraglich. Wahrscheinlich würde sie zu einem verlangsamten Abbauanstieg führen, durch ihre alleinige Wirkung auf die Fördermenge bietet sie aber keinen direkten Schutz für sensible Ökosysteme. Eine Einführung scheitert aber vor allem an Ausgestaltungsproblemen. Nur eine international harmonisierte Materialbesteuerung, die im besten Falle weltweit am Beginn der Wertschöpfungskette ansetzt, würde nicht zu internationalen Wettbewerbsverzerrungen führen. Ein deutscher oder europäischer Alleingang würde einen Grenzausgleich in Form einer Importabgabe erforderlich machen, um Anreize zur Verlagerung der ersten Wertschöpfungsstufen ins Ausland zu vermeiden (BEHRENS et al. 2005). Dazu müsste auch der Materialeinsatz von Halb- und Fertigwaren ermittelt werden. Selbst Mindestabschätzungen oder die Ermittlung von Durchschnittswerten scheinen bei der Vielzahl heutiger Produkte nicht praktikabel zu sein. Zudem müssten neben Pauschalisierungen auch glaubhafte Lebenszyklusanalysen und Zertifizierungssysteme entwickelt werden, um überdurchschnittlich gute Umweltstandards bei Abbau und Verarbeitung honorieren zu können. In diesem Sinne sind die Konzepte für eine umfassende Materialinputsteuer derzeit nicht umsetzbar. Für einzelne

Stoffe wie ausgewählte Metalle könnte das Konzept sinnvoll sein, muss aber weiter geprüft werden.

Emissionshandel

141. Um den Beitrag der rohstoffintensiven Güterproduktion zum anthropogenen Treibhauseffekt zu reduzieren, können bestehende Klimaschutzinstrumente, insbesondere der europäische Emissionshandel, dienen. Viele für die Rohstoffwirtschaft relevante Unternehmen, wie die der Eisen-, Stahl- und Zementindustrie, sind am Emissionshandel beteiligt. Der Emissionshandel hat eine direkte Wirkung auf diese Unternehmen. Durch die Emissionsobergrenze wird die Höhe der THG-Emissionen für die am Handel beteiligten Sektoren beschränkt.

Der SRU sieht allerdings erheblichen Nachbesserungsbedarf, wenn der Emissionshandel bei der verarbeitenden Industrie Effizienzmaßnahmen anregen soll. In den ersten beiden Handelsperioden erhielten große Teile der Industrie, darunter insbesondere die rohstoffintensive Schwerindustrie, eine beständig zu hoch angesetzte Zuteilung von Emissionszertifikaten (ELSWORTH und WORTHINGTON 2010; PEARSON und WORTHINGTON 2009; MORRIS und WORTHINGTON 2010; SRU 2011b; HERMANN et al. 2010). Neben dem Einbruch der Wirtschaft während der weltweiten Finanz- und Wirtschaftskrise 2008 und 2009 ist diese Überallokation für ein Überangebot an Zertifikaten verantwortlich, das den Emissionshandelspreis konstant deutlich unter dem in der Folgenabschätzung der Europäischen Kommission antizipierten Preis von 32 Euro (Europäische Kommission 2008a) hält. Die Anreizwirkung des Emissionshandels, in klimafreundlichere Produktionstechnologien zu investieren, ist dadurch deutlich geschwächt. Die Anspar-Regel, die Unternehmen erlaubt, ungenutzte Zertifikate in die dritte Handelsperiode mitzunehmen, verhindert zwar einen weiteren Preisverfall, gefährdet aber gleichzeitig auch die Wirkungskraft des Emissionshandels in der 2013 beginnenden dritten Handelsperiode. Die Entscheidung, dass in der dritten Handelsperiode die kostenfrei zu verteilenden Zertifikate nicht mehr nach dem „Grandfathering“-Prinzip, also der Orientierung an historischen Emissionen einer Anlage, sondern nach sektoralen Benchmarks ausgehändigt werden sollen, ist zwar zu begrüßen. Dies wird aber die Folgen der derzeitigen Überallokation selbst bei strikten Benchmarks zunächst nicht lösen können. Den Unternehmen wird durch die Ansammlung von Zertifikaten heute die Möglichkeit geboten, Investitionen in den Klimaschutz weiter aufzuschieben.

Damit der Emissionshandel einen wirksameren Anreiz für eine klimafreundlichere Produktion der rohstoffintensiven Industrie schaffen kann, sollte die EU zunächst ihr THG-Emissionsreduktionsziel für das Jahr 2020 von 20 auf 30 % gegenüber den Emissionen von 1990 anheben. Darüber hinaus ist es entscheidend, dass sich die Benchmarks der kostenlosen Verteilung von Zertifikaten zukünftig wirklich an technischen Potenzialen und nicht an historischen Emissionen orientieren, damit nicht unberechtigte Einnahmequellen gerade in den Branchen entstehen, in denen bisher wenig getan wurde.

2.4.3 Instrumente für die Kreislaufführung von Rohstoffen

142. Mit der Debatte um Rohstoffsicherheit haben Ansätze der europäischen und deutschen Abfallpolitik eine deutliche Aufwertung erfahren. Dies gilt insbesondere für den klaren Fokus auf die Ressourcenschonung durch die sogenannte fünfstufige Abfallhierarchie der Abfallrahmenrichtlinie, die der Vermeidung, Wiederverwendung und der stofflichen Verwertung den Vorrang vor der energetischen Verwertung und Beseitigung gibt. Eine deutliche Wirkung haben die Regelungen für ausgewählte Stoffströme wie Altfahrzeuge, Batterien usw. erbracht, da zumindest für die erfassten Mengen verbindliche Mindestanforderungen festgelegt wurden (FAßBENDER 2011). Trotz der Erfolge sind weder Qualität noch Quantität der Rückführung von Rohstoffen in den Produktionskreislauf befriedigend. Instrumente müssen dementsprechend zum einen auf eine höhere Qualität der Sekundärrohstoffe durch Minimierung von Schad- oder Störstoffen zielen, zum anderen auf eine Erhöhung der erfassten Mengen, die Steigerung der gewonnenen Sekundärrohstoffmengen und in Konsequenz auf eine breitere Verwendung der rückgewonnenen Rohstoffe. Adressaten dieser Instrumente sind sowohl die Hersteller als auch die Konsumenten: Die Hersteller sind für das Design, die Aufbereitung und den Wiedereinsatz verantwortlich, die Konsumenten dagegen beeinflussen durch ihr Kaufverhalten die Nachfrage und entscheiden letztlich über die Rückführung in den Kreislauf.

Herstellerorientierte Instrumente

143. Zentrales Prinzip für die Stärkung der Anreize zu einem recyclingfreundlichen Produktdesign und zu einer hochwertigen Verwertung ist die Produzentenverantwortung, die für den gesamten Lebenszyklus von der Produktplanung und Herstellung, über die Nutzungsphase bis zur Entsorgung eines Produktes gilt. Die größte Bedeutung für die Lebensdauer, Reparaturfähigkeit und Wertbarkeit von Produkten hat dabei die Produktplanung. Es gilt, die Auswahl von Design, Materialien und Verbindungen im Sinne einer rohstoffschonenden Wirtschaft zu beeinflussen. Die Konkretisierung der Ökodesign-Richtlinie berücksichtigt bisher fast ausschließlich Energieaspekte, eine Ergänzung um Rohstoffaspekte wäre langfristig sinnvoll (THOLEN et al. 2011). Schon unter dem ausschließlichen Blickwinkel des Energieverbrauchs ist die Umsetzung dieser Richtlinie jedoch sehr aufwendig und langwierig und sollte nicht gebremst werden.

Verwertungs- weil qualitätsfördernd wirken Beschränkungen für den Einsatz von Schadstoffen. Ein Beispiel dafür ist die RoHS-Richtlinie, die den Einsatz ausgewählter Elemente (wie z. B. Blei, Quecksilber, aber auch einiger organischer Verbindungen) begrenzt oder untersagt. Fokus dieser Richtlinie ist zwar die menschliche Gesundheit, gleichzeitig steigt aber auch die Qualität der zu verwertenden Materialien.

144. Das Instrument, das eigentlich eine deutliche Verbesserung der Produktplanung erbringen sollte, ist § 23 des Kreislaufwirtschaftsgesetzes. Demnach sind Herstel-

ler grundsätzlich verpflichtet, „Erzeugnisse [...] möglichst so zu gestalten, dass bei ihrer Herstellung und ihrem Gebrauch das Entstehen von Abfällen vermindert wird und sichergestellt ist, dass die nach ihrem Gebrauch entstandenen Abfälle umweltverträglich verwertet oder beseitigt werden.“ Die mögliche Verpflichtung zur Rücknahme nach § 25 sollte das Eigeninteresse der Hersteller an verwertungsgerechten Konstruktionen fördern.

Für einzelne Produktströme ist die Rücknahmeverpflichtung im untergesetzlichen Regelwerk bzw. eigenen Gesetzen ausgeführt. Wichtige Ströme für die Rohstofffrage (z. B. Batterien, Altfahrzeuge, Elektro- und Elektronikschrott) sind hier bereits geregelt. Mit den bestehenden Regulierungen werden die darin festgelegten (gewichtsbegrenzten) Verwertungsquoten erreicht, indem insbesondere die Hauptbestandteile, die einerseits einen hohen Massenanteil ausmachen und andererseits am einfachsten rückgewinnbar sind, aus dem Abfallstrom herausgezogen werden. Rohstoffe, die nur in geringen Mengen und/oder schwer zugänglich im Produkt vorliegen, sind aus Sicht der Verwerter oft von geringem Interesse. Gerade dies sind aber die Technologiemetalle wie seltene Erden, deren Förderung starke Umweltauswirkungen hat, für die Knappheiten prognostiziert und eine Verbesserung der Versorgungssicherheit gefordert werden. Offensichtlich reichen die gestiegenen Rohstoffpreise allein jedoch nicht aus, um eine Rückgewinnung der Technologiemetalle wirtschaftlich tragfähig zu machen: Bisher existieren weltweit nur fünf Unternehmen, die Elektronikschrott in großem Maßstab aufbereiten und neben Massimetallen einzelne Technologiemetalle zurückgewinnen (ERDMANN et al. 2011). Die größte der Anlagen verarbeitet jährlich etwa 300.000 t (HAGELÜKEN 2010). Verglichen mit dem europäischen Aufkommen von knapp 3,6 Mio. t Elektro- und Elektronikschrott im Jahr 2008 (EuroStat 2012) bestehen dementsprechend erhebliche Lücken in der Rückgewinnung von Rohstoffen.

145. Um einen Ausbau der hochwertigen Techniken zu unterstützen, können Mindeststandards für alle Stufen der Entsorgungskette entwickelt und festgelegt werden (Öko-Institut und Eurometaux 2010). Menge und Qualität der zur Verfügung stehenden Inputströme sind entscheidend, da die Ergebnisse der Aufbereitung immer vom schwächsten Glied in der Aufbereitungskette (Erfassung, Zerlegung, Rückgewinnung) abhängen. Ein erhebliches Potenzial an rückführbaren Rohstoffen bleibt ungenutzt, weil es gar nicht in die nationalen Verwertungswege gelangt.

Batterien als eher kurzlebige Produkte erreichten beispielsweise 2010 eine Sammelquote von 44 % (eingesammelte Menge bezogen auf die in Verkehr gebrachte Menge), was die Vorgaben des Batteriegesetzes (BattG) übererfüllt (GRS Batterien 2011). Gleichzeitig bleiben aber 56 %, knapp 20.000 t, im Bestand oder werden über den Hausmüll entsorgt. Auch die in der Entsorgungswirtschaft erfassten Mengen an Fahrzeugen und Elektrogeräten erreichen hohe Verwertungsquoten. Erhebliche Mengen an Fahrzeugen und Elektrogeräten werden aber in einen Gebrauchtmärkte überführt und exportiert (UBA

und BMU 2011; BUCHERT et al. 2007; UBA 2010). Ein nicht quantifizierbarer Anteil der Gebrauchsgüter ist nicht mehr gebrauchsfähig oder reparaturfähig, sodass es sich bei einem Export um illegale Abfallverbringung handelt. Die Ursachen liegen in der unklaren Abgrenzung von Alt- und Gebrauchsgütern, einem komplexen Verbringungsrecht und unzureichender Überwachung der Exportwege (JANZ et al. 2009). Erreichen die Produkte dann ihr Nutzungsende an Orten, an denen die Hersteller ihrer Verantwortung nicht nachkommen müssen oder können, gehen als Konsequenz die Rohstoffe dem heimischen Wirtschaftssystem verloren. Ebenso schwindet der Anreiz, verwertungsgerechte Produkte zu planen. Gleichzeitig kommt es bei unsachgemäßer Aufbereitung zu schweren Beeinträchtigungen von Gesundheit und Umwelt (WONG et al. 2007). Abhilfe ist möglich durch klare begriffliche Abgrenzungen, ausreichend Personal für eine wirksame Kontrollpraxis und Zusammenarbeit der Behörden, Verrechtlichung der Anforderungen an Gebrauchsgüter (Anlaufstellen-Leitlinien über Verbringungen von Elektro- und Elektronik-Altgeräten/Anlaufstellen-Leitlinien über Verbringungen von Altfahrzeugen) und flankierend eine transparente Dokumentation der Gebrauchsgüterströme (SANDER und SCHILLING 2011; SRU 2008). Die im Entwurf der überarbeiteten WEEE-Richtlinie geplanten Änderungen hinsichtlich Recyclingstandards, die anvisierte Erhöhung der Sammelmengen sowie die Rahmenbedingungen für den Export sind daher ausdrücklich zu begrüßen. Diese Maßnahmen haben allerdings nur Aussicht auf Erfolg, wenn Dokumentation, Überwachung und eine deutliche Ahndung von Verstößen damit einhergehen.

Die Qualität der Entsorgung lässt sich durch eine Ausdehnung der Kennzeichnungs- und Informationspflichten für besonders relevante Produkte erhöhen, indem am Gerät Informationen über gerätespezifische Daten, verwendete Materialien, Zerlegeanleitungen usw. verfügbar sind (FÜHR et al. 2008).

146. Auch innerhalb des funktionierenden Rücknahmesystems für Elektrogeräte in Deutschland besteht Optimierungsbedarf. Derzeit basiert die Kostenübernahme für die Entsorgung je Hersteller auf der Angabe „in Verkehr gebrachte Stückzahl“, die Entsorgungskosten werden also unabhängig vom Produktdesign auf alle Hersteller verteilt. In Schweden dagegen werden den Herstellern von recyclingfreundlichen Geräten niedrigere Entsorgungsprämien in Rechnung gestellt (LEONHARDT 2007), sodass ein starker Anreiz für Ökodesign von Produkten besteht. Die Übertragbarkeit dieses Ansatzes auf Deutschland sollte mit Nachdruck geprüft werden, da positive Wirkungen auf das Produktdesign zu erwarten sind.

147. Parallel sollte der Aufbau von Entsorgungsstrukturen in Schwellen- und Entwicklungsländern vorangetrieben werden, da dort mittelfristig nicht nur defekte Gebrauchsgüter aus Industrienationen, sondern auch der Abfall aus einer zunehmenden Ausstattung mit Elektrogeräten anfallen wird. Erste Projekte, die in Zusammenarbeit mit internationalen Herstellern, lokalen Unternehmen und dem informellen Sektor aufgebaut werden, schaffen Ar-

beitsplätze vor Ort (EUWID 2011a). Die Separation in lokal verwertbare Bestandteile und Fraktionen, die ein komplexeres Aufbereitungsverfahren erfordern, kann – bei Re-Import und Aufbereitung dieser Anteile – zur Vermeidung von Rohstoffverlusten und zunehmend zur Versorgung mit Technologiemetallen beitragen.

Verbraucherorientierte Instrumente

148. Umweltzeichen bieten dem Verbraucher die Möglichkeit einer bewussten Produktwahl. Geprüft werden sollte die Wirkung von Umweltzeichen mit anspruchsvollen, rohstoffrelevanten Kriterien (Europäische Kommission 2011a). Auch die Wirkung bereits bestehender Kennzeichen wie Blauer Engel, Nordic Swan oder das Österreichische Umweltzeichen, die bereits entsprechende Kriterien entwickelt haben, sollte überprüft werden (TEUFEL et al. 2009). Die Aktivierung der Verbraucher allein durch Information und Appelle führt zu vorübergehenden Erfolgen, die nur durch regelmäßige Wiederholung auf einem Mindestniveau gehalten werden können, wie die Erfahrungen mit der Abfalltrennung in Haushalten zeigen. Deutlich höhere Erfolge zeigen ökonomische Anreize wie verursacherabhängige Gebühren oder Pfandregelungen.

149. Eine besondere Herausforderung für die Kreislaufführung sind sehr niedrige Sammelraten von Elektrogeräten. Derzeit wird etwa ein Drittel der in Verkehr gebrachten Mengen an Elektrogeräten separat gesammelt und behandelt (EuroStat 2012). Kritisch sind gerade die Zahlen für rohstoffrelevante High-Tech-Geräte wie Mobiltelefone oder Computer. Trotz vielfältiger Wiederverwendungs- und Recyclingprogramme werden für Mobiltelefone nur Rücklaufquoten von circa 28 % erzielt, die über Rückgabe bei Händlern, kommunalen Sammelstellen oder karitativen Sammlungen dem Recycling zugeführt werden (Pressemitteilung vom 30. Dezember 2011 (Bitkom): 83 Millionen Alt-Handys).

Obwohl die kostenfreie Rücknahme von Elektrogeräten nach Elektro- und Elektronikgerätegesetz (ElektroG) das Recycling etwas erhöhen konnte, werden Potenziale weiterhin noch zu wenig ausgeschöpft. Ob die Einführung der Wertstofftonne das Recycling von Elektroklein geräten, vor allem von High-Tech-Geräten, erhöhen kann, ist offen, da sowohl rechtliche (SCHINK und KARPENSTEIN 2011) als auch technische Schwierigkeiten bestehen. Die gemeinsame Sammlung mit anderen Wertstoffen verringert die Möglichkeit einer Wiederverwendung und damit der Lebensdauerverlängerung erheblich, da es zu Beschädigungen und Verunreinigungen kommt (BEIGL et al. 2010).

Ein effektives Instrument für eine qualitativ hochwertige Sammlung könnten Pfandsysteme für Elektrogeräte, vor allem High-Tech-Geräte, sein. Nach Ansicht des SRU würde sich zunächst vor allem eine Einführung für Mobiltelefone und Computer lohnen. In den letzten zehn Jahren ist die Nutzung dieser beiden Güter rasant angestiegen. In Deutschland besitzen statistisch gesehen 100 Haushalte 57,8 Laptops und 160,9 Mobiltelefone (Statistisches Bundesamt 2011a). Vorbild kann die seit 1998 bestehende

Pfandpflicht für Autobatterien sein. Das Modell hat sich als Erfolg erwiesen: Aktuell werden nahezu 100 % Verwertung erreicht (UBA 2011). Ein Pfand auf Mobiltelefone oder Computer könnte sehr ähnlich aussehen: Beim Kauf eines Mobiltelefons wird ein Pfand erhoben, der bei Rückgabe des Geräts erstattet wird. Verantwortlich für die Abwicklung des Pfandsystems sind Mobilfunkanbieter, Computerfachgeschäfte bzw. Elektrogeschäfte. Statt Zahlung des Pfandes beim Neukauf kann auch ein altes Mobiltelefon abgegeben werden.

Alternativ könnten Verbraucher auch mit positiven Anreizen zu einer längeren Nutzung ihrer Elektrogüter bewegt werden. Verschiedene Mobilfunkunternehmen bieten ihren Kunden schon heute günstigere Verträge an, wenn sie auf ein neues Mobiltelefon verzichten und stattdessen nur die SIM-Karte erwerben. Verschiedene Privatunternehmen, die sich hauptsächlich über den Wiederverkauf finanzieren, bieten über Online-Portale den Ankauf gebrauchter Mobiltelefone an. In den USA werden derzeit erste Rücknahmeautomaten für Mobiltelefone aufgebaut, an denen der Kunde Wertgutscheine erhält. Voraussetzung für hohe Sammelraten sind leicht zugängliche Sammelsysteme mit vielen Rücknahmestellen (BEIGL et al. 2010). Daher wäre eine enge Zusammenarbeit mit den Verkaufsstellen sinnvoll.

Aufgrund der begrenzten Wirkung bestehender Rücknahmeaktionen erscheint die Einführung eines Pfandsystems auf Mobiltelefone und Computer als die am besten geeignete Lösung und ist zu befürworten.

2.4.4 Internationale Ansätze

Zertifizierungssysteme

150. Zertifizierungssysteme können helfen, Umweltstandards beim weltweiten Rohstoffabbau zu setzen. Die Zertifizierung bescheinigt dem Rohstoffproduzenten, dass definierte Anforderungen innerhalb der Wertschöpfungskette eingehalten werden. Bislang haben sich Zertifizierungen insbesondere dort erfolgreich etabliert, wo ökologische und soziale Belastungen bei der Gewinnung von Rohstoffen in der Öffentlichkeit diskutiert werden (z. B. Kinderarbeit in Steinbrüchen, Holzproduktion). Dabei handelt es sich immer um freiwillige Systeme, die entweder vom Staat oder von nicht-staatlichen Akteuren initiiert werden. Wenn die EU oder einzelne Mitgliedstaaten Zertifizierungssysteme entwickeln (z. B. EU-Biosiegel), besteht darüber hinaus die Möglichkeit, den Erhalt von Fördergeldern an die Zertifizierung zu knüpfen (so z. B. durch die Erneuerbare-Energien-Richtlinie 2009/28/EG). Beispiele für erfolgreiche nicht-staatliche Zertifizierungssysteme sind der Forest Stewardship Council (FSC) für Holz aus nachhaltiger Nutzung (s. Tz. 366) und der Marine Stewardship Council (MSC) für Fisch aus nachhaltiger Fischerei. Auch Kodizes, wie sie beispielsweise für Kaffee existieren (4C Association 2011), können die Umweltauswirkungen deutlich verringern.

Im Bereich der Metalle und Mineralien existieren bisher nur erste Initiativen vor allem für Schmuckrohstoffe wie Gold und Diamanten. In Kolumbien ist Anfang 2011 das

erste Gold nach Fair-Trade-Standards zertifiziert worden, die neben sozialen und ökonomischen Kriterien auch die Einhaltung ökologischer Standards umfassen (Fairtrade and Fairmined Gold 2011). Projekte wie Fair Stone und XertifiX haben Umwelt- bzw. Sozialstandards für die Natursteinindustrie entwickelt (Fair Stone 2011; XertifiX 2011). Die meisten Zertifizierungen werden durch unabhängige Einrichtungen vorgenommen (third-party certification) (WAGNER et al. 2007). Bestehende internationale Initiativen können Orientierung bei der Festlegung von Standards bieten:

- Das Intergovernmental Forum on Mining, Minerals and Metals and Sustainable Development ist eine Initiative verschiedener Regierungen, vor allem von Entwicklungsländern, die das Ziel verfolgen den Beitrag des Bergbaus zu einer nachhaltigen Entwicklung zu stärken.
- Der International Council on Mining and Metals (ICMM), ein Zusammenschluss von 20 Firmen und 31 nationalen, regionalen und globalen Vereinigungen, wurde 2001 ins Leben gerufen und hat unter anderem, gemeinsam mit der International Union for Conservation of Nature (IUCN), eine Richtlinie zur Guten Praxis im Bergbau für die Erhaltung der Biodiversität herausgegeben (ICMM 2006).
- Die Initiative Extractive Industry Transparency versucht die Transparenz in den Finanzströmen im Erdöl-, Erdgas- und Bergbausektor zu erhöhen.
- Die USA haben im Juli 2010 den Dodd-Frank Act verabschiedet, der den an der Wall Street notierten Öl-, Gas- und Bergbauunternehmen vorschreibt, ihre Einkommen und Steuerzahlungen offen zu legen. Zusätzlich müssen sie nachweisen, dass ihre Produkte nicht aus den Konfliktregionen in der und um die Demokratische Republik Kongo stammen. Die Europäische Kommission hat Ende Oktober 2011 einen Vorschlag für eine ähnliche EU-Richtlinie gegen Korruption und für mehr Transparenz vorgelegt (Europäische Kommission 2011g).
- Die Äquator-Prinzipien sind eine freiwillige Verpflichtung von Kreditinstituten, bei der Finanzierung von Projekten bestimmte Umwelt- und Sozialstandards einzuhalten. Sie basieren auf den Standards von Weltbank und International Finance Corporation (Equator Principles 2012).
- Das Business and Biodiversity Offset Programme (BBOP) ist ein Zusammenschluss von Firmen, Kreditinstituten, Regierungen und zivilgesellschaftlichen Organisationen mit dem Ziel, Kompensationsmaßnahmen für Auswirkungen von Eingriffen in den Naturhaushalt zu entwickeln und so einen Nettogewinn zu schaffen.
- Das Global Mercury Project wurde initiiert von GEF, UNDP und UNIDO, um die Kontamination von Gewässern mit Quecksilber im Gold-Kleinbergbau zu reduzieren. Ein Ziel dabei war die Entwicklung länderspezifischer Abbaustandards.

- Die Kernarbeitsnormen der Internationalen Arbeitsorganisation (International Labour Organization – ILO) formulieren grundlegende Prinzipien und Rechte bei der Arbeit.

Im Bereich der mineralischen Rohstoffe gibt es bislang noch keinen allgemein akzeptierten Mechanismus, der eine Produktdifferenzierung auf der Grundlage der Einhaltung von Nachhaltigkeits- und Entwicklungsstandards in der Produktion gestattet. Erschwert werden die Etablierung eines solchen Systems und seine Kontrolle unter anderem durch die Vielfalt der mineralischen Rohstoffe, die regionalen Besonderheiten der Abbaugebiete, verschiedene Abbauverfahren und unterschiedliche Betriebsgrößen (WAGNER et al. 2007). Bisherige Zertifizierungsansätze umfassen vor allem Edelmetalle, Edelsteine für die Schmuckindustrie und Natursteine. Ein bekanntes Beispiel ist das Kimberley Process Certification Scheme, das versucht, die Finanzierung von Bürgerkriegen durch den Diamantenhandel (Blood Diamonds) zu unterbinden. Trotz einiger Erfolge hat sich eine Umsetzung in fragilen, undemokratischen Staaten als schwer erwiesen. Die Absatzmöglichkeiten für Rohstoffe aus illegalem sowie nicht umwelt- und sozialverträglichem Abbau könnten durch die Etablierung von Zertifizierungssystemen verringert werden.

Die BGR (2011b) unterstützt daher derzeit die Entwicklung und Umsetzung eines Zertifizierungssystems für Kassiterit, Coltan, Wolframit und Gold in der demokratischen Republik Kongo. In einem von BMWi und BMZ geförderten Pilotvorhaben (2008 bis 2011) in Ruanda wird modellhaft die Gewinnung der Rohstoffe Coltan, Zinn und Wolfram zertifiziert, um so Rohstoffmengen und -wege transparent zu machen (BGR 2011c). Diese und weitere erste erfolgreiche Initiativen zur Erhöhung der Transparenz in den Lieferketten von „Konfliktmineralen“ stehen nun vor den Herausforderungen einer sektorweiten Umsetzung (SCHÜTTE et al. 2011).

Ein wichtiges Instrument zur Überprüfung der Herkunft könnte ein chemisch-mineralogischer „Fingerprint“ sein, wie ihn die BGR exemplarisch für Coltan entwickelt hat (BGR 2011a). Derzeit ist das Verfahren durch komplexe Analysemethoden und hohe Kosten allerdings eher für konkrete Verdachtsfälle als für die breite, routinemäßige Anwendung geeignet (WAGNER et al. 2007). Durch technische Weiterentwicklungen könnte sich dies jedoch zukünftig ändern.

Die BGR nennt als Standards für eine Zertifizierung (WAGNER et al. 2007):

- Produktstandards (Qualität): Qualität und Leistung, ethische Kriterien;
- Herkunftsstandards (Transparenz): Ursprung von Rohstoffen und Nachvollziehbarkeit von Wertschöpfungsketten;
- Prozessstandards (Umwelt, Gesundheit, Sicherheit): Vereinheitlichung der Umwelt-, Gesundheits- und Sicherheitsbedingungen der Produktion;

- Standards für Handelsketten (Produzent und Konsument): fairer und/oder transparenter Handel zwischen Produzenten und Konsumenten.

Aus Sicht des SRU sind Zertifizierungssysteme ein gut geeignetes Instrument, um Nachhaltigkeitsstandards und Transparenz in bislang noch unzureichend regulierten Sektoren zu erhöhen. Im Bereich der mineralischen Rohstoffnutzung wäre vor allem der Kleinbergbau ein wichtiges Ziel für Zertifizierungen, da dieser häufig unter nicht nachhaltigen Bedingungen produziert und Zertifizierungen insbesondere dort zu einer deutlichen Verbesserung ökologischer und sozialer Bedingungen führen könnten.

Rohstoffpartnerschaften

151. Mit ihrer Rohstoffstrategie aus dem Jahr 2010 verfolgt die Bundesregierung auch das Ziel des Aufbaus bilateraler Rohstoffpartnerschaften, die in Form völkerrechtlicher Verträge geschlossen werden. Diese neue Form der Zusammenarbeit mit rohstoffreichen Ländern ist eine Reaktion auf steigende Rohstoffpreise und Exportbeschränkungen und erfordert eine kohärente Wirtschafts-, Außen- und Entwicklungspolitik. Während solche Partnerschaften aus deutscher Sicht vor allem der Rohstoffsicherung deutscher Unternehmen dienen, sollen unter anderem auch die Einhaltung von Umwelt- und Sozialstandards unterstützt werden (BMWi 2010). Nur wenn Umweltbelastungen durch Rohstoffpartnerschaften reduziert werden können, sind sie aus ökologischer Sicht zielführend. Das heißt, sie sollten nicht dazu führen, dass in Drittländern ein Abbau in sensiblen Ökosystemen gefördert wird. Stattdessen sollten Deutschland und Europa in ihren Verträgen auf die Einhaltung strikter Abbau- und Sozialstandards bestehen. Deutschland und die EU sollten im Gegenzug den Transfer moderner Technologien fördern.

Positiv zu bewerten ist in diesem Zusammenhang die Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020, die die CBD-Ziele (CBD – Convention on Biological Diversity) umsetzt. Sie will „den Beitrag der Handelspolitik zum Schutz der Biodiversität verbessern und potenzielle negative Auswirkungen angehen, indem Biodiversitätsbelange systematisch in Handelsvereinbarungen und Dialoge mit Drittländern einbezogen, potenzielle Biodiversitätsauswirkungen der Handelsliberalisierung und der Investitionstätigkeit ex ante durch handelsbezogene Nachhaltigkeitsprüfungen (Trade Sustainability Impact Assessments) sowie durch Ex-post-Evaluierungen identifiziert und bewertet werden und indem angestrebt wird, alle neuen Handelsvereinbarungen um ein Kapitel über nachhaltige Entwicklung mit umfassenden handelsbezogenen Umweltvorschriften, die auch Biodiversitätsziele umfassen, zu ergänzen“ (Europäische Kommission 2011e). Weiterhin dürfen durch den Rohstoffabbau die strategischen Ziele der CBD, den Anteil von Schutzgebieten auf dem Land auf 17 % und auf dem Meer auf 10 % zu erhöhen, nicht behindert werden (SCBD 2010).

152. Die EU hat eine Vereinbarung mit Chile über den Zugang zu Rohstoffen unterzeichnet und ist derzeit bestrebt, ähnliche Übereinkommen mit Argentinien und Bra-

silien abzuschließen. Die ersten Rohstoffpartnerschaften der Bundesrepublik wurden mit der Mongolei und Kasachstan unterzeichnet (Bundesregierung und Regierung der Mongolei 2011; Bundesregierung und Regierung der Republik Kasachstan 2012). Auch eine Rohstoffpartnerschaft mit Russland wird von Wirtschaftsvertretern befürwortet. Damit solche Abkommen auch aus ökologischer Sicht Erfolge aufweisen können, müssen sie eine Balance zwischen Umweltstandards und Rohstoffsicherung herstellen. Die beiden Abkommen beinhalten zwar als einen Schwerpunkt die Umsetzung von Umwelt- und Sozialstandards bei der Rohstoffgewinnung und -aufbereitung (Artikel 2 Absatz 3 lit. d). Allerdings werden diese Standards nicht präzisiert, obwohl beispielsweise in den Abkommen auf die ILO-Kernarbeitsnormen verwiesen werden könnte. Auch die Klauseln über die Beratung beim umwelt- und sozialverträglichen Abbau von Rohstoffen und deren Verarbeitung sind in den Rohstoffpartnerschaften sehr weich formuliert. Im Gegensatz zu dem Abkommen mit der Mongolei fehlt im Vertrag mit Kasachstan der Absatz über die Ausgestaltung der geplanten Beratung.

Die zweite Leitidee im Entwurf des Deutschen Ressourceneffizienzprogramms (BMU 2011a) lautet „Globale Verantwortung als zentrale Orientierung unserer nationalen Ressourcenpolitik sehen“. Dazu wird unter anderem ausgeführt: „Hierzu wird sich die Bundesregierung in der Kooperation mit ihren Partnerländern und in europäischen und internationalen Gremien intensiv um die nachhaltige Ausgestaltung der Extraktionsverfahren und die stetige Verbesserung der Umweltstandards in Rohstoffabbau und -verarbeitung bemühen“ (BMU 2011a). Diesem Anspruch werden die bisherigen Rohstoffpartnerschaften offensichtlich nicht gerecht.

Internationales Rohstoffrahmenabkommen

153. Zertifizierung von Importen oder bilaterale Rohstoffabkommen können als erste Schritte auf dem Weg zu internationalen Rohstoffabkommen gewertet werden. Gleichwohl werden sie alleine keine befriedigenden Lösungen anbieten können, weil sie Spielräume für Ausweichreaktionen der Wirtschaftsakteure bieten.

Deshalb sollte die Idee internationaler Rohstoffrahmenabkommen aktiv verfolgt werden. Diese haben aber nur eine Chance, wenn man sie nicht isoliert nur umweltpolitisch formuliert, sondern auch die Erlösziele der Exportländer beachtet. Auch entwicklungspolitische Ziele, so vor allem die Verwendung der Erlöse (Rohstoffrenten) für Armutsbekämpfung, die soziale und physische Infrastruktur oder die Diversifikation der Volkswirtschaften, sollten Berücksichtigung finden, insbesondere um Einkommenstransfers von Nord nach Süd überhaupt legitimieren zu können (UNCSD 2011; BLEISCHWITZ und BRINGEZU 2007; BRINGEZU und BLEISCHWITZ 2009; The Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development 2010)

In diesem Zusammenhang könnten Ansätze einer „Neuen Internationalen Wirtschaftsordnung“ weiterentwickelt und insbesondere umweltpolitisch qualifiziert werden, wie sie noch in den Nachkriegsjahrzehnten bis zur zwei-

ten Ölpreiskrise von 1981 international kontrovers diskutiert wurden (SENGHAAS 1978; DONGES 1977; ELSSENHANS 1980). Ausgangspunkt der frühen Diskussion waren ein sich verschlechterndes Realtauschverhältnis (Terms of Trade) zwischen Rohstoffpreisen und notwendigen Importen von Industrieerzeugnissen, sowie die erhebliche Preisvolatilität, die Rohstoffmärkten inhärent ist (THE WORLD BANK 2009). Preiserhöhungen und -stabilisierung setzen notwendigerweise eine Kontrolle der Angebotsmengen voraus. Eine besonders wirksame, aber konfliktträchtige Form ist die Angebotsmonopolisierung über Rohstoffkartelle, die Produktionsquoten für ihre Mitglieder festlegen und hierdurch die Erlössituation verbessern. Entsprechende Versuche der Kartellbildung im Rahmen von Rohstoffabkommen zwischen Erzeuger- und Verbraucherländern für Kupfer (ADAM 1980) und Zinn (HILLMAN 2010) sind in den 1970er- und 1980er-Jahren aus politischen und ökonomischen Gründen gescheitert. Auch die moderateren Lösungen der EU für eine Exporterlösstabilisierung im Rahmen der Lomé-Verträge laufen seit dem Jahre 2000 aus (WBGU 2005). Bei entsprechender politischer Unterstützung der Industrieländer ist aber eine Mengenkontrolle des Angebots nicht prinzipiell als unmöglich einzustufen (ELSENHANS 1984; 1983). Die konsequente Durchsetzung strenger Umweltauflagen wird letztlich auch angebotsbegrenzende und erlössteigernde Wirkungen haben und bietet damit den Hebel für eine umweltpolitisch qualifizierte Weiterentwicklung der alten entwicklungspolitischen Idee.

Dauerhaft tragfähig werden in Zukunft daher nur Exportrestriktionen im Rahmen konsensualer zwischenstaatlicher Rohstoffabkommen (z. B. Artikel XX (h) des Allgemeinen Zoll- und Handelsabkommens – General Agreement on Tariffs and Trade (GATT)) und einer glaubwürdigen umweltpolitischen Begründung sein, die sich auf Artikel XX (g) GATT und die Einhaltung internationaler Umweltabkommen stützen kann (WBGU 2000, S. 114 f.). Willkürliche, einseitige Exportbeschränkungen durch Exportländer wären hingegen nicht mit dem Regelwerk der World Trade Organization (WTO) vereinbar, der sich viele der rohstoffexportierenden Länder angeschlossen haben (OECD 2010; STÜRMER 2008; WTO 2011).

In den 1980er- und 1990er-Jahren waren die Chancen für Rohstoffabkommen gering, weil die importierenden Industrieländer ein Interesse an einem liberalen und diskriminierungsfreien Weltmarkt hatten und dies dank ihrer Marktmachtposition auch durchsetzen konnten. Diese Situation hat sich mit der ökonomischen Verknappung wichtiger Rohstoffe und der Verschiebung zu einem Verkäufermarkt entscheidend verändert (STÜRMER 2008; THE WORLD BANK 2009). In diesem Zusammenhang entstehen auch neue Interessenkonstellationen: Exportländer haben ein Interesse an einer Sicherung des Erlösniiveaus über den aktuellen Preiszyklus hinaus. Verbraucherregionen, die auf eine ressourceneffiziente Wirtschaft setzen, wie die EU und Japan (BRINGEZU und BLEISCHWITZ 2009), werden ebenfalls eine dauerhafte ökonomische Absicherung ihrer Investitionsanstrengungen zur Importsubstitution sowie strategische Partnerschaften mit Exportländern anstreben. Auch die Sensibilität

gegenüber Importen aus Kriegsgebieten hat zugenommen (Dodd Frank Act). Die Minderung der Umweltfolgen des Rohstoffabbaus hat zudem bei Erzeugern und Verbrauchern einen höheren Stellenwert erhalten (UNCSD 2011). In dieser Konstellation sind integrierte multilaterale Ansätze gegenüber einer umwelt- und entwicklungspolitisch nicht-flankierten Handelsliberalisierung oder gegenüber privilegierten bilateralen Partnerschaften mit protektionistischen oder gar neokolonialen Tendenzen (STÜRMER 2008, S. 137) vorzuzugewürdigt.

Der in den letzten Jahren vor der WTO ausgetragene Konflikt um die chinesischen Exportbeschränkungen für seltene Erden kann sowohl den Strukturwandel vom Käufer- zum Anbietermarkt als auch das Potenzial der neuen umweltpolitischen Dimension von Rohstoffhandelskonflikten illustrieren. Auf der Basis eines Panel-Berichtes (WTO 2011) hat der Appellate Body der WTO im Januar 2012 endgültig China Exportbeschränkungen untersagt und selbst umweltpolitisch motivierte Ausnahmeregelungen nach Artikel XX GATT als unvereinbar mit dem Beitrittsprotokoll Chinas zur WTO angesehen (WTO 2012). Zugleich wurde die Glaubwürdigkeit der umwelt- und ressourcenpolitischen Begründung bezweifelt, weil die Restriktionen und Auflagen nicht gleichermaßen für die Rohstoffgewinnung für den heimischen Markt gelten. China könnte aber theoretisch durchaus seine Monopolsituation dazu nutzen, indirekt eine signifikante Verteuerung und Verknappung seltener Erden durch strenge Umweltauflagen für die Rohstoffgewinnung oder nicht diskriminierende Maßnahmen der Ressourcenschonung durchzusetzen (Ekaradt, F.: Ressourcen, Umwelt und Welthandelsrecht, Legal Tribune online vom 21. März 2012).

Die Langfristperspektive eines internationalen Rohstoffrahmenabkommens sollte daher von der Bundesregierung und der Europäischen Union aktiv verfolgt werden. Dieses sollte von einem zwischenstaatlichen und wissenschaftlichen Ressourcenpanel (International Panel on Sustainable Resource Management IPSRM) fachlich unterstützt werden. Das Panel sollte nach dem Vorbild des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) ausgestaltet werden und damit den Status des existierenden IRP deutlich aufwerten. Parallel sollte eine Agentur grundlegende Informationen über Lagerstätten, Abbaubedingungen und Umweltfolgen sammeln und aufbereiten (BRINGEZU und BLEISCHWITZ 2009). Im Rahmen dieses Rohstoffabkommens können grundlegende umweltpolitische Anforderungen vereinbart werden: Genehmigungspflicht, Umweltverträglichkeitsprüfung, strenger Gewässerschutz, Vermeidung von Eingriffen in geschützte Gebiete und Minimierung von Risiken für die Biodiversität, Verwendung bester verfügbarer Technologien, Finanzierung der Rekultivierung nach Schließung der Minen, sichere Abfalldeponierung und strenge Anforderungen an die Umwelthaftung.

2.5 Fazit und Empfehlungen

154. In der aktuellen Diskussion um die Sicherheit der Versorgung mit Rohstoffen wird die Umweltdimension

der Rohstoffwirtschaft vernachlässigt. Die Rohstoffpolitik der Bundesregierung setzt weiterhin vor allem auf eine politische Flankierung der Sicherung des Zugangs zu Rohstoffen. Zu begrüßen ist, dass der Entwurf des Deutschen Ressourceneffizienzprogramms (ProgRess) erstmals eine ökologische Dimension der Rohstoffpolitik aufgreift und sich zu einer Verantwortung für die globalen Folgen der Rohstoffwirtschaft bekennt. Das Programm definiert wichtige Handlungsansätze, insbesondere für eine Steigerung der Ressourceneffizienz, die allerdings nur ein Teil des Maßnahmenmixes für eine dauerhaft umweltgerechtere Rohstoffwirtschaft sein kann.

Das zweistufige Entkopplungskonzept der UNEP wurde für abiotische, nicht-energetische Rohstoffe konkretisiert. Handlungsansätze und Instrumente sollen den Weg zu einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft ebnen. Diese sollte zum einen auf der Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Wohlfahrt, zum anderen auf der Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Umweltauswirkungen aufbauen. Beide Ziele sollten parallel verfolgt werden.

Für eine Entkopplung von Rohstoffverbrauch und Wohlfahrt sind eine Effizienzsteigerung bei der Produktion und Güternutzung sowie eine deutlich gesteigerte Kreislaufführung von Rohstoffen erforderlich. Ebenso ist aber auch eine behutsame Infragestellung eines stark konsumorientierten Lebensstils zielführend.

Für eine Entkopplung des Rohstoffverbrauchs von den Umweltwirkungen gilt es, Umweltbelastungen entlang der gesamten Wertschöpfungskette zu vermeiden. Neben Abbaumethoden, die mit dem Natur- und Umweltschutz vereinbar sind, sollten insbesondere die Klimaverträglichkeit von Rohstoffgewinnung und -weiterverarbeitung sowie eine optimierte Kreislaufführung und eine weltweit sichere Entsorgung in der Abfallphase Priorität haben.

Voraussetzung für eine realitätsnahe Rohstoffpolitik ist eine deutlich verbesserte Datenerfassung der Rohstoffströme auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene. Die Berechnung der Rohstoffproduktivität mithilfe von Materialflussindikatoren sollte weiterverfolgt werden. Neue Berechnungsmethoden in Rohstoffäquivalenten sind zu begrüßen. Außerdem sollte die Bundesregierung zusätzlich ein Pro-Kopf-Rohstoffverbrauchsziel entwickeln. Einen ökologisch treffsicheren Rohstoffindikator, der die Umweltbelastungen differenziert abbilden kann, gibt es bisher aber nicht. Hier müssen ebenso weitere Untersuchungen durchgeführt werden, wie im Bereich der Stoffströme, wo derzeit noch Kenntnisse fehlen. Ferner sollte das Statistische Bundesamt mit der Erfassung einer Substitutionsquote beauftragt werden.

Der SRU hat ein breites Spektrum an Instrumenten über den gesamten Lebenszyklus von Rohstoffen auf ihre Fähigkeit hin untersucht, einen Beitrag zu einer umweltverträglichen Rohstoffwirtschaft zu leisten. Die folgenden Ansätze erscheinen dem SRU besonders wirksam, effizient und praktikabel und sollten daher von der Bundesregierung prioritär weiterverfolgt werden.

Reform des Bergrechts und Vorrang des Naturschutzes

155. Grundsätzlich sollte das BBergG neugefasst werden, das gegenwärtig ausschließlich auf die Sicherung der Rohstoffversorgung durch die Gewinnung von Bodenschätzen gerichtet ist. Die Rechtsstellung von Naturschutzbelangen ist im BBergG bislang nur schwach ausgeprägt. Wünschenswert wäre es, in dem Gesetz ein Primat zur Konfliktvermeidung zu etablieren und in Abhängigkeit von der Schwere der bergbaulichen Eingriffe in die Umwelt eine Genehmigungserteilung an besondere Bedingungen zum Nachweis eines Bedarfs zu knüpfen.

Wo naturschutzfachliche Erwägung und Rohstoffabbau nicht miteinander vereinbar sind, muss der Schutz der Natur vorrangig sein. Insbesondere im Rahmen von Abwägungsentscheidungen bei Eingriffen in FFH-Schutzgebieten sollte die Bundesregierung, wie von der Europäischen Kommission vorgesehen, festlegen, dass der Rohstoffabbau an sich kein langfristiges überwiegendes öffentliches Interesse darstellt (vgl. Tz. 137), mit dem ein Eingriff im Rahmen von Artikel 6 Absatz 4 FFH-Richtlinie gerechtfertigt werden kann. Entgegen bestehenden Bestrebungen, unter anderem einiger Bundesländer, vertritt der SRU zudem die Position, dass Naturschutzanforderungen weder auf nationaler noch auf europäischer Ebene zugunsten des Rohstoffabbaus aufgeweicht werden sollten.

Einführung ökonomischer Instrumente

156. Prinzipiell können auch Rohstoffsteuern wirksame Anreize zum effizienten Umgang mit Rohstoffen leisten. Der SRU empfiehlt daher die Einführung einer Primärbaustoffsteuer in Deutschland. Eine solche Steuer besteht schon in anderen EU-Mitgliedstaaten und würde keine Wettbewerbsnachteile nach sich ziehen, da Primärbaustoffe lokal abgebaut werden. Gleichzeitig kann sie den Druck auf einen weiteren Abbau in Deutschland reduzieren und einen Anreiz zur erweiterten Nutzung von Sekundärrohstoffen in der Bauindustrie geben. Materialinputsteuern hingegen sind aufgrund von Ausgestaltungsschwierigkeiten derzeit nicht praktikabel.

Bereits bestehende Instrumente, wie der europäische Emissionshandel, können zudem die Klimaverträglichkeit der Produktion rohstoffintensiver Güter effektiv verbessern und Anreize zu einer effizienteren Rohstoffnutzung schaffen. Die Rohstoffveredelung in den Grundstoffindustrien ist mit hohem Energieeinsatz und hohen Kohlendioxidemissionen verbunden. Diese unterliegen bisher mit Blick auf befürchtete Wettbewerbsnachteile weitreichenden Sonderregelungen und insbesondere einer zu großzügigen Ausstattung mit Emissionsrechten. Die mit der kostenlosen Vergabe von Emissionsrechten verbundenen Benchmarks werden ab 2013 zu realen Reduktionen führen. Stärkere Anreize für eine erhöhte Energie- und Ressourceneffizienz können geschaffen werden, wenn die Emissionsrechte bis 2020 infolge der Verschärfung des EU-Klimaziels auf 30 % gekürzt werden und sich die

Benchmarks klar an den technischen Vermeidungspotenzialen ausrichten.

Produzentenverantwortung stärken

157. Die Entwicklung der Abfall- zu einer Kreislaufwirtschaft erfordert eine ständige Optimierung der erkennbaren Schwachstellen, um Quantität und Qualität der in den Produktionskreislauf zurückgeführten Sekundärrohstoffe zu steigern. Von hoher Bedeutung sind die Ströme an Elektro- und Elektronikschrott, die große Mengen an Technologierohstoffen enthalten.

Das Instrument der Herstellerverantwortung, das auf Anreize für eine umweltgerechte Ausgestaltung des gesamten Produktlebenszyklus zielt, soll durch die Entwicklung von Mindeststandards für die gesamte Entsorgungskette von Elektro- und Elektronikschrott, die Erhöhung der zu erreichenden Verwertungsquoten und einen verpflichtenden Funktionsnachweis von Gebrauchsgütern für den Export konkretisiert werden. Diese Maßnahmen sollen durch eine Dokumentation, regelmäßige Überwachung und eine konsequente Ahndung von Verstößen begleitet werden.

Um eine höhere Rückführungsquote der ruhenden Rohstoffvorräte in den Kreislauf zu erreichen, wird die Einführung eines Pfandsystems für ausgewählte rohstoffintensive Produkte wie Mobiltelefone und Computer vorgeschlagen.

Für einzelne Massen- und Technologierohstoffe, die von hoher Umweltrelevanz sind, soll eine komplexe Stoffstromdokumentation erstellt werden, um Potenziale und Zugriffsmöglichkeiten abschätzen zu können. Daraus sind verbindliche Substitutionsquoten (Anteil Sekundärrohstoff am Gesamtverbrauch des einzelnen Rohstoffs) abzuleiten.

Anregung internationaler sozialer und ökologischer Standards

158. Eine umweltorientierte Rohstoffpolitik kommt aufgrund globalisierter Wertschöpfungsketten schnell an ihre Grenzen: Rein nationalen oder europäischen Ansätzen können die Wirtschaftsakteure ausweichen oder sie sind deshalb wirkungslos, weil die wesentlichen Umwelteffekte außerhalb des territorialen Zugriffs der EU liegen. Freiwillige Zertifizierungssysteme und bilaterale Abkommen – wie Rohstoffpartnerschaften – bieten partielle Übergangslösungen, um international herrschende Umwelt- und Sozialstandards anzuheben. Wesentlich ist jedoch, dass die Bundesregierung und die Europäische Union auf internationale Abkommen hinarbeiten, in denen hohe Umwelt- und Sozialstandards für die Rohstoffgewinnung mit entwicklungs- und sicherheitspolitischen Zielen verknüpft werden. Die EU sollte ein wesentlicher Treiber für ein internationales Rohstoffrahmenabkommen werden, unterstützt von einem wissenschaftlichen Ressourcenpanel (IPSRM) und einer grundlegenden Informationen bereitstellenden Agentur.

2.6 Literatur

- 4C Association (2011): What is the 4C Association? Bonn: 4C Association. <http://www.4c-coffeeassociation.org/> (09.03.2012).
- Adam, E. (Hrsg.) (1980): „Tribalismus“ und ungleiche Entwicklung in Zambia. Zur politischen Ökonomie gesellschaftlicher Konflikte. Bad Honnef: Bock + Herchen.
- AEA Energy & Environment (2008): Significant Natural Resource Trade Flows into the EU. Didcot: AEA Energy & Environment, *Metroeconomica*. AEA/ED05444/Issue 4.
- Arthur D. Little, Fraunhofer ISI (Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung), Wuppertal Institut für Klima Umwelt Energie (2005): Studie zur Konzeption eines Programms für die Steigerung der Materialeffizienz in mittelständischen Unternehmen. Abschlussbericht. Frankfurt am Main, Karlsruhe, Wuppertal: Arthur D. Little, Fraunhofer ISI, Wuppertal-Institut für Klima Umwelt Energie.
- Artisanal Gold Council (2011): Improving Artisanal and Small Scale Gold Mining in the Developing World. Artisanal Gold Council. <http://www.artisanalgold.org/> (08.03.2012).
- Ayres, R. U. (2001): Resources, Scarcity, Growth and the Environment. Fontainebleau: Center for the Management of Environmental Resources.
- Bahn-Walkowiak, B., Bleischwitz, R., Sanden, J. (2010): Einführung einer Baustoffsteuer zur Erhöhung der Ressourceneffizienz im Baubereich: Meilenstein zu AS 3.2 „Maßnahmenvorschläge zur Ressourcenpolitik zur Gestaltung der Rahmenbedingungen“ ; Paper zu Arbeitspaket 3 des Projekts „Materialeffizienz und Ressourcenschonung“ (MaRes). Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie. Ressourceneffizienz Paper 3.7.
- Baumol, W. J., Oates, W. E. (1988): The theory of environmental policy. Cambridge, NY: Cambridge University Press.
- Behrens, A., Hinterberger, F., Stewen, M., Stocker, A. (2005): Eine Materialinputsteuer zur Senkung des Ressourcenverbrauchs – und Schaffung von Arbeitsplätzen? In: Aachener Stiftung Kathy Beys (Hrsg.): Ressourcenproduktivität als Chance. Ein langfristiges Konjunkturprogramm für Deutschland. Norderstedt: Books on Demand GmbH, S. 49–62.
- Beigl, P., Schneider, F., Salhofer, S. (2010): Vergleich von Sammelsystemen für Mobiltelefone. Müll und Abfall 42 (10), S. 501–507.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): Rohstoffabbau. Abbau von mineralischen Rohstoffen und das Management von Natura 2000. Bonn: BfN. http://www.bfn.de/0316_rohstoffabbau-natura2000.html (16.12.2011).
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (2011a): „Coltan-Fingerprint“ der BGR macht Zertifizierung von Handelsketten möglich. Hannover: BGR. http://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Projekte/Rohstoff-Forschung-abgeschlossen/LF_Herkunftsnachweis_COLTAN_Newsletter01-2010.html?nn=1547826 (16.12.2011).
- BGR (2011b): DR Kongo – Stärkung von Transparenz und Kontrolle im Rohstoffsektor. Hannover: BGR. http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Zusammenarbeit/TechnZusammenarbeit/Projekte/Laufend/Afrika/1046_2006-2202-7_Kongo_Transparenz_Rohstoffsektor.html (16.12.2011).
- BGR (2011c): Technische Zusammenarbeit mit Ruanda Hannover: BGR. <http://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DE/Themen/Zusammenarbeit/TechnZusammenarbeit/Laender/ruanda.html?nn=1542132> (16.12.2011).
- BGR (2010): Bundesrepublik Deutschland: Rohstoffsituation 2009 Hannover: BGR. Rohstoffwirtschaftliche Länderstudien 39.
- Bleischwitz, R., Bringezu, S. (2007): Globales Ressourcenmanagement. Konfliktpotenziale und Grundzüge eines Global Governance-Systems. Bonn: Stiftung Entwicklung und Frieden. Policy Paper 27. http://www.sef-bonn.org/download/publikationen/policy_paper/pp_27_de.pdf (02.07.2010).
- Block, M., Hanrahan, D. (2009): Blacksmith Institute’s World’s Worst Polluted Places. Report 2009. 12 Cases of Cleanup and Success. New York, Zurich: Blacksmith Institute, Green Cross.
- Block, M., Hanrahan, D., Singh, A., Spiegler, J., Fuller, R. (2007): The World’s Worst Polluted Places: The Top Ten of The Dirty Thirty. New York: Blacksmith Institute.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2011a): Entwurf des BMU für ein Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgRes). Programm zum Schutz natürlicher Ressourcen in einer ökologisch sozialen Marktwirtschaft. Berlin: BMU.
- BMU (2011b): Kreislaufwirtschaft: Abfall nutzen – Ressourcen schonen. Berlin: BMU.
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.
- BMU, BfN (2009): Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. Berlin, Bonn: BMU, BfN.
- BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie) (2010): Rohstoffstrategie der Bundesregierung. Sicherung einer nachhaltigen Rohstoffversorgung Deutschlands mit nicht-energetischen mineralischen Rohstoffen. Berlin: BMWi.
- Bringezu, S. (2009): Targets for Global Resource Consumption. Vortrag, Factor X: Policies, strategies and instruments towards a sustainable resource use. Workshop des Umweltbundesamtes, 18.06.2009, Berlin.
- Bringezu, S., Bleischwitz, R. (Hrsg.) (2009): Sustainable resource management: Global trends, visions and policies. Sheffield: Greenleaf Publishing.
- Buchert, M., Hermann, A., Jenseit, W., Stahl, H., Osyguß, B., Hagelüken, C. (2007): Verbesserung der Edelmetallkreisläufe: Analyse der Exportströme von Gebrauchts-

- Pkw und -Elektro(nik)geräten am Hamburger Hafen. Dessau: Umweltbundesamt.
- Buchert, M., Schüler, D., Bleher, D. (2009): Critical metals for future sustainable technologies and their recycling potential. Nairobi: UNEP.
- Buckley, C. (2011): Heavy metals pollute a tenth of China's farmland-report. New York: Reuters. <http://www.reuters.com/article/2011/11/07/us-china-pollution-agriculture-idUSTRE7A6DO20111107> (08.03.2012).
- Bundesrat (2007): Beschluss des Bundesrates. Entschließung des Bundesrates „Das europäische Naturschutzrecht evaluieren und zukunftsfähig ausgestalten“. Berlin: Bundesrat. Bundesratsdrucksache 768/07.
- Bundesregierung (2008): Für ein nachhaltiges Deutschland. Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Bundesregierung, Regierung der Mongolei (2011): Abkommen zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der Regierung der Mongolei über Zusammenarbeit im Rohstoff-, Industrie- und Technologiebereich. Ulan Bator: Bundesregierung, Regierung der Mongolei.
- Bundesregierung, Regierung der Republik Kasachstan (2012): Abkommen zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der Regierung der Republik Kasachstan über Partnerschaft im Rohstoff-, Industrie- und Technologiebereich. Berlin: Bundesregierung, Regierung der Republik Kasachstan.
- Buyny, Š., Klink, S., Lauber, U. (2009): Weiterentwicklung des direkten Materialinputindikators. Endbericht. Dessau-Roßlau, Wiesbaden: Umweltbundesamt, Statistisches Bundesamt.
- Cambridge Econometrics, Wuppertal Institut (Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie), SERI (Sustainable Europe Research Institute) (2011): Sustainability Scenarios for a Resource Efficient Europe. Final Report. Cambridge: Cambridge Econometrics.
- DEMEA (Deutsche Materialeffizienzagentur) (2011): Basisinformationen. Berlin: DEMEA. <http://www.demea.de/was-ist-materialeffizienz/Basisinformationen> (09.03.2012).
- Donges, J. B. (1977): The Third World Demand for a New International Economic Order, Governmental Surveillance versus Market Decision-Making in Trade and Investment. *Kyklos* 30 (2), S. 235–258.
- Dover, C. L. van (2011): Tighten regulations on deep-sea mining. *Nature* 470 (7332), S. 31–33.
- Egeler, R. (2010): Rohstoffeffizienz: Wirtschaft entlasten, Umwelt schonen. Vortrag, Gemeinsame Pressekonferenz des Statistischen Bundesamtes und des Umweltbundesamtes, 17.11.2010, Berlin.
- Elsenhans, H. (1984): Abhängiger Kapitalismus oder bürokratische Entwicklungsgesellschaft. Versuch über den Staat in der Dritten Welt. 2. Aufl. Frankfurt am Main: Campus.
- Elsenhans, H. (1983): Protektionismus oder neue Entwicklungspolitik. In: Mäding, H. (Hrsg.): Sparpolitik. Ökonomische Zwänge und politische Spielräume. Opladen: Westdeutscher Verlag, S. 123–151.
- Elsenhans, H. (1980): Gesellschaftliche Reformen in der Dritten Welt gegen Konzessionen in der Weltwirtschaftsordnung. *Wirtschaftsdienst* 60 (10), S. 482–485.
- Elsworth, R., Worthington, B. (2010): International Offsets and the EU 2009. Islington: Sandbag.
- Equator Principles (2012): Environmental & social risk management for project finance. Tiptree: Equator Principles. <http://www.equator-principles.com/> (09.03.2012).
- Erdmann, L., Behrendt, S., Feil, M. (2011): Kritische Rohstoffe für Deutschland. „Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte“. Abschlussbericht. Berlin: Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung, adelphi.
- Ericson, B., Hanrahan, D., Kong, V. (2008): The World's Worst Pollution Problems: The Top Ten of the Toxic Twenty. New York, Zurich: Blacksmith Institute, Green Cross.
- Europäische Kommission (2011a): Beschluss der Kommission vom 6. Juni 2011 zur Festlegung der Umweltkriterien für die Vergabe des EU-Umweltzeichens für Notebooks. K(2011) 3736. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011b): Leitfaden. Nichtenergetische mineralgewinnende Industrie und Natura 2000. Luxemburg: Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union.
- Europäische Kommission (2011c): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa. KOM(2011) 571 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011d): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Grundstoffmärkte und Rohstoffe: Herausforderungen und Lösungsansätze. KOM(2011) 25 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011e): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

- Europäische Kommission (2011f): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Ressourcenschonendes Europa – eine Leitinitiative innerhalb der Strategie Europa 2020. KOM(2011) 21 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011g): Vorschlag für Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2004/109/EG zur Harmonisierung der Transparenzanforderungen in Bezug auf Informationen über Emittenten, deren Wertpapiere zum Handel auf einem geregelten Markt zugelassen sind, sowie der Richtlinie 2007/14/EG der Kommission. KOM(2011) 683 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2008a): Impact Assessment. Document accompanying the Package of Implementation Measures for the EU's objectives on Climate Change and Renewable Energy for 2020. SEC(2008) 85/3. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2008b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. Die Rohstoffinitiative: Sicherung der Versorgung Europas mit den für Wachstum und Beschäftigung notwendigen Gütern. KOM(2008) 699 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2012): Recast of the WEEE Directive. Brüssel: Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt. http://ec.europa.eu/environment/waste/weee/index_en.htm (15.02.2012).
- Europäisches Parlament – Ausschuss für Industrie, Forschung und Energie (2011): Entwurf eines Berichts über eine wirksame Rohstoffstrategie für Europa. Brüssel: Europäisches Parlament.
- Eurostat (Statistisches Amt der Europäischen Union) (2012): Umweltdatenzentrum für den Bereich Abfälle. Luxemburg: EuroStat. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/introduction> (08.03.2012).
- EUWID (Europäischer Wirtschaftsdienst) (2011a): Anlage zur Aufbereitung von E-Schrott in Kenia eröffnet. EUWID Recycling und Entsorgung 2011 (45), S. 28.
- EUWID (2011b): Ökopol arbeitet an Weiterentwicklung der abfallwirtschaftlichen Produktverantwortung. EUWID Recycling und Entsorgung 2011 (43), S. 2.
- Fair Stone (2011): Fair Stone Standard. Kirchheim/Teck: WiN=WiN <http://fairstone.win--win.de/standards.htm> (09.03.2012).
- Fairtrade and Fairmined Gold (2011): Every piece tells a story. London: Fairtrade Foundation. <http://www.fairtrade.org.uk/gold/> (09.03.2012).
- Faßbender, K. (2011): Abfallhierarchie, Vermeidungsprogramme, Recyclingquoten – Wirksame Instrumente für Vermeidung und Ressourcenschutz? AbfallR 10 (4), S. 165–172.
- Faulstich, M., Schenkel, W. (1993): Strategien und Instrumente zur Abfallvermeidung. In: ALR (Akademie für Landesplanung und Raumforschung) (Hrsg.): Aspekte einer raum- und umweltverträglichen Abfallentsorgung. Bd. 2. Hannover: Verlag der ALR. Forschungs- und Sitzungsberichte 196, S. 12–50.
- Fehrenbach, H., Giegrich, J., Mahmood, S. (2007): Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. Dessau: UBA. UBA-Texte 16/08.
- Feil, M., Rüttinger, L. (2010): Rohstoffkonflikt nachhaltig vermeiden: Risikoreiche Zukunftrohstoffe? Fallstudie und Szenarien zu Lithium in Bolivien (Teilbericht 3.3). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 25/11. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4102.pdf> (13.07.2011).
- Fischer-Kowalski, M., Swilling, M., Weizsäcker, E. U. von, Ren, Y., Moriguchi, Y., Crane, W., Krausmann, F., Eisenmenger, N., Giljum, S., Henricke, P., Romero-Lankao, P., Siriban Manalang, A. (2011): Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth. A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel. Genf: United Nations Environment Programme.
- Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Steinberger, J. K., Ayres, R. U. (2010): Towards a low carbon society: Setting targets for a reduction of global resource use. Vienna: Institute of Social Ecology. Social Ecology Working Paper 115.
- Frischenschlager, H., Karigl, B., Lampert, C., Pölz, W., Schindler, I., Tesar, M., Wiesenberger, H., Winter, B. (2010): Klimarelevanz ausgewählter Recycling-Prozesse in Österreich. Wien: Umweltbundesamt.
- Führ, M., Nuphaus, L., Hottenroth, H., Barginda, K., Roller, G., Cichorowski, G., Assmann, R. (2008): Herstellerverantwortung nach WEEE-Richtlinie und Produktinnovationen – Status quo, Szenarien und Handlungsbedarf. Müll und Abfall 40 (1), S. 11–18.
- Global 2000, SERI (Sustainable Europe Research Institute) (2011): Wie gewonnen, so zerronnen. Vom steigenden Ressourcenverbrauch und den Auswirkungen auf Wasser. Wien: Global 2000, SERI.
- GLOKAL Change (2011): Der Wasserkonflikt in Chile. Teil 1. Heidelberg: Pädagogische Hochschule. http://www.glokalchange.de/cms/p/boden_global_kupfer04/ (13.03.2012).
- Grant, T., Bonomo, J., Block, M., Hanrahan, D., Spiegler, J. (2006): The World's Worst Polluted Places: The Top Ten. New York: Blacksmith Institute.
- GRS Batterien (Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien) (2011): Jahresbericht 2010 mit Erfolgskontrolle nach Batteriegesetz. Hamburg: GRS Batterien. www.grs-batterien.de/...2010/GRS_Erfolgskontrolle2010_72dpi.pdf (27.10.2011).
- Haake, J. (1996): Langlebige Produkte für eine zukunftsfähige Entwicklung. Eine ökonomische Analyse. Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie. Wuppertal Papers 62.

- Hagelüken, C. (2010): Beitrag des Recyclings zur Versorgungssicherheit mit Technologiemetallen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe. Bd. 3. Neuruppin: TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, S. 539–548.
- Hagelüken, C., Buchert, M., Stahl, H. (2005): Stoffströme der Platingruppenmetalle: Systemanalyse und Maßnahmen für eine nachhaltige Optimierung der Stoffströme der Platingruppenmetall. Clausthal-Zellerfeld: GDMB Medienverlag.
- Hagelüken, C., Meskers, C. E. M. (2010): Complex Life Cycles of precious and special metals. In: Graedel, T. E., Voet, E. van der (Hrsg.): Linkages of sustainability. Cambridge, Mass., London: MIT Press, S. 163–197.
- Harris, J., McCartor, A., Fuller, R., Ericson, B., Caravanos, J., Hanrahan, D., Keith, J., Becker, D. (2011): Blacksmith Institute's World's Worst Toxic Pollution Problems. Report 2011. The Top Ten of the Toxic Twenty. New York, Zürich: Blacksmith Institute, Green Cross.
- Hermann, H., Graichen, V., Gammel, C., Matthes, F. C., Cook, V. (2010): Kostenlose CO₂-Zertifikate und CDM/JI im EU-Emissionshandel. Analyse von ausgewählten Branchen und Unternehmen in Deutschland. Berlin: Öko-Institut, Umweltstiftung WWF Deutschland.
- Hillman, J. (2010): The International Tin Cartel. London: Routledge. Routledge explorations in economic history 48.
- Hinterberger, F. (2011): Produktdienstleistungen zur Verringerung der Materialintensität. Vortrag, Mit zukunftsfähigen Produktionstechnologien und Materialien zur „Ökonomie der Zukunft“ – Ergebnisse aus dem Forschungsprogramm Fabrik der Zukunft, 31.05.2011, Wien.
- Hinterberger, F. (1993): Reducing material inputs: An economic foundation of the MIPS concept. *Fresenius Environmental Bulletin* 2 (8), S. 425–430.
- Honold, D. (2010): Lithium fürs Volk – Begehrter Rohstoff für Zukunftstechnologien. Rundbrief – Forum Umwelt & Entwicklung 2010 (4), S. 8.
- Horvath, A. (2004): Construction materials and the environment. *Annual Review of Environment and Resources* 29, S. 181–204
- ICMM (International Council on Mining and Metals) (2006): Good practice guidance for mining and biodiversity. London: ICMM. <http://www.icmm.com/page/1182/good-practice-guidance-for-mining-and-biodiversity> (16.12.2011).
- The Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development (2010): A Mining Policy Framework. Mining and Sustainable Development. Managing one to advance the other. s. 1.: The Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development. <http://www.globaldialogue.info/Mining%20Policy%20Framework%20final.pdf> (09.03.2012).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2011): Summary for Policy Makers. In: IPCC (Hrsg.): Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, S. 3–26.
- Janz, A., Prella, R., Müller, F., Bilitewski, B. (2009): Grenzüberschreitende Ströme von Elektroaltgeräten. *Müll und Abfall* 41 (3), S. 126–132.
- Klepper, G. (1999): Wachstum und Umwelt aus der Sicht der neoklassischen Ökonomie. In: Weimann, J. (Hrsg.): Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: neoklassische Umweltökonomik versus ökologische Ökonomie. Marburg: Metropolis. *Jahrbuch ökologische Ökonomie* 1, S. 291–318.
- Krausmann, F., Gingrich, S., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Haberl, H., Fischer-Kowalski, M. (2009): Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century. *Ecological Economics* 68 (10), S. 2696–2705.
- Land Hessen (2011): Antrag des Landes Hessen zum Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa. Berlin: Bundesrat. Bundesratsdrucksache 590/11.
- Leonhardt, E. (2007): Geregelt Verantwortungslosigkeit? Erfahrungen mit der Produktverantwortung bei Elektro(nik)-Geräten aus Sicht eines Umwelt- und Verbraucherschutzverbandes. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Verstejl, A., Beckmann, M. (Hrsg.): Produktverantwortung – Verpackungsabfälle, Elektro- und Elektronikaltgeräte, Altfahrzeuge. Neuruppin: TK-Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 311–338.
- MacLean, H., Duchin, F., Hagelüken, C., Halada, K., Kesler, S. E., Moriguchi, Y., Mueller, D., Norgate, T. E., Reuter, M. A., Voet, E. van der (2010): Stocks, flows, and prospects of mineral resources. In: Graedel, T. E., Voet, E. van der (Hrsg.): Linkages of sustainability. Cambridge, Mass., London: MIT Press, S. 199–218.
- McCartor, A., Becker, D. (2010): Blacksmith Institute's World's Worst Pollution Problems Report 2010: Top Six Toxic Threats. Six pollutants that jeopardize the health of tens of millions of people. New York, Zürich: Blacksmith Institute, Green Cross.
- Messner, F., Scholz, M. (2000): Grossräumiger Kiesabbau in den Elbauen. In: UFZ (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung) (Hrsg.): Jahresbericht 1998–1999 des Umweltforschungszentrum Leipzig–Halle GmbH. Leipzig: UFZ, S. 151–160.
- Meyer, E. C., Müller-Siebers, K.-W., Ströbele, W. (1998): Wachstumstheorie. 2., völlig überarb. Aufl. München: Oldenbourg.
- Morris, D., Worthington, B. (2010): Cap or trap? How the EU ETS risks locking-in carbon emissions. London: Sandbag.
- Moss, R. L., Tzimas, E., Kara, H., Willis, P., Kooroshy, J. (2011): Critical Metals in Strategic Energy Technologies. Assessing Rare Metals as Supply-Chain Bottlenecks in

- Low-Carbon Energy Technologies. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- NABU (Naturschutzbund Deutschland), BBS (Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden), IG BCE (Industriegewerkschaft Bergbau Chemie Energie), IG BAU (Industriegewerkschaft Bauen – Agrar – Umwelt) (2004): Gemeinsame Erklärung: Rohstoffnutzung in Deutschland. Bonn, Berlin, Hannover, Frankfurt: NABU, BBS, IG BCE, IG BAU.
- Newell, R. G., Stavins, R. N. (2003): Cost Heterogeneity and the Potential Savings from Market-Based Policies. *Journal of Regulatory Economics* 23 (1), S. 43–59.
- Norgate, T. E. (2010): Deteriorating Ore Resources. In: Graedel, T., Voet, E. van der (Hrsg.): *Linkages of sustainability*. Cambridge, Mass., London: MIT Press, S. 131–148.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2010): *The Economic Impact of Export Restrictions on Raw Materials*. Paris: OECD.
- OECD (2001): *OECD Environmental Strategy for the First Decade of the 21st Century*. Adopted by OECD Environment Ministers. 16 May 2001. Paris: OECD.
- Öko-Institut, Eurometaux (European Association of Metals) (2010): *Eurometaux's proposals for the Raw Materials Initiative*. Darmstadt, Brüssel: Öko-Institut, Eurometaux.
- Omann, I., Schwerd, J. (2003): Die Materialinputsteuer, ein neues Instrument nachhaltiger Entwicklung. Konzeption, Realisierung, Wirkung. In: Spangenberg, J. H. (Hrsg.): *Vision 2020. Arbeit, Umwelt, Gerechtigkeit: Strategien für ein zukunftsfähiges Deutschland*. München: oekom, S. 203–221.
- Pearson, A., Worthington, B. (2009): *ETS S.O.S.: Why the flagship „EU Emissions Trading Policy“ needs rescuing*. Based on analysis of 2008 EU Emissions Trading Scheme data. Islington: Sandbag.
- Rademaekers, K., Asaad, S. S. Z., Berg, J. (2011): *Study on the Competitiveness of the European Companies and Resource Efficiency*. Final Report. Rev. version. Rotterdam: ECORYS. http://ec.europa.eu/enterprise/policies/sustainable-business/files/competitiveness_of_european_companies_150711_en.pdf (09.03.2012).
- RNE (Rat für Nachhaltige Entwicklung) (2011): *Wie Deutschland zum Rohstoffland wird. Empfehlungen des Rates für Nachhaltige Entwicklung an die Bundesregierung*. Berlin: Rat für Nachhaltige Entwicklung. Texte 39.
- Sander, S., Schilling, S. (2011): *Steigerung der Ressourceneffizienz durch effiziente Kontrollen von Abfallverbringungen*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 58/11. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4171.pdf> (16.12.2011).
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010): *COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020*. Montreal: SCBD. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> (19.12.2011).
- Schink, A., Karpenstein, U. (2011): *EU- und verfassungsrechtliche Rahmenbedingungen der Einführung einer einheitlichen Wertstofftonne*. Gutachten. Bonn, Berlin: Schink, Karpenstein.
- Schüler, D., Buchert, M., Liu, R., Dittrich, S., Merz, C. (2011): *Study on Rare Earths and Their Recycling*. Final Report for the Greens/EFA Group in the European Parliament. Freiburg, Darmstadt, Berlin: Öko-Institut.
- Schütte, P., Franken, G., Gebauer, H. P., Dorner, U., Hagemann, A. (2011): *Rohstoff-Zertifizierung und Sorgfaltspflichten von Unternehmen in den Lieferketten von Konfliktmineralen*. *Commodity Top News* 2011 (38), S. 1–6.
- SDWF (Safe Drinking Water Foundation) (2011): *Mining and water pollution*. Saskatoon: SDWF. <http://www.safe.water.org/PDFS/resourcesknowthefacts/Mining+and+Water+Pollution.pdf> (27.10.2011).
- Senghaas, D. (1978): *Weltwirtschaftsordnung und Entwicklungspolitik. Plädoyer für Dissoziation*. 2. Aufl. Frankfurt am Main: Suhrkamp.
- SERI (Sustainable Europe Research Institute), Global 2000, FoE (Friends of the Earth Europe) (2009): *Ohne Mass und Ziel? Über unseren Umgang mit den natürlichen Ressourcen der Erde*. Wien, Brüssel: SERI, Global 2000, FoE.
- Söderholm, P. (2006): *Environmental Taxation in the Natural Resources Extraction Sector: Is it a Good Idea?* *European Environment* 16, S. 232–245.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011a): *Ökologische Leitplanken setzen, natürliche Lebensgrundlagen schützen – Empfehlungen zum Fortschrittsbericht 2012 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie*. Berlin: SRU. *Kommentar zur Umweltpolitik* 9.
- SRU (2011b): *Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung*. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2008): *Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2002): *Umweltgutachten 2002. Für eine neue Voreiterrolle*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Statistisches Bundesamt (2011a): *Laufende Wirtschaftsrechnungen (LWR): Ausstattung privater Haushalte mit Informations- und Kommunikationstechnik im Zeitvergleich Wiesbaden: Statistisches Bundesamt*. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/WirtschaftsrechnungenZeitbudgets/LaufendeWirtschaftsrechnungen/Tabellen/Content75/InfotechnikDeutschland,templateId=renderPrint.psm1> (27.10.2011).
- Statistisches Bundesamt (2011b): *Umwelt. Abfallentsorgung. Abfallbilanz 2009*. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Tabellen/Content75/Abfallbilanz2009.property=file.pdf> (27.10.2011).

- Statistisches Bundesamt (2011c): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie 2011. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Statistisches Bundesamt (2010): Rohstoffeffizienz: Wirtschaft entlasten, Umwelt schonen. Ergebnisse der umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2010. Begleitmaterial zur Pressekonferenz am 17. November 2010 in Berlin. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Stewen, M. (1996): Eine Materialinputsteuer zur Reduzierung anthropogener Stoffströme? Erste Überlegungen. In: Köhn, J., Welfens, M. (Hrsg.): Neue Ansätze in der Umweltökonomie. Marburg: Metropolis. Ökologie und Wirtschaftsforschung 22, S. 173–202.
- Stürmer, M. (2008): The International Raw Materials Boom. A Challenge for Multilateral Trade Policy. *Internationale Politik und Gesellschaft* 2008 (2), S. 126–139.
- Swenson, J. J., Carter, C. E., Domec, J.-C., Delgado, C. I. (2011): Gold mining in the Peruvian Amazon: Global prices, deforestation, and mercury imports. *PLoS ONE* 6 (4), e18875.
- Telmer, K. H., Veiga, M. M. (2009): World emissions of mercury from small scale and artisanal gold mining. In: Pirrone, N., Mason, R. (Hrsg.): *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models*. New York: Springer, S. 131–172.
- Teßmer, D. (2009): Rechtsgutachten: Vorschläge zur Novellierung des deutschen Bergrechts im Auftrag der Bundestagsfraktion von Bündnis 90/Die Grünen. Frankfurt am Main: Rechtsanwälte Philipp-Gerlach & Teßmer.
- Teufel, J., Rubik, F., Scholl, G., Stratmann, B., Graulich, K., Manhart, A. (2009): Untersuchung zur möglichen Ausgestaltung und Marktimplementierung eines Nachhaltigkeitslabels zur Verbraucherinformation. Endbericht. Freiburg, Berlin: Öko-Institut, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung.
- Tholen, L., Irrek, W., Jepsen, D., Reintjes, N. (2011): Die Ökodesign-Richtlinie als Ansatzpunkt zur Steigerung der Ressourceneffizienz. In: Hennicke, P., Kristof, K., Götz, T. (Hrsg.): *Aus weniger mehr machen. Strategien für eine nachhaltige Ressourcenpolitik in Deutschland*. München: oekom, S. 89–101.
- UBA (Umweltbundesamt) (2011): Hintergrund: Batterierecycling in Deutschland: Rücknahme- und Verwertungsergebnisse 2009. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (Umweltbundesamt) (2010): Export von Elektroaltgeräten – Fakten und Maßnahmen. Dessau: UBA.
- UBA, BMU (2011): Altfahrzeug-Verwertungsquoten in Deutschland im Jahr 2009 gemäß Art. 7 Abs. 2 der Altfahrzeug-Richtlinie 2000/53/EG. Quality Report: Beschreibung der verwendeten Daten nach Artikel 1 der KOM-Entscheidung 2005/293/EG über Altfahrzeuge. Dessau-Roßlau, Berlin: UBA, BMU. http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/abfallarten_abfallstroeme/altfahrzeuge/doc/47598.php (27.10.2011).
- UNCSD (United Nations Commission on Sustainable Development) (2011): Policy Options and Actions for Expediting Progress in Implementation: Mining. Report of the Secretary General. New York: UNCSD. E/CN.17/2011/7.
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2011): Recycling Rates of Metals. A Status Report. Nairobi: UNEP. Report of the Global Metals Flows working group of the International Panel of Sustainable Resource Management of UNEP 2.
- USGS (U.S. Geological Survey) (2011): Mineral commodity summaries 2011. Reston, Va.: USGS. <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2011/mcs2011.pdf> (27.10.2011).
- VDI Zentrum Ressourceneffizienz (2011): Umsetzung von Ressourceneffizienz-Maßnahmen in KMU und ihre Treiber. Identifizierung wesentlicher Hemmnisse und Motivatoren im Entscheidungsprozess von KMU bei der Inanspruchnahme öffentlicher Förderprogramme zur Steigerung der Ressourceneffizienz. Berlin: VDI Zentrum Ressourceneffizienz.
- Wagner, M., Franken, G., Martin, N., Melcher, F., Vasters, J., Westphale, E. (2007): Zertifizierte Handelsketten im Bereich mineralischer Rohstoffe. Projektstudie. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2005): *Welt im Wandel. Armutsbekämpfung durch Umweltpolitik*. Berlin: Springer.
- WBGU (2000): *Welt im Wandel. Neue Strukturen globaler Umweltpolitik*. Berlin: Springer.
- WECOBIS (2011a): Aluminium. Berlin: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. http://www.wecobis.de/jahia/Jahia/Home/Grundstoffe/Metalle_GS/Aluminium_GS (13.03.2012).
- WECOBIS (2011b): Kupfer. Berlin: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. http://www.wecobis.de/jahia/Jahia/Home/Grundstoffe/Metalle_GS/Kupfer_GS (13.03.2012).
- Wegener, B. (2010): Ist die Planung noch rational? Europäisches Naturschutzrecht und nationale Infrastrukturentwicklung. *Zeitschrift für Umweltrecht* 21 (5), S. 227–235.
- WHO (World Health Organisation) (2007): Exposure to Mercury: A Major Public Health Concern. Geneva: WHO. <http://www.who.int/entity/ipcs/features/mercury.pdf> (08.03.2012).
- Wong, M. H., Wu, S. C., Deng, W. J., Yu, X. Z., Luo, Q., Leung, A. O. W., Wong, C. S. C., Luksemburg, W. J., Wong, A. S. (2007): Export of toxic chemicals – A review of the case of uncontrolled electronic-waste recycling. *Environmental Pollution* 149 (2), S. 131–140.
- The World Bank (2009): *Commodities at the Crossroads. Global Economic Prospects*. Washington, DC: The World Bank.
- WTO (World Trade Organization) (2012): *China – Measures Related to the Exportation of Various Raw Materi-*

als. AB-2011-5. Reports of the Appellate Body. Genf: WTO. WT/DS394/AB/R, WT/DS395/AB/R, WT/DS398/AB/R.

WTO (2011): China – Measures Related to the Exportation of Various Raw Materials. Reports of the Panel. Genf: WTO. WT/DS394/R, WT/DS395/R, WT/DS398/R.

WVM (Wirtschaftsvereinigung Metalle) (2011): Metallstatistik 2010. Berlin: WVM.

WWF (World Wide Fund for Nature), Ecofys, OMA (Office for Metropolitan Architecture) (2011): The Energy Report. 100% Renewable Energy by 2050. Gland: WWF.

XertifiX (2011): XertifiX-Kriterien. Freiburg: XertifiX. <http://www.xertifix.de/siegel/kriterien/> (09.03.2012).

Kapitel 3

Inhaltsverzeichnis

	Seite
3 Lebensmittelkonsum als Gegenstand von Politik	103
3.1 Einleitung	103
3.2 Umweltauswirkungen des Lebensmittelkonsums	103
3.2.1 Flächen- und Ressourcenbeanspruchung	105
3.2.2 Direkter Einfluss auf die biologische Vielfalt und den Bodenschutz	106
3.2.3 Klimarelevanz des Lebensmittelkonsums	107
3.2.4 Eutrophierung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln	109
3.2.5 Bildung von Resistenzen durch Antibiotikaeinsatz	110
3.2.6 Wasserverbrauch	111
3.2.7 Zur Bedeutung des ökologischen Landbaus	112
3.2.8 Zur Bedeutung von Lebensmittelverlusten	112
3.3 Gesundheitliche Aspekte einer Veränderung der Ernährungsgewohnheiten	114
3.4 Schlussfolgerungen für einen umweltbewussten Lebensmittelkonsum	115
3.5 Legitimation von Eingriffen der Politik	115
3.5.1 Konsumentenpräferenzen und Einflüsse auf das Verbraucherverhalten	115
3.5.2 Auswirkungen individuellen Konsums auf die Rechte Dritter und Gemeingüter-Problematik	116
3.5.3 Fazit im Hinblick auf die Legitimation einer Einflussnahme auf den Konsum	117
3.6 Förderung eines umweltbewussten Lebensmittelkonsums	118
3.6.1 Steuerliche Instrumente: Veränderung der Preisrelationen	118
3.6.2 Bedeutung des Außer-Haus-Verzehrs	120
3.6.3 Regulierung von Lebensmittelwerbung und -kennzeichnung	121
3.6.4 Kommunikationsinstrumente nutzen	122
3.6.5 Bildung und Beratung ausbauen	124
3.6.6 Netzwerke schaffen	124
3.7 Schlussfolgerungen	125
3.8 Literatur	126

Abbildung

	Seite
Abbildung 3-1 Geschätzte Lebensmittelverluste in den EU-Mitglieds- ländern	114

Tabellen

Tabelle 3-1 Übersicht über ökologische Indikatoren für Auswir- kungen des Lebensmittelkonsums	104
Tabelle 3-2 Flächenbedarf von Lebensmitteln	106
Tabelle 3-3 THG-Emissionen ausgewählter Lebensmittel	108
Tabelle 3-4 Gründe für Lebensmittelverluste nach Sektoren	113
Tabelle 3-5 THG-Emissionen aus Lebensmittelverlusten in der EU-27 nach Sektoren pro Jahr	114
Tabelle 3-6 Maßnahmen zur Verringerung der Lebensmittelverluste .	125

3 Lebensmittelkonsum als Gegenstand von Politik

3.1 Einleitung

159. Das Kapitel 1 „Die neue Wachstumsdebatte“ zeigt deutlich auf, dass die zukünftige Wirtschaftsentwicklung innerhalb ökologischer Grenzen vonstattengehen muss. Die Landwirtschaft ist in drei Bereichen, in denen die globalen Belastungsgrenzen bereits als überschritten gelten, ein wichtiger Treiber: beim Klimawandel, beim Verlust der biologischen Vielfalt und bei anthropogenen Eingriffen in den Stickstoffkreislauf. Wenn man davon ausgeht, dass sich weltweit Konsummuster entwickeln, die denen in Deutschland ähneln, würde dies bei der heutigen Art des Konsums und einer Weltbevölkerung von zukünftig neun Milliarden Menschen die Tragfähigkeit der Erde überlasten.

Für eine global verantwortbare Ernährung innerhalb ökologischer Grenzen sind sowohl umweltverträglichere Produktionsmethoden als auch eine Änderung der Konsummuster erforderlich. Anders als zum Beispiel bei Rohstoffen ist eine erhöhte Ressourceneffizienz in der Lebensmittelproduktion jedoch in vielen Fällen problematisch. In den letzten Jahrzehnten ist durch die Intensivierung der Landwirtschaft die Flächeneffizienz der Lebensmittelproduktion deutlich gestiegen. Dies hat aber erhebliche negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt allgemein und speziell auf die Biodiversität auf der landwirtschaftlichen Fläche (die sog. Agrobiodiversität) sowie auf das Grund- und Oberflächenwasser mit sich gebracht. Die Landwirtschaft, die in Europa einmal zur Erhöhung der Biodiversität beigetragen hat, ist inzwischen auf der Fläche ein Hauptverursacher für die Gefährdung und den Verlust von Arten. Dementsprechend setzt sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) für einen verstärkten Umwelt- und Naturschutz in der Fläche ein, der auch zu einer Extensivierung der Flächennutzung in Europa führen würde (SRU 2009).

Hierbei besteht allerdings die Gefahr, dass der damit einhergehende Rückgang der Produktion in der EU zu Preissteigerungen auf dem Weltmarkt führen könnte. Diese Preissteigerungen können die Produktion außerhalb der EU erhöhen, aus der wieder negative Umwelt- und Naturschutzauswirkungen folgen können, die global gesehen einen Teil der positiven Wirkungen, wie die Einsparung von Treibhausgasen (THG) in der EU, wieder zunichtemachen. Eine naturverträgliche Extensivierung der Produktion – ohne Probleme auf Drittländer abzuwälzen – ist demnach umso leichter möglich, je mehr es gelingt, die vom Lebensmittelkonsum ausgehende Flächenbeanspruchung durch eine Veränderung von Ernährungs- und Verhaltensgewohnheiten zu vermindern.

Damit ist der Lebensmittelbereich ein Handlungsfeld, in dem besonders deutlich wird, dass neben Änderungen der

Produktion zukünftig auch Konsumänderungen notwendig sind, um bei zunehmender Erdbevölkerung die ökologischen Grenzen einzuhalten. Nachfolgend wird dargestellt, dass in Bezug auf den Lebensmittelkonsum insbesondere der Konsum tierischer Produkte ein relevantes umwelt-, gleichzeitig aber auch gesundheitspolitisches Handlungsfeld darstellt. Das ist der Fall, weil zum einen die Umweltauswirkungen des Fleisch- und teilweise auch des Milchkonsums besonders bedeutsam sind (Kap. 3.2), es zum zweiten politisch legitim ist, die Konsumentenscheidung staatlicherseits zu beeinflussen (Kap. 3.5) und drittens geeignete Steuerungsinstrumente zur Verfügung stehen (Kap. 3.6).

3.2 Umweltauswirkungen des Lebensmittelkonsums

160. Neben dem Verkehrssektor hat die Ernährung – durch die Auswirkungen der Lebensmittelproduktion – bei einer umfassenden Stoffstrombilanzierung die größten Umweltauswirkungen (EEA 2009, S. 86; 2010, S. 24 f.). Lebensmittel und Getränke tragen über ihren Lebenszyklus gesehen mit 18 % zu den Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) und mit 31 % zu den versauernden Emissionen bei. Sie steuern 15 % zu den Vorläuferstoffen des bodennahen Ozons und 23 % zum Verbrauch materieller Ressourcen eines durchschnittlichen nationalen Konsums bei (MOLL und WATSON 2009, Tab. 6). Der Lebensmittelkonsum steht aber bisher kaum im Fokus umweltpolitischer Steuerung (HÜNECKE et al. 2010, S. 17).

161. Grundsätzlich lassen sich die vielfältigen Umweltauswirkungen des breiten Bedürfnisfeldes Ernährung mithilfe von Stoffstromanalysen beschreiben. Stoffstromanalysen erfassen die gesamte Wertschöpfungskette von den Vorprodukten, der landwirtschaftlichen Erzeugung, über die Weiterverarbeitung und den Verkauf von Lebensmitteln bis zum Verzehr in Haushalten und Gastronomie. Dies schließt Transporte ebenso wie die Zubereitung und Lagerung von Lebensmitteln mit ein (WIEGMANN et al. 2005, S. 1).

Die Umweltauswirkungen von Konsumentenscheidungen lassen sich mithilfe einer Reihe von Indikatoren wie zum Beispiel dem ökologischen Fußabdruck oder dem Kohlenstoff- oder dem Wasser-Fußabdruck bewerten. Dabei werden unterschiedliche Bezugsgrößen verwendet (z. B. Masse oder Kalorie), was gelegentlich den Vergleich der untersuchten Umweltauswirkungen verschiedener Studien erschwert. Bei diesen Indikatoren handelt es sich allerdings nicht um umfassende Ökobilanzen, die in der Lage wären, komplexe Systeme umfassend zu beurteilen. In der Regel sind es aggregierte Maßzahlen, die häufig nur einen Problembereich herausgreifen und versuchen,

den Einfluss unterschiedlicher Produktgruppen auf einer sehr allgemeinen Ebene vergleichbar zu machen. Eine Übersicht über die gängigen Indikatoren gibt Tabelle 3-1. Eine kulissenscharfe Einschätzung der direkten und indirekten lokalen Auswirkungen des Konsums, wie sie insbesondere hinsichtlich der Biodiversität notwendig wäre, ist hiermit allerdings nicht möglich.

Manche auf die Biodiversität bezogenen Indikatoren ließen sich allerdings verwenden, um den direkten Einfluss der Produktion bestimmter Lebensmittel auf die Artenvielfalt in Deutschland oder Europa zu bewerten. So könnte der High Nature Value Farmland-Indikator der ELER-Durchführungsverordnung (EG) Nr. 1974/2006 und der Indikator „Landschaftspflegeleistung“ im DLG-Nachhaltigkeitsstandard (DLG – Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft) genutzt werden, um Produkte zu kennzeichnen, bei deren Produktion Flächen erhalten werden, die besonders wichtig für den Schutz bestimmter Arten sind (CHRISTEN et al. 2009).

162. Insgesamt begegnet die (quantitative) Bewertung ökologischer Auswirkungen der Lebensmittelproduktion, wie sie beispielsweise anhand der dargestellten Indikatoren erfolgt, großen methodischen Schwierigkeiten und ist bislang nicht standardisiert. Die allgemeinen Vorgaben der Normen ISO 14040 (Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen) und ISO 14044 (Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen) geben einen Rahmen für die Entwicklung

der Indikatoren vor. Trotzdem ist zum Beispiel der Unterschied zwischen den – in verschiedenen Ländern in der Diskussion befindlichen – methodischen Vorschlägen zur Bestimmung von Carbon Footprints („CO₂-Fußabdrücke“, s. Tab. 3-1) groß (OSTERBURG et al. 2009, S. 14–16; MARSH-PATRICK und ALLISON 2010; GRIEBHAMMER und HOCHFELD 2009). Eine einheitliche Methodik sowie einheitliche Datenbanken, auf denen zum Beispiel die Berechnung des Product Carbon Footprint (PCF) basiert, wird erst erarbeitet und fehlte bislang (PCF Pilotprojekt Deutschland 2009). Erst 2011 wurden Standards im Rahmen der Greenhouse Gas Protocol Initiative für die Berechnung der Treibhausgase, bezogen auf den Produktlebenszyklus sowie entlang der Wertschöpfungskette des Unternehmens, veröffentlicht (BHATIA et al. 2011). Die ISO-Norm 14067 zur Bestimmung von PCF steht ebenfalls kurz vor der Verabschiedung (Carbon footprints of products – Requirements and guidelines for quantification and communication). Die bisher veröffentlichten Berechnungen sind demnach als vorläufig zu betrachten.

Auch die Bewertung des durch den Lebensmittelkonsum verursachten Flächenverbrauchs ist komplex. Eine erweiterte ökologische Beurteilung der Wirkungen des Konsums auf die Tragfähigkeit der Erde bietet das Konzept des ökologischen Fußabdrucks (von KOERBER et al. 2009, S. 180; Tab. 3-1). Hier werden neben unmittelbaren Flächenbeanspruchungen der Produktion auch indirekte

Tabelle 3-1

Übersicht über ökologische Indikatoren für Auswirkungen des Lebensmittelkonsums

Indikator	Indikans	Beschreibung	Literatur
Global Land Use Accounting of Agricultural Cropland (GLUA _{cropland})	Fläche	Globale Fläche, die pro Kopf in Deutschland durch Produktions- und Konsumaktivitäten in Anspruch genommen wird. (ha/funktionelle Einheit)	BRINGEZU und SCHÜTZ 2009
CO ₂ -Fußabdruck*	Klima	Maß für alle THG-Emissionen, die im Lebenszyklus eines bestimmten Produktes anfallen. (g CO _{2eq} /funktionelle Einheit)	PCF Pilotprojekt Deutschland 2009
Stickstoff-Fußabdruck	Stickstoff (N)	Maß für die Eutrophierung von Böden, Gewässern und Meeren. (g N/kg)	XUE und LANDIS 2010
Wasser-Fußabdruck (Virtuelles Wasser)	Wasser	Gesamtmenge an Wasser, die während des Herstellungsprozesses eines Produktes, Lebensmittels oder einer Dienstleistung verbraucht oder verschmutzt wird, oder die dabei verdunstet. (m ³ Wasser/funktionelle Einheit)	HOEKSTRA et. al. 2011
Ökologischer Fußabdruck	Fläche, Klima und Wasser	Maß für Inanspruchnahme von produktivem Land und Wasser, das für die Produktion der Güter und Leistungen bzw. für die Entsorgung der Abfälle (inkl. CO ₂) benötigt wird. (gha (globaler Hektar)/funktionelle Einheit)	EWING et al. 2010

* wird vereinfachend für „CO_{2eq}-Fußabdruck“ verwendet

Beanspruchungen einbezogen, zum Beispiel über die zur hypothetisch vollständigen Sequestrierung des emittierten CO₂ notwendigen Flächen.

Im Ergebnis gibt es zwar methodische Schwierigkeiten, die Umweltauswirkungen des Lebensmittelkonsums zu erfassen, und die gegenwärtigen Methoden erlauben bislang nur eine Annäherung. Allerdings sind diese Umweltauswirkungen so bedeutend, dass es auch unzulängliche Bewertungsmethoden nicht rechtfertigen können, das Handlungsfeld nicht zu adressieren.

163. Der Konsum von Lebensmitteln allgemein bzw. der Fleischkonsum im Speziellen ist ursächlich für eine Vielzahl von negativen Umweltauswirkungen, die vor allem durch die landwirtschaftliche Produktion, aber auch durch die Verarbeitung, den Transport und die Zubereitung verursacht werden. Grundsätzlich müssten daher alle Lebenswegabschnitte im Bedürfnisfeld Ernährung betrachtet werden, wenn man die Frage der ökologischen Auswirkungen des Konsums vollständig beantworten will. Nachfolgend soll bei der Betrachtung der Umweltauswirkungen der Fokus allerdings überwiegend auf die ersten Stufen des Lebenszyklus‘ bis zur landwirtschaftlichen Lebensmittelproduktion, die den Konsum in Deutschland deckt, gelegt werden, weil hier die größten Umweltauswirkungen entstehen (MOLL und WATSON 2009, Tab. 6).

3.2.1 Flächen- und Ressourcenbeanspruchung

164. Für den Flächen- und Ressourcenverbrauch spielen die Lebensmittelproduktion und damit auch der Lebensmittelkonsum eine wichtige Rolle. Der Flächenverbrauch stellt einen wichtigen Treiber für eine Anzahl von Umweltproblemen wie den Verlust der biologischen Vielfalt dar. Wenn die 2050 voraussichtlich global verfügbare landwirtschaftliche Fläche auf zukünftig neun Milliarden Menschen gleichmäßig aufgeteilt werden soll, ergibt sich rechnerisch ein Wert von circa 0,2 ha/Person (BRINGEZU und SCHÜTZ 2009). Der deutsche Biomassekonsum beansprucht derzeit nach Berechnungen von BRINGEZU und SCHÜTZ (ebd.) 0,25 ha/Person landwirtschaftliche Fläche (Stand 2004) und damit gleichzeitig etwa ein Fünftel mehr, als im Inland mit circa 0,21 ha/Person zur Verfügung steht (eigene Berechnungen nach Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011, S. 38). Auch WIEGMANN et al. (2005) gehen von einer Flächenbeanspruchung für die deutsche Ernährung im Jahre 2005 von 0,24 ha/Person landwirtschaftlicher Fläche aus. LUGSCHITZ et al. (2011) berechnen aktuell eine Flächenbeanspruchung des deutschen Konsums von 1,2 bis 1,3 ha/Person an land- und forstwirtschaftlicher Fläche für Ernährung sowie die stoffliche und energetische Verwertung von Biomasse. All diese Berechnungen variieren den spezifischen Flächenbedarf (ha/t) allerdings je nach Region, in der die Produkte hergestellt werden. Ein Großteil der Lebensmittel für den deutschen Konsum wird auf deutschen Flächen produziert. Insofern fällt die deutsche Flächenbeanspruchung vor allem deshalb noch relativ niedrig aus, weil zum Beispiel eine Tonne Weizen, die in Deutschland hergestellt wird, deutlich weniger Fläche bean-

sprucht, als eine Tonne Weizen, die in Afrika produziert wird. Da aber ein „frei werdender“ Hektar in Deutschland mehrere Hektar in Afrika ersetzen kann, müsste er im Prinzip in globaler Betrachtung unter Berücksichtigung von möglichen Handelsbeziehungen höher gewichtet werden. GERBENS-LEENES et al. (2002, S. 55) weisen darauf hin, dass Studien, die mit einer globalen Durchschnittsproduktivität je Hektar arbeiten, einen um ein Vielfaches höheren Flächen-Fußabdruck für die Niederlande ausweisen würden. Diese Ergebnisse können auch auf Deutschland übertragen werden.

165. Weltweit ist die pro Kopf verfügbare landwirtschaftliche Fläche in den letzten vier Jahrzehnten deutlich gesunken. Dieser Rückgang ist besonders in Afrika dramatisch und ist dort vor allem auf das starke Bevölkerungswachstum zurückzuführen (von KOERBER et al. 2009, S. 178). In den Entwicklungs- und Schwellenländern ändern sich die Ernährungsgewohnheiten hin zu einer „Wohlstandsernährung“ mit erhöhtem Fleischkonsum, aber auch steigendem Verzehr von Speiseöl, Getränken, Käse, Obst, Keksen und Speiseeis. Zur Produktion dieser Produkte wird pro Kalorie mehr Fläche benötigt als zur Produktion von Getreide. Diese Ernährungsumstellung steigert gemeinsam mit dem – auch in Zukunft zu erwartenden – Wachstum der Weltbevölkerung die Nachfrage nach landwirtschaftlichen Flächen (GERBENS-LEENES et al. 2002). Dagegen werden sich die Ackerflächen in Zukunft nur noch sehr bedingt wirtschaftlich und ökologisch sinnvoll ausdehnen lassen. So geht die Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) davon aus, dass die Ackerfläche weltweit bis 2030 um 13 % zunimmt (BRUINSMA 2003, S. 15), während die Weltbevölkerung im gleichen Zeitraum um 22 % ansteigen wird (von KOERBER et al. 2009, S. 179).

166. Die Fläche, die ein durchschnittlicher Deutscher durch seinen Konsum beansprucht, entfällt momentan zu circa 61 % auf den Verzehr von tierischen Produkten. Die auf pflanzlichen Nahrungsmitteln basierende Ernährung nimmt 32 % in Anspruch. Nachwachsende Rohstoffe für die energetische Nutzung belegen derzeit circa 3 % der Fläche und für die stoffliche Nutzung circa 4 % (BRINGEZU und SCHÜTZ 2009, S. 131 f.). Die hohe Flächenbeanspruchung für die Herstellung tierischer Produkte resultiert vor allem daraus, dass bei der Fütterung 89 bis 97 % der im Futter enthaltenen Energie und 80 bis 96 % der enthaltenen Proteine verloren gehen (SMIL 2002). Daher erfordert die Produktion von Fleisch, Milch und Eiern eine um ein Vielfaches größere Fläche pro Kalorie als nicht verarbeitete pflanzliche Produkte, aber auch deutlich mehr als zum Beispiel Brot. Von den pflanzlichen Produkten benötigt Gemüse am meisten Fläche, gefolgt von Ölfrüchten und Obst. Der Getreide- und Kartoffelanbau benötigt pro Kalorie am wenigsten Fläche (vgl. Tab. 3-2). Es lässt sich zunächst festhalten, dass sich somit im Hinblick auf die Lebensmittelproduktion am meisten Fläche einsparen ließe, wenn man den Konsum tierischer Produkte reduzieren würde.

Tabelle 3-2

Flächenbedarf von Lebensmitteln

	Flächenbedarf (m ² /MJ)
Rindfleisch	2,09
Schweinefleisch	0,79
Kuhmilch	0,72
Eier	0,60
Geflügelfleisch	0,54
Gemüse aus Freiland	0,34
Brot	0,19
Raps und Rüben	0,18
Äpfel	0,16
Getreide	0,12
Kartoffeln	0,11
SRU/UG 2012/Tab. 3-2; Datenquelle: BRINGEZU und SCHÜTZ 2009, S. 139, verändert und korrigiert	

167. WHITE (2000) untersucht den ökologischen Fußabdruck bezogen auf den Nahrungsmittelkonsum für 178 Länder. Dabei zeigt sich, dass die fleischbetonten Ernährungsweisen in Nordamerika und Ozeanien einen nahezu doppelt so hohen Flächen- und Ressourcenverbrauch pro Nahrungskalorie wie diejenigen in Afrika und Asien aufweisen. Obwohl die Europäer insgesamt mehr Kalorien zu sich nehmen als die Ozeanier, ist bei letzteren der ökologische Fußabdruck aus dem Konsum von Lebensmitteln größer, was auf den dort höheren Konsum tierischer Produkte zurückgeführt wird. Auch in einer Fallstudie für die Stadt Cardiff (Wales, Großbritannien) zeigte sich, dass Essen und Trinken 23 % des ökologischen Fußabdrucks verursachten, von diesen 23 % waren wiederum Fleisch- und Milchprodukte für rund 61 % und Getränke für rund 13 % der Umweltbelastung verantwortlich (COLLINS und FAIRCHILD 2007, S. 13 f.).

Auswirkungen eines veränderten Konsumverhaltens auf den Flächenverbrauch

168. Somit kann davon ausgegangen werden, dass der im EU-Vergleich überdurchschnittlich hohe deutsche Konsum von Fleischprodukten (FEFAC 2010, S. 67) sowie der Konsum von Milchprodukten einen entscheidenden Einfluss auf die Ressourcen- und insbesondere auch Flächenbeanspruchung des deutschen Lebensmittelkonsums ausüben.

Eine Einschränkung des Konsums von Fleisch- und Milchprodukten könnte den Gesamtkonsum wesentlich ressourcen- und flächenschonender gestalten. So zeigen BRINGEZU und SCHÜTZ (2009, S. 142 f.), dass bei einer Reduktion des Konsums tierischer Produkte um 30 % im Jahre 2030 die Flächenbeanspruchung im In- wie Ausland für den deutschen Biomassekonsum um 0,04 ha/Person (16 %) zurückgehen würde. Wird gleichzeitig der

Geflügelfleischanteil am Fleischkonsum auf 50 % erhöht, verringert sich die Flächenbeanspruchung sogar um 0,05 ha/Person.

3.2.2 Direkter Einfluss auf die biologische Vielfalt und den Bodenschutz

169. Die für die Befriedigung der aktuellen Ernährungsgewohnheiten der Weltbevölkerung eingesetzte landwirtschaftliche Produktionsweise hat Einfluss auf das Weltklima und die biologische Vielfalt, die auch die Grundlagen der landwirtschaftlichen Produktion sind. Weltweit wurden seit Beginn der landwirtschaftlichen Aktivität bis heute 70 % des Graslandes, 50 % der Savannen, 45 % der Wälder der gemäßigten Zone und 27 % der tropischen Wälder in landwirtschaftliche Flächen umgewandelt (FOLEY et al. 2011). Diese Biotopzerstörungen tragen zusammen mit der übermäßigen Ausbeutung der landwirtschaftlichen Ökosysteme und der Stickstoff- und sonstigen Nährstoffverschmutzung zum Klimawandel und dazu bei, dass die biologische Vielfalt zurück geht (SCBD 2010). Gleichzeitig wird der Wasserhaushalt in vielen Regionen gestört und die Schadstoffbelastung des Wassers und der Böden erhöht sowie die Bodenerosion und sonstige Bodendegradation verstärkt. In der industrialisierten Landwirtschaft wird außerdem sehr energieintensiv gearbeitet.

Die Landwirtschaft, die in den vergangenen Jahrhunderten zur Erhaltung und Schaffung neuer Lebensräume für viele Arten beigetragen hat (DELCOURT und DELCOURT 1988; WINGENDER et al. 2002), ist durch ihre Intensivierung und Industrialisierung zu einem der Hauptfaktoren der Gefährdung der Biodiversität in Deutschland und Europa aber auch weltweit geworden. Besondere Gefahr für die Biodiversität ergibt sich aus den nach wie vor überhöhten Nährstoffeinträgen in empfindliche terrestrische, Süßwasser- und marine Ökosysteme. Eine große Rolle spielt auch der zunehmende Grünlandumbruch mit seinen negativen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Flora und Fauna und den Boden. Naturschutzgebiete reichen aufgrund ihrer geringen Größe und des mangelnden Grades der Vernetzung nicht aus, um diesen Belastungen wirklich entgegen zu wirken (BECK et al. 2006; KETTUNEN et al. 2007; MA 2005; SRU 2008, Kap. 5; zur näheren Analyse der Problematik vgl. SRU 2009).

Auch die Vielfalt der genutzten Tiere und Pflanzen ist global in den letzten einhundert Jahren um 75 % zurückgegangen. So basiert die Welternährung heute im Wesentlichen auf zehn Kulturpflanzenarten, ähnliches gilt für die Tierarten (Deutscher Bundestag 2007). Der Indikator „Genetische Vielfalt in der Landwirtschaft“ zeigt für Deutschland, dass der prozentuale Anteil gefährdeter einheimischer Rassen der Pferde, Rinder, Schweine, Schafe und Ziegen mit etwas mehr als 83 % sehr hoch ist (BMU 2010).

Umwandlung von Wald, Wiesen und Weiden in Ackerland

170. Weltweit wird immer mehr Land in Ackerland umgewandelt. Das hat neben dem Klimaeffekt sehr negative Auswirkungen auf die Biodiversität. Auch die Bodenero-

sion und die damit verbundenen Nährstoffeinträge in Gewässer sind bei Ackerland in Hanglagen deutlich höher als bei Dauergrünland, welches eine ganzjährige Bodenbedeckung garantiert. Dies gilt insbesondere beim Anbau von Kulturen wie Mais und Zuckerrüben (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2010). Für die Zunahme des Ackerlandanteils ist der hohe Flächenbedarf für Futtermittel ein entscheidender Faktor. In Deutschland besteht nur noch knapp ein Drittel der landwirtschaftlichen Fläche aus Grünland. In den letzten fünfzig Jahren wurden allein in den alten Bundesländern mehr als 3 Mio. ha (etwa 21 % der landwirtschaftlichen Fläche) natürliches (d. h. nicht eingesätes) Grünland umgebrochen und zu Ackerflächen gemacht. In den neuen Bundesländern lag der Anteil des Grünlandumbruchs noch höher (BRANDT 2004). Der Verlust von Grünland, das heute zumeist weniger rentabel als Ackerland ist, bedroht insbesondere auf Grünland angewiesene Vogelarten wie Wiesenbrüter und Gänsearten. Die Individuenzahl der auf Feld und Wiesen in Europa lebenden Vogelarten nahm in den vergangenen 25 Jahren um 44 % ab (EBCC 2007; 2008). Europäische Schmetterlingspopulationen, die an das Vorkommen von Grünland gebunden sind, sind seit 1990 um 60 % zurückgegangen. Ein Abflachen dieses Trends ist nicht in Sicht. Hauptursachen sind die Intensivierung der Nutzung bzw. der Umbruch von Grünland (EEA 2009).

In bestimmten Lagen hat eine Tierhaltung positive Auswirkungen auf die Erhaltung des Grünlands. Ökosysteme von besonderer Eigenart und Biodiversität ergeben sich am häufigsten aus der extensiven Viehhaltung (von OHEIMB et al. 2004; GERKEN et al. 2008; VÖGTLIN et al. 2009). Diese Nutzungstypen umfassen zahlreiche besonders schützenswerte Lebensräume, die sich von Mähwiesen bis hin zu Waldweiden und Heiden erstrecken, für deren Erhaltung eine fortwährende extensive Beweidung oder eine späte Mahd erforderlich ist. Gleichzeitig werden in vielen dieser Weidesysteme selten gewordene Haustierrassen eingesetzt und damit erhalten (von KORN 2009). Zum Schutz der Biodiversität ist somit die Erhaltung extensiver Wiesen und Weiden ein wichtiger Ansatzpunkt. Wenn es gelänge, durch den Konsum von Fleisch- und Milchprodukten insbesondere die extensive Weidetierhaltung und eine Futtermittelproduktion auf Grünflächen zu stabilisieren, wäre dies für die Erhaltung der biologischen Vielfalt positiv. Der heutige Konsum tierischer Produkte geht über den dafür notwendigen Umfang jedoch weit hinaus. Im Ergebnis trägt ein undifferenzierter und vor allem zu hoher Fleischkonsum, dessen Produktion zu einem erheblichen Teil auf Futtermittel angewiesen ist, die auf Ackerflächen erzeugt werden und damit den Nutzungsdruck erhöhen, dazu bei, die biologische Vielfalt zu reduzieren.

Direkte Auswirkungen eines veränderten Konsumverhaltens auf die Biodiversität und den Boden

171. Für die Auswirkungen auf die Biodiversität und den Boden sind neben der Produktionsweise auch die Flächenbeanspruchung und die Unterscheidung zwischen Grünlandnutzung und Ackerbau von Bedeutung. Während die Produktionsweise unmittelbar die Biodiversität

auf landwirtschaftlichen Flächen sowie den Grad der Bodendegradation beeinflusst, ist steigender Flächenverbrauch bzw. die Umwandlung vormals nicht oder extensiv genutzter Flächen verantwortlich für den direkten Verlust von Lebensraum von Arten anderer Habitattypen. Die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland geht in der Regel auch mit einer höheren Bodenerosion einher. Eine Reduzierung des Konsums tierischer Produkte kann die Flächenansprüche aus der Ernährung deutlich reduzieren und damit eine insgesamt extensivere Produktion ermöglichen (vgl. Tz. 166 ff.).

Die Weidehaltung von Wiederkäuern kann sich positiv auf die Biodiversität auswirken. Global gesehen können viele heute von Rindern, Schafen und Ziegen genutzte Flächen anderweitig für die Produktion von Nahrungsmitteln nicht genutzt werden. Zudem ist die extensive Weidehaltung sowie durch Mähen beerntetes Grünland für die Futtergewinnung in Europa zur Erhaltung von artenreichem Grünland notwendig. Dieses ist von einer Nutzungsaufgabe oder von Grünlandumbruch bedroht, wenn es keine Verwendung erfährt. Hier sind vor allem viele für den Naturschutz besonders relevante Flächen (High-Nature-Value-Flächen) hervorzuheben, die auf eine extensive Nutzung angewiesen sind. Insofern ist ein maßvoller Konsum von Fleisch- und Milchprodukten, produziert auf extensiv bewirtschaftetem Grünland, zum Schutz der Biodiversität durchaus positiv zu bewerten.

3.2.3 Klimarelevanz des Lebensmittelkonsums

172. Die menschliche Ernährung trägt in erheblichem Ausmaß zu den THG-Emissionen Deutschlands bei (van DAM et al. 2006, S. 4; QUACK und RÜDENAUER 2007, S. 32). So werden dem Ernährungssektor – je nach Studie – 16 bis 22 % der gesamten Emissionen von Treibhausgasen Deutschlands zugerechnet (WIEGMANN et al. 2005, S. 25; GRÜNBERG et al. 2010, S. 55; QUACK und RÜDENAUER 2007). Hierbei werden auch für die Bewertung der Klimaauswirkungen dem Ernährungssektor sowohl die landwirtschaftliche Produktion als auch die Weiterverarbeitung, Lagerung, der Transport und die Zubereitung von Lebensmitteln zugerechnet. Zur Produktion zählt auch der Teil des Energie- und Chemiesektors, welcher landwirtschaftliche Vorleistungen wie Düngemittel herstellt (GRÜNBERG et al. 2010, S. 54).

Vergleich der verschiedenen Lebensmittel

173. Dass der Konsum tierischer Lebensmittel zu verhältnismäßig hohen THG-Emissionen beiträgt, zeigt sich bereits, wenn man betrachtet, welchen Anteil die THG-Emissionen aus der Tierhaltung an den Gesamtemissionen der Landwirtschaft ausmachen: So werden 71 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen Deutschlands durch die Tierhaltung verursacht (HIRSCHFELD et al. 2008, S. 13). Von den einzelnen Komponenten einer Lebenszyklusanalyse von tierischen Produkten in Europa entfällt der größte Anteil der berechneten gesamten THG-Emissionen, nämlich 49 %, auf den landwirtschaftlichen Sektor, 21 % entfallen auf den Energiesektor und nur 2 % auf den industriellen Sektor. 15 % werden durch

die Landnutzung selbst (CO₂-Emissionen durch Kultivierung auf organischen Böden, reduzierte Kohlenstoffbindung der Böden im Vergleich mit derjenigen natürlichen Grünlands) und 14 % durch Landnutzungsänderungen, vor allem in den nicht-europäischen Ländern, erzeugt (LEIP et al. 2010). Emissionen aus Landnutzungsänderungen finden jedoch in der Regel bei der Berechnung der THG-Emissionen, welche bei der Produktion einzelner Produkte anfallen (vgl. Tab. 3-3), keine Beachtung.

Die Klimawirksamkeit von zum Beispiel Gemüse hängt stark davon ab, ob es im Freiland oder in beheizten Treibhäusern angebaut wird. So liegen die THG-Emissionen durch den hohen Energieaufwand zur Wärmeerzeugung beim Anbau im Treibhaus fünf- bis dreißigmal höher als beim Gemüseanbau im Freiland (FREYER und DORNINGER 2008, S. 32), welcher jedoch ausschließlich saisonale Gemüse hervorbringen kann. Gleichzeitig muss beim sofortigen Konsum saisonaler Produkte keine Energie für die Lagerung aufgewandt werden.

174. Die Angaben zu den Emissionen pro Produkt schwanken einer Metastudie zufolge je nach Untersuchung deutlich (GRÜNBERG et al. 2010). Dennoch ist klar ersichtlich, dass die Produktion und Verarbeitung

von Gemüse, Obst und Teigwaren relativ emissionsarm ist, während Milchprodukte mit hohem Fettgehalt und Fleisch höhere THG-Emissionen pro Kilogramm aufweisen. Auch bei der Erzeugung von – zurzeit vorwiegend im Nassanbau produziertem – Reis entstehen hohe Emissionen pro Kilogramm (vgl. Tab. 3-3). Selbst unter Beachtung der unterschiedlichen Kaloriengehalte zeigt sich, dass tierische Produkte deutlich höhere Emissionen pro Kalorie aufweisen als pflanzliche (eigene Berechnungen auf Basis der Werte in Tab. 3.3). FLACHOWSKY und HACHENBERG (2009, S. 196) zeigen weiterhin, dass die THG-Emissionen von Milch und Rindfleisch pro Gramm essbares Protein in der Regel deutlich oberhalb der THG-Emissionen von Schweine- und Geflügelfleisch sowie von Eiern liegen. Festzuhalten ist daher, dass tendenziell der Konsum von Rindfleisch und Milchprodukten, gefolgt von Schweine- und Geflügelfleisch sowie Eiern, besonders hohe THG-Emissionen pro Gramm Eiweiß und Kalorie verursacht.

Transport

175. Transportemissionen, die während der Erzeugung bis zur Stufe des Lebensmitteleinzelhandels entstehen, entsprechen in Deutschland 3 bis 8 % der ernährungsbe-

Tabelle 3-3

THG-Emissionen ausgewählter Lebensmittel

Produkt	THG in kg CO _{2eq} /kg Produkt	Einbezogener Pfad
Gemüse, frisch	0,1	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Kartoffeln, frisch	0,2	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Tomaten, frisch	0,3	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Obst, frisch	0,4	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Weizen	0,4 – 0,5	Produktion
Margarine	0,7	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Mischbrot	0,7	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Kuhmilch	0,8 – 2,4	Produktion
Joghurt	1,2	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Zucker	1,5	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Geflügelfleisch	1,6 – 4,6	Produktion
Eier, Freiland	2,7	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Reis	2,9	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Schweinefleisch	3,1 – 3,3	Produktion, Verarbeitung, Kühlung
Rindfleisch, Schlachtgewicht ab Hof	6 – 14,7	Produktion, Verarbeitung, Kühlung
Rindfleisch (nur essbare Teile)	7 – 28	Produktion
Käse	8,5	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
Butter	23,7	Produktion, Verarbeitung, Kühlung, Transport
SRU/UG 2012/Tab. 3-3; Datenquellen: GRÜNBERG et al. 2010; Öko-Institut 2010; BLENGINI und BUSTO 2009.		

dingten THG-Emissionen (WIEGMANN et al. 2005, S. 35; TAYLOR 2000, S. 139 ff.; GRÜNBERG et al. 2010, S. 66). Sie machen damit im Vergleich zur Produktion und Verarbeitung nur einen relativ geringen Anteil aus, können jedoch je nach Produkt in ihrer Bedeutung variieren. So betragen sie nach WIEGMANN et al. (2005, S. 35) beispielsweise für Frischmilch nur gut 2 %, während sie bei frischem Gemüse bei rund 15 % liegen. Besonders hohe Emissionen werden durch Überseetransporte von Lebensmitteln verursacht, wenn diese eingeflogen werden. Wird zum Beispiel tiefgekühltes Fleisch aus Neuseeland per Flugzeug nach Europa transportiert, beträgt der Energieaufwand für den Transport – mit den dazugehörigen Emissionen – das 48fache des Energieaufwands der Herstellung (JUNGBLUTH 2000, S. 27). Pro Kilogramm Lebensmittel können bei einem Transport per Luftfracht bis zu 170-mal mehr Emissionen als beim Seeschifftransport entstehen. Zurzeit ist die Bedeutung der Flugimporte mit 0,5 % am Verkehrsaufkommen für Überseeimporte noch gering (HOFFMANN und LAUBER 2001, S. 191). Allerdings wird ein weiterer Anstieg erwartet, womit auch die Bedeutung der transportbedingten THG-Emissionen zunehmen wird (FOSTER et al. 2006, S. 15). Auch wenn nur 3,5 % der in Deutschland konsumierten Nahrungs- und Futtermittel aus Übersee stammen, haben diese mit 27 bis 39 % einen großen Anteil an den Emissionen, welche durch Transporte von Nahrungs- und Futtermitteln verursacht werden (HOFFMANN und LAUBER 2001, S. 192).

Der Großteil der Nahrungsmittel wird auf der Straße transportiert. Transporte von Nahrungs- und Futtermitteln machen mehr als ein Fünftel der gesamten inländischen Straßengüterverkehrsleistung aus (Statistisches Bundesamt 2011; s. Kap. 4, Abb. 4-2).

Klimawirkungen von Konsumstiländerungen

176. Einen Ansatzpunkt zur Reduzierung der Treibhausgase aus dem Lebensmittelkonsum stellt eine Reduzierung des Konsums tierischer Produkte dar. Hierfür liegt eine Reihe von Studien vor, die die mögliche Reduzierung berechnet haben, allerdings von unterschiedlichen Annahmen ausgehen und verschiedene Systemgrenzen zugrunde legen. So berechnen WIEGMANN et al. (2005) bei einer Halbierung des deutschen Fleischkonsums gegenüber heute bis zum Jahr 2030 eine Minderung der THG-Emissionen aus der Ernährung von 7 %. Radikalere Einschränkungen beim Konsum von Fleischprodukten schlagen POPP et al. (2010) vor: Eine weltweite Reduzierung um 25 % pro Dekade von 2005 bis 2055, also eine Reduktion des Fleischkonsums um 76 %, könnte den globalen landwirtschaftlich bedingten Ausstoß von Lachgas und Methan um mehr als 51 % reduzieren.

HOFFMANN (2005, S. 88) zeigt, dass der Wechsel der Ernährungsweise von Mischkost mit vielen emissionsintensiven Produkten hin zu einer klimabewussteren Ernährung, die in diesem Bedürfnisfeld verursachten Emissionen um bis zu 52 % verringern kann. Wird von einer Mischkost – mit hohem Anteil an Brot und Backwaren,

Kartoffeln, Fleisch und Fleischwaren, Erfrischungsgetränken, Kaffee und Tee – umgestellt auf eine Ernährung mit hohem Anteil an Gemüse, Obst, Vollkornprodukten, Kartoffeln, Hülsenfrüchten, Milch/-produkten, Nüssen und Samen, können nach ihren Schätzungen 37,2 % der Emissionen eingespart werden, bei gleichzeitig vollständigem Verzicht auf Fleisch und Fisch sogar 51,6 %.

Wie sehr es dabei auf die Gesamtzusammensetzung der Ernährung ankommt, verdeutlichen HÜNECKE et al. (2010), die in einer Projektion für die EU-27 für das Jahr 2030 schätzen, dass es bei einem Ersatz von 27 % des Proteingehalts der Fleischprodukte allein durch Milchprodukte zu einer Erhöhung der Treibhausgase um bis zu 40 % kommen kann, während bei einem Ersatz dieser Proteine durch Getreide etwa 5 % CO_{2eq} eingespart werden, durch Gemüseprodukte sogar knapp 8 %.

FLACHOWSKY und HACHENBERG (2009, S. 196) machen deutlich, dass es ebenfalls darauf ankommt, welche Art Fleisch ersetzt wird. Zum Beispiel erzeugt die Produktion von Geflügelfleisch, auf das Kilogramm essbares Protein umgerechnet, deutlich weniger Emissionen als die Produktion von Kuhvollmilch. Auch bei einer Substitution von Schweinefleisch durch Reis und Gemüse aus dem Gewächshaus, kann sich die Klimabilanz der Ernährung verschlechtern, wie CARLSSON-KANYAMA (1998, S. 288) bei einem Vergleich verschiedener Mahlzeiten mit demselben Energie- und Eiweißgehalt zeigt.

3.2.4 Eutrophierung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

177. Stickstoffbelastungen sind der größte Treiber für die Verminderung der Biodiversität, sowohl terrestrisch (McCLEAN et al. 2011; SUTTON et al. 2011) als auch in Süß- und Meerwasser-Ökosystemen. Lebenszyklusanalysen, die Nährstoffeinträge (Eutrophierung) in die Wasserkörper durch Stickstoff und Phosphate ermitteln, kalkulierten in den USA „Stickstoff-Äquivalente“ für Getreide, Fisch, Geflügel, Milchprodukte, Früchte und Gemüse, Süßstoffe und Gewürze, Öl und rotes Fleisch (XUE und LANDIS 2010). In allen Produktgruppen resultierten 70 % des Stickstoff-Fußabdrucks (s. Tab. 3-1) aus dem direkten Anbau. Die Fertigung selbst spielte vor allem bei Milchprodukten und bei Gemüse und Fisch eine Rolle. Der Beitrag durch Verpackung und Transport war dagegen minimal. Rotes Fleisch wies das höchste Eutrophierungspotenzial auf, gefolgt von Milchprodukten, Hähnchenfleisch bzw. Eiern und Fisch. Mit 150 g Emissionen pro kg war allerdings das Stickstoff-Äquivalent von rotem Fleisch doppelt so hoch wie das von Milchprodukten. Getreide produzierte nur 2 g Emissionen pro kg (XUE und LANDIS 2010). Die Zahlen spiegeln wider, dass generell für die Produktion einer Kalorie bzw. eines Kilos tierischen Lebensmittels wesentlich mehr Nährstoffe wie Stickstoff oder Phosphor eingesetzt werden müssen als für die Erzeugung pflanzlicher Produkte. Aufgrund des höheren Aufkommens an Nährstoffen kann es in tierhaltenden Betrieben – besonders wenn diese losgelöst vom Ackerbau betrieben werden – zu einer Akkumulation von Nährstoffen kommen, welche die Gefahr von Nährstoff-

austragen in die Umwelt und vor allem in die Gewässer erhöht (JARVIS et al. 2011, S. 226). Somit kann es bei der Produktion tierischer Produkte zu einer höheren Freisetzung von zum Beispiel Stickstoffverbindungen kommen (UBA 2010, S. 35). Dementsprechend stellen FOSTER et al. (2006, S. 13) für Großbritannien fest, dass dort für die Eutrophierung, die aus der Lebensmittelherstellung resultiert, hauptsächlich die Tierhaltung verantwortlich ist. Eine Verringerung des Konsums tierischer Produkte kann daher die Eutrophierung von Gewässern reduzieren.

Wie dringend eine solche Reduzierung nötig wäre, zeigen die folgenden Zahlen: Im Zeitraum 2003 bis 2005 war die Landwirtschaft für 70 % aller Stickstoff- und über 50 % aller Phosphoreinträge in deutsche Oberflächengewässer verantwortlich (BARTEL et al. 2010, S. 100 f.). Neben dem direkten Stickstoffeintrag über die Böden in die Gewässer emittiert die Landwirtschaft auch circa 10 % aller Stickstoffoxide Deutschlands (UBA 2011b) und trägt damit auch über Immissionen zur Eutrophierung bei. Neben den Stickstoffoxiden wird zudem das THG Lachgas (N₂O) emittiert.

178. Pestizide gefährden viele Tier- und Pflanzengruppen und damit auch die positiven Funktionen, die sie für die Produktion haben (z. B. die Bestäubung oder die natürliche Schädlingsbekämpfung) (HAFFMANS 2010; GEIGER et al. 2010). Daher ist es notwendig, dass der Einsatz von Pestiziden auf das erforderliche Mindestmaß reduziert wird, was eine strenge Regulierung erfordert. Die Regulierung von Pestiziden ist jedoch in den meisten Entwicklungs- und Schwellenländern, aus denen beispielsweise in großem Ausmaß Futtermittel importiert werden, generell unzureichend (Swedish Chemicals Agency und Swedish Environmental Protection Agency 2011).

Nur 35 % der eiweißreichen Futtermittel, die in Europa verwendet werden, stammen aus Europa selbst. Importe – vor allem von Soja – stammen überwiegend aus gentechnisch verändertem Saatgut. Der Anbau von gentechnisch verändertem Soja ist mit einem höheren Einsatz von Glyphosat verbunden, ein Herbizid, welches aufgrund des Verdachts entwicklungstoxisch zu sein, erst kürzlich in die Kritik geraten ist (BVL 2010; ANTONIOU et al. 2010; MERTENS 2011). Der Konsum von Fleisch, welches mit solchermaßen produzierten Sojaimporten erzeugt wurde, unterstützt somit indirekt die betreffenden Anbauformen.

Auswirkungen eines veränderten Konsumverhaltens auf die Stickstoffproblematik und den Pflanzenschutzmitteleinsatz

179. Grundsätzlich ermöglicht eine an den Nährstoffbedarf der Pflanzen angepasste Düngung, die Stickstoff- und Phosphatausträge in die Umwelt auf das Nötigste zu reduzieren. Eine deutliche Reduzierung der momentan sehr hohen Nährstoffüberschüsse von – in Bezug auf Stickstoff – 103 kg N/ha (Stand: 2008, UBA 2011a) würde somit weiterhin eine ausreichende Nährstoffversorgung der Pflanzen gewährleisten und gleichzeitig die Gewässerbelastung erheblich verringern. Auf das Dünge-

verhalten der einzelnen Landwirte hat der Konsument jedoch kaum Einfluss.

XUE und LANDIS (2010) untersuchen die Möglichkeiten zur Reduktion des Stickstoff-Fußabdrucks des Konsums bei gleichbleibender Kalorienaufnahme und kommen zu dem Ergebnis, dass der Pro-Kopf-Fußabdruck am stärksten durch eine Reduktion von Milchprodukten zugunsten von Getreide, aber auch schon durch einen Ersatz durch Fisch, Hähnchenfleisch oder Gemüse erreicht werden kann. Auch durch den Ersatz von rotem Fleisch zugunsten der genannten Alternativen kann der Stickstoff-Fußabdruck deutlich verringert werden, wenn auch der Effekt bei einem Verzicht auf Milchprodukte höher ist. Auch die Wahl von ökologisch statt konventionell hergestellten Produkten kann den Stickstoff-Fußabdruck aber auch den Pflanzenschutzmitteleinsatz reduzieren, da die Produktion in der Regel mit weniger diffusen Nährstoffausträgen einhergeht und auf den Einsatz von chemisch synthetischen Pflanzenschutzmitteln verzichtet (vgl. Tz. 184).

3.2.5 Bildung von Resistenzen durch Antibiotikaeinsatz

180. Der Einsatz von Antibiotika in der Tierzucht ist 2012 erneut stark in die öffentliche Diskussion geraten, nachdem Erhebungen in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen (NRW) einen hohen Einsatz von Antibiotika in der Nutztierhaltung aufgezeigt hatten (LANUV NRW 2012; s. dazu bereits SRU 2007). Vor allem der nicht fachgerechte Einsatz von Antibiotika in der Human- und Veterinärmedizin kann zum Auftreten resistenter Bakterienstämme führen. Das Problem multiresistenter Bakterien ist in der Humanmedizin nach wie vor von großer Dringlichkeit, denn in der EU werden multiresistente Bakterien für den vorzeitigen Tod von jährlich etwa 25.000 Menschen verantwortlich gemacht (WHO 2011). Generell sollte daher der Einsatz von Antibiotika sowohl in der Human- als auch in der Veterinärmedizin auf das unbedingt notwendige Maß begrenzt werden, um einer weiteren Zunahme des Auftretens von Antibiotikaresistenzen entgegenzuwirken.

Der Einsatz von Antibiotika ist zwar auch in der Tiermedizin zur Behandlung erkrankter Tiere sowie Gesunderhaltung von Tierbeständen unverzichtbar, er ist aber ebenso wie in der Humanmedizin restriktiv zu handhaben. Für Nutz- und Heimtiere wurden Leitlinien zum sorgfältigen Umgang mit antibakteriell wirksamen Tierarzneimitteln formuliert (BTK und AGTAM 2010). Dessen ungeachtet ist die aktuelle Entwicklung und Verbreitung von Antibiotikaresistenzen in Verbindung mit dem nicht fachgerechten Antibiotikaeinsatz trotz einiger Fortschritte hoch problematisch (BVL et al. 2011; BMG 2011). Eine Studie zum Antibiotikaeinsatz in der Hähnchenhaltung in NRW kommt beispielsweise zu dem Ergebnis, dass nur bei 16 % der Mastdurchgänge keine Behandlung erfolgt sei. Aufgrund der unterschiedlichen Betriebsgrößen seien sogar nur 8,4 % der Schlachttiere unbehandelt. Dabei käme eine Vielzahl von Wirkstoffen teilweise gleichzeitig zum Einsatz (bis zu acht Wirkstoffe pro Mastdurchgang). Bei 40 % der Behandlungen läge die jeweilige Behandlungsdauer

eines Wirkstoffes mit ein bis zwei Tagen deutlich unter den Zulassungsbedingungen der verabreichten Wirkstoffe (LANUV NRW 2012). Eine Erhebung in Niedersachsen zeigte, dass in der Hähnchenmast bei 72 % aller Mastdurchgänge bzw. bei 76 % der Tiere Antibiotika eingesetzt wurden, während in der Putenmast bei 71 % der Durchgänge sowie 84 % der Tiere und in der Schweinemast bei 59 % aller Mastdurchgänge und 68 % aller Tiere Behandlungen stattfanden. Auch bei den wenigen untersuchten Betrieben, die Mastkälber und Fresser (junge Rinder von vier bis zwölf Monaten) halten, kamen bei dem Großteil der Durchgänge Antibiotika zum Einsatz. Diese Zahlen müssen jedoch auch vor dem Hintergrund unterschiedlich langer Mastdauer der Tiere betrachtet werden (Mastdurchgang bei Masthühnern – auch in der Langmast – maximal 60 Tage; Mastdauer bei Schweinen circa 18 Wochen (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung und Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 2011)).

Probleme, die aus der verbreiteten Anwendung von Antibiotika herrühren können, wurden bereits in den Ergebnissen des nationalen Resistenzmonitorings erkennbar (BfR 2010). Resistenzen gegen Klassen von Antibiotika, die in der Human- und Tiermedizin bereits seit langem eingesetzt werden, wurden dabei häufig in Isolaten von Lebensmitteln, Futtermitteln und gesunden Tieren nachgewiesen. Im Durchschnitt über alle Proben waren in dieser Studie bei den Salmonellen 31 % resistent gegen einen Wirkstoff, 27 % waren mehrfach resistent. Bei den Isolaten von Nutztieren und Lebensmitteln lagen die Resistenzraten noch deutlich höher; so waren beispielsweise bei den aus Schweinefleisch isolierten Salmonellen 27,8 % einfach resistent und 55,7 % mehrfach resistent (ebd.).

Resistente Bakterien können auf den Menschen über den Kontakt mit den Lebensmitteln, den Konsum von Rohware und durch die Betreuung von kontaminierten Tieren übertragen werden. Somit ist es möglich, dass resistente Bakterien von den Tieren auf die Lebensmittel übergehen und dann über die Lebensmittelkette bis zum Menschen gelangen (BfR 2010). Darüber hinaus werden die resistenten Keime von den Tieren ausgeschieden. Es gibt Hinweise darauf, dass sich dadurch der Pool an Resistenzgenen in der Umwelt erweitert und die Verbreitung von Resistenzgenen unterstützt wird (BMG 2011). Einige der betroffenen resistenten Bakterienspezies von Isolaten aus Tieren sind auch für den Menschen pathogen und einige der antibakteriellen Wirkstoffe, gegen die Resistenzen auftreten, haben für die Humanmedizin große Bedeutung. So werden beispielsweise Cephalosporine der dritten Generation und Fluorochinolone als „Reserveantibiotika“ eingesetzt, wenn gängige Antibiotika nicht mehr wirken.

181. Die Tatsache, dass ein so großer Anteil an Masthühnern in NRW und Niedersachsen mit Antibiotika behandelt wird, legt den Schluss nahe, dass das Haltungssystem nicht den Vorgaben des Tierschutzgesetzes entspricht, da die angemessene Ernährung, Pflege und verhaltensgerechte Unterbringung infrage gestellt werden muss

(LANUV NRW 2012, S. 12; zur Kritik am Tierschutzgesetz vgl. APEL 2012). Für eine Reduzierung des Antibiotikaeinsatzes spielt somit das Bestandsmanagement zur Vermeidung von Infektionskrankheiten eine besondere Rolle, wozu eine Optimierung der Haltungsbedingungen gehört, insbesondere hinsichtlich des Stallklimas, der Besatzdichte, der Fütterung, der Hygienebedingungen und einer sinnvollen Impfstrategie (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung und Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 2011, S. 5). Tierwohlgerechte Haltungsbedingungen, insbesondere im Ökolandbau, kommen im Allgemeinen mit einem niedrigeren Antibiotikaeinsatz aus (Deutscher Bundestag 2011). Im ökologischen Landbau werden nicht nur generell höhere Anforderungen an die Haltungsbedingungen gestellt, beispielsweise hinsichtlich des Platzanspruches der Tiere, sondern es gelten auch strengere Richtlinien hinsichtlich des Antibiotikaeinsatzes (Naturland – Verband für ökologischen Landbau 2011, S. 23). Zudem unterliegen Betriebe des ökologischen Anbaus strengeren und häufigeren Kontrollen (BLE 2003, S. 18 ff.). Auch innerhalb der konventionellen Haltung versprechen verbesserte Haltungsbedingungen einen niedrigeren Einsatz von Antibiotika. Seit einiger Zeit wird versucht, Haltungssysteme, die hinsichtlich des Tierschutzes über die gesetzlichen Vorgaben hinausgehen, über Tierwohl-Labels für den Kunden kenntlich zu machen. Die Europäische Kommission hat bereits 2009 einen Bericht zur Ausgestaltung einer möglichen europäischen Tierschutzkennzeichnung erstellt (Europäische Kommission 2009).

Der Verbraucher hat insofern einen Einfluss auf die Resistenzproblematik, als dass er sich entweder ganz gegen den Konsum von Fleisch entscheiden kann oder eher für Rind- und Schweine- statt für Geflügelfleisch, bei dessen Produktion die Probleme besonders evident erscheinen. Auch könnte der Griff zu Bioprodukten oder zu Produkten, die mit Tierwohl-Labels gekennzeichnet sind, insgesamt einen geringeren Einsatz von Antibiotika in der Nutztierhaltung anreizen.

3.2.6 Wasserverbrauch

182. Die Lebensmittelproduktion und damit auch der Lebensmittelkonsum hat auch Einfluss auf den lokalen Wasserhaushalt. Die Erhaltung vieler Biotope ist grund- und oberflächenwasserabhängig und kann durch den Wasserbedarf der Agrarproduktion unter Umständen beeinträchtigt werden. Deutschland hat nach Lebenszyklusberechnungen von SONNENBERG et al. (2009) einen gesamten Wasser-Fußabdruck von 159,5 Mrd. m³ jährlich, von dem der Agrarsektor mit rund 73 % (117,6 Mrd. m³) den größten Anteil trägt. Rund die Hälfte dieses Wasserbedarfs wird importiert, vor allem in Form von landwirtschaftlichen Produkten (aus Brasilien (5,7 Mrd. m³), der Elfenbeinküste (4,2 Mrd. m³), Frankreich (3,5 Mrd. m³), Türkei (1,9 Mrd. m³), Spanien (1,8 Mrd. m³)). Insbesondere die Kaffee- und Kakaoproduktion ist sehr wasserintensiv, aber auch die von Rind- und Schweinefleisch oder Ölsaaten wie Olive und Ölpalme.

3.2.7 Zur Bedeutung des ökologischen Landbaus

Bedeutung für das Klima

183. Inwieweit der ökologische Landbau zu besseren Klimabilanzen beiträgt, ist in der Wissenschaft umstritten. Einige Studien ermitteln, dass in der ökologischen Pflanzenproduktion trotz der geringeren Erträge weniger THG-Emissionen je Kilogramm Produkt emittiert werden als im konventionellen Anbau. Emissionsmindernd wirkt vor allem der Verzicht auf Mineraldünger, welcher sehr energie- und damit emissionsintensiv hergestellt wird. LYNCH et al. (2011) kommen dagegen in einem aktuellen Literaturreview von über 130 Studien, in denen die ökologische mit der konventionellen landwirtschaftlichen Produktion verglichen wird, hinsichtlich der Vorteilhaftigkeit ökologischer Produkte zu keiner eindeutigen Aussage. Während in einer Vielzahl der untersuchten Studien deutliche Vorteile ermittelt werden, zeigen andere Studien keinen eindeutigen Unterschied auf oder bescheinigen wiederum der konventionellen Landwirtschaft eine klimafreundlichere Produktion (ebd., S. 348). Foodwatch (2008) weist nach einer Auswertung der vom Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) durchgeführten Studie „Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland“ darauf hin, dass die Wahl zwischen Rindfleisch und Nicht-Rindfleisch, zwischen Fleisch und Getreideprodukten einen deutlich größeren Einfluss auf die Klimawirksamkeit hat als die Entscheidung zwischen konventionell und ökologisch hergestellten Produkten, auch wenn nach den Ergebnissen der IÖW-Studie bei gleicher Wahl hinsichtlich der Lebensmittelproduktgruppen die Klimawirkung von Bioprodukten immer leicht geringer ist.

Bei einer Steigerung des Anteils ökologisch hergestellter Produkte an der Ernährung auf 30 % im Jahr 2030 würden somit ohne weitere Änderungen im Konsumverhalten wahrscheinlich nur unbedeutende Mengen an Treibhausgasen eingespart (WIEGMANN et al. 2005, Kap. 4.2.3).

Bedeutung für die Biodiversität

184. Dagegen würde die mit dem Ökolandbau verbundene extensivere Wirtschaftsweise die biologische Vielfalt unmittelbar deutlich weniger gefährden. Dies würde jedoch bei unverändertem Konsumverhalten auch 8 % mehr landwirtschaftlich genutzte Fläche für die Ernährung der deutschen Bevölkerung erfordern, selbst wenn man weitere Ertragssteigerungen bis 2030 einrechnet (WIEGMANN et al. 2005, Kap. 4.2.3). Durch den größeren Flächenbedarf würde sich demnach der Druck auf bisher nicht oder als Grünland genutzte Flächen erhöhen.

Da bei der ökologischen Herstellung von Lebensmitteln neben organischem Dünger kein Mineraldünger eingesetzt wird, ist diese in vielen Fällen mit einem geringeren Nährstoffeintrag in die Umwelt verbunden als die Erzeugung konventioneller Lebensmittel (JARVIS et al. 2011, S. 226; UBA 2010, S. 35). Somit trägt die Wahl ökologisch hergestellter Lebensmittel in der Regel dazu bei, dass weniger Nährstoffe in die Umwelt eingetragen werden. Da der ökologische Landbau durch den weitestge-

henden Verzicht auf den Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln gekennzeichnet ist, ist er auch in dieser Hinsicht der konventionellen Produktion überlegen. Allerdings stellen im ökologischen Landbau insbesondere die Kupfereinträge in die Böden ein Problem dar (UBA 2009).

Auch der ökologische Landbau ist nicht automatisch „natureschutzkonform“ (van ELSSEN 2005), jedoch sind gegenüber dem konventionellen Anbau die diffusen Schad- und Nährstoffeinträge insgesamt geringer. Zudem fällt die Artenanzahl auf Höfen, die ökologischen Landbau betreiben, auf die gesamte Betriebsfläche bezogen, in der Regel höher aus (BENGTSSON et al. 2005; HÖTKER et al. 2004). Neben dem ökologischen Landbau erfolgt insbesondere auch im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen, welche zurzeit über die 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) gefördert werden, eine ökologisch vorteilhaftere Bewirtschaftung von Flächen (SRU 2009).

3.2.8 Zur Bedeutung von Lebensmittelverlusten

185. Lebensmittelverluste bezeichnen die Abnahme der Menge essbarer Lebensmittel innerhalb der logistischen Kette, die zu essbarer Nahrung für den Menschen führt (Definition nach GUSTAVSSON et al. 2011). Weltweit geht wahrscheinlich ein Drittel der essbaren Lebensmittel verloren (1,3 Mrd. t/a) (ebd.). Die Ursachen dafür sind sehr unterschiedlich. In den Entwicklungsländern liegen sie insbesondere in mangelhaften Kühltechniken, während in den entwickelten Ländern vor allem die Verbraucher selbst verschwenderisch mit Lebensmitteln umgehen (PARFITT et al. 2010). Für die EU-27 listet die Europäische Kommission unterschiedliche Gründe für die Bereiche Haushalt, Lebensmitteldienstleistungen, Verkauf und Veredelung auf (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010; Tab. 3-4).

186. Die Europäische Kommission hat errechnet, dass pro Jahr in der EU-27 in der gesamten Lebensmittelkette bis zum Verbraucher 89 Megatonnen (Mt) Lebensmittel verschwendet werden (*ohne* den Verlust in der landwirtschaftlichen Produktion gerechnet). Umgerechnet würde dies bedeuten, dass 179 kg Lebensmittel pro Kopf und Jahr verschwendet werden (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010; vgl. Abb. 3-1).

187. Deutschland liegt deutlich unter dem EU-Durchschnitt (Abb. 3-1). Den größten Anteil an der EU-weiten Verschwendung in der Lebensmittelkette haben die Haushalte (42 %; 76 kg pro Person und Jahr, 25 % des Gewichtes der gekauften Lebensmittel bzw. ca. 565 Euro pro Haushalt und Jahr). Es folgen das verarbeitende Gewerbe mit 39 % und der Lebensmitteldienstleistungsbereich mit 14 %. An letzter Stelle liegt der Verkaufssektor mit 5 %. Speziell für Deutschland kommt eine Untersuchung der Universität Stuttgart zu dem Ergebnis, dass jährlich knapp 11 Mio. t Lebensmittel als Abfall entsorgt werden. Die Studie zeigt mit 61 % (81,6 kg pro Person und Jahr) eine noch größere Beteiligung der Privathaushalte an den Abfällen, gefolgt von Großverbrauchern – wie Gaststätten oder Kantinen – so-

Gründe für Lebensmittelverluste nach Sektoren

<p>Verarbeitendes Gewerbe</p> <ul style="list-style-type: none"> – unvermeidbare Lebensmittelabfälle (Knochen, Kadaver, bestimmte Organe) – technische Fehler wie Überproduktion, misstratene Produkte, Produkt- und Verpackungsschäden
<p>Haushaltsbereich</p> <ul style="list-style-type: none"> – mangelndes Bewusstsein (1) für die selbst produzierte Menge an Lebensmittelabfällen, (2) für Umweltprobleme durch Lebensmittelabfälle und (3) für finanzielle Vorteile, gekaufte Lebensmittel effizienter zu nutzen – mangelnde Kenntnisse über effiziente Lebensmittelnutzung, z. B. Kochen mit vorhandenen Zutaten/Speiseresten – geringe Wertschätzung von Lebensmitteln, dadurch: verschwenderischer Umgang – persönlicher Geschmack: Wegwerfen vieler Lebensmittelteile (Brotrinde etc.) – mangelnde Einkaufsplanung bzw. Kauf zu großer Mengen – Wegwerfen essbarer Lebensmittel durch Missdeutung von Haltbarkeitsdaten – suboptimale Lagerbedingungen und Verpackungen verringern Haltbarkeit – Zubereitung zu großer Essensmengen – Sozioökonomische Faktoren: mehr Einpersonenhaushalte
<p>Groß- und Einzelhandelssektor</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ineffiziente Lieferketten: mangelhafte Abstimmung zwischen Einzelhändlern, Lieferanten, Großhändlern und Herstellern – Bestandsmanagement: Überbestände, wenn Nachfrage nicht richtig prognostiziert; fehlende Anreize für bessere Planung durch vertragliche Rücknahmeregelungen mit Lieferanten und geringe Kosten beim Wegwerfen der Lebensmittel – „2 für 1-Angebote“ und große Verpackungsgrößen ermuntern Konsumenten, mehr zu kaufen als nötig; wenig Rabatte auf Überbestände und auf Lebensmittel kurz vor Verfallsdatum – Vermarktungsnormen: Aussortieren von Produkten aufgrund von Schönheitsfehlern/Verpackungsschäden, obwohl Lebensmittelqualität/Lebensmittelsicherheit nicht beeinflusst – Hohe Produktspezifität: bestimmte Strategien verringern Haltbarkeit – Temperaturempfindlichkeit: Nichteinhaltung der Kühlkette bei Fleisch und Milchprodukten während Transport und Lagerung
<p>Gastronomiesektor</p> <ul style="list-style-type: none"> – Übliche Strategie „gleiche Portionsgröße für alle“ passt nicht für jeden – Überbestände aufgrund der Schwierigkeit, Kundenzahl richtig vorherzusagen – Einstellung: Mitnehmen von Speiseresten aus Restaurants in Europa eher unüblich – Fehlendes Bewusstsein für das Problem „Lebensmittelabfälle“
<p>Quelle: Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010, S. 10 f., eigene Übersetzung</p>

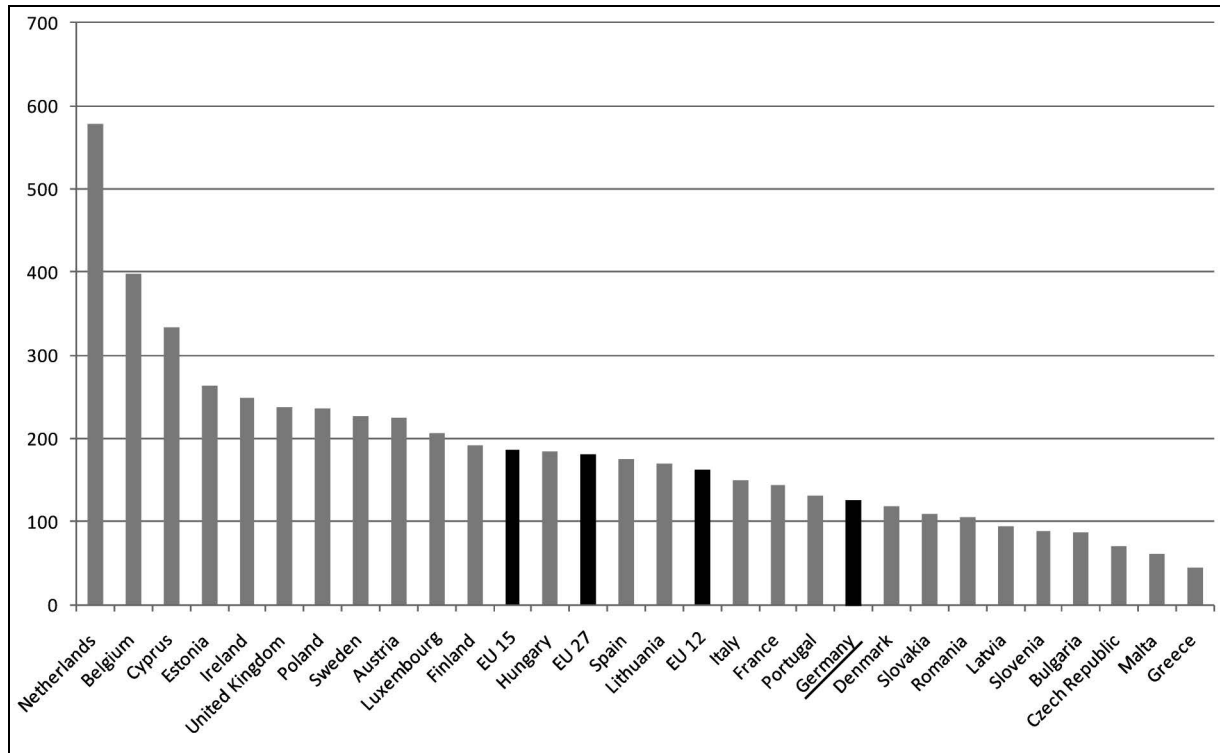
wie der Industrie mit jeweils rund 17 % und dem Handel mit circa 5 %. Von den Abfällen der Privathaushalte wären laut Studie 65 % völlig oder zumindest teilweise vermeidbar gewesen (KRANERT et al. 2012).

Insgesamt werden in der EU-27 durch die Produktion später vernichteter Lebensmittel mindestens 170 Mt CO_{2eq}/a emittiert, dies entspricht 3 % der gesamten THG-

Emissionen der EU-27 in 2008 (Tab. 3-5). Die Studie der Europäischen Kommission geht auf der Basis einer wachsenden Bevölkerung und eines zunehmenden Wohlstands davon aus, dass ohne Gegenmaßnahmen die Verschwendung im Jahr 2020 126 Mt/a betragen wird (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010). Ein erheblicher Teil der oben beschriebenen Umweltwirkungen des Konsums ist daher auf die Erzeugung von Lebensmit-

Abbildung 3-1

Geschätzte Lebensmittelverluste in den EU-Mitgliedsländern (in kg/Kopf/Jahr)



Quelle: Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010, S. 65, verändert

teilen zurückzuführen, die letztendlich weggeworfen werden.

Tabelle 3-5

THG-Emissionen aus Lebensmittelverlusten in der EU-27 nach Sektoren pro Jahr

Sektor	Verlustmengen (t)	Treibhausgase (Mt CO _{2eq})
Verarbeitendes Gewerbe	34.756.000	59
Haushalte	37.703.000	78
Andere	16.820.000	33
Insgesamt	89.279.000	170

Quelle: Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010, S. 87, verändert

188. Somit ließe sich eine erhebliche Reduzierung der Emissionen von Treibhausgasen durch eine Verringerung der Lebensmittelverluste erreichen. Gelänge es, die Lebensmittelverluste zu halbieren, ergäbe sich bereits unter Beibehaltung der Ernährungsgewohnheiten eine Reduzierung bei den THG-Emissionen von 85 Mt CO_{2eq} Treib-

hausgase pro Jahr in der EU-27. Dies ist fast das Doppelte dessen, was HÜNECKE et al. (2010) für einen Ersatz von 27 % der Proteine aus Fleisch durch Gemüse ermittelt haben.

3.3 Gesundheitliche Aspekte einer Veränderung der Ernährungsgewohnheiten

189. Eine Reduktion des Anteils tierischer Produkte an der Ernährung kann neben den genannten positiven Effekten für die Umwelt zudem auch gesundheitliche Vorteile bringen.

Fleisch gehört in vielen Haushalten Deutschlands zu den täglich konsumierten Lebensmitteln. Gemessen an Empfehlungen der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE), aber auch laut Organisationen wie der internationalen Krebsforschungsorganisation (World Cancer Research Fund – WCRF), wird jedoch in Deutschland und der EU zu viel davon verzehrt. So kommt die Nationale Verzehrstudie (2008) zu dem Ergebnis, dass Männer mit durchschnittlich 103 g/Tag (721 g/Woche) etwa doppelt so viel Fleisch, Wurstwaren und Fleischerzeugnisse verzehren wie Frauen (371 g/Woche). Zudem werden täglich Gerichte auf Basis von Fleisch – worunter im wesentlichen Wurstsalate, fleischhaltiges Fast-Food und Fleisch mit Soße fallen – in Höhe von 57 g/Tag (399 g/Woche, Männer) bzw. 30 g/Tag (210 g/Woche, Frauen) gegessen

(MRI 2008b, S. 44). Demgegenüber empfiehlt die DGE erwachsenen Personen, höchstens 300 bis 600 g Fleisch und Wurst pro Woche zu sich zu nehmen (DGE 2011). Während demnach der Fleischkonsum von Frauen gerade noch innerhalb der Empfehlungen liegt, nehmen deutsche Männer aus ernährungsphysiologischer Sicht zu viel Fleisch zu sich. Auch gemessen an den WCRF-Empfehlungen, welche einer Senkung des Krebsrisikos dienen sollen und gemäß derer maximal 500 g Fleisch pro Woche verzehrt werden sollten, liegt der Konsum der Deutschen deutlich zu hoch (WCRF und AICR 2007, S. 12). Eine physiologisch ausgewogene Ernährung deckt den täglichen Energiebedarf zu 28 bis 31 % aus Fetten, zu 16 bis 17 % aus Proteinen und zu 52 bis 53 % aus Kohlenhydraten. Insgesamt sollten 75 % oder mehr der Kalorien aus pflanzlichen Quellen stammen. Die essenziellen Spurenelemente, Aminosäuren und Vitamine sind jedoch in tierischen und pflanzlichen Lebensmitteln unterschiedlich enthalten. Die essenziellen Spurenelemente kommen vorwiegend in Rindfleisch oder Leber, aber auch in Muscheln (Eisen), Weizenkeimen (Zink) oder Leguminosen (Kupfer) vor. Vitamine sind bevorzugt in Früchten, Gemüse, Weizenkeimen oder Pflanzen- sowie Fischöl enthalten. Dies spricht generell eher für eine Mischkost, bei Verzicht auf tierische Lebensmittel kann aber grundsätzlich der Vitamin-, Aminosäure- und Spurenelementebedarf auch anderweitig gedeckt werden.

190. Mit einem zu hohen Fleischkonsum sind gesundheitliche Risiken verbunden (McAFEE et al. 2010), welche sich vor allem aus der Aufnahme tierischer Fette, dabei vor allem der gesättigten Fettsäuren, sowie der Zubereitungsart ergeben. Eine zu hohe Aufnahme von Fett und gesättigten Fettsäuren erhöht den Cholesterinwert sowie die Wahrscheinlichkeit der Gewichtszunahme und kann dadurch zu Herz-Kreislauf-Erkrankungen führen. Zahlreiche Studien zeigen, dass der Genuss von Rind-, Lamm- und Schweinefleisch sowie von verarbeitetem Fleisch das Risiko erhöhen, an Krebs zu erkranken (WCRF und AICR 2007).

Gleichzeitig nehmen die Deutschen im Schnitt mehr Proteine auf als von der DGE empfohlen – je nach Altersgruppe liegt der Median bei circa 130 bis 160 % der empfohlenen Menge (MRI 2008a, S. 103 f.). Bei einer Reduktion des Fleischkonsums müsste somit aus rein ernährungsphysiologischer Sicht die aufgenommene Proteinmenge nicht konstant gehalten werden, indem die Proteine in gleicher Höhe zum Beispiel in Form von Milchprodukten aufgenommen würden. Während es – wie oben aufgeführt (vgl. Tz. 176, 179) – bei vollständigem Ersatz von Fleisch durch Milchprodukte zu höheren THG- und Stickstoffemissionen kommen kann, hätte eine Kost mit verringertem Fleischkonsum ohne vollständige Substitution durch Milchprodukte in der Regel positive Umweltwirkungen.

3.4 Schlussfolgerungen für einen umweltbewussten Lebensmittelkonsum

191. Die Lebensmittelproduktion und damit der Lebensmittelkonsum haben ganz erheblichen Einfluss auf

die Umwelt. Dies gilt vor allem für die Fleischproduktion. Daneben ist auch die Produktion von Milch und Milchprodukten aus Umweltsicht kritisch zu bewerten. Obwohl viel von der sehr konkreten Ausgestaltung des Konsums abhängt, lassen sich ein paar allgemeingültige Leitlinien aufstellen, deren Berücksichtigung die vom Lebensmittelkonsum ausgehenden Umweltwirkungen deutlich verringern und die daher als Grundlage der umweltfreundlichen Ausrichtung des Lebensmittelkonsums gelten können. Angestrebt werden sollte:

- Eine Verringerung der Lebensmittelverluste
- Eine Reduktion des Konsums tierischer Produkte (v. a. Fleisch- und Milcherzeugnisse)
- Beim Konsum von Fleisch- und Milchprodukten: die Bevorzugung von Produkten aus extensiver Weidehaltung bzw. aus Fütterung mit extensiv produziertem Futter
- Bevorzugung von ökologisch hergestellten Produkten bzw. von Produkten, die zur Erhaltung einer artenreichen Landschaft beitragen
- Reduktion des Konsums von Produkten aus Übersee, insbesondere jener, die mit dem Flugzeug transportiert wurden
- Bevorzugung von saisonalem Obst und Gemüse, das im Freiland produziert wurde.

Im Ergebnis hat sich gezeigt, dass eine Reduzierung des Konsums tierischer Produkte in Deutschland die Umweltauswirkungen des Lebensmittelkonsums positiv beeinflussen würde. Die Substitution von Fleisch durch Milchprodukte bei konstanter Kalorien- bzw. Proteinaufnahme kann dabei jedoch nicht das Ziel sein, da dies die Umwelteffekte nicht verringern würde. Vielmehr muss insgesamt die Aufnahme tierischer Proteine reduziert werden. Eine reduzierte Aufnahme von Proteinen wäre – auch unter gesundheitlichen Gesichtspunkten – empfehlenswert, da in Deutschland je nach Altersgruppe heute circa 130 bis 160 % der von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung empfohlenen Menge Proteine aufgenommen werden (MRI 2008b, S. 103 f.).

3.5 Legitimation von Eingriffen der Politik

192. Im Folgenden soll zunächst gezeigt werden, dass Eingriffe der Politik in das sehr sensible Feld des Lebensmittelkonsums in dem Sinne legitim sind, als dass sie auch unter Wahrung der Konsumentensouveränität möglich und angesichts der Umwelteffekte angebracht sind. Anschließend sollen Möglichkeiten einer an Umweltaspekten ausgerichteten Verbraucherpolitik aufgezeigt werden.

3.5.1 Konsumentenpräferenzen und Einflüsse auf das Verbraucherverhalten

193. Der Lebensmittelkonsum und mithin seine ökologischen Konsequenzen werden wesentlich durch die Ausprägung der Verbraucherpräferenzen sowie ihre Realisierung beeinflussende ökonomische Strukturen (v. a.

Preisrelationen) determiniert. Die neoklassische Annahme stabiler und konsistenter Präferenzen konnte in zahlreichen empirischen Untersuchungen der Realität nicht standhalten. Vielmehr scheinen die Verbraucherpräferenzen häufig inkonsistent, kontextabhängig und vielfältig beeinflussbar zu sein (LERCH 2000; von WEIZSÄCKER 2002, S. 429 f.; WELFENS 2010, S. 18).

Im Alltag sind die Lebensmittelpräferenzen der Verbraucher einer Vielzahl von Einflüssen ausgesetzt. Häufig stehen diese Einflüsse einem umweltbewussten Konsum eher im Wege, als dass sie ihn fördern. Von besonderer Relevanz sind solche Einflüsse, die auf das Ernährungsverhalten von Kindern einwirken, da Nahrungspräferenzen in erheblichem Ausmaß bereits in frühen Jahren ausgebildet und somit auch die Konsummuster im Erwachsenenalter mitgeprägt werden (JUST et al. 2007, S. 2; SMITH 2004).

194. Ein bedeutender Einfluss wird durch Werbung ausgeübt. Die Rolle der Werbung im Bereich der Ernährung ist insbesondere dann kritisch zu beurteilen, wenn sie sich an Kinder richtet. Der Einfluss der Werbung für Lebensmittel ist insofern problematisch, als dass vorwiegend Produkte mit hohen Gehalten an Salz, Zucker oder Fett beworben werden (KELLY et al. 2010; EFFERTZ und WILCKE 2011). Laut der Deutschen Gesellschaft für Kinder- und Jugendmedizin steigt der Verzehr von kalorienreichen und nährstoffarmen Getränken und Speisen bei Kindern an, wenn diese intensiver TV-Werbung ausgesetzt sind (DGKJ-Pressemitteilung vom 20. Oktober 2010: „Werbung schauen macht Kinder dick. Kinderärzte fordern Werbebeschränkungen“). Die WHO identifiziert Werbung für energiereiche Lebensmittel und Fast Food, insbesondere solche, die an Kinder gerichtet ist, als einen Faktor, der Gewichtszunahme und Fettleibigkeit wahrscheinlich fördert und demnach auch ein mögliches Feld für politische Interventionen darstellt (WHO 2003, S. 63). ZIMMERMANN und BELL (2010) konnten eine robuste Korrelation zwischen der Adipositasrate bei Kindern und dem Ausmaß konsumierter Fernsehwerbung feststellen. Weltweit gibt die Ernährungsindustrie jährlich 1,9 Milliarden Dollar für an Kinder gerichtete Werbung aus (LINN 2010). In Deutschland sehen Kinder bis zu 40.000 TV-Werbespots pro Jahr (DGKJ-Pressemitteilung vom 20. Oktober 2010). Kinder, vor allem kleine Kinder, können den Charakter von Werbung nicht von dem anderer Informationen unterscheiden und deshalb ihrer persuasiven Wirkung weniger entgegenzusetzen als Erwachsene. An diese Zielgruppe gerichtete Werbung kann deshalb als manipulativ und zudem besonders effektiv betrachtet werden, da sich die – auch langfristig prägenden – Ernährungsvorlieben von Kindern unter dem Einfluss der Werbung ausbilden. Eine kritische Auseinandersetzung mit den auf Kinder und Jugendliche abzielenden Marketingaktivitäten der Lebensmittelindustrie und deren – auch langfristig nachwirkenden – Einfluss auf die Konsumgewohnheiten findet sich in einer aktuellen Studie der Verbraucherschutzorganisation foodwatch (2012).

195. Zu den weiteren strukturellen Einflüssen auf das Verbraucherverhalten gehört auch die Zusammensetzung des Angebots in der öffentlichen und privaten Gastrono-

mie (z. B. viel Fleisch, aber keine Bioqualität in den meisten Kantinen und Restaurants). Durch das Fehlen attraktiver vegetarischer und besonders umweltfreundlich erzeugter Alternativen wird sowohl die unmittelbare Auswahlmöglichkeit von Verbrauchern eingeschränkt als auch ein dauerhafter Einfluss auf die Lebensmittelauswahl über die Prägung der Konsumgewohnheiten ausgeübt. Gerade der letztgenannte Einfluss ist von besonderer Bedeutung, da er sich auch auf die häuslichen Essgewohnheiten auswirkt und Verharrungstendenzen in bestehenden, wenig umweltverträglichen Konsummustern verstärkt.

196. Um Einflüssen auf die Ausbildung der Verbraucherpräferenzen, die umweltverträglichen Konsummustern abträglich sind, entgegenzuwirken, bieten sich als Instrumente zunächst Aufklärung, Transparenz, Information und Bildung an. Allerdings reicht Information in der Regel nicht aus, um eine Verhaltensänderung in Richtung eines umweltfreundlichen Konsums zu bewirken, da die Änderung gewohnter Verhaltens für den Einzelnen aufgrund von Verharrungstendenzen und Pfadabhängigkeiten schwierig ist. Die Politik hat jedoch auch die Möglichkeit, aktiv auf die Präferenzbildung des Verbrauchers einzuwirken, ohne dabei seine Wahlmöglichkeiten und seine grundsätzliche Entscheidungsfreiheit zu beschneiden. Indem die Politik beispielsweise Entscheidungssituationen so strukturiert, dass Verbrauchern die Wahl der umweltfreundlicheren Option leichter fällt, lädt sie diese sozusagen zu einem bestimmten Konsumverhalten ein, ohne es ihnen aufzuzwingen. Ein Beispiel für diesen sogenannten „liberalen Paternalismus“ ist die Zusammensetzung und vor allem die Präsentation des Angebots an Speisen in öffentlichen Kantinen oder Mensen (SUNSTEIN und THALER 2003; THALER und SUNSTEIN 2009). Eine unzulässige Verbraucherbeeinflussung liegt bei einer solchen bewussten Strukturierung nicht vor. Da jede Form der Entscheidungsstrukturierung notwendigerweise einen gewissen Einfluss auf die Verbraucherpräferenzen impliziert, erscheint ihre bewusste Gestaltung im Sinne gesellschaftlich erwünschter Zielstellungen durchaus gerechtfertigt.

197. Somit gilt letztlich auch insbesondere für den Bereich der Ernährung, dass die durch den Verbraucher realisierten Konsummuster nicht einem autonomen und stabilen Präferenzgebilde folgen, sondern diese Präferenzen maßgeblich durch den äußeren Kontext determiniert werden. Damit fällt dem Staat die Rolle zu, an der Strukturierung der unvermeidbaren äußeren Einflüsse auf die Präferenzbildung und ihre Verwirklichung so mitzuwirken, dass der Lebensmittelkonsum mit den gesetzten Umweltzielen in Einklang gebracht wird.

3.5.2 Auswirkungen individuellen Konsums auf die Rechte Dritter und Gemeingüter-Problematik

198. Das stärkste Argument zugunsten politischer Maßnahmen, welche individuelle Entscheidungen in Richtung eines umweltfreundlichen Konsums beeinflussen, ist die mögliche Beeinträchtigung der Belange Dritter und die

Schädigung von Gemeingütern durch die Auswirkungen individueller Konsumententscheidungen (LERCH 2000). Viele Einschränkungen der Konsumentensouveränität, die in Deutschland bereits Realität sind, werden deshalb gesellschaftlich akzeptiert und gefordert, weil dadurch das Wohlbefinden, die Gesundheit oder Sicherheit Dritter geschützt werden – dazu zählen etwa weite Teile des Umweltschutzes oder auch das Rauchverbot in öffentlichen Einrichtungen. Zudem hat sich die Bundesregierung im Rahmen internationaler Abkommen (u. a. Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) und UN Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC) sowie ihre jeweiligen Folgeabkommen) zum Schutz globaler Gemeingüter, die durch den nationalen Lebensmittelkonsum mittelbar beeinträchtigt werden, verpflichtet.

199. Dabei ist für die Problemstruktur umweltfreundlichen Konsums charakteristisch, dass (Umwelt-)Schäden für die Allgemeinheit durch das Verhalten vieler einzelner Konsumenten entstehen (BELZ und BILHARZ 2005, S. 22) und sich Betroffene und Verursacher selten direkt gegenüberstehen. Zudem können Ursache und Wirkung zeitlich und geografisch auseinanderfallen – die Kosten von Umweltschäden werden häufig erst zeitverzögert spürbar oder sie treffen vor allem Menschen in anderen Regionen der Welt. Dadurch erhält die Problematik umweltfreundlichen Konsums die Struktur eines Allmendeproblems bzw. Gefangenendilemmas: für den Einzelnen entsteht ein Anreiz, sich nicht umweltfreundlich zu verhalten (ERNST 2010), solange keine Arrangements getroffen wurden, die sicherstellen, dass alle „Mitspieler“ sich an bestimmte Regeln halten und Regelverletzer bestraft werden.

Insgesamt können also die kurzfristigen individuellen und die langfristigen kollektiven Interessen beim Konsumverhalten deutlich auseinanderklaffen. Entsprechend ist nicht damit zu rechnen, dass Einzelne in erheblichem Umfang ohne die entsprechenden gesellschaftlichen Rahmenbedingungen „von allein“ ein nachhaltiges Konsumverhalten entwickeln („sustainability does not come naturally“, DAWKINS 2001).

200. Ein elementarer Bestandteil dieser Rahmenbedingungen ist die Preisstruktur der Lebensmittel, die ein möglichst vollständiges Bild der Kosten widerspiegeln soll, um eine gesamtwirtschaftlich optimale Lenkungswirkung zu entfalten. Würden beispielsweise sowohl bei der Fleisch- als auch bei der Getreideproduktion alle externen Kosten internalisiert, also vollständig der Produktion angelastet, lägen die Preise je Kalorie Fleischprodukt aufgrund ihrer verhältnismäßig hohen Umweltkosten im Vergleich zu Getreideprodukten höher (vgl. Kap. 3.2). Somit kann insgesamt davon ausgegangen werden, dass eine Internalisierung externer Kosten den Konsum in umweltfreundlichere Bahnen lenken würde.

Indem die Politik es unterlässt darauf hinzuwirken, dass Verbraucherpreise die externen ökologischen und sozia-

len Kosten der Produkte adäquat widerspiegeln, trägt sie dazu bei, dass die Preise und Preisrelationen die Kaufentscheidung verzerren. Vorhandene Präferenzen der Verbraucher für umweltverträglichere (oder fair gehandelte) Produkte könnten leichter wirksam werden, wenn die relativen Preise der Realisierung dieser Präferenzen nicht entgegenstehen würden (LERCH 2000, S. 177). Dies gilt insbesondere für solche Produkte, bei denen der Verbraucher mit dem höheren Preis – neben dem „guten Gewissen“ aufgrund der größeren Umweltverträglichkeit – nicht auch einen unmittelbaren Zusatznutzen für sich selbst verbindet. So basiert die höhere Zahlungsbereitschaft für Biolebensmittel auch darauf, dass bei ihrem Konsum Vorteile für die eigene Gesundheit vermutet werden (BELZ und REISCH 2007, S. 710). Entfällt dieser individuelle Zusatznutzen, verstärkt sich die Wirkung verzerrender Preisrelationen zulasten umweltfreundlicher bzw. nachhaltiger Produkte, deren Vorteile gegenüber konventionellen Produkten vor allem auf der Produktionsseite in Form verbesserter ökologischer und sozialer Bedingungen bestehen.

3.5.3 Fazit im Hinblick auf die Legitimation einer Einflussnahme auf den Konsum

201. Der Lebensmittelkonsum und mithin seine ökologischen Konsequenzen werden wesentlich durch die Ausprägung der Verbraucherpräferenzen sowie ihre Realisierung bestimmende Angebots- und Preisstrukturen determiniert. Dabei unterliegt die Ausprägung der Verbraucherpräferenzen einer Vielzahl von Einflüssen, die einem umweltverträglichen Konsum häufig eher im Wege stehen, als dass sie ihn fördern. Zudem ist der Einzelne als Konsument angesichts allgemeiner moralischer Appelle zu umweltfreundlichem Konsum, aber entgegengesetzter realer Anreize, häufig überfordert. Umweltverträglicher Konsum ist somit eine gesamtgesellschaftliche Herausforderung, die eine kollektive Verantwortungsübernahme erfordert sowie die Schaffung von Strukturen, die dem Einzelnen umweltfreundlichen Konsum erleichtern und ermöglichen. Die negativen Auswirkungen der derzeitigen Konsummuster im Bereich Ernährung auf die Umwelt, auf Menschen in anderen Ländern und auf nachfolgende Generationen sind hinreichend gravierend, um Eingriffe der Politik zu rechtfertigen.

Im Lichte der Faktoren, die einem umweltverträglichen Konsum gegenwärtig entgegenwirken, sollte die Politik Maßnahmen ergreifen, die unerwünschte Einflussnahmen abbauen oder verhindern. Sie könnte zum Beispiel durch Einschränkung der Werbung für bestimmte Produkte oder für bestimmte Zielgruppen (bereits latent vorhandene) Präferenzen für umweltfreundliche Lebensmittel aktivieren und stärken sowie instabile Verbraucherpräferenzen in Richtung umweltgerechter Konsummuster lenken. Außerdem sollten bestehende verzerrende ökonomische Anreize abgeschafft werden, möglichst durch die Internalisierung externer ökologischer und auch sozialer Kosten in die Preisgestaltung.

3.6 Förderung eines umweltbewussten Lebensmittelkonsums

202. Der Lebensmittelkonsum wird von verschiedenen Akteuren beeinflusst. Gegenwärtig fehlt es an einer politisch konsistenten Steuerung in Richtung eines umweltverträglichen Konsums (HÜNECKE et al. 2010, S. 17). Wichtig wäre es aber, eine konsistente nationale Strategie für den Lebensmittelkonsum zu erarbeiten, mit dem klaren Ziel, den Lebensmittelkonsum umweltbewusster zu gestalten. Studien zeigen, dass es sich um ein komplexes Politikfeld handelt, in dem ein Bündel von Maßnahmen erforderlich ist, um das Problem erfolgreich adressieren zu können (HEISKANEN et al. 2009). Bund und Länder können den Konsum zum einen direkt über Auflagen, ökonomische Anreize wie Steuern und Subventionen sowie über Informationen beeinflussen, aber auch indirekt, indem sie für den Konsum wichtige Akteure wie Unternehmen und Nichtregierungsorganisationen (Non-Governmental Organisations – NGOs) beeinflussen (SCHRADER und THØGERSEN 2011, S. 4). Unter den privatwirtschaftlichen Akteuren der Lebensmittelkette kommt dem Lebensmitteleinzelhandel (LEH) als Kuppelstelle zwischen Lieferanten und Verbrauchern eine besonders große Bedeutung zu. Er begrenzt die Auswahlmöglichkeiten der Konsumenten und kann über die Präsentation der Waren und die Vermittlung von Informationen Impulse für einen nachhaltigen Warenkorb setzen (SPILLER 2005, S. 119). Auch Anbieter von Außer-Haus-Verpflegung beeinflussen über ihre Angebotspolitik maßgeblich die Konsumgewohnheiten der Verbraucher. Zudem übt die Industrie über Werbung (vgl. Tz. 194) und die Kennzeichnung ihrer Produkte bedeutende Einflüsse aus. Auch NGOs wie Verbraucher- oder Umweltschutzorganisationen können den Konsumenten – vorwiegend über Kommunikation – beeinflussen.

203. Besonders Erfolg versprechend erscheinen – aufgrund der starken Preisabhängigkeit des Lebensmittelkonsums – Veränderungen der Preisrelationen, die vor allem durch Steuern und Subventionen, aber auch durch ordnungsrechtliche Anforderungen an die Produktionsweise erfolgen können. Demgegenüber haben „weiche“ Instrumente (z. B. Kommunikationsmittel) eine weniger starke Steuerungswirkung. Die Steuerungsinstrumente sind von unterschiedlicher Intensität gekennzeichnet: Während die Verbesserung der Information der Betroffenen und Bildungsangebote im schulischen und außerschulischen Bereich einen relativ geringen Eingriff darstellen, bedeuten bereits Vorgaben für die öffentliche Beschaffung einen erheblichen Eingriff ins Wirtschaftsleben und unterliegen relativ strengen rechtlichen Vorgaben. Steuerliche Instrumente weisen eine sehr große Eingriffstiefe auf.

3.6.1 Steuerliche Instrumente: Veränderung der Preisrelationen

204. Den bedeutsamsten Einfluss auf die Kaufentscheidung von Lebensmitteln haben in Deutschland die Preise (Pressemitteilung Nr. 147 vom 19. Juli 2011 des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbrau-

erschutz (BMELV): „Verbraucher achten beim Einkaufen vor allem auf Preis und Haltbarkeitsdatum“). Idealerweise sollten die Preise alle negativen Umwelteffekte in der Produktion widerspiegeln (Tz. 200). Die vollständige Umsetzung dieser Forderung ist unrealistisch, aber es sollte angestrebt werden, sich ihr anzunähern. Grundsätzlich gibt es dafür mehrere Möglichkeiten: Durch das Ordnungsrecht können negative Effekte landwirtschaftlicher Produktion verringert werden, indem die Produzenten zur Einhaltung bestimmter Produktionsstandards gezwungen werden. Vormalig externe Kosten werden so internalisiert, wodurch die Produktion in der Regel teurer wird, auch wenn höhere Produktionsstandards Effizienzsteigerungen anreizen können und somit nicht zwangsläufig immer zu höheren Produktionskosten und damit zu Preissteigerungen führen müssen.

Wird die Umweltbelastung durch Steuern auf bestimmte Produktionsfaktoren wie zum Beispiel Düngemittel erfasst, werden umweltfreundlicher produzierte Güter relativ günstiger. Ein mögliches Problem dieser an der Produktion ansetzenden Maßnahmen könnte jedoch sein, dass sie auch die Wettbewerbsrelation zwischen der Produktion im Inland und der Produktion in Ländern, in denen eine solche Internalisierung externer Kosten nicht stattfindet, verändert. Bei unverändertem Konsum könnten damit ökologische Probleme ins Ausland verschoben werden. Dies gilt selbst bei Subventionen für umweltfreundliche Produktionsweisen, da eine Extensivierung und damit Verringerung der Produktion zum Beispiel in der EU über einen Preisanstieg dazu führen kann, dass außerhalb der EU mehr produziert wird. Dadurch kann – global gesehen – ein Teil der angestrebten Wirkung wieder zunichte gemacht werden. Maßnahmen, die direkt am Konsum ansetzen, das heißt, alle Produkte unabhängig von ihrer Herkunft betreffen, geben dagegen keinen Anreiz zu einer Verlagerung der Produktion ins Ausland.

205. Eine Möglichkeit, den Konsum direkt zu steuern, liegt darin, die Preise von weniger umweltfreundlichen Lebensmitteln durch staatliche Abgaben zu erhöhen. Ein Schritt in diese Richtung kann die Aufhebung der Reduktion des Mehrwertsteuersatzes auf tierische Produkte darstellen, welche pro Kalorie bzw. Kilogramm in der Regel höhere Umwelteffekte als pflanzliche Produkte aufweisen (vgl. Kap. 3.2). Momentan werden alle Lebensmittel mit dem reduzierten Mehrwertsteuersatz von 7 % besteuert, wovon Getränke (außer Milch, bestimmte Milchmischgetränke und Leitungswasser) – ob alkoholfrei oder nicht – ausgenommen sind. Für diese gilt der reguläre Mehrwertsteuersatz. Für Lebensmittel, die außer Haus, also zum Beispiel im Restaurant, verspeist werden, gilt hingegen generell der reguläre Satz von 19 % (§ 12 UStG). Ökologisch sinnvoll wäre es somit, tierische Produkte – gleich den Getränken – von dieser Regelung generell, also nicht nur in Restaurants, auszunehmen. Der SRU spricht sich daher dafür aus, für tierische Produkte den regulären Mehrwertsteuersatz anzuwenden.

206. In verschiedenen europäischen Ländern werden seit 2010 auch andere Steuern eingesetzt, um die Lebensmittelwahl zu beeinflussen. Dänemark hat aus Gründen

der Gesundheitsvorsorge 2011 eine Steuer auf gesättigte Fettsäuren eingeführt (Königliche Dänische Botschaft 2011). Diese Steuer soll Produkte, die einen hohen Anteil an gesättigten Fettsäuren enthalten, teurer und damit für den Konsumenten unattraktiver machen. Ziel ist es, die Energieaufnahme in Form von Fett und insbesondere der Fette aus gesättigten Fettsäuren zu begrenzen, um chronische Krankheiten zu vermeiden, wie es von der WHO (2003, S. 56) empfohlen wird (s. a. Tz. 190). Eine solche Steuer ist jedoch auch unter Umweltgesichtspunkten interessant, weil insbesondere tierische Produkte viele gesättigte Fettsäuren enthalten. Die durch eine „Gesättigte-Fettsäuren-Steuer“ induzierte Reduktion des Konsums von tierischen Produkten kann somit gleichzeitig die THG- und Stickstoffemissionen aus der Ernährung wie auch den Flächenverbrauch insgesamt reduzieren. Allerdings sind vor einer Einführung in Deutschland die folgenden Fragen zu beantworten: Ist eine solche Lenkungssteuer verfassungskonform? Ist die Steuer ökologisch treffsicher und lassen sich Ausweichreaktionen vermeiden? Können die negativen sozialen Folgen adäquat adressiert werden? Ist sie praktikabel?

Verfassungsrechtliche Zulässigkeit

207. Zunächst ist festzustellen, dass eine solche „Gesättigte-Fettsäuren-Steuer“ verfassungsrechtlich zulässig ist. Lenkungsnormen sollen durch gezielte Steuerent- oder -belastung ein bestimmtes Verhalten des Steuerpflichtigen stimulieren, von dem der Gesetzgeber der Auffassung ist, dass es dem Gemeinwohl entspricht (TIPKE und LANG 2010, § 4 Rn. 21). Das Bundesverfassungsgericht (BVerfG) hat entschieden, dass der Gesetzgeber seine Steuergesetzgebungskompetenz grundsätzlich auch ausüben darf, um Lenkungswirkungen zu erzielen (ständige Rechtsprechung, zuletzt BVerfG v. 9. Dezember 2008, NJW 2009, S. 48). Es verlangt jedoch rechtsstaatliche Normenbestimmtheit, das heißt der Lenkungszweck muss mit hinreichender Bestimmtheit erkennbar sein (TIPKE und LANG 2010, § 4 Rn. 21). Zudem muss sich die Steuer gemeinwohlbezogen rechtfertigen lassen (BVerfGE Bd. 93, S. 121 (148)).

Eine solche Lenkungsabgabe stellt trotz Lenkungsabsicht als Handlungsmittel in den Rechtsfolgen und in der Ertragswirkung eine Steuer dar. Der Gesetzgeber regelt nämlich lediglich das Steuerpflichtverhältnis. Die steuerrechtlich intendierte „Ausweichreaktion“ hängt dagegen von dem Willen des Steuerpflichtigen ab. Diese Form der mittelbaren Verhaltenssteuerung ist zulässig, solange die steuerliche Lenkung nach Gewicht und Auswirkung nicht einer verbindlichen Verhaltensregel nahekommt und damit die Finanzfunktion der Steuer verdrängt wird. Lenkungssteuern können vor allem im Falle von Marktversagen, beispielsweise im Bereich des Umweltschutzes, aber auch des Gesundheitsschutzes ein geeignetes Instrument sein (WERNSMANN 2005, S. 287).

Möchte der Staat erreichen, dass bestimmte Verhaltensweisen vermieden werden, kann er diese steuerlich besonders belasten. Dann hat der finanziell leistungsfähigere Steuerpflichtige die Möglichkeit, sich von dem staatlichen

Lenkungsbefehl gewissermaßen „freizukaufen“. Im Hinblick auf bestimmte Verhaltensalternativen werden finanziell leistungsfähigere damit bevorzugt (Belastungswirkung). Die steuerliche Lenkungsnorm wirft somit, auch wenn sie grundsätzlich verfassungsrechtlich zulässig ist, Fragen nach ihrer Gerechtigkeit auf, sowie danach, ob sie als staatliche Beeinflussung des Verhaltens (Gestaltungswirkung) einen zulässigen Eingriff darstellt (BIRK 2010, S. 62). Gleichheitsrechtlich, also im Hinblick auf die Belastungswirkung, ist eine Steuernorm, die ein unerwünschtes Verhalten besteuert, weitgehend unbedenklich, weil dem Gesetzgeber bei der Findung des Steuergegenstands und der Bestimmung des Steuertarifs, ein sehr weiter Gestaltungsspielraum zukommt (WERNSMANN 2005, S. 487). In Hinblick auf die Gestaltungswirkung wird vertreten, dass diese eigentlich grundsätzlich nicht unverhältnismäßig sein kann (ebd.). Wird durch die Lenkungssteuer weniger konsumiert, dann wird der damit gesetzgeberisch intendierte Zweck erreicht, die Steuer ist also geeignet. Die gegebenenfalls infrage stehende Angemessenheit wird wegen des erwähnten weiten gesetzgeberischen Spielraums nahezu immer zu bejahen sein. Nur wenn die Nachfrage völlig unelastisch ist, das heißt auf Preiserhöhungen überhaupt nicht reagiert, ist die Steuer nicht zur Erfüllung ihres Zwecks geeignet. Die Frage nach der Eignung stellt sich dann jedoch gar nicht, denn wenn die Lenkungssteuer ihre Wirkung nicht erfüllt, weil alle Verbraucher in derselben Menge weiter konsumieren wie vorher, tritt gar keine rechtfertigungsbedürftige Gestaltungswirkung ein (WERNSMANN 2005, S. 487).

Treffsicherheit

208. Zudem hätte die „Gesättigte-Fettsäuren-Steuer“ auch den Vorteil, dass sie die Wettbewerbsfähigkeit der Weidehaltung gegenüber ganzjähriger Stallhaltung erhöhen würde. Der Gehalt an gesättigten Fettsäuren ist beispielsweise in Milch aus Weidehaltung tendenziell niedriger als in Milch von Tieren, die vorwiegend mit siliertem Futter und viel Getreide gefüttert werden (KRAFT et al. 2003; WEIB et al. 2006; WYSS et al. 2010). Die höhere Besteuerung gesättigter Fettsäuren würde damit tierische Produkte zwar in der Regel höher besteuern als pflanzliche, im Gegensatz zu beispielsweise einer pauschal höheren Besteuerung tierischer Produkte würde sie aber den gewünschten Wettbewerbseffekt haben (vgl. Tz. 170). Die Lenkungswirkung wäre also auch hier die intendierte.

209. Wie treffsicher eine solche Lenkungssteuer ist – wie auch die Auswirkungen der Aufhebung des reduzierten Mehrwertsteuersatzes auf tierische Produkte – hängt maßgeblich von der Nachfragereaktion der Konsumenten ab. Die Nachfragereaktion der Konsumenten auf Preisveränderungen wird als Preiselastizität der Nachfrage bezeichnet. Ist die Nachfrage sehr preisunelastisch (niedrige Preiselastizität), verringert sich auch bei hoher Steuer der Konsum nur wenig. Tatsächlich zeigen empirische Untersuchungen, dass die Produktgruppe Lebensmittel insgesamt langfristig gesehen eine im Vergleich zu anderen Produktgruppen – wie zum Beispiel Möbel – relativ niedrige Preiselastizität aufweist (von WITZKE 2011, S. 1; SAMUELSON und NORDHAUS 2010, S. 104).

Fleischprodukte und auch Milchprodukte im Speziellen weisen hingegen eine vergleichsweise hohe Preiselastizität im Bereich von 1 auf (HENNING und MICHALEK 1992; THIELE 2008, S. 262; WILDNER und von CRAMON-TAUBADEL 2000, S. 71). Eine Elastizität von 1 bedeutet, dass ein Konsument auf eine Preiserhöhung um zum Beispiel 10 % mit einem Nachfragerückgang von 10 % reagiert. Bei einer Elastizität kleiner 1 fällt die Reaktion schwächer aus, bei einer Elastizität größer 1 reagiert der Konsument entsprechend stärker auf eine Preisveränderung. Eine Erhöhung der Mehrwertsteuer von momentan 7 % auf den Regelsatz von 19 % für tierische Produkte könnte somit erhebliche Steuerungseffekte hervorrufen. Für eine Beeinflussung des Konsums durch Steuern in Ergänzung zu „weichen“ Kommunikationsinstrumenten spricht zudem, dass Preisveränderungen eine deutlich stärkere Auswirkung auf die Nachfrage haben als Kommunikationsinstrumente wie zum Beispiel Werbung (MAUERER 1995). Zudem würde allein die Diskussion um Steuererhöhungen die Aufmerksamkeit auf die Umweltwirkungen tierischer Produkte lenken, wodurch in manchen Käuferschichten unter Umständen Verhaltensänderungen induziert werden könnten. Im Gegensatz zu vielen anderen Informationsangeboten würde diese Information auch nicht nur diejenigen erreichen, die gezielt danach suchen.

210. Für eine Feinsteuerung entsprechend der ökologischen Wirkung ist eine pauschal höhere Belastung von tierischen Produkten bzw. Produkten mit besonders hohen Gehalten an gesättigten Fettsäuren allerdings nicht einsetzbar. Sollen beispielsweise bestimmte Weidehaltungssysteme aus Naturschutzgründen gefördert werden, dann muss dies unabhängig von anderen tierischen Produkten zum Beispiel durch eine Honorierung von Weidehaltungssystemen erfolgen. So können durch direkte Förderung besonders naturschutzfreundlicher Produkte – vor allem über die 2. Säule der GAP – die Preise relativ gesehen zu denen konventioneller Produkte der gleichen Produktgruppe gesenkt werden. Auch kann dadurch der Anteil dieser Produkte am Gesamtangebot im Handel gesteigert und damit die Verfügbarkeit für den Konsumenten verbessert werden. Bei besserer Verfügbarkeit fällt es leichter, naturschutzfreundliche Produkte tatsächlich auch zu kaufen. Hier sollte die Förderung von zum Beispiel Bioprodukten oder tierischen Produkten aus extensiver Haltung verstärkt werden (SRU 2009).

Soziale Gerechtigkeit

211. In der letzten Dekade sind die Ausgaben für Lebensmittel und nicht-alkoholische Getränke stabil geblieben und lagen im Durchschnitt der EU-15 durchgehend bei 12,5 % und der EU-27 bei 13,1 % der Gesamtkonsumausgaben der privaten Haushalte (EuroStat 2011). In Deutschland fiel der Prozentanteil kontinuierlich von 13,5 % (1991) auf 11,2 % (2009). Die Einkommenseffekte einer Preissteigerung bei tierischen Produkten dürften somit relativ gering sein. Dennoch ist darauf zu achten, dass nicht die einkommensschwächsten Gruppen der Gesellschaft am stärksten unter solchen Lösungen zu

leiden hätten. Dies kann durch entsprechende Gegensteuerung in anderen Bereichen erreicht werden.

212. Somit schätzt der SRU das Potenzial einer Steuer auf gesättigte Fettsäuren auch für die Erreichung von Zielen im Umweltbereich als sehr hoch ein. Daher sollten die Erfahrungen, welche mit der Einführung einer solchen Steuer in Dänemark gemacht werden, evaluiert und eine Einführung mittelfristig auch in Deutschland geprüft werden, wenn sich in Dänemark positive Umweltwirkungen zeigen.

3.6.2 Bedeutung des Außer-Haus-Verzehrs

213. Die Bedeutung des Außer-Haus-Verzehrs nimmt aufgrund der soziodemografischen Entwicklung und sich verändernder Berufs- und Zeitstrukturen kontinuierlich zu (SPILLER 2005, S. 113). Insgesamt werden in Deutschland 30 % des Lebensmittelumsatzes im Bereich des Außer-Haus-Verzehrs getätigt. Der Bereich Gemeinschaftsverpflegung (GV), in den immerhin 11 % aller Ausgaben für den Außer-Haus-Verzehr fließen (RÜCKERT-JOHN 2005, S. 247 f.), scheint besonders gut für die Durchsetzung von Umwelt- und Nachhaltigkeitszielen geeignet, da er sich zum Teil in staatlicher Trägerschaft befindet und wenige Entscheidungsträger weitreichende Veränderungen bewirken können (SPILLER 2005, S. 113). Die Adressierung des Außer-Haus-Verzehrs ist zudem vielversprechend, da neben der direkten Wirkung des veränderten Konsums vor Ort auch indirekte Effekte entstehen, wenn sich andere Anbieter im Außer-Haus-Bereich ein Vorbild daran nehmen und die Konsumenten dadurch „auf den Geschmack“ kommen (EUPOPP Project 2011, S. 6). Letzteres gilt insbesondere für die Verpflegung von Kindern in Kindergärten und Schulen. Da Nahrungspräferenzen in erheblichem Ausmaß bereits in frühen Jahren ausgebildet werden, kann in Kindergärten und Schulen durch bewusste Einflussnahme auf die Essgewohnheiten ein langfristiger Effekt in Richtung einer umweltverträglichen und auch gesünderen Ernährung erzielt werden (JUST et al. 2007, S. 2; MOGHARREBAN und NAHIKIAN-NELMS 1996; SMITH 2004; LAKKA-KULA 2011, S. 35 ff.). Hierzu bedarf es nicht notwendigerweise einer radikalen Umstellung des Angebots in Kantinen, Schulküchen und Mensen. Oft reichen bereits einfache zwangsfreie Maßnahmen, um das Konsumverhalten in Richtung umweltverträglicherer Ernährungsmuster zu beeinflussen.

So können allein schon durch die bewusste Präsentation eines ansonsten weitgehend unveränderten Speisenangebots Konsummuster verändert werden, beispielsweise durch eine zentrale und attraktive Salattheke (JUST et al. 2007, S. 15 f.; JUST und WANSINK 2009). Auch wenn die konkreten Möglichkeiten und Potenziale einer solchen Einflussnahme von den jeweiligen Gegebenheiten vor Ort abhängig sind, können grundsätzliche Leitlinien zur zielgerichteten Angebotsstrukturierung die Anbieter im Bereich Gemeinschaftsverpflegung dabei unterstützen, ihre Kunden in Richtung umweltfreundlicherer und gesünderer Ernährungsmuster zu lenken.

Die Bundesregierung sollte entsprechende Leitlinien ausarbeiten lassen, den Anbietern zur Verfügung stellen und sie zu deren Anwendung ermuntern. Dabei ist es sinnvoll, an bestehende Initiativen zur Verbesserung der Qualität in der Gemeinschaftsverpflegung anzuknüpfen. Hierzu bietet sich vor allem die „IN FORM“-Initiative des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und der Deutschen Gesellschaft für Ernährung e. V. (DGE) an: Im Rahmen von „IN FORM“-Projekten (z. B. FIT KID, Schule + Essen = Note 1, JOB&FIT) wurden Qualitätsstandards der DGE für verschiedene GV-Einrichtungen entwickelt, die bereits zahlreiche wertvolle Hinweise zur Ausgestaltung des Angebots enthalten. Diese Standards könnten verstärkt auch an ökologischen Aspekten ausgerichtet und ihre Anwendung insbesondere in öffentlichen GV-Betrieben forciert werden.

Weiterhin kann ein fleischfreier Tag pro Woche zu einen den Konsumenten Alternativen zum fleischhaltigen Mahl nahebringen und zum anderen direkt THG-Emissionen vermeiden (s. Tz. 173 ff.). Ein solcher „VeggieDay“ wurde bereits in Bremen im Jahre 2010 eingeführt. An diesem Tag werden Kantinen, Restaurants, Kitas und Schulen dazu angehalten, auf Fleisch zu verzichten (Bürgerstiftung Bremen 2011).

214. Betrachtet man jedoch die Zusammensetzung und Verfügbarkeit des derzeitigen Angebots, so zeigt sich, dass ökologisch vorteilhafte Lebensmittel bisher eine untergeordnete Rolle spielen. Dadurch werden die Wahlmöglichkeiten der Verbraucher hinsichtlich dieser Lebensmittel de facto eingeschränkt und ihre Konsumgewohnheiten geprägt. So haben beispielsweise ökologische Lebensmittel gegenwärtig nur einen Anteil von circa 2 % am Gesamtumsatz von GV-Einrichtungen. Als Hauptgründe für diesen geringen Anteil werden vor allem die Nicht-Erhältlichkeit von großen Mengen an vorverarbeiteten Produkten, mangelnde Personalkapazitäten sowie die eingeschränkte Zahlungsbereitschaft der Gäste genannt (SPILLER 2005, S. 113).

215. Aufgrund seiner Vorbildfunktion sollte der Staat als Träger eines Teils dieser Einrichtungen verstärkt darauf hinarbeiten, den Anteil umweltgerechter Produkte zu erhöhen. Die staatlichen Einrichtungen können gerade durch eine solche Einkaufspolitik dazu beitragen, dass umweltverträgliche Angebote kritische Umsatzgrößen und Bekanntheitswerte erreichen und so den Weg in den Massenmarkt finden (BELZ und REISCH 2007, S. 293 f.), womit sich das genannte Problem der Nicht-Erhältlichkeit großer Mengen lösen würde. Durch gesetzliche Vorgaben und Verwaltungsvorschriften kann der Staat die Beschaffung in öffentlichen Einrichtungen im Bereich des Lebensmittelkonsums beeinflussen. Er ist dabei allerdings an die bestehenden Vorgaben, die sich aus dem EU-Recht ergeben, gebunden. Daher sind bindende diskriminierende Vorschriften, die beispielsweise regional produzierte Lebensmittel bevorzugen würden, nicht zulässig.

216. Zudem sollten in Mensen und Kantinen die Komponenten einer Mahlzeit verstärkt einzeln zum Kauf angeboten und diese vorzugsweise nach Gewicht bezahlt wer-

den, statt dem Gast eine festgelegte Zusammenstellung vorzusetzen (RÜCKERT-JOHN 2005, S. 259). Ferner sollte darauf geachtet werden, dass der Gast die Größe seiner Portion selbst bestimmen kann. Hierbei kann bereits die Bereitstellung kleinerer Teller- und Schüsselgrößen dafür sorgen, dass die Verbraucher – aufgrund des optischen Eindrucks – keine unnötig großen Mengen wählen (WANSINK et al. 2009, S. 166 f.). Das vermindert Ressourcenverschwendung und Abfälle, aber auch die Gefahr, dass der Gast mehr isst als nötig wäre, um seinen Hunger zu stillen; dies ist somit auch aus gesundheitlichen Gründen positiv zu bewerten.

3.6.3 Regulierung von Lebensmittelwerbung und -kennzeichnung

Werbung

217. Die Regulierung der Werbung für bestimmte Produkte kann ein weiteres Element einer Politik für umweltfreundlichen Lebensmittelkonsum darstellen (vgl. Tz. 194). Bereits seit Langem wird diskutiert, die Regeln für Lebensmittelwerbung, die sich an Kinder und Jugendliche richtet, zu verschärfen. Beschränkungen sind in anderen Ländern weit verbreitet (HAWKES 2004). Einzelne Länder wie Schweden und Norwegen verbieten an Kinder gerichtete TV-Werbung vollständig, was der Europäische Gerichtshof grundsätzlich für zulässig erklärt hat (EuGH, Urteil v. 9. Juli 1997, verb. Rs. 34, 35, 36/95, de Agostini/TV-Shop). Soweit es sich um rechtlich verbindliche Werbeverbote handelt, sollten sie aber – wo möglich – auf europäischer Ebene erlassen werden, um Eingriffe in europarechtlich gewährte Grundfreiheiten zu vermeiden. In der EU existieren eine ganze Reihe von werberegulierenden Bestimmungen, wie zum Beispiel die Tabakwerbe-Richtlinie 2003/33/EG (statt vieler WANDTKE 2011, Rn. 23, 117, 162 m. w. N.).

Auch die Bundesregierung hat sich im nationalen Aktionsplan für gesunde Ernährung IN FORM 2008 das Ziel gesetzt, in Zusammenarbeit mit der Wirtschaft einen Verzicht auf Werbung, die sich an Kinder unter zwölf Jahren richtet, zu erreichen (BMELV und BMG 2008). Die Umsetzung dieses Ziels steht jedoch noch aus. Ein Verzicht auf Werbung, die sich an Kinder dieser Altersgruppe richtet, bietet die Chance, dass Appelle für nachhaltigen Konsum weniger stark durch Werbebotschaften konterkariert werden, die zum Konsum problematischer Produkte aufrufen. Da die Ausprägung von Ernährungs- und Lebensstil vor allem im Kinder- und Jugendalter abläuft (vgl. Tz. 193 f.), hätte die Beendigung einer solchen Beeinflussung auch Auswirkungen auf den Konsum im Erwachsenenalter, was die Wirkung der Maßnahme verstärken würde.

Mindesthaltbarkeitsdatum

218. Zur obligatorischen Kennzeichnung der Lebensmittel gehört das Mindesthaltbarkeitsdatum. Dieses stellt häufig einen Grund dafür dar, dass viele Lebensmittel weggeworfen werden, bevor sie verdorben sind: Statt eigenverantwortlich zu überprüfen, ob die Produkte noch

zum Verzehr geeignet sind, werden sie oftmals einfach nach Überschreiten des Datums weggeworfen. Hilfreich könnte hier eine bessere Aufklärung sein, indem vermittelt wird, dass Waren, die das Mindesthaltbarkeitsdatum überschritten haben, in vielen Fällen durchaus noch unbedenklich verzehrt werden können (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010). Hier ist die Kampagne des BMELV „Jedes Mahl wertvoll. Unsere Lebensmittel“ zu erwähnen, die unter anderem auf diese Problematik aufmerksam machen will (BMELV 2011b). Diskutiert wird zudem, ob andere Bezeichnungen die Gewohnheiten der Verbraucher ändern könnten, zum Beispiel wenn die Kennzeichnung „Mindesthaltbarkeitsdatum“ durch „positive“ Bezeichnungen wie beispielsweise „am frischesten/besten vor ...“ oder „voller Genuss bis ...“ ersetzt würde. Auch wird überlegt, zusätzlich noch einen Aufdruck „Essbar bis ...“ einzuführen, der ein späteres Datum markiert, bis zu dem das Produkt zwar beispielsweise nicht mehr die ursprüngliche Form und damit die volle Produktqualität aufweist, aber noch genießbar ist (Debatte im Ernährungsausschuss des Bundestages am 19. Oktober 2011 auf Antrag der FDP). Der SRU begrüßt diese Versuche als einen weiteren Baustein, um die Verschwendung von Lebensmitteln zu verringern. Zurzeit ist jedoch über die Wirkung einzelner Vorschläge noch nicht genügend bekannt, um sich für oder gegen einen der Vorschläge auszusprechen.

3.6.4 Kommunikationsinstrumente nutzen

Labels

219. Um Informationen für den Verbraucher unkompliziert und schnell sichtbar und dadurch verstärkt verhaltenlenkend zu gestalten, werden Labels als gezielte Produktinformation eingesetzt. Durch die Kennzeichnung von Produkten mit entsprechenden Labels sollen die Verbraucher motiviert werden, ökologisch vorteilhafte Produkte zu kaufen. Zum einen können Labels Konsumenten, die bereits gefestigte Präferenzen für solche Lebensmittel haben, bei der Suche und bewussten Auswahl entsprechender Produkte helfen. Darüber hinaus können bei Verbrauchern, die ihren Konsum ökologisch-sozial orientieren wollen, durch eine eindeutige Kennzeichnung und Gegenüberstellung mit konventionellen Lebensmitteln Präferenzen für den Kauf umweltfreundlich produzierter Lebensmittel mobilisiert und gestärkt werden.

Es lässt sich zwischen staatlich und privatwirtschaftlich initiierten Zertifizierungssystemen unterscheiden. Ein von der EU initiiertes Zertifizierungssystem zur Produktdifferenzierung ist die EG-Öko-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 834/2007), die in Deutschland durch das Ökokennzeichengesetz umgesetzt wurde. Unternehmen, die Produkte erzeugen, aufbereiten oder importieren, welche sie mit dem Hinweis auf ökologische Erzeugung vermarkten, werden in regelmäßigen Abständen kontrolliert (BMELV 2011a). Daneben existiert vor allem im Bereich der Bio-Produkte eine Vielzahl privater Zertifikate und Labels (z. B. Demeter, Naturland). Auch im Bereich der Fischerei existieren Labels, wie beispielsweise das relativ bekannte Marine Stewardship Council-Label (MSC-Label), die Pro-

dukte kennzeichnen, die nicht zur Überfischung der Meere beitragen. Vermehrt wird in letzter Zeit auch der CO₂-Fußabdruck einzelner Produkte ausgewiesen, um es dem Kunden zu ermöglichen, zwischen besonders klimafreundlich erzeugten Produkten und herkömmlichen Produkten zu unterscheiden. Allerdings ist die Berechnung und Ausweisung der Klimaauswirkungen von Lebensmittelproduktionen mit großen methodischen Schwierigkeiten konfrontiert. So hat etwa das Pilotprojekt „Product Carbon Footprint“ (PCF 2009) gezeigt, dass zwar die Erhebung der Daten zum Kohlenstoff-Fußabdruck („CO_{2eq}-Fußabdruck“, s. Tab. 3-1) für Unternehmen sinnvoll sein kann, um Einsparpotenziale sichtbar zu machen. Häufig ist die Methode jedoch sehr kompliziert. Zudem informiert das Label ausschließlich über die Klimabilanz und lässt andere Umweltprobleme außen vor. Kaufentscheidungen, mit denen Klimaeffekte verringert werden, könnten somit wiederum in anderen Umweltbereichen wie der Biodiversität negative Auswirkungen verstärken. Dieser Kritik müssen sich alle Labels stellen, die lediglich eine Umweltdimension abbilden. Darunter fallen unter anderem auch Indikatoren wie der Wasser- oder der Flächen-Fußabdruck (s. Tab. 3-1), welche allerdings zurzeit noch keine breite Anwendung bei der Produktkennzeichnung finden. Eindimensionale Labels können somit auch zu Fehlsteuerungen des Konsums führen.

220. Die ökologische Produktion von Lebensmitteln gefährdet im Vergleich zu konventionellen Produkten die biologische Vielfalt weniger (vgl. Abschn. 3.2.7). Biosiegel stellen daher Indikatoren für ein Mehr an Naturschutz im Vergleich zu konventionellen Produkten dar. Nach bisherigen Studien hat sich die Kennzeichnung über Labels im Bereich der Biolebensmittel auch tatsächlich bewährt (KONRAD und SCHEER 2010, S. 117 ff.). So haben das deutsche Bio-Siegel und das Anbauverbandszeichen Bioland einen hohen Bekanntheitsgrad. Zudem haben sie bei fast der Hälfte derjenigen, die die Kennzeichen kennen, einen Einfluss auf das Kaufverhalten. Beim Bio-Siegel konnte auch eine Mehrpreisbereitschaft nachgewiesen werden (ebd.).

Allerdings hat eine Umfrage durch das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) aus dem Jahr 2010 gezeigt, dass die Vielzahl der existierenden Labels auch Nachteile hat. Wegen der großen Anzahl von Labels ist die Bekanntheit einzelner – von den oben genannten Biosiegeln und wenigen anderen abgesehen – eher gering (KONRAD und SCHEER 2010, S. 163 f.). Insgesamt empfinden Verbraucher bereits die derzeit verwendeten Kennzeichnungen als zu vielfältig und damit verwirrend (BELZ und REISCH 2007, S. 72). Eine weitere Steigerung der Vielfalt und Komplexität von Produktkennzeichnungen riskiert, Verbraucher zu überfordern und damit an Effektivität zu verlieren.

221. Stattdessen sollten nach Auffassung von TEUFEL et al. (2009, S. 74) die verschiedenen bestehenden (oder auch zukünftigen) Kennzeichnungssysteme ermutigt werden, sich selbstständig weiterzuentwickeln, um sich als Nachhaltigkeitszeichensystem zu qualifizieren. Solche Systeme sollten nicht nur die Beanspruchung des Klimas,

sondern auch die anderer natürlicher Ressourcen wie Boden, Wasser und Biodiversität adressieren. Allerdings stellt dies eine große Herausforderung dar und bestehende komplexe integrierende Indikatoren wie der Teilindikator Ökologie der DLG oder der DLG-Nachhaltigkeitsstandard für Marktfruchtbaubetriebe werden von den Produzenten aufgrund der hohen Kosten bislang nicht angenommen.

222. Aus Sicht des SRU ausgesprochen sinnvoll, trotz der bereits bestehenden Vielfalt an Labels, wäre die Einführung eines „Naturschutz-Siegels“. Es sollte Produkte kennzeichnen, die auf Flächen mit Agrarumweltmaßnahmen oder Vertragsnaturschutz erwirtschaftet wurden. Dies würde Fleisch und Milchprodukte aus extensiver Viehhaltung bzw. Tiere (und Tierprodukte), die überwiegend mit dem Aufwuchs extensiv bewirtschafteter Flächen gefüttert wurden, betreffen. Durch dieses Naturschutz-Siegel würde das öffentliche Gut „Natur- und Umweltschutz“ sichtbar und nachgefragt, und Landwirte, die sich bewusst dafür einsetzen, würden zusätzlich honoriert (SRU 2009). Naturschutzgerecht bewirtschaftete Flächen sind jedoch oft sehr klein, sodass deren Erträge in der Regel nicht gesondert vermarktet werden können. Nötig wären somit Kriterien, die es ermöglichen, die Kennzeichnung auf solche Produkte zu beschränken, die jedenfalls überwiegend auf naturschutzgerecht bewirtschafteten Flächen produziert wurden. Dabei muss jedoch darauf geachtet werden, dass nur solche Flächen angerechnet werden, die einen besonderen Wert für den Naturschutz besitzen. Zur Bestimmung dieser kann auf die Qualitätskriterien zurückgegriffen werden, die zur Identifikation von sogenannten High-Nature-Value-Flächen (HNV-Flächen) – also für den Naturschutz besonders wertvolle Flächen – entwickelt wurden (Flächentypen, Landschaftselemente und regional differenzierte Kenn-taxialisten). Für Deutschland wurde ein HNV-Flächenanteil von 13 % an der Landwirtschaftsfläche für das Jahr 2009 ermittelt (PAN 2011).

Informations- und Kommunikationskampagnen

223. Adressat von Informations- und Kommunikationskampagnen der Politik können die Konsumenten, Umweltverbände, der Lebensmitteleinzelhandel sowie die Gastronomie sein. An die Verbraucher wendet sich beispielsweise die Kampagne des BMELV „Jedes Mahl wertvoll: Unsere Lebensmittel“, in deren Rahmen Tipps zur Vermeidung von Haushaltsabfällen verbreitet werden (zu Möglichkeiten, Lebensmittelverluste zu vermeiden: Tab. 3-6, vgl. BMLEV 2011b). Die mit solchen Kampagnen angestrebte Erhöhung der Wertschätzung von Lebensmitteln kann nicht nur Lebensmittelverluste reduzieren, sondern auch die Bereitschaft erhöhen, für qualitativ hochwertige und ökologisch vorteilhaftere Produkte einen höheren Preis zu zahlen.

224. Ein anderer Weg, die Konsumgewohnheiten zu ändern, führt über die Gastronomie. Als Beispiel sei hier die Kampagne „Natur auf dem Teller“ genannt, welche 2000 in NRW gestartet wurde und zum Ziel hatte, Einrichtungen der Gemeinschaftsverpflegung und Gastronomie den

Einstieg in die dauerhafte Verwendung ökologisch erzeugter Lebensmittel zu ermöglichen. Bis jetzt nahmen daran rund 160 Betriebe aus NRW teil. Die Kampagne wurde 2005 auf das gesamte Bundesgebiet ausgeweitet, indem sie Grundlage für die Biokampagne der (damaligen) Centralen Marketing-Gesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft (CMA) für den Außer-Haus-Markt „Bio – mir zuliebe“ (2007: 500 Teilnehmer) war. Innerhalb der Kampagne werden Beratungen, Schulungen und verkaufsfördernde Mittel angeboten. Auch wurde als Teil der Kampagne in NRW die Gründung eines Netzwerkes von „Bio-Mentoren“ gefördert. Hierbei geben Küchenleiter und Gastronomen ihre Erfahrungen an interessierte Kollegen weiter. Nach diesem Vorbild wurden auch bereits Mentoren-Netzwerke in Bayern und Baden-Württemberg aufgebaut (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen und Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen 2011). Weiter geht ein Konzept des Vegetarierbunds Deutschland, das Einrichtungen zur Gemeinschaftsverpflegung adressiert. Auf einer Internetplattform werden unter anderem Informationsangebote zu Produktherkunft und Umweltverträglichkeit, Bezugsquellen von Lebensmitteln mit guter Klimabilanz, eine Datenbank klimaschonender Rezepte und Materialien zur Auslage in Betriebskantinen und Mensen zur Verfügung gestellt. Durch letzteres können öffentliche Kantinen als Foren für Informationen und Beratung rund um umweltfreundliche Ernährung und sparsamen Umgang mit Lebensmitteln genutzt werden). Die Plattform bietet auch Fortbildungsmöglichkeiten zur Vermittlung von Umweltkompetenzen, Kommunikationstechniken und ernährungswissenschaftlichem Fachwissen über nachhaltige Ernährung (VEBU 2011). Die so angestrebte Aufgeschlossenheit, zum Beispiel gegenüber einer weniger fleischbetonten Ernährung, soll sich positiv auf die Verzehrgeohnheiten der Konsumenten zu Hause auswirken und somit eine Multiplikatorwirkung entfalten (vgl. Tz. 195 f.).

225. Ein weiterer Weg, um den Verbraucher zu erreichen, führt über den Lebensmitteleinzelhandel und das verarbeitende Gewerbe. Gründe für die sehr große Lebensmittelverschwendung auf Ebene der Haushalte liegen zum Beispiel darin, dass mehr gekauft wird, als gegessen werden kann, dass Unkenntnis über die Haltbarkeit der Produkte besteht, bzw. dass Mindesthaltbarkeitsdaten falsch interpretiert oder die Produkte falsch gelagert werden (EUPOPP Project 2011, S. 7; Tab. 3-4). Produktinformationen auf Verpackungen und in den Läden könnten hier wichtige Hilfestellungen für einen sparsameren Umgang mit Lebensmitteln liefern. Aber auch für einen nachhaltigen Warenkorb kann der LEH sowohl über die Präsentation der Waren als auch über die Vermittlung von Informationen Impulse setzen (SPILLER 2005, S. 119). Da über 60 % der Kaufentscheidungen erst am Verkaufsort getroffen werden (BLOCK und MORWITZ 1999), könnten hier große Potenziale erschlossen werden. Denkbar wäre beispielsweise, dass Unternehmen, die besonders ausgeprägte Anreize zu einem umweltfreundlichen Konsum am Verkaufsort bieten, prämiert werden.

So zeichnet zum Beispiel der Naturschutzbund Deutschland (NABU) mit dem im Jahre 2011 zum zweiten Mal vergebenen „grünen Einkaufskorb“ Lebensmittelmärkte aus, die mit ihrem Warenangebot und der -präsentation den Kauf von umweltfreundlichen Produkten in besonderem Maße fördern (NABU-Preis „Grüner Einkaufskorb“ für umweltfreundliche Lebensmittelmärkte, Pressemitteilung vom 25. Oktober 2011). Ähnliche Auszeichnungen könnten auch von der Politik angeregt werden.

3.6.5 Bildung und Beratung ausbauen

226. Lebens- und Ernährungsstile bilden sich bereits frühzeitig aus, wie empirische Studien zeigen (GERHARDS und RÖSSEL 2003; RAITHEL 2004; NORMANN 2007; vgl. Tz. 193 f.). Die Vermittlung von Kompetenzen im Bereich Ernährung und Lebensmittel kann somit dann am wirksamsten Präferenzen für nachhaltige Konsummuster fördern, wenn sich die Bildungsangebote an Kinder und Jugendliche richten. Vor diesem Hintergrund ist es besonders problematisch, dass es gerade im Alter der Lebens- und Ernährungstilfindung nur wenige Angebote zur Förderung einer umweltfreundlichen Ernährung an allgemeinbildenden Schulen gibt. Da Ernährung kein eigenständiges Fach an diesen Schulen darstellt, ist das Lernfeld Ernährung in den Bundesländern mit unterschiedlichen Anteilen und Konzepten vertreten. Auch zur Förderung gesunder Ernährungsstile wird nachdrücklich gefordert, dem Thema in der schulischen Bildung mehr Gewicht zu verleihen (DIXEY et al. 1999; HEINDL 2003; NORMANN 2007).

Aber auch die außerschulische Bildung, Information und Aufklärung sollte sich verstärkt diesem Thema zuwenden. So können zum Beispiel Verbraucherverbände in ihrem Bemühen um Verbraucheraufklärung und -erziehung generell stärker unterstützt und von Seiten der Politik mehr eigene Informations- und Aufklärungskampagnen durchgeführt werden. Auch durch positive Vorbilder im Außer-Haus-Verzehr können Kompetenzen und Handlungsoptionen aufgebaut werden, indem zum Beispiel Rezepte zum Nachkochen der jeweils umweltfreundlicheren Mahlzeit ausgelegt werden (vgl. Tz. 224).

Insbesondere ist eine spürbare Reduktion der momentan sehr hohen Lebensmittelabfallmengen auf Ebene der Haushalte nur über eine konsequente Schulung im Umgang mit Lebensmitteln zu erreichen. Diese muss bereits im Schulalter beginnen. Wenn der Einzelne in die Lage versetzt wird, selbst zu beurteilen, ob Lebensmittel noch genießbar sind, und fähig ist, sich auch aus Resten eine Mahlzeit zusammenzustellen statt immer neue Produkte zu kaufen und die „alten“ wegzuworfen, kann es langfristig gelingen, diese Ressourcenverschwendung spürbar zu verringern.

3.6.6 Netzwerke schaffen

227. Um bereits bestehende Bemühungen zu unterstützen, aber auch um weitere Anstrengungen seitens privater Akteure anzuregen, kann die Politik Runder Tische einrichten, um Verbraucherorganisationen, Verbände und

NGOs, Bildungseinrichtungen und Unternehmen zu vernetzen und um mit ihnen gemeinsam Strategien für einen umweltfreundlichen Lebensmittelkonsum zu erarbeiten (BELZ und REISCH 2007, S. 295).

Um die Eigenverantwortung gesellschaftlicher Akteure für nachhaltigen Konsum zu aktivieren, haben BMU und Umweltbundesamt (UBA) im Jahr 2011 den „Dialog Nachhaltiger Konsum“ initiiert. Ziel dieser Dialogreihe ist es, akteurspezifische Handlungsstrategien zu identifizieren sowie strategische Kooperationen für Pilotprojekte zu schaffen, welche die Eigenverantwortung der gesellschaftlichen Akteure stärkt.

228. Gerade vor dem Hintergrund, dass insbesondere private Akteure wie der Lebensmitteleinzelhandel starken Einfluss auf das Konsumverhalten haben, bietet die Einrichtung solcher Dialogforen oder Runder Tische die Möglichkeit, auch Maßnahmen zu entwickeln und durchzuführen, die außerhalb des direkten politischen Einflussbereichs liegen. Besonders zur Reduzierung der Lebensmittelverluste könnte die Einrichtung von Runden Tischen eine zentrale Maßnahme darstellen, da insbesondere hier große Reduktionspotenziale durch private Aktivitäten bestehen und die Politik vielfach nur sehr eingeschränkt Einfluss ausüben kann. Der vom Umwelt- und Landwirtschaftsministerium NRW 2010 eingerichtete Runde Tisch zur Reduktion von Lebensmittelverlusten (Pressemitteilung der NRW-Landesregierung vom 17. Dezember 2010) ist hier als ein Beispiel zu nennen, nach dessen Vorbild ein solcher Runder Tisch auch auf Bundesebene eingerichtet werden könnte.

Es gibt eine Reihe von Maßnahmen zur Verringerung von Lebensmittelverlusten, die der Politik nur auf indirektem Wege zugänglich sind. Hierzu zählen zum Beispiel freiwillige Informationsangebote durch den Handel. Da Appelle an Verbraucher am effektivsten sind, wenn sie die Kunden am Verkaufsort erreichen, könnten sie mehr Wirkung zeigen, als Informationsangebote seitens der Politik über Medien oder an öffentlichen Stellen (Tz. 225). Auch freiwillige Zusatzangaben seitens der Hersteller, die neben dem Mindesthaltbarkeitsdatum auf der Verpackung Auskunft geben, bis wann Produkte unbedenklich gegessen werden können, auch wenn dann nicht mehr die volle Produktqualität gewährleistet ist („Essbar bis ...“, Tz. 218), könnten im Rahmen eines solchen Runden Tisches vereinbart werden.

Um Lebensmittelverluste zu reduzieren, könnten Händler sich selbst verpflichten, immer einen bestimmten Anteil an Produkten, die bereits das Mindesthaltbarkeitsdatum überschritten haben, vergünstigt anzubieten oder über die genaue Bedeutung von Mindesthaltbarkeitsdaten am Verkaufsort aufzuklären.

Eine Reduktion des Lebensmittelverlustes auf der ersten Stufe der Wertschöpfungskette könnte erreicht werden, indem sich der Handel zum Beispiel darauf verständigt, einen bestimmten Prozentsatz an Obst und Gemüse der Handelsklasse II zu listen oder eigene Qualitätsstandards herunterzusetzen. Eine sinnvolle Maßnahme seitens der Lebensmitteldienstleister wie Restaurants und Kantinen

könnte darin bestehen, dass sie ihre Gäste dazu anregen, übrig gebliebene Speisen mitzunehmen statt liegenzulassen. Wird dem Gast direkt angeboten, die Reste einzupacken, ist er unter Umständen eher geneigt, Reste mit nach Hause zu nehmen, als wenn er sich selbst danach erkundigen muss. Die hohen Verluste im verarbeitenden Gewerbe könnten verringert werden, indem die Verarbeiter durch Behebung technischer Fehler in der Produktion die Verluste gezielt minimieren. Tabelle 3-6 fasst Möglichkeiten zur Verringerung der Lebensmittelverluste innerhalb und außerhalb von Netzwerken zusammen.

Tabelle 3-6

Maßnahmen zur Verringerung der Lebensmittelverluste

Ausbau der Bildung im Bereich „Ernährung und Lebensmittelzubereitung“
Informationskampagnen zum Verständnis von „Mindesthaltbarkeitsdaten“
Verbesserung der Verpackungskennzeichnung, eventuell Änderung der Kennzeichnung „Mindesthaltbarkeitsdatum“
Außer-Haus-Verpflegung: Anbieten verschiedener Portionsgrößen, Selbstbedienung, Möglichkeiten schaffen, Reste einzupacken
Einrichtung „Runder Tisch Lebensmittelverluste“ Aktionen privater Akteure, die sich am Runden Tisch vereinbaren ließen: <ul style="list-style-type: none"> – Freiwillige Verbesserung der Verpackungsinformationen zur Haltbarkeit von Produkten – Vermehrter Verkauf von „abgelaufenen“ aber noch genießbaren Produkten zu reduzierten Preisen – Verringerung der Qualitätsanforderungen an Obst und Gemüse bzw. Erhöhung des Anteils an Waren der Handelsklasse II – Problembewusstsein beim Konsumenten durch Informationsangebote am Verkaufsort schärfen – Lebensmitteldienstleistung: vgl. Punkte unter „Außer-Haus-Verpflegung“ – Verarbeitendes Gewerbe: technische Optimierung in der Produktion
SRU/UG 2012/Tab. 3-6

229. Um all diesen möglichen Maßnahmen einen Rahmen zu geben, wäre es wünschenswert, dass zunächst ein Runder Tisch zur Reduzierung der Lebensmittelverluste auf Bundesebene eingerichtet wird und sich dieser dann auf klare Selbstverpflichtungsziele einigt. Die Halbierung der Verluste bis 2025, wie vom Europäischen Parlament dringend empfohlen, kann ein solches Ziel sein (Europäisches Parlament – Ausschuss für Landwirtschaft und ländliche Entwicklung 2011).

3.7 Schlussfolgerungen

230. Der Lebensmittelkonsum hat über Produktion, Verarbeitung und Transport ganz erheblichen Einfluss auf die Umwelt. Dies gilt vor allem für den Fleischkonsum, aber auch für den Konsum von Milchprodukten. Obwohl viel von der sehr konkreten Ausgestaltung des Konsums abhängt, lassen sich ein paar allgemeingültige Leitlinien aufstellen, deren Berücksichtigung die vom Lebensmittelkonsum ausgehenden Umweltwirkungen deutlich verringern. Sie können daher als Grundlage der umweltfreundlichen Ausrichtung des Lebensmittelkonsums gelten. Angestrebt werden sollte:

- eine Verringerung der Lebensmittelverluste,
- eine Reduktion des Konsums tierischer Produkte (v. a. Fleisch- und Milcherzeugnisse),
- beim Konsum von Fleisch- und Milchprodukten: die Bevorzugung von Produkten aus extensiver Weidehaltung bzw. aus Fütterung mit extensiv produziertem Futter,
- die Bevorzugung von ökologisch hergestellten Produkten bzw. von Produkten, die zur Erhaltung einer artenreichen Landschaft beitragen,
- eine Reduktion des Konsums von Produkten aus Übersee, insbesondere jener, die mit dem Flugzeug transportiert wurden sowie
- die Bevorzugung von saisonalem Obst und Gemüse, das im Freiland produziert wurde.

231. Der Lebensmittelkonsum und mithin seine ökologischen Konsequenzen werden wesentlich durch die Ausprägung der Verbraucherpräferenzen sowie bestehende Angebots- und Preisstrukturen determiniert. Diese Strukturen und eine Vielzahl von Einflüssen auf die Verbraucherpräferenzen stehen einem nachhaltigen Konsum häufig eher im Wege, als dass sie ihn fördern. Zudem ist der einzelne Konsument angesichts allgemeiner moralischer Appelle zu nachhaltigem Konsum einerseits und entgegengesetzter realer Anreize andererseits häufig überfordert. Nachhaltiger Konsum ist somit eine gesamtgesellschaftliche Herausforderung, die eine kollektive Verantwortungsübernahme erfordert. Ebenso wichtig ist es, Strukturen zu schaffen, die dem Einzelnen umweltfreundlichen Konsum erleichtern und ermöglichen. Die negativen Auswirkungen auf die Umwelt, die die derzeitigen Konsummuster im Bereich Ernährung haben, sind hinreichend gravierend, um Eingriffe der Politik zu rechtfertigen.

232. Beim Kauf von Produkten ist eines der entscheidenden Kriterien für die Konsumenten der Preis. Preisveränderungen stellen somit eine wichtige Steuerungsmöglichkeit dar. Dazu eignen sich zum einen strengere Umwelanforderungen, die direkt die Produktion betreffen und auf diese Weise auch externe Kosten internalisieren. Zum anderen sollte die Politik auch über Steuern lenkend eingreifen. Der Vorteil von konsumseitigen Maßnahmen ist dabei, dass auch Importe erfasst werden und dadurch Umweltprobleme nicht ins Ausland verschoben werden.

Der SRU spricht sich deshalb für die Abschaffung des reduzierten Mehrwertsteuersatzes auf tierische Produkte aus. Weiterhin sollten die Erfahrungen, die mit der Einführung einer Steuer auf gesättigte Fettsäuren in Dänemark gemacht werden, evaluiert und eine Einführung auch in Deutschland geprüft werden, wenn sich in Dänemark positive Umweltwirkungen zeigen. Dies könnte auch positive Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung haben, denn mit einem zu hohen Fleischkonsum sind gesundheitliche Risiken verbunden, welche sich vor allem aus der Aufnahme von gesättigten Fettsäuren ergeben. Die Einkommenswirkungen der induzierten Preiserhöhungen für tierische Produkte dürften aufgrund des in Deutschland sehr niedrigen Anteils der Ausgaben für Lebensmittel an den Gesamtausgaben der Haushalte gering bleiben. Dennoch ist darauf zu achten, dass nicht die einkommensschwächsten Gruppen der Gesellschaft am stärksten unter solchen steuerlichen Lösungen zu leiden hätten. Dies kann durch entsprechende Gegensteuerung in anderen Bereichen erreicht werden.

233. Um die vom Lebensmittelkonsum ausgehenden Umweltwirkungen zu verringern, ist es von zentraler Wichtigkeit, die hohen Lebensmittelverluste zu reduzieren. Dies erfordert zum einen, verstärkt Informationskampagnen durchzuführen. Zum anderen muss an Schulen und an sonstigen Bildungseinrichtungen das Bildungsangebot zum Umgang mit Lebensmitteln generell verbessert werden. Zudem könnte viel über freiwillige Maßnahmen und die Bemühungen privater Akteure erreicht werden, welche über die Einrichtung eines bundesweiten Runden Tisches zur Verringerung der Lebensmittelverluste aktiviert werden sollten. Die Politik sollte sich ein klares Ziel zur Reduktion der Lebensmittelverluste setzen, damit diese keinesfalls – wie von der Europäischen Kommission angenommen – noch weiter ansteigen. Ambitionierte Ziele, wie das vom Europäischen Parlament angemahnte Ziel der Halbierung der Verluste bis 2025, bilden den Rahmen für wirkungsvolle Maßnahmen.

234. Staatliche Stellen können weitere erwünschte Verhaltensänderungen durch Änderung der eigenen Beschaffung, durch Informationskampagnen, die sich an die Gastronomie, den Handel und den Verbraucher wenden, durch Vorgaben hinsichtlich der Verpackungskennzeichnung und durch die Einführung bzw. Unterstützung von zusätzlichen, freiwilligen Kennzeichnungen wie Labels fördern. Wichtig ist es auch, die Beratungs- und Bildungsangebote im Bereich Ernährung zu verstärken.

Eine Änderung der Verpflegung in öffentlichen Einrichtungen wie Kantinen und Mensen hin zu einer umweltschonenderen, zum Beispiel fleischarme Zusammensetzung der Speisen, bietet große Chancen, da neben der direkten Wirkung des veränderten Konsums auch indirekte Effekte entstehen, wenn sich sowohl andere Anbieter im Außer-Haus-Bereich ein Vorbild daran nehmen als auch die Konsumenten dadurch „auf den Geschmack“ kommen und auch im eigenen Einkauf Veränderungen vornehmen.

Auch sollte die Politik vermehrt die Einrichtung von Dialogforen und Runden Tischen zur Vernetzung privater

Akteure anregen, um die großen Potenziale, die sich vor allem durch Aktionen des Handels bieten, zu nutzen. Auf dem Feld der Beeinflussung des Konsumverhaltens kann überdies nur eine konzertierte Vorgehensweise Erfolg bringen. Das von der Bundesregierung initiierte „Dialogvorhaben nachhaltiger Konsum“ bietet sich hier als Forum an.

235. Die Politik sollte trotz aller Schwierigkeiten die Weiterentwicklung von eindimensionalen Labels, wie zum Beispiel des „CO₂eq-Fußabdrucks“, hin zu mehrdimensionalen Labels, welche Informationen über die Beeinflussung von Klima, Wasser, Boden und Biodiversität geben, fördern. Eine Erfolg versprechende Maßnahme wäre zudem die Einführung eines „Naturschutz-Siegels“, welches Produkte kennzeichnet, die auf für den Naturschutz besonders relevanten Flächen mit Agrarumweltmaßnahmen oder Vertragsnaturschutz erwirtschaftet wurden. Damit könnten die Konsumenten in Zukunft nicht nur ökologisch hergestellte Produkte leicht ausmachen und sich aus Gründen des Schutzes von Natur und Umwelt für diese entscheiden, sondern auch einfacher erkennen, welche weiteren Produkte noch besonders ressourcenschonend sind.

236. Für die Umweltwirkung des Konsums spielt neben den Konsummustern auch die Produktion eine zentrale Rolle. Beide Ansatzpunkte sind komplementär. Eine Reduktion des Konsums tierischer Produkte sowie die Verringerung der Lebensmittelverluste reduziert die Flächenansprüche des einheimischen Konsums und erleichtert so die Einführung stärkerer Umwelanforderungen an die europäische Landwirtschaft, ohne dass negative Umwelt- und Naturschutzauswirkungen in anderen Ländern zu befürchten sind.

3.8 Literatur

Antoniou, M., Brack, P., Carrasco, A., Fagan, J., Habib, M., Kageyama, P., Leifert, C., Nodari, R. O., Pengue, W. (2010): GV-SOJA Nachhaltig? Verantwortungsbewusst? Bochum: GLS Bank.

Apel, W. (2012): Verschiebebahnhof EU. Deutschland braucht ein neues Tierschutzgesetz. In: AgrarBündnis (Hrsg.): Landwirtschaft 2012. Der kritische Agrarbericht. Hamm: AbL Bauernblatt, S. 211–215.

Bartel, H., Blondzik, K., Claussen, U., Damian, H. P., Döscher, K., Dubbert, W., Fricke, K., Fuß, F., Galander, C., Ginzky, H., Grimm, S., Heidemeier, J., Hilliges, F., Hirsch, S., Hoffmann, A., Hornemann, C., Jaschinski, J., Kabbe, C., Kirschbaum, B., Koppe, K., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Pickl, C., Rechenberg, B., Rechenberg, J., Reichel, J., Richter, S., Ringeltaube, P., Schlosser, U., Schmoll, O., Schulz, D., Schwirn, K., Stark, C., Szewzyk, R., Ullrich, A., Völker, D., Walter, A., Werner, S., Wolter, R., Wunderlich, D. (2010): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1: Grundlagen. Dessau-Roßlau: UBA.

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2010): Erosionsschutz – Herausforderung für die Landwirtschaft. 8. Kulturlandschaftstag. Freising-Weihenstephan: Bayeri-

- sche Landesanstalt für Landwirtschaft. Schriftenreihe 3/2010.
- Beck, S., Born, W., Dziock, S., Görg, C., Hansjürgens, B., Henle, K., Jax, K., Köck, W., Neßhöver, C., Rauschmayer, F., Ring, I., Schmidt-Loske, K., Unnerstall, H., Wittmer, H. (2006): Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland. Leipzig: UFZ. UFZ-Bericht 02/2006.
- Belz, F.-M., Bilharz, M. (2005): Nachhaltiger Konsum: Zentrale Herausforderung für moderne Verbraucherpolitik. Freising: Technische Universität München. Consumer Science – Diskussionsbeitrag 1.
- Belz, F.-M., Reisch, L. A. (2007): Geteilte Verantwortung für nachhaltigen Konsum: Grundzüge einer polyzentrischen Verbraucherpolitik. In: Belz, F.-M., Karg, G., Witt, D. (Hrsg.): Nachhaltiger Konsum und Verbraucherpolitik im 21. Jahrhundert. Marburg: Metropolis. Wirtschaftswissenschaftliche Nachhaltigkeitsforschung 1, S. 281–315.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J., Weibull, A. C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42 (2), S. 261–269.
- BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung) (2010): Deutsche Antibiotika-Resistenzsituation in der Lebensmittelkette – DARLink. Berlin: BfR.
- BfR (2010): Wissenschaftliche Bewertung der Ergebnisse des Resistenzmonitorings nach dem Zoonosen-Stichprobenplan 2009. Berlin: BfR. Stellungnahme 047/2010.
- Bhatia, P., Cummis, C., Brown, A., Draucker, L., Rich, D., Lahd, H. (2011): Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard. Washington, DC: World Resources Institute, World Business Council for Sustainable Development.
- Birk, D. (2010): Steuerrecht. 13., neu bearb. Aufl. Heidelberg: C. F. Müller Schwerpunkte 17,3.
- BLE (Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung) (2003): Der ökologische Landbau und seine Produkte. Eine Arbeitshilfe für Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter im Naturkostfachhandel. 2. Aufl. Bonn: Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökologischer Landbau in der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung.
- Blengini, G. A., Busto, M. (2009): The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *Journal of Environmental Management* 90 (3), S. 1512–1522.
- Block, L. G., Morwitz, V. G. (1999): Shopping lists as an external memory aid for grocery shopping. *Journal of Consumer Psychology* 8 (4), S. 343–375.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2011a): Internetseiten des Biosiegels: Kontrollen nach EG-Rechtsvorschriften. Berlin: BMELV. <http://www.bio-siegel.de/infos-fuer-zeichenutzer/kontrollen/> (11.01.2012).
- BMELV (2011b): Jedes Mahl wertvoll: unsere Lebensmittel. Berlin: BMELV. http://www.bmelv.de/DE/Ernaehrung/Wert-Lebensmittel/Wert-Lebensmittel_node.html (11.01.2012).
- BMELV, BMG (Bundesministerium für Gesundheit) (2008): IN FORM – Deutschlands Initiative für gesunde Ernährung und mehr Bewegung. Nationaler Aktionsplan zur Prävention von Fehlernährung, Bewegungsmangel, Übergewicht und damit zusammenhängenden Krankheiten. Berlin: BMELV, BMG.
- BMG (2011): DART – Deutsche Antibiotika-Resistenzstrategie. Berlin: BMG.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), UBA (Umweltbundesamt) (2011): Dialogprozess Konsum. Berlin, Dessau-Roßlau: BMU, UBA. <http://www.dialogprozess-konsum.de/> (11.01.2012).
- BMU (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin: BMU.
- Brandt, H. (2004): Kosten und Auswirkungen der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) in Deutschland. Berlin: Oxfam Deutschland.
- Bringezu, S., Schütz, H. (2009): Nachhaltige Flächennutzung und nachwachsende Rohstoffe. Optionen einer nachhaltigen Flächennutzung und Ressourcenschutzstrategien unter besonderer Berücksichtigung der nachhaltigen Versorgung mit nachwachsenden Rohstoffen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 34/09.
- Bruinsma, J. (Hrsg.) (2003): World agriculture: towards 2015/2030. An FAO Perspektive. London: Earthscan.
- BTK (Bundestierärztekammer), AGTAM (Arbeitsgruppe Tierarzneimittel der Länderarbeitsgemeinschaft Verbraucherschutz) (2010): Leitlinien für den sorgfältigen Umgang mit antibakteriell wirksamen Tierarzneimitteln. Mit Erläuterungen. Beilage zum Deutschen Tierärzteblatt 2010 (10), S. 1–24.
- Bürgerstiftung Bremen (2011): VEGGIDAY – Klimaschutz, Ernährung, Gesundheit, nachhaltige Esskultur. Bremen: Bürgerstiftung Bremen. <http://veggiday.de/> (11.01.2012).
- BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2010): Glyphosate – Comments from Germany on the paper by Paganelli, A. et al. (2010): „Glyphosate-based Herbicides Produce Teratogenic Effects on Vertebrates by Impairing Retinoic Acid Signaling“. Berlin: BVL.
- BVL, Paul-Ehrlich-Gesellschaft für Chemotherapie, Infektiologie Freiburg (2011): GERMAP 2010. Antibiotika-Resistenz und -Verbrauch. Bericht über den Antibiotikaverbrauch und die Verbreitung von Antibiotikaresistenzen in der Human- und Veterinärmedizin in Deutschland. Rheinbach: Antiinfectives Intelligence Gesellschaft für klinisch-mikrobiologische Forschung und Kommunikation mbH.
- Carlsson-Kanyama, A. (1998): Climate change and dietary choices – how can emissions of greenhouse gases

- from food consumption be reduced? *Food Policy* 23 (3–4), S. 277–293.
- Christen, O., Hövelmann, L., Hülsbergen, K. J., Packeiser, M., Rimpau, J., Wagner, B. (2009): Nachhaltige landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Lebensmittel. Berlin: Erich Schmidt. Initiativen zum Umweltschutz 78.
- Collins, A., Fairchild, R. (2007): Sustainable Food Consumption at a Sub-national Level: An Ecological Footprint, Nutritional and Economic Analysis. *Journal of Environmental Policy & Planning* 9 (1), S. 5–30.
- Dam, J. van, Junginger, M., Faaij, A., Jürgens, I., Best, G., Fritsche, U. (2006): Overview of recent developments in sustainable biomass certification. Paris: IEA. <http://www.bioenergytrade.org/downloads/ieatask40certificationpaperdraftforcomments22..pdf>.
- Dawkins, R. (2001): Sustainability Does Not Come Naturally. A Darwinian Perspective on Values. The Values Platform for Sustainability Inaugural Lecture at the Royal Institution, 14.11.2001, The Environment Foundation, Fishguard, UK.
- Delcourt, H. R., Delcourt, P. A. (1988): Quaternary landscape ecology: Relevant scales in space and time. *Landscape ecology* 2 (1), S. 23–44.
- Deutscher Bundestag (2011): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Friedrich Ostendorff, Bärbel Höhn, Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Antibiotikaeinsatz in der Tierhaltung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/6858.
- Deutscher Bundestag (2007): Antrag der Abgeordneten Cornelia Behm, Undine Kurth (Quedlinburg), Ulrike Höfken, Bärbel Höhn und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Dem Verlust an Agrobiodiversität entgegenwirken. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/5413.
- DGE (Deutsche Gesellschaft für Ernährung (Hrsg.) (2011): Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE. 8. Aufl. Bonn: DGE.
- Dixey, R., Heindl, I., Loureiro, I., Pérez-Rodrigo, C., Snel, J., Warnking, P. (Hrsg.) (1999): Healthy eating for young people in Europe. A school-based nutrition education guide. Copenhagen: European Network of Health Promoting Schools, WHO Regional Office for Europe.
- EBCC (European Bird Census Council) (2008): Europe's farmland birds continue to suffer from agricultural policy. EU unlikely to meet its 2010 biodiversity target. <http://www.ebcc.info/index.php?ID=366> (09.02.2012).
- EBCC (2007): European wild bird indicators 2007 update. <http://www.ebcc.info/index.php?ID=291>.
- EEA (European Environment Agency) (2010): The European environment – State and outlook 2010. Consumption and the environment. Copenhagen: EEA.
- EEA (2009): Progress towards the European 2010 biodiversity target. Copenhagen: EEA. EEA Report 4/09.
- EEAC (European Environment and Sustainable Development Advisory Councils) (2009): Towards Sustainable European Infrastructures. Statement and background document. Brüssel: EEAC.
- Effertz, T., Wilcke, A.-C. (2011): Do television food commercials target children in Germany? *Public Health Nutrition*. 15 (8), S. 1466–1473.
- Elsen, T. van (2005): Einzelbetriebliche Naturschutzberatung – eine bundesweite Perspektive für die Integration von Naturschutzziele auf landwirtschaftlichen Betrieben. In: FiBL Deutschland (Hrsg.): Beiträge zur Tagung 6. bis 8. Oktober 2005 in Witzenhausen. Witzenhausen: FiBL Deutschland, S. 9–18.
- Ernst, A. (2010): Individuelles Umweltverhalten – Probleme, Chancen, Vielfalt. In: Welzer, H., Soeffner, H.-G., Giesecke, D. (Hrsg.): Klimakulturen. Frankfurt am Main: Campus, S. 128–143.
- EUPOPP Project (2011): Policies to Promote Sustainable Consumption patterns. Policy Brief. EUPOPP WP 6: Conclusions and Policy Recommendations, D. 6.1. Darmstadt: Öko-Institut.
- Europäische Kommission (2009): Bericht der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Optionen für eine Tierschutzkennzeichnung und den Aufbau eines europäischen Netzwerks von Referenzzentren für den Tierschutz und das Wohlergehen der Tiere. KOM(2009) 584 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2010): Preparatory study on food waste across EU-27. Final report. Brüssel: Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt. Technical report 2010-054.
- Europäisches Parlament – Ausschuss für Landwirtschaft und ländliche Entwicklung (2011): Entwurf eines Berichts über das Thema „Schluss mit der Verschwendung von Lebensmitteln – Strategien für eine effizientere Lebensmittelversorgungskette in der EU“ (2011/XXXX(INI)). Straßburg: Europäisches Parlament.
- EuroStat (Statistisches Amt der Europäischen Union) (2011): Konsumausgaben der privaten Haushalte nach Verwendungszwecken. Nahrungsmittel und alkoholfreie Getränke. Luxemburg: EuroStat. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=de&pcode=tsdpc520> (05.01.2012).
- Ewing, B., Moore, D., Goldfinger, S., Oursler, A., Reed, A., Wackernagel, M. (2010): Ecological Footprint Atlas 2010. Oakland, Calif.: Global Footprint Network. http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/ecological_footprint_atlas_2010 (09.02.2012).

- FEFAC (European Feed Manufacturers' Federation) (2010): Feed & Food. Statistical Yearbook 2009. Bruxelles: European Feed Manufacturers' Federation.
- Flachowsky, G., Hachenberg, S. (2009): CO₂-Footprints for Food of Animal Origin – Present Stage and Open Questions. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 4 (2), S. 190–198.
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O'Connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D. P. M. (2011): Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478 (7369), S. 337–342.
- foodwatch (2012): Kinder Kaufen. Wie die Lebensmittelindustrie Kinder zur falschen Ernährung verführt, Eltern täuscht und die Verantwortung abschiebt. Berlin: foodwatch.
- foodwatch (2008): Klimaretter Bio? Der foodwatch-Report über den Treibhauseffekt von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft in Deutschland. Basierend auf der Studie „Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland“ des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW). Berlin: foodwatch. http://www.foodwatch.de/foodwatch/content/e36/e68/e13683/e17357/e17367/foodwatch-Report_Klimaretter-Bio_20080825_ger.pdf (09.02.2012).
- Foster, C., Green, K., Bleda, M., Dewick, P., Evans, B., Flynn, A., Mylan, J. (2006): Environmental Impacts of Food Production and Consumption. Final Report. London: Department of Environment Food and Rural Affairs.
- Freyer, B., Dorninger, M. (2008): Bio-Landwirtschaft und Klimaschutz in Österreich: Aktuelle Leistungen und zukünftige Potentiale der Ökologischen Landwirtschaft für den Klimaschutz in Österreich. Wien: Institut für Ökologischen Landbau, Department für Nachhaltige Agrarsysteme. <http://www.bio-austria.at/content/download/17281/136994/file/BIO%20AUSTRIA%20Klimastudie.pdf> (09.02.2012).
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W., Inchausti, P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11 (2), S. 97–105.
- Gerbens-Leenes, P. W., Nonhebel, S., Ivens, W. P. M. F. (2002): A method to determine land requirements relating to food consumption patterns. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90 (1), S. 47–58.
- Gerhards, J., Rössel, J. (2003): Das Ernährungsverhalten von Jugendlichen im Kontext ihrer Lebensstile. Eine empirische Studie. Köln: Bundeszentrale für gesundheitliche Aufklärung. *Forschung und Praxis der Gesundheitsförderung* 20.
- Gerken, B., Krannich, R., Krawczynski, R., Sonnenburg, H., Wagner, H.-G. (2008): Hutelandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im Naturpark Solling-Vogler. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 57.
- Grießhammer, R., Hochfeld, C. (2009): Product Carbon Footprint. Memorandum. Position statement on measurement and communication of the product carbon footprint for international standardization and harmonization purposes. Freiburg, Berlin, Darmstadt: Öko-Institut.
- Grünberg, J., Nieberg, H., Schmidt, T. (2010): Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints): Überblick und kritische Reflektion. *Landbauforschung* 60 (2), S. 53–72.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Otterdijk, R. van, Meybeck, A. (2011): Global food losses and food waste. Rome: Food and Agriculture Organization.
- Haffmans, S. (2010): Auswirkungen chemisch-synthetischer Pestizide auf die biologische Vielfalt. Hamburg: Pestizid Aktions-Netzwerk e.V.
- Hawkes, C. (2004): Marketing Food to Children: the Global Regulatory Environment. Geneva: World Health Organization.
- Heindl, I. (2003): Studienbuch Ernährungsbildung. Ein europäisches Konzept zur schulischen Gesundheitsförderung. Bad Heilbrunn/Obb.: Klinkhardt.
- Heiskanen, E., Brohmann, B., Schönherr, N., Aalto, K. (2009): Policies to Promote Sustainable Consumption: Framework for a Future-Oriented Evaluation. Turku: Finland Futures Research Centre, Turku School of Economics. Future of the Consumer Society. Proceedings of the Conference „Future of the Consumer Society“, 28–29 May 2009, Tampere, Finland. <http://orgprints.org/16404/1/consumer.pdf> (12.01.2012).
- Henning, C., Michalek, J. (1992): Innovatives Konsumverhalten für Nahrungsmittel? Ableitung und Schätzung eines auf Nahrungsmittel fokussierten kompletten Nachfragesystems unter Berücksichtigung von zeitlichen Präferenzänderungen. *Agrarwirtschaft* 41 (11), S. 330–342.
- Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M., Korbun, T. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Berlin: Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung. *Schriftenreihe des IÖW* 186/08.
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., Mekonnen, M. M. (2011): The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard. London, Washington, DC: Earthscan.
- Hoffmann, I. (2005): Sustainable Nutrition: Feasibility and Consequences – An Overview. Sustainability: background and definition. In: Oltersdorf, U., Claupein, E., Pfau, C., Stiebel, J. (Hrsg.): *Consumer & Nutrition. Challenges and Chances for Research and Society*. 9. Karlsruher Ernährungstage, 10. bis 12. Oktober 2004 in Karlsruhe.

- ruhe. Karlsruhe: Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel. Berichte der Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel 2, S. 84–94.
- Hoffmann, I., Lauber, I. (2001): Gütertransporte im Zusammenhang mit dem Lebensmittelkonsum in Deutschland. *Zeitschrift für Ernährungsökologie* 2 (3), S. 187–193.
- Hötker, H., Rahmann, G., Jeromin, K. (2004): Positive Auswirkungen des Ökolandbaus auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. In: Rahmann, G., Elsen, T. van (Hrsg.): *Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus Braunschweig: FAL. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 272*, S. 43–59.
- Hünecke, K., Fritsche, U. R., Brohmann, B. (2010): Sustainability of consumption patterns: Historic and Future Trends for Europe. In: ERSCP (European Roundtable on Sustainable Consumption and Production), EMSU (Environmental Management for Sustainable Universities) (Hrsg.): *Knowledge Collaboration & Learning for Sustainable Innovation: 14th European Roundtable on Sustainable Consumption and Production (ERSCP) conference and the 6th Environmental Management for Sustainable Universities (EMSU) conference, Delft, The Netherlands, October 25–29, 2010*. Delft: University of Technology, S. 1–21.
- Jarvis, S., Hutchings, N., Brentrup, F., Olesen, J. E., Hoek, K. W. van de (2011): Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Hrsg.): *The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, S. 211–228.
- Jungbluth, N. (2000): *Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums: Beurteilung von Produktmerkmalen auf Grundlage einer modularen Ökobilanz*. Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule, Departement für Umweltnaturwissenschaften, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, Dissertation.
- Just, D. R., Mancina, L., Wansink, B. (2007): *Could behavioral economics help improve diet quality for nutrition assistance program participants?* Washington, DC: United States Department of Agriculture, Economic Research Service. Economic research report 43.
- Just, D. R., Wansink, B. (2009): *Smarter Lunchrooms: Using Behavioral Economics to improve meal selection*. *Choices* 24 (3). <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/94315/2/2009306.pdf> (12.01.2012).
- Kelly, B., Halford, J. C. G., Boyland, E. J., Chapman, K., Bautista-Castaño, I., Berg, C., Caroli, M., Cook, B., Coutinho, J. G., Effertz, T., Grammatikaki, E., Keller, K., Leung, R., Manios, Y., Monteiro, R., Pedley, C., Prell, H., Raine, K., Recine, E., Serra-Majem, L., Singh, S., Summerbell, C. (2010): *Television Food Advertising to Children: A Global Perspective*. *American Journal of Public Health* 100 (9), S. 1730–1736.
- Kettunen, M., Terry, A., Tucker, G. (2007): *Preparatory work for developing guidance on the maintenance of landscape connectivity features of major importance for wild flora and fauna. Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC)*. London: Institute for European Environmental Policy.
- Koerber, K. von, Kretschmer, J., Prinz, S., Dasch, E. (2009): *Globale Nahrungssicherung für eine wachsende Weltbevölkerung – Flächenbedarf und Klimarelevanz sich wandelnder Ernährungsgewohnheiten*. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 2009 (4), S. 174–189.
- Königliche Dänische Botschaft (2011): *Die neue dänische Anti-Fett-Steuer ist angenommen*. Berlin: Königliche Dänische Botschaft. www.ambberlin.um.dk/NR/...58B2.../Anleitungfettsteuer20112.pdf (12.01.2012).
- Konrad, W., Scheer, D. (2010): *Grenzen und Möglichkeiten der Verbraucherinformation durch Produktkennzeichnung*. Berlin: Bundesinstitut für Risikobewertung. BfR-Wissenschaft 2010,5.
- Korn, S. von (2009): *Landschaftspflege mit Weidetieren*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 71.
- Kraft, J., Collomb, M., Möckel, P., Sieber, R., Jahreis, G. (2003): Differences in CLA isomer distribution of cow's milk lipids. *Lipids* 38 (6), S. 657–664.
- Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schneider, F., Lebersorger, S., Scherhauser, S., Schuller, H., Leverenz, D. (2012): *Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittel-mengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland*. Kurzfassung. Stuttgart: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft.
- Lakkakula, A. P. (2011): *Building Children's liking and preferences for fruits and vegetables through school-based interventions*. Baton Rouge, La., Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, School of Human Ecology, Dissertation.
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2011): *Ihr Ökolandbauportal für NRW: Öko-Lebensmittel in Großküchen und Gastronomie. Bio-Vermarktung an Großküchen ausgeweitet*. Bonn: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. http://www.oekolandbau.nrw.de/fachinfo/verarbeitung/ahv_kampagne.php (12.01.2012).
- LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2012): *Evaluierung des Antibiotikaeinsatzes in der Hähnchenhaltung. Überarbeiteter Abschlussbericht*. Recklinghausen: LANUV NRW.

- Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S., Biala, K. (2010): Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS). Final report. Ispra: European Commission, Joint Research Centre. Administrative Arrangements AGRI-2008-0245, AGRI-2009-0296.
- Lerch, A. (2000): Das Prinzip der Konsumentensouveränität aus ethischer Sicht. *Zeitschrift für Wirtschafts- und Unternehmensethik* 1 (2), S. 174–186.
- Linn, S. (2010): Commercialism in Children's Lives. In: Worldwatch Institute (Hrsg.): State of the World 2010. Transforming Cultures. From Consumerism to Sustainability. A Worldwatch Institute report on progress toward a sustainable society. New York, London: Norton.
- Lugschitz, B., Bruckner, M., Giljum, S. (2011): Europe's Global Land Demand. A study on the actual land embodied in European imports and exports of agricultural and forestry products. Final report. Vienna: Sustainable Europe Research Institute.
- Lynch, D. H., MacRae, R., Martin, R. C. (2011): The Carbon and Global Warming Potential Impacts of Organic Farming: Does It Have a Significant Role in an Energy Constrained World? *Sustainability* 3 (2), S. 322–362.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC: Island Press.
- Marsh-Patrick, A., Allison, C. (2010): Company GHG Emissions Reporting – a Study on Methods and Initiatives (ENV.G.2/ETU/2009/0073). Revised Final Report. Manchester: Environmental Resources Management.
- Mauerer, N. (1995): Die Wirkung absatzpolitischer Instrumente. Metaanalyse empirischer Forschungsarbeiten. Wiesbaden: Deutscher Universitätsverlag.
- McAfee, A. J., McSorley, E. M., Cuskelly, G. J., Moss, B. W., Wallace, J. M., Bonham, M. P., Fearon, A. M. (2010): Red meat consumption: an overview of the risks and benefits. *Meat Science* 84 (1), S. 1–13.
- McClea, C. J., Berg, L. J. L. van den, Ashmore, M. R., Preston, C. D. (2011): Atmospheric nitrogen deposition explains patterns of plant species loss. *Global Change Biology* 17 (9), S. 2882–2892.
- Mertens, M. (2011): Glyphosat und Agrogentechnik. Risiken des Anbaus herbizidresistenter Pflanzen für Mensch und Umwelt. Berlin: NABU.
- Mogharreban, C., Nahikian-Nelms, M. (1996): Autonomy at Mealtime: Building Healthy Food Preferences and Eating Behaviors in Young Children. *Early Childhood Education Journal* 24 (1), S. 29–32.
- Moll, S., Watson, D. (2009): Environmental Pressures from European Consumption and Production. A study in integrated environmental and economic analysis. Copenhagen: European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production. ETC/SCP working paper 1/2009.
- MRI (Max Rubner-Institut) (2008a): Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht, Teil 1. Karlsruhe: MRI, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel.
- MRI (2008b): Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht, Teil 2. Karlsruhe: MRI, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel.
- Naturland – Verband für ökologischen Landbau (Hrsg.) (2011): Naturland Richtlinien Erzeugung. Gräfelting: Naturland – Verband für ökologischen Landbau.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2011): Bericht über den Antibiotikaeinsatz in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung in Niedersachsen. Hannover, Oldenburg: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit.
- Normann, K. v. (2007): Münsteraner Ernährungsmuster- und Lebensstilstudie bei Schulkindern „MEALS“ 2006. Münster: Institut für Ökonomische Bildung, Westfälische Wilhelms-Universität. IÖB-Diskussionspapier 5/07.
- Oheimb, G. von, Eiseid, I., Finck, P., Grell, H., Härdtle, W., Mierwald, U., Riecken, U., Sandkühler, J. (2004): Halb-offene Weidelandschaft Hölftigbaum – Perspektiven für den Erhalt und die naturverträgliche Nutzung von Offenlandlebensräumen Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 36.
- Öko-Institut (2010): GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme, Ergebnisdaten aus GEMIS 4.6 aus dem Jahre 2010). Freiburg, Berlin, Darmstadt: Öko-Institut. <http://www.oeko.de/service/gemis> (09.02.2012).
- Osterburg, B., Nieberg, H., Rüter, S., Isermeyer, F., Haenel, H.-D., Hahne, J., Krentler, J.-G., Paulsen, H. M., Schuchardt, F., Schweinle, J., Weiland, P. (2009): Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors. Braunschweig, Hamburg, Trenthorst: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 3/2009.
- PAN (Planungsbüro für angewandten Naturschutz), IFAB (Institut für Agrarökologie und Biodiversität), ILN (Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz) (2011): Umsetzung des High Nature Value Farmland-Indikatoren in Deutschland. Ergebnisse eines Forschungsvorhabens (UFOPLAN FKZ 3508 89 0400). München, Mannheim und Singen: PAN, IFAB, ILN.
- Parfitt, J., Barthel, M., Macnaughton, S. (2010): Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philosophical Transactions of the Royal Society / B* 365 (1554), S. 3065–3081.
- PCF Pilotprojekt Deutschland (2009): Product Carbon Footprinting – Ein geeigneter Weg zu klimaverträglichen Produkten und deren Konsum? Erfahrungen, Erkenntnisse und Empfehlungen aus dem Product Carbon Foot-

- print Pilotprojekt Deutschland. Ergebnisbericht. Berlin: PCF Pilotprojekt Deutschland.
- Popp, A., Lotze-Campen, H., Bodirsky, B. (2010): Food consumption, diet shifts and associated non-CO₂ greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change* 20 (3), S. 451–462.
- Quack, D., Rüdener, I. (2007): Stoffstromanalyse relevanter Produktgruppen. Energie- und Stoffströme der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2005. Teilprojekt „EcoTopTen – Innovationen für einen nachhaltigen Konsum (Hauptphase)“. Freiburg, Berlin, Darmstadt: Öko-Institut.
- Raithel, J. (2004): Lebensstil und gesundheitsrelevantes Verhalten im Jugendalter. *Soziale Welt* 55 (1), S. 75–94.
- Rückert-John, J. (2005): Zukunftsfähigkeit der Ernährung außer Haus. In: Brunner, K.-M., Schönberger, G. U. (Hrsg.): *Nachhaltigkeit und Ernährung. Produktion – Handel – Konsum*. Frankfurt am Main, New York: Campus, S. 240–262.
- Samuelson, P. A., Nordhaus, W. D. (2010): *Volkswirtschaftslehre. Das internationale Standardwerk der Makro- und Mikroökonomie*. 4., aktualisierte Aufl. München: *mi-Wirtschaftsbuch*.
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010): COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. Montreal: SCBD. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> (19.12.2011).
- Schrader, U., Thøgersen, J. (2011): Putting Sustainable Consumption into Practice. *Journal of Consumer Policy* 34 (1), S. 3–8.
- Smil, V. (2002): Worldwide transformation of diets, burdens of meat production and opportunities for novel food proteins. *Enzyme and Microbial Technology* 30 (3), S. 305–311.
- Smith, T. G. (2004): The McDonald's Equilibrium Advertising, Empty Calories, and the Endogenous Determination of Dietary Preferences. *Social Choice and Welfare* 23 (3), S. 383–413.
- Sonnenberg, A., Chapagain, A., Geiger, M., August, D. (2009): *Der Wasser-Fußabdruck Deutschlands*. Frankfurt am Main: WWF Deutschland.
- Spiller, A. (2005): Nachhaltigkeit in Distribution und Handel. In: Brunner, K.-M., Schönberger, G. U. (Hrsg.): *Nachhaltigkeit und Ernährung. Produktion – Handel – Konsum*. Frankfurt am Main, New York: Campus, S. 107–128.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2009): *Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)*. Berlin: SRU. Stellungnahme 14.
- SRU (2008): *Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2007): *Arzneimittel in der Umwelt*. Berlin: SRU. Stellungnahme 12.
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2011): *Agrarstrukturen in Deutschland. Einheit in Vielfalt. Regionale Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010*. Stuttgart: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg.
- Statistisches Bundesamt (2011): *Verkehrsleistung. Güterbeförderung*. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Verkehr/Gueterbefoerderung/Tabellen/Content75/Gueterbefoerderung,templateId=renderPrint.psml> (10.02.2012).
- Sunstein, C. R., Thaler, R. H. (2003): Libertarian Paternalism Is Not an Oxymoron. *The University of Chicago Law Review* 70 (4), S. 1159–1202.
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (2011): *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Swedish Chemicals Agency, Swedish Environmental Protection Agency (2011): *Swedish Consumption and the Global Environment*. Sundbyberg, Stockholm: Swedish Chemicals Agency, Swedish Environmental Protection Agency.
- Taylor, C. (2000): *Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren*. Gießen, Justus-Liebig-Universität, Fachbereich Agrarwissenschaften, Ökotrophologie und Umweltmanagement, Dissertation.
- Teufel, J., Rubik, F., Scholl, G., Stratmann, B., Graulich, K., Manhart, A. (2009): *Untersuchung zur möglichen Ausgestaltung und Marktimplementierung eines Nachhaltigkeitslabels zur Verbraucherinformation*. Endbericht. Freiburg, Berlin: Öko-Institut, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung.
- Thaler, R. H., Sunstein, C. R. (2009): *Nudge. Improving decisions about health, wealth and happiness*. Rev. and expanded ed. New York: Penguin Books.
- Thiele, S. (2008): *Elastizitäten der Nachfrage privater Haushalte nach Nahrungsmitteln – Schätzung eines AIDS auf Basis der Einkommens- und Verbrauchsstichprobe 2003*. *Agrarwirtschaft* 57 (5), S. 258–268.
- Tipke, K., Lang, J. (2010): *Steuerrecht*. 20., völlig überarb. Aufl. Köln: O. Schmidt.
- UBA (Umweltbundesamt) (2011a): *Daten zur Umwelt. Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und Stickstoffüberschuss*. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=3639> (06.02.2012).
- UBA (2011b): *Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen. 1990–2009, klassische Luftschadstoffe*. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/archiv/EM_Entwicklung_in_D_Trendtabelle_LUFT_v1.3.0_out.xls.zip (06.02.2012).

- UBA (2010): Stickstoff – zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2009): „Kupfer im Pflanzenschutz – geht es auch ohne?“ Eine Fachkonferenz veranstaltet vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), 09.06.2009, Bundespresseamt/Presse- und Besucherzentrum, Berlin. Dessau-Roßlau: UBA.
- VEBU (Vegetarierbund Deutschland) (2011): GV-nachhaltig. Berlin: VEBU. <http://www.gv-nachhaltig.de/start.html> (06.03.2012).
- Vögtlin, J., Wipfel, B., Weiß, D. (2009): Das Potenzial von Ochsen in Extensivweidesystemen. Eine Nutzungsvariante zur Erhaltung artenreichen Grünlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41 (7), S. 205–208.
- Wandtke, A.-A. (Hrsg.) (2011): Medienrecht. Praxishandbuch. Bd. 1: Europäisches Medienrecht und Durchsetzung des geistigen Eigentums. 2. Aufl. Berlin: de Gruyter.
- Wansink, B., Just, D. R., Payne, C. R. (2009): Mindless Eating and Healthy Heuristics for the Irrational. *American Economic Review* 99 (2), S. 165–169.
- WCRF (World Cancer Research Fund), AICR (American Institute for Cancer Research) (2007): Ernährung, körperliche Aktivität und Krebsprävention: Eine globale Perspektive. Zusammenfassung. London, Washington, DC: WCRF, AICR.
- Weiß, D., Kienberger, H., Eichinger, H. M. (2006): Fettsäuremuster der Milch in Abhängigkeit praxisüblicher Fütterungsstrategien. Vortrag, Interdisziplinäres Symposium: Omega-3 Weidemilch – Chancen und Möglichkeiten für Milch- und Rindfleischerzeugnisse vom Grünland, 14.03.2006, Kempten.
- Weiszäcker, C. C. von (2002): Welfare Economics bei endogenen Präferenzen: Thünen-Vorlesung 2001. *Perspektiven der Wirtschaftspolitik* 3 (4), S. 425–446.
- Welfens, P. J. (2010): Grundlagen der Wirtschaftspolitik. Institutionen – Makroökonomik – Politikkonzepte. 4., überarb. und erw. Aufl. Berlin: Springer.
- Wernsmann, R. (2005): Verhaltenslenkung in einem rationalen Steuersystem. Tübingen: Mohr Siebeck. *Jus Publicum* 135.
- White, T. (2000): Diet and the distribution of environmental impact. *Ecological Economics* 34 (1), S. 145–153.
- WHO (World Health Organization) (2011): Tackling antibiotic resistance from a food safety perspective in Europe. Copenhagen: WHO, Regional Office for Europe.
- WHO (2003): Diet, Nutrition, and the Prevention of Chronic Diseases. Geneva: WHO. WHO Technical Report Series 916.
- Wiegmann, K., Eberle, U., Fritsche, U., Hünecke, K. (2005): Ernährungswende. Umweltauswirkungen von Ernährung – Stoffstromanalysen und Szenarien. Darmstadt, Hamburg: Öko-Institut. Diskussionspapier 7.
- Wildner, S., Cramon-Taubadel, S. von (2000): Die Bedeutung von Veränderungen der Nachfrage für die Wettbewerbsfähigkeit des Agrarsektors: Erste Ergebnisse einer neuen Nachfrageschätzung. In: Alvensleben, R. von, Koester, U., Langbehn, C. (Hrsg.): Wettbewerbsfähigkeit und Unternehmertum in der Land- und Ernährungswirtschaft. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues* 36, S. 63–74.
- Wingender, R., Weddeling, K., Beinlich, B., Hill, B., Köstermeyer, H. (2002): Die Bedeutung der landwirtschaftlichen Nutzung für die Vielfalt wildlebender Tiere und Pflanzen in Deutschland. Literaturstudie. Bonn, Marburg: Institut für Landwirtschaftliche Botanik, Universität Bonn, Bioplan Marburg. 00HS057.
- Witzke, H. von (2011): Öffentliche Anhörung des Bundestagsausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz am 04.04.2011. Berlin: Deutscher Bundestag. Ausschussdrucksache 17(10)451-E. http://www.bundestag.de/bundestag/ausschuesse17/a10/anhoe-rungen/_A_04_4_2011_Welternaehrung/Stellungnahmen/A-Drs__451-E.pdf (12.01.2012).
- Wyss, U., Collomb, M., Frey, H. J., Hofstetter, P. (2010): Jahresverlauf der Fettsäuren in der Milch bei Weide- oder Stallfütterung. In: Kreuzer, M., Lanzine, T., Wanner, M., Bruckmaier, R., Bee, G. (Hrsg.): Landwirtschaftliche und veterinärmedizinische Tierernährungsforschung im Verbund. Tagungsbericht, 6. Mai 2010. Zürich: Institut für Pflanzen-, Tier- und Agrarökosystem-Wissenschaften, Tierernährung. *ETH-Schriftenreihe zur Tierernährung* 33, S. 176–179.
- Xue, X., Landis, A. E. (2010): Eutrophication Potential of Food Consumption Patterns. *Environmental Science & Technology* 44 (16), S. 6450–6456.
- Zimmermann, F., Bell, J. F. (2010): Associations of Television Content Type and Obesity in Children. *American Journal of Public Health* 100 (2), S. 334–340.

Kapitel 4

Inhaltsverzeichnis

	Seite
4 Güterverkehr und Klimaschutz	137
4.1 Einleitung	137
4.2 Bestand und Entwicklungen	137
4.2.1 Historische Entwicklung und Status quo	137
4.2.1.1 Verkehrsleistung	137
4.2.1.2 Energiebedarf	139
4.2.1.3 CO ₂ -Emissionen	140
4.2.2 Zu erwartende Trends	141
4.3 Ziele und Handlungsmöglichkeiten	143
4.3.1 Anforderungen an einen nachhaltigen Güterverkehr bis 2050	143
4.3.2 Ansätze zur Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Güterverkehr	145
4.3.3 Effizienzsteigerungen	147
4.3.4 Verkehrsverlagerung auf die Schiene	148
4.3.5 Energieträgersubstitution im Straßengüterverkehr	150
4.3.5.1 Elektrifizierung des Straßengüterverkehrs	150
4.3.5.2 Biokraftstoffe	152
4.3.5.3 Wasserstoff und synthetische Kohlenwasserstoffe	153
4.4 Politische Ansätze zur Flankierung der Neuausrichtung des Gütertransports	154
4.4.1 Ökonomische Instrumente	154
4.4.1.1 Emissionsbepreisung	154
4.4.1.2 Maut und Straßenbenutzungsgebühren	156
4.4.2 CO ₂ -Standards für schwere Nutzfahrzeuge	157
4.4.3 Entwicklung eines zukunftsfähigen Verkehrsnetzes	158
4.4.3.1 Schwächen der Bundesverkehrswegeplanung	158
4.4.3.2 Neuausrichtung der Bundesverkehrswegeplanung	159
4.4.4 Flankierende planungs- und ordnungsrechtliche Instrumente	160
4.4.5 Forschungsbedarf, Test- und Demonstrationsprojekte	162
4.5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen	162
4.6 Literatur	164

Abbildungen

Abbildung 4-1 Entwicklung der Güterverkehrsleistung zwischen 1995 und 2010 nach Modi	138
Abbildung 4-2 Güterverkehrsleistung nach Modi und Güterabteilungen im Jahr 2010	139

	Seite	
Abbildung 4-3	Entwicklung von Güterverkehrsaufkommen, Güterverkehrsleistung, CO ₂ -Emissionen und BIP in Deutschland	140
Abbildung 4-4	Vergleich der CO ₂ -Emissionsentwicklungen und der Minderungsziele im Güterverkehr in Deutschland	144
Abbildung 4-5	Entwicklung der CO ₂ -Emissionen des Güterverkehrs und Größenordnungen der Reduktionspotenziale verschiedener Maßnahmen	150
Abbildung 4-6	Vergleich verschiedener Konversionspfade im Verkehrssektor in Bezug auf die am Rad nutzbare mechanische Energie	152
Tabelle		
Tabelle 4-1	Szenarien zur zukünftigen Güterverkehrsleistung	141

4 Güterverkehr und Klimaschutz

4.1 Einleitung

237. Die CO₂-Emissionen des Straßengüterverkehrs sind eines der großen ungelösten Probleme der deutschen Klimapolitik. Während sich mit drastisch erhöhter Energieeffizienz im Bereich der Raumwärmebereitstellung und einer vollständigen Umstellung der deutschen Stromerzeugung auf regenerative Energiequellen praktikable Lösungen für wichtige Emissionsbereiche abzeichnen und auch im Bereich des motorisierten Individualverkehrs regenerative Elektromobilität auf der Basis von Batteriesystemen in greifbare Nähe rückt, werden im Bereich des Straßengüterverkehrs bisher nicht einmal mögliche Lösungsansätze in der Klimapolitik thematisiert. Dieser Umstand ist insofern alarmierend, als der Straßengüterverkehr nicht nur mit 67 Mt CO₂/a einen substantziellen Anteil an den deutschen Gesamtemissionen hat, sondern Güterverkehrsprognosen auch davon ausgehen, dass sich die Güterverkehrsleistung bis 2050 verdoppeln kann (ICKERT et al. 2007). Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) hat daher das Problem der Treibhausgas-Emissionen (THG-Emissionen) des Straßengüterverkehrs aufgegriffen, um eine längst überfällige Diskussion um notwendige und mögliche Lösungen anzustoßen.

Auch wenn der Güterverkehr in der Luft sehr hohe Wachstumsraten verzeichnet und der internationale Seegüterverkehr das mit Abstand höchste Transportaufkommen hat, hat sich der SRU entschlossen, diese beiden wichtigen Verursachungsbereiche im Rahmen dieses Umweltgutachtens nicht zu thematisieren, da hier sehr viel stärker international einvernehmliche Lösungsansätze verfolgt werden müssen als im Bereich des Straßengüterverkehrs. Zudem hätte eine angemessene Behandlung dieser Bereiche den zur Verfügung stehenden Rahmen des Umweltgutachtens gesprengt. Dies soll aber in keiner Weise die Bedeutung durchgreifender Lösungsansätze für den Luft- und Seeverkehr herunterspielen.

Aus Klimaschutzgründen ist es erforderlich, bis zum Jahr 2050 die deutschen THG-Emissionen um 80 bis 95 % zu senken (SRU 2011). Legt man dieses Ziel für alle Emissionengruppen zugrunde, betragen die verbleibenden zulässigen absoluten THG-Emissionen des Güterverkehrs im Jahr 2050 lediglich 2,3 bis 9,2 Mt/a. Eine derartig drastische Reduktion der THG-Emissionen wird ohne grundlegend neue Lösungsansätze nicht zu erreichen sein, zumal eine Umstellung auf Biotreibstoffe an der begrenzten Verfügbarkeit nachhaltig angebaute Biomasse scheitert.

4.2 Bestand und Entwicklungen

238. Grundsätzlich zeichnen den Güterverkehr hohe Wachstumsraten und vergleichsweise hohe CO₂-Emissionen aus. Eine Analyse voraussichtlicher zukünftiger Ent-

wicklungen zeigt deutlich, dass zusätzlicher Handlungsbedarf besteht, um die gesteckten Klimaschutzziele zu erreichen.

Güterverkehr: Segmentierungen und Maßeinheiten

Der Güterverkehr umfasst die Beförderung von Gütern mittels verschiedener Verkehrsträger (Modi). Grundsätzlich lässt sich der motorisierte Güterverkehr in die Modi Straßengüterverkehr (Lkws), Schienengüterverkehr, Frachtschiffverkehr (See- und Binnenschiffe) und Luftfrachtverkehr (v. a. Flugzeuge) unterteilen (Modal Split), die sich unter anderem durch ihre Infrastruktur voneinander unterscheiden. Oftmals wird zwischen den Hauptverkehrsrelationen Binnenverkehr, grenzüberschreitender Verkehr sowie Durchgangsverkehr unterschieden. Darüber hinaus wird der Bereich des landgebundenen Güterverkehrs üblicherweise in Nahverkehr (Strecke kürzer als 50 km), Regionalverkehr (Strecke 50 bis 150 km) und Fernverkehr (Strecke länger als 150 km) unterteilt.

Güterverkehr wird mithilfe verschiedener Maßzahlen quantifiziert. Das Verkehrsaufkommen wird in Tonnen (t) angegeben. In Verbindung mit der Transportstrecke (km) ergibt sich die Verkehrsleistung (auch Verkehrsaufwand) in der Einheit Tonnenkilometer (tkm). Wird beispielsweise ein großes Verkehrsaufkommen über eine kurze Strecke transportiert, kann damit dieselbe Verkehrsleistung verbunden sein wie mit dem Transport eines geringen Verkehrsaufkommens über eine längere Strecke. Unter Gütertransportintensität versteht man das Verhältnis der Güterverkehrsleistung zum Bruttoinlandsprodukt (tkm/€). Wächst die Verkehrsleistung (tkm) ebenso stark wie das Bruttoinlandsprodukt (BIP), bleibt die Verkehrsintensität konstant.

4.2.1 Historische Entwicklung und Status quo

239. Zum Verständnis des Problembetrags des Güterverkehrs ist es erforderlich, die historische Entwicklungsdynamik der Güterverkehrsleistung und des resultierenden Energiebedarfs zu kennen. Erst vor diesem Hintergrund erschließt sich die ganze Tragweite des Problems und der sich abzeichnenden Handlungsdefizite.

4.2.1.1 Verkehrsleistung

240. Im Jahr 2010 betrug die Güterverkehrsleistung (ohne Luftfrachtverkehr) in Deutschland 620 Mrd. tkm (Statistisches Bundesamt 2011c). Dem Territorialitätsprinzip entsprechend wurden bei der Berechnung alle Verkehre – und nur die – berücksichtigt, die auf deutschem Territorium erbracht wurden.

Aufgeteilt nach Verkehrsträgern ergab sich folgendes Bild (vgl. Abb. 4-1): Der Straßengüterverkehr hatte (mit 434 Mrd. tkm = 70 %) im Vergleich zum Schienengüterverkehr (107 Mrd. tkm = 17 %) und zur Binnenschifffahrt (62 Mrd. tkm = 10 %) den mit Abstand größten Anteil an der gesamten Güterverkehrsleistung.

Die Wahl des Verkehrsmittels hängt von vielen Faktoren ab, so der Art des zu befördernden Gutes, der Transportentfernung, der Transportdauer mit verschiedenen Modi und den mit dem Transport verbundenen Kosten. Eine scharf abgegrenzte Zuordnung von Gütergruppen zu Verkehrsmodi existiert daher nicht. Vielmehr werden die Güter derselben Gütergruppen mithilfe verschiedener Modi über unterschiedliche durchschnittliche Entfernungen transportiert. In der Statistik werden Gütergruppen zu Güterabteilungen zusammengefasst. Abbildung 4-2 zeigt die Aufteilung der Güterverkehrsleistung nach Modi und Güterabteilungen (2010).

Die Güterverkehrsleistung in Deutschland hat seit Mitte der 1990er-Jahre kontinuierlich zugenommen und er-

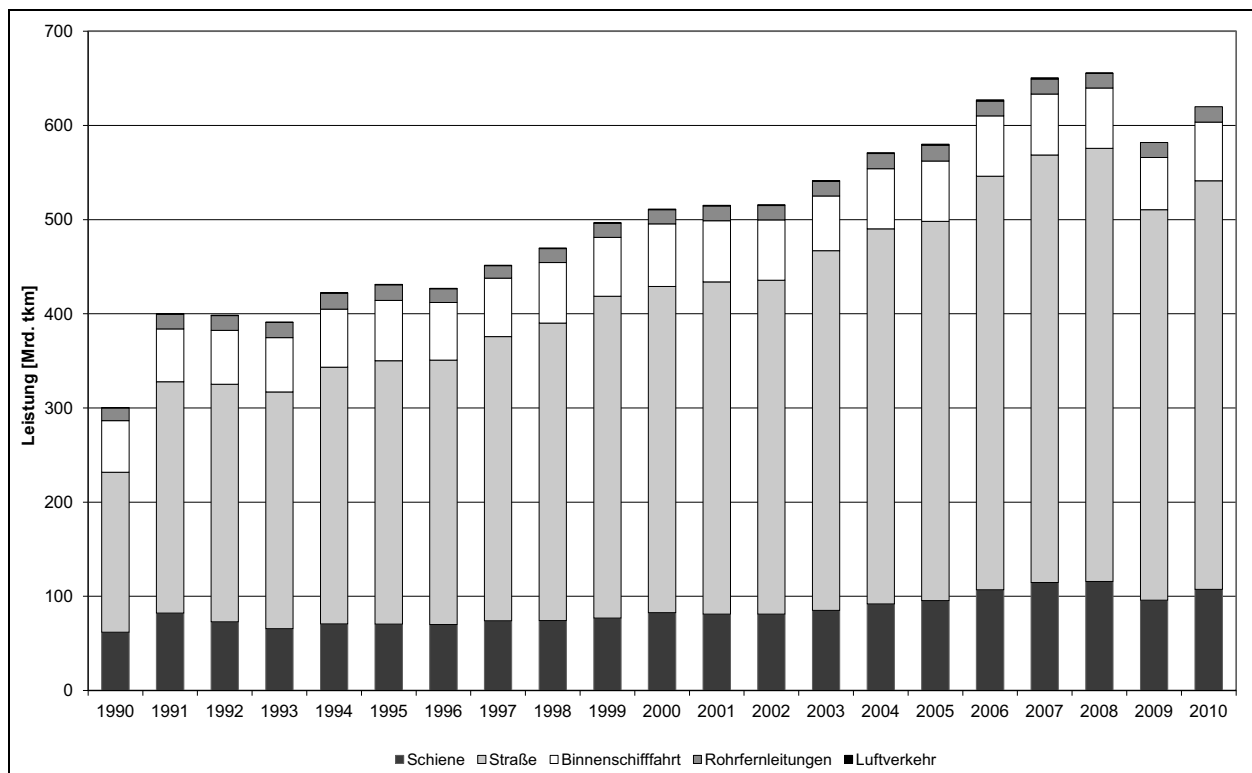
reichte im Jahr 2007 mit 693 Mrd. tkm ihren vorläufigen Höchstwert. Die Jahre 2008 und 2009 stellten aufgrund der Finanz- und Wirtschaftskrise eine Abweichung vom langjährigen Trend dar. Durch die Wirtschaftskrise sank die Güterverkehrsleistung bis 2009 um mehr als 10 % (vgl. Abb. 4-1), um aber bereits im Jahr 2010 mit der sich erholenden Wirtschaftsleistung wieder deutlich anzusteigen.

Drei Viertel des Gesamtaufkommens (in Tonnen) werden im Binnenvverkehr transportiert, wobei etwa die Hälfte dieses Aufkommens aus dem Bereich der Steine und Erden stammt (ICKERT et al. 2007, S. 68). In der vergangenen Dekade sank der Anteil dieses Bereichs, was in einem sinkenden Anteil des Binnenvverkehrs am gesamten Güterverkehrsaufkommen resultierte.

Seit 1960 hat sich die Güterverkehrsleistung in Deutschland vervierfacht (LAMBRECHT et al. 2009). Allein zwischen 1991 und 2010 ist die Güterverkehrsleistung in Deutschland um etwa die Hälfte gewachsen. Auffällig ist, dass das Güterverkehrsaufkommen langsamer gewachsen

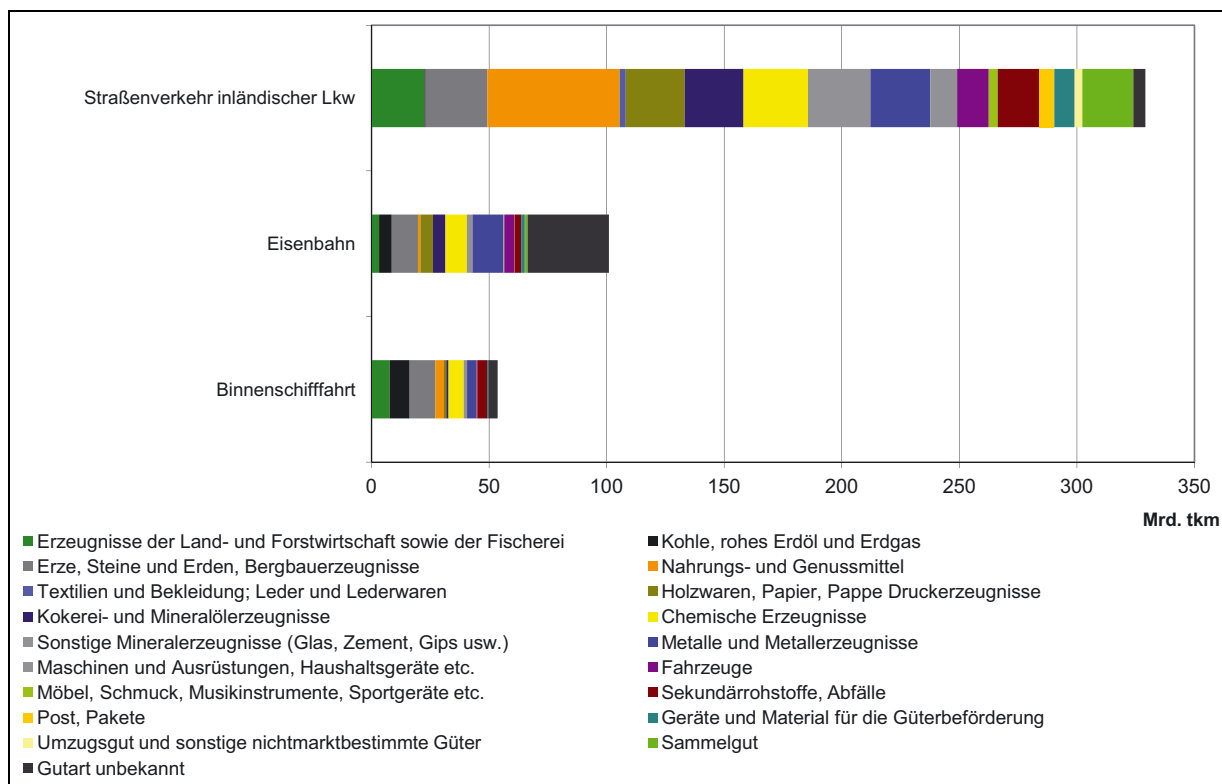
Abbildung 4-1

Entwicklung der Güterverkehrsleistung zwischen 1995 und 2010 nach Modi



2008 bis 2010: keine Angaben zur Luftfrachtverkehrsleistung
 Quelle: BMVBS 2009; Statistisches Bundesamt 2011c

Güterverkehrsleistung nach Modi und Güterabteilungen im Jahr 2010



Quelle: Statistisches Bundesamt 2011c

ist als die Güterverkehrsleistung, es also ein Wachstum der durchschnittlichen Transportstrecken gegeben hat. Es wird angenommen, dass sich dieser Trend auch in Zukunft fortsetzen wird (vgl. Abschn. 4.2.2).

Im Jahr 2010 wurde jede Tonne des Verkehrsaufkommens über durchschnittlich 187 km transportiert (Statistisches Bundesamt 2011c). Dabei lagen die Werte des Schienengüterverkehrs mit 302 km und des Binnenschiffsverkehrs mit 271 km weit über dem Durchschnitt, der des Straßengüterverkehrs mit 159 km wenig darunter.

Der Durchgangsverkehr (Transitverkehr) hat einen Anteil von circa 16 % an der gesamten Güterverkehrsleistung in Deutschland. Besonders aufgrund der EU-Osterweiterung verzeichnete der Transitverkehr ein Wachstum, das mit durchschnittlich 7,4 % pro Jahr (ICKERT et al. 2007, S. 78) deutlich über dem Wachstum des gesamten Güterverkehrs lag.

4.2.1.2 Energiebedarf

241. In Statistiken wird oftmals der Energieverbrauch des Sektors Verkehr nach den verschiedenen Modi (z. B. Straße, Schiene), jedoch nicht immer unterteilt in Personen- und Güterverkehr, angegeben. Um dennoch ein möglichst aussagekräftiges Bild zu erhalten, werden im Folgenden zum Teil Werte unterschiedlicher Jahre ge-

nannt, wenn nicht alle Angaben für das gleiche Basisjahr verfügbar waren.

Im Jahr 2006 betrug der Energieverbrauch des Güterverkehrs in Deutschland 846 PJ/a (UBA 2009, S. 12), was etwa einem Viertel des Energieverbrauchs des gesamten Verkehrssektors entsprach. Im Straßengüterverkehr wurden hiervon 704 PJ/a (83 %) verbraucht. Der Luftfrachtverkehr machte mit 84 PJ/a ein Zehntel, der Schienengüterverkehr mit 44 PJ/a ein Zwanzigstel und die Binnenschifffahrt mit 14 PJ/a weniger als ein Fünfzigstel des Energieverbrauchs des Güterverkehrs aus.

Als Kraftstoffe werden im Verkehrssektor heute überwiegend Mineralölprodukte in Verbrennungsmotoren eingesetzt, vor allem Diesel im Straßengüterverkehr und Kerosin im Luftverkehr. Der Schienenverkehr wird hingegen überwiegend elektrisch betrieben. Der Energiebedarf des Güterverkehrs ist zwischen 2000 und 2006 trotz deutlich gestiegener Güterverkehrsleistung um circa 15 % gesunken. Modal betrachtet, verzeichneten seitdem die Binnenschifffahrt ein geringes und der Luftverkehr ein starkes Wachstum im Energieverbrauch, der Schienenverkehr und der Straßengüterverkehr hingegen einen deutlichen Rückgang. Dabei dürfte der reduzierte Energieverbrauch insbesondere auf technische Verbesserungen und einen Trend hin zu längeren Fahrstrecken zurückzuführen sein.

4.2.1.3 CO₂-Emissionen

242. Die vom inländischen Güterverkehr direkt verursachten CO₂-Emissionsmengen betragen im Jahr 2008 43,9 Mt (LAMBRECHT et al. 2009), was 30 % der CO₂-Emissionen des Sektors Verkehr (152 Mt) entsprach. Durch die Bereitstellung der eingesetzten Energieträger wurden weitere Emissionen in Höhe von 23,5 Mt CO_{2eq} verursacht, sodass sich die durch den Güterverkehr insgesamt verursachten Emissionen auf 67,5 Mt/a summierten (IFEU 2008). Dies entsprach 6,8 % der nationalen THG-Gesamtemissionen.

Im zeitlichen Verlauf sind zwei gegenläufige Trends zu erkennen. Zum einen bewirken technische und organisatorische Effizienzsteigerungen einen niedrigeren spezifischen Kraftstoffverbrauch und folglich niedrigere spezifische Emissionen pro Tonnenkilometer Transportleistung. Zum anderen bewirkte das in Abschnitt 4.2.1.1 beschriebene Güterverkehrswachstum einen Anstieg der Gesamtemissionen. In der Vergangenheit waren die Steigerungen

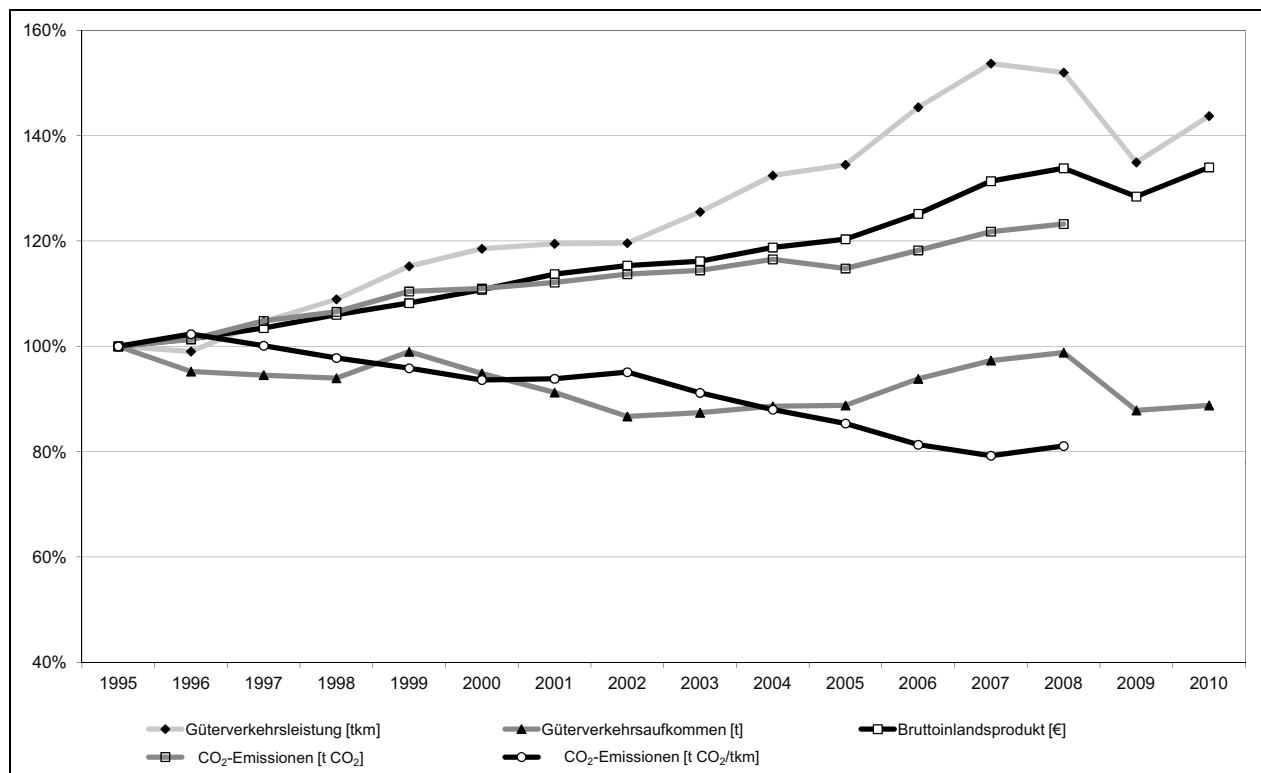
der THG-Emissionen durch das Güterverkehrswachstum größer als die Minderungen der THG-Emissionen durch erhöhte Effizienz, sodass der Güterverkehr insgesamt einen Anstieg der THG-Emissionen verzeichnete.

Güterverkehrsleistung, Bruttoinlandsprodukt (BIP) und CO₂-Emissionen des Güterverkehrs sind seit Mitte der 1990er-Jahre erheblich gewachsen (vgl. Abb. 4-3), wobei die Zunahme der CO₂-Emissionen (Wachstum um knapp ein Viertel) deutlich niedriger ausfiel als die der Güterverkehrsleistung (Wachstum um mehr als die Hälfte). Die CO₂-Emissionen pro tkm Güterverkehrsleistung sind im Betrachtungszeitraum um circa 20 % zurückgegangen.

Weitere Umweltauswirkungen des Güterverkehrs in den Bereichen Luftschadstoffemissionen, Lärm und Flächenbedarf werden in diesem Kapitel nicht weiter thematisiert, da sich dieses Kapitel auf das ungelöste Problem der THG-Emissionen des Güterverkehrs konzentriert. Sie besitzen gleichwohl eine hohe Relevanz.

Abbildung 4-3

Entwicklung von Güterverkehrsaufkommen, Güterverkehrsleistung, CO₂-Emissionen und BIP in Deutschland (1995 = 100 %)



Daten zu CO₂-Emissionen nur bis 2008 vorhanden.

Quelle: BMVBS 2011; IFEU 2008; Statistisches Bundesamt 2010a; 2011b; 2011c

4.2.2 Zu erwartende Trends

243. Vorhersagen zur weiteren Entwicklung des Güterverkehrs müssen eine Vielzahl von Einflüssen berücksichtigen. Eine einfache Extrapolation vergangener Trends ist als Grundlage verkehrspolitischer Maßnahmen unzureichend. Im Fokus von Verkehrsmengenprognosen stehen dabei regelmäßig vor allem nachfrageseitige Einflussfaktoren, insbesondere die ökonomische Entwicklung (Wirtschaftswachstum, wirtschaftliche Verflechtungen, Strukturwandel, Energiepreise etc.). Auch Annahmen zu technischen Entwicklungen sind von Bedeutung, da die Effizienz des Energieeinsatzes im Verkehr erhebliche Rückwirkungen auf die spezifischen Emissionen des Verkehrs hat.

Güterverkehrsleistung

244. Zu den zukünftigen Entwicklungen des Güterverkehrs liegt eine Vielzahl verschiedener Studien sowohl für die EU (Europäische Kommission – Generaldirektion für Energie und Transport 2010; PETERSEN et al. 2009; ANDERS et al. 2009; SCHIPPL et al. 2008) als auch für Deutschland vor (Intraplan Consult und BVU 2007; Deutsche Bahn AG und McKinsey & Company 2010; ICKERT et al. 2007; ifmo 2010). Diese unterscheiden sich zum Teil erheblich in ihren Prognosehorizonten. Auch wenn alle Studien weiterhin ein deutliches Wachstum der Güterverkehrsleistung erwarten, so gibt es doch erhebliche Abweichungen im Ausmaß des erwarteten Wachstums (vgl. Tab. 4-1).

Die vorliegenden Studien greifen die in den vergangenen Jahren beobachteten Entwicklungen als Basis der Trendprognosen auf. Während die Güterverkehrsintensität in Europa (EU-27) insgesamt im Zeitraum von 1995 bis zu Beginn der Krise im Jahr 2008 weitgehend stabil blieb, sind zwischen den einzelnen Mitgliedstaaten erhebliche

Unterschiede zu verzeichnen (EuroStat 2012). So konnte in den meisten Staaten der EU-15 eine gewisse Entkopplung der Güterverkehrsleistung vom BIP erreicht werden. Demgegenüber wuchs in der Mehrheit der neuen osteuropäischen Mitgliedstaaten sowie auf der iberischen Halbinsel die Güterverkehrsleistung deutlich schneller als das BIP. Letzteres lässt sich mit der nachholenden Wirtschaftsentwicklung und der Integration der neuen Mitgliedstaaten in den europäischen Binnenmarkt sowie einem erheblichen Infrastrukturbau erklären. Die von anderen EU-15-Staaten abweichende Entwicklung der Güterverkehrsleistung in Deutschland liegt in wesentlichen Teilen in der Rolle Deutschlands als wichtigem Handelspartner und Transitland für die osteuropäischen EU-Staaten begründet.

Diese sehr heterogene Entwicklung scheint sich mit zunehmender wirtschaftlicher Konvergenz abzuschwächen, sodass eine langfristige Fortschreibung – gerade der hohen Wachstumsraten der zurzeit ökonomisch nachholenden Länder – fragwürdig erscheint. Zudem erscheint es sehr wahrscheinlich, dass sich nach einer Phase rasanten Wachstums im Außenhandel, die Zuwachsraten von Außenhandel und BIP künftig europaweit zunehmend angleichen werden (ANDERS et al. 2009). Dies spiegelt sich auch in den zeitlich und nach Ländern aufgeschlüsselten Zahlen der genannten Studien wider. Sie prognostizieren eine im Zeitablauf fortschreitende, verstärkt ab dem Jahr 2020 einsetzende, Entkopplung des Wachstums von BIP und Güterverkehrsleistung, gerade auch für die neuen EU-Mitgliedstaaten (ANDERS et al. 2009; Europäische Kommission – Generaldirektion für Energie und Transport 2010). Die absolute Verkehrsleistung steigt dennoch auch weiterhin an. Im Gegensatz zum grundsätzlichen Trend für Gesamteuropa wird für Deutschland mehrheitlich auch weiterhin – bis zum Jahr 2050 – keine Entkopplung erwartet, wodurch sich der verkehrs- und klimapolitische Handlungsdruck erhöht.

Tabelle 4-1

Szenarien zur zukünftigen Güterverkehrsleistung

Studie/Szenario	Projektionshorizont	Güterverkehrsleistung 2005/2010 (Mrd. tkm)	Güterverkehrsleistung im Projektionsjahr (Mrd. tkm)	Veränderung ¹ ggü. 2005/2010
Europäische Union ² (Veränderungen ggü. 2005)				
Europäische Kommission – Generaldirektion für Energie und Transport 2010	2030	2.495	3.460	+ 39 %
PETERSEN et al. 2009: Baseline-Szenario	2030	2.288	3.429	+ 50 %
ANDERS et al. 2009	2035	2.315	3.472	+ 50 %
SCHIPPL et al. 2008 ³ : Baseline-Szenario	2050	2.060	3.983	+ 90 %
ANDERS et al. 2009	2050	2.315	3.657	+ 58 %

noch Tabelle 4-1

Studie/Szenario	Projektionshorizont	Güterverkehrsleistung 2005/2010 (Mrd. tkm)	Güterverkehrsleistung im Projektionsjahr (Mrd. tkm)	Veränderung ¹ ggü. 2005/2010
PETERSEN et al. 2009 ⁴ : Baseline-Szenario	2050	2.158	4.034	+ 87 %
Deutschland (Veränderungen ggü. 2010)				
Intraplan Consult und BVU 2007 ²	2025	604	937	+ 55 %
Deutsche Bahn AG und McKinsey & Company 2010 ⁵ : „Stagnationsszenario“	2025	620	771	+ 24 %
Deutsche Bahn AG und McKinsey & Company 2010 ⁵ : „Wachstumsszenario“	2025	620	894	+ 44 %
Deutsche Bahn AG und McKinsey & Company 2010 ⁵ : „Chancen“-Szenario	2025	620	962	+ 55 %
ifmo 2010 ² : Szenario „Gereifter Fortschritt“	2030	604	698 ¹	+ 16 %
ifmo 2010 ² : Szenario „Globale Dynamik“	2030	604	873 ¹	+ 45 %
ifmo 2010 ² : Szenario „Rasender Stillstand“	2030	604	582 ¹	- 4 %
ICKERT et al. 2007	2050	604	1.218	+ 102 %
Öko-Institut und Prognos AG 2009 ⁶ : Referenzszenario	2050	604	1.033	+ 71 %
Öko-Institut und Prognos AG 2009 ⁶ : Innovationsszenario	2050	604	1.047	+ 73 %
¹ eigene Berechnungen ² nur Gütertransporte auf der Straße, auf der Schiene und auf Binnenwasserwegen ³ nur Güterfernverkehr (< 150 km) ⁴ nur Gütertransporte auf der Straße und auf der Schiene ⁵ Gütertransporte auf der Straße, auf der Schiene, auf Binnenwasserwegen und durch Pipelines ⁶ Gütertransporte auf der Straße, auf der Schiene, auf Binnenwasserwegen und Luftfrachtverkehr Zum Teil abweichende Daten (auch für die Basisjahre) erklären sich durch unterschiedliche Methodiken und Abgrenzungen bei der Datenerfassung.				
SRU/UG 2012/Tab. 4-1				

Den meisten – nationalen wie europäischen – Abschätzungen der zukünftigen Verkehrsentwicklung ist zudem gemein, dass sich keine fundamentalen Änderungen beim Modal Split ergeben. Bei leichten Unterschieden zwischen den Szenarien wird der Straßengüterverkehr weiterhin der dominierende Modus im Güterverkehr sein.

Die beschriebenen Abschätzungen des zukünftigen Güterverkehrswachstums in Deutschland und der EU fußen als sogenannte Baseline-Szenarien auf einer weitgehend kontinuierlichen Fortschreibung bestehender Trends. Aktive verkehrs- und klimapolitische Maßnahmen zum Herbeiführen einer Trendumkehr durch Adressierung der Treiber werden – über bereits beschlossene oder geplante Maßnahmen hinaus – in den Baseline-Szenarien nicht berücksichtigt.

Zudem hängt die Abschätzung zukünftiger Entwicklungen maßgeblich von einer Vielzahl angenommener Parameter ab und zeigt einen plausiblen, jedoch nicht zwangsläufig den wahrscheinlichen Entwicklungspfad. Angesichts unterschiedlicher sektoraler, regionaler und internationaler Entwicklungen und ihrer Interdependenzen sowie insbesondere bei einem Projektionszeitraum von bis zu vierzig Jahren, bestehen erhebliche Unsicherheiten im Ergebnis der Studien. Darüber hinaus wird in der Regel nicht berücksichtigt, ob es zu Verlagerungs- oder Vermeidungstendenzen aufgrund des hohen Verkehrsaufkommens und damit verbundenen infrastrukturellen Knappheiten und Auswirkungen auf die (relative) ökonomische Attraktivität der verschiedenen Verkehrsmodi kommen wird. Möglicherweise liegen daher die Er-

gebnisse für die Entwicklung des Güterverkehrs, insbesondere die der Langfristschätzung, zu hoch. In der Kernaussage ist sich die Literatur jedoch einig, dass das starke Wachstum des Güterverkehrs anhalten wird.

CO₂-Emissionen

245. Mit einem zukünftig weiterhin starken Wachstum der Güterverkehrsleistung wird es ohne weitere einschneidende Maßnahmen zu einem starken Anstieg der CO₂-Emissionen des Güterverkehrs kommen. Unterstellt man eine zukünftige Entwicklung der Güterverkehrsleistung, wie sie ICKERT et al. (2007) für plausibel halten (1.218 Mrd. tkm in 2050), so ergibt sich für das Jahr 2050 eine Emissionsmenge von 120 Mt CO₂ aus dem Güterverkehr unter der konservativen Annahme eines Nullwachstums im Luftfrachtverkehr. Es sei an dieser Stelle aber darauf hingewiesen, dass es sich bei dieser Studie um die höchste Schätzung des Güterverkehrsaufkommens in Deutschland für das Jahr 2050 handelt (vgl. Tab. 4-1). Für das Referenzszenario von Öko-Institut und Prognos AG (2009), in dem sich der Luftfrachtverkehr verdoppelt, die Transportleistung jedoch insgesamt niedriger ausfällt, ergibt sich mit derselben Rechenmethode ein annähernd gleicher Wert für die CO₂-Emissionen des Jahres 2050 (s. a. Abb. 4-4). Die jährliche Emissionsmenge würde sich demnach etwa verdoppeln. Den Berechnungen dieser Werte ist eine gleichbleibende Emissionsintensität (Basisjahr 2008) unterstellt, zukünftige Effizienzsteigerungen werden nicht berücksichtigt. Effizienzsteigerungen sind eine von mehreren Optionen, um die zukünftigen CO₂-Emissionen des Güterverkehrs zu senken (vgl. Abschn. 4.3.3).

4.3 Ziele und Handlungsmöglichkeiten

246. Wie gezeigt, werden die Güterverkehrsleistung und damit auch die CO₂-Emissionen des Güterverkehrs in Deutschland auch in Zukunft stark wachsen. Im Folgenden wird dieses Wachstum im Kontext langfristiger Klimaschutzziele diskutiert, und es werden Optionen erörtert, um die Kluft zwischen Trend und Klimaschutzziel zu schließen. Dabei handelt es sich nicht um eine integrierte Gesamtlösung, sondern um einzelne Optionen, die jeweils einen wesentlichen Beitrag zum Erreichen des Ziels leisten können. Die Optionen lassen sich grundsätzlich in die Kategorien Vermeidung, Effizienzsteigerungen, Verlagerung und Energieträgersubstitution einteilen.

4.3.1 Anforderungen an einen nachhaltigen Güterverkehr bis 2050

247. Die zunehmende Arbeitsteilung im europäischen Binnenmarkt und dessen stetige Erweiterung Richtung Osten haben zu einem starken Zuwachs des Güterverkehrs in der EU und vor allem auch in der Bundesrepublik als Transitland geführt. Grenzüberschreitender Güterverkehr ist Voraussetzung für die Verwirklichung des europäischen Binnenmarktes und hat daher eine Schlüsselfunktion im Integrationsprozess (EPINEY 2011, Rn. 6). Entsprechend war er schon früh Gegenstand von Liberalisierungsbemühungen der EU (UERPMANN-

WITZACK 2006, Rn. 22; SENDMEYER 2010, Rn. 1), die sich, dem Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) entsprechend, die Zuständigkeit sowohl für den Verkehr (Artikel 90 ff. AEUV) als auch für die transeuropäischen Netze (Artikel 170 ff. AEUV) mit den Mitgliedstaaten teilt.

Sowohl auf europäischer als auch auf deutscher Ebene steht die Politik vor der Herausforderung, dass die Zunahme des Güterverkehrs nicht nur wegen der örtlichen Umweltbelastungen, sondern auch im Hinblick auf die steigenden CO₂-Emissionen zu Konflikten mit dem Umwelt- bzw. Klimaschutz führt (EPINEY 2011, Rn. 25). Rechtlich wird dieser Konflikt durch die Querschnittsklausel des Artikels 11 AEUV gelöst, die einen Gestaltungsauftrag an den europäischen Gesetzgeber heranträgt. Dieser muss verkehrspolitische Maßnahmen zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung den Erfordernissen des Umwelt- und damit auch Klimaschutzes entsprechend ausgestalten und hat dem Vorsorge- und Verursacherprinzip Rechnung zu tragen (CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2011, Artikel 11 AEUV Rn. 5 ff.). Daneben ist ökonomischen und sozialen Belangen Rechnung zu tragen. Ähnliche Anforderungen ergeben sich für den nationalen Gesetzgeber aus der Staatszielbestimmung des Artikels 20a GG (vgl. auch Tz. 668). Er hat zusätzlich darauf zu achten, dass seine Maßnahmen nicht den Zielen des europäischen Binnenmarktes entgegenstehen.

In diesem Sinne muss sich Güterverkehrspolitik sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene an den Erfordernissen einer nachhaltigen Entwicklung und konkret an der Klimaverträglichkeit als einer Komponente nachhaltiger Entwicklung messen lassen (SRU 2011). Diese soll, wie bereits einleitend erläutert, im Fokus der folgenden Überlegungen stehen, während andere Aspekte der Nachhaltigkeit (z. B. Erhaltung der biologischen Vielfalt, Ressourcenschonung oder Verbesserung der Wohnumfeldqualität) hier nicht behandelt werden.

248. Um den globalen Temperaturanstieg auf maximal 2 °C gegenüber dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen, müssen die jährlichen THG-Emissionen in den Industrieländern bis zum Jahr 2050 um 80 bis 95 % gegenüber 1990 gesenkt werden (IPCC 2007). Dieses Ziel gilt zwar als Summe für alle Quellkategorien und nicht notwendigerweise für jede einzelne. Es gibt jedoch Emittenten, bei denen ein solches Ziel absehbar nicht zu erreichen ist. Insbesondere in der Landwirtschaft werden die Emissionen von CH₄ aus Verdauungsprozessen und NO_x aus landwirtschaftlich genutzten Böden kaum um 80 bis 95 % gesenkt werden können, sodass die Reduktion in anderen Sektoren stärker ausfallen muss.

Da im Verkehrssektor vergleichsweise hohe Grenzvermeidungskosten angenommen werden, kam die Europäische Kommission in ihren Modellberechnungen zu dem Schluss, dass bei einem europäischen Emissionsreduktionsziel von 80 % gegenüber 1990 ein Sektorziel für den Verkehr zwischen 54 und 67 % kostenoptimal wäre (Europäische Kommission 2011, S. 6). Ein separates Ziel für den Güterverkehr wurde nicht quantifiziert. Müssen aus klimapolitischen Gründen die Emissionsminderungen in

Europa höher ausfallen, so müssten im Verkehrssektor erhebliche zusätzliche Anstrengungen stattfinden.

Die Studie „Modell Deutschland“ zeigt dies exemplarisch (Öko-Institut und Prognos AG 2009). Nach diesen Berechnungen bedeutet ein Emissionsvermeidungsziel von 87 % gegenüber 1990, dass die Emissionen des Verkehrssektors um 83 % reduziert werden müssten. Ein 95 %-Ziel für alle Sektoren würde ohnehin mit wenigen Ausnahmen (z. B. Zementherstellung) die fast komplette Dekarbonisierung bedeuten und somit auch Klimaneutralität im Verkehrssektor erfordern.

Ein gegenüber den Zielwerten der Europäischen Kommission ambitionierteres Ziel für den Verkehrssektor kann darüber hinaus auch industriepolitisch begründet werden. Aufgrund von Befürchtungen internationaler Wettbewerbsnachteile infolge sehr stringenter Emissionsreduktionsverpflichtungen der Industrie wäre ein höheres Vermeidungsziel in Sektoren mit relativ geringem internationalem Wettbewerbsdruck durchaus überlegenswert. Für den Verkehrssektor könnte dies – trotz angenommener hoher Vermeidungskosten – über dem Durchschnitt liegende Vermeidungsziele erfordern.

Vor dem Hintergrund eines nach Einschätzung des SRU eher wahrscheinlichen Gesamtreduktionsziels von 95 %

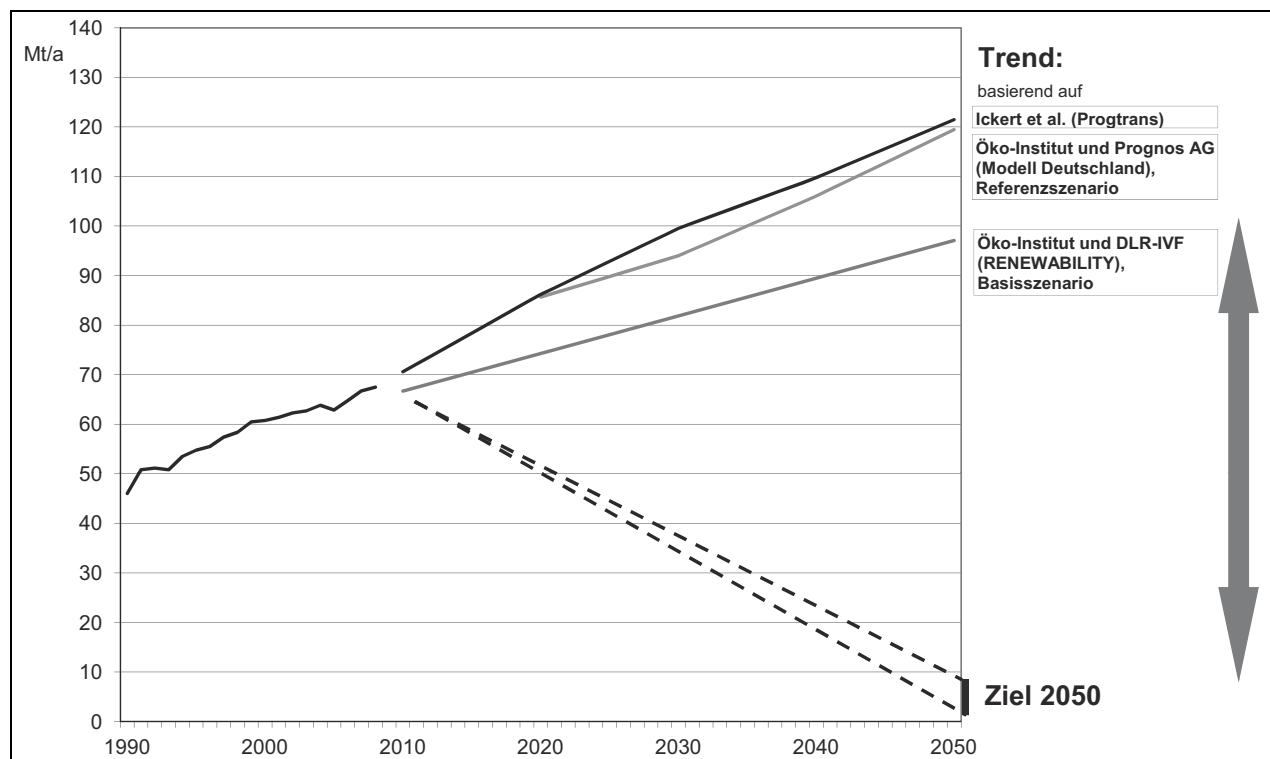
für die deutschen THG-Emissionen erscheint dem SRU eine frühzeitige Konzentration auf ein relativ ambitioniertes Minderungsziel dringend angeraten. Würde auch der Güterverkehr einem Emissionsminderungsziel von 80 bis 95 % gegenüber 1990 (46 Mt inkl. indirekter Emissionen) unterliegen, ergäben sich für den Bereich des Güterverkehrs als Zielwerte maximale erlaubte jährliche THG-Emissionen von 2,3 bis 9,2 Mt/a.

In Abbildung 4-4 werden die Emissionsziele den Emissionsmengen gegenübergestellt, die sich ohne Berücksichtigung zukünftiger Effizienzsteigerungen aus der Abschätzung zur zukünftigen Entwicklung des Güterverkehrs in Deutschland (ICKERT et al. 2007) ergeben, bzw. auf wesentlichen Ergebnissen aus Öko-Institut und DLR-IVF (2009b) und Öko-Institut und Prognos AG (2009) beruhen (vgl. Abschn. 4.2.2, inkl. indirekter Emissionen aus der energetischen Vorkette). Die Abbildung verdeutlicht, dass im Güterverkehr die Emissionen der Trendscenarien um Faktor 10 bis 50 über den notwendigen Reduktionszielen liegen und somit außerordentlich großer Handlungsbedarf besteht.

In der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (2002) sind quantitative Ziele für den Güterverkehr für die Jahre 2015 bzw. 2020 festgeschrieben: Bis zum Jahr 2020 soll die Transportintensität um 5 % gegenüber 1999

Abbildung 4-4

Vergleich der CO₂-Emissionsentwicklungen und der -Minderungsziele im Güterverkehr in Deutschland



Basis für die Berechnungen: Modal Split der Szenarien (Verkehrsleistung) sowie konstante Emissionsintensität der Modi (Emissionsintensität des Jahres 2008).

SRU/UG 2012/Abb. 4-4; Datenquelle: ICKERT et al. 2007; BMVBS 2011; IFEU 2008; Öko-Institut und DLR-IVF 2009b; Öko-Institut und Prognos AG 2009

sinken, bis 2015 soll der Anteil der Bahn an der Güterverkehrsleistung auf 25 % wachsen, der der Binnenschifffahrt auf 14 %. Allerdings weicht die tatsächliche Entwicklung von diesen Zielen ab. Zwar ist der Anteil des Schienengüterverkehrs seit Formulierung der Ziele leicht gestiegen (BMVBS 2011), gleichzeitig sank jedoch der Anteil der Binnenschifffahrt trotz absoluten Wachstums. Das gesteckte Ziel erscheint daher kaum erreichbar (Statistisches Bundesamt 2010b, S. 37).

Die folgenden Betrachtungen konzentrieren sich auf den landgebundenen Güterverkehr (Straßen- und Schienengüterverkehr). Der Straßengüterverkehr wird voraussichtlich der Güterverkehrsmodus sein, der ohne zusätzliche Maßnahmen weiterhin stärker absolut wachsen wird als die Binnenschifffahrt und der Schienengüterverkehr. Der Schienengüterverkehr stellt bei vergleichsweise geringen spezifischen CO₂-Emissionen pro tkm, die sich durch den Einsatz regenerativ erzeugten Stroms praktisch auf Null senken lassen, prinzipiell eine Option dar, große Mengen der Güterverkehrsleistung anderer Güterverkehrsmodi – insbesondere vom Straßengüterverkehr – aufzunehmen.

Große Herausforderungen bei der Reduktion der THG-Emissionen stellen auch der Güterluftverkehr und der internationale Seeverkehr dar. Beide sind wichtige und stark wachsende Emittenten, die bisher keinem angemessenen internationalen Klimaschutzregime unterworfen sind. Diese können hier jedoch nicht vertieft betrachtet werden.

4.3.2 Ansätze zur Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Güterverkehr

249. Gemeinhin wird angenommen, dass Wirtschaftswachstum und die Entwicklung des Güterverkehrs eng miteinander verknüpft sind (IEA und OECD 2009, S. 280). Bei genauer Betrachtung ergibt sich jedoch eine deutliche Varianz im Zeitablauf und im Vergleich wichtiger Industrieländer. Die Verkehrsintensität divergiert zwischen einzelnen EU-Staaten teilweise um den Faktor 3 (GLEAVE 2003, S. 11). In einigen Ländern wächst der Güterverkehr deutlich schneller als das BIP, in anderen gibt es erste Anzeichen einer Entkopplung (EuroStat 2011). Von einem starren Verhältnis von Wirtschafts- und Güterverkehrswachstum kann man daher nicht generell ausgehen. In vielen europäischen Ländern und auch in den USA sind bereits Sättigungstendenzen zu beobachten (OECD 2006, S. 24 f. und 68 ff.; MCKINNON 2007; TAPIO 2005; TAPIO et al. 2007), nicht hingegen in Deutschland (Statistisches Bundesamt 2011a).

Güterverkehrsintensität und -wachstum werden durch folgende Faktoren beeinflusst (IEA und OECD 2009, S. 278 ff.; OECD 2006, S. 24 f. und 68 ff.; BAUM und HEIBACH 1997; SRU 2005, S. 130 ff.):

- Nachfragefaktoren (Wirtschaftswachstum, internationale Arbeitsteilung, Fertigungstiefe, Industriestrukturwandel, Raum- und Standortstruktur),
- Angebotsfaktoren (Zeitkosten der Raumerschließung, Transportkosten- und Ölpreisentwicklung, Effizienz in

der logistischen Kette, Umschlagshäufigkeit, Just-in-Time-Konzepte),

- politische Faktoren (Handelsliberalisierung, Infrastruktur- und Steuerpolitik), die die Nachfrage- oder Angebotstrends verstärken oder abschwächen können.

Diese Faktoren sind aber einem Strukturwandel unterworfen, der auch Tendenzen zur Sättigung und zur Entkopplung mit sich bringt. Mögliche Entkopplungstendenzen realistisch wahrzunehmen und in der Verkehrsplanung zu antizipieren und zu verstärken, bietet Ansatzpunkte für eine Politik der Entkopplung.

Strukturwandel der Nachfrage

250. Es gibt Anzeichen dafür, dass sich wichtige Nachfragetrends nicht bis 2050 ungebrochen fortsetzen. Dämpfend dürften sich die folgenden Faktoren auf das Güterverkehrswachstum auswirken:

- Tendenziell abflachende wirtschaftliche Wachstumsraten (REUTER 2010; SCHADE 2010, S. 87; BURCADE und HERZMANN 2006): In den 2030er-Jahren wird eher ein Wirtschaftswachstum im Bereich von 1 % jährlich erwartet.
- Das Wirtschaftswachstum sowie die ökonomische Integration der osteuropäischen Länder in den europäischen Binnenmarkt und der Strukturwandel in diesen Ländern werden sich nach einer dynamischen Aufholphase stabilisieren (KRITZINGER et al. 2008, S. 88; UNECE und FAO 2002; PETERSEN et al. 2009, S. 29 ff.). Mit voranschreitender wirtschaftlicher Konvergenz in Europa ist überdies eine Zunahme der Transportkostensensitivität zu erwarten (FEIGE 2007, S. 72 f.). Transportkostensteigerungen könnten demnach eine stärker dämpfende Wirkung auf das Güterverkehrswachstum haben.
- Die Tertiärisierung der Ökonomie, das heißt ein fortschreitender wirtschaftlicher Bedeutungszugewinn des Dienstleistungssektors, macht auch vor Deutschland nicht halt (IEA und OECD 2009, S. 274; SCHADE 2010, S. 89; ANDERS et al. 2009, S. 18): Der Anteil des Industriesektors wird zwar im internationalen Vergleich hoch bleiben, der Trend zur Tertiärisierung wird aber zeitverzögert ebenfalls nachvollzogen.
- Eine relative Dematerialisierung der Ökonomie findet seit Jahrzehnten statt, das heißt der gesamte inländische Materialverbrauch ist in den letzten Jahrzehnten in der EU und in Deutschland deutlich langsamer gestiegen als das Bruttoinlandsprodukt (EEA 2010; WATSON et al. 2011). Diese Dematerialisierung folgt neben dem sektoralen Strukturwandel auch dem intra-industriellen Strukturwandel; letzterer beschreibt Veränderungen innerhalb einer Branche in Richtung weniger materialintensiver Produkte und Produktionsweisen. Diese Markttrends werden sich mit der absehbaren weiteren Verteuerung mineralischer und biogener Rohstoffe in Zukunft weiter fortsetzen. Mit jedem Materialeinsatz sind in der Regel auch Transportvorgänge verbunden.

- Trotz der Grundtendenz der vergangenen Jahrzehnte einer zunehmend weiträumigeren (internationalen) Arbeitsteilung sind auch Gegentrends verbrauchernaher Erzeugung zu beobachten. Dies gilt insbesondere für die produktionsnahe Beschaffungslogistik durch die enderzeugernahe Ansiedlung von Zulieferindustrien (STORPER 1995; HESSE und RODRIGUE 2004).
- Nachfragedämpfend wirken sich schließlich Effizienzverbesserungen in der logistischen Kette aus. Zwischen 1960 und 1990 hat sich in Deutschland die Güterverkehrsleistung vervierfacht, die Fahrleistung dank besserer Auslastung aber nur verdreifacht (BAUM und HEIBACH 1997, S. 14). Dieser Trend hat sich, deutlich verlangsamt, auch in der letzten Dekade fortgesetzt (Statistisches Bundesamt 2011a; KVEIBORG und FOSGERAU 2007, S. 45; SORRELL et al. 2009, S. 3123; AGNOLUCCI und BONILLA 2009; MCKINNON 2007). Beides ist insbesondere auf die bessere Koordination und das bessere Auslastungsmanagement in großen Güterverkehrszentren zurückzuführen (KVEIBORG und FOSGERAU 2007, S. 47; BAUM und HEIBACH 1997; Öko-Institut und DLR-IVF 2009a; VERNY 2007).

Angebotstrends: Kostensteigerungen und Infrastrukturengpässe

251. Wichtige Angebotsfaktoren für das bisherige Güterverkehrswachstum sind die Transportgeschwindigkeit, die Transportkosten und die Effizienz in der logistischen Kette (HESSE und RODRIGUE 2004, S. 6; RODRIGUE 2006; AGNOLUCCI und BONILLA 2009, S. 324). Diese Faktoren haben in den letzten Jahren physische und ökonomische Raumwiderstände vermindert und damit den Radius der Verflechtungen und ihre Komplexität erhöht. Gerade diese Raum-Zeit-Ökonomie ist jedoch einem Strukturwandel unterworfen.

Der weitere Anstieg der Ölpreise und damit der Transportkosten ist wahrscheinlich. Die Internationale Energieagentur, die die Preisentwicklung in der letzten Dekade regelmäßig und substanziell unterschätzt hat, vermutet eine Verdoppelung der Ölpreise von 60 auf 113 US-Dollar/Barrel zwischen 2009 und 2035 (IEA 2010, S. 6). Andere Studien sehen deutlich höhere Kostenrisiken (SCHADE 2010, S. 56; Zentrum für Transformation der Bundeswehr 2010; ANDERS et al. 2009). Auch eine konsequente Klimapolitik würde zu einer signifikanten Erhöhung der Transportkosten führen. Dabei ist insgesamt zu beachten, dass die Transportkostenelastizität des zwischeneuropäischen Handels, der trotz eines abnehmenden Anteils am Gesamthandel weiterhin eine dominante Rolle einnimmt, hoch ist (FEIGE 2007, S. 72). So wird die abnehmende Güterverkehrsintensität in Großbritannien auch auf einen deutlichen Anstieg der Transportkosten um 25 % in den 1990er-Jahren zurückgeführt (AGNOLUCCI und BONILLA 2009, S. 340).

Die Infrastrukturinvestitionen werden selbst bei deutlicher Erhöhung nicht mit dem Kapazitätsbedarf des pro-

gnostizierten Güterverkehrswachstums mithalten können (van ESSEN et al. 2009, S. 42). Im Bereich der Verkehrswegeinvestitionen für den Schienen- wie auch für den Straßenverkehr liegt Deutschland signifikant unter dem Niveau anderer europäischer Länder (Allianz pro Schiene 2011; Pro Mobilität – Initiative für Verkehrsinfrastruktur 2011). Bei deutlich steigenden Baukosten stagnieren die Verkehrswegeinvestitionen – abgesehen von nur vorübergehenden Sondereffekten der Konjunkturprogramme I und II – in absoluten Zahlen zwischen 2001 und 2012. Dies hat zu deutlichen Verzögerungen bei der Abarbeitung der Projekte des vordringlichen Bedarfs aus dem Bundesverkehrswegeplan 2003 und der Unterfinanzierung der dort genannten Neubauprojekte und Instandhaltungsmaßnahmen geführt (BORMANN et al. 2010, S. 13 f.; ECK und STARK 2011). Infrastrukturengpässe spielen eine wichtige Rolle für die in Großbritannien beobachtete Sättigungstendenz bei der Verkehrsnachfrage und für die dortige Trendumkehr bei der Standortkonzentration der Produktion zugunsten von absatznäheren Produktionsstandorten (MCKINNON 2007, S. 52; SORRELL et al. 2009, S. 3123). Mit Infrastrukturengpässen und wachsender Komplexität der Transportketten steigt auch das Friktionsrisiko, das heißt die Möglichkeit, dass die Transportkette nicht zeitgenau und reibungslos organisiert werden kann (HESSE und RODRIGUE 2004, S. 12; HESSE 2007b; 2007a; JANIC 2009). Zur Vermeidung solcher Risiken haben Unternehmen verschiedene mittel- bis langfristig umsetzbare Handlungsoptionen, so insbesondere:

- die Verminderung der Anzahl der Zulieferindustrien, auch durch modulare Beschaffung komplett zusammengebauter Zulieferteile und damit die Verlagerung von Friktionsrisiken auf vorgelagerte Wertschöpfungsketten (BAUM und HEIBACH 1997, S. 84),
- die Ansiedlung von Zulieferern in der Nähe der Endfertigung (ebd.),
- den Wiederaufbau von Lagern als Puffer (JANIC 2009, S. 105). Der Abbau der Lagerhaltung in den 1990er-Jahren und die Dynamik der zeitgenauen Anlieferung war auch eine betriebswirtschaftliche Antwort auf hohe Lagerhaltungskosten, insbesondere hohe Zinsen, bei sinkenden Transportkosten (BAUM und HEIBACH 1997, S. 98). Diese Rahmenbedingungen haben sich mittlerweile grundlegend verändert.

Es gibt nur wenige Szenarien, die solche auf eine Dämpfung des Verkehrswachstums hinweisenden Trendbrüche antizipieren. So erwartet beispielsweise das Baseline-Szenario der IEA vor allem aufgrund der Tertiarisierung der Ökonomie ein globales Wachstum der Güterverkehrsleistung auf Straße und Schiene von circa 50 % zwischen 2005 und 2050. Im BLUE Shift Szenario fällt das prognostizierte Güterverkehrswachstum als Folge aktiver Klimaschutzpolitik noch etwas geringer aus, wobei insbesondere der Zuwachs beim Straßengüterverkehr mit 35 % deutlich niedriger ist als im Baseline Szenario (75 %) und im High Baseline Szenario (100 %) (IEA und OECD 2009, S. 274). Ein im Rahmen des Science and Technology Options Assessment-Programmes des Europäischen

Parlaments (STOA) erarbeitetes Szenario erwartet unter günstigen sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen und bei einem durchschnittlichen Wirtschaftswachstum von 1,7 % eine Reduktion der Güterverkehrsnachfrage gegenüber dem Trend um 45 % bis 2050 (SCHIPPL et al. 2008, S. 37). Wie belastbar solche Zahlen sind, die immerhin eine Halbierung des prognostizierten Wachstums annehmen, kann auf der Basis der vorliegenden Studien allerdings nicht bewertet werden.

Schlussfolgerungen und Gestaltungsoptionen

252. Eine zukunftsfähige und realitätsorientierte Verkehrspolitik sollte die genannten Faktoren auf der Nachfrage- und Angebotsseite aufgreifen und Entkopplungstendenzen sinnvoll verstärken. Ein wesentlicher Ansatzpunkt wird sein, das Versprechen einer immerwährenden Anpassung der Straßeninfrastrukturkapazitäten an eine scheinbar naturwüchsig steigende Nachfrage aufzugeben (vgl. Tz. 271). Die Autobahnkapazitäten werden absehbar nicht überall bedarfsgerecht mitwachsen können. Unternehmerische Innovations- und Standortstrategien werden Angebotsengpässe antizipieren müssen und auch können. Zudem wird sich die Nachfrage nach Güterverkehrsleistungen längerfristig an steigende Transportkosten anpassen. Zentrale Handlungsfelder einer politischen Flankierung der hiermit verbundenen wirtschaftlichen Anpassungsprozesse liegen außerhalb der Verkehrspolitik, müssen aber eng mit ihr verzahnt werden. Betroffen sind insbesondere die Wirtschafts-, Raumordnungs- und Umweltpolitik. Nachfolgend werden exemplarisch einige Gestaltungsoptionen genannt.

Die regionale Wirtschaftsförderung kann Nahverflechtungen stärker betonen als bisher. Ansätze zur Förderung von Unternehmensclustern und -netzwerken, die in der Wertschöpfungskette integriert sind, tragen zu einer Ökonomie kurzer Distanzen bei (STORPER 1995). Im Mittelpunkt stehen hierbei informatorische Instrumente und regionale Infrastrukturen zur Akteursvernetzung (SPRENGER et al. 2003). Soweit ökonomisch sinnvoll und praktikabel, gehören hierzu auch Maßnahmen der Regionalvermarktung (insbesondere im Bereich der Lebensmittel). So gibt es eine Reihe von Produkten, die wegen ihrer Eigenschaften eher „näheaffin“ sind (KLUGE und SCHRAMM 2003). Hierzu gehören Produkte mit einem niedrigen Verhältnis von Wert zu Volumen (wie z. B. Baustoffe) und tendenziell für eine Regionalvermarktung zugängliche Nahrungsmittel. Nahrungsmitteltransporte machen circa ein Fünftel der Straßenverkehrsleistungen aus (s. Tz. 240). Die Infrastrukturpolitik kann einen Beitrag dazu leisten, nahräumliche Kommunikationsverbindungen systematisch gegenüber den fernräumlichen zu privilegieren (SPRENGER et al. 2003). Vielfach werden solche Maßnahmen auf die Erhaltung und die Erneuerung bestehender regionaler Verflechtungen ausgerichtet sein und damit einen – wenn auch sehr beschränkten – Beitrag zur Verminderung der Globalisierungs- und Auflösungsdynamik regionaler Verflechtungen leisten können.

Zentrale große Güterverkehrszentren (GVZ) haben eine Schlüsselfunktion für die Koordination von Verkehrs-

und Informationsflüssen übernommen (HESSE 2007a, S. 95; 2007b). Zudem finden in diesen Zentren zunehmend auch wertschöpfende Dienstleistungen statt. Grundsätzlich bieten GVZ eine Möglichkeit, disperse Verkehre auf zentralen Verkehrsachsen zu bündeln, hierdurch den Auslastungsgrad zu verbessern und gleichzeitig auch die Wettbewerbsfähigkeit kombinierter Verkehre bzw. des Schienengüterverkehrs zu stärken. Auf der anderen Seite ist eine sehr zentrale Raumstruktur von GVZ auch mit Umwegverkehr, insbesondere bei den Zubringer- und Verteiltransporten, verbunden. Viele solcher Umschlagplätze entwickeln sich in der Nähe großer Häfen, Flughäfen und im ländlichen Umfeld von Ballungsräumen in Autobahnnähe (HESSE und RODRIGUE 2004, S. 7). Diese Standortwahl ist dank der Flächenschließung durch das Autobahnnetz wesentlich erleichtert worden (HESSE 2007b, S. 7). Mittlerweile gibt es aber in Deutschland bereits 35 zentrale GVZ, die auch über einen Bahnanschluss verfügen und an Terminals des kombinierten Verkehrs angeschlossen sind, die weiterentwickelt werden könnten (NESTLER und NOBEL 2011). Investoren in Logistikstandorte und die Raumordnung sollten – insbesondere bei der Ausweisung und Genehmigung von den erheblichen Flächen für GVZ – wesentlich intensiver die Verkehrsauswirkungen der Standortwahl prüfen und minimieren.

Neben der Standortwahl für Beschaffung, Umschlag und Produktion spielt die Organisation der Verkehrsströme eine wichtige Rolle. Ein Interesse an einer möglichst guten Auslastung der Lkws hat zumeist schon aus Kostengründen jeder einzelne Logistikanbieter, Optimierungspotenziale liegen aber insbesondere bei der dienstleisterübergreifenden Zusammenarbeit. Diese hat zwar ihre Grenzen bei Spezialtransporten, kann aber insbesondere durch betriebsübergreifende Informations- und Kommunikationsinfrastruktur, standardisierte Transportbehälter oder durch eine betriebsübergreifende Infrastruktur an zentralen Umschlagplätzen, wie GVZ, ausgebaut und gefördert werden. Mit der Förderung der Kommunikationsinfrastruktur und des Aufbaus von GVZ kann auch die Verkehrspolitik einen Beitrag zur betriebsübergreifenden Kooperation leisten. Das Potenzial organisatorischer Maßnahmen wird dennoch lediglich auf eine Reduktion des Leerfahrtenanteils von heute circa 20 % um 2,2 Prozentpunkte geschätzt (Öko-Institut und DLR-IVF 2009a, S. 41).

In der Summe bieten damit die Regionalplanung, die regionale Wirtschaftspolitik, die Verkehrswegebpolitik, Strategien der Kosteninternalisierung für den Güterverkehr und auch die übergeordnete Wirtschafts- und Umweltpolitik Ansatzpunkte dafür, beobachtbare Sättigungs- und Entkopplungstendenzen zu verstärken. Dematerialisierung, verkehrssparende Raumstrukturen und Effizienz in der Logistikkette sind die drei wesentlichen Leitbilder für eine Senkung der Verkehrsintensität.

4.3.3 Effizienzsteigerungen

253. Der Problemaufriss (insb. Abschn. 4.3.1) verdeutlicht, dass die antizipierten Entwicklungen im Güterver-

kehr in Deutschland und die angestrebten Minderungen der THG-Emissionen deutlich divergieren. Um das antizipierte Güterverkehrswachstum nicht mit einem ebensolchen Wachstum der THG-Emissionen einhergehen zu lassen, kommt Effizienzsteigerungen eine besondere Bedeutung zu. Ziel muss es sein, den spezifischen Energiebedarf bzw. die spezifischen Emissionen (g CO₂/tkm) zu senken. Grundsätzlich werden dabei technische (z. B. höhere Motoreffizienz) von organisatorischen (z. B. höhere Fahrzeugauslastung) Effizienzsteigerungen unterschieden. Bei der Abschätzung des Potenzials von Effizienzsteigerungen muss berücksichtigt werden, dass sich Verkehrsleistung und Effizienz der verschiedenen Modi gegenseitig beeinflussen können.

Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die Energieeffizienz von Verbrennungsmotoren und Antriebstechnologien weiter verbessern wird und dass Weiter- und Neuentwicklungen (Hybridantriebe, Gasantriebe und auch elektrische Antriebe) in den Markt diffundieren werden (Öko-Institut und Prognos AG 2009, S. 91). Einige dieser Entwicklungen werden bereits ohne weitergehende Instrumentierung zu erreichen sein. So gehen Öko-Institut und Prognos AG (2009) von einem Sinken des spezifischen Energieverbrauchs um insgesamt circa 23 % bis 2050 aus, was auch für den Dieselantrieb gilt, der im Güterverkehr einen Marktanteil von mehr als 90 % hat. Die gleiche Studie zeigt im Szenario „Innovation“ eine Senkung des spezifischen Verbrauchs der Dieselfahrzeuge um 28 %. Weitere technische Maßnahmen zur Effizienzsteigerung durch Minderung des spezifischen Verbrauchs sind beispielsweise die Reduktion des spezifischen Gewichts und die Verringerung des Fahr- und Rollwiderstandes (HILL et al. 2011; JACKSON 2011; LAW et al. 2011).

Eine Verbesserung der Fahrzeugauslastung im Straßen- und Schienengüterverkehr kann ebenso zur Minderung spezifischer Emissionen beitragen. Öko-Institut und Prognos AG (2009) beziffern die Steigerung der Fahrzeugauslastung bis 2050 auf 41 bis 64 % für den Straßenverkehr und 30 % für den Schienengüterverkehr. Dabei ist jedoch zu beachten, dass beispielsweise eine höhere Auslastung im Schienengüterverkehr „mehr kleinteilige Verteilverkehre in der Fläche“ (ebd., S. 217) induzieren kann. Somit kann es zu gegenläufigen Tendenzen kommen, sodass der Nettoeffekt kleiner ausfällt. Eine weitere organisatorische Maßnahme zur Effizienzsteigerung ist beispielsweise die Verkehrstelematik zur verbesserten Koordinierung von Verkehren.

Insgesamt kann von einem Potenzial zur Reduktion der spezifischen Emissionen von etwa einem Drittel bis zum Jahr 2030 gegenüber 2005 ausgegangen werden (von 95 g/tkm auf 61 g/tkm) (Öko-Institut und DLR-IVF 2009b, S. 92). Eine Abschätzung des SRU, basierend auf der Fortschreibung von Effizienzsteigerungen in der Vergangenheit, kommt zu einem Reduktionspotenzial von bis zu 60 % bis 2050 für den Güterverkehr. Das UBA (2010, S. 45) beziffert das Energieeinsparpotenzial für den Lkw-Bereich mit etwa 40 %. Die Erschließung dieses großen Potenzials für Effizienzsteigerungen wird zukünftig

von hoher Relevanz für die Reduktion von THG-Emissionen im Güterverkehr sein. Zudem führen Effizienzsteigerungen und der damit einhergehende reduzierte Energiebedarf zu niedrigeren marginalen Transportkosten. Effizienzsteigerungen allein werden jedoch absehbar nicht ausreichen, um die Emissionsminderungsziele zu erreichen. Das oben beschriebene prognostizierte Güterverkehrswachstum wird die Differenz zwischen Ist und Soll noch stark vergrößern. Folglich bedarf es weiterer Emissionsminderungsmaßnahmen.

4.3.4 Verkehrsverlagerung auf die Schiene

254. Neben der Effizienzsteigerung sieht der SRU die Elektrifizierung als wesentlichen Baustein einer Entkarbonisierung des Güterverkehrs. Zentrale Bedingung dafür ist, dass die Elektrizität vollständig regenerativ erzeugt wird, da fossile Erzeugung mit erheblichen CO₂-Emissionen am Kraftwerk verbunden ist und weder die fossile, noch die nukleare Stromerzeugung als nachhaltig angesehen werden kann (SRU 2011, Tz. 66). Die Umstellung der Elektrizitätserzeugung auf erneuerbare Energien ist technisch möglich und ökonomisch sinnvoll. Selbst eine deutlich erhöhte Stromnachfrage im Verkehrssektor in Deutschland könnte regenerativ gedeckt werden (SRU 2011). Eine Bereitstellung der notwendigen Energie aus regenerativen Energiequellen ist elektrisch sehr viel leichter möglich als in Form von Biokraftstoffen, da die energetische Nutzung von Biomasse im Gegensatz zur Stromerzeugung aus Wind und Sonne an enge Grenzen stößt (SRU 2007).

Die Umstellung des Güterverkehrssystems lässt sich grundsätzlich in die intermodale Verlagerung auf heute bereits elektrifizierte Systeme (Schienengüterverkehr) und die intramodale Umstellung von Verbrennungs- auf Elektromotoren unterteilen (s. a. Abschn. 4.3.5). Im Folgenden wird beides aufgrund deutlich unterschiedlicher, vor allem technischer Herausforderungen getrennt diskutiert.

255. Der Schienengüterverkehr induziert deutlich weniger spezifische Umweltbelastungen in Bezug auf Schadstoff- und CO₂-Emissionen als der Straßengüterverkehr oder der Luftfrachtverkehr (Statistisches Bundesamt 2010b, S. 36). Prinzipiell ist es denkbar, große Mengen der Transportleistung mithilfe des Schienengüterverkehrs zu erbringen. Eine Verlagerung bedeutet jedoch, dass der Schienengüterverkehr nicht nur weiterhin seine heutige Leistung von etwa 115 Mrd. tkm erbringen, sondern aufgrund des zukünftigen Wachstums des gesamten Güterverkehrs seinen Beitrag zur Güterverkehrsleistung deutlich steigern müsste. Bereits ein Halten des Anteils des Schienengüterverkehrs an der Güterverkehrsleistung setzt hohe Wachstumsraten beim Schienengüterverkehr voraus; eine darüber hinausgehende Verlagerungsstrategie bedingt folglich Wachstumsraten beim Schienengüterverkehr, die sehr viel höher sind als die des gesamten Güterverkehrs. Dies betrifft insbesondere die Hochleistungskorridore und Fernrelationen, da dort die Güterverkehrsleistung am größten ist. Potenziell verlagerungsfähig sind der gesamte Straßengüterfernverkehr sowie Teile

des Straßengüterregionalverkehrs (HOLZHEY et al. 2011, S. 14). Im Güternahverkehr erscheint eine deutliche Verlagerung von der Straße auf die Schiene schon wegen fehlender Infrastrukturen, aber auch etwa wegen mangelnder Flexibilität und Wirtschaftlichkeit unrealistisch. Zudem bestehen Restriktionen bei Nutzung, Aus- und Neubau des Schienennetzes, was das Verlagerungspotenzial weiter einschränkt.

Somit kann nur ein Teil der Güterverkehrsleistung der anderen Modi auf den Schienengüterverkehr verlagert werden. Um eine Abschätzung zur Größe des Verlagerungspotenzials zu erhalten, hat die KCW GmbH im Auftrag des SRU die mögliche Leistungsfähigkeit des Schienengüterverkehrs in Deutschland bis zum Jahr 2050 untersucht (HOLZHEY et al. 2011). Aufbauend auf der im Auftrag des UBA erstellten Studie „Schienennetz 2025/2030“ (HOLZHEY 2010), mit der gezeigt wurde, dass der Schienengüterverkehr eine vom UBA angenommene Güterverkehrsleistung von 213 Mrd. tkm bis 2030 absorbieren könnte und welche infrastrukturellen Folgekosten dabei zu erwarten wären, wurden drei Szenarien mit längerem Zeithorizont und unterschiedlich hoher Güterverkehrsverlagerung modelliert. In allen Szenarien wurde weiterhin angenommen, dass der Schienengüterverkehr im Jahr 2030 213 Mrd. tkm leistet. Für das Prognosejahr 2050 wurde untersucht, ob und wie eine Güterverkehrsleistung von 300 (Szenario A), 400 (Szenario B) bzw. 500 Mrd. tkm (Szenario C) auf der Schiene zu realisieren wäre. Dies entspräche einem Anteil des Schienengüterverkehrs von bis zu 41 % an der prognostizierten Güterverkehrsleistung. Die Analyse bestätigt die grundsätzliche Machbarkeit, wenngleich die Zielwerte der Szenarien B und vor allem C nur dann zu erreichen sind, wenn viele den Schienengüterverkehr unterstützende Einflüsse eintreten. Das sind zum einen technische Verbesserungen, beispielsweise in der Leit- und Sicherungstechnik, in der Verkehrssteuerung und Fahrplangestaltung sowie Verbesserungen von Zustellkonzepten, Umschlagtechniken und Logistikkonzepten. Die notwendigen Verbesserungen beinhalten insbesondere eine verbesserte Anbindung der Nordseehäfen (Seehafenhinterlandverkehr) und eine zügigere Abfertigung, beispielsweise durch die räumliche Trennung von Häfen und Rangierbahnhöfen. Zentraler Hebel ist jedoch die Erhöhung der Zuglänge und damit des Gesamtgewichts der Züge. KCW GmbH beziffert das Potenzial zur Erhöhung der maximalen Nettoladung eines Zuges mit 40 %. Eine Verkehrsleistung von 500 Mrd. tkm im Schienengüterverkehr erscheint unter den getroffenen Annahmen sehr ambitioniert, ist aber technisch und organisatorisch vorstellbar.

Neben der Ausschöpfung der technischen und organisatorischen Potenziale bedingt eine Schienengüterverkehrsleistung von 500 Mrd. tkm deutlich höhere Zugzahlen als heute und in der Folge den Aus- und zum Teil Neubau von Streckenkapazitäten, der von geeigneten ordnungs- und planungsrechtlichen Instrumenten flankiert werden müsste (vgl. Abschn. 4.4.3). Zudem müssten für Unternehmen Anreize zur Verlagerung ihrer Transporte auf die Schiene geschaffen werden (vgl. Abschn. 4.4.4). Als ku-

mulative Investitionskosten für Aus- und Neubau ergeben sich unter den getroffenen Annahmen etwa 50 Mrd. Euro bis zum Jahr 2050. Dieser Wert erscheint hoch, relativiert sich jedoch bei Betrachtung des Zeitraumes von fast vierzig Jahren und Bundesmitteln von jährlich 2,5 Mrd. Euro, die die Deutsche Bahn AG für die Erneuerung der vorhandenen Schieneninfrastruktur derzeit erhält (Deutsche Bahn AG und McKinsey & Company 2010, S. 53). Zusätzliche Investitionen in die Erweiterung der Fahrzeugflotte (Loks, Güterwagen) zur Bewältigung des Mehrverkehrs fallen in einer Deltabetrachtung zum Lkw nicht an, wenn die Schiene die unterstellte Produktivitätssteigerung erreicht. Tatsächlich ergäbe sich in den Szenarien B und C bei den Investitionskosten der Betriebsmittel ein Vorteil, der allerdings in der Tendenz wieder aufgezehrt wird, weil im Gegenzug die Terminalinfrastruktur in der Fläche erheblich ausgeweitet werden müsste.

Die Kosten für Fahrzeuge und Güterwagen, die dem leistungsfähigen System entsprechen, fallen im Rahmen des „lebenszyklusgetriebenen Güterwagenaustauschs“ (HOLZHEY et al. 2011, S. 32) zum Teil ohnehin an. Zusätzliche Kosten – für systemkonforme Wagen – wurden nicht explizit berechnet, dürften aber unterhalb der Infrastrukturkosten liegen.

Darüber hinaus muss das deutsche Schienensystem auch weiterhin mit den Systemen der europäischen Nachbarstaaten abgestimmt werden, um Engpässe an den Grenzen bzw. Umladestationen zu vermeiden. Insbesondere dem Alpen transit durch die Schweiz und durch Österreich könnte dabei eine entscheidende Rolle zukommen, da auch dort mit starkem Güterverkehrswachstum gerechnet wird und aufgrund der topografischen Verhältnisse eine Expansion des heutigen Verkehrssystems nur schwer möglich ist.

Geht man von den genannten möglichen 500 Mrd. tkm für den Schienengüterverkehr im Jahr 2050 aus, so ist dieser Wert mehr als das Doppelte dessen, was ICKERT et al. (2007) für dasselbe Jahr als wahrscheinlichen Wert für den Schienengüterverkehr ohne zusätzliche Verlagerungsbemühungen abschätzen (227 Mrd. tkm im Schienengüterverkehr). Es müssten somit bis zum Jahr 2050 273 Mrd. tkm von den anderen Güterverkehrsmodi auf den Schienengüterverkehr verlagert werden. Stammt diese Verlagerung ausschließlich aus dem Straßengüterverkehr und wird der Schienengüterverkehr im Jahr 2050 regenerativ-elektrisch versorgt, könnte mithilfe der Verlagerung eine CO₂-Emissionsminderung – unter der Annahme von starken Effizienzsteigerungen aller Modi – um etwa 15 Mt im Jahr 2050 erreicht werden. Sollte die Güterverkehrsleistung aufgrund von Vermeidungseffekten niedriger ausfallen als in ihren Betrachtungen von HOLZHEY et al. (2011) angenommen, würde dies auch das Potenzial der verlagerbaren Verkehre und somit der Reduktion von THG-Emissionen reduzieren. Grundsätzlich werden die THG-Emissionen des Güterverkehrs jedoch auch dann noch oberhalb der Zielwerte liegen.

Eine Güterverkehrsleistung des Schienengüterverkehrs in Höhe von 500 Mrd. tkm im Jahr 2050 bedeutet auf der anderen Seite, dass bis zu 700 Mrd. tkm der für das Jahr

2050 prognostizierten Güterverkehrsleistung mithilfe anderer Modi erbracht werden müssten (600 Mrd. tkm Straße, 100 Mrd. tkm Binnenschiff). Deren CO₂-Emissionen dürfen dabei nicht über dem Klimaschutzziel liegen. Unterstellt man zwar Effizienzsteigerungen bei den Verbrennungsmotoren, jedoch keinen grundsätzlichen Systemwechsel, so läge die Emissionsmenge des Güterverkehrs mit 35 bis 40 Mt CO_{2eq}/a weiterhin bei einem Mehrfachen der angestrebten Zielwerte von 2,3 bis 9,2 Mt/a. Abbildung 4-5 veranschaulicht ungefähre THG-Emissionsminderungen durch verschiedene Maßnahmen.

4.3.5 Energieträgersubstitution im Straßengüterverkehr

256. Wie gezeigt, wird eine THG-Emissionsreduktion durch organisatorische Maßnahmen (Abschn. 4.3.2), Effizienzsteigerungen (Abschn. 4.3.3) und Verlagerung (Abschn. 4.3.4) mit großer Sicherheit nicht ausreichen, um das notwendige Reduktionsziel zu erreichen. Folglich bedarf es weiterer Überlegungen und Maßnahmen zur Zielerreichung. Grundsätzlich ist es notwendig, THG-Emissionen verursachende Kraftstoffe durch solche Energieträger zu ersetzen, die deutlich weniger bzw. gar keine THG-Emissionen verursachen.

Neben der Verlagerung auf die Schiene gibt es weitere Optionen, den Güterverkehr elektrisch zu versorgen. Dies gilt insbesondere für den Straßengüterverkehr als größter Emissionsquelle innerhalb des Güterverkehrs. Dabei haben die einzelnen im Folgenden gezeigten Optionen hin-

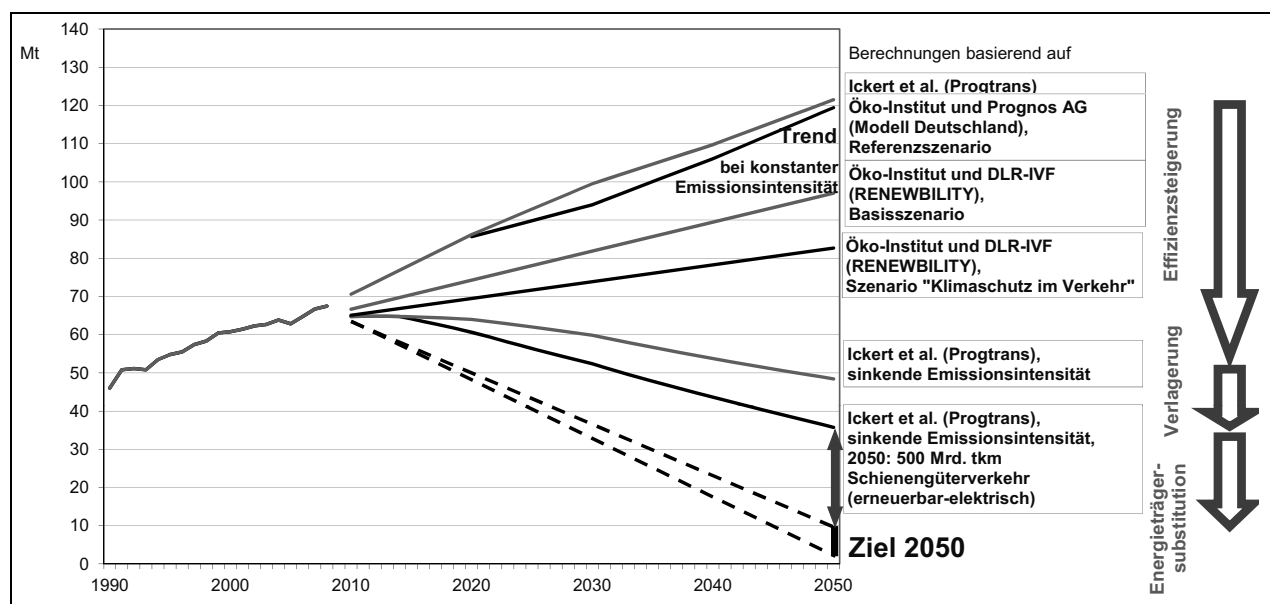
sichtlich ihrer technischen Machbarkeit und der notwendigen Infrastruktur jeweils Vor- und Nachteile. So könnte ein Teil des Güterverkehrs batterieelektrisch angetrieben werden. Allerdings scheint das Potenzial für den Einsatz von batterieelektrischen Systemen im Güterverkehr auf leichte Lkws im Nahverkehr beschränkt zu sein, insbesondere aufgrund der vergleichsweise geringen Reichweiten und des hohen Gewichts von Batterien. Das Leergewicht eines Lkws würde stark erhöht werden, wodurch sich die maximale Zuladung und damit die Effizienz deutlich verringern würde. Batteriewechselsysteme könnten diesen Nachteil verringern.

4.3.5.1 Elektrifizierung des Straßengüterverkehrs

257. Zur Elektrifizierung des Straßengüterverkehrs erscheinen dem SRU leitungsgeführte Lkws, sogenannte Trolley-Trucks (E-Trolleys), eine vielversprechende Option zu sein. Ihre Technik ist mit der von Trolley-Bussen (Oberleitungsbusse – Obusse) vergleichbar, wie sie beispielsweise in Genf, Luzern und auch Solingen im öffentlichen Personennahverkehr eingesetzt werden. In einem Trolley-Truck werden Elektromotoren (zentrale Antriebs-einheit oder Radnabenmotoren) mithilfe eines Stromabnehmers und Umrichters über eine fest verlegte Versorgungsleitung mit Elektrizität gespeist, wobei ein Schleifschuh oder eine Schleifleiste im Stromabnehmer an die Versorgungsleitung gedrückt wird. Der Stromabnehmer sollte so flexibel sein, dass Ausweich- oder Überholmanöver möglich sind. Die Versorgungsleitung kann

Abbildung 4-5

Entwicklung der CO₂-Emissionen des Güterverkehrs und Größenordnungen der Reduktionspotenziale verschiedener Maßnahmen



SRU/UG 2012/Abb. 4-5; Datenquelle: ICKERT et al. 2007; BMVBS 2011; IFEU 2008; Öko-Institut und DLR-IVF 2009b; Öko-Institut und Prognos AG 2009

entweder im Straßenkörper neben der Fahrbahn (Stromschiene) oder darüber (Oberleitungen) liegen. Sie wird über regelmäßige Einspeisepunkte elektrisch versorgt.

Entscheidende Vorteile einer Installation der Oberleitung über der rechten Fahrspur gegenüber anderen Installationsarten sind zum Beispiel eine geringere Fehleranfälligkeit, bessere Integration in den Verkehr und niedrigere Kosten. Ein solches System für den Straßengüterverkehr bedarf gegebenenfalls modularer, zum Teil redundanter Übertragungskomponenten und Sicherheitseinrichtungen oder eines flexibel abrufbaren Energiespeichers im Fahrzeug (z. B. Doppelschichtkondensatoren). Diese dienen dazu, Unterbrechungen der Energieversorgung – beispielsweise durch Unfall- oder Baustellen – zu vermeiden und die Flexibilität – beispielsweise für Ausweichvorgänge – zu erhöhen und Gefahren zu minimieren. Insbesondere Fragen der Fehleranfälligkeit und Sicherheit der Verwendung eines solchen Systems im Straßengüterverkehr müssen noch genauer untersucht werden. Hierbei sollte auf Erfahrungen mit ähnlichen Systemen wie der elektrifizierten Bahn oder Obus-Systemen, bei denen alle wesentlichen Sicherheitsfragen seit Jahrzehnten intensiv untersucht worden sind, zurückgegriffen werden.

Ein Trolley-Truck-System kann verhältnismäßig einfach ins bestehende Fernstraßensystem integriert werden. Dafür sind grundsätzlich keine zusätzlichen Fahrspuren erforderlich, wenn bei dreispurigen Fahrbahnen, wie auf den Hauptstrecken der Autobahnen, die rechte Fahrspur mit Oberleitungen ausgestattet wird. Gegebenenfalls bedarf es einer Fahrbahnverstärkung, wenn das durch den Einsatz von Telematik mögliche, deutlich höhere Transportaufkommen durch gleiche Fahrgeschwindigkeit und geringere Lkw-Abstände genutzt wird. Das zu erwartende Güterverkehrswachstum wird entsprechende Fahrbahnverstärkungen jedoch vermutlich ohnehin erfordern, so dass hierdurch keine oder allenfalls geringe Zusatzkosten entstehen würden.

Es spricht vieles dafür, die Trolley-Trucks zusätzlich mit einem Verbrennungsmotor auszustatten, um diese diesel-elektrisch betreiben zu können (Hybrid-Lkw). Diesel-elektrisch betriebene Lkws sind bereits heute erhältlich. Der zusätzliche Verbrennungsmotor erhöht zwar das Fahrzeuggewicht, gewährleistet allerdings eine sehr viel größere Flexibilität. Gleiches gilt für die Ausstattung der Trolley-Trucks mit Doppelschichtkondensatoren, mit deren Hilfe kurze Strecken ohne Oberleitungskontakt überwunden werden können. Beispielsweise würden dadurch gegebenenfalls notwendige Überholmanöver und das Umfahren von Baustellen und Unfällen sowie der Transport zu und von den mit Oberleitungen ausgestatteten Strecken bzw. auf nicht elektrifizierten Strecken ermöglicht.

Hinsichtlich der Kosten schätzen BRAUNER et al. (2003), dass Lkws mit Hybridantrieb etwa das Doppelte kosten wie konventionelle Diesel-Lkws, wobei die Abschätzung auf geringen Stückzahlen und vergleichsweise hohen Kostenannahmen beruht. In BRAUNER et al. (2000) werden die Infrastrukturkosten inklusive Oberleitung und Randabsicherung mit circa 2,5 Mio. Euro/km

bezziffert. Eine schwedische Studie aus dem Jahr 2011 bezziffert die spezifischen Leitungskosten mit 10 Mio. SEK/km (1,1 Mio. Euro/km) (RANCH 2010). Geht man überschlägig davon aus, dass die Hauptmagistralen mit dem größten Verkehrsaufkommen über elektrische Oberleitungen versorgt werden, ergäben sich bei einer Länge von 5.700 km Investitionskosten von 14,25 Mrd. Euro als oberer Wert (Annahme: 2,5 Mio. Euro/km). Investitionen in flächendeckende Oberleitungen, das heißt auch für den Verteilverkehr, erscheinen aus Kostengründen und Gründen der Praktikabilität kaum sinnvoll. Zu denken ist eher an eine Elektrifizierung aller einstellig nummerierten deutschen Autobahnen (A1 bis A9), um eine gute Abdeckung der Güterfernverkehre zu erreichen.

Für den Übergang sollten zunächst Systeme Anwendung finden, die die Vorteile des bisherigen Straßengüterverkehrs mit denen eines Trolley-Systems vereinen, um Brüche zu vermeiden. Eine dieser Optionen ist der Einsatz sogenannter Shuttles. Dabei handelt es sich um elektrisch betriebene Zugmaschinen ähnlich der Trolley-Trucks, die jedoch komplett eingehängte Lkws ziehen. Solche Shuttles haben den Vorteil, dass sie einen elektrisch angetriebenen Güterfernverkehr gewährleisten könnten, der auch mit herkömmlichen dieselgetriebenen Lkws kompatibel ist. Vielversprechend erscheint eine Variante, bei der nur die Auflieger, nicht jedoch die Zugmaschinen der Lkws mithilfe von Shuttles transportiert werden. Dieses Konzept hätte den Vorteil, dass die zu transportierende Last verringert würde. Denkbar ist dabei, dass ein Logistikunternehmen die Wahlmöglichkeit hat zwischen der Investition in eigene neue elektrisch betriebene Zugmaschinen oder aber der Benutzung von Miet-Shuttles auf den Hauptmagistralen.

Dabei handelt es sich jeweils um technische Optionen, die es zu entwickeln und auf ihre Machbarkeit – auch im europäischen Kontext – zu prüfen gilt. So birgt eine europäische Lösung für mit regenerativ erzeugtem Strom versorgte Oberleitungssysteme Potenziale für das Erreichen der europäischen Klimaschutzziele, setzt aber vermutlich langwierige Abstimmungs- und Einigungsprozesse zwischen den Mitgliedstaaten voraus. Bei der Einführung der Oberleitungssysteme im Wege eines deutschen Alleingangs müsste nicht nur die technische Kompatibilität mit den Güterverkehrssystemen in den anderen Mitgliedstaaten gewährleistet, sondern im Hinblick auf die primär- und sekundärrechtlichen Vorgaben insbesondere zum freien Warenverkehr auch eine europaverträgliche Ausgestaltung sichergestellt werden. Shuttlekonzepte könnten auch hier helfen, eine entsprechende Konformität mit den europäischen Vorgaben sicherzustellen.

Im Kontext der angestrebten Verlagerung signifikanter Transportvolumina des Güterfernverkehrs auf die Schiene stellt sich die Frage nach der Konkurrenz zwischen dem Ausbau des Schienengüterverkehrs einerseits und der Elektrifizierung der Straße andererseits. Bei derzeitiger Güterverkehrsleistung wäre zunächst vorwiegend von einer Konkurrenzsituation auszugehen. Angesichts des prognostizierten Anstiegs der Transportleistung und des erforderlichen Zeitbedarfs für die Entwicklung und

den Aufbau eines Oberleitungssystems könnte sich das Verhältnis bis zur Verfügbarkeit der notwendigen Infrastrukturen jedoch zu einer Komplementaritätsbeziehung entwickeln. So könnten einer aggressiven Verlagerungspolitik von der Straße auf die Schiene durch beschränkte Kapazitätsausbaumöglichkeiten bei zum Beispiel exponentiell verlaufenden Ausbaukosten Grenzen gesetzt sein. Zudem könnte die Verlagerung auf die Schiene für manche Transporte aufgrund hoher Umwegfaktoren den Energieverbrauch erhöhen. Daher ist es grundsätzlich denkbar, eine Verlagerungsstrategie auf die Schiene durch den gleichzeitigen Aufbau einer Infrastruktur für E-Trolleys zu ergänzen.

Für Verteilverkehre, für die weder eine Verlagerung auf die Schiene noch eine Oberleitungslösung infrage kommt, erscheint der Einsatz batteriegetriebener Lkws als Option, auch vor dem Hintergrund der für den Straßenpersonenverkehr geführten Diskussion (NPE 2011). Setzt man im Güternahverkehr bei leichten Lkws Wechselbatteriesysteme und im Fernverkehr Trolley-Trucks ein, so verbleibt nur noch ein kleiner Teil des Straßengüterverkehrs, der nicht regenerativ-elektrisch versorgt werden kann, nämlich die mit schweren Lkws durchgeführten Verteil- und Sammelverkehre.

4.3.5.2 Biokraftstoffe

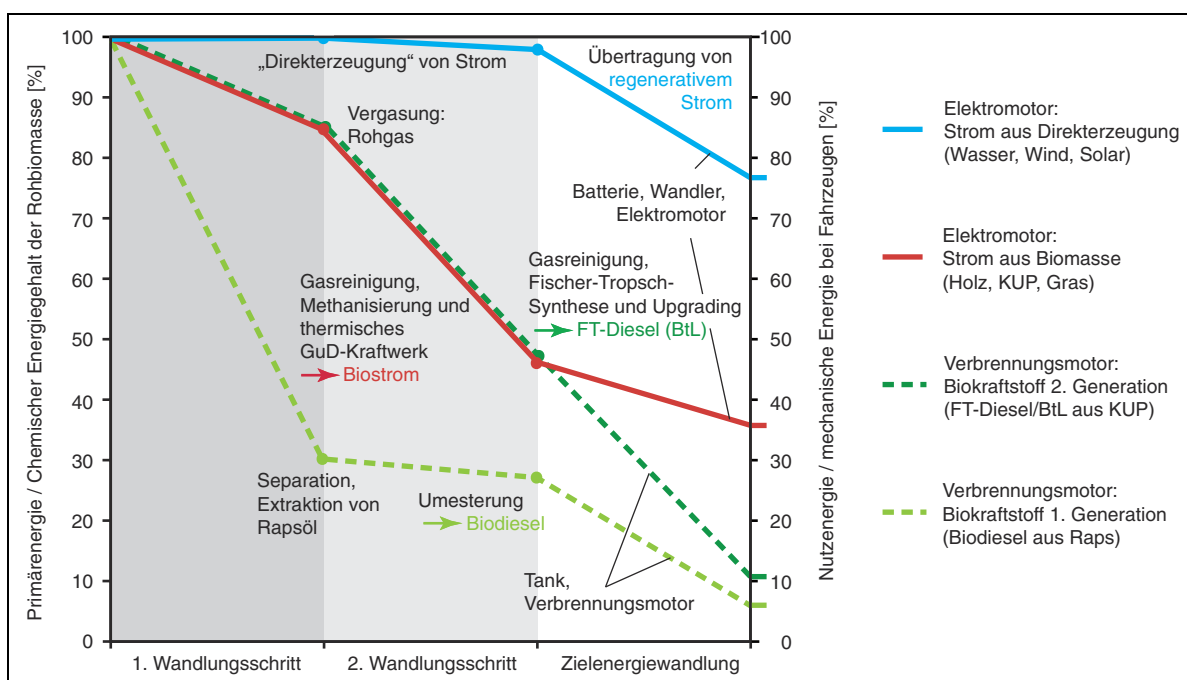
258. Es ist wahrscheinlich, dass nicht der gesamte Güterverkehr regenerativ-elektrisch dargestellt werden kann. Wie gezeigt, stoßen eine Verlagerung auf die Schiene (vgl. Abschn. 4.3.4) und auch eine Elektrifizierung des

Güternahverkehrs (vgl. Abschn. 4.3.5.1) an Grenzen. Auch Batteriesysteme scheinen aufgrund eines notwendigen häufigen Batterieladens bzw. -austauschs und eines hohen zusätzlichen Gewichts nur einen Teil der verbleibenden Güterverkehrsleistung decken zu können. Wie groß die verbleibende Güterverkehrsmenge ist, wird insbesondere von der Gesamtentwicklung der Güterverkehrsleistung und vom Elektrifizierungsgrad abhängen. Um die CO₂-Emissionen des Güterverkehrs weiter zu senken, müssen auch verbleibende Verkehre weitestgehend CO₂-neutral dargestellt werden. Hier bietet sich als eine Option grundsätzlich der Einsatz von Biokraftstoffen an.

Biokraftstoffe lassen sich danach unterscheiden, ob nur bestimmte Pflanzenteile (Biokraftstoffe der ersten Generation) oder die gesamte Pflanze (Biokraftstoffe der zweiten Generation) für die Kraftstoffherstellung genutzt werden. Dabei kommen Öl-, Zucker-, Stärke- und Lignozellulosepflanzen zum Einsatz. Zu den Biokraftstoffen der ersten Generation zählen Pflanzenöl, daraus hergestellter Biodiesel sowie Bioethanol auf Basis von Zucker- und Stärkepflanzen. Zu den Biokraftstoffen der zweiten Generation zählen BtL-Kraftstoffe (BtL – Biomass-to-Liquid) und Bioethanol auf Lignozellulosebasis (RODT et al. 2010, S. 53 f.). Letztere befinden sich derzeit noch im Forschungsstadium. Weitere Informationen zu Biokraftstoffen und Umwandlungsverfahren finden sich beispielsweise in einem Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU 2009, Abschn. 4.1.1.3) und bei EISEN-TRAUT (2010).

Abbildung 4-6

Vergleich verschiedener Konversionspfade im Verkehrssektor in Bezug auf die am Rad nutzbare mechanische Energie



Quelle: WBGU 2009, S. 205

Biokraftstoffe werden wie fossile Kraftstoffe in Verbrennungsmotoren eingesetzt. Ihr Wirkungsgrad ist aufgrund von Verlusten bei der Herstellung und in der Umwandlungskette vergleichsweise gering. Denn nur etwa 5 bis 35 % der in der Pflanze gespeicherten Energie können in nutzbare mechanische Energie umgewandelt werden, wohingegen bei regenerativ-elektrischen Antrieben der Wirkungsgrad mit circa 75 % deutlich höher ist (vgl. Abb. 4-6). Vorteilhaft wäre allerdings, dass herkömmliche Verbrennungsmotoren nur geringfügig technisch verändert werden müssen, um mit Biokraftstoffen angetrieben werden zu können.

259. Eine intensive Produktion von Biokraftstoffen steht mit Naturschutzbestrebungen in einem Zielkonflikt. Der Anbau von Pflanzen für die Biokraftstoffproduktion sollte nach Ansicht des SRU nur – wie bei der energetischen Nutzung von Biomasse insgesamt – innerhalb enger ökologischer Grenzen erfolgen. Die Biomassenutzung ist aufgrund der für den Anbau benötigten Flächen, aber auch im Hinblick auf die Ziele des Naturschutzes, die sich im Einzelnen etwa aus dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie) ergeben, begrenzt (SRU 2005, S. 181 ff.). Die Abschätzung des Potenzials einheimischer Biomasse für die Biokraftstoffherstellung hängt unter anderem stark davon ab, welche naturschutzrechtlichen Restriktionen unterstellt werden. Abschätzungen zeigen, dass das Potenzial zukünftig zwar wachsen wird (u. a. durch Zuwachs bei Flächenerträgen und durch die schrumpfende Bevölkerungsanzahl in Deutschland), jedoch bei etwa der Hälfte des Potenzials der festen Biomasse und auch weit unter dem biogener Reststoffe liegt (SRU 2005, S. 183). Weitere zu berücksichtigende Aspekte sind Flächennutzungskonkurrenzen mit dem Nahrungs- und Futtermittelanbau und dem Anbau von Energiepflanzen für die Strom- und Wärmeerzeugung. In internationaler Perspektive sind – vor dem Hintergrund einer weiterhin wachsenden Weltbevölkerung und der Notwendigkeit der Erhaltung natürlicher Kohlenstoffsinken – Flächennutzungskonkurrenzen als begrenzender Faktor von noch größerer Bedeutung.

Zwar können die spezifischen CO₂-Emissionen durch die Verwendung von Biokraftstoffen reduziert werden, hinsichtlich der anderen Umweltwirkungen (z. B. Versauerung von Böden und Eutrophierung von Gewässern) schneiden Biokraftstoffe jedoch zum Teil schlechter ab als Erdölprodukte. Zudem besteht beim Import von Biomasse die Gefahr, dass Umweltprobleme in andere Länder verlagert werden. Hier stellen sich insbesondere Probleme der indirekten Landnutzungsänderung als relevant und komplex dar. Der SRU hat sich in der Vergangenheit bereits eingehend mit dieser Thematik befasst und Vorschläge für Leitplanken und Standards des nachhaltigen Anbaus und der Nutzung von Biomasse entwickelt (SRU 2007, Kap. 4).

Nach Maßgabe der weitgehenden Vermeidung anderer negativer Umweltauswirkungen ist das Potenzial für den Anbau von Pflanzen zur Biokraftstoffproduktion stark begrenzt. Daher sollte ihre Verwendung langfristig vor al-

lem auf jene Bereiche beschränkt werden, in denen sich derzeit noch keine Alternativen zu flüssigen Kraftstoffen für den großflächigen Einsatz abzeichnen. Das sind vor allem der Luft- und der Schiffsverkehr sowie im Straßengüterverkehr zumindest mittelfristig die Restverkehre, die nicht regenerativ-elektrisch betrieben werden können.

4.3.5.3 Wasserstoff und synthetische Kohlenwasserstoffe

260. Zukünftig ist die Substitution von erdöl- und erdgasbasierten Kraftstoffen für den Güterverkehr durch regenerativ erzeugte synthetische Kraftstoffe wie Wasserstoff und Methan denkbar. Während die Verwertung dieser Energieträger technisch bereits weitgehend etabliert ist, bedarf es bei der Erzeugung noch der Verbesserung oder sogar noch der grundlegenden Erarbeitung.

Im Mittelpunkt der Erzeugung aller dieser Energieträger steht die Wasserelektrolyse, mit der zum Beispiel überschüssiger Strom aus Wind und Sonne als chemische Energie gespeichert werden kann. Durch weitere Umwandlungsschritte kann mithilfe erneuerbarer Energien Methan aus Wasserstoff und Kohlendioxid hergestellt werden. Aufgrund der bedeutenden Rolle, die Methan bereits heute als Hauptbestandteil des fossilen Erdgases spielt, steht eine ausgebaute Infrastruktur mit hoher Speicherkapazität zur Verfügung. Im Zuge eines Umbaus des Energieversorgungssystems bietet es sich an, diese bestehende Struktur mit ihren ausgezeichneten Eigenschaften auch in Zukunft für regenerative Energiesysteme zu nutzen (STERNER 2009).

Eine weitere Möglichkeit zur Nutzung von regenerativ erzeugten Energieträgern stellt die Speicherung von Wasserstoff in mobilen Systemen dar. Dies kann zukünftig eventuell durch flüssige organische Wasserstoffträgersubstanzen wie zum Beispiel Ethylcarbazol geschehen. Carbazol ist charakterisiert durch seine hohe Speicherfähigkeit von Wasserstoff, der im Bedarfsfall an eine Brennstoffzelle oder auch an einen Wasserstoffmotor abgegeben werden kann. Da die flüssige Trägersubstanz ähnliche physikalisch-chemische Eigenschaften wie Diesel aufweist, kann auf eine bestehende Infrastruktur zurückgegriffen werden (TEICHMANN et al. 2011). Die Verwendung von Carbazol steht derzeit jedoch vor bislang nicht gelösten technischen Herausforderungen wie der Reinheit des Wasserstoffs nach dem Abtrennen vom Trägermedium, Temperaturunterschieden zwischen Abtrennprozess und Brennstoffzelle sowie der Toxizität von Carbazol.

Die genannten Kraftstoffe sind derzeit weit entfernt von einer großflächigen Anwendung im Markt. Eine Potenzialabschätzung ist daher nicht möglich. Die Umwandlungsprozesse sind mit hohen Verlusten behaftet, und die Systemeffizienz ist daher niedrig. Demgegenüber ist der Wirkungsgrad insbesondere von Güterverkehrssystemen, die direkt elektrisch gespeist werden (vgl. Abschn. 4.3.4), deutlich höher und daher synthetischen Kraftstoffen vorzuziehen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass weitere Forschung offene, vor allem technische Fragen beantwort-

ten kann und diese regenerativ erzeugten Energieträger eine Rolle im zukünftigen Kraftstoffmix spielen werden.

4.4 Politische Ansätze zur Flankierung der Neuausrichtung des Güterverkehrs

261. Im Folgenden werden einige verkehrs- und umweltpolitische Instrumente dargelegt, die der SRU für geeignet erachtet, um einerseits durch vergleichsweise schnell greifende Maßnahmen bereits kurz- und mittelfristig die Klimabelastung durch den Güterverkehr zu dämpfen und andererseits einen langfristig angelegten Strukturwandel des Güterverkehrs einzuleiten. Kurz- bis mittelfristig können vor allem finanzielle Anreize, verkehrslenkende Maßnahmen und technische Standards zur Erhöhung der Energie- und CO₂-Effizienz innerhalb der bestehenden Strukturen des Güterverkehrs beitragen und somit dessen ökologischen Fußabdruck reduzieren. Langfristig ist es essenziell, diese Strukturen aufzubrechen und die gesamte Verkehrsinfrastruktur klimaverträglicher zu gestalten. Hierbei stehen planerische Instrumente und Forschungsaktivitäten im Vordergrund.

4.4.1 Ökonomische Instrumente

262. Ziel der hier betrachteten ökonomischen Instrumente ist die Anlastung der externen Kosten, insbesondere der des Straßengüterverkehrs, damit eine möglichst umfassende Kostenwahrheit verwirklicht und ein fairer Wettbewerb der Verkehrsträger innerhalb der gesteckten ökologischen Leitplanken ermöglicht wird. Im Fokus stehen dabei Ansätze zur unmittelbaren Bepreisung des THG-Ausstoßes und zudem Straßenbenutzungsgebühren, die der Anlastung weiterer externer Umwelt- und Infrastrukturkosten dienen. Es ist zu erwarten, dass infolge der Verteuerung von Transportleistungen zunächst vor allem vorhandene Effizienzpotenziale erschlossen werden. Durch die verkehrsträgerübergreifende Anlastung externer Umwelt- sowie Infrastrukturkosten ließe sich jedoch auch die Gesamtverkehrsleistung dämpfen und ein Modal Shift zugunsten umweltfreundlicherer Modi, insbesondere des Schienenverkehrs, induzieren (den BOER et al. 2011, S. 38; de JONG et al. 2010; van ESSEN et al. 2008).

Um faire Wettbewerbschancen zu verwirklichen, müssen die verschiedenen Verkehrsträger allerdings auch mit Blick auf andere kostenrelevante Faktoren gleich behandelt werden. Dies betrifft insbesondere die strenge Einhaltung von Sicherheitsvorschriften sowie allgemeiner Arbeitszeit- und Sozialstandards, beispielsweise der Lenk- und Ruhezeiten im Straßengüterverkehr, durch eine deutlich verbesserte Vollzugskontrolle.

4.4.1.1 Emissionsbepreisung

263. Eine tragende Säule der klimapolitischen Strategie der EU ist die finanzielle Belastung der Emission von Treibhausgasen. Eine angemessene Bepreisung verkehrsbedingter CO₂-Emissionen soll gewährleisten, dass die Emittenten ihren THG-Ausstoß als Kostenfaktor in ihrem wirtschaftlichen Kalkül berücksichtigen. Mithin stimu-

liert die Bepreisung generell alle verfügbaren Hebel zur Emissionsreduktion: Verkehrsvermeidung, Verlagerung zugunsten relativ emissionsarmer Verkehrsträger, Verbesserung der Energieeffizienz der Fahrzeuge und der gesamten Logistikketten, Verminderung der Kohlenstoffintensität der eingesetzten Energieträger. Die Effekte der einzelnen Hebel auf die erreichbare CO₂-Minderung variieren dabei jedoch in ihrer Stärke und ihrer zeitlichen Wirksamkeit sowie je nach betrachtetem Verkehrsegment. Kurzfristig können durch eine Anlastung von Klimakosten vor allem Effizienzsteigerungen induziert werden. Aufgrund der aus der Produktionsstruktur abgeleiteten Güterverkehrsnachfrage sowie infrastruktureller Trägheiten wirkt die Emissionsbepreisung auf die anderen Hebel vornehmlich erst in längerfristiger Perspektive. Insbesondere um signifikante Verlagerungseffekte zu erreichen, sind zudem andere Instrumente prioritär, vor allem die Entwicklung eines an Nachhaltigkeitskriterien ausgerichteten Verkehrsnetzes.

Idealtypischerweise bemisst sich die Höhe des CO₂-Preissignals an den marginalen Klimakosten, das heißt den einer zusätzlichen Emissionseinheit (z. B. t CO₂) zuzurechnenden monetarisierten Schäden. Die Höhe der marginalen Klimakosten von THG-Emissionen lässt sich angesichts einer Kaskade struktureller Unsicherheiten allerdings nicht sinnvoll eingrenzen (WEITZMAN 2010; 2009). Diese reichen von Unsicherheiten über die langfristige Dynamik im Klimasystem, das Ausmaß und die regionale Verteilung der gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Auswirkungen gravierender Temperaturänderungen bis zur Bewertung intra- und intergenerationaler Gerechtigkeitsfragen. Vorhandene Schätzungen der marginalen Schäden des THG-Ausstoßes variieren erheblich in Abhängigkeit von den zugrunde liegenden Annahmen (z. B. TOL 2005; WATKISS et al. 2005; DOWNING et al. 2005). Angesichts dieser Unsicherheiten sieht eine alternative Herangehensweise die – wissenschaftlich informierte und dem Vorsorgeprinzip genügende – Festsetzung einer maximalen Emissionsmenge durch die Politik vor. Durch einen Emissionsbepreisungsmechanismus soll die Einhaltung des maximalen Emissionsbudgets und dessen möglichst effiziente Allokation auf die verschiedenen Emittenten erreicht werden (BAUMOL und OATES 1971).

Grundsätzlich lässt sich die Emissionsbepreisung somit sowohl über die Besteuerung fossiler Energieträger (Festlegung des Preises) als auch mittels Festlegung der Emissionsmenge und der Ermittlung des Preises über ein Emissionshandelssystem umsetzen.

Besteuerung

264. Die Energiesteuer erfüllt als aufkommensstärkste Verbrauchsteuer eine wichtige fiskalische Funktion und belegt Mineralölzeugnisse, die als Kraftstoffe im Straßenverkehr eingesetzt werden, bereits heute mit einer relativ hohen Steuerlast. Im Rahmen der ökologischen Steuerreform wurden die Steuersätze fossiler Kraftstoffe zwar auch unter Verweis auf klimapolitische Zielstellungen erhöht, dennoch enthält die gegenwärtige Besteue-

Die Besteuerung fossiler Kraftstoffe keine explizite CO₂-Komponente. In Deutschland und vielen weiteren europäischen Staaten wird Dieselloststoff niedriger als Ottokraftstoff besteuert. Diese Struktur der Kraftstoffbesteuerung wird ökologischen Kriterien nicht gerecht. Dieselloststoff weist nicht nur eine höhere Energiedichte und Kohlenstoffintensität je Liter auf, sondern seine Verbrennung verursacht zudem in der Regel auch einen höheren Ausstoß gesundheits- und umweltschädlicher Luftschadstoffe. Es findet somit eine ökologisch nicht zu rechtfertigende steuerliche Ungleichbehandlung statt.

Die bestehende Besteuerung fossiler Kraftstoffe ist daher seit Langem reformbedürftig (SRU 2005, Tz. 555). Die von der Europäischen Kommission vorgeschlagene Überarbeitung der derzeitigen Energiesteuerrichtlinie 2003/96/EG, wonach Kraftstoffe gemäß ihres spezifischen Energiegehalts und der bei der Verbrennung entstehenden CO₂-Emissionen zu besteuern sind (Europäische Kommission 2011), trüge zum Abbau ökologisch kontraproduktiver steuerpolitischer Verzerrungen bei. Die Bundesregierung sollte eine solche Reform der Steuerstruktur auf europäischer Ebene unterstützen und auf die Festsetzung angemessen hoher Mindeststeuersätze hinwirken. Eine verstärkte Harmonisierung der europäischen Kraftstoffbesteuerung ist auch vor dem Hintergrund des stetig ansteigenden Anteils internationaler Verkehre (Quell-, Ziel-, Transitverkehr) am gesamten Kraftstoffverbrauch geboten, da signifikant divergierende Kraftstoffpreise auf internationalen Güterverkehrsrelationen Ausweichverhalten zur Steuerumgehung induzieren. Führt die Neujustierung der Steuersätze zu einer Erhöhung des absoluten Steuersatzes auf Dieselloststoff, würden sowohl – vor allem langfristig wirkende – Anreize zu Vermeidung und Verlagerung als auch Impulse für weitere effizienzsteigernde Maßnahmen gesetzt. Im Personenverkehr und zum Teil auch im Verteilverkehr mit leichten Nutzfahrzeugen würde die veränderte Steuerstruktur zudem voraussichtlich zu einer Verschiebung der Nachfrage vom Diesel- zum Ottokraftstoff führen.

Emissionshandel

265. Alternativ zur Erweiterung der Kraftstoffbesteuerung um eine explizite CO₂-Komponente lässt sich der Ausstoß von THG-Emissionen mithilfe des Emissionshandels bepreisen. Der Emissionspreis wird dabei nicht exogen durch die Politik bestimmt, sondern er bildet sich endogen im Markt durch das Zusammenspiel der Nachfrage nach der THG-Aufnahmeleistung der Atmosphäre und des Angebots, das heißt des politisch determinierten Emissionsbudgets. Grundsätzlich lassen sich offene und geschlossene Emissionshandelssysteme für den Straßenverkehr mit jeweils verschiedenen Ausgestaltungsvarianten unterscheiden.

In einem offenen System ließe sich der Straßenverkehr mittels des sogenannten „Upstream-Ansatzes“ mit relativ niedrigen administrativen Kosten in den bestehenden europäischen Emissionshandel (EU ETS) einbeziehen (z. B. BERGMANN et al. 2005; FLACHSLAND et al. 2011; HOLMGREN et al. 2006). Gemäß diesem Ansatz werden

die erstmaligen Inverkehrbringer von Kraftstoffen (Importeure, Raffinerien) zum Nachweis von CO₂-Zertifikaten, entsprechend des in den Kraftstoffen enthaltenen Kohlenstoffs, verpflichtet. Somit würde der Straßenverkehr bezüglich einer expliziten CO₂-Bepreisung dem Schienengüterverkehr gleichgestellt, der bereits – sofern elektrisch betrieben – dem EU ETS unterliegt. Angesichts der relativ geringen Preissensitivität der Kraftstoffnachfrage (GRAHAM und GLAISTER 2002; HANLY et al. 2002; SMALL und VAN DENDER 2007) erwarten manche Studien (BLOM et al. 2007; Nordic Council of Ministers 2007) für den Fall eines offenen Handelssystems einen Zertifikatzukauf durch den Verkehrssektor, sodass die Emissionsminderungsvorgaben des Straßenverkehrs partiell von den gegenwärtigen EU ETS-Sektoren (Industrie und Kraftwerksbereich) erbracht würden. Ob und inwieweit sich die Integration des Straßenverkehrs in das EU ETS auf die Zertifikatpreise und die sektorale Allokation der THG-Vermeidungsanstrengungen auswirken würde, ist jedoch umstritten (FLACHSLAND et al. 2011).

In längerfristiger Perspektive – Zeithorizont 2025 – erwächst aus dem zukünftig erwarteten und erforderlichen verstärkten Einsatz alternativer Energieträger (u. a. Strom, Wasserstoff) im Straßenverkehr ein weiteres Argument zugunsten der Integration des Transportsektors in den europäischen Emissionshandel. Diese Energieträger-Diversifizierung geht mit einer zunehmenden Verschmelzung des Elektrizitäts- und Verkehrssektors einher. Die Erfassung sämtlicher Energieträger im europäischen Emissionshandel könnte zur Schaffung eines konsistenten regulatorischen Rahmens beitragen, der gleiche Wettbewerbsbedingungen der verschiedenen Verkehrs- und Energieträger hinsichtlich der Anlastung ihrer Klimakosten gewährleistet.

In einem geschlossenen Handelssystem für den Verkehrssektor (z. B. KLOOSTER und KAMPMAN 2006; DEUBER 2002), das heißt einem ohne Verknüpfung mit dem EU ETS, ist das angestrebte Emissionsziel vollständig durch intrasektorale Vermeidungsanstrengungen zu erreichen, wodurch unmittelbare Wechselwirkungen mit energieintensiven Industriebranchen vermieden werden. Die fehlende Möglichkeit des Zertifikatzukaufs aus anderen Sektoren gewährleistet die Herausbildung eines hinreichend starken Preissignals, um die zur Zielerreichung notwendigen Anpassungsreaktionen innerhalb des Straßenverkehrs anzureizen.

Grundsätzlich stellt der Emissionshandel in längerfristiger Perspektive eine attraktive Regulierungsoption dar, da er eine präzise Mengensteuerung des Emissionspfades erleichtert, was auch im Kontext internationaler Klimaabkommen mit verpflichtenden absoluten Emissionsvorgaben von Nutzen sein kann. Angesichts des bestehenden Steuersystems für Kraftstoffe sowie der noch ungeklärten Fragen zur institutionellen Ausgestaltung eines Emissionshandelssystems für den Straßenverkehr sollte sich die Bundesregierung jedoch zunächst nachdrücklich für eine Reform der Energiebesteuerung nach Maßgabe der klimapolitischen Erfordernisse einsetzen.

Grenzen der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Emissionsbepreisung

266. Maßnahmen zur finanziellen Belastung des THG-Ausstoßes entfalten zwar grundsätzlich auf allen unter Kapitel 4.3 diskutierten Handlungsfeldern eine gewisse Anreizwirkung Emissionen einzusparen. Dennoch sind der Lenkungswirkung preislicher Instrumente hinsichtlich des Erreichens eines gesamtgesellschaftlich langfristig optimalen Mitigationspfades erkennbar Grenzen gesetzt. Die Grenzen liegen vor allem dort, wo staatliche Planungsaufgaben involviert sind (z. B. Gestaltung des Verkehrsnetzes) oder wo Investitionen notwendig sind, die sich erst sehr langfristig amortisieren (z. B. der Aufbau einer alternativen Energieversorgungsinfrastruktur).

Solche sehr langfristig angelegten emissionsmindernden Investitionen leiden insbesondere unter der mangelnden Verbindlichkeit und Glaubwürdigkeit eines politisch gesteuerten Preissignals (BRUNNER et al. 2012). Die Möglichkeit, einen beschlossenen Emissionspreispfad oder ambitionierte Emissionseinsparziele im Zuge geänderter politischer Mehrheiten wieder aufzuweichen, verringert die unternehmerische Bereitschaft zu tief greifenden und zunächst kostenträchtigen Änderungen. Im Gegenzug erhöht dieses Unterlassen rechtzeitiger Weichenstellungen die späteren Kosten der Zielerreichung, wodurch wiederum der politische Druck zur Aufweichung der Ziele wächst. Dieser sich wechselseitig verstärkende Effekt vermindert die langfristig handlungsleitende Wirkung preispolitischer Maßnahmen.

Zudem begünstigen ökonomische Größenvorteile bereits etablierter Technologien, welche zunächst niedrigere Kosten im Vergleich zu technologischen Neuerungen mit sich bringen, das Auftreten sogenannter „Lock-in“-Effekte, das heißt ein Verharren in technologisch inferioren Pfadabhängigkeiten (ARTHUR 2004; 1989; UNRUH 2000; KLINE 2001). Positive Externalitäten bei Lernkurveneffekten können den Übergang zu langfristig überlegenen, emissionsarmen Technologien zusätzlich verzögern, selbst wenn ein stabiles CO₂-Preissignal vorhanden ist (KALKUHL et al. 2012). Oftmals sind solche Verharrenden auch Folge eines zu hohen Aufwandes für die Koordination der an einem möglichen Systemwechsel beteiligten Marktakteure. So verlangt beispielsweise der Umstieg auf alternative Energieträger (z. B. Elektrizität, Wasserstoff) – parallel zu hohen und unsicheren Investitionen – eine enge und verbindliche Abstimmung diverser Akteure (Energieversorger, Infrastrukturanbieter, Fahrzeughersteller etc.) (BENTO 2010; NYGAARD 2008).

Divergierende Renditeerwartungen privatwirtschaftlicher und staatlicher Akteure sind eine weitere Ursache, weshalb aus gesamtgesellschaftlicher Perspektive langfristig kosteneffiziente Investitionen – trotz Emissionsbepreisung – nicht notwendigerweise auch aus einzelwirtschaftlicher Perspektive attraktiv sind. Obgleich die Bepreisung von THG-Emissionen allein folglich nicht ausreicht, um die notwendigen Emissionsreduktionen im Güterverkehr zu erreichen, ist sie dennoch eine wichtige

Komponente des Instrumentenmix und trägt zur Stärkung der Effektivität komplementärer Politikinstrumente bei.

4.4.1.2 Maut und Straßenbenutzungsgebühren

267. Straßenbenutzungsgebühren für den Straßengüterverkehr dienen in Europa bisher vornehmlich der Deckung von Infrastrukturkosten. Grundsätzlich ist eine CO₂-Bepreisung zwar auch über entfernungsabhängige Straßenbenutzungsgebühren denkbar, jedoch sind Mautsysteme zur unmittelbaren Steuerung des CO₂-Ausstoßes weniger präzise als am tatsächlichen Kraftstoffverbrauch ansetzende Instrumente. Gleichwohl können Mautsysteme bei geeigneter Ausgestaltung einen wichtigen Beitrag zur Verminderung der Umweltbelastungen und zur Erhöhung der Effizienz des Straßengüterverkehrs leisten. Zum einen können Mautgebühren zu einer größeren Kostenwahrheit beitragen, indem den Verkehrsteilnehmern neben den Infrastrukturkosten auch die ökologischen und gesundheitlichen Folgekosten ihrer Verkehrsaktivitäten angelastet werden. Zum anderen erlauben sie bei flexibler Ausgestaltung eine effizientere Kapazitätsauslastung. Damit einher geht eine Senkung unmittelbarer externer Staukosten wie erhöhte Zeitkosten und eine geringere Verlässlichkeit von Reise- und Ankunftszeiten (GOODWIN 2004; SMALL et al. 2005). Ebenso können indirekte Effekte wie vermehrte Umweltbelastungen aufgrund eines staubedingt höheren (spezifischen) Kraftstoffverbrauchs adressiert werden (SANTOS et al. 2000; GREENWOOD und BENNETT 2003).

Vor diesem Hintergrund stellt die Revision der Eurovignetten-Richtlinie 2011/76/EU eine Verbesserung der bisherigen europäischen Rahmensetzung für die Erhebung von Straßenbenutzungsgebühren dar. Erstmals können auch externe Kosten durch Luftschadstoff-Emissionen und Lärmbelastung in die Berechnung der Mauthöhe einbezogen werden. Die Bundesregierung sollte von dieser Möglichkeit zeitnah Gebrauch machen. Um die Effektivität der Lkw-Maut zu erhöhen und ökologisch kontraproduktive Ausweichreaktionen zu vermeiden, empfiehlt der SRU weiterhin die Erhebung von Straßenbenutzungsgebühren bereits für Lkws ab 3,5 t und möglichst umfassend auch auf dem nachgeordneten Straßennetz (SRU 2005, Tz. 563). Die gegenwärtige Zweckbindung der Mauteinnahmen in Deutschland zugunsten der Straßeninfrastruktur ist abzulehnen, da sie eine mit langfristigen Klimazielen im Einklang stehende Investitionspolitik erschwert. Hierfür wäre vielmehr eine Zweckbindung der Einnahmen zugunsten von modusübergreifenden Maßnahmen zur Verminderung der ökologischen Belastungen durch den Güterverkehr geboten.

Ferner sollte die Bundesregierung auf EU-Ebene im Rahmen zukünftiger Revisionsschritte auf weitere Verbesserungen hinwirken, da auch die überarbeitete Richtlinie trotz Fortschritten in wichtigen Punkten hinter einem aus ökologischer Perspektive wünschenswerten Ansatz zurückbleibt. Zentrale Kritikpunkte betreffen den Geltungsbereich und die Verbindlichkeit der überarbeiteten Eurovignetten-Richtlinie. So können die Mitgliedstaaten auch künftig Lkws mit einem zulässigen Gesamtgewicht zwi-

schen 3,5 t und 12 t von der Maut befreien oder weiterhin vollständig auf die Einführung einer Lkw-Maut verzichten.

Als kritisch erweist sich überdies, dass externe Staukosten des Straßengüterverkehrs – entgegen ursprünglichen Planungen – nicht in den Mautgebühren erfasst werden dürfen, obgleich Staukosten auf einigen Streckenabschnitten und in Abhängigkeit von der Verkehrssituation die dominierende Komponente der externen Kosten sein können (MAIBACH et al. 2008, S. 32 ff.; SCHREYER et al. 2004, S. 106). Es ist lediglich eine aufkommensneutrale zeitliche Differenzierung der Infrastrukturgebühren erlaubt. Diese trägt zwar zu einer effizienteren Nutzung der Straßenkapazitäten bei, kann dabei jedoch auch zusätzliche Verkehrsleistung induzieren (KOMANOFF 1997, S. 6 ff.). Demgegenüber ließen sich durch eine streckenspezifische, an den tatsächlichen externen Staukosten orientierte zusätzliche Knappheitsbepreisung gleichzeitig die Verkehrslenkung verbessern und benötigte Finanzmittel für Investitionen in den klimaverträglichen Umbau des Verkehrssystems generieren. In diesem Sinne sollte zudem der derzeitigen Empfehlung der Richtlinie, die zusätzlichen Mauteinnahmen durch die Erfassung externer Kosten für eine nachhaltige Gestaltung des Güterverkehrs zu verwenden, verpflichtender Charakter zukommen.

Des Weiteren sollte bei zukünftigen Revisionen der Eurovignetten-Richtlinie erneut konstruktiv geprüft werden, wie die externen – das heißt die nicht über den Kfz-Versicherungsschutz gedeckten – Unfallkosten zukünftig angemessen in den Mautgebühren erfasst werden könnten. Obwohl die marginalen externen Unfallkosten, insbesondere im nachgeordneten Straßennetz und weniger auf den Autobahnen, signifikant sein können (SCHREYER et al. 2004, S. 90 ff.; MAIBACH et al. 2008, S. 43 ff.; LINDBERG 2002), bleiben sie auch in der überarbeiteten Richtlinie unberücksichtigt.

4.4.2 CO₂-Standards für schwere Nutzfahrzeuge

268. CO₂-Emissions- bzw. Verbrauchsgrenzwerte für Pkws sind ein weltweit verbreitet eingesetztes Instrument zur Begrenzung der CO₂-Emissionen sowie der Ölabhängigkeit des Straßenpersonenverkehrs. Auch die spezifischen CO₂-Emissionen leichter Nutzfahrzeuge werden in der EU bereits über solche Standards reguliert, für schwere Nutzfahrzeuge des Straßengüterverkehrs existieren hingegen keine europäischen Grenzwerte für den spezifischen CO₂-Ausstoß. Diese Beschränkung greift zu kurz, da leichte Nutzfahrzeuge die Nutzfahrzeugflotte zwar hinsichtlich der Fahrzeuganzahl dominieren, der Schwerverkehr mit Blick auf die Gesamtfahrleistung und den Kraftstoffverbrauch jedoch die größte Relevanz hat (LENZ et al. 2010; HILL et al. 2011, S. 73 ff.; BRUNNER 2011).

Obschon die Kraftstoffeffizienz bereits heute ein wichtiges Kriterium bei der Anschaffung schwerer Nutzfahrzeuge ist, zeigen verschiedene Studien das nach wie vor große Potenzial für weitere – größtenteils kosteneffiziente –

Verbesserungen beim spezifischen Kraftstoffverbrauch auf (HILL et al. 2011; JACKSON 2011; LAW et al. 2011; s. a. Tz. 253). Zur Erschließung der vorhandenen Potenziale sollten verpflichtende CO₂-Grenzwerte für schwere Nutzfahrzeuge erarbeitet und eingeführt werden. Die derzeitigen Bestrebungen seitens der Europäischen Kommission zur Entwicklung von Testprozeduren zur Verbrauchsmessung sind dabei als notwendige Voraussetzung einer solchen Standardsetzung zu begrüßen (BRUNNER 2011). Für eine möglichst effektive instrumentelle Ausgestaltung ist es wichtig, dass der Regulierungsansatz nicht nur die Motoreffizienz, sondern auch die Aufbauten bzw. den gesamten Fahrzeugzug umfasst, da Potenziale zur Verbesserung der Gesamteffizienz schwerer Nutzfahrzeuge vor allem auch im Bereich Aerodynamik, bei der Verringerung des Rollwiderstandes und bei Gewichtseinsparungen liegen (HILL et al. 2011; JACKSON 2011; LAW et al. 2011). In diesen Bereichen erzielte Effizienzsteigerungen sind auch im Hinblick auf eine partielle – direkte und indirekte – Elektrifizierung des Straßengüterverkehrs von nachhaltigem Nutzen, da sie den induzierten Anstieg der Stromnachfrage bremsen.

Die Grenzwertsetzung sollte zwischen verschiedenen Fahrzeugtypen für unterschiedliche Einsatzzwecke differenzieren und sich an der maximalen Zuladung hinsichtlich des Gewichts und des Volumens orientieren. Dazu ist eine Methodik zu entwickeln, welche – unter Zuhilfenahme von Simulationsmodellen – mit vertretbarem administrativem Aufwand eine hinreichend präzise Erfassung der spezifischen CO₂-Emissionen verschiedener Fahrzeugkonfigurationen erlaubt. Hierbei kann auf die Erfahrungen in Japan und den Vereinigten Staaten zurückgegriffen werden, wo bereits Standards für schwere Nutzfahrzeuge eingeführt wurden bzw. ihre Einführung bevorsteht (KAJIWARA 2011; EPA 2011).

Aufgrund der vergleichsweise schnellen Flottenerneuerung schwerer Nutzfahrzeuge ließe sich durch anspruchsvolle CO₂-Standards relativ kurzfristig die CO₂-Belastung je beförderter Tonne spürbar mindern. Damit sich die Verbesserungen der spezifischen Effizienz auch in einer entsprechenden Minderung der absoluten CO₂-Emissionen niederschlagen, ist der Rebound-Effekt (d. h. eine durch Effizienzgewinne induzierte Zunahme der Transportleistung) durch geeignete preisliche Instrumente zu adressieren (vgl. Abschn. 4.4.1.1).

Während für neu in Verkehr gebrachte Pkws und leichte Nutzfahrzeuge Informationsbereitstellungspflichten zum Kraftstoffverbrauch und zu den spezifischen CO₂-Emissionen bestehen, existiert in Europa für schwere Nutzfahrzeuge kein vergleichbarer genormter Fahrzyklus zur Ermittlung entsprechender Verbrauchs- und Emissionsangaben (ZIMMER und FRITSCHKE 2008). Daher sollte – parallel zur Einführung von ambitionierten Standards – durch eine verbesserte Bereitstellung von Informationen zum Kraftstoffverbrauch insbesondere auch kleineren Spediteuren die Anschaffung von verbrauchsarmen und für die jeweilige Nutzung optimierten Fahrzeugen erleichtert werden. Dies kann sowohl die Etablierung eines transparenten Labeling-Systems als auch eines öffentlich

zugänglichen Simulationstools zur Berechnung der Gesamtemissionen eines Fahrzeugzugs für verschiedene Konfigurationen umfassen.

4.4.3 Entwicklung eines zukunftsfähigen Verkehrsnetzes

269. Zentraler Baustein für einen klimaverträglichen Güterverkehr ist die Verlagerung auf die Schiene. Dafür ist ein entsprechend ausgestaltetes Schienennetz notwendig. Grundsätzlich gilt es daher, bestehende Engpässe zu beseitigen und je nach angestrebtem Verlagerungsumfang neue Schieneninfrastruktur zur Verfügung zu stellen. Das Straßennetz ist hingegen bereits so dicht, dass die Erhaltung Vorrang hat und auch Rückbau nicht ausgeschlossen sein sollte.

Das Planungsverfahren für Bundesverkehrswege ist mehrstufig aufgebaut. Grundsätzlich kann die Klimaproblematik mit den klassischen Mitteln der Konfliktschlichtung in der Planfeststellung – etwa Trassenverlegung – nicht gelöst werden (WINTER 2010, S. 200). Daher gilt es zur Gewährleistung eines klimaverträglichen Güterverkehrs auf höchster Ebene, nämlich der Bundesverkehrswegeplanung, anzusetzen. Denn hier wird die für die Klimaverträglichkeit relevante Frage des Bedarfs an Neu-, Aus- und Rückbau von Verkehrswegen entschieden. Auf den nachfolgenden Stufen können nur noch die negativen (Umwelt-)Auswirkungen von bereits beschlossenen Verkehrsprojekten reduziert werden.

Der Bundesverkehrswegeplan ist derzeit ein Investitionsrahmenplan, der das notwendige Investitionsvolumen für die einzelnen während seiner Laufzeit vorgesehenen Verkehrsprojekte darstellt. Mit ihm wird über den Projektbedarf, nicht jedoch über die konkrete Projektrealisierung entschieden. Er ist Grundlage für die Bedarfsgesetze (Änderungen des Bundesschienenwegeausbau- bzw. des Fernstraßenausbaugesetzes), mit denen der Bundestag beschließt, welche Verkehrsprojekte gebaut werden sollen. Deshalb handelt es sich bei der Bundesverkehrswegeplanung um die entscheidende Weichenstellung. Die Erforderlichkeit der dort aufgenommenen Projekte lässt sich in den nachfolgenden Verfahren nur noch schwer widerlegen.

Für 2015 plant das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) eine Neuauflage des Bundesverkehrswegeplans. Diese sollte genutzt werden, um das Verkehrsnetz auf einen klimaverträglichen Güterverkehr entsprechend den für das Jahr 2050 gesetzten Reduktionszielen für CO₂-Emissionen auszurichten.

4.4.3.1 Schwächen der Bundesverkehrswegeplanung

270. Die Bundesverkehrswegeplanung von 2003 weist strukturelle Schwächen im Hinblick auf die Gewährleistung eines klimaverträglichen Güterverkehrs auf, die allein durch die nach § 14b Absatz 1 Nummer 1 in Verbindung mit Anlage 3 Nummer 1 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) nun erforderliche

Strategische Umweltprüfung (SUP) nicht ausgeglichen werden können.

Fehlerhafte Bedarfsbestimmung

271. Grundlage der Bundesverkehrswegeplanung sind zunächst Verkehrsprognosen, die jedoch nicht in Szenarien mit verschiedenen Zeithorizonten verarbeitet werden. Vielmehr wird davon ausgegangen, dass für die prognostizierten Verkehrsströme die entsprechende Infrastruktur zur Verfügung gestellt werden muss, wodurch politische Gestaltungsspielräume negiert werden (SRU 2005, Tz. 398; BORMANN et al. 2010, S. 15). Der Bedarf wird nicht aufgrund zuvor festgelegter Kriterien bestimmt, sondern vielmehr durch die Länder für die Bundesfernstraßen und durch die DB Netz AG für die Schiene angemeldet. In der Folge werden – teils sogar umstrittene – Großprojekte für den Personenverkehr auf der Schiene finanziert, statt prioritär die Beseitigung von Engpässen voranzutreiben (HOLZHEY 2010, S. 164; BORMANN et al. 2010, S. 12). Wegen der Verflechtung zwischen Bund und Ländern in der Bundesverkehrswegeplanung (der Bund finanziert Projekte, die von den Ländern angemeldet werden), bestehen auf Seiten der Länder Anreize einen überzogenen Bedarf anzumelden, wodurch es zur Finanzierung von Verkehrsprojekten von nur regionaler Bedeutung kommt (SRU 2005, Tz. 399).

Unzureichende Projektbewertung

272. Ein uneingeschränkter Planungsauftrag wird für solche angemeldeten Projekte erteilt, die nach Durchführung einer Raumwirksamkeitsanalyse, einer Umweltrisikoeinschätzung und einer Nutzen-Kosten-Analyse als vordringlicher Bedarf klassifiziert wurden, wobei letztere das zentrale Kriterium für Bauwürdigkeit und Dringlichkeit ist (BORMANN et al. 2010, S. 10). Die Auswirkungen von CO₂-Emissionen auf das Klima sind im Rahmen der Projektbewertung nicht ausschlaggebend. So finden sie in der ohnehin nur geringe Steuerungswirkung entfaltenden Umweltrisikoeinschätzung keine Berücksichtigung (SRU 2005, Tz. 415). Bei der auf die Bewertung der gesamtwirtschaftlichen Effekte angelegten Nutzen-Kosten-Analyse werden die Klimaauswirkungen zwar mit einem hohen Kostensatz (205 Euro pro ausgestoßener Tonne CO₂) bedacht, die Senkung der Transport- und Beförderungskosten sowie die Verbesserung der Erreichbarkeit dominieren jedoch (BORMANN et al. 2010, S. 10). Zudem kommt es weder bei der Umweltrisikoeinschätzung noch bei der Nutzen-Kosten-Analyse zu einer ausreichenden verkehrsträgerübergreifenden Alternativenprüfung (BORMANN et al. 2010, S. 15; WINTER 2010, S. 199).

Finanzierungsprobleme

273. Mit der Fertigstellung der im Bundesverkehrswegeplan 2003 und den entsprechenden Ausbaugesetzen enthaltenen Verkehrswege ist nicht nur wegen der langen Planungszeiträume, sondern vor allem wegen Finanzierungsproblemen erst zwischen 2025 und 2030 für die Bundesfernstraßen bzw. bis 2040 für die Bundesschie-

nenwege zu rechnen (BORMANN et al. 2010, S. 4 und 14). Es fehlt derzeit an einem Finanzierungskonzept. Die Finanzierung neuer Schienenwege erfolgt größtenteils über Haushaltsmittel, ohne dass dabei Einnahmen aus der Lkw-Maut verwendet werden dürften – diese fließen nur in Straßenprojekte (§ 11 Bundesfernstraßenmautgesetz (BFStrMG)).

Keine Steuerungswirkung der Strategischen Umweltprüfung

274. Durch die Pflicht, zukünftig eine SUP durchzuführen, sind positive Impulse für die Bundesverkehrswegeplanung zunächst insofern zu erwarten, als dass auch das globale Klima Schutzgut und daher eine CO₂-Emissionen berücksichtigende Klimaverträglichkeitsprüfung durchzuführen ist (SRU 2011, Tz. 456). Zudem sind im Rahmen der durchzuführenden Alternativenprüfung nach § 19b Absatz 2 UVPG alternative Verkehrsnetze und alternative Verkehrsträger zu berücksichtigen, zu beschreiben und zu bewerten, wodurch die Prüfung der Umweltauswirkungen von der Projekt- auf die Netzebene verlagert wird (GASSNER 2006, § 19b Rn. 13; HÜNNEKENS in: HOPPE 2012, § 19b UVPG Rn. 24; PETERS/BALLA 2006, § 19b UVPG Rn. 7). Des Weiteren ist die nach § 14i UVPG durchzuführende Öffentlichkeitsbeteiligung nicht nur für die Akzeptanz des Plans wichtig (WAGNER in: HOPPE 2012, § 14i UVPG Rn. 7), sondern kann auch zu verstärkten Diskussionen – auch über die Klimaauswirkungen – in der Öffentlichkeit beitragen und insofern Druck auf die Entscheidungsträger ausüben und damit positive Auswirkungen auf den weiteren Verfahrensverlauf haben (SRU 2011, Tz. 460).

Allerdings vermag die SUP keine Sperrwirkung zu entfalten und kann daher allein keine ausreichende Steuerungswirkung entfalten. Denn nach § 14k Absatz 2 UVPG ist der Umweltbericht lediglich zu berücksichtigen, weswegen es weder zu einer Bindung an den Umweltbericht kommt (PETERS/BALLA 2006, § 14k UVPG Rn. 5), noch den Umweltbelangen abstrakt-genereller Vorrang einzuräumen ist (PETERS/BALLA 2006, § 14k UVPG Rn. 6; BECKMANN in: HOPPE 2012, § 14k UVPG Rn. 11). Vielmehr gehen die im Rahmen der SUP genannten Umweltbelange in die Gesamtentscheidung ein, in deren Rahmen sie auch ganz oder teilweise zurückgestellt werden können (PETERS/BALLA 2006, § 14k UVPG Rn. 5; BECKMANN in: HOPPE 2012, § 14k UVPG Rn. 9).

4.4.3.2 Neuausrichtung der Bundesverkehrswegeplanung

275. Um einen klimaverträglichen Güterverkehr zu gewährleisten, ist ein Paradigmenwechsel in der Bundesverkehrswegeplanung notwendig. Nachfolgend sollen wichtige Eckpunkte dargestellt werden, die für eine Neuausrichtung der Bundesverkehrswegeplanung relevant sind.

Bundesverkehrswegeplanung auf gesetzliche Grundlage stellen

276. Bisher ist das Verfahren für die Bundesverkehrswegeplanung nicht gesetzlich geregelt. Es sollte daher künftig auf eine gesetzliche Grundlage gestellt werden. Durch sie werden wichtige Weichenstellungen vorgenommen, die durch den Gesetzgeber vorstrukturiert sein sollten. Insofern als die wesentlichen Entscheidungen durch den Gesetzgeber selbst zu treffen sind (Wesentlichkeitstheorie), sollten daher nicht nur Gegenstand und Ziel der Planung, sondern auch das Aufstellungsverfahren nebst Entscheidungskriterien vorgegeben werden. Der Bund ist hierzu aufgrund seiner ausschließlichen Gesetzgebungskompetenz für Eisenbahnen des Bundes nach Artikel 73 Absatz 1 Nummer 6a Grundgesetz (GG) und seiner konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz für den Straßenverkehr nach Artikel 74 Absatz 1 Nummer 22 GG befugt.

Netzbetrachtung statt Einzelprojektbewertung

277. Statt einen Katalog angemeldeter Einzelprojekte zu überprüfen, sollte im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung künftig eine Netzbetrachtung vorgenommen werden. Dazu gilt es die folgenden Verfahrensschritte durchzuführen:

- *Strategische Vorfestlegungen:* Die in letzter Zeit unter den Stichworten „Bundesmobilitätsplan“ (BORMANN et al. 2010, S. 17 ff.) oder „Strategieplanung Mobilität und Transport“ (Wissenschaftlicher Beirat für Verkehr 2010, S. 20 ff.) diskutierte vorgelagerte strategische Planungsebene sollte im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung als erster Schritt aufgenommen werden. Hier wären nicht nur die Entwicklungsziele für einen klimaverträglichen Verkehr etwa in Anlehnung an die Vorgaben der Nachhaltigkeitsstrategie zu konkretisieren (LAMBRECHT et al. 2009, S. 80; BORMANN et al. 2010, S. 18), sondern auch die Entscheidungskriterien zur materiellen Vorstrukturierung der Planungsentscheidung auszudifferenzieren.
- *Verkehrsprognosen und -szenarien:* Unter Berücksichtigung der gegenseitigen Beeinflussung sollten mehrere Verkehrsprognosen und -szenarien entwickelt werden, die im Hinblick auf die Entwicklungsziele und andere, klar vorgegebene Rahmenbedingungen mehrere Optionen bis zum Jahr 2050 durchspielen. Dabei sollten Anforderungen an die Entwicklung dieser Prognosen und Szenarien aufgestellt werden, mit deren Hilfe ihre Verwendbarkeit sichergestellt werden kann.
- *Bundesverkehrswegeplan:* Unter Zuhilfenahme der Entscheidungskriterien sollte die im Hinblick auf ein gesamtdeutsches Verkehrsnetz erforderliche Schienen- und Straßeninfrastruktur bestimmt werden. Dazu sollten alle bisher noch nicht umgesetzten Projekte aus dem letzten Bundesverkehrswegeplan auf den Prüfstand, die Fernverkehrsinfrastruktur in den Fokus gerückt (BORMANN et al. 2010, S. 26 ff.; SRU 2005, Tz. 423 ff.) und die Einbindung in das transeuropäi-

sche Verkehrsnetz berücksichtigt werden (Artikel 170 ff. AEUV).

Öffentlichkeitsbeteiligung und Strategische Umweltprüfung

278. Um größtmögliche Akzeptanz zu erzielen, sollte – wie für Stromnetze durch § 12a Energiewirtschaftsgesetz (EnWG) vorgesehen – schon hinsichtlich der Verkehrsprognosen und -szenarien eine Öffentlichkeitsbeteiligung vorgesehen werden (so auch BORMANN et al. 2010, S. 22), wobei jedoch gesetzlich vorab festzulegen wäre, wie mit deren Ergebnissen umzugehen ist. Die für den Bundesverkehrswegeplan durchzuführende SUP umfasst sowohl eine Alternativenprüfung als auch eine Öffentlichkeitsbeteiligung. Erstere verlangt bereits die Berücksichtigung, Beschreibung und Bewertung alternativer Verkehrsnetze und Verkehrsträger, sollte zusätzlich aber auch nicht-infrastrukturelle Maßnahmen wie die Optimierung der Leit- und Sicherungstechnik als Alternative zum Neu- und Ausbau einbeziehen. Hinsichtlich der Öffentlichkeitsbeteiligung ist sicherzustellen, dass sie zu einem Zeitpunkt erfolgt, in dem es nicht nur um die Ausgestaltung, sondern auch um die vorgelagerte Frage der Erforderlichkeit geht. Im Hinblick auf das Ergebnis der SUP wäre eine Steigerung der Verbindlichkeit sinnvoll. Dies könnte zum Beispiel in der Form geschehen, dass die in § 14 Absatz 2 Nummer 2 UVPG vorgesehene Begründungspflicht präzisiert und verschärft wird.

Erstellung des Bundesverkehrswegeplans: Zuständigkeit und Form

279. Die administrative Erarbeitung und Aufstellung des Bundesverkehrswegeplans sollte in Kooperation zwischen den Ressorts Verkehr und Umwelt entweder auf ministerieller oder aber bundesbehördlicher Ebene stattfinden. Dabei sollte die Unterscheidung zwischen dem Bundesverkehrswegeplan und den vom Parlament verabschiedeten Ausbaugesetzen für die Verkehrsträger Schiene und Straße grundsätzlich beibehalten werden, wobei letztere in Zukunft verkehrsträgerübergreifend in einem Bedarfsgesetz zusammengeführt werden sollten. Bei der Ausgestaltung sind die verfassungsrechtlichen Vorgaben, wie sie vom Bundesverfassungsgericht konkretisiert wurden (BVerfGE Bd. 95, S. 1 (17 f.)), zu beachten.

Nachhaltige Finanzierung der Bundesverkehrswege

280. Es sollte ein nachhaltiger Finanzierungsrahmen auf einem – für die notwendige Weiterentwicklung des Verkehrsnetzes – ausreichend hohem Niveau gesetzt werden, der sich an den folgenden Grundsätzen orientiert:

- Die Haushaltsmittel sollten durch Nutzungsbeiträge ergänzt werden. Dabei sollten keine geschlossenen Finanzierungskreisläufe vorgeschrieben, sondern eine verkehrsträgerübergreifende Mittelverwendung ermöglicht werden (BORMANN et al. 2010, S. 25 f.). Daher ist etwa § 11 BFStrMG problematisch, wonach

Einnahmen aus der Lkw-Maut nur in Straßenprojekte fließen dürfen.

- Die Investitionsvolumina sollten verstetigt werden, damit eine stabile finanzielle Basis für den Neu- und Ausbau von Schieneninfrastruktur und die Erhaltung bzw. den Rückbau von Straßen geschaffen wird.
- Grundsätzlich sollten zukünftig die Erhaltung bzw. die Verbesserung der Infrastruktur Vorrang vor Streckenneubauten haben. Im Schienenverkehr lassen sich durch infrastrukturelle Maßnahmen zur Erhöhung der Kapazitäten des Güterverkehrs, insbesondere durch Netzertüchtigung und die Beseitigung von Engpassstellen, mit geringerem Mitteleinsatz häufig höhere Umweltentlastungen als durch teure Neubauvorhaben für den Hochgeschwindigkeitspersonenverkehr erzielen.

4.4.4 Flankierende planungs- und ordnungsrechtliche Instrumente

281. Wenn eine Güterverkehrsleistung von bis zu 500 Mrd. tkm auf der Schiene realisiert werden soll (vgl. Tz. 255), werden die Bereitstellung einer entsprechenden überörtlichen Infrastruktur und ökonomische Instrumente wie die Emissionsbepreisung oder Mautgebühren als Anreize zur Verlagerung des Straßengüterverkehrs auf die Schiene vermutlich nicht ausreichen. Wichtig wird es vielmehr zum einen sein, dass Wirtschaftsunternehmen, bei denen mit einem An- und Abtransport von Gütern in relevantem Umfang zu rechnen ist (z. B. Güterverkehrszentren, herstellende und verarbeitende Industrie), über private Gleisanschlüsse Zugang zum öffentlichen Schienenverkehrsnetz haben. Zum anderen wird nach Instrumenten zu suchen sein, durch die der Straßengüterverkehr gezielt zugunsten einer Verlagerung auf die Schiene umgelenkt werden kann.

Private Gleisanschlüsse ermöglichen

282. Um Neu- und Ausbau sowie Reaktivierung privater Gleisanschlüsse voranzutreiben, gilt es zunächst bestehende Förderprogramme (Gleisanschlussförderrichtlinie des BMVBS) zu optimieren (LAMBRECHT et al. 2009, S. 96 ff.). Zugleich sollten in Bauleitplänen (Flächennutzungsplan und Bebauungsplan), insbesondere bei der Ausweisung neuer Industrie- und Gewerbegebiete, entsprechende Flächen für Schienen vorgehalten werden.

Daher sollten zu den bei der Aufstellung von Bauleitplänen zu berücksichtigenden Belangen des § 1 Absatz 6 Baugesetzbuch (BauGB) das Verlagerungsziel und die dazugehörige Anbindung güterintensiver Wirtschaftsunternehmen an das Schienenverkehrsnetz hinzugefügt werden. Denn diesen kommt im Rahmen der Bauleitplanung Orientierungsfunktion zu. Sie sind in die Abwägung – sofern dies der Lage der Dinge entspricht – einzustellen und können sich hier gegen andere öffentliche oder private Belange durchsetzen (SÖFKE in: ERNST/ZINKAHN/BIELENBERG/KRAUTZBERGER et al. 2011, § 1 BauGB Rn. 108, 188; KRAUTZBERGER in: BATTIS/KRAUTZBERGER/LÖHR 2009, § 1 BauGB Rn. 47, 49).

Insbesondere dann, wenn Gleisanschlüsse im Hinblick auf die topografischen Gegebenheiten realisierbar und die Nähe zum überörtlichen Schienennetz zweckmäßig sind, können dann im Rahmen der Bauleitplanung entsprechende Flächen vorgehalten werden. Eine Beeinträchtigung des durch Artikel 28 Absatz 2 GG garantierten kommunalen Selbstverwaltungsrechts, das über die Planungshoheit auch die örtliche Bodennutzung und damit Bauleitplanung umfasst (TETTINGER/SCHWARZ in: von MANGOLDT/KLEIN/STARCK 2010, Artikel 28 GG Rn. 181), ist hierdurch nicht zu befürchten, weil lediglich die zu berücksichtigenden Belange ergänzt, bestehende Planungen jedoch nicht gestört und zukünftige Planungen nicht entzogen werden.

Wichtig für private Gleisanschlüsse ist neben der Vorhaltung entsprechender Flächen, dass die Anbindung an das überörtliche Schienennetz gewährleistet ist. Insofern ist die Anschlussgewährleistungspflicht des § 13 Allgemeines Eisenbahngesetz (AEG), wonach jede Eisenbahn den Anschluss an ihre Schieneninfrastruktur gestatten muss, von besonderer Bedeutung. Hierdurch kann die Verknüpfung der Einzelstrecken zu einem Gesamtnetz und damit die zusammenhängende Nutzbarkeit des gesamten Schienennetzes gewährleistet werden. Negativ kann sich hingegen die Möglichkeit öffentlicher Eisenbahninfrastrukturunternehmen auswirken, die dauernde Einstellung des Betriebs einer Strecke zu beantragen (vgl. § 11 Absatz 1 AEG). Weil zu befürchten ist, dass sich die Netzdichte hierdurch zunehmend reduziert, bedarf es einer Gegensteuerung (kritisch auch REH 2004, S. 42 ff.).

Anreize und Pflichten zur Verlagerung auf die Schiene diskutieren

283. Sollten die bestehenden Anreize zur Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene in Zukunft nicht ausreichen, um die verfügbaren Kapazitäten auszunutzen, müsste über zusätzliche Instrumente nachgedacht werden. Um den Alpenraum zu schützen, haben sowohl die Schweiz als auch Österreich diskussionswürdige Maßnahmen zur Verlagerung, insbesondere des (Transit-)Güterverkehrs auf die Schiene, diskutiert bzw. auch getroffen:

- *Ökopunktesystem (1992 bis 2003)*: Für den Transitverkehr wurde durch einen Vertrag zwischen Österreich und der damaligen Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft (EWG) sowohl eine Emissionsobergrenze als auch eine mengenmäßige Obergrenze für die mit Lkws durchgeführten Fahrten eingeführt. Zur Durchsetzung der Grenzen wurden Ökopunkte auf die einzelnen Mitgliedstaaten verteilt, die bei Fahrten durch das Land „abgegeben“ werden mussten. Weil dies im Rahmen der Beitrittsverhandlungen so vereinbart wurde, konnte das Ökopunktesystem auch nach dem Beitritt Österreichs zur Europäischen Union zunächst beibehalten werden (vgl. für einen Überblick OBWEXER 2006, S. 300 ff.).
- *Alpentransitbörse (in der Diskussion)*: Vor allem in der Schweiz, aber auch in Österreich werden mehrere

Modelle für die Versteigerung von und den Handel mit Durchfahrtsrechten diskutiert, um zum Schutz der Alpen eine Verlagerung von der Straße auf die Schiene zu bewirken (vgl. für einen kurzen Überblick EPINEY und HEUCK 2009, S. 179 ff.; Bundesamt für Raumentwicklung ARE 2007, S. 85 ff.). Die obere Grenze soll sich dabei entweder an bestimmten Emissionen oder der Anzahl der Fahrten orientieren. In der Schweiz wurde der Bundesrat 2008 durch das sogenannte Güterverkehrsverlagerungsgesetz aufgefordert, entsprechende Verhandlungen mit der Europäischen Union und den Nachbarländern anzustreben.

- *Sektorales Fahrverbot (mehrfache Beanstandung durch den EuGH)*: Schon 2003 hatte das österreichische Bundesland Tirol per Verordnung auf einem Teilstück der Inntalautobahn Lkw-Transporte, insbesondere von Gütern wie etwa Steine und Erden, die zwischen Deutschland und Italien transportiert werden, verboten. Nachdem die Verordnung 2005 durch den Europäischen Gerichtshof (EuGH) aufgehoben wurde (EuGH, Urteil vom 15. November 2005 in der Rechtssache C-320/03, EuZW 2006, S. 50 ff.), hat Tirol 2008 erneut eine solche Verordnung erlassen – nun im Rahmen eines Maßnahmenbündels zur Verbesserung der Luftqualität und nachdem Anstrengungen zur Schaffung von Transportalternativen unternommen wurden. Auch bei dieser Verordnung hat der EuGH einen Verstoß gegen die Warenverkehrsfreiheit festgestellt, weil nicht nachgewiesen werden konnte, dass weniger beschränkende Maßnahmen – wie ständige Geschwindigkeitsbeschränkungen oder eine Ausweitung bestehender Fahrverbote auf weitere Euro-Klassen – zur Gewährleistung der Luftqualität ungeeignet sind (EuGH, Urteil vom 21. Dezember 2011 in der Rechtssache C-28/09).

Diese bis zum Verbot reichenden Maßnahmen lassen sich zwar nicht ohne Weiteres auf die Situation in Deutschland übertragen, liefern aber für die Zukunft interessante Ansatzpunkte. Sie sind im europäischen Kontext zu sehen und müssen daher vor allem mit der Warenverkehrsfreiheit (Artikel 34 AEUV) und dem Diskriminierungsverbot (Artikel 18 AEUV) vereinbar sein. Bei entsprechender Ausgestaltung sind derartige Maßnahmen zur Verlagerung des Güterverkehrs einer Rechtfertigung aus Gründen des Umweltschutzes zugänglich. Dabei wird es hinsichtlich der Verhältnismäßigkeit vor allem auf den richtigen Anknüpfungspunkt für Maßnahmen (Fahrzeugemissionen) und realistische Ausweichmöglichkeiten (ausreichend Schienenkapazitäten) ankommen (vgl. Schlussanträge der Generalanwältin Trstenjak vom 16. Dezember 2010 in der Rechtssache C-28/09). Sofern der Lokal- und Kurzstreckenverkehr und damit inländische Transporteure bevorzugt werden, kann dies nicht mit allein wirtschaftlichen Erwägungen gerechtfertigt werden. Des Weiteren gilt es, die Vereinbarkeit mit der europäischen Eurovignetten-Richtlinie 2011/76/EU sicherzustellen und hier eventuell Modifikationen vorzunehmen.

4.4.5 Forschungsbedarf, Test- und Demonstrationsprojekte

284. Seitdem auch der Verkehrssektor verstärkt im klimapolitischen Fokus steht, ist die Diskussion um seine Dekarbonisierung von verschiedenen technologischen „Hypes“ geprägt (Brennstoffzelle, batterieelektrische Fahrzeuge in den Neunzigerjahren, Biokraftstoffe), welche vermeintlich einen Königsweg zur Lösung der CO₂-Problematik des Sektors versprochen. Die anfängliche Euphorie für die jeweilige Technologie legte sich regelmäßig bereits nach wenigen Jahren oder verkehrte sich gar ins Gegenteil. Der gegenwärtige Stand des Wissens hinsichtlich zukünftiger technologischer Optionen zur Dekarbonisierung des Güterverkehrs erlaubt noch keine Festlegungen zugunsten bestimmter Technologien. Zudem zeigen die bisherigen Erfahrungen, dass sich die Gesellschaft voraussichtlich von der Idee des einen technologischen Königswegs lösen müssen. Wahrscheinlicher ist der Einsatz verschiedener Technologien in Abhängigkeit von den spezifischen Anforderungen der jeweiligen Transportaufgaben.

Angesichts der bestehenden Unsicherheiten über die Entwicklungs-, Realisierungs- und Kostendegressionspotenziale verschiedener Antriebs- und Kraftstoffoptionen ist eine möglichst technologieoffene staatliche Forschungspolitik geboten. Eine frühzeitige Festlegung auf wenige Technologien, die kurzfristig gegebenenfalls kostengünstiger und schneller zu realisieren sind, kann sich langfristig als nicht hinreichend effektiv und wesentlich teurer erweisen als eine breit gefächerte Forschungs- und Entwicklungsstrategie, die auch solche Technologieoptionen umfasst, deren Marktreife derzeit noch weit entfernt und ungewiss ist.

Die Mittelverteilung einer solchen Forschungs- und Entwicklungsförderung sollte sich grundsätzlich an den potenziellen Zielerreichungsbeiträgen und der Notwendigkeit öffentlicher Fördermaßnahmen richten. Mithin sollten vor allem solche Technologien gefördert werden, die erhebliche CO₂-Einsparpotenziale aufweisen und für deren Entwicklung nicht ausreichend private Mittel bereitgestellt werden. Private Gelder lassen sich umso weniger mobilisieren, je weiter die Technologie von der Marktreife entfernt und desto unsicherer ihr kommerzieller Erfolg ist. Eine solche hohe Unsicherheit und damit hohe Risikokosten privater Investoren sind insbesondere dann gegeben, wenn für die erfolgreiche Marktetablierung der Aufbau umfangreicher Infrastrukturen erforderlich ist, da die erfolgreiche Produktentwicklung allein für einen kommerziellen Erfolg nicht ausreicht.

So sind zum Beispiel für die verschiedenen Optionen zur Elektrifizierung des Güterverkehrs sowohl fahrzeug- als auch infrastrukturseitig noch erhebliche Entwicklungsschritte notwendig. Mit Blick auf ambitionierte klimapolitische Langfristziele, die angesichts des prognostizierten Verkehrsmengenwachstums durch Weiterentwicklungen des Verbrennungsmotors kaum erreichbar sein werden, sollte die Forschung im Bereich alternativer, auf regenerativem Strom basierender Transportkonzepte für den Güterverkehr verstärkt werden. Hierunter fällt auch die För-

derung der weiteren Erforschung und anschließenden Erprobung bisher noch weitgehend unbeachteter Ansätze wie leitungsgebundener elektrisch angetriebener Lkws (Tz. 257).

Zudem sollten die Forschungsaktivitäten zur Weiterentwicklung der verkehrsprognostischen Verfahren und deren Verkopplung mit einer, an umweltpolitischen Gesichtspunkten orientierten, strategischen Verkehrs- und Infrastrukturplanung (Wissenschaftlicher Beirat für Verkehr 2010; BORMANN et al. 2010; vgl. Abschn. 4.4.3.2) verstärkt werden. So ließen sich beispielsweise die in verschiedenen verkehrspolitischen Szenarien auftretenden infrastrukturellen Knappheiten und die dadurch induzierten Verkehrswirkungen durch die Entwicklung eines einstufigen multimodalen Prognoseverfahrens besser abbilden (NAGEL et al. 2010), wodurch die gesamtsystemische Verkehrsplanung auf ein qualitativ höherwertiges Fundament gestellt werden könnte.

4.5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

285. Der Güterverkehr, dominiert vom Gütertransport auf der Straße, trägt bereits heute mit 7 % des gesamten THG-Ausstoßes in Deutschland erheblich zur Klimabelastung bei. Angesichts der prognostizierten Wachstumsraten des Güterverkehrs ist zu erwarten, dass dieser Anteil in Zukunft weiter ansteigen wird. Um das langfristig – bis 2050 – angestrebte Ziel einer weitestgehenden Dekarbonisierung des gesamten Wirtschaftssystems zu erreichen, muss auch der Güterverkehr seine Klimabilanz substanziell verbessern. Dazu ist es erforderlich, die Entwicklung auf vier verschiedenen Ebenen grundlegend zu verändern. Es bedarf

- einer Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Verkehrsleistungswachstum,
- einer Verbesserung der Energieeffizienz und CO₂-Intensität sämtlicher Verkehrsmodi,
- einer Stärkung des Anteils besonders energieeffizienter Verkehrsträger im Modal Split und
- einer weitgehenden Umstellung der Energieversorgung auf erneuerbare Energieträger.

Um diese Veränderungen zu erreichen, ist eine Kombination verschiedener ordnungsrechtlicher, planerischer und fiskalischer Maßnahmen und Instrumente mit unterschiedlichen Zeithorizonten notwendig.

Handlungsoptionen

286. Die Güterverkehrsleistung in Deutschland wird in den kommenden Jahren weiter steigen, auch wenn eine Fortschreibung vergangener, über dem Wirtschaftswachstum liegender, Wachstumsraten kritisch zu hinterfragen ist. Verschiedene Nachfrage- und Angebotstrends sprechen für eine sich deutlich verlangsamende Wachstumsdynamik. Zu nennen wären hier zum Beispiel die Stabilisierung des wirtschaftlichen Aufholprozesses in Osteuropa oder die Tertiarisierung der Ökonomie auf der Nachfrageseite und steigende Transportkosten oder infra-

strukturelle Knappheiten auf der Angebotsseite. Die Politik kann dabei gezielt bestimmte Entkopplungstendenzen verstärken. Leitbilder für eine Senkung der Verkehrsdensität der Wirtschaft sind eine verstärkte Dematerialisierung, verkehrssparende Raumstrukturen sowie eine verbesserte Effizienz der Logistikketten. Beispielhafte Ansatzpunkte hierzu sind im Hinblick auf ihre Verkehrsauswirkungen optimierte Güterverkehrszentren oder eine verbesserte Kommunikationsinfrastruktur zur Förderung der Zusammenarbeit verschiedener Logistikanbieter. Auch die regionale und die übergeordnete Wirtschaftspolitik können einen Beitrag zur Verstärkung von Entkopplungstendenzen der Verkehrsnachfrage leisten, indem nähräumliche Wirtschaftsverflechtungen und Unternehmenscluster gefördert werden.

Um die Energienachfrage und die THG-Emissionen merklich vom (verbleibenden) Güterverkehrswachstum zu entkoppeln, sind Effizienzverbesserungen unerlässlich. Dies betrifft sowohl technische (z. B. höhere Motoreffizienz) als auch organisatorische (z. B. höhere Fahrzeugauslastung) Effizienzsteigerungen. Zwar sind bei allen Verkehrsträgern weitere Effizienzgewinne nötig und möglich, dem Straßengüterverkehr kommt aufgrund seiner Dominanz bei der Verkehrsmittelwahl allerdings besondere Bedeutung zu. Durch Verbesserungen der Motoren und Antriebstechnologien, aber auch mittels Reduktion von Roll- und Luftwiderstand und Gewichtsminderungen, sind hier erhebliche Steigerungen bei der Energieeffizienz realisierbar. Derartige Verbesserungen der Energieeffizienz sind auch im Hinblick auf eine Elektrifizierung des Straßengüterverkehrs von nachhaltigem Nutzen, da sie den induzierten Anstieg der Stromnachfrage bremsen. Obschon notwendig, sind inkrementelle Strategien, die im Wesentlichen auf Effizienzverbesserungen innerhalb der bestehenden Strukturen des Güterverkehrs fußen, nicht hinreichend. Langfristig sind tiefer greifende systemische Änderungen unverzichtbar.

Dies betrifft zunächst die Verlagerung von Transportleistungen von der Straße auf die Schiene, denn aufgrund der hohen Effizienz des Rad-Schienen-Systems lassen sich so erhebliche Energieeinsparungen erzielen. Eine erste Machbarkeitsuntersuchung für den SRU ergab, dass eine Transportleistung des Schienengüterverkehrs von 300 bis 500 Mrd. tkm bis zum Jahr 2050 grundsätzlich darstellbar ist. Dies setzt aber grundlegende technisch-organisatorische Innovationen in der Abwicklung des Schienengüterverkehrs sowie einen substanziellen, aber finanziell realisierbaren Ausbau der Schieneninfrastruktur voraus. Bereits relativ kurzfristig und mit vergleichsweise geringem Mitteleinsatz können die Kapazitäten für den Schienengüterverkehr durch Netzertüchtigung und die Beseitigung von Engpassstellen erhöht werden.

Vergleicht man die verschiedenen Handlungsoptionen zur Umstellung auf erneuerbare Energien, sollte der leitungsgebundenen Elektrifizierung des Güterverkehrs Priorität eingeräumt werden. Hier kommen neben der Verlagerung auf den etablierten Verkehrsträger Schiene auch oberleitungsgebundene Trolley-Systeme auf wichtigen Autobahnen infrage. Die oberleitungsgeführte Elektrifizierung des

Straßengüterfernverkehrs durch Trolley-Systeme ist eine interessante Option zur Nutzung nahezu emissionsneutralen Stroms aus erneuerbaren Quellen, die ernsthaft geprüft werden sollte. Mögliche Konkurrenz- und Komplementaritätsbeziehungen zwischen den beiden Optionen einer leitungsgebundenen Elektrifizierung sowie Fragen der Integration in den europäischen Güterverkehrsmarkt müssen noch näher untersucht werden. Für die auf der Straße verbleibenden, nicht leitungsgebunden zu versorgenden (Verteil- und Zuliefer-)Verkehre sind nachhaltig produzierte Biokraftstoffe zwar grundsätzlich eine Option, kommen wegen der begrenzten Verfügbarkeit und der Nutzungskonkurrenz zur Luftfahrt jedoch nur in engem Maße infrage. Stattdessen sollten batterieelektrisch- bzw. wasserstoffbasierte Ansätze für die Zuliefer- und Verteilverkehre weiter entwickelt werden.

Solche systemischen Veränderungen erfordern eine aktive Rolle des Staates und können nur über eine abgestimmte Verkehrs-, Infrastruktur-, Wirtschafts-, Forschungs-, Raumordnungs- und Umweltpolitik erreicht werden. Die Notwendigkeit proaktiven staatlichen Handelns ergibt sich dabei zum einen daraus, dass wesentliche Teile der erforderlichen (infra-)strukturellen Anpassungen sowohl planungsrechtlich als auch hinsichtlich ihrer Finanzierung in staatlicher Verantwortung liegen. Zum anderen verhindern Investitionsunsicherheiten oder prohibitiv hoher Koordinationsaufwand oftmals das selbstständige Ausbrechen privater Akteure des Güterverkehrs aus bestehenden Pfadabhängigkeiten bzw. technologischen „Lock-in“-Situationen, sodass ein Systemwechsel ohne entschiedenes staatliches Zutun nicht gelingt. Die infrastrukturellen Weichenstellungen müssen ohne Zeitverzug initiiert werden, da sie eine lange Vorlaufzeit haben und sich die Umstellung von Logistikstrukturen und Transportströmen nur langsam vollzieht. Ohne frühzeitige Weichenstellungen in Richtung einer ambitionierten Verkehrsvermeidungs-, Verlagerungs- und Energieträgersubstitutionsstrategie wird die Politik mit zunehmendem Ehrgeiz der Vermeidungsziele an Grenzen stoßen, die entweder eine Verfehlung der Ziele implizieren oder ein abruptes und sehr teures Umsteuern erfordern.

Flankierende verkehrspolitische Instrumente

287. Wesentliches Instrument zur Weiterentwicklung der Verkehrsinfrastruktur ist die Bundesverkehrswegeplanung, die in ihrer bisherigen Ausgestaltung allerdings keine Steuerung in Richtung eines zukunftsfähigen Verkehrsnetzes zu leisten vermag. Hierzu bedarf es einer Neuausrichtung, die vor allem auch frühzeitige strategische Festlegungen umfasst. Diese betreffen nicht nur die Konkretisierung klimapolitischer Ziele für den Verkehrssektor, sondern auch die Untermauerung durch Kriterien für die Weiterentwicklung insbesondere des Straßen- und Schienennetzes. Erst auf Grundlage solcher Festlegungen ist es sinnvoll, ein gesetzlich determiniertes Verfahren zu etablieren, das ausgehend von Verkehrsprognosen und -szenarien transparent und unter Beteiligung der Öffentlichkeit den Bedarf an Neu-, Aus- und auch Rückbau von Verkehrswegen – unter besonderer Berücksichtigung der betroffenen Umweltbelange – im Sinne einer Netzbe-

trachtung ermittelt. Grundsätzlich sollten dabei zukünftig die Erhaltung bzw. die Verbesserung der Infrastrukturqualität Vorrang vor Streckenneubauten haben. Um den solchermaßen auf eine neue Planungsgrundlage gestellten Umbau der Verkehrsinfrastruktur auch auf eine stabile finanzielle Basis zu stellen, ist zudem eine Verstärkung der Investitionsvolumina unabhängig von der aktuellen Haushaltslage und auf ausreichend hohem Niveau erforderlich.

Um die technologischen Grundlagen für den notwendigen Umbau des Verkehrssystems zu schaffen, ist eine strategische FuE-Förderung (FuE – Forschung und Entwicklung) erforderlich. Angesichts der bestehenden Unsicherheiten hinsichtlich der Potenziale verschiedener technologischer Ansätze zur Dekarbonisierung des Güterverkehrs ist eine breit gefächerte technologieoffene, dabei möglicherweise auch kostenintensivere Förderstrategie einer frühzeitigen technologischen Festlegung vorzuziehen. Konzepte, die auf erneuerbarer Elektrizität basieren, sollten auch hinsichtlich der Energieversorgung des Straßengüterverkehrs verstärkt in den Fokus gerückt werden. Dies erscheint mit Blick auf die langfristig anzustrebenden ambitionierten THG-Minderungen des Güterverkehrs und das begrenzte Zielbeitragspotenzial von Biokraftstoffen erforderlich.

Kurz- bis mittelfristig können vor allem finanzielle Anreize, verkehrslenkende Maßnahmen und technische Standards zur Erhöhung der Energie- und CO₂-Effizienz innerhalb der bestehenden Strukturen des Güterverkehrs beitragen und somit dessen ökologischen Fußabdruck reduzieren:

- Die Bundesregierung sollte zeitnah die Möglichkeiten der überarbeiteten Eurovignetten-Richtlinie nutzen, um zum einen den Straßengüterverkehr stärker an seinen externen Umweltkosten zu beteiligen und zum anderen durch eine effizientere Verkehrslenkung – unter Zuhilfenahme der Möglichkeiten einer zeitlichen Mautdifferenzierung – staubedingte Umweltkosten des Straßengüterverkehrs zu reduzieren. Um die Effektivität der Maut zu erhöhen und Ausweichreaktionen zu vermeiden, sollten Straßenbenutzungsgebühren bereits für Lkws ab 3,5 t und möglichst umfassend auch auf dem nachgeordneten Straßennetz erhoben werden. Die Maut-Einnahmen sollten verpflichtend in Verwendungen fließen, die mit den langfristigen Klimazielen im Einklang stehen, vornehmlich in den Ausbau und die Verbesserung der Schieneninfrastruktur. Die derzeitige Zweckbindung der Einnahmen aus der Lkw-Maut in Deutschland zugunsten des Straßenverkehrs lehnt der SRU als nicht zielführend ab. Im Rahmen zukünftiger Reformen der Richtlinie sollte die Bundesregierung zudem darauf hinwirken, dass weitere externe Kosten des Straßengüterverkehrs internalisiert werden.
- Die Vorschläge der Europäischen Kommission für eine Reform der Kraftstoffbesteuerung bedeuten einen Schritt in Richtung einer Bepreisung des THG-Ausstoßes durch den Straßenverkehr, der ökologischen Kriterien gerecht wird. Die Bundesregierung sollte die vorgeschlagene Bemessung der Steuersätze gemäß des

Energie- und Kohlenstoffgehalts der Kraftstoffe unterstützen sowie auf angemessen hohe europäische Mindestsätze hinwirken, um Ausweichverhalten der Verkehrsteilnehmer vor allem im grenzüberschreitenden Straßengüterfernverkehr zu vermeiden.

- Auf EU-Ebene sollten CO₂-Grenzwerte für schwere Nutzfahrzeuge eingeführt werden, um bisher noch ungenutzte Potenziale zur Verbesserung der Kraftstoffeffizienz im Straßengüterverkehr zu erschließen und weitere Fortschritte anzureizen. Es sollte ein möglichst umfassender Regulierungsansatz gewählt werden, der auch Maßnahmen zur Verringerung des Roll- und Luftwiderstandes der Fahrzeuge berücksichtigt.

Abschließend lässt sich festhalten, dass anspruchsvolle klimapolitische Langfristziele nur erreichbar sind, wenn die derzeitigen Emissionstrends im Güterverkehr gebrochen und umgekehrt werden. Dies stellt eine enorme Herausforderung dar, die jedoch erfolgreich bewältigt werden kann, wenn sie entschlossen angenommen wird und die fundamentalen Weichen zur klimaverträglichen Umgestaltung des Güterverkehrssystems jetzt gestellt werden.

4.6 Literatur

Agnolucci, P., Bonilla, D. (2009): UK Freight Demand: Elasticities and Decoupling. *Journal of Transport Economics and Policy* 43 (3), S. 317–344.

Allianz pro Schiene (2011): Investitionen in die Schieneninfrastruktur im europäischen Vergleich. Berlin: Allianz pro Schiene. <http://www.allianz-pro-schiene.de/infrastruktur/europavergleich-schieneninvestitionen/> (17.10.2011).

Anders, N., Knaak, F., Rommerskirchen, S. (2009): Socio-demographic and economic megatrends in Europe and in the World – Overview over existing forecasts and conclusions for long-term freight transport demand trends in Europe. Deliverable 4.1 of FREIGHTVISION – Vision and Action Plans for European Freight Transport until 2050. Basel: ProgTrans.

Arthur, W. B. (2004): Increasing returns and path dependence in the economy. Nachdr. Ann Arbor: University of Michigan Press.

Arthur, W. B. (1989): Competing Technologies, Increasing Returns and Lock-in by Historic Events. *The Economic Journal* 99 (394), S. 116–131.

Battis, U., Krautzberger, M., Löhr, R.-P. (Hrsg.) (2009): Baugesetzbuch. BauGB. Kommentar. 11. Aufl. München: Beck.

Baum, H., Heibach, M. (1997): Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Verkehrsentwicklung. Bonn: Deutsches Verkehrsforum.

Baumol, W. J., Oates, W. E. (1971): The use of Standards and Prices for Protection of the Environment. *The Swedish Journal of Economics* 73 (1), S. 42–54.

- Bento, N. (2010): Is carbon lock-in blocking investments in the hydrogen economy? A survey of actors' strategies. *Energy Policy* 38 (11), S. 7189–7199.
- Bergmann, H., Bertenrath, R., Betz, R., Dünnebeil, F., Lambrecht, U., Liebig, L., Rogge, K., Schade, W., Ewringmann, D. (2005): Emissionshandel im Verkehr. Ansätze für einen möglichen Up-Stream-Handel im Verkehr. Endbericht Köln, Heidelberg, Mannheim, Karlsruhe: FiFo, IFEU, Fraunhofer ISI.
- Blom, M. J., Kampmann, B. E., Nelissen, D. (2007): Price effects of incorporation of transportation into EU ETS. Delft: CE Delft.
- BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2011): Verkehr in Zahlen 2010/2011. Hamburg: DVV Media Group.
- BMVBS (2009): Verkehr in Zahlen 2008/2009. Hamburg: Deutscher Verkehrs-Verlag.
- Boer, E. den, Essen, H. van, Brouwer, F., Pastori, E., Moizo, A. (2011): Potential of modal shift to rail transport. Study on the projected effects on GHG emissions and transport volumes. Delft: CE Delft.
- Bormann, R., Bracher, T., Flege, D., Groß, M., Heuser, T., Holzapfel, H., Kerth, H.-S., Knobloch, M., Kountchev, I., Mietzsch, O., Röthke-Habeck, P., Ziesak, M. (2010): Eckpunkte für eine zielorientierte, integrierte Infrastrukturplanung des Bundes. Vom Bundesverkehrswegeplan zur Bundesverkehrsnetzplanung. Berlin: Friedrich-Ebert-Stiftung, Arbeitskreis Innovative Verkehrspolitik.
- Bourcade, K., Herzmann, K. (2006): Normalfall exponentielles Wachstum? Ein internationaler Vergleich. *Zeitschrift für Wachstumsstudien* 2006 (2), S. 4–10.
- Brauner, G., Lenz, H. P., Litzka, J., Pucher, E. (2003): Ökologisch verträglicher Schwerlasttransit in Österreich. Wien: Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie Forschungsarbeiten aus dem Verkehrswesen 131.
- Brauner, G., Lenz, H. P., Litzka, J., Pucher, E. (2000): LKW-Alpentransit elektrisch? *VDI-Berichte* 1565, S. 605–623.
- Brunner, P. (2011): Reducing CO₂ from Heavy Duty Vehicles: Status quo and steps to policy options. Vortrag, IEA Freight Truck Fuel Economy Workshop – Challenge Bibendum, 20.–21.05.2011, Berlin.
- Brunner, S., Flachsland, C., Marschinski, R. (2012): Credible commitment in carbon policy. *Climate Policy* 12 (2), S. 255–271.
- Bundesamt für Raumentwicklung ARE (2007): Alpen-Transitbörse: Untersuchung der Praxistauglichkeit. Schlussbericht. Bern: Bundesamt für Raumentwicklung ARE.
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Calliess, C., Ruffert, M. (2011): EUV/AEUV. Das Verfassungsrecht der Europäischen Union mit Europäischer Grundrechtecharta. Kommentar. 4. Aufl. München: Beck.
- Deuber, O. (2002): Einbeziehung des motorisierten Individualverkehrs in ein deutsches CO₂-Emissionshandelsystem. Freiburg: Öko-Institut.
- Deutsche Bahn AG, McKinsey & Company (2010): Zukunftsperspektiven für Mobilität und Transport. Eisenbahn in Deutschland 2035. Berlin: Deutsche Bahn AG, McKinsey & Company.
- Downing, T. E., Anthoff, D., Butterfield, R., Ceronsky, M., Grubb, M., Guo, J., Cameron, Hope, C., Hunt, A., Li, A., Markandya, A., Moss, S., Nyong, A., Tol, R. S. J., Watkiss, P. (2005): Social Cost of Carbon: A Closer Look at Uncertainty. Final project report. London: Stockholm Environment Institute.
- Eck, F., Stark, S. (2011): Bundesverkehrswegeplan 20XX. Fortschreibung oder Reform? *Internationales Verkehrswesen* 63 (1), S. 26–28.
- EEA (European Environment Agency) (2010): The European environment – State and outlook 2010. Synthesis. Copenhagen: EEA.
- Eisentraut, A. (2010): Sustainable Production of Second Generation Biofuels. Potential and perspectives in major economies and developing countries. Paris: IEA.
- EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (2011): EPA and NHTSA Adopt First-Ever Program to Reduce Greenhouse Gas Emissions and Improve Fuel Efficiency of Medium-and Heavy-Duty Vehicles. Washington, DC: EPA. <http://www.epa.gov/otaq/climate/documents/420f11031.pdf> (06.03.2012).
- Epiney, A. (2011): Verkehrsrecht. In: Dausen, M. A. (Hrsg.): *Handbuch des EU-Wirtschaftsrechts*. Losebl.-Ausg., 29. Erg.-Lfg., Stand: 09/2011. München: Beck.
- Epiney, A., Heuck, J. (2009): Zur Verlagerung des alpenquerenden Straßengüterverkehrs auf die Schiene: die „Alpentransitbörse“ auf dem Prüfstand des europäischen Gemeinschaftsrechts. *Zeitschrift für Umweltrecht* 20 (4), S. 178–187.
- Ernst, W., Zinkahn, W., Bielenberg, W., Krautzberger, M. (2011): *Baugesetzbuch. Kommentar*. Losebl.-Ausg., 101. Erg.-Lfg., Stand: September 2011. München: Beck.
- Essen, H. P. van, Boon, B. H., Schrotten, A., Otten, M., Maibach, M., Schreyer, C., Doll, C., Jochem, P., Bak, M., Pawlowska, B. (2008): Internalisation measures and policy for the external cost of transport. Produced within the study Internalisation Measures and Policies for all external cost of Transport (IMPACT) – Deliverable 3. Delft: CE Delft.
- Essen, R. van, Rijkee, X., Verbraak, G., Quak, H., Wilmink, I. (2009): EU transport GHG: Routes to 2050? Modal split and decoupling options: Paper 5. Delft: CE Delft.

- Europäische Kommission (2011): Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Änderung der Richtlinie 2003/96/EG zur Restrukturierung der gemeinschaftlichen Rahmenvorschriften zur Besteuerung von Energieerzeugnissen und elektrischem Strom. KOM(2011) 169/3. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission – Generaldirektion für Energie und Transport (2010): EU energy trends to 2030 – UPDATE 2009. Brüssel: Europäische Kommission, Generaldirektion für Energie und Transport.
- EuroStat (Statistisches Amt der Europäischen Union) (2012): Güterverkehrsvolumen im Verhältnis zum BIP. Luxemburg: EuroStat. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/table.do?tab=table&init=1&plugin=1&language=de&pcode=tsdtr230> (06.03.2012).
- EuroStat (2011): Energy, Transport and Environment Indicators. 2010 ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Feige, I. (2007): Transport, Trade and Economic Growth – Coupled or Decoupled. An Inquiry into Relationships between Transport, Trade and Economic Growth and into User Preferences concerning Growth-oriented Transport Policy. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Flachsland, C., Brunner, S., Edenhofer, O., Creutzig, F. (2011): Climate Policies for Road Transport Revisited (II): Closing the Policy Gap with Cap-and-Trade. Energy Policy 39 (4), S. 2100–2110.
- Gassner, E. (2006): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung. Kommentar. Heidelberg: C. F. Müller. Praxis Umweltrecht 13.
- Gleave, S. D. (2003): Freight Transport Intensity of Production and Consumption. Sevilla: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies Report EUR 20684 EN.
- Goodwin, P. (2004): The Economic Costs of Road Traffic Congestion. London: University College London, The Rail Freight Group.
- Graham, D., Glaister, S. (2002): The Demand for Automobile Fuel. A Survey of Elasticities. Journal of Transport Economics and Policy 36 (1), S. 1–26.
- Greenwood, I. D., Bennett, C. R. (2003): The Effects of Traffic Congestion on Fuel Consumption. http://www.lpcb.org/lpcb-downloads/isohdm_rue/1995_bennett_greenwood_congestion_fuel.pdf (25.01.2012).
- Hanly, M., Dargay, J., Goodwin, P. (2002): Review of Income and Price Elasticities in the Demand for Road Traffic. London: ESRC Transport Studies Unit. ESRC TSU Publication 2002/13.
- Hesse, M. (2007a): Logistischer Wandel in der Region. Standortdynamiken und -strategien der Distributionslogistik im transatlantischen Vergleich. Zeitschrift für Wirtschaftsgeographie 51 (2), S. 93–107.
- Hesse, M. (2007b): The System of Flows and the Restructuring of Space Elements of a Geography of Distribution. Erdkunde 61 (1), S. 1–12.
- Hesse, M., Rodrigue, J.-P. (2004): The transport geography of logistics and freight distribution. Journal of Transport Geography 12 (3), S. 171–184.
- Hill, N., Finnegan, S., Norris, J., Brannigan, C., Wynn, D., Baker, H., Skinner, I. (2011): Reduction and Testing of Greenhouse Gas (GHG) Emissions from Heavy Duty Vehicles. Lot 1: Strategy. Final Report. Didcot: AEA. AEA/ ED46904/Final Report 4.
- Holmgren, K., Belhaj, M., Gode, J., Särholm, E., Zetterberg, L., Åhman, M. (2006): Greenhouse Gas Emissions Trading for the Transport Sector. Stockholm: IVL Swedish Environmental Research Institute. IVL Report B1703.
- Holzhey, M. (2010): Schienennetz 2025/2030. Ausbaukonzeption für einen leistungsfähigen Schienengüterverkehr in Deutschland. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 42/10.
- Holzhey, M., Berschin, F., Kühl, I., Naumann, R., Petersen, T. (2011): Modelle für einen nachhaltigen Güterverkehr. Berlin: KCW.
- Hoppe, W. (2012): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Kommentar mit Kommentierung des Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz (UmwRG) und Erläuterungen zum Öffentlichkeitsbeteiligungsgesetz und zum Gesetz zur Beschleunigung von Planungsverfahren für Infrastrukturvorhaben. 4., neu bearb. Aufl. Köln: Heymann.
- Ickert, L., Matthes, U., Rommerskirchen, S., Weyand, E., Schlesiner, M., Lilmbers, J. (2007): Abschätzung der langfristigen Entwicklung des Güterverkehrs in Deutschland bis 2050. Schlussbericht. Basel: ProgTrans.
- IEA (International Energy Agency) (2010): World Energy Outlook 2010. Zusammenfassung. Paris: IEA.
- IEA, OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2009): Transport, Energy and CO₂ – Moving Toward Sustainability. Paris: OECD/IEA.
- IFEU (Institut für Energie und Umweltforschung) (2008): Fortschreibung und Erweiterung „Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960–2030 (TREMODO, Version 5)“. Endbericht. Heidelberg: IFEU.
- ifmo (Institut für Mobilitätsforschung) (2010): Zukunft der Mobilität – Szenarien für das Jahr 2030. Zweite Fortschreibung. München: ifmo.
- Intraplan Consult, BVU (Beratergruppe Verkehr + Umwelt) (2007): Prognose der deutschlandweiten Verkehrsverflechtungen 2025. München/Freiburg: ITP, BVU.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Genf: IPCC.

- Jackson, M. D. (2011): Technologies to Improve Fuel Efficiency of Heavy Duty Trucks. Vortrag, Reducing Greenhouse Gas Emissions from Heavy-Duty Vehicles: Policy options, development, and prospects. International Workshop, 10.11.2011, Brüssel.
- Janic, M. (2009): Modelling the Cost Performance of a Given Logistics Network Operating under Regular and Irregular Conditions. *European Journal of Transport and Infrastructure Research* 9 (2), S. 100–120.
- Jong, G. de, Schroten, A., Essen, H. van, Otten, M., Bucci, P. (2010): Price sensitivity of European road freight transport – towards a better understanding of existing results. A report for Transport & Environment. The Hague, Delft: Significance, CE Delft. Report 9012-1.
- Kajiwara, A. (2011): HDV fuel efficiency regulation background and implementation to date. Vortrag, Reducing Greenhouse Gas Emissions from Heavy-Duty Vehicles: Policy options, development, and prospects. International Workshop, 10.11.2011, Brüssel.
- Kalkuhl, M., Edenhofer, O., Lessmann, K. (2012): Learning or Lock-in: Optimal Technology Policies to Support Mitigation. *Resource and Energy Economics* 34 (1), S. 1–23.
- Kline, D. (2001): Positive feedback, lock-in, and environmental policy. *Policy Sciences* 34 (1), S. 95–107.
- Klooster, J., Kampman, B. (2006): Dealing with Transport Emissions. An emission trading system for the transport sector, a viable solution? Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency. Report 5550.
- Kluge, T., Schramm, E. (Hrsg.) (2003): Aktivierung durch Nähe. Regionalisierung nachhaltigen Wirtschaftens. München: oekom.
- Komanoff, C. (1997): Environmental Consequences of Road Pricing. A Scoping Paper for The Energy Foundation. New York, NY: Komanoff Energy Associates.
- Kritzinger, S., Drewitz, M., Herz, T., Ickert, L., Matthes, U., Rommerskirchen, S., Stumpf, P., Weyand, E. (2008): Ost-West-Güterverkehre 2030. Analysen, Prognosen und verkehrspolitische Herausforderungen für Deutschland und ausgewählte europäische Länder. Basel: ProgTrans.
- Kveiborg, O., Fosgerau, M. (2007): Decomposing the decoupling of Danish road freight traffic growth and economic growth. *Transport Policy* 14 (1), S. 39–48.
- Lambrecht, M., Erdmenger, C., Bölke, M., Brenk, V., Frey, K., Jahn, H., Kolodziej, A., Kruppa, I., Naumann, S., Salz, D., Schade, L., Verron, H. (2009): Strategie für einen nachhaltigen Güterverkehr. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 18/09.
- Law, K., Jackson, M. D., Chan, M. (2011): European Union Greenhouse Gas Reduction Potential for Heavy-Duty Vehicles. Report. Cupertino, Calif.: TIAX LLC. TIAX Reference D5625.
- Lenz, B., Lischke, A., Knitschky, G., Adolf, J., Ceng, F. B., Stöver, J., Leschus, L., Bräuninger, M. (2010): Shell Lkw-Studie. Fakten, Trends und Perspektiven im Straßengüterverkehr bis 2030. Hamburg, Berlin: Shell Deutschland Oil.
- Lindberg, G. (2002): UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency). Deliverable 9: Marginal accident costs – case studies. Leeds: University of Leeds, Institute for Transport Studies.
- Maibach, M., Schreyer, C., Sutter, D., Essen, H. P. van, Boon, B. H., Smokers, R., Schroten, A., Doll, C., Pawlowska, B., Bak, M. (2008): Handbook on estimation of external costs in the transport sector. Produced within the study Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT). Version 1.1. Delft: CE Delft.
- Mangoldt, H. von, Klein, F., Starck, C. (Hrsg.) (2010): Kommentar zum Grundgesetz. Bd. 2: Art. 20-82. 6., vollst. neubearb. Aufl. München: Vahlen.
- McKinnon, A. C. (2007): Decoupling of Road Freight Transport and Economic Growth Trends in the UK: An Exploratory Analysis. *Transport Reviews* 27 (1), S. 37–64.
- Nagel, K., Winter, M., Beckers, T., Röhling, W., Liedtke, G., Scholz, A. (2010): Endbericht zum Forschungsprojekt FE 96.029/2009 „Analyse der verkehrsprognostischen Instrumente der Bundesverkehrswegeplanung“. Berlin: Technische Universität.
- Nestler, S., Nobel, T. (2011): Ausgezeichnete Logistikstandorte. *Internationales Verkehrswesen* 63 (3), S. 20–22.
- Nordic Council of Ministers (2007): Road Transport Emissions in the EU Emission Trading System. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, Nordic Council. Tema-Nord 2007,536.
- NPE (Nationale Plattform Elektromobilität) (2011): Zweiter Bericht der Nationalen Plattform Elektromobilität. Berlin: NPE.
- Nygaard, S. (2008): Co-Evolution of Technology, Markets, and Institutions. The Case of Fuel Cells and Hydrogen Technology in Europe. Lund: Lund University, Centre for Innovation, Research and Competence in the Learning Economy.
- Obwexer, W. (2006): Die Regelung des Transitverkehrs. In: Hummer, W., Obwexer, W. (Hrsg.): 10 Jahre EU-Mitgliedschaft Österreichs. Bilanz und Ausblick. Wien, New York: Springer, S. 299–386.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2006): Decoupling the Environmental Impacts of Transport from Economic Growth. Paris: OECD.
- Öko-Institut, DLR-IVF (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt – Institut für Verkehrsforschung) (2009a): Renewability „Stoffstromanalyse nachhaltige Mobilität im Kontext erneuerbarer Energien bis 2030“. Endbericht. Teil 1: Methodik und Datenbasis. Freiburg, Darmstadt, Berlin: Öko-Institut, DLR-IVF.

- Öko-Institut, DLR-IVF (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt – Institut für Verkehrsforschung) (2009b): Renewability „Stoffstromanalyse nachhaltige Mobilität im Kontext erneuerbarer Energien bis 2030“. Endbericht. Teil 2: Szenario-Prozess und Szenarioergebnisse. Freiburg, Darmstadt, Berlin: Öko-Institut, DLR-IVF.
- Öko-Institut, Prognos AG (2009): Modell Deutschland – Klimaschutz bis 2050: Vom Ziel her denken. Endbericht. Basel, Freiburg: Prognos, Öko-Institut.
- Peters, H.-J., Balla, S. (2006): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung. Handkommentar. 3. Aufl. Baden-Baden: Nomos.
- Petersen, M. S., Sessa, C., Enei, R., Ulied, A., Larrea, E., Obisco, O., Timms, P. M., Hansen, C. O. (2009): Report on Transport Scenarios with a 20 and 40 year Horizon. Final report. Copenhagen: DG TREN. TRvCR503_001.
- Pro Mobilität – Initiative für Verkehrsinfrastruktur (2011): „Investitionen westeuropäischer Staaten in Straßeninfrastruktur“. Deutschland vernachlässigt sein Straßennetz. Studie. Berlin: Pro Mobilität – Initiative für Verkehrsinfrastruktur e.V.
- Ranch, P. (2010): Elektriska vägar – elektrifiering av tunga vägtransporter. Förstudie. Stockholm: Grontmij AB.
- Reh, F. (Hrsg.) (2004): Gleisanschlüsse im Schienenverkehr. Ökonomische Analyse von Gleisanschlussverkehren und Beurteilung alternativer Fördermaßnahmen. Köln: Kölner Wissenschaftsverlag.
- Rodrigue, J.-P. (2006): Challenging the Derived Transport Demand Thesis: Issues in Freight Distribution. *Environment & Planning / A* 38 (8), S. 1449–1462.
- Rodt, S., Georgi, B., Huckestein, B., Mönch, L., Herberner, R., Jahn, H., Koppe, K., Lindmaier, J. (2010): CO₂-Emissionsminderung im Verkehr in Deutschland. Mögliche Maßnahmen und ihre Minderungspotenziale. Ein Sachstandsbericht des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 05/10. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3773.pdf> (01.09.2011).
- Santos, G., Rojey, L., Newbery, D. (2000): The environmental benefits from road pricing. Cambridge: Cambridge University, Department of Applied Economics.
- Schade, W. (2010): iTREN-2030. Integrated transport and energy baseline until 2030. The iTREN-2030 Integrated Scenario until 2030. Deliverable D5. Karlsruhe: Fraunhofer Institute Systems and Innovation Research.
- Schippl, J., Leisner, I., Kaspersen, I., Madsen, A. K. (2008): The Future of European long-distance transport. Scenario Report. Bruxelles: European Parliament, Science and Technology Options Assessment. IPOL/A/STOA/2007-07.
- Schreyer, C., Schneider, C., Maibach, M., Rothengatter, W., Doll, C., Schmedding, D. (2004): External Costs of Transport. Update Study. Final Report. Karlsruhe, Zürich: IWW Universität Karlsruhe, INFRAS.
- Sendmeyer, S. (2010): Transport- und Verkehrsrecht. In: Schulze, R., Zuleeg, M., Kadelbach, S. (Hrsg.): Europa-recht. Handbuch für die deutsche Rechtspraxis. 2. Aufl. Baden-Baden: Nomos, S. 1822–1906.
- Small, K., Van Dender, K. (2007): Long Run Trends in Transport Demand, Fuel Price Elasticities and Implications of the Oil Outlook for Transport Policy. Paris: OECD, International Transport Forum. JTRC Discussion Paper 2007-16.
- Small, K. A., Winston, C., Yan, J. (2005): Uncovering the Distribution of Motorists Preferences for Travel Time and Reliability. *Econometrica* 73 (4), S. 1367–1382.
- Sorrell, S., Lehtonen, M., Stapleton, L., Pujol, J., Champion, T. (2009): Decomposing road freight energy use in the United Kingdom. *Energy Policy* 37 (8), S. 3115–3129.
- Sprenger, R.-U., Arnold-Rothmaier, H., Kiemer, K., Pinterits, S., Wackerbauer, J. (2003): Entlastung der Umwelt und des Verkehrs durch regionale Wirtschaftskreisläufe. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 67/02.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011): Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2005): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität – Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.
- Statistisches Bundesamt (2011a): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Transportleistungen und Energieverbrauch im Straßenverkehr 2000 – 2008. Ausgewählte Ergebnisse zum Methodenbericht. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Statistisches Bundesamt (2011b): Verkehr. Eisenbahn. Beförderungsmenge nach Hauptverkehrsrelation. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Zeitreihen/LangeReihen/Verkehr/Content100/lrvkr001a,templateId=renderPrint.psml> (07.03.2012).
- Statistisches Bundesamt (2011c): Verkehrsleistung. Güterbeförderung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Verkehr/Gueterbefoerderung/Tabellen/Content75/Gueterbefoerderung,templateId=renderPrint.psml> (10.02.2012).
- Statistisches Bundesamt (2010a): Beförderte Gütermenge und Beförderungsleistung (Straßengüterverkehr): Deutschland, Jahre, Verkehrsart, Verkehrswege. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. http://opendatalabs.org/destatis/table_46231-0004.html (07.03.2012).
- Statistisches Bundesamt (2010b): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2010. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Sterner, M. (2009): Bioenergy and renewable power methane in integrated 100% renewable energy systems. Li-

- miting global warming by transforming energy systems. Kassel, Universität Kassel, Dissertation.
- Storper, M. (1995): Territories, flows and hierarchies in the global economy. *Aussenwirtschaft* 50 (2), S. 265–293.
- Tapio, P. (2005): Towards a theory of decoupling: degrees of decoupling in the EU and the case of road traffic in Finland between 1970 and 2001. *Transport Policy* 12 (2), S. 137–151.
- Tapio, P., Banister, D., Luukkanen, J., Vehmas, J., Wilamo, R. (2007): Energy and transport in comparison: Immaterialisation, dematerialisation and decarbonisation in the EU15 between 1970 and 2000. *Energy Policy* 35 (1), S. 433–451.
- Teichmann, D., Arlt, W., Wasserscheid, P., Freymann, R. (2011): A future energy supply based on Liquid Organic Hydrogen Carriers (LOHC). *Energy & Environmental Science* 2011 (4), S. 2767–2773.
- Tol, R. S. J. (2005): The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy* 33 (16), S. 2064–2074.
- UBA (Umweltbundesamt) (2009): Daten zum Verkehr. Ausgabe 2009. Dessau-Roßlau: UBA.
- Uerpmann-Witzack, R. (2006): Verkehr. In: Isensee, J., Kirchhof, P. (Hrsg.): *Handbuch des Staatsrechts der Bundesrepublik Deutschland*. Bd. 4: Aufgaben des Staates. 3., völlig Neubearb. und erw. Aufl. Heidelberg: C. F. Müller, S. 783–809.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe), FAO (Food and Agriculture Organization) (2002): *Forecasts of Economic Growth in OECD and Central and Eastern European Countries for the Period 2000–2040. A study prepared for the European Forest Sector Outlook Study (EFSOS)*. New York, Geneva: United Nations.
- Unruh, G. C. (2000): Understanding carbon lock-in. *Energy Policy* 28 (12), S. 817–830.
- Verny, J. (2007): The importance of decoupling between freight transport and economic growth. *European Journal of Transport and Infrastructure Research* 7 (2), S. 113–128.
- Watkiss, P., Downing, T., Handley, C., Butterfield, R. (2005): *The Impacts and Costs of Climate Change. Final Report*. London, Oxford: AEA Technology Environment, Stockholm Environment Institute.
- Watson, D., Herczeg, M., Acosta, J., Wittmer, D. (2011): *Key messages on material resource use and efficiency in Europe. Insights from environmentally extended input-output analysis and material flow accounts*. Copenhagen: European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production. ETC/SCP working paper 3/2011.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2009): *Welt im Wandel. Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung*. Berlin: WBGU.
- Weitzman, M. L. (2010): *GHG Targets as Insurance Against Catastrophic Climate Damages*. Cambridge, Mass.: Harvard University, Department of Economics. Discussion Paper 10–42.
- Weitzman, M. L. (2009): On Modeling and Interpreting the Economics of Catastrophic Climate Change. *The Review of Economics and Statistics* 91 (1), S. 1–19.
- Winter, G. (2010): Lob des Flaschenhalses. Über Verkehrsbegrenzung durch Straßenplanungsrecht. In: Dolde, K.-P., Hansmann, K., Paetow, S., Schmidt-Assmann, E. (Hrsg.): *Verfassung – Umwelt – Wirtschaft. Festschrift für Dieter Sellner zum 75. Geburtstag*. München: Beck, S. 193–206.
- Wissenschaftlicher Beirat für Verkehr (2010): *Strategieplanung „Mobilität und Transport“*. Folgerungen für die Bundesverkehrswegeplanung. *Internationales Verkehrswesen* 62 (4), S. 20–29.
- Zentrum für Transformation der Bundeswehr (2010): *Streitkräfte, Fähigkeiten und Technologien im 21. Jahrhundert. Umweltdimensionen von Sicherheit. Teilstudie 1: Peak Oil: Sicherheitspolitische Implikationen knapper Ressourcen*. Strausberg: Zentrum für Transformation der Bundeswehr.
- Zimmer, W., Fritsche, U. (2008): *Klimaschutz und Straßenverkehr. Effizienzsteigerung und Biokraftstoffe und deren Beitrag zur Minderung der Treibhausgasemissionen*. Bonn: Friedrich-Ebert-Stiftung, Arbeitskreis Innovative Verkehrspolitik.

Kapitel 5

Inhaltsverzeichnis

	Seite
5 Mobilität und Lebensqualität in Ballungsräumen	173
5.1 Einleitung	173
5.2 Belastungen durch den motorisierten Straßenverkehr	174
5.2.1 Flächeninanspruchnahme und Einschränkung von Lebensräumen	174
5.2.2 Verkehrsunfälle	175
5.2.3 Straßenverkehrslärm	176
5.2.4 Luftbelastung	177
5.2.5 Schlussfolgerungen	178
5.3 Verkehrsentwicklung und Mobilitätsverhalten in Ballungsräumen	179
5.3.1 Personenverkehrsleistung und Mobilitätsverhalten	179
5.3.2 Güter- und Personenwirtschaftsverkehr	181
5.3.3 Bevölkerungsentwicklung und Szenarien für den Personen- verkehr	182
5.4 Leitbild und Indikatoren für einen umweltfreundlichen Verkehr in Ballungsräumen	182
5.5 Maßnahmen für einen umweltfreundlichen Verkehr in Ballungsräumen	185
5.5.1 Kostentransparenz und -internalisierung	185
5.5.2 Angleichung von Raum und Geschwindigkeiten	189
5.5.3 Förderung des Umweltverbundes	189
5.5.4 Intermodale Verkehrsdienstleistungen, Mobilitätsmanagement und Carsharing	192
5.5.5 Förderung emissionsarmer Fahrzeuge	194
5.5.6 Integrierte Verkehrsentwicklungsplanung	195
5.6 Zusammenfassung	198
5.7 Literatur	199

Abbildungen

Abbildung 5-1 Flächenbeanspruchung durch den fließenden und ruhenden Verkehr	174
Abbildung 5-2 Anzahl der in Deutschland innerhalb von Ortschaften polizeilich erfassten Straßenverkehrsunfälle und der dabei Verletzten und Getöteten von 1973 bis 2010	176
Abbildung 5-3 Anteil an städtischen Messstationen mit mehr als 35 Über- schreitungen des Feinstaub-Kurzzeitgrenzwerts	178

	Seite
Abbildung 5-4	Entwicklung der Verkehrsleistung für den motorisierten Individualverkehr 179
Abbildung 5-5	Modal Split des Personenverkehrsaufkommens 181
Abbildung 5-6	Pendlerverflechtungen in Deutschland 186
Abbildung 5-7	Preisentwicklung bei Kraftfahrzeugen und öffentlichem Personennahverkehr 191
Abbildung 5-8	Zeit/Entfernung nach Verkehrsmitteln 191
Abbildung 5-9	Integrierte Struktur eines Verkehrsentwicklungsplans am Beispiel Berlin 197
 Tabellen	
Tabelle 5-1	Belastung der Bevölkerung durch Straßenverkehrslärm in den 27 größten Ballungsräumen in Deutschland 177
Tabelle 5-2	Beispiele für verkehrsbezogene Qualitätsziele und Indikatoren 183

5 Mobilität und Lebensqualität in Ballungsräumen

5.1 Einleitung

288. Die meisten Menschen in Deutschland leben in Ballungsräumen, das heißt in dicht besiedelten, stark vom Verkehr geprägten Gebieten. Setzt man Ballungsräume mit den sogenannten Stadtregionen gleich (Großstädte mit mehr als 100.000 Einwohnern inklusive ihrer umliegenden Pendler-Gemeinden), dann besteht etwa die Hälfte der Fläche Deutschlands aus solchen Ballungsräumen, in denen fast drei Viertel aller Deutschen leben (BBSR 2010, dort auch die Definition der „Stadtregionen“; s. a. Abb. 5-6).

Ballungsräume haben eine hohe Bedeutung für die nachhaltige Entwicklung unserer Gesellschaft: In verdichteten Siedlungsgebieten können Ressourcen wie Energie, Flächen oder Infrastrukturen effektiver genutzt werden. Ballungsräume sind darüber hinaus besser in der Lage, für all ihre Bewohner die Erreichbarkeit von Schulen, Einkaufsmöglichkeiten, ärztlicher Versorgung und ähnlichen Einrichtungen sicherzustellen, während dies auf dem Land nicht zuletzt angesichts des demografischen Wandels immer schwieriger wird. Die Frage nach der Lebensqualität in Ballungsräumen hat auch deshalb eine zunehmende Relevanz.

289. Lebensqualität bedeutet mehr als ein angenehmes Leben zu haben. Lebensqualität kann als individuelle Wohlfahrt verstanden werden und umfasst sowohl objektive Lebensbedingungen als auch das subjektive Wohlbefinden von Individuen und Gruppen (GLATZER und ZAPF 1984). Zu den objektiven Lebensbedingungen zählen zum Beispiel das Einkommen, die Gesundheit, das Wohnumfeld und die Wohnsituation, der Grad der sozialen Integration (Familie und Freundschaften) und die vorhandenen Möglichkeiten, Bildungs-, Freizeit- und kulturelle Angebote wahrnehmen zu können. Entscheidend für die Lebensqualität ist aber auch, wie die Menschen ihre Lebenssituation bewerten, also das subjektive Wohlbefinden. Von fundamentaler Bedeutung ist darüber hinaus die Qualität der Gesellschaft, in der die Menschen leben. Hierzu zählen Aspekte wie Freiheit, Sicherheit und Gerechtigkeit (BULMAHN 2000).

Für eine dauerhafte Erhaltung und Verbesserung der Lebensqualität müssen auch ökologische Aspekte berücksichtigt werden (NOLL 2010). Denn die Lebensqualität eines Menschen wird nicht nur von seinen eigenen Ressourcen und von seinem unmittelbaren Umfeld bestimmt, sie ist auch direkt von der lokalen Umgebung und dem globalen Ökosystem abhängig (EEA 2009). Auch soziale und kulturelle Aktivitäten wie Freizeit und Erholung erfordern eine gesunde Umwelt.

Eine Grundbedingung zur Befriedigung eigener Bedürfnisse ist es, mobil sein zu können. Mobilität ermöglicht den Menschen die Teilhabe am sozialen und wirtschaftlichen Leben. Dabei meint Mobilität nicht nur die tatsächliche Ortsveränderung – den Verkehr –, sondern bezieht sich auch auf die Möglichkeiten, durch Ortsveränderung von Personen, eines Gutes oder von Informationen ein Bedürfnis zu befriedigen bzw. ein Interesse zu realisieren (SRU 2005, Tz. 128 ff.). Die Entfernung, die für die Zielerreichung zurückgelegt wird, oder das genutzte Verkehrsmittel sind für die Mobilität einer Person nicht ausschlaggebend. Wer täglich 100 km mit dem Auto zur Arbeit pendelt, ist nicht mobiler als jemand, der mit dem Fahrrad 5 km zu seinem Arbeitsplatz fährt. Somit erfordert Erreichbarkeit nicht notwendigerweise Autoverkehr, wenn wichtige Dienstleistungen fußläufig, mit dem Fahrrad oder mit Bus und Bahn verfügbar sind. Die Möglichkeit, viele Ziele auf unterschiedlichen Wegen erreichen zu können, macht einen Teil der Lebensqualität in Ballungsräumen aus (BMVBS 2011a).

290. Der Anspruch und die Notwendigkeit mobil zu sein und der daraus resultierende Verkehr – dabei handelt es sich überwiegend um den motorisierten Straßenverkehr – prägen die Ballungsräume in besonderem Maße. Einerseits sind motorisierter Individualverkehr sowie Güter- und Wirtschaftsverkehr fester Bestandteil des individuellen Lebensstils unserer Gesellschaft geworden. Andererseits werden die Menschen durch den Lärm und die Luftschadstoffe des Pkw- und Lkw-Verkehrs belastet und die hohe Dichte der Verkehrsinfrastruktur führt zur Zerschneidung von Aufenthaltsräumen. Zu beklagen sind viele Verkehrstote und -verletzte. Verkehr beeinträchtigt die Lebensqualität der Bewohner von Ballungsräumen somit erheblich.

Für eine hohe Lebensqualität in Ballungsräumen ist es deshalb nicht nur erforderlich, eine hohe Mobilität der Bewohner zu gewährleisten, sondern auch die Belastungen von Mensch und Umwelt durch den Autoverkehr zu verringern. Dafür ist es unumgänglich, den Verkehr umweltfreundlicher auszugestalten. In diesem Kapitel wird zunächst dargestellt, wie der Autoverkehr in Ballungsräumen die Lebensqualität beeinträchtigt (Kap. 5.2). Daran anschließend werden die Entwicklungen des Verkehrs und das Mobilitätsverhalten in Ballungsräumen beschrieben (Kap. 5.3). Es folgt die Formulierung eines Leitbilds für einen umweltfreundlichen Verkehr (Kap. 5.4) und schließlich werden Empfehlungen für die Gestaltung eines umweltfreundlichen Verkehrs gegeben (Kap. 5.5).

5.2 Belastungen durch den motorisierten Straßenverkehr

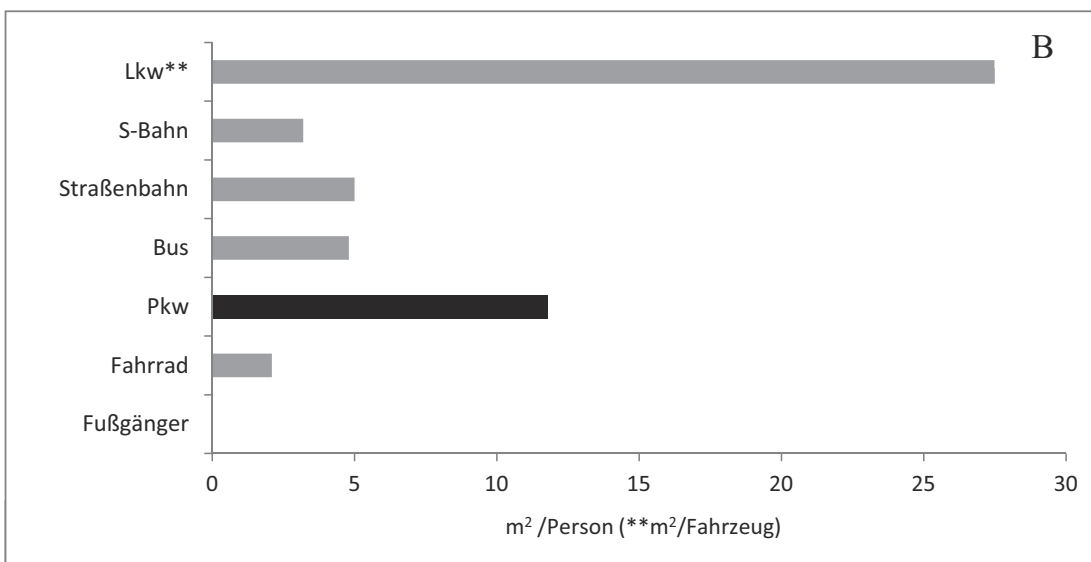
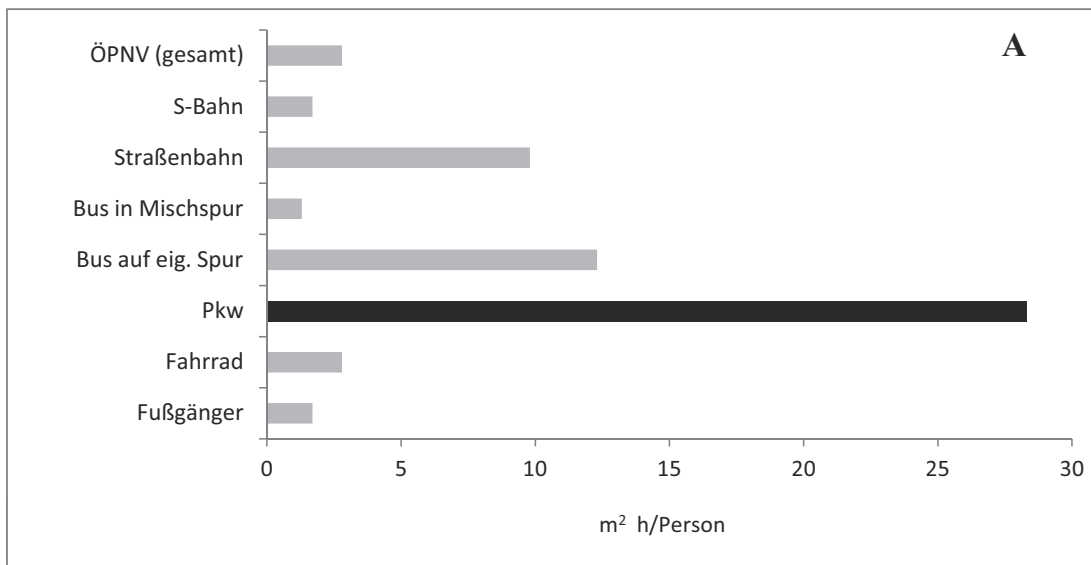
5.2.1 Flächeninanspruchnahme und Einschränkung von Lebensräumen

291. Das Erscheinungsbild der Straßenräume in den Städten wird sehr stark durch den Kfz-Verkehr einschließlich der Parkräume bestimmt. Als Konsequenz sind Aufenthaltsräume an den Straßen verloren gegangen oder aufgrund hoher Verkehrsintensität, gekoppelt mit hohen Lärm- und Luftbelastungen, unattraktiv geworden (APEL 1990).

Der fließende Pkw-Verkehr beansprucht im Vergleich zum Rad- und Fußgängerverkehr etwa fünf- bis zehnmal so viel Fläche. Ähnliches gilt auch für den ruhenden Verkehr, wobei hier der Unterschied zwischen Pkw und Fahrrad nicht immer ganz so groß ist (ca. Faktor fünf) (BRACHER et al. 2002; Abb. 5-1). Zusätzlich sind Flächen für Tankstellen und Werkstätten sowie die Verlust- und Wirkungsflächen (Gräben, Böschungen, Wälle sowie lärm- und schadstoffbelastete Randstreifen) in die vom Autoverkehr „verbrauchte“ Fläche einzurechnen (APEL 1990).

Abbildung 5-1

Flächenbeanspruchung durch den fließenden* (A) und ruhenden (B) Verkehr



* Berechnet aus der momentanen Flächenbeanspruchung pro Person mit einem spezifischen Verkehrsmittel und der Dauer des Transportvorgangs
Quelle: BRACHER et al. 2002

292. Hinzu kommt, dass durch den Autoverkehr die Bewegungsmöglichkeiten der anderen Verkehrsteilnehmer eingeschränkt werden. Dies betrifft besonders Kinder, ältere Menschen und in ihrer Mobilität eingeschränkte Personen (SRU 2005). Kinder zum Beispiel haben Grundbedürfnisse wie Autonomie und Bewegung, welche in einem städtischen, stark vom Verkehr geprägten Umfeld nur begrenzt ausgelebt werden können. Eine kinderfreundliche außerhäusliche Umwelt fördert die Entwicklung der Kinder. Gerade in den Städten ist die Bewegungsfreiheit der Kinder aber vor allem wegen der Belegung von Straßenrändern, Bürgersteigen und anderen öffentlichen und privaten Freiflächen durch geparkte Fahrzeuge sowie der Verkehrsunsicherheit an den Straßen stark eingeschränkt. Eine Folge davon ist die beobachtete Tendenz zur generellen Begleitung von Kindern durch Erwachsene. Gleichzeitig hat die Aufenthaltszeit der Kinder in den Wohnräumen zugenommen. Man spricht von einer „Verhäuslichung der Kindheit“ (ZINNECKER 2001). Diese steht auch im Zusammenhang mit der Zunahme bestimmter Auffälligkeiten bei Kindern, wie motorische Defizite, Übergewicht und Stoffwechselerkrankungen, wie zum Beispiel Diabetes (KURTH und SCHAFFRATH ROSARIO 2007).

293. Mit steigendem Lebensalter verändert sich üblicherweise das Mobilitätsverhalten. So nimmt oberhalb von 55 Jahren der Anteil der Wege, die zu Fuß zurückgelegt werden, tendenziell eher zu, bei gleichzeitiger Abnahme der aktiven Teilnahme am motorisierten und nicht motorisierten Individualverkehr (Tz. 308). Ältere Menschen können besondere Bedürfnisse haben, insbesondere aufgrund von Einschränkungen in der akustischen und optischen Wahrnehmung sowie der Beweglichkeit. Außerdem fühlen sich Menschen im hohen Alter vom Straßenverkehr aufgrund der immer größeren Dichte und des Anstiegs der Geschwindigkeiten zunehmend überfordert oder sogar bedroht (ELLINGHAUSEN und STEINBRECHER 1995). Da die Infrastruktur in der Regel auf den motorisierten Verkehr ausgerichtet ist, führt dies bei älteren bzw. mobilitätseingeschränkten Personen zu der Einschätzung, von bestimmten Aktivitäten ausgeschlossen zu sein. Gleichzeitig werden kurze Ampelphasen, Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen, zu schmale Gehwege, Parken auf den Gehwegen und die unzureichende Absenkung von Bordsteinen als Hindernisse für die eigene Mobilität wahrgenommen (KASPER 2007). Diese Faktoren schränken auch die Mobilität anderer Gruppen ein – das reicht von Personen, die mit großen Gepäckstücken oder Kinderwagen unterwegs sind, bis hin zu solchen, die in ihrer körperlichen und geistigen Leistungsfähigkeit eingeschränkt sind (RAU et al. 1997).

294. Darüber hinaus beeinflusst der Straßenverkehr auch das soziale Leben auf der Straße und in ihrer unmittelbaren Nähe. So gibt es an verkehrsreichen Straßen deutlich weniger soziale Interaktionen, wie zum Beispiel Gespräche, als in verkehrsberuhigten Zonen. An stark vom Verkehr geprägten Straßen ist die Aufenthaltszeit der Bewohner deutlich kürzer und der Straßenraum wird aufgrund der Lärm- und Luftbelastung seltener als Freizeit- und Erholungsraum genutzt als an verkehrsberuhigten

Straßen. Gerade für Kinder und ältere Menschen ist aber das unmittelbare Wohnumfeld von großer Bedeutung dafür, eigenen Bedürfnissen nachgehen zu können. Familien, Alleinerziehende und andere Erholungssuchende sind gezwungen, über größere Entfernungen geeignete Erholungs- und Freizeiträume aufzusuchen. Von den Einschränkungen der Mobilität durch den Straßenverkehr und dem Fehlen von Aufenthaltsräumen sind insbesondere Personengruppen betroffen, die weniger Zugang zum motorisierten Individualverkehr haben, wie zum Beispiel Kinder und sozial schwächer gestellte Menschen (SRU 2005). Dabei sind aufgrund der immer noch bestehenden Geschlechterrollenverteilung Frauen im stärkeren Maße von diesen Einschränkungen betroffen als Männer (SICKS 2011).

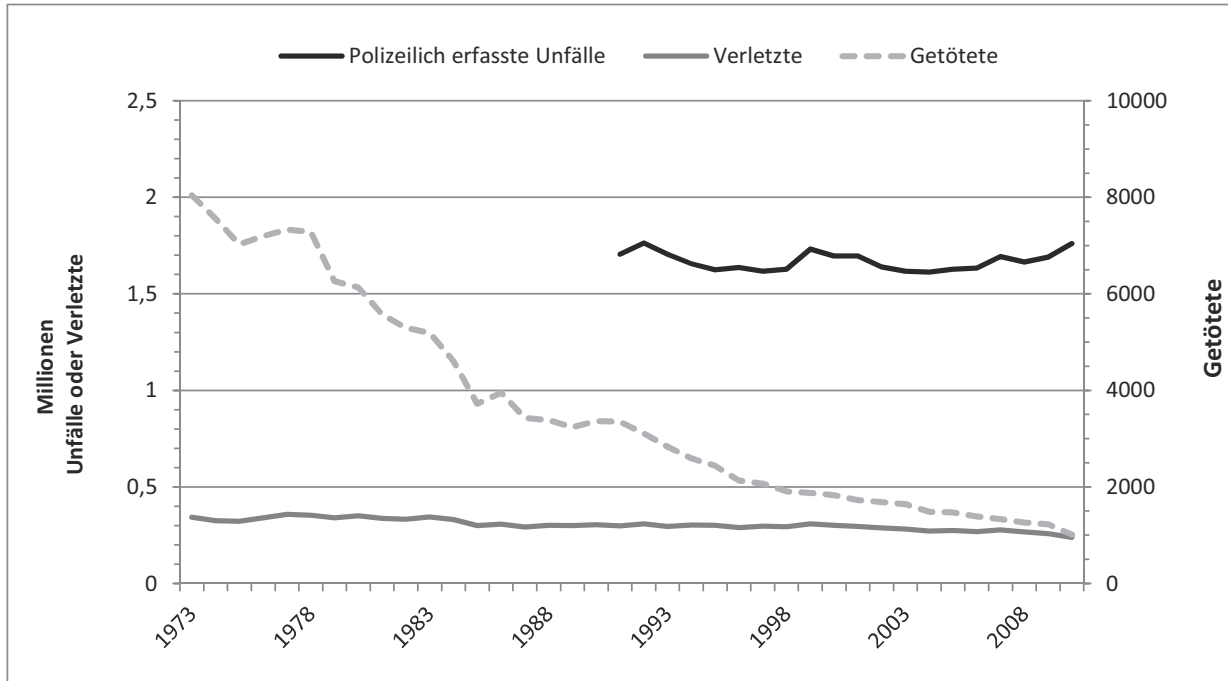
Neben Aufenthaltsräumen an der Straße sind für die städtische Lebensqualität auch Erholungs- und Freizeiträume wichtig. Zu diesen zählen insbesondere Grünflächen, die den Bedürfnissen der Anwohner gemäß gestaltet sind, die aber auch die Biodiversität in den Städten fördern. Sie sind für viele Stadtbewohner die Hauptmöglichkeit mit Natur, Tieren und Pflanzen in Kontakt zu kommen (WERNER und ZAHNER 2009). Das Fehlen entsprechender Flächen wirkt sich negativ auf die Lebensqualität aus. Darüber hinaus erbringen städtische Freiräume auch klimatische Ausgleichsleistungen, die die Auswirkungen des Klimawandels in Städten abschwächen können. Es besteht ein Zusammenhang zwischen städtebaulicher Struktur, Grünausstattung und klimatischer Situation. Freiräume leisten somit einen Beitrag zur Erhaltung der Lebensqualität in Städten, welcher vor dem Hintergrund des Klimawandels an Bedeutung gewinnt (MATHEY et al. 2011, S. 17).

5.2.2 Verkehrsunfälle

295. In der Diskussion um das Unfallrisiko im Straßenverkehr wird immer wieder auf die zurückgehende Zahl der durch Straßenverkehrsunfälle Getöteten und Verletzten hingewiesen. Die Zahl der Verkehrstoten in Deutschland hat sowohl insgesamt als auch innerhalb von Ortschaften seit Beginn der 1970er-Jahre sehr deutlich abgenommen (Abb. 5-2). So waren im Jahr 1973 innerhalb von Ortschaften noch 8.042 im Straßenverkehr Getötete zu beklagen. Die Zahl sank bis zum Jahr 2010 auf 1.011 (Statistisches Bundesamt 2011b). Das im Weißbuch der Europäischen Kommission zum Verkehr formulierte Ziel, die Zahl der Verkehrstoten im Zeitraum von 2000 bis 2010 um die Hälfte zu reduzieren, wurde in Deutschland erreicht (Europäische Kommission 2001). Diese Entwicklung ist auch deshalb beachtenswert, weil der Fahrzeugbestand bei fast konstanter Fahrleistung pro Pkw stetig zugenommen hat bzw. seit 1970 um das Zweieinhalbfache angestiegen ist (BMVBS 2011b). Dagegen haben polizeilich erfasste Verkehrsunfälle weder innerhalb (Abb. 5-2) noch außerhalb von Ortschaften abgenommen und liegen seit Anfang der 1990er-Jahre auf einem kontinuierlich hohen Niveau. Während die meisten Verkehrsunfälle mit Personenschaden innerorts zu verzeichnen sind (etwa 68 %), sind die meisten Todesopfer bei Verkehrsunfällen auf Landstraßen zu beklagen (Statistisches

Abbildung 5-2

Anzahl der in Deutschland innerhalb von Ortschaften polizeilich erfassten Straßenverkehrsunfälle und der dabei Verletzten und Getöteten von 1973* bis 2010



* Zahlen für polizeilich erfasste Unfälle erst ab 1991
Quelle: Statistisches Bundesamt 2011b

Bundesamt 2011b; DVR 2006). Im Gegensatz zu dem bislang positiven Trend weist das erste Halbjahr 2011 eine Zunahme der in Deutschland im Straßenverkehr Verletzten oder Getöteten um mehr als 8 % im Vergleich zum Halbjahr 2010 auf (Pressemitteilung Nr. 305 des Statistischen Bundesamtes vom 22. August 2011).

296. Der deutliche Rückgang der Verkehrstoten hängt vor allem mit der verbesserten passiven Sicherheit in den Kraftfahrzeugen und der medizinischen Notfallversorgung von Verletzten zusammen (Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesminister für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung 2010; BASt 2011a). Trotz der genannten positiven Entwicklungen bei den Verkehrstoten ist die Tatsache, dass nach offizieller Statistik jährlich in Deutschland etwa 375.000 Menschen im Straßenverkehr verletzt und mehr als 3.500 Menschen getötet werden, alles andere als befriedigend. Innerhalb von Ortschaften waren es im Jahr 2010 etwa 240.000 Verletzte, davon 33.262 Schwerverletzte, und mehr als 1.000 Getötete (Statistisches Bundesamt 2011b). Beunruhigend ist des Weiteren, dass unter den bei Verkehrsunfällen Verunglückten eine stetige Zunahme des Anteils der motorisierten und nicht motorisierten Zweiradfahrer zu beobachten ist. In Berlin beispielsweise ist der Anteil der im Straßenverkehr verunglückten Zweiradfahrer im Verhältnis zu ihrem Anteil am Modal Split (prozentualer Anteil der verschiedenen Verkehrsträger am Verkehrsaufkommen) deutlich höher als bei Fußgängern und Autofahrern (Se-

natsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2007). Zudem hat die Zahl der Kinder, die in Deutschland im Straßenverkehr getötet wurden, während sie als Fußgänger unterwegs waren, im Jahr 2010 im Vergleich zum Vorjahr um 22 % zugenommen (Statistisches Bundesamt 2011c).

5.2.3 Straßenverkehrslärm

297. Der Straßenverkehrslärm ist die Hauptlärmquelle in Ballungsräumen. Dabei spielt nicht nur der dominante Pkw-Verkehr eine wichtige Rolle, denn die Lärmemissionen von Lkws sind erheblich höher als die von Pkws und tragen somit maßgeblich zur Belastung bei (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin 2009). Lärm wirkt sich negativ auf das Wohlbefinden und die Gesundheit der Betroffenen aus. Die Beeinträchtigungen reichen von einer leichten Belästigung, über Einschränkungen in der Kommunikation bis hin zu physiologischen Stressreaktionen, die auf das Herz-Kreislauf-System wirken können. Bei der Induktion von Stressreaktionen steht die Störung des Schlafs im Vordergrund (SRU 2002b; 2004). So steht eine hohe Lärmbelastung mit einem erhöhten Risiko von Herz-Kreislauf-Erkrankungen im Zusammenhang (BABISCH 2006).

Mit dem ersten Schritt zur Umsetzung der Umgebungslärmrichtlinie 2002/49/EG wurden für die 27 größten Ballungsräume in der Bundesrepublik Deutschland Lärmkartierungen durchgeführt. Anhand dieser Lärmkarten

wurden die Lärmschwerpunkte in den Städten identifiziert. Dabei zeigte sich, dass ein erheblicher Teil der Bevölkerung in den Ballungsräumen hohen bis sehr hohen Lärmbelastungen durch Straßenverkehr ausgesetzt ist. So sind etwa 4,2 Millionen bzw. 24,5 % der Bewohner von Lärmaußenpegeln oberhalb von 55 dB(A) im Tag-Abend-Nacht-Index (L_{DEN}) betroffen, ab denen mit einer erheblichen Belästigung zu rechnen ist. Bei etwa 2,8 Millionen Einwohnern liegt die Lärmbelastung außerhalb der Wohnungen in der Nacht oberhalb von 50 dB(A) (L_{Night}) und bei etwa 1,5 Millionen oberhalb von 55 dB(A) (L_{Night}) (Tab. 5-1). Alleine in Berlin betrifft Letzteres 340.000 Menschen (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin 2009). Bei diesen Werten chronischer Lärmbelastung in der Nacht nehmen Risiken wie Bluthochdruckerkrankungen bzw. ischämische Herzkrankungen nennenswert zu (GIERING 2010; SRU 2008).

5.2.4 Luftbelastung

298. Die Luftqualität in den Ballungsräumen hat sich in den letzten zwanzig Jahren verändert, zum Teil sogar deutlich verbessert. Mit der Abnahme der in der Vergangenheit dominierenden Luftschadstoffe aus Industrieanlagen bzw. Kraftwerken wie Schwefeldioxid und Ruß sind die Luftverunreinigungen aus dem Verkehr wie Feinstaub und Stickstoffoxide (NO_x) sowie sekundär gebildetes Ozon zunehmend in den Blickpunkt der Betrachtung gerückt.

Die hohen Feinstaubemissionen des Straßenverkehrs resultieren insbesondere aus dem Ruß, dem Reifenabrieb und der Aufwirbelung von Straßenstaub. Besonders schädlich für die Gesundheit sind Partikel aus Verbrennungsprozessen wie Dieselruß, da sie oft Träger von reaktiven Verbindungen sind. Feinstäube sind Auslöser für negative Effekte in der Lunge wie Entzündungsreaktionen und wirken verstärkend hinsichtlich allergischer Atemwegserkrankungen. Sie stehen des Weiteren im Zusammenhang mit Herz-Kreislauf-Erkrankungen (SRU 2004; 2008).

Die in der Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG festgelegten Luftqualitätsgrenzwerte für Feinstaub (PM_{10}) und Stickstoffdioxid (NO_2) dienen dem Schutz der Gesundheit. Der Kurzzeitgrenzwert für Feinstaub aus der Luftqualitätsrichtlinie wird weiterhin insbesondere in den Ballungsräumen an vielen verkehrsnahen Messstationen überschritten (Abb. 5-3). So wurden an 44 % der städtischen, verkehrsnahen Messstationen mehr als die 35 zulässigen Überschreitungen von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2011 verzeichnet (UBA 2012). Unter Berücksichtigung des großen Einflusses der meteorologischen Bedingungen wird in einer Prognose aus dem Jahr 2009 angenommen, dass an besonders hochbelasteten Standorten auch im Jahr 2020 der Grenzwert nicht eingehalten werden wird (STERN 2010).

299. Anthropogen freigesetzte Stickstoffoxide (NO_x) stammen primär aus Verbrennungsprozessen, wobei der Hauptanteil als Stickstoffmonoxid (NO) emittiert wird. Dieses kann wiederum durch Ozon oder Peroxidradikale in der Luft zu Stickstoffdioxid (NO_2) oxidieren. Der Verkehr ist mit fast 44 % Hauptemittent für anthropogen verursachtes NO_x (UBA 2009b). Die höchsten NO_x -Belastungen treten in den Ballungsgebieten an stark vom Verkehr geprägten Standorten mit durchlüftungshemmender Baustruktur wie Straßenschluchten auf. Dabei ist nicht nur die Verkehrsdichte, sondern auch die Zusammensetzung des Verkehrs für die NO_x - und NO_2 -Belastungen relevant. Die Immissionsdaten zeigen, dass die NO -Konzentrationen in den letzten Jahren in den Städten stetig gesunken sind, die Konzentrationen des gesundheitlich relevanteren NO_2 dagegen kaum (FISCHER et al. 2006; UBA 2010a; 2012). Ursache hierfür ist der wachsende Anteil an Dieselfahrzeugen im Straßenverkehr, die generell mehr NO_x emittieren und auch einen höheren NO_2 -Anteil im Abgas aufweisen als Benzinfahrzeuge (MAYER et al. 2007).

Stickstoffoxide besitzen eine starke Reizwirkung auf die Atemwege. So wird die Langzeitexposition gegenüber NO_2 mit Symptomen in den Atemwegen, wie zum Beispiel Einschränkungen der Lungenfunktion und der Zunahme von chronischem Husten und Bronchitis bei Kindern, in Zusammenhang gebracht. Außerdem ist eine

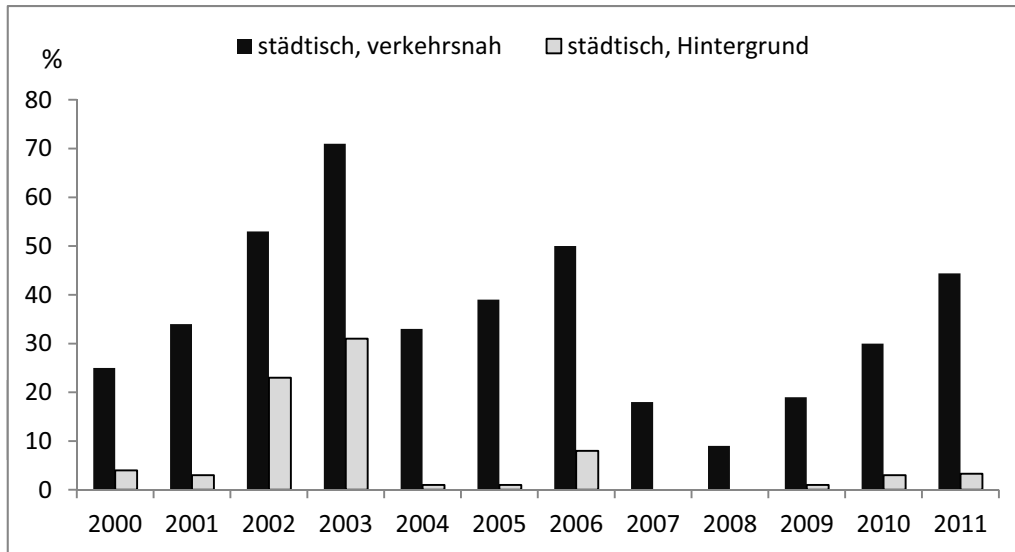
Tabelle 5-1

Belastung der Bevölkerung durch Straßenverkehrslärm in den 27 größten Ballungsräumen in Deutschland

Pegel	L_{DEN} > 55 dB(A)	L_{DEN} > 65 dB(A)	L_{DEN} > 70 dB(A)	L_{Night} > 50 dB(A)	L_{Night} > 55 dB(A)	L_{Night} > 60 dB(A)
Anzahl Betroffener in Tausend (prozentualer Anteil)	4.241 (24,5 %)	1.391 (8 %)	522,1 (3 %)	2.802,1 (16,2 %)	1.514,2 (8,7 %)	594,5 (3,4 %)
dB(A) = Dezibel (korrigiert nach Bewertungskurve A) L_{DEN} = Lärmschallpegel im Tag-Abend-Nacht-Index L_{Night} = Lärmschallpegel in der Nacht						
SRU/UG 2012/Tab. 5-1; Datenquelle: UBA 2011a						

Abbildung 5-3

Anteil an städtischen Messstationen mit mehr als 35 Überschreitungen des Feinstaub-Kurzzeitgrenzwerts



Quelle: UBA 2012, verändert

verstärkende Wirkung auf allergische Erkrankungen der Atemwege gut dokumentiert (KRdL 2003; SRU 2008).

Der seit Januar 2010 einzuhaltende Jahresmittelgrenzwert für NO₂ von 40 µg/m³ (Tz. 298) wird insbesondere in Ballungsgebieten weiterhin überschritten. Im Jahr 2009 betraf dies noch 69 % der städtischen, verkehrsnahen Messstationen in Deutschland (UBA 2012). Verschiedene Modellierungen zur Entwicklung der NO₂-Belastung kommen zu dem Ergebnis, dass es selbst unter günstigsten Bedingungen in Deutschland nicht gelingen wird, an allen Messstationen den Jahresmittelgrenzwert bis zum Jahr 2020 einzuhalten (DIEGMANN et al. 2009; IFEU 2010).

300. Bodennahes Ozon bildet sich fotochemisch aus Sauerstoff und sogenannten Ozonvorläufersubstanzen wie NO_x und flüchtigen organischen Verbindungen unter Einfluss intensiver Sonnenstrahlen. Der Straßenverkehr ist Hauptverantwortlicher für die NO_x-Emissionen und trägt des Weiteren zu etwa 10 % der Gesamtbelastung mit flüchtigen organischen Verbindungen bei (UBA 2010b). Während die Höhe der Ozonspitzenwerte und die Häufigkeit sehr hoher Ozonbelastungen in den letzten Jahren abgenommen haben, ist der Ozonjahresmittelwert insbesondere im städtischen Hintergrund stetig angestiegen. Ozon wirkt als Reizgas ebenfalls auf die Atemwege und steht unter anderem mit Lungenfunktionsstörungen und Entzündungen im Lungengewebe im Zusammenhang. Außerdem kann es ähnlich wie NO₂ allergische Reaktionen in den Atemwegen verstärken. Beim seit 2010 gültigen Ozonzielwert von 120 µg/m³ im 8-Stunden-Mittel, der nicht öfter als 25-mal pro Kalenderjahr, gemittelt über drei Jahre, überschritten werden darf (Luftqualitätsrichtli-

nie), ist ein Rückgang der Überschreitungen in den letzten zehn Jahren zu beobachten. Am häufigsten treten Überschreitungen des Ozonzielwertes an Messstationen für den ländlichen Hintergrund auf, was damit zusammenhängt, dass in den Städten gebildetes Ozon sehr schnell durch die dort hohen Konzentrationen an NO reduziert wird (UBA 2010c). Da Menschen insbesondere im städtischen Raum gegenüber einer Mischung aus Luftschadstoffen exponiert werden, ist eine summative Bewertung der Belastungen erforderlich.

5.2.5 Schlussfolgerungen

301. Insgesamt belastet der Autoverkehr in vielfältiger Weise die Umwelt und die Gesundheit von Menschen in Ballungsräumen und schränkt damit ihre Lebensqualität ein. Insbesondere die Lärmemissionen und die Einhaltung der NO₂- und Feinstaubgrenzwerte werden in Zukunft noch eine Herausforderung darstellen. Dabei spielt der Lkw-Verkehr eine besondere Rolle, weil er überproportional zur Lärm-, NO₂- und Feinstaubbelastung beiträgt (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2011b). Aber selbst wenn die Luftqualitätsgrenzwerte eingehalten werden, gibt es noch keinen Grund zur Entwarnung. Denn diese sind nur als Zwischenziel für eine Luftqualität zu verstehen, die in keiner Weise mehr die Gesundheit belastet. Hinzu kommt, dass die Auswirkungen des Klimawandels in den Ballungsräumen an Bedeutung gewinnen werden. Steigende Temperaturen, insbesondere das Auftreten von Hitzewellen, machen sich in dicht besiedelten bzw. stark zugebauten Gebieten besonders bemerkbar. Außerdem fehlen ruhige Aufenthaltsräume an den Straßen sowie Erholungs- und Freizeiträume. Zu diesen zählen insbesondere Grünflächen, die

den Bedürfnissen der Anwohner gemäß gestaltet sind, die aber auch die Biodiversität in den Städten fördern. Sie sind für viele Stadtbewohner die Hauptmöglichkeit mit Natur, Tieren und Pflanzen in Kontakt zu kommen (WERNER und ZAHNER 2009).

Die Belastungen durch den motorisierten Verkehr in den Städten sind zudem ungleichmäßig auf die unterschiedlichen Bevölkerungsgruppen verteilt. Erste Studien haben sich inzwischen mit dem Zusammenhang zwischen der sozialen Stellung und der Gesundheitsbelastung durch Umweltprobleme auseinandergesetzt. Das Umweltbundesamt (UBA) hat in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), dem Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) und dem Robert-Koch-Institut (RKI) wesentliche Studien hierzu zusammengefasst (BUNGE und KATZSCHNER 2009; BfS et al. 2011). Dabei zeigt sich, dass sozial schwächer gestellte Gruppen oftmals überproportional durch Luftschadstoffe und Lärm belastet sind. Besonders auffällig ist die Situation von Familien mit geringem Einkommen und niedrigem Bildungsstand. Sie sind relativ häufig höheren Verkehrsimmissionen ausgesetzt (GOTTSCHALK et al. 2011). Zudem scheint es eine Verbindung zwischen der Verfüg-

barkeit von Grünanlagen und dem Sozialstatus zu geben (CLAßEN et al. 2011).

Es besteht erheblicher Handlungsbedarf in den Ballungsräumen, die Belastungen und Beeinträchtigungen durch den Straßenverkehr zu mindern. Nachfolgend wird zunächst die Verkehrsentwicklung diskutiert und dann ein Leitbild eines umweltfreundlichen Verkehrs in den Ballungsräumen formuliert.

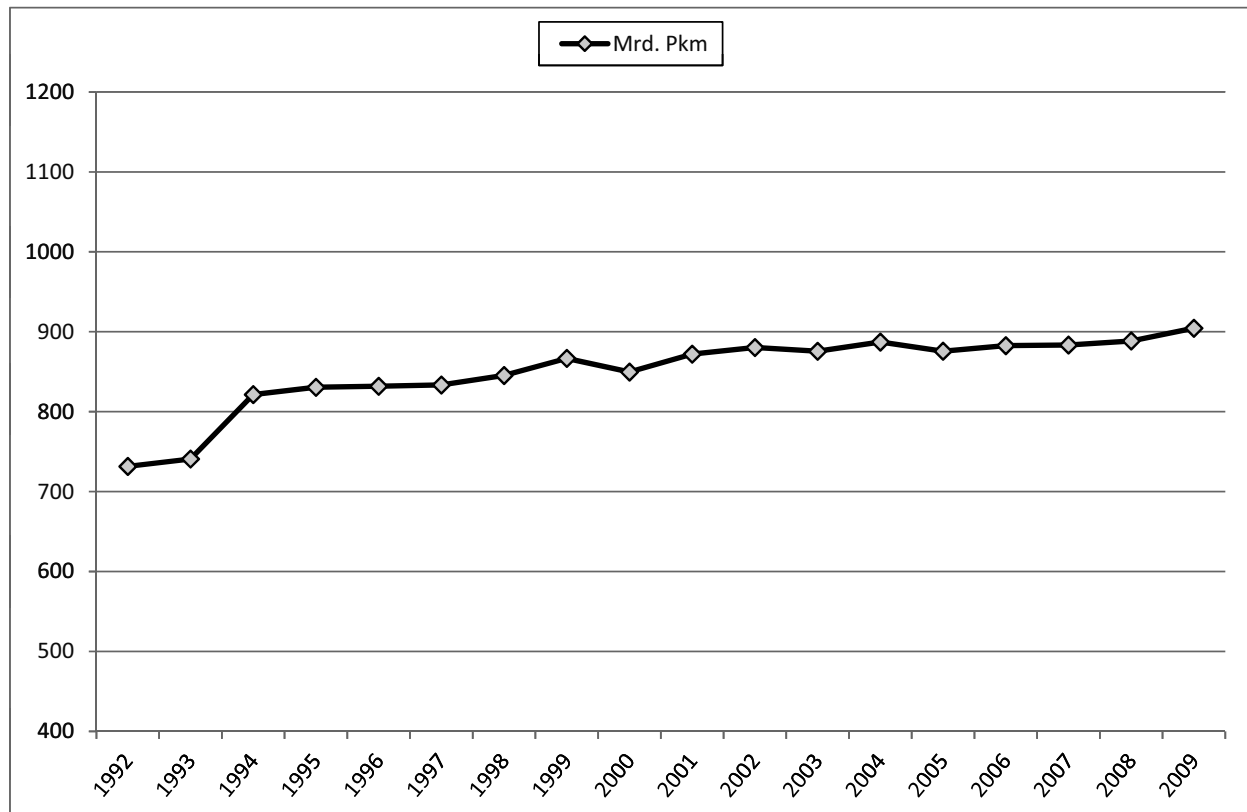
5.3 Verkehrsentwicklung und Mobilitätsverhalten in Ballungsräumen

5.3.1 Personenverkehrsleistung und Mobilitätsverhalten

302. Nach hohen Zuwachsraten in den 1960er- bis 1990er-Jahren ist die Verkehrsleistung des motorisierten Individualverkehrs zuletzt nur noch gering angestiegen – von 2002 bis 2009 um 2,7 % (Abb. 5-4). Die Verkehrsleistung ist das Produkt aus durchschnittlicher Fahrleistung (in km) und Zahl der beförderten Personen. Die Zahl der beförderten Personen (das Verkehrsaufkommen) blieb im gleichen Zeitraum fast konstant und erhöhte sich nur um 0,8 % (BMVBS 2011b).

Abbildung 5-4

Entwicklung der Verkehrsleistung für den motorisierten Individualverkehr



Pkm = Personenkilometer
Quelle: BMVBS 2011b

303. Nach wie vor aber dominiert der motorisierte Individualverkehr die insgesamt im Personenverkehr erbrachte Verkehrsleistung mit einem Anteil von circa 81 % (2009). Dies gilt, wenn nur die motorisierten Verkehrsträger verglichen werden. Bei dieser Berechnung des Modal Split haben der öffentliche Straßenpersonenverkehr (Omnibus, Straßenbahn, U-Bahn) und der Eisenbahnverkehr jeweils einen Anteil von rund 7 %, der Anteil des Flugverkehrs, der in den letzten Jahren hohe Zuwachsraten erfuhr, betrug 5,2 % (alle Zahlen für 2009: BMVBS 2011b). Wird der Fuß- und Fahrradverkehr in den Vergleich mit einbezogen und gleichzeitig die Zahl der zurückgelegten Wege (Verkehrsaufkommen) als Grundlage genommen, verändert sich der Anteil des motorisierten Individualverkehrs auf 58 % (Abb. 5-5).

304. Die oben genannten Zahlen zur Verkehrsentwicklung und zum Mobilitätsverhalten spiegeln sich auch in den Ergebnissen von Haushaltsbefragungen wider (infas und DLR 2010; ZUMKELLER et al. 2011; AHRENS et al. 2010; s. Kasten). Demnach legen die Menschen zwar etwas weniger Wege mit dem Auto zurück, dafür werden diese Wege aber länger. Der Trend beim Eisenbahnverkehr, öffentlichen Straßenpersonenverkehr und Flugverkehr, aber auch beim Fuß- und beim Fahrradverkehr ist dagegen etwas anders: hier erhöhte sich die Anzahl der Wege leicht.

Befragungen bundesdeutscher Haushalte zu ihrem Verkehrsverhalten

305. Das Wachstum der Personenverkehrsleistung insgesamt und für den motorisierten Individualverkehr im Einzelnen ist seit circa zehn Jahren sehr gering. Nach der Studie „Mobilität in Deutschland“ (MiD) erhöhte sich das Verkehrsaufkommen über alle Verkehrsträger im Personenverkehr zwischen 2002 und 2008 um 3 % (infas und DLR 2010). Im „Deutschen Mobilitätspanel“ (MOP) wird sogar ein leichter Rückgang bei der Anzahl aller Wege beobachtet (ZUMKELLER et al. 2011). Auch das Verkehrsaufkommen des motorisierten Individualverkehrs verringerte sich in den letzten Jahren in beiden Studien. Gleichzeitig stieg seine Verkehrsleistung in der MiD-Studie um etwa 5 % an. Das bedeutet, dass die befragten Personen das Auto nicht öfter, sondern für weitere Wege verwendeten. Die detaillierte Auswertung ergibt, dass dies vor allem für Mitfahrer gilt, bei denen in der MiD-Studie eine deutliche Zunahme der durchschnittlichen Wegelänge zu beobachten ist. Zum Beispiel werden Kinder häufiger mit dem Auto zum Kindergarten oder zur Schule gebracht. Im Unterschied zum Verkehrsaufkommen des motorisierten Individualverkehrs erhöhte sich zwischen 2002 und 2008 die Anzahl der Wege sowohl bei der Verkehrsmittelgruppe „Eisenbahnverkehr, öffentlicher Straßenpersonenverkehr und Flugverkehr“ als auch beim Fuß- und beim Fahrradverkehr, sodass ihr Anteil am Verkehrsaufkommen jeweils um 1 % anstieg.

In der Untersuchung „Mobilität in Städten – SrV 2008“ konnte gezeigt werden, dass nach einem beständigen An-

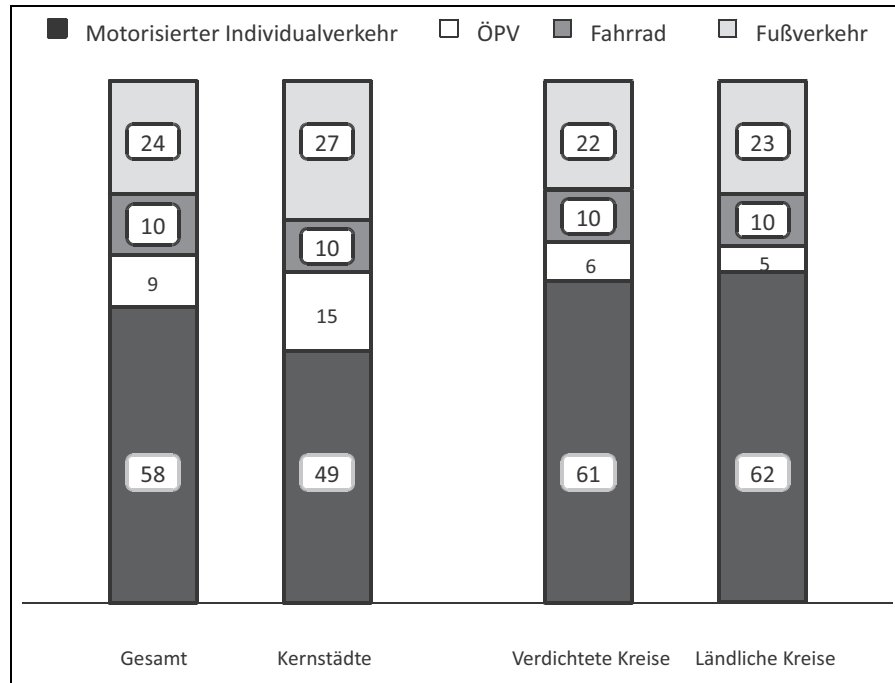
wachsen zwischen 1972 und 1998 erstmals in 2008 der Anteil des motorisierten Individualverkehrs an allen Wegen im Personenverkehr zurückging. Gleichzeitig stieg der Anteil der Wege des öffentlichen Personennahverkehrs (ÖPNV) um 2 %, der des Fahrradverkehrs um 1 %. Der entsprechende Anteil des Fußverkehrs verringerte sich um 1 % (AHRENS et al. 2010).

306. Die Daten der MiD-Studie zur Alltagsmobilität (s. Kasten) zeigen außerdem, dass es von 2002 bis 2008 je nach Siedlungsdichte unterschiedliche Entwicklungen der Personenverkehrsleistung gab. In den Kernstädten veränderte sich die Verkehrsleistung des Personenverkehrs kaum, in den sogenannten verdichteten Kreisen nahm diese Größe im gleichen Zeitraum zu, in ländlichen Kreisen dagegen ab. Je nachdem, wo die Menschen wohnen, benutzen sie auch unterschiedliche Verkehrsmittel: in Kernstädten beträgt der Anteil von Eisenbahn-, öffentlichem Straßenpersonen-, Flug-, Fahrrad- und Fußverkehr am Verkehrsaufkommen durchschnittlich 51 %, in verdichteten Kreisen 39 % und in ländlichen Kreisen nur noch 38 % (infas und DLR 2010; Abb. 5-5). Auch von Stadt zu Stadt kann sich der Anteil von öffentlichem Verkehr, Fahrrad- und Fußverkehr ändern und variiert zum Beispiel von 66 % in Berlin bis 41 % in Ludwigsburg (UBA 2009a). Darüber hinaus können laut infas und DLR (2010) 19 % der Bevölkerung über 14 Jahren als potenzielle ÖPNV-Kunden eingestuft werden. Dieser Anteil ergibt sich aus der Anzahl derjenigen, die einen Pkw zur Verfügung haben, seltener den ÖPNV benutzen aber dennoch die Erreichbarkeit der Ziele mit dem ÖPNV als gut bzw. sehr gut einschätzen.

307. Nach den Ergebnissen der MiD-Studie gab es zwischen 2002 und 2008 nur geringe Veränderungen in Bezug auf Anzahl, Länge und Zweck der Wege der befragten Haushalte. Rund ein Drittel der Wege werden für Freizeitzwecke zurückgelegt (32 %), an zweiter Stelle steht das Einkäufen (21 %). Der Anteil der Wege zur Arbeit beträgt nur 14 %. Je geringer das monatliche Haushaltseinkommen ist, desto geringer ist auch der Motorisierungsgrad der Haushalte und dementsprechend seltener wird das Auto als Fortbewegungsmittel gewählt. Die Gründe, keinen Pkw zu besitzen, sind überwiegend ökonomische (50 % der befragten Haushalte, die kein Auto besitzen), wobei hier auch eine veränderte Prioritätensetzung bei geringerem Einkommen eine Rolle spielt. Allerdings geben 16 % der Haushalte an, dass sie kein Auto benötigen und 5 % verzichten bewusst auf ein Auto. In den Kernstädten benötigen sogar 21 % kein Auto bzw. verzichten 6 % bewusst auf ein solches.

308. Auch im Bezug auf Gender- und Generationenaspekte lassen sich aus den beiden Haushaltsbefragungen (MiD- und MOP-Studie, s. Tz. 305) interessante Erkenntnisse gewinnen. Bislang ist es noch so, dass Männer häufiger den Pkw benutzen als Frauen, diese gehen dafür häufiger zu Fuß und nutzen öfter den ÖPNV. Insgesamt ist jedoch eine Entwicklung zu beobachten, die zu einer Angleichung des Mobilitätsverhaltens beider Geschlechter führt (ifmo 2011).

Modal Split des Personenverkehrsaufkommens



SRU/UG 2012/Abb. 5-5; Datenquelle: infas und DLR 2010

Ältere Menschen sind generell weniger mobil und gehen öfter zu Fuß bzw. benutzen häufiger den ÖPNV als der Durchschnitt. In den letzten Jahren benutzten aber vor allem die über 60-Jährigen, und hier insbesondere die Frauen, vermehrt das Auto. Eine gegenläufige Entwicklung findet sich bei jungen Erwachsenen (18 bis ca. 34 Jahre). Hier nehmen die Pkw-Verfügbarkeit, der Führerscheinbesitz und die Pkw-Nutzung langsam ab. Diese Altersgruppe benutzt – insbesondere im urbanen Raum – vermehrt den ÖPNV und das Fahrrad (infas und DLR 2010). Die MOP-Studie nennt als mögliche Ursachen unter anderem eine steigende Multimodalität (es wird regelmäßig mehr als ein Verkehrsträger genutzt) sowie einen Anstieg inhäusiger Aktivitäten, zum Beispiel Internetnutzung, bei jungen Menschen (ZUMKELLER et al. 2011). Als Motive für dieses Verhalten vermutet man zudem ein stärkeres Fitness- und Körperbewusstsein (Rad fahren) und einen kommunikativen, kreativen Lebensstil sowie geringere Einkommen und veränderte Konsumprioritäten (BECKMANN et al. 2011). Die Autoren der MOP-Studie weisen allerdings darauf hin, dass die Ergebnisse der Erhebungen des Mobilitätspanels aus 2009 und 2010 den Trend zu einem abnehmenden Verkehrsaufkommen bei Männern und bei Jüngeren nicht mehr wiedergeben. Dies könnte auf eine beginnende Stabilisierung auf niedrigem Niveau hinweisen (ZUMKELLER et al. 2011).

Die Änderung im Mobilitätsverhalten junger Erwachsener in Deutschland ist von Bedeutung, weil sie die zukünftige Verkehrsentwicklung beeinflusst. In einer Studie, die die oben genannten Ergebnisse der MiD- und MOP-Untersuchungen zusammenfasst und analysiert,

wurden einige mögliche Gründe für die Verhaltensänderung herausgearbeitet (ifmo 2011). Danach gilt als eine wichtige Ursache, dass mehr junge Menschen studieren und damit die Zahl der Haushalte mit geringerem Einkommen in der Altersgruppe der 18- bis 34-Jährigen zugenommen hat. Außerdem leben Studenten eher in großen Städten und die Familiengründung erfolgt in der Regel erst später. Insgesamt sind junge Erwachsene damit zunehmend in Lebenssituationen, in denen man eher kein Auto besitzt und nutzt. Zu diesen strukturellen Ursachen gesellt sich aber auch ein verändertes Mobilitätsverhalten von Pkw-Besitzern. Junge Autofahrer sind zunehmend multimodal, das heißt sie nutzen nicht nur das Auto, sondern auch andere Verkehrsmittel. Dies hängt auch mit Veränderungen im Verkehrssystem zusammen, zum Beispiel günstigen ÖPNV-Angeboten wie Semestertickets oder Fahrradkampagnen. Gleichzeitig gibt es weniger Parkraum. Billige Flugpreise und schnelle Bahnfahrten tragen zum Bedeutungsverlust des Autos im Fernverkehr bei. Unsicher ist, welche Einflüsse die Informations- und Kommunikationstechnologie (IKT) auf das Verkehrsverhalten hat. Ein Vorteil des ÖPNV ist aber zum Beispiel, dass er es erlaubt unterwegs zu sein und dabei die IKT zu benutzen. Diskutiert wird auch ein möglicher Bedeutungsverlust des Autos als Mittel für die soziale Teilhabe, unter anderem durch die steigende Bedeutung der IKT.

5.3.2 Güter- und Personenwirtschaftsverkehr

309. Ziele und Quellen des Güterverkehrs liegen in den Ballungsräumen. In Deutschland werden 57 % der Güter im Nahbereich bis 50 km transportiert. Dies gilt für die

Zahl der beförderten Gütertonnen (Verkehrsaufkommen) inländischer Lkws über 3,5 t und Sattelzugmaschinen (BMVBS 2011b). Auf Straßen innerorts hatte der Lkw-Verkehr 2002 einen Anteil an der gesamten Fahrleistung des Kfz-Verkehrs von schätzungsweise 10,4 %, wobei der Lkw-Verkehr kleine und große Lkws sowie Sattelzug- und übrige Zugmaschinen umfasste. Der Anteil stieg bis 2007 leicht auf 11,1 % an, was einem Anstieg der Fahrleistung um 2,7 % entsprach. Die Fahrleistung des übrigen Verkehrs innerorts ging dagegen um 4,7 % zurück (BIRN et al. 2009).

Neben dem Güterverkehr ist in Ballungsräumen auch der sogenannte Personenwirtschaftsverkehr (u. a. Handwerker- und Kundendienstfahrten) von Bedeutung. Personenwirtschafts- und Güterverkehr haben zum Beispiel in Berlin zusammen einen Anteil von 22 % am gesamten Aufkommen (Anzahl der Fahrten pro Werktag) des motorisierten Straßenverkehrs, bzw. einen Anteil von 26 % an den insgesamt von Pkws und Lkws zurückgelegten Fahrzeugkilometern. Über 87 % der Fahrten werden mit Lkws unter 3,5 t durchgeführt (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin und Ministerium für Infrastruktur und Raumordnung Brandenburg 2009).

Für den Güterverkehr wird eine starke Zunahme der Verkehrsleistung sowie eine moderate Zunahme des Verkehrsaufkommens prognostiziert (s. Kap. 4). In Berlin wurde in den vergangenen Jahren bei innerstädtischen Lieferverkehren eine gestiegene Nachfrage nach schnellen und kleinteiligen Waren- und Güterlieferungen festgestellt (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2011b). Für diese Entwicklung werden vielfältige Ursachen genannt, wie zum Beispiel der Internethandel, insbesondere aber eine veränderte Lagerhaltungsstrategie aufgrund gestiegener Ladenmieten (VCD 2006). Die Lieferungen erfolgen zunehmend durch Kurier-, Express- und Paketdienste (KEP-Dienste). Auch für den Personenwirtschaftsverkehr wird wegen der steigenden Bedeutung des Dienstleistungssektors eine weitere Zunahme erwartet (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2011b). Genaue Prognosen für den Güter- und Personenwirtschaftsverkehr in Ballungsräumen fehlen aber.

5.3.3 Bevölkerungsentwicklung und Szenarien für den Personenverkehr

310. Die Bevölkerungszahl wird zukünftig deutlich zurückgehen: Das Statistische Bundesamt geht davon aus, dass Deutschland im Jahr 2050 zwischen 69 und 74 Millionen Einwohner (Statistisches Bundesamt 2006, S. 5) und im Jahr 2060 nur noch zwischen 65 und 70 Millionen Einwohner haben wird (Statistisches Bundesamt 2009, S. 5). Daher wird vorhergesagt, dass sich Siedlungen langfristig flächenmäßig nicht weiter ausdehnen und bestimmte Räume in Deutschland stark schrumpfen werden (MÜLLER und SIEDENTOP 2003). Wenn dies ungesteuert erfolgt, ist in Zukunft in ländlichen Gebieten mit sich „entleerenden“, „durchlöchernden“ Räumen zu rechnen. Auch für viele deutsche Kernstädte wird langfristig ein Bevölkerungsrückgang prognostiziert. Zudem wird der Anteil älterer Menschen an der Bevölkerung steigen.

311. Die Bedeutung der zukünftigen Siedlungsstrukturen für die Entwicklung des Personenverkehrs ist in verschiedenen Studien untersucht worden. Dabei wird im Wesentlichen von zwei möglichen Entwicklungen ausgegangen. Die eine – aus ökologischer Sicht negativ zu bewertende – Entwicklung geht davon aus, dass zwar das Verkehrsaufkommen (das heißt die Zahl der Wege über alle Verkehrsträger) aufgrund der rückläufigen Bevölkerungszahl zurückgeht. Allerdings bedeutet das nicht automatisch, dass auch der motorisierte Individualverkehr abnimmt. Diese Szenarien und Modellrechnungen kommen im Gegenteil zu dem Schluss, dass bei einem leichten Bevölkerungsrückgang und fehlender Gegensteuerung der motorisierte Individualverkehr der dominierende Verkehrsträger bleibt und unter Umständen sogar das Fahraufkommen des motorisierten Individualverkehrs zunimmt. Vor allem sehen sie einen dramatischen Rückgang des Eisenbahnverkehrs, öffentlichen Straßenpersonverkehrs und Flugverkehrs insbesondere in schrumpfenden Regionen voraus. Der Autoverkehr wird nach dieser Ansicht dann dominieren, wenn die prozentualen Preiserhöhungen des motorisierten Individualverkehrs moderat über der Wirtschaftswachstumsrate liegen und die Preise im ÖPNV genauso schnell wie beim Pkw steigen (OELTZE et al. 2006; OHM et al. 2006).

Eine aus Umweltsicht optimistischere Studie geht von einem gleichbleibenden oder abnehmenden Anteil des motorisierten Individualverkehrs bei relativ stabiler Personenverkehrsleistung aus. Für den Eisenbahnverkehr und öffentlichen Straßenpersonverkehr wird dabei eine unveränderte oder sogar zunehmende Verkehrsleistung prognostiziert (ifmo 2010).

Im Ergebnis kommen die Szenarien daher im Bezug auf die zukünftige Entwicklung des Verkehrs unter den zukünftigen demografischen Entwicklungen zu keiner eindeutigen Einschätzung. Weitgehend einig sind sich die Studien dagegen im Hinblick auf die relevanten Einflussfaktoren. Zu diesen zählen ein anhaltender Trend zu Einpersonenhaushalten, eine zunehmende Konzentration der Bevölkerung in strukturstarken Ballungsräumen und eine Abnahme in strukturschwachen ländlichen Räumen. Auch die Wirtschaftsleistung und die Preisentwicklung im motorisierten Individualverkehr und ÖPNV werden als zentral betrachtet.

5.4 Leitbild und Indikatoren für einen umweltfreundlichen Verkehr in Ballungsräumen

312. Leitbild für einen umweltfreundlichen Verkehr in Ballungsräumen muss aus Sicht des Sachverständigenrats für Umweltfragen (SRU) sein, die Belastungen, die durch den motorisierten Verkehr entstehen, so weit wie möglich zu vermindern. Gleichzeitig sollte die Mobilität nicht eingeschränkt und die Erreichbarkeit wichtiger Ziele sichergestellt werden (vgl. Tz. 289). Für die Minimierung der Belastungen lassen sich Qualitätsziele formulieren. Dazu gehören eine gesunde Umwelt, insbesondere saubere Luft und Ruhe, die Möglichkeit, ruhige und friedliche Plätze zu genießen, sowie zugängliche, gut unterhaltene Grün-

flächen und Spielplätze von hoher Qualität (EEA 2009). Gerade in Ballungsräumen sind Grünflächen im direkten Wohnumfeld von besonderer Bedeutung. Sie fördern Erholung, Freizeitaktivitäten und Sport im Freien und tragen damit auch zur Stärkung des emotionalen Wohlbefindens, zum Stressabbau und zur psychischen Stabilität bei (JOB-HOBEN und ERDMANN 2008). Zur Lebensqualität in Städten gehören auch attraktive öffentliche Räume, in denen man gern sitzt und flaniert, ein sicherer, leiser und abgasarmer Verkehr sowie verkehrsberuhigte Straßen, in denen die reduzierten Geschwindigkeiten des Straßenverkehrs ein verträgliches Miteinander erlauben und das Fahrradfahren und das Zufußgehen fördern. Qualitätsziele lassen sich auch für die Frage der Sicherheit, der Angleichung der Geschwindigkeit, den Modal Split und den Umweltverbund aufstellen. Unter dem Umweltverbund versteht man den Anteil des Verkehrs, der zu Fuß, mit dem Fahrrad sowie mit dem öffentlichen Straßenpersonenverkehr (Bus, Straßenbahn und U-Bahn) zurückgelegt wird. Aus den Qualitätszielen lassen sich konkrete Indikatoren ableiten, anhand derer die Zielerreichung überprüft werden kann.

313. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens im Auftrag des UBA entwickelten SURBURG et al. (2002) einen Katalog technischer und planerischer Qualitätsziele für eine nachhaltige Mobilität im kommunalen und regionalen Bereich. Fünfzehn dieser Qualitätsziele und die daraus abgeleiteten Indikatoren sind beispielhaft in der Tabelle 5-2 aufgeführt. Insgesamt ist ein solches Zielsystem gut geeignet, um das Leitbild eines umweltfreundlichen Verkehrs in Ballungsräumen abzubilden. Die Qualitätsziele sind ambitioniert, aber auch notwendig, um langfris-

tig eine nachhaltige Mobilität zu erreichen. Einige der Indikatoren müssten aktualisiert werden (s. a. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2011b). Es sollte auch berücksichtigt werden, dass in den „Night Noise Guidelines“ der World Health Organization (WHO) von 2009 der Wert zur Vermeidung von Schlafstörungen von 45 auf 40 dB(A) gesenkt wurde. Außerdem müsste noch das Qualitätsziel „Keine Gesundheitsgefährdung der Menschen durch Feinstaub“ mit einem entsprechenden Indikator ergänzt werden. Für den Bereich der Verkehrssicherheit könnte – als Zwischentappe zum Ziel, Verletzte und Getötete im Straßenverkehr vollständig zu vermeiden – beispielsweise die Halbierung der Zahl der im Straßenverkehr Getöteten und Verletzten bis 2020 angestrebt werden (Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesminister für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung 2010).

Der SRU schlägt vor, dass die Ballungsräume Maßnahmen ergreifen, um den Anteil des Umweltverbundes am Modal Split bis 2025 um 20 % zu erhöhen. Dieses Ziel ist nicht unrealistisch, denn schon die Befragungen zum Mobilitätsverhalten zeigen, dass es einen hohen Anteil (19 %) an Autofahrern gibt, die zwar selten den ÖPNV benutzen, aber trotzdem die Erreichbarkeit von Zielen mit dem ÖPNV als gut bis sehr gut einschätzen. Gleichzeitig gibt es ein zunehmendes Interesse am Zufußgehen und am Fahrradfahren (Tz. 308). Langfristig hält der SRU einen Anteil von 70 bis 80 % für den Umweltverbund in den Ballungsräumen für zielführend. Berlin beispielsweise hat sich für 2025 das Ziel gesetzt, den Umweltverbund in der Gesamtstadt auf 75 % und in der Innenstadt auf 80 % zu erhöhen (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2011b).

Tabelle 5-2

Beispiele für verkehrsbezogene Qualitätsziele und Indikatoren

Bereich	Qualitätsziel	Indikator
Flächeninanspruchnahme	Sparsamer Umgang mit Bodenfläche Etappenziel: Keine zusätzliche Flächeninanspruchnahme durch den Verkehr ohne Ausgleich	Fahrbahnfläche pro Einwohner
Lärm	Kein Verkehrslärm, der zu einem erhöhten Risiko von Herz-Kreislauf-Erkrankungen führen kann	Anteil der Einwohner mit einer Lärmbelastung unterhalb von 65 dB(A) tags
	Kein Verkehrslärm, der Schlafstörungen verursacht	Anteil der Einwohner mit einer Lärmbelastung unterhalb von 45 dB(A) nachts
	Kein Verkehrslärm, der die Kommunikation im Außenwohnbereich sowie im öffentlichen Straßenraum beeinträchtigt	Anteil der Einwohner mit einer Lärmbelastung unterhalb von 55 dB(A) tags im öffentlichen Straßenraum

noch Tabelle 5-2

Bereich	Qualitätsziel	Indikator
Luftbelastung	Keine Gesundheitsgefährdung des Menschen durch bodennahes Ozon, NO _x und flüchtige organische Verbindungen	Anteil der Einwohner mit einer NO ₂ -Belastung unterhalb von 1,9 µg/m ³ ; sowie als Etappenziel unterhalb von 10 µg/m ³ im ländlichen Raum bzw. 25 µg/m ³ in Großstädten/Ballungsräumen (Jahresmittelwerte)
	Keine kanzerogene Belastung durch den Verkehr	Anteil der Einwohner mit einer Rußbelastung von ≤ 0,8 µg/m ³ ; bzw. als Etappenziel von ≤ 4,0 µg/m ³ (Jahresmittel)
Sicherheit	Erhaltung von Gesundheit und Unversehrtheit, keine Getöteten, keine Verletzten	Zahl der schwerverletzten Verkehrsoffer je 1.000 Einwohner Zahl der getöteten Verkehrsoffer je 1.000 Einwohner
Verträgliche Kfz-Geschwindigkeiten	Stadtverträgliche Geschwindigkeiten auf allen Innerortsstraßen ≤ 30 km/h	Länge (km) und Anteil (%) der Tempo-30-Straßen und verkehrsberuhigten Bereiche bezogen auf die Gesamtstraßennetzlänge
Infrastruktur-Anforderungen Fußverkehr	Vollständiges, qualitativ hochwertiges Fußwegenetz mit Fußwegen ausreichender Breite	Länge und Anteil der Gehwege bezogen auf die Gesamtstraßennetzlänge, Gehwegbreite mindestens 2,5 bis 3,5 m
Infrastruktur-Anforderungen Radverkehr	Geschlossenes, qualitativ hochwertiges Radverkehrsnetz mit Radverkehrsanlagen ausreichender Breite und ergänzenden Infrastruktureinrichtungen	Länge und Anteil der verschiedenen Radverkehrsanlagen bezogen auf die Gesamtstraßennetzlänge, Mindestbreite 2,5 bis 3 m.
Infrastruktur-Anforderungen ÖPNV	Ausreichendes ÖPNV-Angebot zur Gewährleistung gleicher Teilnahmechancen	Infrastruktur: Anteil der Siedlungsfläche in einem 150 m- bis 300 m-Haltestellenradius (je nach Siedlungsstruktur)
ÖPNV-Betrieb	Gute Erreichbarkeit von Orten zur Ausübung der Grunddaseinsfunktionen mit öffentlichen Verkehrsmitteln in angemessener Zeit	Anteil der Linienlänge, auf der an Werktagen bestimmte Taktfrequenzen eingehalten werden (z. B. 5-Min.-Takt in Innenstädten, 10-Min.-Takt in Groß- und Mittelstädten usw.)
Modal Split	Hoher Anteil des Umweltverbundes am Modal Split	Anteil des Umweltverbundes am Modal Split und Abweichung von folgenden Zielwerten: 70 % in Großstädten, 60 % in Mittelstädten, 50 % in Kleinstädten/ländlichem Raum
Stadtbild/Gestaltung	Umweltverträgliche Querschnittsgestaltung von Straßen mit überwiegender Aufenthaltsfunktion	Länge und Anteil der Straßen mit überwiegender Aufenthaltsfunktion mit einem Verhältnis der Breite von Fußweg, Radweg und Grünfläche zu Kfz-Verkehrsfläche von mindestens 1,0 (1:1)
Begrünung/Kleinklima	Straßenbäume und Grünelemente prägen den Charakter der Straße	Länge und Anteil der Straßen mit mind. 15 Bäumen je 100 m bezogen auf die Gesamtstraßennetzlänge

Quelle: SURBURG et al. 2002, Ziele und Indikatoren teils gekürzt zitiert

Zur Erreichung dieser Ziele muss die klassische Trias der Verkehrslenkung verwendet werden: zunächst so viel Verkehr wie möglich vermeiden, den verbleibenden Verkehr nach Möglichkeit auf den Umweltverbund verlagern und den nicht vermeidbaren Autoverkehr so verträglich wie möglich gestalten. Das bedeutet konkret, den Anteil des motorisierten Verkehrs zu verringern, ihn langsamer, sicherer und sauberer zu machen und den Umweltverbund zu stärken.

5.5 Maßnahmen für einen umweltfreundlichen Verkehr in Ballungsräumen

314. Um die genannten Qualitätsziele für einen umweltfreundlichen Verkehr in Ballungsräumen zu erreichen, können sehr unterschiedliche Maßnahmen ergriffen werden. Umfassende Ausführungen zu verkehrspolitischen Strategien, Maßnahmen an der Quelle, Maßnahmen der (vor allem überörtlichen) Verkehrswege- und Raumplanung, zum Ordnungsrecht und zur Verkehrslenkung finden sich bereits im Sondergutachten „Umwelt und Straßenverkehr“ des SRU (2005, S. 85–97). Das vorliegende Kapitel konzentriert sich auf Maßnahmen, die in besonderem Maße geeignet sind, die oben beschriebenen Belastungen durch den Autoverkehr in *Ballungsräumen* zu verringern, gleichzeitig aber eine hohe Mobilität zu ermöglichen. Dazu muss das Verkehrsgeschehen insgesamt umgestaltet und der Autoverkehr vermindert werden. Ökologische und gesundheitliche Auswirkungen des Verkehrs sowie soziale Belastungen müssen den Mobilitätsbedürfnissen gegenübergestellt und versteckte Kosten des Verkehrs offen gelegt werden. Im Mittelpunkt der nachfolgenden Diskussion stehen deshalb erstens Instrumente, die zur Internalisierung externer Kosten des Verkehrs und zu mehr Kostenwahrheit beitragen. Zweitens werden Maßnahmen dargestellt, die auf den Interessenausgleich zwischen den unterschiedlichen Verkehrsteilnehmern zielen, namentlich die Angleichung von Raum und Geschwindigkeiten sowie die Förderung des Umweltverbundes, einschließlich intermodaler Verkehrsdienstleistungen und Mobilitätsmanagement. Zusätzlich sollen Ansätze zur Förderung emissionsarmer Fahrzeuge, insbesondere die Einführung von Umweltzonen und die Förderung der Elektromobilität, dargestellt werden. Die nachfolgend aufgeführten Maßnahmen sind nicht für alle Ballungsräume oder Verkehrsentwicklungen gleich geeignet. Besondere Bedeutung besitzt deshalb die abschließend dargestellte integrierte Verkehrsentwicklungsplanung, die von den Kommunen durchgeführt wird und mit deren Hilfe die Maßnahmen ausgewählt werden, die auf die jeweilige Situation zugeschnitten sind.

Für den Güter- und Wirtschaftsverkehr gilt die Besonderheit, dass die Beschränkung der Anlieferung der Waren oder die Einschränkung des Personenwirtschaftsverkehrs (z. B. Kundendienste) schwierig oder auch unerwünscht ist, weil dies die wirtschaftliche Entwicklung des Ballungsraums behindert. Dabei trägt gerade der Lkw-Verkehr in besonderer Weise zur Belastung von Mensch und Umwelt bei (Tz. 301). Eine Verlagerung oder Vermeidung des Güterverkehrs durch Logistik-Konzepte war bisher wenig erfolgreich (VCD 2006). Daher ist die Ein-

führung von emissionsfreien Fahrzeugen zur umweltfreundlichen Gestaltung des Wirtschaftsverkehrs von besonderer Bedeutung. Darüber hinaus sollten regionale Wirtschaftskreisläufe gefördert werden (RODT et al. 2010).

315. In seinem Sondergutachten „Umwelt und Straßenverkehr“ hat sich der SRU (2005, S. 85–97) ausführlich mit den Akteuren und Rahmenbedingungen der Verkehrspolitik auseinandergesetzt. Die dort vorgenommene Analyse (insb. das hohe Einflusspotenzial nichtstaatlicher Akteure – namentlich der Anbieter- und Nutzerinteressen) ist nach wie vor aktuell. In Bezug auf die institutionellen Rahmenbedingungen, die Einfluss auf den Verkehr in Ballungsräumen haben, sind einige zentrale Aspekte hervorzuheben: Die verkehrspolitischen Zuständigkeiten sind in Deutschland auf die Bundes-, Landes- und kommunale Ebene verteilt. Dabei ist hinsichtlich der Zuständigkeiten grundsätzlich zwischen Gesetzgebung, Finanzierung von Infrastrukturmaßnahmen, Bedarfsplanung und Durchführung von Infrastrukturmaßnahmen, Verwaltung der Verkehrswege und Vollzug des Straßenverkehrsrechts zu differenzieren. Diese zersplitterte Zuständigkeit erschwert eine integrierte Verkehrsplanung. Änderungen der Zuständigkeiten, die sich aus der Föderalismusreform von 2006 ergaben, haben dieses Problem eher verstärkt. Zum Beispiel wurde das bisherige Aufgabengebiet der Gemeindeverkehrsfinanzierung (teilweise) auf die Länder übertragen. Weiterhin darf der Bund den Gemeinden keine Aufgaben mehr zuweisen (Artikel 84 Absatz 1 Satz 7 Grundgesetz (GG)).

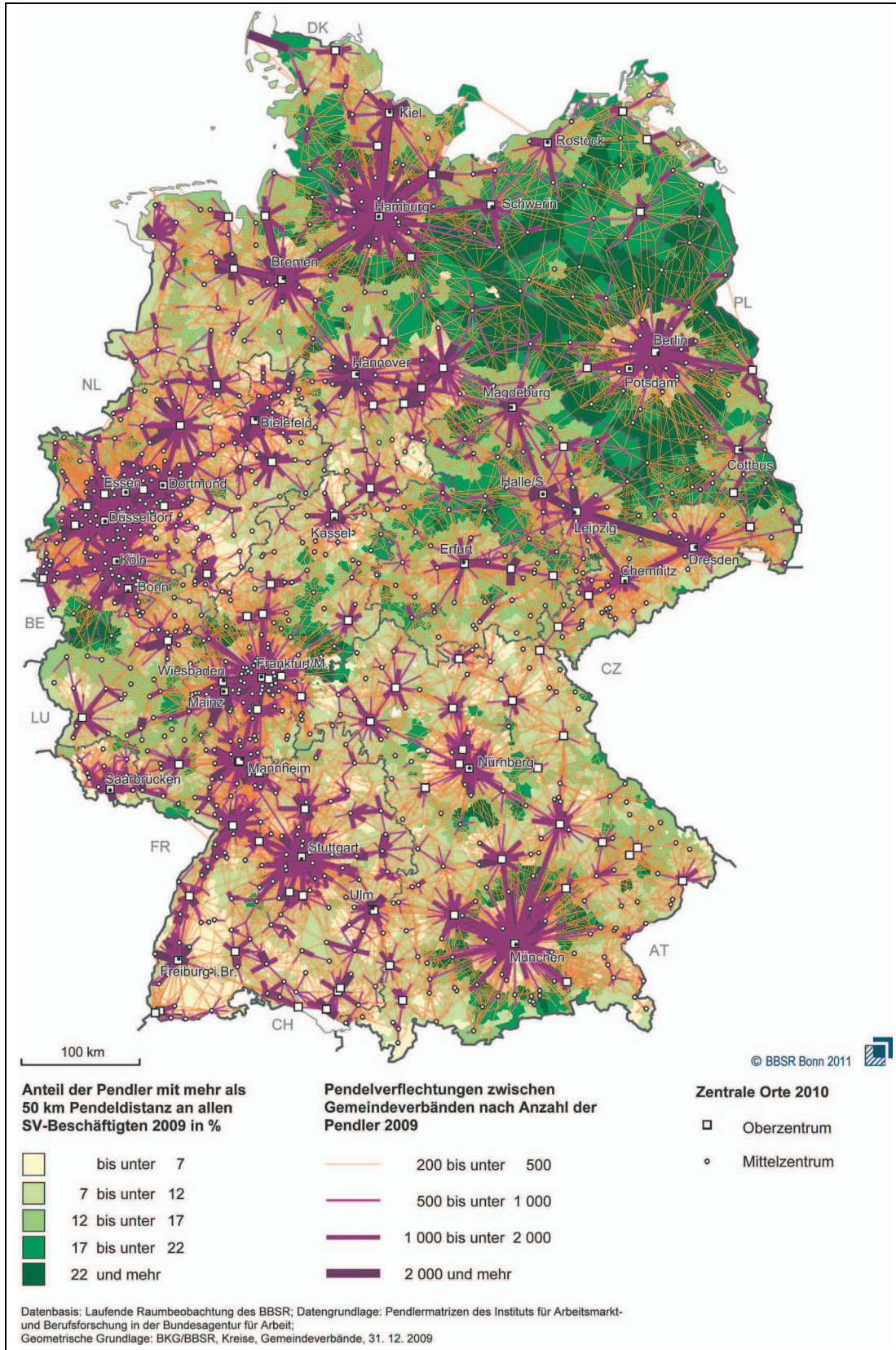
Eine weitere und besondere Schwierigkeit im Hinblick auf den Verkehr in Ballungsräumen ergibt sich aus der Bedeutung, die Pendlerverflechtungen für die Ballungsräume haben (Abb. 5-6). Die Pendlerverflechtungen erfordern grundsätzlich eine Verkehrsentwicklungsplanung auf der Ebene des Ballungsraums bzw. der entsprechenden Region. Die Zuständigkeit für die Planung ist aber auf die Kommunen begrenzt. Oftmals hat eine Kommune keinen Einfluss auf verkehrsrelevante Entscheidungen der umliegenden Gemeinden. Einzelne Regionen wie München versuchen dieses Problem durch eine enge Kooperation bei der Verkehrsentwicklungsplanung zwischen Kernstadt und Region zu lösen. Die Region Hannover hat bundesweit einmalig (auch zur Wahrnehmung anderer Aufgaben) eine Gebietskörperschaft aus dem Landkreis Hannover und dem Kommunalverband Großraum Hannover gebildet, die zum Beispiel Trägerin des ÖPNV ist.

5.5.1 Kostentransparenz und -internalisierung Volkswirtschaftliche Kosten

316. Der Autoverkehr verursacht vielfältige Kosten. Dazu zählen Umwelt- und Gesundheitskosten, die Kosten, die durch Straßenverkehrsunfälle verursacht werden, sowie Investitionskosten (Straßenbau und -unterhaltung, Verkehrsmanagement z. B. Ampeln und Anzeigesysteme sowie Parkraum). In Ballungsgebieten kommen (externe) Kosten durch Zerschneidungseffekte hinzu. Zudem entstehen externe Kosten, weil der Autoverkehr das Platzangebot für den Langsamverkehr (Radfahren und Zufußge-

Abbildung 5-6

Pendlerverflechtungen in Deutschland



Quelle: Deutscher Bundestag 2012, S. 102

hen) verknüpft (SCHREYER et al. 2004, S. 57 ff.; Tz. 291). Das UBA berechnet für das Jahr 2005, dass die Summe der dem Kfz-Personenverkehr zurechenbaren Wegekosten sowie externen Umwelt- und Unfallkosten die Summe der staatlichen Einnahmen aus verkehrsbezogenen Abgaben des Kfz-Personenverkehrs um circa 47 Mrd. Euro übersteigt (UBA 2009a). Die externen Unfallkosten bilden dabei die dominierende Komponente der externen Kosten (BASt 2011b).

Da die Ausgaben der Kommunen für den Straßenverkehr nicht zusammengefasst dargestellt werden, herrscht im Hinblick auf die Finanzierung des Straßenverkehrs durch die Kommunen keine Transparenz (ERDMENGER und FÜHR 2005). Hilfreich für die kommunale Praxis ist der Ansatz des Least Cost Transportation Planning, mithilfe dessen die Kosten privater Kostenträger und die auf kommunaler, Landes- oder Bundesebene anfallenden Kosten des Verkehrs differenziert dargestellt werden können. Das Verfahren ermöglicht somit einen verkehrsträgerübergreifenden Kosten- und Leistungsvergleich und verbessert die Transparenz der Ausgaben für Verkehrszwecke (BRACHER et al. 2002).

Außerdem bestehen viele direkte und indirekte Subventionierungen des privaten Autoverkehrs durch steuerliche Regelungen, die dem Umweltschutz widersprechen. Eine Untersuchung umweltschädlicher Subventionen im Auftrag des UBA kommt zu dem Ergebnis, dass im Verkehrssektor im Jahr 2008 Subventionen in Höhe von 23 Mrd. Euro zur Belastung der Umwelt beitrugen (SCHRODE et al. 2010).

Korrektur verkehrserzeugender ökonomischer Anreize

317. Es bestehen viele ökonomische Fehlanreize zugunsten des Autoverkehrs, wie die Entfernungspauschale, die auch negative Anreize im Hinblick auf die Flächeninanspruchnahme setzt, Teile der Regionalförderung, die Energiesteuervergünstigung für Dieseldieselkraftstoff und die niedrige pauschale Besteuerung privat genutzter Dienstwagen. Diese sollten auf Bundesebene überprüft und – gegebenenfalls unter Beachtung der dazu ergangenen Rechtsprechung („Pendlerpauschale“, BVerfGE Bd. 122, S. 210) – neu gefasst werden (SRU 2005, Tz. 624 ff.). Negativ wirkt auch das gegenwärtige System der Steuereinnahmen der Kommunen. Um langfristig Verkehr zu vermeiden, muss sich die Raumstruktur anpassen, die durch die anhaltende Suburbanisierung autoaffin ist. Diese lässt sich langfristig nur verändern, wenn die fiskalischen Fehlanreize wegfallen, die die Kommunen weiterhin dazu veranlassen, Flächen für Wohnen und Gewerbe „auf der grünen Wiese“ auszuweisen und damit zu neuem Verkehr beizutragen. Ursächlich für diese Entwicklung ist die Konkurrenz von Kommunen um die Ansiedlung von Einwohnern und Gewerbe, die höhere Gewerbesteuer- und Einkommensteuereinnahmen verspricht. Zudem werden bei Flächenausweisungen die langfristigen Folgekosten oftmals ausgeblendet. Von Bedeutung sind hier zum Beispiel die Kosten im Bereich der technischen Infrastruktur der Erschließung, der sozialen Infrastruktur, der

Grünflächen und übergeordneter Verkehrsverbindungen, wobei vor allem der Unterhalt der Infrastrukturen über mindestens zwanzig Jahre relevant ist. Der SRU befürwortet deshalb unverändert eine ökologische Erweiterung des kommunalen Finanzausgleichs, um diese Fehlanreize zu korrigieren (SRU 2000, Tz. 540; 1998, Tz. 241; 2002a, Tz. 183; 2008, Tz. 352).

Kfz-bezogene Steuern

318. Unverzichtbar zur Korrektur verkehrserzeugender Anreize ist es, die Steuern auf Fahrzeuge und Kraftstoffe anzupassen. Dies würde dazu beitragen, die Umweltauswirkungen des Verkehrs zu mindern und die Verkehrsverlagerung auf den Umweltverbund zu fördern (SRU 2005, Tz. 551 ff.). Seit dem 1. Juli 2009 gilt die CO₂-bezogene Kfz-Steuer. Neben der Größe des Hubraums ist für Neuzulassungen für die Höhe der Kfz-Steuer nur noch der CO₂-Ausstoß ausschlaggebend. Bis 2011 mussten für Autos mit Emissionswerten oberhalb von 120 g/km zusätzlich zur Hubraumbesteuerung für jedes weitere Gramm CO₂ zwei Euro veranschlagt werden. Der Schwellenwert liegt 2012 und 2013 bei 110 g/km und ab 2014 bei 95 g/km. Autos, die vor Juli 2009 zugelassen wurden, werden zunächst wie bisher nach Hubraum und Schadstoffklasse besteuert und erst ab 2013 in die neue Steuersystematik überführt.

Durch die Kombination von Hubraum und CO₂-Ausstoß differenziert die Reform nicht ausreichend zwischen Kfz mit hohem und mit niedrigem CO₂-Ausstoß. Aus klimapolitischer Perspektive wäre es zielführender, die Steuersätze noch stärker (oder ausschließlich) am spezifischen CO₂-Ausstoß der Kfz auszurichten, da das Hubraumvolumen lediglich einen groben und unzuverlässigen Indikator für die Umweltschädlichkeit eines Fahrzeugs darstellt. Nach Auffassung des SRU kann eine CO₂-bezogene Kfz-Steuer nur Lenkungswirkung entfalten, wenn sie ausreichend deutlich gespreizt ist. Bisher stellen die höheren Kfz-Steuern für Dieselfahrzeuge einen Ausgleichsmechanismus für die steuerliche Begünstigung von Diesel- gegenüber Ottokraftstoff dar. Eine ausschließlich am spezifischen CO₂-Ausstoß orientierte Kfz-Besteuerung müsste daher im Einklang mit einer Reform der Energiesteuersätze erfolgen.

319. Derzeit werden Dieselfahrzeuge über den Energiesteuersatz bevorzugt. Dieser liegt für Dieseldieselkraftstoff (47,04 ct/l) deutlich unter dem für Benzin (65,45 ct/l) (BMF 2011). Trotz der höheren Kfz-Steuer auf Diesel-Pkw werden immer mehr Dieselfahrzeuge angeschafft. Der Anteil von Pkws mit Dieselantrieb an den Neuzulassungen hat sich im Jahr 2010 um mehr als 11 Prozentpunkte auf 41,9 % deutlich erhöht (Der Mobilitätsmanager, Pressemitteilung vom 4. Januar 2011). Dieselfahrzeuge belasten aber die Luft stärker mit NO_x und Feinstaub als mit Benzin angetriebene Pkws. Die Europäische Kommission hat einen Vorschlag zur Überarbeitung der Energiesteuerrichtlinie 2003/96/EG gemacht, nach der Kraft- und Heizstoffe nicht mehr nach der Menge, sondern nach dem Energiegehalt und verbrauchsbedingten CO₂-Emissionen besteuert werden würden, was zur Folge hätte,

dass Diesel im Verhältnis zu Ottokraftstoff höher besteuert werden würde. Damit würde auch die durch die niedrigen Steuern bedingte indirekte Subventionierung des Lkw-Verkehrs zurückgenommen werden (vgl. Kap. 4, Tz. 264).

320. Ziel einer Änderung der Kfz-Besteuerung sollte nicht nur sein, den Verkehr auf weniger umweltschädliche Fahrzeuge zu verlagern, sondern auch Autoverkehr zu vermeiden, denn auch schadstoffarme Fahrzeuge haben, zum Beispiel durch Lärm und Gefährdung der Sicherheit, negative Auswirkungen auf Umwelt und Lebensqualität. Daher sollte angestrebt werden, den Autobesitz langfristig zu verteuern. Untersuchungen zeigen, dass der Autobesitz entscheidende Stellschraube für die Nutzung ist. Sobald ein Haushalt über einen Pkw verfügt, geht der Anteil der Wege mit öffentlichen Verkehrsmitteln deutlich zurück (infas und DLR 2010, S. 2).

321. Eine Sonderrolle bei der Kfz-Besteuerung spielt die Dienstwagennutzung. Diese wird stark steuerlich bevorteilt: Betriebsausgaben für Firmenwagen können vollständig steuermindernd geltend gemacht werden. Zudem schafft die pauschale Besteuerung in Höhe von monatlich 1 % des Listenpreises für die private Nutzung von Dienstwagen einen Anreiz für Unternehmen, einen Teil des Gehalts an die Arbeitnehmer in Form von Dienstwagen auszahlend. Fast 58 % aller Pkw-Neuzulassungen 2010 waren Firmenwagen (Der Mobilitätsmanager, Pressemitteilung vom 4. Januar 2011). Auch diese Zahl ist gegenüber den Vorjahren gestiegen. Zudem ist der Anteil PS-starker Fahrzeuge an den Dienstwagen besonders hoch (2008 waren 71 % der neu zugelassenen Fahrzeuge mit mehr als 200 PS Dienstwagen (DIEKMANN et al. 2011, S. 20)). Die bestehende Dienstwagenbesteuerung hat daher mehrere ökologische Nachteile: Es werden besonders viele umweltschädliche Fahrzeuge zugelassen, die Firmen haben einen Anreiz, Dienstwagen anzuschaffen, weil sie sie von der Steuer absetzen können und durch die mögliche private Nutzung wird ein Anreiz für Mitarbeiter geschaffen, das Auto zu nutzen. Da Dienstwagen nur kurz in der Nutzung sind, prägen sie als Gebrauchtwagen die umweltschädliche Zusammensetzung der gesamten Flotte. Der Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und FDP von 2009 sieht deshalb vor, die Ausgestaltung des Dienstwagenprivilegs zu prüfen. Eine Reform würde nicht nur einen wichtigen Beitrag zum Abbau umweltschädlicher Subventionen leisten, sondern zudem auch zur Steuergerechtigkeit beitragen (DIEKMANN et al. 2011). Die Berücksichtigung der privaten Fahrleistung bei der Bemessung des zu versteuernden geldwerten Vorteils stellt einen wirksamen Ansatz zur Verminderung übermäßiger – da steuerlich subventionierter – Privatfahrten dar. Als administrativ unkompliziertes Vorgehen zur Abschätzung der privat gefahrenen Kilometer böte sich die Kopplung an die jährliche Gesamtfahrleistung, nach Maßgabe eines pauschalisierten Anteils von Privatfahrten, an. Alternativ könnten Arbeitnehmer ihre Privatfahrten auch über ein Fahrtenbuch belegen (DIEKMANN et al. 2011). Um die Anschaffung emissionsärmerer Dienstwagen durch die Unternehmen anzureizen, sollte die steuerliche Abzugsfähigkeit der Anschaffungskosten

sowie der Betriebskosten nach den spezifischen CO₂-Emissionen differenziert werden. Dies würde bedeuten, dass die steuerliche Abzugsfähigkeit für Fahrzeuge mit geringen CO₂-Emissionen steigen würde, während sie für Fahrzeuge mit höheren Emissionen stufenweise absinken würde (DIEKMANN et al. 2011; SCHRODE et al. 2010; FÖS 2011, S. 8).

Mobility Pricing

322. Unter Mobility Pricing versteht man benutzungsbezogene Abgaben für Infrastrukturnutzung und Dienstleistungen im Individualverkehr und öffentlichen Verkehr, mit dem Ziel die Mobilitätsnachfrage zu beeinflussen (RAPP 2007). Ein Unterbegriff stellt das Road Pricing dar, bei dem benutzungsabhängige Abgaben für den motorisierten Individualverkehr erhoben werden, um die Verkehrsnachfrage zu beeinflussen. Dabei sollte auch der Schadstoffausstoß der Fahrzeuge ähnlich wie bei der Lkw-Maut berücksichtigt werden. Instrumente wie die City-Maut oder Vignetten für die Straßenbenutzung sind Beispiele für das Road Pricing (Übersicht über Ausgestaltungsformen der Instrumente bei ROTH 2009). Ziel ist es unter anderem, im Wege eines Systemwechsels die Kosten für Kfz weg von Fixkosten zugunsten variabler Kosten zu verschieben. Dahinter stehen mehrere Erwägungen. Zum einen würde das Kostenbewusstsein steigen, weil Autofahrer oftmals die Höhe der Fixkosten drastisch unterschätzen. Durch die Stärkung der besser sichtbaren fahrleistungsabhängigen Kostenbestandteile könnte die Verkehrsvermeidung gefördert werden. Zum anderen muss bei einem steigenden Anteil von Elektro- und kraftstoffsparenden Autos damit gerechnet werden, dass die Steuereinnahmen aus Kraftstoffsteuern im Straßenpersonenverkehr stark zurückgehen. Um die Erhaltung der Verkehrsinfrastruktur langfristig zu finanzieren, sollten Finanzierungsmodelle gewählt werden, die dem Prinzip der Kostenwahrheit und dem Verursacherprinzip entsprechen. Modelle, die die tatsächliche Kilometerleistung bepreisen, würden diesen Prinzipien am besten entsprechen, können aber Bedenken aus Gründen des Datenschutzes begegnen. Das Thema Mobility Pricing muss daher in Deutschland noch weiter erforscht und diskutiert werden.

Parkraummanagement

323. Das Parkplatzangebot und die Verfügbarkeit von Parkraum stellen wichtige Einflussgrößen der Verkehrsmittelwahl in Ballungsräumen dar (LEHMBROCK 1991, S. 1). Bestandteile der Parkraumbewirtschaftung sind die Erhebung von Parkgebühren, die zeitliche Begrenzung der Parkraumnutzung und – als zentraler Aspekt – die physische Begrenzung des Parkraums. Die einzelnen Komponenten können differenziert kombiniert und dadurch den örtlichen Gegebenheiten angepasst werden. Eine Lenkungswirkung zur Entlastung der Ballungsräume vom Autoverkehr wird mit dieser Maßnahme nur erreicht, wenn der Parkraum verknappt wird. Andernfalls zeigt die Erfahrung, dass nur die Parkdauer verkürzt wird, im ungünstigsten Fall mit einer hohen Wechselfre-

quenz der parkenden Autos. Bislang hat der SRU die Wirksamkeit der öffentlichen Parkraumbewirtschaftung zur Verlagerung des motorisierten Individualverkehrs auf umweltfreundliche Verkehrsmittel wie das Fahrrad und den ÖPNV eher skeptisch bewertet (SRU 2005, Tz. 579–583). Grund dafür war, dass das private Stellplatzangebot in Innenstädten einen erheblichen Anteil der zur Verfügung stehenden Parkplätze ausmacht, der öffentlichen Parkraumbewirtschaftung aber entzogen ist. Dem kann allerdings durch eine Reduktion des Stellplatzneubaus durch Beschränkungssatzungen und der Ablösung von Stellplatzbaupflichten begegnet werden (LEHMBROCK 1991; HUBER-ERLER 2010).

Parkraumkonzepte werden in umfassenden Untersuchungen positiv bewertet (BAIER et al. 2000; BRACHER und LEHMBROCK 2008; PONEL 1999; HUBER-ERLER 2010). Es wird hervorgehoben, welche Bedeutung sie für die Umgestaltung des Straßenraums, die Verbesserung der Umfeldqualität und die bessere Verkehrssicherheit haben. Die Parkraumbewirtschaftung kann insbesondere dann dazu beitragen, den Verkehr in Ballungsräumen zu reduzieren, wenn sie in ein Mobilitätskonzept eingebunden ist, gut vorbereitet und kommuniziert wird und attraktive Alternativen zur Nutzung des eigenen Pkw zur Verfügung stehen (BRACHER und LEHMBROCK 2008). Die Kombination von Parkraumbewirtschaftung und anderen Maßnahmen sowie eine sinnvolle Gesamtkonzeption (wie im Verkehrsentwicklungsplan 2010 von Berlin unter dem Titel „Masterplan Parken“ vorgesehen) kann erhebliche Synergieeffekte erzielen (BRACHER und LEHMBROCK 2008, S. 112; LEHMBROCK und HERTEL 2007; HUBER-ERLER 2010).

5.5.2 Angleichung von Raum und Geschwindigkeiten

Umverteilung des öffentlichen Raums

324. In Ballungsgebieten ist der zur Verfügung stehende Platz für den Verkehr besonders begrenzt. Diese Tatsache erfordert gegenseitige Rücksichtnahme im Verkehr. Moderne Verkehrsplanung berücksichtigt daher – in Abkehr von früher vertretenen Konzepten der Verkehrstrennung – dass es wichtig ist, zu mehr Koexistenz zwischen den Benutzern zu kommen (Stadt Zürich 2005, S. 5). Dazu muss die Dominanz des motorisierten Verkehrs zugunsten anderer Mobilitätsbedürfnisse abgebaut werden (zum unterschiedlichen Flächenbedarf der einzelnen Verkehrsträger s. Abb. 5-1). Aufgrund der Alterung der Infrastruktur in den Städten stehen Umbauprozesse bevor, die dazu genutzt werden können, den zur Verfügung stehenden öffentlichen Raum umzuverteilen. Regelmäßig sollte den Fußgängern und Fahrradfahrern mehr Raum zugestanden werden. Damit würde auch anstelle der gegenwärtigen ausschließlichen Ausrichtung am Pkw-Aufkommen die tatsächliche Personenbeförderungskapazität besser berücksichtigt werden. Weniger Platz für Autofahrer wäre mit langsameren Geschwindigkeiten verbunden und könnte somit die Schadstoff- und Lärmbelastung mindern. Langsamere Geschwindigkeiten tragen zudem zur Senkung der Zahl der Verkehrsunfälle bei.

Geschwindigkeitsbeschränkungen

325. Der SRU (2005, Tz. 549) vertritt weiterhin die Auffassung, dass eine innerstädtische Regelgeschwindigkeit von 30 km/h festgesetzt werden sollte. Zentrale Voraussetzung für eine bessere Koexistenz der Verkehrsträger im Stadtverkehr ist eine langsamere Geschwindigkeit des Autoverkehrs, die auch zu einem gleichmäßigeren Verkehrsfluss beitragen würde. Dies bewirkt eine Verminderung von Brems- und Beschleunigungsvorgängen und reduziert Kraftstoffverbrauch, Luftschadstoffe und Lärmemissionen. Durch die Beschränkung der Höchstgeschwindigkeit auf 30 km/h kann eine deutliche Verminderung der Lärmimmission erreicht werden (SPESSERT et al. 2010, S. 45). Wird die Geschwindigkeit von 50 km/h auf 30 km/h gesenkt, geht die Lärmbelastung um 2 bis 3 dB, der Spitzenpegel sogar um 9 dB zurück (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin 2009, S. 10). Positive Auswirkungen ergeben sich auch auf die Flächeninanspruchnahme durch Kraftfahrzeuge, weil bei geringeren Geschwindigkeiten Fahrbahnen weniger breit sein müssen. Dadurch steht für andere Verkehrsteilnehmer und Nutzer des öffentlichen Straßenraums mehr Platz zur Verfügung. Die eingesparte Fahrbahnfläche kann zum Beispiel entsiegelt und begrünt werden oder als Aufenthalts- und Bewegungsfläche für Fußgänger oder für Fahrradstreifen genutzt werden (UBA 2003, S. 305 ff.).

Einen entscheidenden Vorteil hätte die Einführung von Tempo 30 als Regelgeschwindigkeit für die Verkehrssicherheit (SRU 2005, Tz. 543). Empirische Untersuchungen zeigen, dass die Zahl der Verkehrstopfer deutlich zurückgeht, insbesondere sind weniger Kinder darunter. In der Stadt gibt es bei Tempo 30 auch weniger schwer und tödlich Verletzte (Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesminister für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung 2010, S. 179). Eine Beschränkung der Höchstgeschwindigkeit auf 30 km/h in der Stadt würde von der Mehrheit der Bevölkerung unterstützt werden (58 %). Große Zustimmung (87 %) findet auch die Schaffung verkehrsberuhigter Wohngebiete (BORGSTEDT et al. 2010, S. 54).

5.5.3 Förderung des Umweltverbundes

326. Die Bedeutung des ÖPNV für die Mobilität der Menschen ist hoch: 2010 wurden täglich fast 30 Millionen Fahrten im ÖPNV unternommen. Im mittelfristigen Vergleich gegenüber 2005 zeigt sich ein fortgesetzter Zuwachs der Fahrgastzahlen (Destatis, Pressemitteilung vom 7. April 2011). Rund 9 Millionen, das heißt knapp ein Viertel der insgesamt 39 Millionen privaten Haushalte in Deutschland, besaßen – vor allem aus finanziellen Gründen – 2008 kein Auto (Destatis, Pressemitteilung vom 15. September 2009), waren also auf den ÖPNV angewiesen. Ein leistungsfähiges, attraktives und preiswertes Nahverkehrssystem trägt daher entscheidend zur individuellen Mobilität und zur Lebensqualität insbesondere auch der Einkommensschwächeren in Ballungsräumen bei. Die ÖPNV-Betriebe sollen ihr Angebot aufwerten, indem sie ein besseres, ausgeweitetes Leistungsangebot, höhere Beförderungsgeschwindigkeiten, leichtere Zu-

steige- und Umsteigemöglichkeiten sowie einen guten Service (Pünktlichkeit, Sitzmöglichkeiten, Sauberkeit, Sicherheit, Fahrgastinformationen), sozial verträgliche Preise, flexible Angebote (z. B. übertragbare Monatskarten, Jobtickets), eine verbesserte Fahrradmitnahme und einen Vorrang gegenüber dem motorisierten Individualverkehr im Straßenraum zur Erhöhung der Pünktlichkeit (Busspuren) anstreben (APPELHANS et al. 2009, S. 166). Besonders wichtig ist es für die Nutzer, sich individuell und flexibel fortzubewegen. Daher sollte der ÖPNV in intermodale Verkehrsdienstleitungen, zum Beispiel durch Kombinationsangebote mit Car Sharing und Leihfahrrädern, eingebunden werden (Tz. 332). Die aus der demografische Entwicklung folgende Siedlungsentwicklung wird es zukünftig erforderlich machen, dass der ÖPNV vor allem im Stadt-Umland-Verhältnis sowie in den tangentialen Beziehungen am Stadtrand und in der Region konkurrenzfähige Angebote zum motorisierten Individualverkehr bereitstellt (EICHMANN et al. 2005, S. 17). Eine Flexibilisierung des ÖPNV durch Angebote wie Ruf- und Sammeltaxen kann es hier ermöglichen, einen Service aufrecht zu erhalten, auch wenn durch den demografischen Wandel die Fahrgastzahlen zurückgehen. Ein funktionsfähiger ÖPNV, der für alle Bevölkerungsgruppen Mobilität unabhängig vom Autobesitz sicherstellt, ist eine Aufgabe der Daseinsvorsorge. Daher ist eine ausreichende Finanzierung sicherzustellen.

Der ÖPNV ist deutlich weniger umweltbelastend als der motorisierte Individualverkehr (VCD 2001; UBA 2009a). Er dient gegenüber dem motorisierten Individualverkehr insbesondere dann der Umweltentlastung und damit auch der Steigerung der Lebensqualität, wenn die eingesetzten Fahrzeuge anspruchsvolle Umweltstandards erfüllen, das heißt wenn sie schadstoff- und lärmarm sind. Die vernünftige Planung erfolgt durch den Nahverkehrsplan, der aufgrund der Nahverkehrsgesetze aufzustellen ist und auch Bestandteil einer integrierten Gesamtverkehrsplanung (s. Tz. 337) sein sollte (EICHMANN et al. 2005).

Aufgrund der Komplexität des Aspekts ÖPNV im Rahmen des kommunalen Verkehrsmanagements wäre es wünschenswert, das Know-how in den Kommunen zu verbessern. Analog des auf der Basis des Nationalen Radverkehrsplans 2002 bis 2012 eingeführten Fortbildungsangebots „Fahrradakademie“ für Kommunen sollte eine „Nahverkehrsakademie“ mit kontinuierlichen Fortbildungsangeboten für kommunale Verwaltungen eingerichtet werden. Zudem müssen Maßnahmen grundsätzlich Wechselwirkungen im Blick haben, denn eine breitere Nutzung des ÖPNV muss nicht unbedingt zulasten des motorisierten Individualverkehrs erfolgen, sondern kann auch aus einer Verlagerung vom Fahrrad oder Zufußgehen resultieren (RODT et al. 2010, S. 31). Wichtig ist es deshalb auch, den Ausbau des ÖPNV mit Instrumenten zur Vermeidung des motorisierten Individualverkehrs zu verbinden.

Finanzierung des öffentlichen Personennahverkehrs

327. Zentral für die Erhaltung, den Ausbau und eine gute Gestaltung des ÖPNV ist eine ausreichende Finan-

zierung. Dies gilt vor allem vor dem Hintergrund, dass sich die Anforderungen an die Finanzierung, die sich bislang vor allem durch Unübersichtlichkeit und Inkonsistenz auszeichneten (EICHMANN et al. 2005, S. 11), verändert haben. Zum einen steht zukünftig weniger der Neubau von ÖPNV-Infrastruktur, sondern die Erhaltung im Vordergrund (Intraplan Consult und VWI 2009, S. 67). Darauf war das bisherige Finanzierungsinstrumentarium von Bund und Ländern nicht eingerichtet, denn das bislang geltende Gemeindeverkehrsfinanzierungsgesetz (GVFG) war ein reines Investitionsförderungsgesetz, das laufende Betriebskosten nicht bezuschusst hat. Zum anderen haben sich die gesetzlichen Voraussetzungen für die Finanzierung des öffentlichen Straßenpersonennahverkehrs (insbesondere Straßenbahnen, U-Bahnen, Busse) aufgrund der Föderalismusreform zur Vermeidung von Mischfinanzierungen verändert. Sowohl das GVFG-Bundesprogramm wie auch die Mittel aus dem Entflechtungsgesetz, das das GVFG-Länderprogramm ersetzt, sind bis 2019 befristet. Einer Revision unterliegen zudem nach 2014 die Mittel, die gegenwärtig durch das Regionalisierungsgesetz (RegG) für den Schienenpersonennahverkehr zur Verfügung gestellt werden. Auch der Wegfall des 2019 auslaufenden Solidarpakts II wird starke Auswirkungen auf die Finanzierung des ÖPNV haben. Darüber hinaus werden sinkende Schüler- und Auszubildendenzahlen die finanziellen Probleme des ÖPNV verschärfen (einen genaueren Überblick über die aktuelle Situation der ÖPNV-Finanzierung bieten BORMANN et al. 2010). Dies ist vor allem auch deshalb problematisch, weil alle Rahmenbedingungen des ÖPNV (Investitionen wie z. B. in den Schienenverkehr, Prozesse der Raum- und Siedlungsentwicklung, einschließlich der individuellen Entscheidungen der Nutzer) langfristige Auswirkungen haben (BORMANN et al. 2010, S. 21).

Im Ergebnis ist erkennbar, dass zahlreiche Quellen für die Finanzierung des ÖPNV nicht fortbestehen werden. Die Sicherstellung einer ausreichenden Bedienung der Bevölkerung mit Verkehrsleistungen im ÖPNV bleibt aber eine Aufgabe der Daseinsvorsorge. Erforderlich ist deshalb eine konsistente, verfassungsgerechte Finanzierung durch den Bund, die durch ein eigenes ÖPNV-Finanzierungsgesetz oder die Einbeziehung der Aufgaben des GVFG in das RegG erfolgen könnte. Ein auf Bundesebene geschaffenes ÖPNV-Finanzierungsgesetz könnte auch durch die Bündelung aller Bundesleistungen zur Transparenz beitragen. Die finanzielle Ausstattung sollte der Bedeutung des ÖPNV entsprechen. Hier drängt die Zeit, wenn der ÖPNV nicht in Kürze vor gravierenden Finanzierungsproblemen stehen soll. Einem steigenden Anteil der Nutzerfinanzierung sind sowohl kosten- wie ertragsseitig Grenzen gesetzt, weil bei Preiserhöhungen die Nachfrage deutlich zurückgeht (BORMANN et al. 2010, S. 10). Auch im internationalen Vergleich ist der Anteil der Fahrgeldeinnahmen an der Finanzierung des ÖPNV in Deutschland hoch. Der finanzielle Beitrag der ÖPNV-Nutzer sollte sich deshalb nicht weiter erhöhen, denn das macht die Nutzung unattraktiver und damit die Finanzierung noch schwieriger. Zudem war der Preisanstieg bei öffentlichen Verkehrsmitteln zuletzt höher als beim Auto (Abb. 5-7).

Ausweitung des Fahrrad- und Fußgängerverkehrs

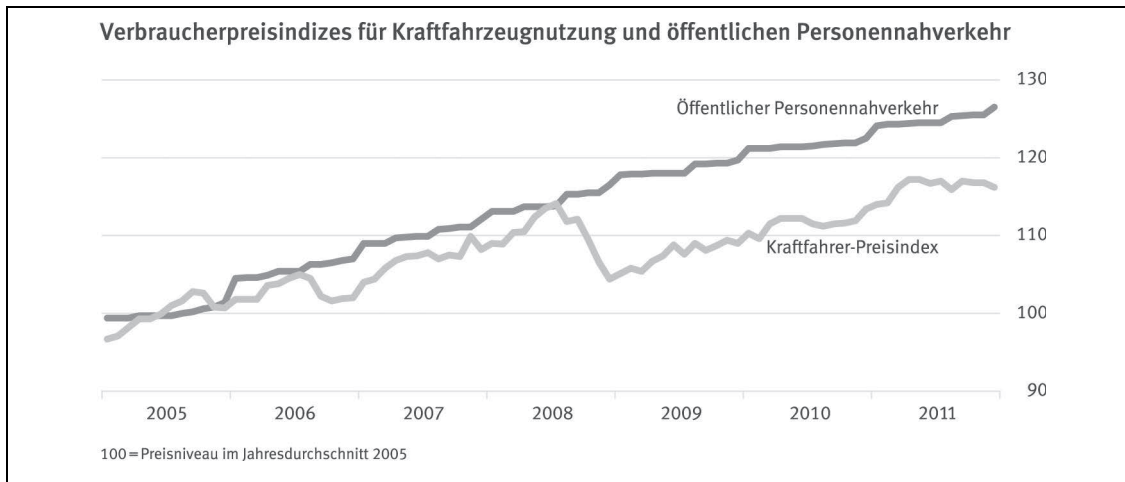
328. Die Ausweitung insbesondere des Fahrradverkehrs besitzt ein großes Potenzial für die Verlagerung weg vom motorisierten Individualverkehr in den Ballungsräumen, wo 50 % aller Pkw-Fahrten kürzer als 5 km sind (Bundesregierung 2007, S. 6). Gerade bei dieser Entfernung sind

aber Auto und Fahrrad von Tür zu Tür gleich schnell (Abb. 5-8), bei kürzeren Strecken ist Fahrradfahren sogar schneller.

329. Die Bundesregierung hat in Form des Nationalen Radverkehrsplans 2002 bis 2012 einen umfangreichen Maßnahmenkatalog zur Förderung des Fahrradverkehrs

Abbildung 5-7

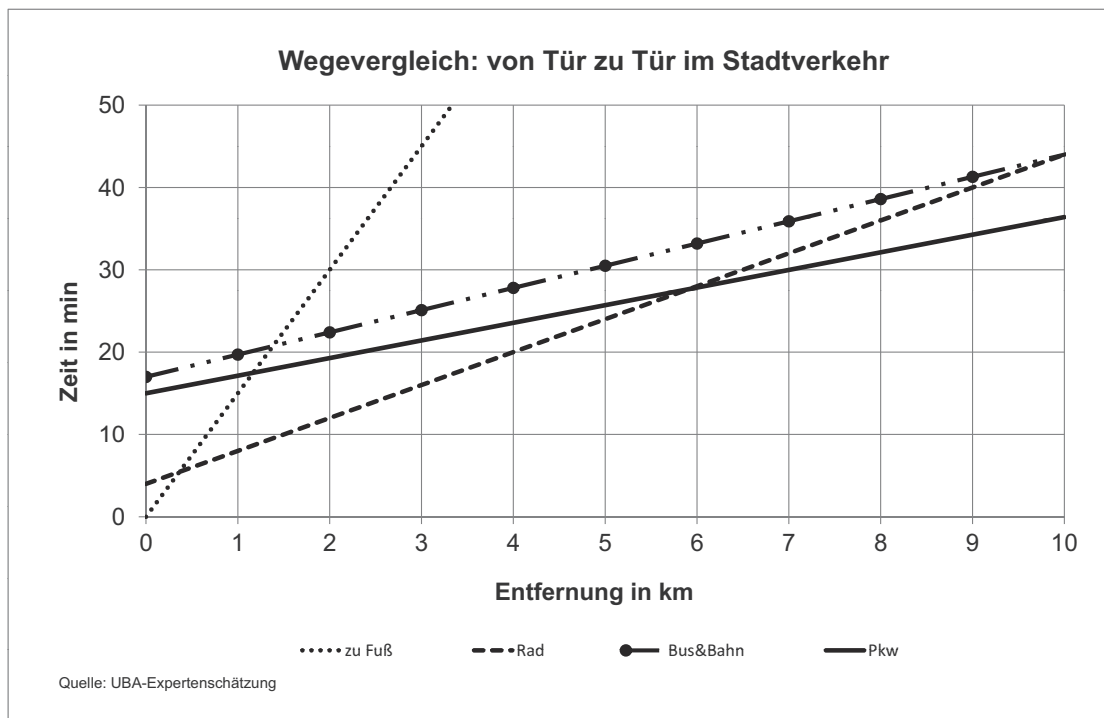
Preisentwicklung bei Kraftfahrzeugen und öffentlichem Personennahverkehr



Quelle: Statistisches Bundesamt 2011a, S. 17; unveröffentlichte Fortführung für 2011

Abbildung 5-8

Zeit/Entfernung nach Verkehrsmitteln



Quelle: UBA 2011b

aufgestellt, der jedoch nur begrenzte Umsetzungserfolge erzielte. Ziel war es eigentlich, dass Länder und Gemeinden den Radverkehr als gleichwertiges Verkehrsmittel neben dem motorisierten Individualverkehr und dem öffentlichen Verkehr anerkennen und ihn entsprechend in die regionale und kommunale Verkehrsentwicklungsplanung integrieren. Der Nationale Radverkehrsplan soll durch einen Folgeplan für den Zeitraum von 2013 bis 2020 fortgeführt werden. Experten empfehlen, nunmehr auch quantifizierte Ziele zum Modal Split und zu gefahrenen Kilometern aufzunehmen (ADLER et al. 2011).

Zudem sollten die Ausgaben des Bundes für den Radverkehr deutlich steigen. Wünschenswert wäre es, den Nationalen Radverkehrsplan in ein integriertes Gesamtkonzept einzubetten, wie in der Schweiz, wo ein Gesamtkonzept „Motorisierter Individualverkehr – Bahn – Langsamverkehr“ erarbeitet wurde. In Ländern und Städten mit hohem Radverkehrsanteil wie zum Beispiel in den Niederlanden, der Schweiz oder Kopenhagen ist die Zahl der Fahrradfahrer nicht von allein gestiegen, sondern der Radverkehr wurde durch große und umfangreiche Programme gefördert (z. B. der erste niederländische „Masterplan Fiets“ 1990 bis 1997, das „Leitbild Langsamverkehr“ der Schweiz von 2002 oder die Kopenhagener „Cycle Policy“ 2002 bis 2012).

Eine wichtige Rolle für eine erfolgreiche Förderstrategie spielt es auch, die gesundheitlichen Vorteile des Fahrradfahrens hervorzuheben, wie zum Beispiel die Senkung von Herzinfarktrisiko und Bluthochdruck und die positive Wirkung auf Adipositas und Rückenschmerzen. Auch bestehen Wechselwirkungen zwischen der Luftqualität und dem Anteil des Langsamverkehrs: Ist die Atemluft sauber, gerade auch auf den Straßen selbst, steigt die Attraktivität (und der Modal Split) des Langsamverkehrs, was sich dann im Umkehrschluss wiederum positiv auf die Umwelt- und Lebensqualität auswirkt.

Der Fahrrad- und Fußverkehr benötigt eine adäquate Infrastruktur, wie sie beim Pkw als selbstverständlich vorausgesetzt wird. Dazu zählen Fahrradwege oder -streifen für Radfahrer, auch innovative Konzepte wie Radschnellwege (bekannt aus den Niederlanden, Schweden und Dänemark) und spezieller Parkraum. Für die Anlage von Radwegen ist auf die im Jahr 2010 aktualisierten Empfehlungen für Radverkehrsanlagen hinzuweisen (ERA 2010; FGSV 2010). Dieser Leitfaden enthält Empfehlungen für die Anlage von sicheren und ausreichend dimensionierten Radwegen und ist beispielsweise in Nordrhein-Westfalen 2011 für verbindlich erklärt worden. Auch durch einzelne Maßnahmen, wie eine bundesweit einheitliche Regelung zur kostenlosen oder preisgünstigen Fahrradmitnahme in öffentlichen Verkehrsmitteln einschließlich des ICE, kann der Radverkehr attraktiver gemacht werden.

Eine wichtige Rolle zur Förderung des Radverkehrs können Leihradsysteme spielen, wie sie zum Beispiel in einigen deutschen Städten eingeführt wurden. Prominente Beispiele im Ausland finden sich in Paris und London. In London war der „London Cycling Action Plan“ in die gesamte Londoner Raumplanungs- und Verkehrsstrategie eingebettet. Er umfasst neben 6.000 Leihfahrrädern auch

zwölf neue radiale Fahrradkorridore ins Stadtzentrum und Fahrradzonen mit Fahrradstraßen sowie Geschwindigkeitsbeschränkungen (BMVBS 2008). Auch das Fahrradleihsystem „vélib“ in Paris, bei dem das Leihfahrrad bis zu dreißig Minuten kostenlos genutzt werden kann, erst danach kostenpflichtig ist und ein Jahresabonnement nur 29 Euro kostet, hat eine enorme Akzeptanz erreicht (von SASSEN 2009, S. 136).

Um den Fußverkehr anzureizen sind breite Gehwege, attraktive Plätze, Flaniermeilen, Überquerungshilfen und eine Verkehrsberuhigung erforderlich (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2011a). Hilfreich für die Stärkung des Fahrrad- wie Fußverkehrs ist es zudem, eine neue Mobilitätskultur zu fördern. Die Schweiz hat sich zum Ziel gesetzt, den Langsamverkehr, zu dem auch das Zufußgehen zählt, als gleichwertige dritte Säule neben dem motorisierten Individualverkehr und dem ÖPNV zu realisieren.

5.5.4 Intermodale Verkehrsdienstleistungen, Mobilitätsmanagement und Carsharing

330. Intermodale Verkehrsdienstleistungen für den Personenverkehr zeichnen sich dadurch aus, dass die Wegeketten verkehrsmittelübergreifend angeboten werden (BEUTLER und BRACKMANN 1999, S. 26). Die Dienstleistung soll es ermöglichen, nicht nur für verschiedene Wege verschiedene Verkehrsmittel zu verwenden (mit dem Auto zur Arbeit, mit dem Fahrrad zum Sport), sondern innerhalb eines Weges verschiedene Verkehrsmittel sinnvoll zu kombinieren. Da in Ballungsräumen regelmäßig die Mobilitätsbausteine (ÖPNV, Carsharing, Leihfahrrad usw.) bereits vorhanden sind, geht es vor allem um die Vernetzung von Informationen zwischen verschiedenen Mobilitätsanbietern sowie um die Kombination von Tarifen. Innovative Konzepte zeichnen Visionen von einer Informationstechnologie, die es erlaubt, über das Mobiltelefon die günstigste Kombination aus Zug, ÖPNV, Leihfahrrad, Taxi, Mietauto und Fußstrecke für einen gewünschten Weg angezeigt zu bekommen und diese auch gleich buchen und bezahlen zu können.

Noch weiter geht die Idee einer Mobilitätskarte, wie sie seit Sommer 2011 in einem Pilotprojekt in Berlin erprobt wird. Dabei erhalten die Nutzer in einem limitierten Testversuch eine Monatskarte für den ÖPNV, ein Zeitguthaben für die teilnehmende Carsharing-Flotte zur Buchung von Elektro- und Hybridautos und die Zugangsberechtigung für ein Leihfahrrad mit einem pauschalen Freiguthaben pro Ausleihe (Deutsche Bahn AG 2011). Das Pilotprojekt zielt auf die Integration von mit Ökostrom betriebenen Elektrofahrzeugen in den öffentlichen Personenverkehr und die tarifliche Einbindung verschiedener Mobilitätsangebote im städtischen Verkehr. Der Nutzer soll an die kombinierte Nutzung von ÖPNV, Auto und Fahrrad herangeführt werden, indem die Vernetzung verschiedener Verkehrsmittel vereinfacht wird.

Langfristige Voraussetzung für die dauerhafte Einführung solcher Modelle ist vor allem, dass die Anbieter sich auf gemeinsame Informationsplattformen, Tarife und Abrechnungsmodalitäten einigen, was sich bislang schwie-

rig gestaltet. Einen Ansatzpunkt stellt die vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) initiierte gemeinsame Informationsplattform dar, die durchgängige elektronische Fahrplaninformationen für Verbindungsauskünfte im öffentlichen Verkehr anbietet. Inzwischen gibt es bereits intermodale Routenplaner, zum Beispiel in Baden-Württemberg, und eine Reihe von Forschungsaktivitäten. Zukünftig sollen auch Reservierungssysteme, automatisches Ticketing und elektronische Abrechnungssysteme integriert werden.

Mobilitätsmanagement

331. Eine zu wenig diskutierte Maßnahme stellt die Förderung des Mobilitätsmanagements dar, zu dem das betriebliche, kommunale und regionale Mobilitätsmanagement zählen. Maßnahmen des betrieblichen Mobilitätsmanagements sind beispielsweise Dienstreise- und Fuhrparkmanagement, Fahrgemeinschaftssysteme, Abstimmung von Fahrplänen des öffentlichen Verkehrs und Arbeitszeiten, Carsharing, Jobtickets, Parkraumbewirtschaftung und Radabstellanlagen. Bislang ist die Initiative für die Einführung von Mobilitätsmanagement primär von einzelnen Unternehmen ausgegangen, die dabei überwiegend einzelne Maßnahmen verwirklicht haben, aber selten über ein abgestimmtes Gesamtkonzept verfügten. In anderen Ländern wie Großbritannien werden Impulse dagegen top-down auf regionaler und nationaler Ebene gesetzt, zum Beispiel durch das Erfordernis, dass Verkehrsentwicklungspläne Mobilitätsmanagementkonzepte enthalten müssen, damit öffentliche Fördergelder gezahlt werden. Einzelne Städte wie München, Dresden, Freiburg oder Tübingen haben die Bedeutung des Mobilitätsmanagements insbesondere für die Reduzierung des Pendlerverkehrs erkannt und fördern im Rahmen eines systematischen Ansatzes entsprechende Maßnahmen (dena 2011). Das Potenzial des Mobilitätsmanagements wird bisher nicht ausreichend ausgenutzt, ist aber erheblich. Zukunftsweisend sind langfristige, innovative Mobilitätskonzepte, die die Nutzung von Elektroautos, des ÖPNV, von Leihfahrrädern sowie von Zugfernverbindungen verknüpfen.

Zukünftig wird das Mobilitätsmanagement auch für die Anbindung der Randregionen von Ballungsräumen größere Bedeutung erlangen, für die eine ÖPNV-Vollversorgung finanziell immer schwieriger wird. Es gibt verschiedene Modellprojekte und -ansätze, um regionale Mobilitätsstrukturen aufzubauen, die weiter ausgebaut werden müssen. Innovative Gesamtansätze finden sich beispielsweise in der Stadt München, die ein umfassendes regionales Mobilitätsmanagement unter dem Titel „Gscheid mobil“ aufgesetzt hat. Zu dem Konzept gehören unter anderem eine Mobilitätsberatung für Neubürger, Jugendliche und Senioren, für Unternehmen sowie für bereits in München ansässige Bürger. München führt außerdem eine Fahrradkampagne durch und verfügt über ein Mobilitätsportal im Internet mit vielfältigen Angeboten. Das Konzept wird seit 1998 fortlaufend evaluiert und weiterentwickelt. 2009 wurde das Mobilitätsmanagement auf die Metropolregion München ausgeweitet (dena 2011).

Carsharing

332. Carsharing stellt neben dem Taxifahren oder der Mietwagennutzung eine Möglichkeit dar, den Verzicht auf ein eigenes Auto zu erleichtern. Dementsprechend verstehen sich Carsharing-Anbieter als Teil einer Mobilitätskette und werben für ein integriertes Mobilitätsbündnis, bei dem Carsharing als Teilstück zu einem intermodalen Verkehrssystem beiträgt, den Autoverkehr zu reduzieren. Dazu werden Vereinbarungen mit dem ÖPNV über gemeinsame Angebote getroffen. Ziel ist es, sich als vierte Säule des Umweltverbundes zu etablieren (Bundesverband CarSharing 2012). Bislang haben Carsharing-Anbieter in erster Linie über Carsharing-Stellplätze im öffentlichen Raum diskutiert, nunmehr werden auch die Anerkennung als umweltentlastende Dienstleistung sowie Förderprogramme angesprochen. Nachteilig für die Durchsetzung des Carsharings in Deutschland ist die heterogene Anbieterstruktur, wie sich im Vergleich zu anderen Ländern (Schweiz, Frankreich) zeigen lässt.

Der Anteil der Menschen, die in Deutschland Mitglied eines Carsharing-Anbieters sind, ist nach wie vor gering. Er wächst aber seit Jahren stetig und liegt aktuell bei 0,35 % der Führerscheininhaber („CarSharing in Deutschland kennt keine Krise“, Pressemitteilung des Bundesverbands CarSharing vom 6. Februar 2011; KBA 2011). Die Branche hat sich stark professionalisiert: Für die Nutzer von Carsharing-Autos ist das Angebot umso attraktiver, je flexibler sie es nutzen können, zum Beispiel indem sie keine hohen Einstiegs- und Grundgebühren zahlen müssen, nicht vorab buchen müssen, nicht festlegen müssen, wie lange sie das Auto nutzen, und reservierte Parkmöglichkeiten vorfinden.

Carsharing trägt dann zur Umweltentlastung bei, wenn es dazu führt, dass die Carsharing-Teilnehmer weniger Auto fahren und wenn die Carsharing-Flotte aus umweltfreundlicheren Autos besteht. Nach Branchenangaben stößt die Flotte eines Carsharing-Unternehmens durchschnittlich weniger CO₂ aus als die nationale Pkw-Flotte (Bundesverband CarSharing 2010, S. 73 f.). Im Durchschnitt besitzen Carsharing-Teilnehmer weniger Pkws, sodass verschiedene Studien zu dem Ergebnis kommen, dass ein Carsharing-Auto zwischen vier und zehn private Pkws ersetzt (ebd., S. 76–78). Durch die grundsätzliche Reduzierung der Pkws wird der öffentliche Raum zudem von privaten Fahrzeugen entlastet. Methodisch muss berücksichtigt werden, dass Carsharing auch verkehrsinduzierende Wirkung haben kann, wenn aufgrund der Mitgliedschaft beim Carsharing-Unternehmen Fahrten mit dem Auto unternommen werden, die sonst ganz unterblieben wären.

In anderen Ländern wird Carsharing stärker in die Gesamtverkehrsstrategie einbezogen und unterstützt. So existiert beispielsweise seitens „Transport for London“, der regionalen Verkehrsbehörde für den Großraum London, ein Förderprogramm zur Schaffung von Stellplatz-Infrastruktur. Sehr erfolgreich ist das Schweizer Unternehmen Mobility Carsharing, das über eine Flotte von 2.500 Fahrzeugen verfügt und 100.000 Mitglieder hat (Pressemitteilung Mobility Carsharing vom 29. Juni 2011).

Das ist 1 % der Führerscheinbesitzer, also fast dreimal so viele wie in Deutschland. Weltweit gilt die Schweiz als vorbildlich auf dem Gebiet (HAEFELI et al. 2007, S. 5). Verantwortlich dafür ist neben einem landesweit einheitlichen hochprofessionellen Anbieter auch die Ausstattung des ÖPNV, die Schweizer Siedlungsstruktur, das hohe Umweltbewusstsein sowie die Förderung durch die Politik (HAEFELI et al. 2007, S. 53).

5.5.5 Förderung emissionsarmer Fahrzeuge

333. Technische Innovationen zur Minderung der Schadstoffemissionen von Fahrzeugen wurden in der Vergangenheit insbesondere durch anspruchsvolle Umweltstandards auf den Weg gebracht. So gehört die Fortschreibung der europäischen Abgasnormen zu einer der wichtigsten Maßnahmen, um die Emissionen des Straßenverkehrs zu mindern (SRU 2008, Tz. 271). Hierbei anspruchsvolle Standards zu setzen, sollte Ziel der nationalen und europäischen Luftreinhaltepolitik sein. Gleichzeitig muss allerdings auch darauf geachtet werden, dass der Prüfzyklus zur Ermittlung des Schadstoffausstoßes stärker an die Praxis bzw. die realen Bedingungen angepasst wird. Emissionsminderungen können zudem auch durch die Förderung des effizienten Betriebs von Kraftfahrzeugen erreicht werden.

Für die Ballungsräume sind Umweltzonen ein wichtiges Instrument, um die Belastungen durch den Straßenverkehr, insbesondere die Feinstaubemissionen, zu mindern. Dabei tragen sie zu einer schnelleren Einführung fortschrittlicherer Abgasstandards bei. Hilfreich kann auch die Förderung alternativer, emissionsarmer Antriebsarten sein. In diesem Zusammenhang erfährt insbesondere die Elektromobilität zurzeit große Beachtung. Hierdurch kann zudem auch die Lärmbelastung verringert werden.

Umweltzonen

334. Um die Feinstaubbelastung durch den Straßenverkehr in den Innenstädten zu verbessern, wurden in Deutschland 42 Umweltzonen eingerichtet, darunter Berlin, München, Köln, Stuttgart, Frankfurt a. M., Düsseldorf und Hannover (Stand: 12. Januar 2011). Das Ruhrgebiet mit Bochum, Bottrop, Castrop-Rauxel, Dortmund, Duisburg, Essen, Gelsenkirchen, Gladbeck, Herne, Herten, Mülheim, Oberhausen und Recklinghausen wird dabei als eine Umweltzone betrachtet. In diesen Zonen gelten Fahrverbote für Kraftfahrzeuge mit hohen Partikelemissionen (siehe auch SALOMON und SCHMID 2011; DIEGMANN et al. 2009). Die zeitliche Staffelung, ab wann welche Fahrverbote in Kraft treten, und die Ausnahmeregelungen sind in den verschiedenen Umweltzonen unterschiedlich.

Inzwischen liegen Bewertungen zur Wirkung von Umweltzonen vor. Das UBA schätzt, dass durch Umweltzonen bis zu 10 % Verminderung der PM₁₀-Jahresbelastung und etwa 25 Überschreitungstage pro Jahr weniger erreicht werden können (UBA 2008). Erste Wirkungsanalysen beispielsweise aus Berlin und Köln zeigen, dass viele Fahrzeuge mit hohem Schadstoffausstoß ersetzt oder

nachgerüstet und dadurch sowohl die Feinstaub- als auch die NO₂-Belastungen vermindert wurden (LANUV NRW 2009). Der Bestand von Fahrzeugen mit hohem Schadstoffausstoß ging bis zum Start der Berliner Umweltzone im Januar 2008 um 58 % bei den Pkws und 29 % bei den Nutzfahrzeugen gegenüber der prognostizierten Zahl ohne Umweltzone zurück. Durch die Umweltzone konnte der Ausstoß von Dieselrußpartikeln im Jahr 2010 um 58 % gegenüber der Trendentwicklung reduziert werden. Der Ausstoß der Stickstoffoxide ging für das gleiche Jahr um 20 % gegenüber dem Trend zurück. Am Beispiel von Berlin lässt sich daher eine deutliche Wirkung von Umweltzonen auf die Emissionen belegen. Unter Berücksichtigung der meteorologischen Randbedingungen lässt sich zeigen, dass die Feinstaubbelastung ohne Umweltzone im Jahresmittel etwa 2 µg/m³ höher gewesen wäre. Es wären circa zehn zusätzliche Überschreitungstage des 24h-Grenzwertes aufgetreten. Das sinkende Verkehrsaufkommen in Berlin lässt sich dagegen nicht auf die Umweltzone zurückführen (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin 2011).

335. Umweltzonen bewirken in der Regel keine oder nur sehr geringe Verkehrsverlagerung vom Kraftfahrzeug auf andere Verkehrsmittel oder eine generelle Vermeidung von Verkehr, sondern zielen nur auf die Minderung der Belastung in besonders dicht besiedelten Gebieten durch eine Veränderung des Fahrzeugparks. Kritisiert wird teilweise, dass die Feinstaubbelastung durch die Umweltzonen gering sei, weil Pkws lediglich für einen kleinen Teil der Feinstäube verantwortlich seien (ADAC 2009). Allerdings wird dabei außer Acht gelassen, dass Verbrennungspartikel als besonders schädlicher Anteil des in der Außenluft gemessenen Feinstaubes (PM₁₀ bzw. PM_{2,5}) anzusehen sind, und dass in den Städten der größte Anteil hoch toxischer Partikel aus dem Kfz-Verkehr stammt (WICHMANN 2008, S. 7). Immerhin konnte in Berlin für das Jahr 2010 ein Rückgang der verkehrsbedingten Rußbelastung um 52 % gegenüber dem Jahr vor der Einführung der Umweltzone verzeichnet werden. Umweltzonen sind deshalb sinnvoll, weil sie wegen der Zufahrtsverbote hoch emittierender Fahrzeuge schnell die gesundheitsgefährdende Belastung mit Rußpartikeln aus Dieselmotoren reduzieren (ZELLNER et al. 2009). Ferner können Umweltzonen dazu beitragen, die Belastung von Mensch und Umwelt mit NO₂ zu verringern (UBA 2010, S. 14).

Die Umweltzone in ihrer derzeitigen Form zielt auf die Reduzierung der Feinstaubbelastung ab. Langfristig sollte sie aber weiterentwickelt, beziehungsweise auch auf andere Luftschadstoffe ausgedehnt werden. So könnte die Plakettenpflicht auf NO_x erweitert werden, da absehbar ist, dass bei NO₂ das Problem der Grenzwertüberschreitung in Zukunft noch deutlich relevanter sein wird als bei Feinstaub. Außerdem sollten Ausnahmeregelungen nur in gut begründeten Fällen Anwendung finden und zwischen den verschiedenen Städten vereinheitlicht werden. Möglich ist es auch, in der Umweltzone besonders schadstoffarme Fahrzeuge zu privilegieren, beispielsweise über eine Befreiung von Parkgebühren an öffentlichen Straßen.

Eine Fortentwicklung der Umweltzonen sollte über den Verkehr hinaus auch die sogenannten nichtstraßengebundenen mobilen Maschinen und Geräte (NRMM – Non-Road Mobile Machinery) im Blick haben. Hier sind es insbesondere die Baumaschinen, die auch relativ zu den Verkehrsemissionen einen deutlichen Beitrag zu den NO₂- und Feinstaubbelastungen liefern können (LAMBRECHT et al. 2004). Gerade in städtischen Gebieten besitzen daher Maßnahmen zur Abgasminderung bei Baumaschinen ein großes Potenzial zur Minderung der Luftbelastung. Dies könnte zum Beispiel über Nutzungsbeschränkungen für Baumaschinen mit veralteten Emissionsstandards erfolgen (THELOKE et al. 2007).

Elektromobilität

336. Elektromobilität, das heißt Elektroautos, Elektrofahrräder und der elektrifizierte ÖPNV, können einen wichtigen Beitrag zur Reduzierung von Schadstoffemissionen im Straßenverkehr und – sofern der benötigte Strom aus regenerativen Quellen kommt – zum Klimaschutz leisten. Die Bundesregierung hat das Thema Elektromobilität 2009 mit der Verabschiedung des „Nationalen Entwicklungsplanes Elektromobilität“ aufgegriffen und im Mai 2011 das Regierungsprogramm Elektromobilität vorgelegt. Dabei verfolgt sie unter anderem das Ziel, Deutschland zum Leitmarkt und Leitanbieter für Elektromobilität zu machen. So sollen bis zum Jahr 2020 eine Million – dies entspricht etwa 2 % des derzeitigen Fahrzeugbestandes – und bis 2030 sechs Millionen Elektroautos auf die Straße gebracht werden. Für den Zeitraum bis 2013 stellt die Bundesregierung 1 Mrd. Euro an zusätzlichen Fördermitteln zur Verfügung (Regierungsprogramm Elektromobilität). Diese Initiative ist grundsätzlich zu begrüßen, wenn es auch in erster Linie nur um die Einführung von Elektroautos geht. Die Probleme der Unfallrisiken oder des Flächenverbrauchs durch den Verkehr werden aber mit der Einführung von Elektroautos nicht gelöst. Hierfür ist eine weiter gehende Strategie, die zusätzlich auf Verkehrsvermeidung und Verkehrsverlagerung (s. Tz. 314) setzt, unabdingbar. Dazu ist auch eine Änderung des Mobilitätsverhaltens erforderlich. Der nach der Einführung und Umsetzung geeigneter Maßnahmen noch verbleibende motorisierte Verkehr sollte langfristig elektrifiziert werden.

Die Tatsache, dass sich für einen umweltfreundlichen Verkehr das Mobilitätsverhalten ändern muss, wird aber in der Diskussion über Elektromobilität weitgehend ausgeblendet (s. hierzu die Veröffentlichungen der Nationalen Plattform Elektromobilität). Stattdessen wird oftmals der Eindruck erweckt, dass der motorisierte Individualverkehr mit kleineren Einschränkungen fast unverändert bestehen bleiben kann, auch wenn vereinzelt selbst die Automobilhersteller feststellen, dass Mobilität neu gedacht werden muss.

Erforderlich wäre daher eine Einbettung der Elektromobilität in ein verkehrspolitisches Gesamtkonzept für nachhaltigen Verkehr. Idealerweise kann die Elektromobilität die Integration der Verkehrsmittel in den Umweltverbund fördern und somit zur Änderung des Modal Split im

Sinne einer nachhaltigen Mobilität beitragen (s. Tz. 326). Dazu sollten Elektrofahrzeuge aufgrund sich ändernder, aber hoher Mobilitätsansprüche als kleine, leichte Stadtfahrzeuge (z. B. Microcars) gebaut werden und in nennenswerter Zahl zur Verfügung stehen (nach der Studie „Mobilität in Deutschland 2008“ von infas und DLR beträgt der Pkw-Besetzungsgrad aller Fahrten insgesamt 1,5 – knapp 75 % aller Fahrten werden dabei von nur einem Fahrer absolviert). Positive Impulse können auch durch die Verbreitung von Pedelecs, E-Bikes und speziellen Citylogistikmobilen gesetzt werden. Darüber hinaus kommen Maßnahmen, wie die Einführung einer „blauen“ Plakette infrage. Diese räumt Elektrofahrzeugen mit gesteuerter Ladung, das heißt mit flexibler Anpassung des Ladeverhaltens an die Netzbelastung, bestimmte Privilegien ein.

Der SRU empfiehlt, die staatliche Förderung im Rahmen des Nationalen Entwicklungsplanes Elektromobilität so zu gestalten, dass Elektrofahrzeuge wegen der hohen lokalen Emissionsbelastung zunächst vor allem im Wirtschaftsverkehr gefördert werden. Dieselhybridbusse und -Lkws sowie weitere Hybridfahrzeuge stehen im Markt zur Verfügung bzw. sind in der Entwicklung. Der innerstädtische Lieferverkehr in Ballungsräumen bietet ein großes Potenzial für Elektromobilität, da sich dieser im Gegensatz zum motorisierten Individualverkehr nur schwer substituieren lässt. Im Bereich des ÖPNV sollte die Bundesregierung die Einführung (teil-)elektrischer Verkehrsmittel fördern, wie zum Beispiel Tram oder Oberleitungsomnibusse (s. hierzu das Projekt Trolley der EU und die Schaffung „autofreier“ Gemeinden durch die Schweiz als Beispiel für die Förderung des Einsatzes von Elektrofahrzeugen). Besondere Bedeutung hätte die Förderung der Elektromobilität für Gebiete, die über ein vergleichsweise schlecht ausgebautes Netz des ÖPNV verfügen. Staatliche Fördermaßnahmen sollten nicht auf Einzelanwendungen mit wenig Nutzen für die Verbreitung der Elektromobilität setzen. Auf Einzelmaßnahmen, wie zum Beispiel direkte Kaufprämien, die lediglich begrenzte Wirkung entfalten, sollte ebenso verzichtet werden.

5.5.6 Integrierte Verkehrsentwicklungsplanung

337. Eine verbindliche integrierte Verkehrsentwicklungsplanung stellt die Basis dar, um in Ballungsräumen den Verkehr umweltfreundlicher zu gestalten. Die integrierte Verkehrsentwicklungsplanung unterscheidet sich dabei von der herkömmlichen Generalverkehrsplanung, Gesamtverkehrsplanung und ähnlichem, indem nicht gemäß des bestehenden Verkehrs geplant, sondern der Verkehr zur Entwicklung der Stadt geplant wird (APPEL und BAIER 1990, S. 1). Sie bezieht wichtige Rahmenbedingungen wie den demografischen Wandel, die räumliche Entwicklung, die Anforderungen der Umweltschutzgesetzgebung und die finanziellen Rahmenbedingungen ein (WOLFRAM et al. 2010, S. 28).

Die integrierte Verkehrsentwicklungsplanung hat sich in Deutschland aber – anders als in Frankreich oder Großbritannien – nicht flächendeckend durchgesetzt. Dabei

stehen die Kommunen in der Verkehrsplanung unter erheblichem Handlungsdruck. Während einerseits die Forderungen lauter werden, dass die Kommunen im Verkehrsbereich einen spürbaren Beitrag zur Verminderung der Umwelt- und Klimaproblematik leisten sollen, und die Anforderungen durch erforderliche Teilplanungen wie die Luftreinhalteplanung und die Lärminderungsplanung gestiegen sind, sind andererseits die finanziellen und personellen Ressourcen zurückgegangen.

Die Kommunen müssen bei der Verkehrsplanung den sozio-demografischen Wandel im Blick behalten und auch Aspekte wie Erreichbarkeit, Gerechtigkeit und Sicherheit einbeziehen. Die finanziellen Restriktionen erfordern eine Priorisierung der Mittel und damit der zu ergreifenden Maßnahmen. Für eine integrierte Verkehrsentwicklungsplanung spricht, dass die – unumgänglichen – Prioritäten in einem transparenten Prozess erarbeitet werden. Grundlage einer Neuausrichtung der Verkehrsentwicklungsplanung sollte somit sein, die Annahme einer auf stetes Wachstum ausgerichteten Verkehrsentwicklung aufzugeben und einen Diskurs zu führen, der die Grenzen dieser Entwicklung in den Vordergrund stellt, die sich aus ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Gründen ergeben. Sie müssen diskutiert werden, um den Umdenkprozess zu fördern und einen handlungsleitenden Rahmen zu geben, in dem die erforderlichen Anpassungsleistungen akzeptiert werden können (WOLFRAM et al. 2010, S. 49).

Grundsätzlich sollte die Bedeutung von Planungsprozessen nicht unterschätzt werden, denn viele grundlegende Entwicklungen im städtischen Verkehrsgeschehen sind in der Vergangenheit nicht nur durch gesamtgesellschaftliche Rahmenbedingungen verursacht worden, sondern hatten ihre Ursachen auch in ganz konkreten planungspolitischen Entscheidungen, die durchaus nicht unabdingbar waren (HORN 2002, S. 1). Verkehrsplanung war allerdings in der Vergangenheit ein Feld, in dem technische Lösungen für sich verändernde Ansprüche an das Verkehrssystem gesucht wurden (BECKER et al. 2003, S. 34). Dagegen ist heute eine Verkehrsentwicklungsplanung erforderlich, die sich nicht als technologische Optimierung eines Teilsystems selbstständig (MONHEIM 2002, S. 1), sondern versucht, durch Integration verschiedener räumlicher, fachlicher und gesellschaftlicher Ebenen alle relevanten Akteure sowie die Formen der zielgerichteten Einflussnahme einzubeziehen, zum Ausgleich zu bringen und auf Nachhaltigkeit auszurichten (WOLFRAM et al. 2010, S. 5 und 9).

Beispiel Zürich

In Zürich reichen die Ansätze für eine integrierte Verkehrsentwicklungsplanung zurück bis zum „Blaubuch Verkehr“ von 1987, das bereits als fünf wesentliche Pfeiler die Ziele enthielt, die öffentlichen Verkehrsmittel zu fördern, den Autoverkehr zu reduzieren, die Wohngebiete zu beruhigen, das Parkplatzangebot nicht zu vergrößern, sondern eher zu reduzieren, sowie umweltfreundliche Mobilität (Velo, Fußgänger) zu sichern

(Stadt Zürich 2001). In Anknüpfung an diese Ziele beschloss der Stadtrat von Zürich 2001 eine ganzheitliche Mobilitätsstrategie für die Stadt, die eine sinnvolle Kombination der Verkehrsmittel – auch über die Stadtgrenzen hinaus – in den Mittelpunkt stellt. Unterlegt wurde die Mobilitätsstrategie durch 18 Teilstrategien, die 2002 bis 2005 genehmigt wurden und auf den grundlegenden Handlungsschwerpunkten der Mobilitätsstrategie beruhen. Die Teilstrategien decken ein breites Themenfeld ab, zum Beispiel öffentlichen Verkehr, Fuß- und Fahrradverkehr, Parkierung, Wirtschafts- und Güterverkehr sowie kantonale und regionale Zusammenarbeit (Stadt Zürich 2005). Neben der Mobilitätsstrategie existieren zahlreiche weitere strategische Planwerke (z. B. räumliche Entwicklungsstrategien, Masterplan Energie, Masterplan Umwelt), die einen Rahmen für die weitere Entwicklung der Stadt spannen (s. Übersicht in: Stadt Zürich 2011, S. 6). Seitdem sind ein regionales Gesamtverkehrskonzept und eine Vielzahl an Teilkonzepten erarbeitet worden, die die konkrete Umsetzung ausgestalten.

Die Mobilitätsstrategie wurde in einem Wechselspiel aus technischer Bearbeitung und breiter Konsultation der Zwischenergebnisse erarbeitet. Durch die Einbeziehung der Öffentlichkeit ist in Zürich auch ein Schritt zu einer neuen Mobilitätskultur gemacht worden. Nach Auffassung der verantwortlichen Fachplaner trägt die Verkehrspolitik in Zürich wesentlich zur städtischen Lebensqualität bei (OTT 2008). So steht Zürich seit vielen Jahren auf Platz eins bzw. zwei der Städte mit der höchsten Lebensqualität weltweit (Mercer 2011).

Anforderungen an eine integrierte, nachhaltige Verkehrsentwicklungsplanung

338. Die Anforderungen an eine nachhaltige Verkehrsentwicklungsplanung sind vielfältig und werden in der Praxis oftmals nicht erfüllt. Strukturelle und formelle Anforderungen umfassen unter anderem folgende Aspekte (WOLFRAM et al. 2010):

- Die Verkehrsentwicklungsplanung wird als Daueraufgabe begriffen und die Planung entsprechend kontinuierlich fortgeschrieben;
- Sie erfolgt auf einer validen Datengrundlage über die Verkehrs-, Bevölkerungs- und Raumentwicklung;
- Sie ist integrativ angelegt und wird mit anderen Rahmenplanungen abgestimmt;
- Sie verfügt über ein hierarchisch differenziertes, an Nachhaltigkeit orientiertes Zielsystem, das als Messlatte für Wirkungsschätzung und Umsetzungskontrolle dient;
- Sie gewährleistet als Rahmenplanung ausreichend Flexibilität, indem sektorale Teilstrategien angepasst werden können;
- Eine frühzeitige und intensive wechselseitige Abstimmung der nachgeordneten Fachplanungen (z. B. Luft-

reinhaltung, Lärmaktionsplanung) fördert die Implementierung;

- Durch breite Konsultationsverfahren werden die Interessen der Akteure einbezogen;
- Die Einbindung in den regionalen Kontext stellt den richtigen Raumbezug sicher;
- Es erfolgt eine Wirkungskontrolle durch regelmäßige Evaluationen und Fortschrittsberichte.

Beispielhaft im deutschen Raum ist der zuletzt im März 2011 in einer Neufassung verabschiedete Stadtentwicklungsplan Verkehr des Landes Berlin zu nennen (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2011b), auf den für eine sinnvolle Strukturierung und Zielsetzung verwiesen werden kann (Abb. 5-9).

Nachhaltige Verkehrsentwicklungsplanung erfordert eine Einbindung in die regionale Planung und die regionalen verkehrlichen Gegebenheiten. Ohne eine Einbeziehung des Umlandes können viele Verkehrsaspekte (Pendlerbewegungen, aber auch Anbindung an nationale und internationale Verkehrsströme, Güterverkehr usw.) nicht adäquat adressiert werden. Problematisch ist, dass die regionale Planungsebene institutionell unzureichend verankert ist (Tz. 315).

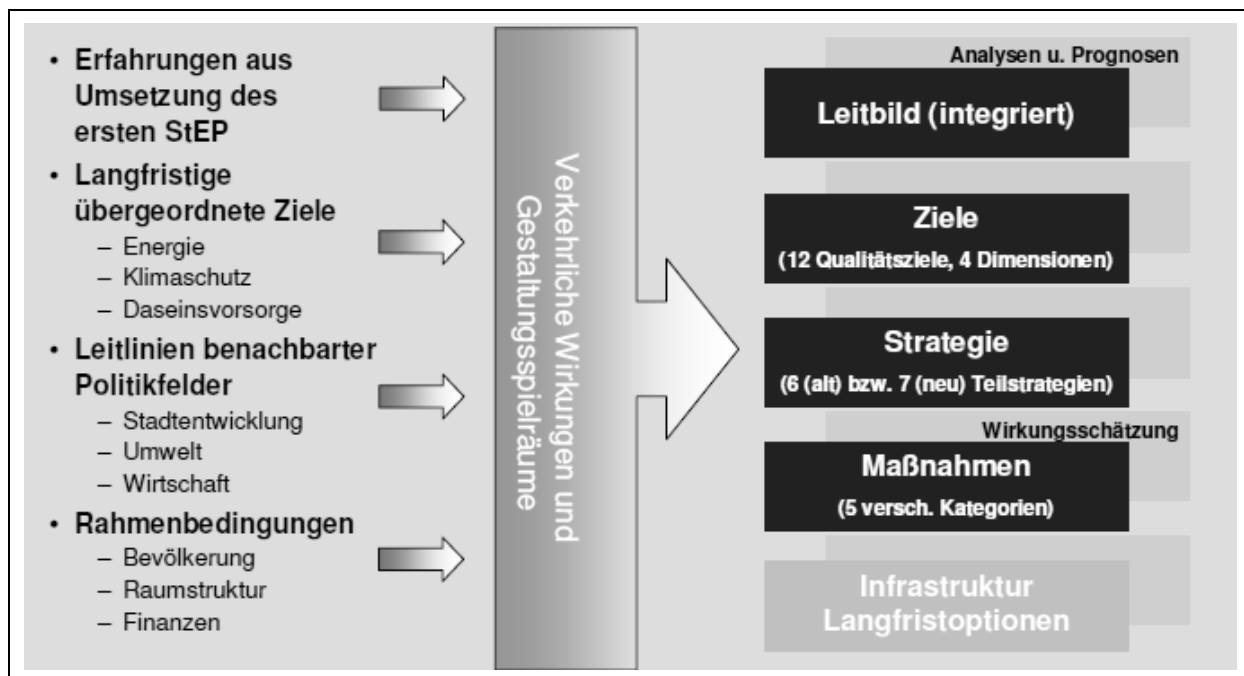
339. Die Europäische Kommission strebt an, alle europäischen Städte mit mehr als 100.000 Einwohnern zur Aufstellung von Stadtmobilitätsplänen zu verpflichten (Europäische Kommission 2011, S. 15). Nach ihrer An-

sicht sind die urbanen Verkehrssysteme grundsätzlich ein wesentlicher Bestandteil des europäischen Verkehrssystems und damit Teil der gemeinsamen Verkehrspolitik im Sinne der Artikel 90 bis 100 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV). Sie ist der Auffassung, dass sich die Ziele auf anderen Feldern der EU-Politik wie Kohäsion, Umwelt oder Gesundheit nicht erreichen lassen, wenn die Besonderheiten der Städte, auch der urbanen Mobilität, nicht berücksichtigt werden (Europäische Kommission 2009).

340. In einigen europäischen Ländern bestehen Erfahrungen mit einer gesetzlichen Verpflichtung zur Aufstellung von Verkehrsentwicklungsplänen. Der Transport Act 2000 verpflichtet britische Kreise bzw. Stadtregionen, flächendeckend „Local Transport Plans“ aufzustellen, die sich an allgemeinen Zielen der Verkehrspolitik auf nationaler Ebene zu orientieren haben und für deren Erstellung die Regierung detaillierte Leitfäden entwickelt hat (WOLFRAM et al. 2009; ALBRECHT 2010). Eigenart der britischen Pläne ist es, dass sie die Grundlage für die staatliche Finanzierung der Verkehrsinfrastruktur (sowohl Investitionen als auch Unterhaltung) darstellen. Als zusätzlicher Anreiz für Innovationen können sich Kommunen mit innovativen Konzepten um Mittel aus einem „Transport Innovation Fund“ bewerben (ALBRECHT 2010, S. 21). In Frankreich sind Kommunen mit mehr als 100.000 Einwohnern seit 1996 gesetzlich verpflichtet einen „Plan de Déplacement Urbains“ aufzustellen. Er stellt die Voraussetzung für die Erhebung einer Nahverkehrsabgabe dar (WOLFRAM et al. 2009; WULFHORST und

Abbildung 5-9

Integrierte Struktur eines Verkehrsentwicklungsplans am Beispiel Berlin



Quelle: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2011b

WOLFRAM 2010). Die gesetzlichen Vorgaben für die französische Verkehrsentwicklungsplanung umfassen unter anderem Ziele zur Reduktion des Pkw-Verkehrs, der Verbesserung der Verkehrssicherheit, der Entwicklung des öffentlichen Verkehrs und des übrigen Umweltverbunds, Vorgaben für den ruhenden Verkehr (verpflichtendes Parkraummanagement), den Güter- und Lieferverkehr, das Mobilitätsmanagement sowie die Einführung eines integrierten Tarif- und Ticketsystems für alle Verkehrsträger, das die Nutzung des öffentlichen Verkehrs für Familien und Gruppen attraktiv macht.

341. Eine Normierung auf europäischer Ebene hätte den Vorteil, dass bestehende Planungen wie die Lärmminde- rungsplanung und die Luftreinhalteplanung mit der integrierten Verkehrsentwicklungsplanung zusammengeführt werden könnten. Die Mitgliedstaaten waren aber der Auffassung, dass die länderspezifische Ausgangssituation europäischer Städte mit über 100.000 Einwohnern zu unterschiedlich ist. Dieser Einwand ist nicht von der Hand zu weisen: Bereits die Verwaltungskapazitäten, aber auch die Verkehrsprobleme, weichen in den Mitgliedstaaten stark voneinander ab. Zudem erscheint es aus Subsidiaritätsgründen fraglich, ob die EU eine solche Verpflichtung wirksam erlassen könnte. Das Sondergutachten des SRU „Umwelt und Straßenverkehr“ von 2005 enthielt demgegenüber eine Empfehlung an den Bund, ein Gemeindeverkehrsplanungsgesetz zu erlassen (SRU 2005, Tz. 484 ff.). Allerdings erlaubt der durch die Föderalismusreform von 2006 eingefügte Artikel 84 Absatz 1 Satz 7 GG nicht länger, dass der Bund den Gemeinden Aufgaben überträgt. Eine Verpflichtung auf der Ebene der Bundesländer einzuführen erscheint dagegen nicht zielführend, weil damit keine einheitlichen Standards geschaffen werden könnten. Allgemein wird zudem bezweifelt, dass eine gesetzliche Regelung vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Situation in den deutschen Ballungsräumen sinnvoll wäre. Stattdessen sollte die Verkehrsentwicklungsplanung Voraussetzung für den Erhalt von Fördergeldern sein (ähnlich wie dies bei der Städtebauförderung des Bundes der Fall ist). Erforderlich ist auch, dass Bund und Länder einen Dialogprozess initiieren und eine Wissensplattform für einen strukturierten Austausch über die Qualitätsmerkmale einer nachhaltigen integrierten Verkehrsentwicklungsplanung schaffen (WOLFRAM et al. 2010, S. 56–59).

5.6 Zusammenfassung

342. In Deutschland lebt ein Großteil der Bevölkerung in Ballungsräumen. Hier eine hohe Lebensqualität zu sichern ist deshalb von besonderer Bedeutung, auch für die zukünftige, nachhaltige Entwicklung der Gesellschaft. Mobilität ist ein wesentlicher Bestandteil des sozialen Lebens und gehört zur Lebensqualität. Mobilität meint nicht nur Verkehr, sondern bezieht sich viel umfassender zunächst auf die Möglichkeiten, durch Ortsveränderung ein Interesse zu realisieren. Im Kern geht es somit um Erreichbarkeit. Das Auto ist für viele eine bequeme und praktische Möglichkeit, Ziele zu erreichen und damit eigene Mobilitätsbedürfnisse zu erfüllen. Erreichbarkeit erfordert aber nicht unbedingt Autoverkehr. Mobilitätsbe-

dürfnisse können auch – oftmals sogar besser – durch andere Verkehrsmittel befriedigt werden. Das heißt, eine Einschränkung des Autoverkehrs muss nicht zu einer Einschränkung der Mobilität führen.

Insbesondere in den Ballungsräumen muss die immer noch bestehende Autozentrierung zurückgedrängt werden. Der Autoverkehr belastet weiterhin in unzumutbarer Weise die Lebensqualität in den Ballungsräumen, insbesondere durch Luftschadstoffe, Lärmemissionen und Unfallrisiken. Er schränkt gleichzeitig die Mobilität, aber auch den Lebens- und Aufenthaltsraum von anderen Teilnehmern am öffentlichen Leben, wie zum Beispiel Kindern, erheblich ein. Zudem sind die Belastungen sozialräumlich ungleich verteilt. Autozentrierte Infrastrukturen führen dazu, dass die Erreichbarkeit von Zielen für Menschen ohne Auto erschwert wird. Eine gute Nahversorgung, das heißt ein gutes lokales Angebot, erhöht die Wohnqualität nicht nur objektiv, sondern auch aus der subjektiven Sicht der Bevölkerung entscheidend. Mit Verbesserungen der nahräumlichen Ausstattung kann also die Wohnqualität – und damit Lebensqualität – erheblich gesteigert werden (BMVBS 2011a, S. 36).

Der SRU sieht es als zentral an, dass die weiterhin bestehenden hohen Belastungen, die vom Autoverkehr ausgehen, vermindert werden, gleichzeitig aber die individuellen Mobilitätsbedürfnisse aller Verkehrsteilnehmer möglichst optimal und gerecht erfüllt werden. Deshalb ist ein umweltgerechter Verkehr notwendig. Das Beispiel der Stadt Zürich zeigt eindrucksvoll, wie ein umweltgerechter Verkehr die Lebensqualität einer Stadt heben kann. Dabei setzt sich der Verkehr aus Autoverkehr, ÖPNV und Langsamverkehr (Radfahren und Zufußgehen) zusammen. Insbesondere die letzten beiden Säulen müssen zukünftig weiter gestärkt werden. Das bedeutet, den Anteil des motorisierten Verkehrs zu verringern, ihn langsamer und sauberer zu machen und den Umweltverbund zu stärken. Dafür muss ein Paradigmenwechsel in der Verkehrsplanung stattfinden. Sie sollte nicht mehr länger nachfrageorientiert und reaktiv, sondern angebots- und ziel- sowie zukunftsorientiert sein.

Der SRU hat vorstehend eine Reihe von Maßnahmen dargestellt, die für einen umweltgerechten Verkehr in Ballungsräumen wesentlich sind. Dazu zählen eine gerechtere Verteilung des öffentlichen Raums und die Angleichung der Geschwindigkeiten für alle Verkehrsteilnehmer. Dies bedeutet in der Regel mehr Raum für ÖPNV, Fahrrad und Fußgänger und Einschränkung des Raums für Autos sowie Geschwindigkeitsbeschränkungen für den motorisierten Verkehr. Von großer Bedeutung ist auch die Förderung des Umweltverbundes und der intermodalen Verkehrsdienstleistungen, speziell des Mobilitätsmanagements.

Zentral ist es zunächst, für Kostentransparenz und -internalisierung im Verkehr zu sorgen. Zahlreiche finanzielle Fehlanreize sowie direkte und indirekte Subventionen des privaten Autoverkehrs tragen zu einer autozentrierten Struktur bei. Dazu zählen neben der Entfernungspauschale die Energiesteuervergünstigung für Dieselmotoren-

stoff und die niedrige Besteuerung privat genutzter Dienstwagen.

Die weitere Verbesserung des Emissionsverhaltens von Fahrzeugen ist notwendig und sollte durch die Weiterentwicklung der Emissionsvorschriften für Kfz unterstützt werden. Umweltzonen sollten so fortentwickelt werden, dass sie die Einführung emissionsarmer Autos fördern und neben der Feinstaubbelastung auch die Belastung mit anderen Schadstoffen in den Innenstädten mindern. Auch die Einführung von Elektroautos ist – wenn sie mit regenerativ erzeugter Elektrizität versorgt werden – eine wichtige Maßnahme, um Lärm- und Schadstoffemissionen und Treibhausgase zu reduzieren. Allerdings können viele andere Belastungen durch den Autoverkehr mit Elektroautos nicht reduziert werden. Sie könnten aber in Bereichen, in denen ein Verzicht auf Pkws oder Lkws schwierig ist, zum Beispiel im innerstädtischen, kleinteiligen Lieferverkehr, eine wichtige Rolle spielen. Die Förderung der Bundesregierung sollte sich hierauf konzentrieren.

Nicht zuletzt benötigen die Kommunen finanzielle Unterstützung für die Erhaltung des ÖPNV. Aus diesen Gründen empfiehlt der SRU ein ÖPNV-Finanzierungsgesetz des Bundes.

Ein umweltfreundlicher Verkehr erfordert eine vorausschauende und langfristige Planung. Auch die Parkraumbewirtschaftung ist – wenn sie richtig ausgestaltet wird – ein wichtiges Instrument zur Steuerung der Platzinanspruchnahme im öffentlichen Raum und zur Reduzierung des Autoverkehrs. In den meisten Ballungsräumen Deutschlands fehlen verbindliche integrierte Konzepte, die mit anderen Planungen, zum Beispiel im Hinblick auf Luftreinhaltung und Lärm, aber auch der Stadtplanung, koordiniert sind. Dazu kommt der nicht problemadäquate Raumbezug: Die einzelnen Kommunen können wesentliche verkehrserzeugende Bedingungen nicht beeinflussen, weil ihre Planungen die umliegende Region, die wegen der Verflechtungen der Verkehre von hoher Bedeutung ist, nicht erfassen.

Ziel der integrierten Verkehrsplanung sollte es sein, die Lebensqualität in den Städten zu erhalten oder sogar zu verbessern. Obwohl Lebensqualität ein breites und schwer zu fassendes Konzept ist, lässt es sich doch im Hinblick auf den Einfluss des Verkehrs auf die Lebensqualität durch Qualitätsziele und korrespondierende Indikatoren präzisieren. Hervorzuheben ist insbesondere das Qualitätsziel „Hoher Anteil Umweltverbund“, das in besonderem Maße geeignet ist, stellvertretend für andere Teilziele zu wirken. Ein hoher Anteil des Fahrrad-, Fuß- und ÖPNV-Verkehrs am Personenverkehrsaufkommen in Ballungsräumen gewährleistet eine hohe Mobilität und Erreichbarkeit, gleichzeitig werden die Belastungen durch den Autoverkehr verringert. Dort, wo es einen attraktiven ÖPNV und gute Möglichkeiten für Fahrradfahrer und Fußgänger gibt, ist der Anteil des Umweltverbundes am Modal Split regelmäßig hoch. Weitere Potenziale können erschlossen werden, denn grundsätzlich gibt es eine große Zahl von Autofahrern, die dem Umweltverbund positiv gegenüberstehen. Insofern regt der SRU an,

dass sich Ballungsräume das Ziel setzen, bis 2025 ihren Anteil des Umweltverbundes am Modal Split um 20 % zu erhöhen. Langfristig hält der SRU einen Anteil von 70 bis 80 % für den Umweltverbund als zielführend für die Entwicklung eines nachhaltigen Verkehrs. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen heute und in den kommenden Jahren die Weichen gestellt werden.

5.7 Literatur

ADAC (Allgemeiner Deutscher Automobil-Club) (2009): Wirksamkeit von Umweltzonen. ADAC-Untersuchung. München: ADAC.

Adler, M., Blume, U., Dittrich, R., Fiedler, E., Friedrich, A., Froböse, I., Heuser, T., Holz-Rau, C., Horn, B., Jansen, T., Jennert, R., Jülich, F., Klostermann, N., Kloth, H., Koopmann, L., Kuczmierczyk, G., Kunst, F., Lücke, M., Malik, V., Mühl, M., Neuberger, S., Ortlepp, J., Sievers, B., Winkler, R. (2011): Empfehlungen der von Bundesminister Dr. Peter Ramsauer MdB berufenen Expertinnen und Experten zur Weiterentwicklung des Nationalen Radverkehrsplans. Berlin: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung.

Ahrens, G.-A., Hubrich, S., Liebke, F., Wittwer, R. (2010): Zuwachs des städtischen Autoverkehrs gestoppt? Aktuelle Ergebnisse der Haushaltsbefragung „Mobilität in Städten-SrV 2008“. Straßenverkehrstechnik 54 (12), S. 769–777.

Albrecht, J. (2010): Lernen von Großbritannien? Die „Local Transport Plans“ als Beispiel strategischer Steuerung. In: Wolfram, M., Albrecht, J., Wulfhorst, G., Horn, B., Krebser, S., Verron, H., Holz-Rau, C. (Hrsg.): Steuerung einer nachhaltigen Verkehrsentwicklungsplanung in Deutschland. Dresden: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung. IÖR Texte 162, S. 15–22.

Apel, D. (1990): Leistungsfähigkeit und Flächenbedarf der städtischen Verkehrsmittel. In: Bracher, T., Haag, M., Holzapfel, H., Kiepe, F., Lehmbrock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., Grundwerk. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 2.5.1.1.

Appel, H. P., Baier, R. (1990): Methoden und Ablauf der kommunalen Verkehrsentwicklungsplanung. In: Bracher, T., Haag, M., Holzapfel, H., Kiepe, F., Lehmbrock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., Grundwerk. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 3.2.10.1.

Appelhans, J., Jäcker-Cüppers, M., Hintzsche, M., Penn-Bressel, G. (2009): Lebenswerte Innenstadt. Wie lassen sich Luftreinhaltung, Lärminderung und Stadtentwicklungskonzepte miteinander verzahnen? Immissionsschutz 14 (4), S. 164–169.

Babisch, W. (2006): Verkehrslärm und kardiovaskuläres Risiko. Überblick und Synthese epidemiologischer Studien, Dosis-Wirkungs-Kurve und Risikoabschätzung. Dessau: Umweltbundesamt. WaBoLu-Hefte 01/06.

- Baier, R., Hebel, C., Peter, C., Schäfer, K.-H. (2000): Gesamtwirkungsanalyse zur Parkraumbewirtschaftung. Bremerhaven: Wirtschaftsverlag NW. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen – Verkehrstechnik V 75.
- BASt (Bundesanstalt für Straßenwesen) (2011a): Jahresbericht 2009/2010. Bergisch Gladbach: BASt. Allgemeines Heft A34.
- BASt (2011b): Volkswirtschaftliche Kosten durch Straßenverkehrsunfälle 2009. Bergisch Gladbach: BASt. Forschung kompakt 4/11. http://www.bast.de/cln_031/nn_42254/SharedDocs/Publikationen/Forschung-kompakt/2011-04,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/2011-04.pdf (15.07.2011).
- BBSR (Bundesinstitut für Bau- Stadt- und Raumforschung) (2010): Landleben – Landlust? Wie Menschen in Kleinstädten und Landgemeinden über ihr Lebensumfeld urteilen. Bonn: BBSR. BBSR-Berichte Kompakt 10/10.
- Becker, U., Arlt, G., Beckmann, K. J., Borken, J., Gorissen, N., Hensel, H., Holz-Rau, C., Jakob, T., Klewe, H., Kritzinger, S., Reiter, U., Richard, J., Wacker, M., Wilke, G. (2003): Nachhaltige Verkehrsentwicklung. Köln: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen. FGSV-Arbeitspapier 59.
- Beckmann, K. J., Gies, J., Thiemann-Linden, J., Preuß, T. (Hrsg.) (2011): Leitkonzept – Stadt und Region der kurzen Wege. Gutachten im Kontext der Biodiversitätsstrategie. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 48/11.
- Beutler, F., Brackmann, J. (1999): Neue Mobilitätskonzepte in Deutschland. Ökologische, soziale und wirtschaftliche Perspektiven. Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. Veröffentlichungsreihe der Querschnittsgruppe Arbeit & Ökologie beim Präsidenten des Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung P99-503.
- BfS (Bundesamt für Strahlenschutz), BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung), RKI (Robert-Koch-Institut), UBA (Umweltbundesamt) (2011): II. Themenheft Umweltgerechtigkeit. UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst 2011 (2), S. 1–134.
- Birn, K., Schneider, W., Selz, T. (2009): Kfz-Fahrleistungen nach Fahrzeug und Straßenkategorien. Schlussbericht. Freiburg: BVU Beratergruppe Verkehr+Umwelt GmbH. FE-Vorhaben Nr. 96.0926/2009.
- BMF (Bundesministerium der Finanzen) (2011): Energiesteuer. Berlin: BMF. http://www.bundesfinanzministerium.de/nn_55228/DE/BMF_Startseite/Service/Glossar/E/012_Energiesteuer.html (15.07.2011).
- BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2011a): Nahversorgung und Nahmobilität: Verkehrsverhalten und Zufriedenheit. Bonn: BMVBS. BMVBS-Online-Publikation 08/2011. www.bbsr.bund.de/nn_187606/.../DL.../DL_ON082011.pdf (31.01.2012).
- BMVBS (2011b): Verkehr in Zahlen 2010/2011. Hamburg: DVV Media Group.
- BMVBS (2008): Fahrrad-Boom im Ausland. FahrRad! 2008 (7), S. 2.
- Borgstedt, S., Christ, T., Reusswig, F. (2010): Repräsentativumfrage zu Umweltbewusstsein und Umweltverhalten im Jahr 2010. Berlin, Dessau-Roßlau: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt.
- Bormann, R., Bracher, T., Dümmler, O., Dünbier, L., Haag, M., Holzapfel, H., Kunst, F., Mietzsch, O., Mirbach, J., Mossakowski, H., Ubbelohde, J.-H., Werner, J., Zoubek, H. (2010): Neuordnung der Finanzierung des Öffentlichen Personennahverkehrs. Bündelung, Subsidiarität und Anreize für ein zukunftsfähiges Angebot. Bonn: Friedrich Ebert Stiftung.
- Bracher, T., Backes, T., Uricher, A. (2002): Möglichkeiten der Umweltentlastung und Kostenreduzierung im Verkehr durch Verkehrsplanung. Mit Leitfaden für die LCTP-Anwendung in Kommunen. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 23/02.
- Bracher, T., Lehmbrock, M. (Hrsg.) (2008): Steuerung des städtischen Kfz-Verkehrs. Parkraummanagement, City-Maut und Umweltzonen. Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik. Difu-Impulse 6.
- Bulmahn, T. (2000): Zur Entwicklung der Lebensqualität im vereinten Deutschland. Aus Politik und Zeitgeschichte B 40. http://www.bpb.de/publikationen/P3VSTZ,0,Zur_Entwicklung_der_Lebensqualität%E4t_im_vereinten_Deutschland.html (08.04.2011).
- Bundesregierung (2007): Zweiter Bericht der Bundesregierung über die Situation des Fahrradverkehrs in der Bundesrepublik Deutschland. Unterrichtung durch die Bundesregierung. Berlin: Bundesregierung.
- Bundesverband CarSharing (2012): Nationaler Entwicklungsplan CarSharing. Das „bessere Auto“ für lebenswerte Städte und flexible Menschen. Berlin: Bundesverband CarSharing.
- Bundesverband CarSharing (2010): Aktueller Stand des Car-Sharing in Europa. Endbericht D 2.4, Arbeitspaket 2. Berlin: Bundesverband CarSharing. Grant agreement No.: IEE/07/696/SI2.499387.
- Bunge, C., Katzschner, A. (2009): Umwelt, Gesundheit und soziale Lage. Studien zur sozialen Ungleichheit gesundheitsrelevanter Umweltbelastungen in Deutschland. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Umwelt & Gesundheit 02/09.
- Claßen, T., Heiler, A., Brei, B., Hornberg, C. (2011): Stadtgrün und Gesundheit: Ein Beitrag zur Debatte um soziale und räumliche Ungleichheit. UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst 2011 (2), S. 100–104.
- dena (Deutsche Energieagentur) (2011): Effizient mobil. Das Aktionsprogramm für Mobilitätsmanagement. Die Region München. Berlin: dena. <http://www.effizient-mobil.de/index.php?id=muenchen> (29.08.2011).
- Deutsche Bahn AG (2011): BeMobility. Berlin: Deutsche Bahn AG. <http://www.bemobility.de> (29.08.2011).

- Deutscher Bundestag (2012): Unterrichtung durch die Bundesregierung. Raumordnungsbericht 2011. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/8360.
- Diegmann, V., Pfäfflin, F., Wursthorn, H. (2009): Erneute Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Luftreinhalte- und Aktionspläne. Endbericht. Freiburg: IVU Umwelt GmbH.
- Diekmann, L., Gerhards, E., Klinski, S., Meyer, B., Schmidt, S., Thöne, M. (2011): Steuerliche Behandlung von Firmenwagen in Deutschland. Köln: Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut an der Universität zu Köln. FIFO-Berichte 13.
- DVR (Deutscher Verkehrssicherheitsrat) (2006): DVR-Maßnahme „Aktion Sichere Landstraße“. Bonn: DVR.
- EEA (European Environment Agency) (2009): Ensuring quality of life in Europe's cities and towns. Tackling the environmental challenges driven by European and global change. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. EEA Report 5/2009.
- Eichmann, V., Berschin, F., Bracher, T., Winter, M. (2005): Umweltfreundlicher, attraktiver und leistungsfähiger ÖPNV – ein Handbuch. Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik.
- Ellinghausen, D., Steinbrecher, J. (1995): Chaos und urbanes Leben. Eine Untersuchung über die Verkehrssituation in Großstadtzentren, dargestellt am Beispiel fünf europäischer Metropolen. Köln: IFAPLAN. UNIROYAL Verkehrsuntersuchung 20.
- Erdmenger, C., Führ, V. (2005): Versteckte Kosten des städtischen Autoverkehrs. Öffentliche Gelder für den privaten Verkehr. Bonn: ICLEI – Local Governments for Sustainability.
- Erdmenger, C., Hoffmann, C., Frey, K., Lambrecht, M., Wlodarski, W. (2010): Pkw-Maut in Deutschland? Eine umwelt- und verkehrspolitische Bewertung. Dessau-Roßlau: UBA.
- Europäische Kommission (2011): Weissbuch. Fahrplan zu einem einheitlichen europäischen Verkehrsraum – Hin zu einem wettbewerbsorientierten und ressourcenschonenden Verkehrssystem. KOM(2011) 144 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2009): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Aktionsplan urbane Mobilität. KOM(2009) 490 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2001): Weissbuch. Die europäische Verkehrspolitik bis 2010: Weichenstellungen für die Zukunft. KOM(2001) 370 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- FGSV (Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen) (2010): Empfehlungen für Radverkehrsanlagen. Köln: FGSV. FGSV ; 284 : R2.
- Fischer, G., Frohne, T., Gerharz, L., Hildebrandt, M., Klemm, O., Mildenerger, K., Nording, C., Rehberger, I., Schiffer, M., Voulkoudis, C. S. (2006): Veränderungen des NO/NO₂-Verhältnisses in Nordrhein-Westfalen (1984–2004) und mögliche Ursachen. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 18 (3), S. 155–163.
- FÖS (Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft) (2011): Energiewende finanzieren durch Abbau umweltschädlicher Subventionen. Gutachten. Berlin: FÖS.
- Giering, K. (2010): Lärmwirkungen. Dosis-Wirkungsrelationen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 13/10.
- Glatzer, W., Zapf, W. (Hrsg.) (1984): Lebensqualität in der Bundesrepublik: Objektive Lebensbedingungen und subjektives Wohlbefinden. Frankfurt am Main: Campus. Schriftenreihe/Sonderforschungsbereich 3 der Universitäten Frankfurt und Mannheim „Mikroanalytische Grundlagen der Gesellschaftspolitik“ 10.
- Gottschalk, C., Fleischer, J., Gräfe, L., Sobottka, A., Oppermann, H., Benkwitz, F. (2011): Belastung ein- und zweijähriger Kinder mit Umweltschadstoffen – Ergebnisse der Schulanfängerstudie Sachsen-Anhalt. UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst 2011 (2), S. 63–69.
- Haefeli, U., Matti, D., Schreyer, C., Maibach, M. (2007): Evaluation Car-Sharing. Schlussbericht. Bern: Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation, Bundesamt für Energie.
- Hintzsche, M. (2003): Geräuschemissionen von Eisenbahnen. Zusammenfassende Präsentation der Messergebnisse des Umweltbundesamtes. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 61/03.
- Horn, B. (2002): Geschichte der städtischen Radverkehrsplanung. In: Bracher, T., Holzapfel, H., Lehmrock, M., Haag, M., Kiepe, F., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., 32. Erg.-Lfg. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 2.1.1.2.
- Huber-Erler, R. (2010): Parkraum als Steuerungsinstrument. In: Bracher, T., Haag, M., Holzapfel, H., Kiepe, F., Lehmrock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., 56. Erg.-Lfg. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 3.4.12.1.
- IFEU (Institut für Energie und Umweltforschung) (2010): TREMOD-Szenarien zur Abschätzung der Wirksamkeit der neuen Kfz-Grenzwerte auf die NO₂-Luftqualität. Heidelberg: IFEU.
- ifmo (Institut für Mobilitätsforschung) (2011): Mobilität junger Menschen im Wandel – multimodaler und weiblicher. München: ifmo.
- ifmo (2010): Zukunft der Mobilität – Szenarien für das Jahr 2030. Zweite Fortschreibung. München: ifmo.
- infas (Institut für angewandte Sozialwissenschaft), DLR (Deutsches Institut für Luft- und Raumfahrt) (2010): Mobilität in Deutschland 2008. Ergebnisbericht. Struktur –

- Aufkommen – Emissionen – Trends. Bonn, Berlin: infas, DLR.
- Intraplan Consult, VWI (Verkehrswissenschaftliches Institut Stuttgart) (2009): Finanzierungsbedarf des ÖPNV bis 2025. Köln: Verband Deutscher Verkehrsunternehmen.
- Job-Hoben, B., Erdmann, K.-H. (2008): Naturschutz und Gesundheitsvorsorge: Strategische Allianzen für mehr Lebensqualität. In: BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.): Naturschutz und Gesundheit: Eine Partnerschaft für mehr Lebensqualität. Bonn-Bad Godesberg: BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 23.
- Kasper, B. (2007): Mobilität älterer Menschen. In: Bracher, T., Haag, M., Holzapfel, H., Kiepe, F., Lehmbrock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., 49. Erg.-Lfg. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 3.2.6.2.
- KBA (Kraftfahrt-Bundesamt) (2011): Fahrerlaubnisse. Wieso hat das Kraftfahrt-Bundesamt Daten zu den Führerscheinern? Flensburg: KBA. http://www.kba.de/cln_007/nn_125266/DE/Statistik/Kraftfahrer/Fahrerlaubnisse/fahrerlaubnisse__node.html?__nnn=true (09.11.2011).
- KRdL (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL) (2003): Bewertung der gesundheitlichen Wirkungen von Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Düsseldorf: KRdL.
- Kurth, B.-M., Schaffrath Rosario, A. (2007): Die Verbreitung von Übergewicht und Adipositas bei Kindern und Jugendlichen in Deutschland. Ergebnisse des bundesweiten Kinder- und Jugendgesundheits surveys (KiGGS). Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz 50 (5–6), S. 736–743.
- Lambrecht, U., Helms, H., Kullmer, K., Knörr, W. (2004): Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Luftschadstoffemissionen und des Kraftstoffverbrauchs von Verbrennungsmotoren in mobilen Geräten und Maschinen. Endbericht. Heidelberg: IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. UFOPLAN 299 45 113.
- LANUV NRW (Landesamt für Natur Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2009): Auswirkungen der Umweltzone Köln auf die Luftqualität. Auswertung der Messdaten. Recklinghausen: LANUV NRW.
- Lehmbrock, M. (1991): Möglichkeiten zur Beeinflussung des Kfz-Verkehrs mit Stellplatzverordnungen und -sätzen. In: Bracher, T., Haag, M., H., H., Kiepe, F., Lehmbrock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., 1. Erg.-Lfg. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 3.4.12.2.
- Lehmbrock, M., Hertel, M. (2007): ÖPNV-Erschließungsqualität als Bemessungsgrundlage für Obergrenzen des Stellplatzbaus: Definition und Regelung. In: Bracher, T., Haag, M., Holzapfel, H., Kiepe, F., Lehmbrock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., 46. Erg.-Lfg. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 3.4.12.4.
- Mathey, J., Rößler, S., Lehmann, I., Bräuer, A., Goldberg, V., Kurbjuhn, C., Westbeld, A. (2011): Noch wärmer, noch trockener? Stadtnatur und Freiraumstrukturen im Klimawandel. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben (FKZ 3508 821 800). Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 111.
- Mayer, A., Kasper, M., Mosimann, T., Czerwinski, J., Emmenegger, L., Mohn, J., Ulrich, A., Kirchen, P. (2007): Nanopartikel-Emissionen von HDV Euro 4 und Euro 5 Dieselmotoren im Vergleich zu Euro 3 mit/ohne Partikelfilter. Österreichische Ingenieur- und Architekten-Zeitschrift 152 (1–3), S. 90–96.
- Mercer (2011): Mercer 2010 Quality of Living survey highlights – Global. New York, NY: Mercer. <http://www.mercer.com/qualityofliving> (20.10.2011).
- Monheim, R. (2002): Nutzung und Bewertung von Innenstädten. In: Bracher, T., Haag, M., Holzapfel, H., Kiepe, F., Lehmbrock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., 32. Erg.-Lfg. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 2.1.3.1.
- Müller, B., Siedentop, S. (Hrsg.) (2003): Räumliche Konsequenzen des demographischen Wandels. Teil 1: Schrumpfung – Neue Herausforderungen für die Regionalentwicklung in Sachsen/Sachsen-Anhalt und Thüringen. Hannover: Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Arbeitspapier 303.
- Noll, H.-H. (2010): Lebensqualität und andere Konzepte der Wohlfahrtsentwicklung. In: Göpel, E. (Hrsg.): Gesundheit gemeinsam gestalten. Bd. 4: Nachhaltige Gesundheitsförderung. Frankfurt am Main: Mabuse-Verlag.
- Oeltze, S., Wauer, S., Schwarzlose, I., Bracher, T., Eichmann, V. (2006): Szenarien der Mobilitätsentwicklung unter Berücksichtigung von Siedlungsstrukturen bis 2050. Abschlussbericht. Magdeburg: TRAMP – Traffic and Mobility Planning. FE-Nr. 070.757/2004 (FOPS).
- Ohm, D., Fiedler, F., Ahrens, G.-A., Pitrone, A., Ließke, F., Pfothenhauer, E. (2006): Verkehr in schrumpfenden Städten. Abschlussbericht. Dresden, Berlin: Ingenieurbüro für Verkehrsanlagen und -systeme, Ingenieurbüro für Verkehrsanlagen und -systeme, S.T.E.R.N. GmbH. Forschungsprogramm Stadtverkehr 73.321/2004.
- Ott, R. (2008): Mobilitätsstrategie der Stadt Zürich – Dialogischer und schrittweiser Aufbau einer Mobilitätskultur mit dem Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung. In: Bracher, T., Haag, M., Holzapfel, H., Kiepe, F., Lehmbrock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der Kom-

- munalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., 50. Erg.-Lfg. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 3.2.10.4
- Ponel, T. (1999): Verkehrsvermeidung. Handlungskonzepte für eine integrierte Stadt- und Verkehrsentwicklungsplanung. Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik. Difu-Materialien 1/99.
- Rapp, M. (2007): Mobility Pricing. Kurzfassung Synthesebericht. Ittigen: Schweizerische Eidgenossenschaft. Bundesamt für Straßen.
- Rau, A., Böer, H., Könighaus, D., Pickel, T., Bredenbröker, T., Degrell, C., Heilmann, M., Roll, A., Schanz, B., Wanger, G., Wilms, A. (1997): Mobilitätsbehinderte Menschen im Verkehr. Forschungsergebnisse und Planungsempfehlungen. Kaiserslautern: Universität, Fachgebiet Verkehrswesen.
- Rodt, S., Georgi, B., Huckestein, B., Mönch, L., Herbener, R., Jahn, H., Koppe, K., Lindmaier, J. (2010): CO₂-Emissionsminderung im Verkehr in Deutschland. Mögliche Maßnahmen und ihre Minderungspotenziale. Ein Sachstandsbericht des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 05/10. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3773.pdf> (01.09.2011).
- Roth, N. (2009): Wirkungen des Mobility Pricing. Darmstadt, Technische Universität, Institut für Verkehr, Dissertation.
- Salomon, M., Schmid, E. (2011): Überschreitungen der Stickstoffdioxid-Grenzwerte in den Ballungsgebieten: mehr als nur eine technische Herausforderung. Immissionschutz 16 (1), S. 4–11.
- Sassen, W. von (2009): Öffentliche Fahrradverleihsysteme im Vergleich – Analyse, Bewertung und Entwicklungsperspektiven. Trier, Universität, Diplomarbeit.
- Schreyer, C., Schneider, C., Maibach, M., Rothengatter, W., Doll, C., Schmedding, D. (2004): External Costs of Transport. Update Study. Final Report. Karlsruhe, Zürich: IWW Universität Karlsruhe, INFRAS.
- Schrode, A., Burger, A., Eckermann, F., Berg, H., Thiele, K. (2010): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland. Aktualisierte Ausgabe 2010. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (2011): Ein Jahr Umweltzone Stufe 2 in Berlin. Berlin: Senatsverwaltung für Gesundheit Umwelt und Verbraucherschutz.
- Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (2009): Ruhiger Leben in der Großstadt. Lärminderungsplanung für Berlin. Berlin: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2011a): Fußverkehrsstrategie für Berlin. Ziele, Maßnahmen, Modellprojekte. Berlin: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2011b): Stadtentwicklungsplan Verkehr. Stand: März 2011. Berlin: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2007): Verkehrssicherheitsprogramm Berlin 2010: Berlin Sicher Mobil. Berlin: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Ministerium für Infrastruktur und Raumordnung Brandenburg (2009): Gesamtverkehrsprognose 2025 für die Länder Berlin und Brandenburg. Ergebnisse. Abschlussbericht. Berlin, Potsdam: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Ministerium für Infrastruktur und Raumordnung Brandenburg.
- Sicks, K. (2011): Geschlechtsspezifische Unterschiede des Verkehrshandelns. Theoretische Grundlagen, empirischer Forschungsstand und Forschungsbedarf. Dortmund: Technische Universität, Fachgebiet Verkehrswesen und Verkehrsplanung. Arbeitspapiere des Fachgebiets Verkehrswesen und Verkehrsplanung 22.
- Spessert, B., Kühn, B., Leisker, C., Stiebritz, M. (2010): Vergleichende messtechnische Untersuchungen zum Einfluss einer nächtlichen Geschwindigkeitsbegrenzung von 50 km/h auf 30 km/h auf die Lärmimmissionen durch den Straßenverkehr. Jena: Fachhochschule Jena, Fachbereich Maschinenbau.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2005): Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität – Umweltverträglicher Verkehr. Sondergutachten. Baden-Baden: Nomos.
- SRU (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.
- SRU (2002a): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (2002b): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Voreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Stadt Zürich (2011): Regionales Gesamtverkehrskonzept Stadt Zürich. Mobilität + Planung. Zürich: Tiefbauamt.
- Stadt Zürich (2005): Umsetzung der Mobilitätskultur – Das Wichtigste aus 18 Teilstrategien. Mobilitätsstrategie der Stadt Zürich. Zürich: Arbeitsgruppe Mobilitätsstrategie.

- Stadt Zürich (2001): Mobilitätsstrategie der Stadt Zürich. Schlussbericht der Stadt Zürich. Zürich: Stadt Zürich.
- Statistisches Bundesamt (2011a): Preise auf einem Blick. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Statistisches Bundesamt (2011b): Tabellen: Straßenverkehrsunfälle. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Navigation/Statistiken/Verkehr/Verkehrsunfaelle/Tabellen.psm1>.
- Statistisches Bundesamt (2011c): Unfallentwicklung auf deutschen Strassen 2010 – Begleitmaterial zur Pressekonferenz am 6. Juli 2011 in Berlin. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Statistisches Bundesamt (2009): Bevölkerung Deutschlands bis 2060. 12. koordinierte Bevölkerungsvorausberechnung. Annahmen und Ergebnisse. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Statistisches Bundesamt (2006): Bevölkerung Deutschlands bis 2050. 11. koordinierte Bevölkerungsvorausrechnung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Stern, R. (2010): Immissionsseitige Bewertung von Emissionsminderungspotenzialen. In: UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): Tagungsband zum Fachgespräch „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung – PAREST“. Dessau-Roßlau: UBA.
- Surburg, U., Kuntz, N., Richard, J. (2002): Kommunale Agenda 21 – Ziele und Indikatoren einer nachhaltigen Mobilität. Berlin: Erich Schmidt. Umweltbundesamt, Berichte 08/02.
- Theloke, J., Calaminus, B., Dünnebeil, F., Friedrich, R., Helms, H., Kuhn, A., Lambrecht, U., Nicklaß, D., Pregger, T., Reis, S., Wenzel, S., Jörß, W., Handke, V. (2007): Maßnahmen zur Einhaltung der Emissionshöchst-mengen der NEC-Richtlinie. Teil 1: Maßnahmen zur weiteren Verminderung der Emissionen an NO_x, SO₂ und NMVOC in Deutschland. Teil 2: Referenzszenario 2000 bis 2020 für Emissionen unter der NEC-Richtlinie (SO₂, NO_x, NMVOC und NH₃). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 36/07.
- UBA (Umweltbundesamt) (2012): Luftqualität 2011. Vorläufige Auswertung. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2011a): Belastung der Bevölkerung durch Straßenverkehrslärm in den Ballungsräumen der 1. Stufe der Umgebungslärmrichtlinie. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?id=21521> (09.11.2011).
- UBA (2011b): Verkehr. Fußgänger und Fahrradverkehr. Fahrradfahren ist ... schnell. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/verkehrstraeg/fussrad/schnell.htm> (02.03.11).
- UBA (2010a): Auswertung der Luftbelastungssituation 2009. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2010b): Emissionen des Verkehrs. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=3577> (09.11.2011).
- UBA (2010c): Ozon und Sommersmog. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=3591> (09.11.2011).
- UBA (2009a): Daten zum Verkehr. Ausgabe 2009. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2009b): Entwicklung der Luftqualität in Deutschland. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2008): Kurzinformation zum Thema „Umweltzonen in Deutschland“. Dessau-Roßlau: UBA. www.umweltbundesamt.de/umweltzonen/umweltzonen.pdf (31.01.2012).
- VCD (Verkehrsclub Deutschland) (2006): Güterverkehr in der Stadt. Ein unterschätztes Problem. Berlin: VCD. <http://www.vcd.org/gueterinderstadt.html> (31.08.2011).
- VCD (2001): Bus, Bahn und Pkw im Umweltvergleich. Der ÖPNV im Wettbewerb. Bonn: VCD.
- Werner, P., Zahner, R. (2009): Biologische Vielfalt und Städte. Eine Übersicht und Bibliographie. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 245.
- Wichmann, H.-E. (2008): Schützen Umweltzonen unsere Gesundheit oder sind sie unwirksam? Umweltmedizin in Forschung und Praxis 13 (1), S. 7–10.
- Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesminister für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2010): Sicherheit zuerst – Möglichkeiten zur Erhöhung der Straßenverkehrssicherheit in Deutschland. Zeitschrift für Verkehrssicherheit 56 (4), S. 171–194.
- Wolfram, M., Albrecht, J., Wulfhorst, G., Horn, B., Krebsler, S., Verron, H., Holz-Rau, C. (2010): Steuerung einer nachhaltigen Verkehrsentwicklungsplanung in Deutschland. Dresden: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung. IÖR Texte 162.
- Wolfram, M., Bührmann, S., Rupprecht, S. (2009): Europäische Leitlinien zur nachhaltigen Stadtverkehrsplanung (Sustainable Urban Transport Planning – SUTP). In: Bracher, T., Haag, M., Holzapfel, H., Kiepe, F., Lehm-brock, M., Reutter, U. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Verkehrsplanung. Für die Praxis in Stadt und Region. Losebl.-Ausg., 55. Erg.-Lfg. Berlin, Offenbach: Wichmann, Kap. 3.1.3.3.
- Wulfhorst, G., Wolfram, M. (2010): Lernen von Frankreich? Die „Plans de Déplacement Urbains“ als Beispiel inkrementeller Steuerung. In: Wolfram, M., Albrecht, J., Wulfhorst, G., Horn, B., Krebsler, S., Verron, H., Holz-Rau, C. (Hrsg.): Steuerung einer nachhaltigen kommunalen Verkehrsentwicklungsplanung in Deutschland. Dres-

den: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung. IÖR Texte 162, S.–23–26.

Zellner, R., Kuhlbusch, T. A. J., Diegmann, V., Herrmann, H., Kasper, M., Schmidt, K. G., Dott, W., Bruch, J. (2009): Feinstäube und Umweltzonen. Eine Stellungnahme von Fachleuten aus dem Arbeitsausschuss „Feinstäube“ von ProcessNet, KRdL und GDCh. Chemie Ingenieur Technik 81 (9), S. 1363–1367.

Zinnecker, J. (2001): Stadtkids. Kinderleben zwischen Straße und Schule. Weinheim, München: Juventa Verlag. Kindheiten 20.

Zumkeller, D., Vortisch, P., Kagerbauer, M., Chlond, B., Wirtz, M. (2011): Deutsches Mobilitätspanel (MOP) – Wissenschaftliche Begleitung und erste Auswertungen. Bericht 2011: Alltagsmobilität. Karlsruhe: Karlsruher Institut für Technologie.

Ökosystemleistungen aufwerten

Kapitel 6

Inhaltsverzeichnis

	Seite
6 Umweltgerechte Waldnutzung	211
6.1 Was bedeutet nachhaltige Waldpolitik?	211
6.2 Unterschiedliche Funktionen des Waldes	211
6.2.1 Biodiversität und ökosystemare Leistungen von Wäldern	213
6.2.2 Wildnisflächen im Wald	215
6.2.3 Wald und Klima	215
6.2.4 Forstwirtschaft	218
6.2.5 Wälder als Standorte für Windkraftanlagen	221
6.2.6 Zustand der Wälder und Funktionsgefährdungen	221
6.2.6.1 Der Wald-Wild-Konflikt	222
6.2.6.2 Konflikt: Waldumbau und Klimawandel	223
6.3 Die Waldstrategie 2020: Ausgleich von Zieldivergenzen?	225
6.4 Handlungsempfehlungen	226
6.4.1 Ökologie als zukünftiges Fundament: Umsetzung der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt	226
6.4.2 Einführung ökologischer Mindeststandards	227
6.4.3 Honorierung ökologischer Leistungen	229
6.4.4 Wildnisgebiete im Wald rechtlich sichern	229
6.4.5 Zertifizierung der Holzproduktion weiter stärken	230
6.4.6 Wald vor Wild: das Bundesjagdgesetz an gesellschaftliche Ziele anpassen und effektiv vollziehen	230
6.4.7 Europäische Ebene	231
6.4.8 Institutionelle Reform der ministeriellen Zusammenarbeit	232
6.5 Zusammenfassung	232
6.6 Literatur	233

Abbildungen

Abbildung 6-1 Ansprüche an das Ökosystem Wald	212
Abbildung 6-2 Anteil der Waldfläche in Deutschland nach Eigentumsart in %	212
Abbildung 6-3 Holzverwendung in Deutschland in Mio. m ³	219
Abbildung 6-4 Einschlag, Einfuhren und Ausfuhren von Holz und Produkten auf der Basis von Holz in Deutschland in Mio. m ³	220

	Seite
Abbildung 6-5 Flächenanteil der Baumarten mit deutlichen Nadel oder Blattverlusten der Baumkrone in %	222
Abbildung 6-6 Anteil des durchschnittlichen Umtriebsalters am natür- lichen Lebensalter verschiedener Baumarten.	224
 Tabellen	
Tabelle 6-1 Veränderungen von Waldökosystemen infolge des Klimawandels	218
Tabelle 6-2 Anteil der Waldfläche in Deutschland nach Altersklassen	224

6 Umweltgerechte Waldnutzung

343. Knapp ein Drittel der deutschen Landesfläche (etwa 111.000 km²) ist von Wald bedeckt. Damit ist Deutschland eines der walddreichsten Länder der EU und die Forstwirtschaft ist nach der Landwirtschaft die flächenmäßig bedeutendste Form der Landnutzung.

6.1 Was bedeutet nachhaltige Waldpolitik?

344. Zwar stammt der Begriff „Nachhaltigkeit“ ursprünglich aus der Forstwirtschaft, doch lässt sich heute nicht mehr einfach definieren, was unter einer „nachhaltigen Waldpolitik“ zu verstehen ist. Dies liegt vor allem daran, dass sehr unterschiedliche Erwartungen bestehen, welche Funktionen der Wald erfüllen soll (HÖLTERMANN und OESTEN 2001; Abb. 6-1). Der Wald soll unter anderem:

- der Erhaltung der biologischen Vielfalt dienen,
- als Kohlenstoffspeicher und -senke den Anpassungsbedarf an den Klimawandel reduzieren und dessen Mitigation (Abmilderung) unterstützen,
- für die Holzindustrie und die Strom- und Wärmeerzeugung im Bereich erneuerbare Energien Rohstoffe liefern und Arbeitsplätze sichern,
- Lebensraum für das jagdbare Wild bieten sowie
- als Kulturgut („der deutsche Wald“) Identifikation stiften und dem Tourismus dienen.

Diese Funktionsvielfalt ist aber durch die wachsende kommerzielle Holznutzung gefährdet, die in Deutschland zunehmend an die Grenzen der Nachhaltigkeit stößt (PANEK 2009). Denn mittlerweile wird fast so viel Holz geerntet, wie im gleichen Zeitraum nachwächst (vgl. Tz. 385). Die Inventurstudie 2008 des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI) und des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) zeigte, dass der Holzvorrat (in Festmeter (Fm) Derbholz pro Fläche) in den untersuchten sieben Jahren zwar um 2 % (8 m³/ha) angestiegen ist, aber im Mittel auch 93 % des Zuwachses abgeschöpft wurden (OEHMICHEN et al. 2011). Dabei soll nach Auffassung der verschiedenen Akteure in Naturschutz, Klimaschutz und -anpassung sowie der Wirtschaft der Wald für unterschiedliche, konkurrierende Ziele genutzt werden (Abb. 6-1). Umweltpolitisch sind die Erhaltung der öffentlichen Güter Biodiversität sowie Klimaschutz und -anpassung prioritär (vgl. Abschn. 6.2.1 bis 6.2.3). Auch wirtschaftliche Ziele der Waldpolitik müssen daher zukünftig mit der Einhaltung ökologischer Mindeststandards verbunden sein. Der faire Interessenausgleich ist somit eine zentrale Herausforderung der Waldpolitik.

345. Eine nachhaltige Nutzung erfordert nicht nur quantitative Begrenzungen der Holznutzung und -produktion,

sondern kann nur auf der Basis von Qualitätskriterien für die Wälder erfolgen (von EGAN-KRIEGER und OTT 2007).

Die Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (FOREST EUROPE) hat eine nachhaltige Waldbewirtschaftung definiert als die „Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen auf eine Weise und in einem Ausmaß, welche deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhält sowie deren 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“ (FOREST EUROPE 1993, Punkt D). FOREST EUROPE (1998, eig. Übersetzung, vgl. Forstwirtschaftsrat) hat sechs wegweisende Kriterien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung benannt:

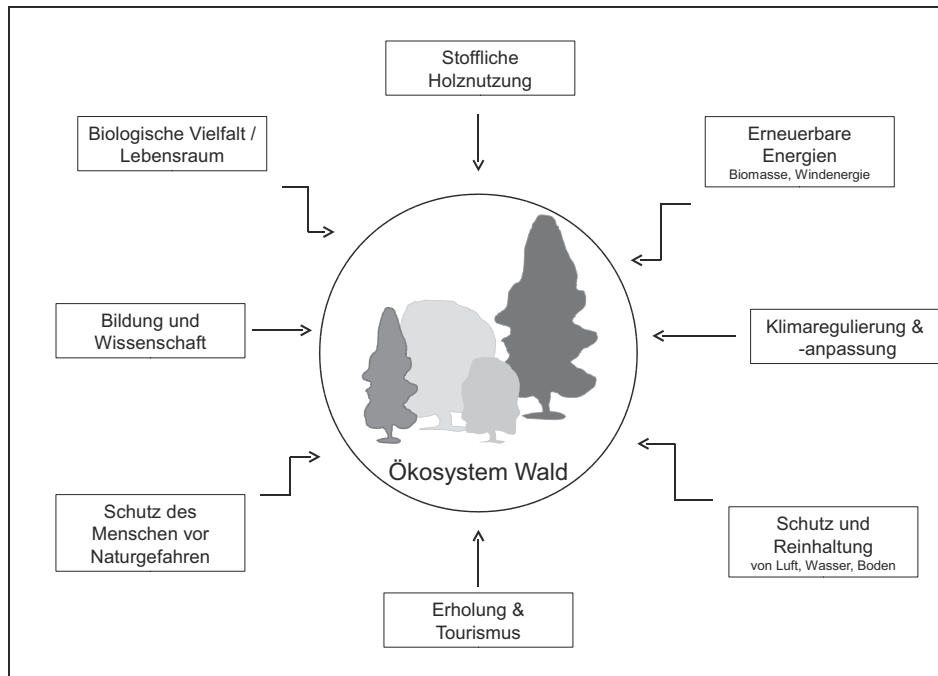
- Erhaltung und angemessene Verbesserung der forstlichen Ressourcen und ihres Beitrages zu globalen Kohlenstoffkreisläufen,
- Erhaltung der Gesundheit und Vitalität von Waldökosystemen,
- Erhaltung und Förderung der Produktionsfunktion der Wälder (Holz und Nichteholz),
- Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen,
- Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der Schutzfunktionen bei der Waldbewirtschaftung (vor allem Boden und Wasser),
- Erhaltung sonstiger sozio-ökonomischer Funktionen und Bedingungen.

6.2 Unterschiedliche Funktionen des Waldes

346. Der Waldbesitz in Deutschland ist breit gestreut. Über die Hälfte der Wälder in Deutschland sind in öffentlicher Hand. Der Staat besitzt circa 33 % der Waldfläche, wobei nur ein geringer Anteil dem Bund gehört, die Kommunen und Körperschaften des öffentlichen Rechts besitzen circa 20 % (Abb. 6-2). Der Privatwald macht fast die Hälfte (ca. 48.000 km²) der Waldfläche aus, mit – geschichtlich bedingten – erheblichen regionalen Unterschieden. Privatwald kommt schwerpunktmäßig in Bayern sowie in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein vor. Je nach der Besitzform ist der deutsche Wald in unterschiedlich gutem Zustand. Bei der zweiten Bundeswaldinventur (2001 bis 2002), die stichprobenhaft in ganz Deutschland die großräumigen Waldverhältnisse und forstlichen Produktionsmöglichkeiten erfasst hat, schnitten Privatwälder aus Umweltsicht insgesamt

Abbildung 6-1

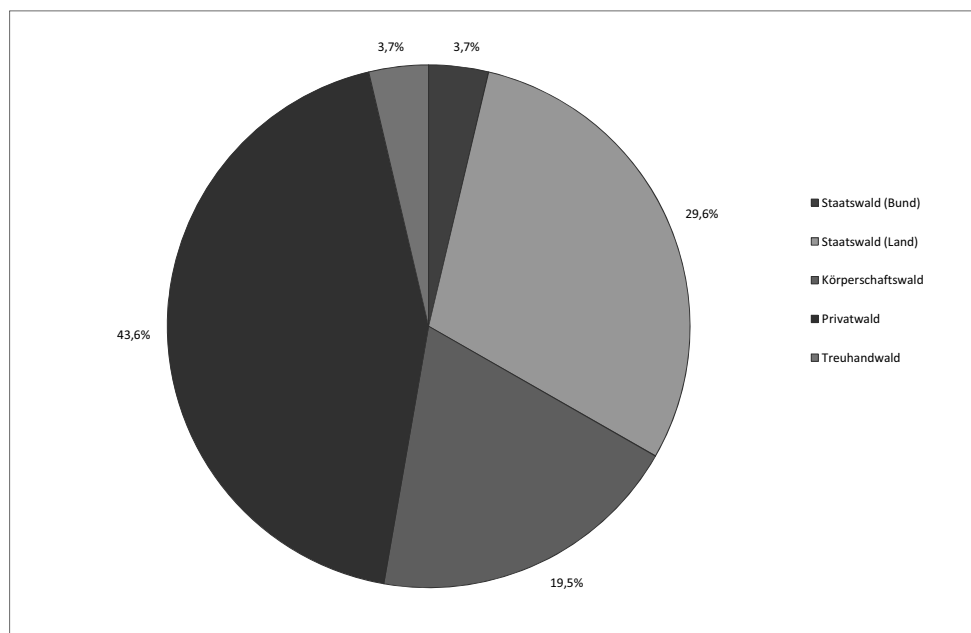
Ansprüche an das Ökosystem Wald



SRU/UG 2012/Abb. 6-1

Abbildung 6-2

Anteil der Waldfläche in Deutschland nach Eigentumsart in %



Quelle: BMELV 2004

schlechter ab als Staats- und Körperschaftswälder, da sie weniger naturnah waren (BMELV 2004).

6.2.1 Biodiversität und ökosystemare Leistungen von Wäldern

Biodiversität

347. Neben ihrer Funktion als Rohstofflieferant – nicht nur für den Bausektor, sondern zunehmend auch zur Energiegewinnung – erbringen Wälder vielfältige weitere ökosystemare Leistungen (vgl. Tz. 354 f.). So beherbergen sie als relativ naturnahe Biotope eine sehr hohe Biodiversität und sind damit von besonderer naturschutzfachlicher Relevanz. Dabei gelten nach IUCN-Kriterien (IUCN – International Union for Conservation of Nature) in den Wäldern Deutschlands 7 Baumarten, 14 Vogelarten, 205 Pflanzenarten und 1.284 Pilzarten als bedroht (Stand: 2010; FOREST EUROPE et al. 2011). Gefährdungsfaktoren sind vor allem die forstliche (Intensiv-)Nutzung und Schadstoffeinträge aus der Luft und aus angrenzenden Nutzflächen (RIECKEN et al. 2010). Aktuell stehen 65 % der deutschen Waldfläche unter einem formalen Schutz. Das schließt alle Schutzgebietskategorien inklusive Landschaftsschutzgebiete und Naturparks ein, wobei fast alle Wälder – mehr oder weniger intensiv – forstwirtschaftlich genutzt werden. Mit 51 % bzw. 8.000 km² bilden Wälder einschließlich all ihrer Entwicklungs- und Nutzungsformen den Hauptanteil an der Fläche der geschützten Lebensraumtypen in allen FFH-Gebieten (FFH – Fauna-Flora-Habitat) (BfN und BMU 2010, S. 38), die insgesamt 15 % der deutschen Landfläche ausmachen. Der Großteil der FFH-Lebensraumtypen „Wälder und Gebüsch“ befindet sich jedoch in einem ungünstigen (schlechten oder unzureichenden) Erhaltungszustand (ELLWANGER et al. 2011). Lediglich in der alpinen Region wird der Erhaltungszustand aller Lebensraumtypen als günstig eingestuft. Die meisten Natura 2000-Gebiete sowie auch Nationalparke, Naturschutzgebiete und Wasserschutzgebiete liegen im Staatswald (VOLZ 2011).

348. Der in der nationalen Strategie für nachhaltige Entwicklung „Perspektiven für Deutschland“ (Bundesregierung 2004) festgelegte Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ basiert auf der Entwicklung der Bestände von 59 Vogelarten und umfasst verschiedene Teilindikatoren für unterschiedliche Lebensräume. Er liegt als Gesamtindikator mit 67 % Zielerreichung im Jahr 2009 deutlich unter dem für 2015 formulierten Wert von 100 % und auch hinter dem Wert von 77 % im Jahr 1990. Auch der Teilindikator für die Wälder zeigt im Jahr 2009 mit 70 % Zielerreichung und einer Abnahme um 11 % im Vergleich zum Vorjahr eine negative Entwicklung (Statistisches Bundesamt 2011b). Für das Vorkommen von Brutvogelarten in Wäldern sind das Alter des Baumbestandes und das damit verbundene Höhlenangebot wichtige Faktoren (MÜLLER et al. 2007; SUDFELDT et al. 2009), mit kritischen Schwellenwerten bei 138 bis 145 Jahren sowie acht Kleinhöhlen pro Hektar. Zwischen Totholzmenge und dem Auftreten von holzbewohnenden Käfern, Landmollusken, Holzpilzen und Brutvögeln besteht ein enger, positiver statistischer Zusammenhang.

Ein geringer Totholzanteil ist ein wesentlicher Gefährdungsfaktor für viele im Wald vorkommende Arten (MÜLLER et al. 2007).

349. Deutschland trägt in Europa eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Laubwälder und insbesondere der Buchenwälder, denn es hat mit 26 % einen wesentlichen Anteil am Gesamtareal der Rotbuchenwälder und liegt in dessen Zentrum (BOHN und GOLLUP 2007). Dieser besondere Status wurde kürzlich durch die Aufnahme von fünf deutschen Buchenwaldgebieten in die Liste des UNESCO-Weltnaturerbes unterstrichen (Pressemitteilung BMU Nr. 134/10 vom 8. September 2010). Buchenwälder sind nur noch auf 4,4 % der Landesfläche bzw. 14,1 % der heutigen Waldfläche zu finden. Die Gesamtfläche ungenutzter Buchenwälder in Schutzgebieten beträgt nur 0,1 % der Fläche Deutschlands bzw. 0,5 % der heutigen Waldfläche Deutschlands (BfN 2008).

350. Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007), die das Übereinkommen über die biologische Vielfalt und die europäische Biodiversitätsstrategie umsetzt, enthält für den Lebensraum Wald eine Vielzahl von Zielen (vgl. Kasten). Sie wurden im Jahr 2007 mit allen Ministerien abgestimmt und vom Bundeskabinett beschlossen.

Ziele der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt für den Lebensraum Wald

(BMU 2007)

Qualitätsziele:

- Bis zum Jahr 2020 haben sich die Bedingungen für die in Wäldern typischen Lebensgemeinschaften (Vielfalt in Struktur und Dynamik) weiter verbessert.
- Bäume und Sträucher der natürlichen Waldgesellschaft verzüngen sich ganz überwiegend natürlich.
- Mit naturnahen Bewirtschaftungsformen werden die natürlichen Prozesse zur Stärkung der ökologischen Funktionen genutzt.
- Alt- und Totholz sind in ausreichender Menge und Qualität vorhanden.
- 2020 beträgt der Flächenanteil der Wälder mit natürlicher Waldentwicklung 5 % der Waldfläche und – wegen der Vorbildfunktion des Staates – auf der Waldfläche der öffentlichen Hand 10 %.
- Bei der Neubegründung von Wäldern werden vermehrt standortheimische Baumarten verwendet.
- Der Anteil nicht standortheimischer Baumarten reduziert sich kontinuierlich.
- Historische Waldnutzungsformen wie Mittel-, Nieder- und Hutewald mit ihrem hohen Naturschutz- oder Erholungspotenzial werden weitergeführt und nach Möglichkeit ausgebaut.

Handlungsziele:

- Erhaltung großräumiger, unzerschnittener Waldgebiete,

- Erhaltung und Entwicklung der natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften,
- besonderer Schutz alter Waldstandorte und Erhaltung sowie möglichst Vermehrung der Waldflächen mit traditionellen naturschutzfachlich bedeutsamen Nutzungsformen bis 2020,
- Förderung des Vertragsnaturschutzes im Privatwald auf 10 % der Fläche,
- Entwicklung einer Strategie von Bund und Ländern zur vorbildlichen Berücksichtigung der Biodiversitätsbelange für alle Wälder im Besitz der öffentlichen Hand bis 2010 und ihre Umsetzung bis 2020,
- klarere Fassung der Grundsätze einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung im Gesetz bis 2010,
- Zertifizierung von 80 % der Waldfläche nach hochwertigen ökologischen Standards bis 2010,
- ausgeglichenes Verhältnis zwischen Waldverjüngung und Wildbesatz bis 2020,
- Anpassung der Wälder an die Herausforderungen des Klimawandels zum Beispiel durch Anbau möglichst vielfältiger Mischbestände,
- weiterhin keine Verwendung gentechnisch veränderter Organismen oder deren vermehrungsfähige Teile, die für Waldökosysteme eine Gefahr erwarten lassen, wobei den besonderen Bedingungen der Waldökosysteme Rechnung zu tragen ist.

Bisherige Umsetzung der Biodiversitätsstrategie

351. Die Umsetzung der in der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt formulierten Ziele für den Lebensraum Wald (s. Kasten) erfolgt bislang nur sehr langsam. Einige der für 2010 festgeschriebenen Ergebnisse, wie die

- klarere Fassung der Grundsätze einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung im Gesetz,
- qualifizierte Zertifizierung von 80 % der Waldfläche und
- Entwicklung einer Strategie von Bund und Ländern zur vorbildlichen Berücksichtigung der Biodiversitätsbelange für alle Wälder im Besitz der öffentlichen Hand,

sind nicht erreicht worden.

352. Die nationale Biodiversitätsstrategie fordert, dass der Staat für Einrichtungen der öffentlichen Hand seine Vorbildfunktion in Bezug auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt wahrnimmt (BMU 2007, Kap. B 2.2). Dies wird jedoch durch den gegenwärtigen Trend der Länder zu einer betrieblichen Umgestaltung der landeseigenen Forstbetriebe mit der Zielsetzung „Erwerbswirtschaft“ behindert. Durch die Ausgliederung in landeseigene Forstbetriebe werden diese angehalten, Gewinne zu generieren und den Betrieb am Holzmarkt auszurichten, statt den Forstbetrieb mit dem Ziel zu füh-

ren, dem Gemeinwohl zu dienen (WINKEL et al. 2005, S. 309 ff.; BENZ et al. 2008). Auch der Bund Deutscher Forstleute stellt fest, dass mit den neuen Rechtsformen betriebswirtschaftliche Ziele in den Vordergrund gerückt sowie das Gemeinwohl unter den Finanzierungsvorbehalt der Parlamente gestellt und zunehmend abgebaut wurde. Zum Beispiel wurden bereits ausgewiesene Nullnutzungsflächen teilweise wieder in Bewirtschaftung genommen (JACOBS 2011).

353. Für den Lebensraum Wald fordert die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, dass bis 2020 der Flächenanteil der Wälder „mit natürlicher Waldentwicklung“ 5 % der Waldfläche und – wegen der Vorbildfunktion des Staates – auf der Waldfläche der öffentlichen Hand 10 % beträgt. „Natürlich“ wird in der Strategie als „vom Menschen unverändert, in ursprünglichem Zustand, der Natur zugehörig, durch die Natur bedingt“ definiert. Die Angaben über den derzeitigen Anteil nutzungsfreier Wälder weichen erheblich voneinander ab und liegen zwischen 665 km² und 1.570 km² (bzw. 0,6 % bis 1,4 %) (MEYER et al. 2011). Der Anteil nicht bewirtschafteter Buchenwälder an der Waldfläche beträgt circa 0,5 % (BfN 2008). In der Waldstrategie 2020 wird dagegen geschätzt, dass bereits 2 % der Waldfläche „vollständig aus der Nutzung genommen“ sind (Deutscher Bundestag 2011c, S. 9). Genauere Angaben werden derzeit in einem Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) erarbeitet.

Nach Aufgabe der forstlichen Nutzung erfolgt in Wäldern mit natürlicher Waldentwicklung meistens eine Zunahme der Bestockungsdichte. Für Buchenwälder konnte mit abnehmender Nutzungsintensität eine Erhöhung der Struktur- und Habitatvielfalt festgestellt werden. Außerdem nimmt der Totholzanteil zu (MEYER et al. 2011). Die Siedlungsdichte von Brutvögeln liegt in nicht bewirtschafteten Buchenwäldern in Nordrhein-Westfalen bei 121 Paaren pro 100 ha im Vergleich zu 71 Brutvogelpaaren in bewirtschafteten (WOIKE 2011).

Ökosystemleistungen

354. Über ihre Bedeutung für die biologische Vielfalt hinaus dienen Wälder als Speicher und Senke von Kohlenstoff, dem Schutz und der Reinhaltung von Luft, Wasser und Boden, als Schutzwald für den Lebensraum des Menschen vor Naturgefahren (Lawinen-, Erosions- und Überflutungsschutz), der Jagd und schaffen positive Beschäftigungseffekte in und auch außerhalb der Forstwirtschaft, wie in den Bereichen Tourismus und Schutzgebietsmanagement. Immer wichtiger werden auch Erholung (Stressreduktion, körperliche Bewegung; SCHRAML 2009) und Umweltbildung. Beispielsweise ist die Anzahl der Waldkindergärten in Deutschland seit der Gründung der ersten Einrichtung 1993 auf 450 im Jahr 2005 gestiegen (ANU 2005, S. 37). Unter die häufigsten spontanen Assoziationen zum Begriff „Natur“ fällt der „Wald“ neben dem Begriff „Wiese“ (KLEINHÜCKELKOTTEN und NEITZKE 2010). „Wald“ dominiert dabei in allen soziodemografischen Segmenten und der Anteil der Nennung hat nur wenig mit Geschlecht, Alter und Bildungsstand zu

tun. All diese vielfältigen Leistungen können langfristig jedoch nur stabile, intakte und an die lokalen Bedingungen gut angepasste Ökosysteme erbringen.

6.2.2 Wildnisflächen im Wald

355. Die Einrichtung von Wildnisgebieten, in denen Entwicklungsprozesse natürlich und ungestört ablaufen können, ist ein wichtiges Instrument zum Schutz der biologischen Vielfalt, das auch in der Biodiversitätsstrategie verankert wurde. Um die natürlichen Prozesse der Lebensraumdynamik wieder zu aktivieren und Rückzugsgebiete sowie Biotopverbunde für gefährdete und wandernde Arten zu schaffen, muss ein bestimmter Flächenanteil Deutschlands von menschlicher Einflussnahme freigehalten werden. Bis zum Jahr 2020 soll sich „die Natur auf mindestens 2 % der Landesfläche Deutschlands (entsprechend etwa 7.600 km²) wieder nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten entwickeln“ können (BMU 2007, Kap. 1.3.1). Diese Gebiete umfassen zurzeit höchstens 0,5 % der Fläche Deutschlands und sind im Wesentlichen auf die Kernzonen der Nationalparke und Biosphärenreservate, Naturwaldzellen und Flächen des nationalen Naturerbes beschränkt (NIEBRÜGGE und WILCZEK 2011).

Eine einheitliche Definition des Begriffs Wildnis besteht bislang nicht. Auf internationaler Ebene bezeichnet Wildnis nach der Definition der IUCN (Kategorie Ib) ein „ausgedehntes ursprüngliches oder leicht verändertes Gebiet, das seinen natürlichen Charakter bewahrt hat, in dem keine ständigen oder bedeutenden menschlichen Siedlungen existieren und dessen Schutz und Management dazu dienen, seinen natürlichen Zustand zu erhalten“ (IUCN 2011). Die von der Europäischen Kommission im Jahr 2009 durchgeführte Konferenz über Wildnisgebiete in Europa befürwortet die IUCN-Definition. Sie fordert in der Prager Erklärung, den Wildnisgedanken zu unterstützen und die Einrichtung von Wildnisgebieten in den Mitgliedstaaten zu fördern, vor allem in Natura 2000-Gebieten (COLEMAN und AYKROYD 2009, S. 9–11). Bisher existieren aber keine EU-weiten, verbindlichen Vorgaben.

356. Oft wird Wildnis da zugelassen, wo eine Nutzung wenig rentabel ist, bzw. in den Kernzonen zum Beispiel der Nationalparke und Biosphärenreservate, die nicht wirtschaftlich genutzt werden und an denen Wälder einen erheblichen Anteil haben. Darüber hinaus ist in Forest Stewardship Council (FSC) zertifizierten Wäldern das Schaffen sogenannter Referenzflächen, also von Flächen mit natürlicher Entwicklung, vorgeschrieben (vgl. Tz. 366). Sie sollen im Bundes- und Landeswald und im Körperschaftswald ab 10 km² mindestens 5 % der Forstbetriebsfläche umfassen. Von den forstlichen Verbänden und Institutionen werden Wildnisflächen im Wald als „Flächenstilllegungen“ bezeichnet und überwiegend kritisch gesehen (DFWR 2011).

357. Ein gutes Beispiel für die Umsetzung des Wildnisziels ist das auf landeseinheitlichen Kriterien beruhende Wildnisgebietskonzept für die Waldflächen des Landes in Nordrhein-Westfalen, mit dem folgende Ziele erreicht werden sollen (WOIKE 2011):

- die Sicherung und Verbesserung der Biodiversität der Wälder (gem. Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie)),
- die Vernetzung der Prozessschutzflächen,
- das Erleben von Wildnis bzw. die Konzentration von Umweltbildungsaktivitäten,
- die Vorbildfunktion der landeseigenen Flächen zur freiwilligen Erweiterung im Nichtstaatswald,
- die Annäherung an die in der nationalen Biodiversitätsstrategie geforderte natürliche Waldentwicklung.

Das Konzept umfasst circa 1 % der Gesamtwaldfläche und 9 % der Staatswaldfläche Nordrhein-Westfalens. Die Kosten für die Umsetzung werden reduziert durch die gleichzeitige Nutzung der Wildnisflächen als Referenzflächen bei FSC-Zertifizierungen (vgl. Tz. 366) und die Tatsache, dass die Nutzung schon vorher auf Teilflächen per Schutzstatus eingeschränkt war.

Psychologische und emotionale Funktionen von Wildnis

358. Neben ihrer naturwissenschaftlichen Funktion – dem Erforschen von ökologischen Prozessen – haben Wildnisgebiete auch eine starke emotionale Komponente. Sie sind Rückzugsräume, in denen Werte wie Stille, Unerschlossenheit und Einsamkeit erfahren werden können (TROMMER o. J.). Wildnis ist jedoch kein starrer Begriff, sondern es existieren viele unterschiedliche Ideen, Definitionen und subjektive Wahrnehmungen, die sich auch aus dem individuellen kulturellen Kontext des Einzelnen ergeben (HOHEISEL et al. 2010). So unterscheidet sich der amerikanische „wilderness“-Gedanke von dem Wildnisverständnis im dicht besiedelten und seit langer Zeit von Kulturlandschaften geprägten Mitteleuropa. Natürliche, dynamische Prozesse, die ungestört ablaufen, sind durch ihre Unvorhersagbarkeit und Ergebnisoffenheit gekennzeichnet und bilden damit eine Gegenposition zur Zivilisation. Die „Natürlichkeit“ ist dabei ein wesentliches Merkmal von Wildnis, das jedoch aus unterschiedlichen Perspektiven (historisch, aktualistisch) betrachtet werden kann (OLISCHLÄGER und KOWARIK 2011).

6.2.3 Wald und Klima

Wälder als Speicher und Senke von Kohlenstoff

359. Zusätzlich zu lokalen und regionalen Klimawirkungen (Frischluftentstehung, Wasserspeicherung) haben Wälder auch einen bedeutenden Einfluss auf das Weltklima. Sie spielen – zusammen mit Mooren (vgl. Kap. 7) – die wichtigste Rolle bei der Kohlenstoffspeicherung unter den Landökosystemen (FREIBAUER et al. 2009; PAN et al. 2011). Wälder sequestrieren Kohlenstoff (C) in ober- und unterirdischer Biomasse, Totholz, Streu und im Boden. Unter bestimmten Bedingungen können Wälder auch zu Quellen von atmosphärischem Kohlendioxid (CO₂) werden: Bei Störungen, zum Beispiel durch Nutzung oder Kalamitäten (durch Schädlinge, Hagel, Sturm o. Ä. her-

vorgerufene schwere Schäden der Pflanzenkulturen), kann sowohl in der Biomasse als auch im Boden gespeicherter Kohlenstoff, aber auch Lachgas (N₂O) (FRITZ 2006, S. 184 ff.), freigesetzt werden.

Wälder haben einen Anteil von etwa 85 % an den Biomasse- und etwa 33 % an den Kohlenstoffvorräten in den Landökosystemen Deutschlands (FREIBAUER et al. 2009). In der Biomasse von Waldbäumen waren im Jahr 2008 in Deutschland circa 1,3 Mrd. t C gespeichert (114 t/ha), davon entfallen 81 % auf den oberirdischen Teil und 19 % auf die Wurzeln. Die Menge des im Totholz ab 10 cm Durchmesser gespeicherten Kohlenstoffs betrug 2008 circa 3,3 t C/ha (insges. 35 Mio. t C) (DUNGER et al. 2009; OEHMICHEN et al. 2011). Der Totholzvorrat lag insgesamt bei 23,7 m³/ha (ab 10 cm Durchmesser; OEHMICHEN et al. 2011), wovon etwa ein Fünftel stehendes Totholz war, ein Fünftel auf Wurzelstöcke entfiel und der Rest liegendes Totholz war. Im Rahmen der zweiten Bundeswaldinventur im Jahr 2002 wurde Totholz erst ab einem Durchmesser von 20 cm erfasst und der Totholzvorrat lag deshalb nur bei 11,5 m³/ha (BMELV 2004). Für europäische, nicht bewirtschaftete Buchenwaldreservate wird dagegen ein durchschnittlicher Totholzvorrat von 130 m³/ha angegeben (ENDRES und FÖRSTER 2010). Die Bilanz zwischen 2002 und 2008 zeigt für diesen Zeitraum eine Gesamtsenkenwirkung der Biomasse der Bäume von etwa 4,8 Mio. t C/a (OEHMICHEN et al. 2011, S. 2). Noch bedeutendere und langfristige Kohlenstoffspeicher als die Biomasse selbst sind Humusaufgabe und Mineralböden (FRITZ 2006), insbesondere in alten Wäldern (ZHOU et al. 2006). Sie werden bei der Bilanzierung bisher allerdings häufig nicht berücksichtigt (NABU 2010; HEUER 2011).

360. Einen wesentlichen Einfluss auf die Speicherfunktion von Wäldern hat deren Nutzung (IPCC 2000). Häufig wird argumentiert, dass die energetische Nutzung von Holz „klimaneutral“ sei, da nur CO₂ freigesetzt wird, welches die Bäume während ihres Wachstums der Atmosphäre entzogen haben (Vattenfall Europe 2012). Diese Annahme einer „sofortigen Kohlenstoffneutralität“ kann jedoch zu fehlerhaften Rückschlüssen führen (EEA 2011). Die Nutzung von Bioenergie hat zwar zur Folge, dass mehr Kohlenstoff unterirdisch in fossilen Lagerstätten verbleibt, gleichzeitig werden jedoch die Kohlenstoffvorräte in Biomasse und Böden des Waldes reduziert. Selbst wenn der Holzvorrat über die Zeit auf der Fläche konstant gehalten wird, muss für eine vollständige Bilanzierung die Speicherleistung, die ohne Nutzung erbracht würde, mit berücksichtigt werden (EEA 2011). Die Reduzierung der CO₂-Emissionen ergibt sich damit aus der Differenz von vermiedenen fossilen Kohlenstoffemissionen und dem durch die Holznutzung unterbliebenen Aufbau von Kohlenstoffspeichern im Wald (ebd.). Wird nur die Substitution fossiler Energieträger verbucht, nicht aber die Verluste an sequestriertem Kohlenstoff, entsteht ein „Rechenfehler“. Soll Holz wirklich klimaneutral energetisch genutzt werden, so müsste die Menge des im Wald gespeicherten Kohlenstoffs bei Bewirtschaftung identisch mit der Menge sein, die gebunden ist, wenn der

Wald nicht genutzt wird. Das trifft jedoch in aller Regel nicht zu, da der Holzvorrat pro Fläche und damit der gespeicherte Kohlenstoff noch mehrere Jahrhunderte lang ansteigen, wenn Wirtschaftswälder nicht mehr forstlich genutzt werden (LUYSSAERT et al. 2008). Ferner ist zu berücksichtigen, dass die Menge des substituierten fossilen Kohlenstoffs häufig unterhalb der Menge des eingesetzten biogenen Kohlenstoffs liegt. Hierfür verantwortlich ist die meist geringere Ausbeute nutzbarer Energie je Einheit Kohlenstoff bei der energetischen Nutzung von Holz (EEA 2011).

Bei Berücksichtigung möglicher Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit des Kohlenstoffspeichers Wald kann die energetische Nutzung von Holz kurz- bis mittelfristig sogar zur Erhöhung der atmosphärischen Kohlenstoffkonzentrationen beitragen. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn durch die Holznutzung das Wachstum der Wälder und damit die Neufestsetzung von Kohlenstoff in der Biomasse zumindest temporär sinkt. Die Berücksichtigung solcher Effekte in einer integrierten Betrachtung vermindert das Treibhausgas(THG)-Einsparpotenzial der energetischen Holznutzung signifikant, sodass eine Netto-THG-Minderung gegenüber der Nutzung fossiler Brennstoffe gegebenenfalls erst mit mehreren Jahrzehnten Verzögerung („time-lag“) erreicht wird (McKECHNIE et al. 2011). Ferner können durch Eingriffe zur wirtschaftlichen Nutzung der Wälder, vor allem bei der Holzernte durch Kahlschlag, deutlich erhöhte THG-Emissionen aus dem Waldboden (heterotrophe Respiration) resultieren (FRITZ 2006), welche bei der Bilanzierung der Holznutzung häufig unberücksichtigt bleiben. Entscheidend für die Klimabilanz der energetischen Holznutzung ist somit die Veränderung der Sequestrierungsfähigkeit des gesamten Ökosystems Wald, das heißt die laufende Netto-Entnahme von Kohlenstoff aus der Atmosphäre. Letztlich ist die Netto-Kohlenstoffsequestrierung bei wirtschaftlicher Nutzung und Nutzungsverzicht maßgeblich von der konkreten Waldfläche, dem Baumbestand, der Nutzungsform sowie dem betrachteten Zeithorizont abhängig (IPCC 2000, Tz. 31). Zudem ist die Klimabilanzierung der Bioenergienutzung mit hohen Unsicherheiten verbunden (CREUTZIG et al. 2012).

Bei Erfassung aller hinsichtlich des Kohlenstoffkreislaufs relevanten Faktoren kann die (energetische) Nutzung von Holz zum Klimaschutz beitragen. Zur Optimierung des Klimaschutzbeitrags der Forstwirtschaft sind daher grundsätzlich sämtliche Komponenten des Kohlenstoffkreislaufs zu beachten. Das globale Einsparpotenzial bei Nutzung von Biomasse aus Wäldern wird vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) auf 400 Mt CO₂/a geschätzt (CHUM et al. 2012, S. 220). Dabei wird in die Berechnungen auch die Nutzung von Waldpflegeholz und Kurzumtriebsplantagen (KUP) sowie Altholz einbezogen (ebd., Kap. 2.2.2.3, 2.2.2.4; Tz. 364).

Berechnungen des Kohlenstoff-Fußabdrucks von Holzprodukten

361. Unter dem Kyoto-Protokoll kann derzeit der in Holzprodukten gespeicherte Kohlenstoff nicht auf Emis-

sionsminderungsziele angerechnet werden. Ob dies in Zukunft möglich sein sollte und gegebenenfalls unter welchen Bedingungen, ist zurzeit Gegenstand von internationalen Verhandlungen über ein Klimaschutzabkommen für die Zeit nach 2012 (Deutscher Bundestag 2008). Die durchschnittliche „Lebensdauer“ der verschiedenen Holzprodukte und somit ihr „Produktspeicherpotenzial“ beträgt im Durchschnitt dreißig Jahre für Vollholzprodukte und drei Jahre für Papier und Zellstoff (ebd.). Am Ende der Lebensdauer der Holzprodukte wird der größte Teil des im „Produktspeicher“ festgelegten Kohlenstoffs wieder freigesetzt, zum Beispiel durch energetische Nutzung. Somit verzögert die Speicherung im „Produktspeicher“ die Freisetzung von im Holz gebundenem Kohlenstoff gegenüber einer unmittelbaren energetischen Nutzung.

Die temporäre Speicherung biogenen Kohlenstoffs in Holzprodukten darf dabei aber nicht gegenüber der alternativen, potenziell deutlich langfristigeren Speicherung im Wald privilegiert werden. Daher muss die Aufnahme von Kohlenstoff in den „Produktspeicher“ in einer Art bilanziellem Ausgleich dem verringerten Kohlenstoffspeicher im Wald, verglichen mit einem Nichtnutzungsszenario, gegenübergestellt werden. Grundsätzlich ist eine vollständige und verbindliche Berücksichtigung der gesamten Kohlenstoffspeicherleistung der Wälder in der THG-Bilanzierung anzustreben, um die Erhaltung und den weiteren Aufbau der natürlichen Speicher mit der stofflichen und energetischen Holznutzung gleichzustellen. Dabei erfordert ein vollständiges Bild der Speicherleistung der Wälder, dass auch die Kohlenstoffbilanzen in Waldböden und im Totholz erfasst werden.

Diese bleiben in Berechnungen zur THG-Bilanz verschiedener Holznutzungspfade jedoch häufig ausgeklammert bzw. werden als ausgeglichen angenommen (HEUER 2011; ROCK und BOLTE 2011), wodurch sich die rechnerische THG-Bilanz der wirtschaftlichen Holznutzung tendenziell verbessert. Ferner dürfen bei der Erstellung von produktbasierten Kohlenstoffbilanzen Emissionen, die unter anderem durch das Ernten des Holzes (Störung des Bodens, Einsatz von Maschinen), den Transport zur Verarbeitung, die Verarbeitung selbst, die Verpackung, den Transport des Produktes zum Verbraucher und abschließend durch den Transport zur stofflichen oder energetischen Verwertung verursacht werden, nicht vernachlässigt werden. Dies wirkt sich in Lebenszyklusanalysen negativ auf die Klimabilanz von Holzprodukten aus (INGERSON 2009).

Demgegenüber werden Holzprodukten bei der THG-Bilanzierung positive Klimawirkungen durch Substitutionseffekte gutgeschrieben (ROCK und BOLTE 2011; RÜTER 2011; RÜTER et al. 2011; HEUER 2011), die entstehen, „wenn fossile Energieträger oder in der Herstellung energieintensivere Materialien ersetzt werden“ (ROCK und BOLTE 2011). In den THG-Inventaren werden solche Substitutionseffekte bisher üblicherweise den Wirtschaftsbereichen zugeordnet, in denen die stoffliche oder energetische Holznutzung stattfindet (vor allem dem Energie- und Industriesektor). Es ist daher darauf zu ach-

ten, dass bei der THG-Bilanzierung Doppelzählungen vermieden werden, die die wirtschaftliche Holznutzung attraktiver gegenüber dem weiteren Aufbau der natürlichen Kohlenstoffspeicher im Wald erscheinen lassen.

Grundsätzlich ist die Vermischung von fossilen und biogenen Kohlenstoffbilanzen wegen der zeitlichen Dynamik in Waldökosystemen, zum Beispiel aufgrund der nach dem Einschlag notwendigen Regenerationszeit, methodisch problematisch. Der klimabilanzielle Vergleich der (energetischen) Holznutzung mit fossilen Energieträgern wird entscheidend vom betrachteten Zeithorizont und der Kohlenstoffintensität der substituierten fossilen Energieträger bestimmt (SEDJO 2011). Zudem werden die verschiedenen Ansätze zur Berechnung der Klimabilanz von Holzprodukten maßgeblich dadurch beeinflusst, wer diese Berechnungen mit welchem Ziel durchführt (KUJANPÄÄ et al. 2009).

Einfluss des Klimawandels auf die Funktionen der Wälder

362. Das Ökosystem Wald ist gekennzeichnet durch lange Lebens- und (Re-)Produktionszyklen sowie eine geringe Ausbreitungsfähigkeit vieler Arten. Die zunehmenden Belastungen durch den Klimawandel – steigende Temperaturen zusammen mit häufigeren Dürreperioden, Sturmereignissen, Schädlingsbefall und anderen Auswirkungen – können zu erheblichen Veränderungen der Wälder führen. Aspekte wie Baumwachstum, Insektenkalamitäten, Verbreitung von Arten und die Saisonalität von Ökosystemprozessen werden vom Klimawandel beeinflusst (SEPPÄLÄ et al. 2009; DOYLE und RISTOW 2006). Die Veränderungen im Klimaregime können graduelle Veränderungen der biologischen Vielfalt verursachen (z. B. Verschiebungen der Artenareale) oder in Form plötzlicher Schadereignisse, etwa eines Sturmes, auftreten. Forstliche oder Naturschutzmaßnahmen werden als Reaktion auf den Klimawandel initiiert (Tab. 6-1). Generell führt der Klimawandel meist zu einer Kombination von Schadensereignissen, zum Beispiel Schädlingsbefall und Sturm oder Schädlingsbefall und erhöhte Temperaturen. Solche extremen Belastungen können wiederum dazu führen, dass Waldgebiete die gespeicherten THG wieder freisetzen und so den Klimawandel noch verstärken.

Wälder sind umso anfälliger für die Auswirkungen des Klimawandels, je weniger naturnah sie sind und je weiter die jeweiligen Baumarten vom Kern ihres Verbreitungsgebiets entfernt sind. Insbesondere naturferne reine Nadelwaldbestände sind anfällig für Insektenbefall, Windwurf und Dürre. Eine große natürliche Vielfalt an Genen, Arten, Strukturen und Lebensräumen unterstützt dagegen Anpassungsprozesse. Die Anpassungsfähigkeit wird erheblich durch Wildschäden überhöhter Schalenwildbestände gemindert (Tz. 369). Als „Lernflächen“ für natürliche Anpassungen an den Klimawandel sind darüber hinaus forstlich ungenutzte Waldflächen unerlässlich (Tz. 366).

Tabelle 6-1

Veränderungen von Waldökosystemen infolge des Klimawandels

Art der Veränderung	Einflussart	Beeinflusste Kategorie
graduell	direkt	Artenareale Genetische Aspekte Phänologie
abrupt/stochastisch (Veränderung des Störungsregimes)	direkt	Trocken-/Hitzeperioden Sturmereignisse – Holzbruch Waldvorkommen/Abholzung Blitzschlag – Waldbrand Hochwasser
	indirekt	Insekten/Schädlinge Pathogene Feuer Erosion/Hangrutschungen
graduell und abrupt	direkt und indirekt	invasive/eingeführte Arten Durchforstung Naturschutzmaßnahmen betreffend: – Baumartenzusammensetzung – strukturelle und Artendiversität – azonale, extrazonale Waldbestände und Ökotope – Konnektivität von Waldgebieten – natürliche Regeneration – Sukzessionsstadien – alte Wälder – historische Forstsysteme (z. B. Niederwald) – Totholz Geschützte Waldgebiete
Quelle: MILAD et al. 2011, verändert		

6.2.4 Forstwirtschaft

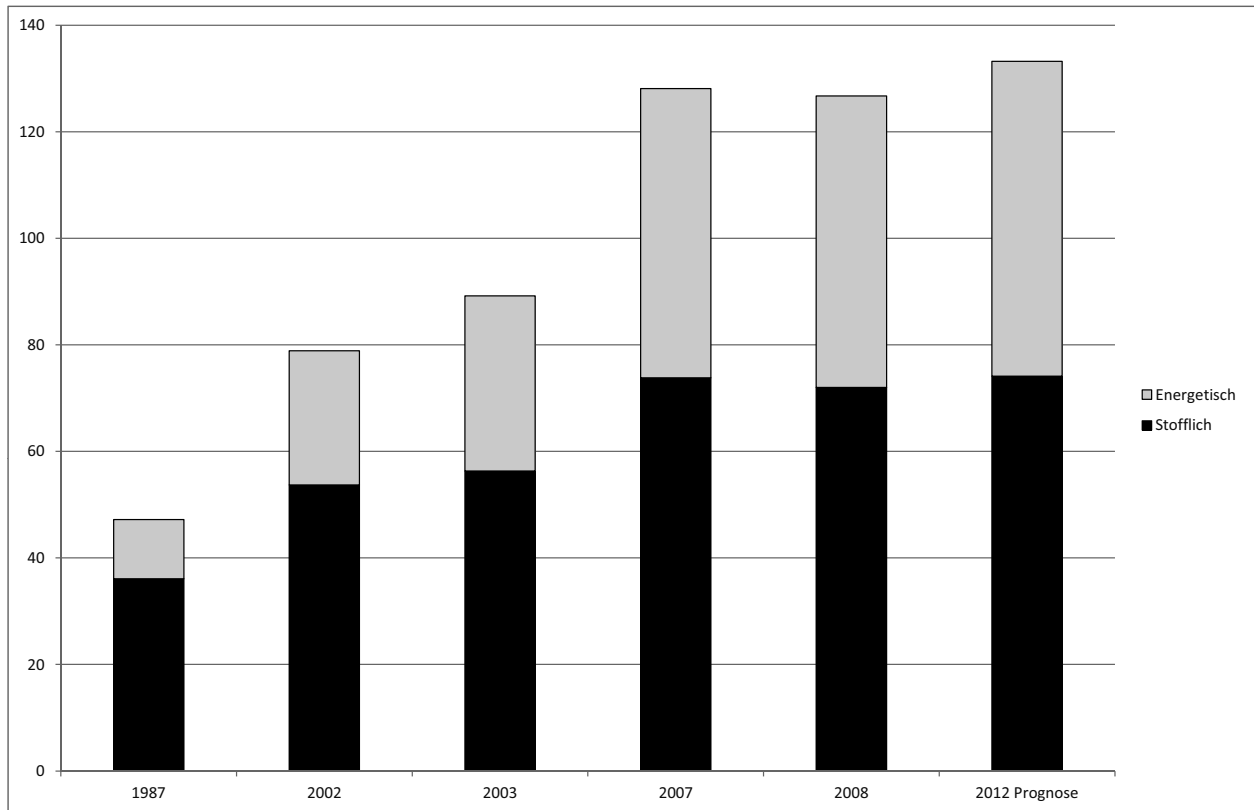
363. Holz ist ein zunehmend gefragter Rohstoff. Im Jahr 2007 erwirtschafteten in der Forstwirtschaft 31.702 Unternehmen mit 77.448 Beschäftigten etwa 4,9 Mrd. Euro Umsatz (SEINTSCH 2010). Dabei hat die Forstwirtschaft selbst nur einen sehr geringen Anteil am gesamten Cluster Forst-Holz-Papier (129.448 Unternehmen, 1,17 Mio. Beschäftigte, 173,6 Mrd. Euro Umsatz). Den überwiegenden Teil erwirtschaftet das Holz be- und verarbeitende Gewerbe, die Holzverarbeitung im Baugewerbe, das Papiergewerbe, das Verlags- und Druckereiwesen und der Holzhandel (SEINTSCH 2010).

Neue Zahlen der Inventurstudie 2008 des vTI und des BMELV zeigen, dass die Holznutzung rasant zunimmt. Mittlerweile wird fast so viel Holz geerntet, wie im selben Jahr nachwächst. Durchschnittlich wurden 2008 93 % des Zuwachses abgeschöpft (OEHMICHEN et al. 2011). Dies belegen auch die Berechnungen zur Kohlen-

stoffspeicherung in der Biomasse der Wälder: In den Jahren 1986 bis 2002 lag die Senkenwirkung für CO₂ bei etwa 17 Mio. t C/a, 2002 bis 2008 nur noch bei rund 4,7 Mio. t C/a (DUNGER et al. 2009; Tz. 359).

364. Neben der stofflichen hat vor allem die energetische Verwendung von Holz in den letzten Jahrzehnten drastisch zugenommen (Abb. 6-3). Biomasse ist die mit Abstand wichtigste erneuerbare Ressource im Wärmesektor, mit einem Anteil in der EU von rund 97 % bzw. 646 TWh. Der größte Anteil entfällt auf die Wärmeerzeugung aus Holz in privaten Haushalten (BMU 2010). Der Einsatz biogener Festbrennstoffe zur Stromerzeugung nimmt kontinuierlich zu. Die Brennstoffe sind ausschließlich holzartige Biomassen, die nicht nur aus Sägenebenprodukten, Althölzern aller Kategorien und Hölzern aus der Landschaftspflege stammen, sondern auch aus Waldrestholz und Industrieholz. Wenn durch eine verstärkte Bioenergienutzung der Holzeinschlag sowie der Entzug von Ernteresten wesentlich zunimmt, kommt es zu einem noch stärkeren Nähr-

Holzverwendung in Deutschland in Mio. m³



Daten von 1987 nur West-Deutschland

SRU/UG 2012/Abb. 6-3; Datenquelle: VHI 2010

stoffaustrag aus dem Wald und der Zuwachs sowie die Qualität von Totholz sinken (VERKERK et al. 2011).

Laut Prognosen wird der Fehlbedarf an Holz zur stofflichen und energetischen Nutzung in Deutschland bis zum Jahr 2020 auf etwa 30 Mio. m³ jährlich wachsen (THRÄN et al. 2011). Ab 2020 wird sogar ein Holzdefizit von bis zu 40 Mio. m³ jährlich erwartet. Um diesen zunehmenden Bedarf an Holz vor allem zur Energiegewinnung zu decken, plant das BMELV den jährlichen Holzeinschlag auf 100 Mio. m³/a zu steigern (vgl. Ziele der Waldstrategie 2020, Tz. 377). Dies bedeutet gleichzeitig auch einen Abbau des Kohlenstoffspeichers Wald.

Ohne eine zusätzliche Erzeugung von Holz in Kurzumtriebsplantagen (KUP) wird sich der zukünftige Holzbedarf nicht decken lassen, wenn der Außenhandel nicht reduziert werden soll. Allein für das Ziel der Stromerzeugung aus Biomasse werden laut Leitszenario des BMU 0,55 Mio. ha weitere landwirtschaftliche Nutzflächen für den Anbau von KUP bis 2020 beansprucht werden (NITSCH und WENZEL 2009). Dabei ist aus Gründen des Naturschutzes der Verlust von Grünland und Brachflächen zu vermeiden. Durch Einbeziehung der Landschaftsplanung sind beim Anbau die lokalen Empfindlichkeiten

in Bezug auf Biodiversität, Wasserhaushalt und Boden zu beachten sowie der Anbau zu extensivieren und zu diversifizieren (PETERS et al. 2010; DOYLE und SCHÜMMANN 2010; BAUMANN et al. 2007; HILDMANN et al. 2010; Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 2011). So gestaltet können KUP als Biotopverbund und als strukturierende Landschaftselemente in ausgeräumten Agrarlandschaften auch naturschutzfachliche Anforderungen erfüllen.

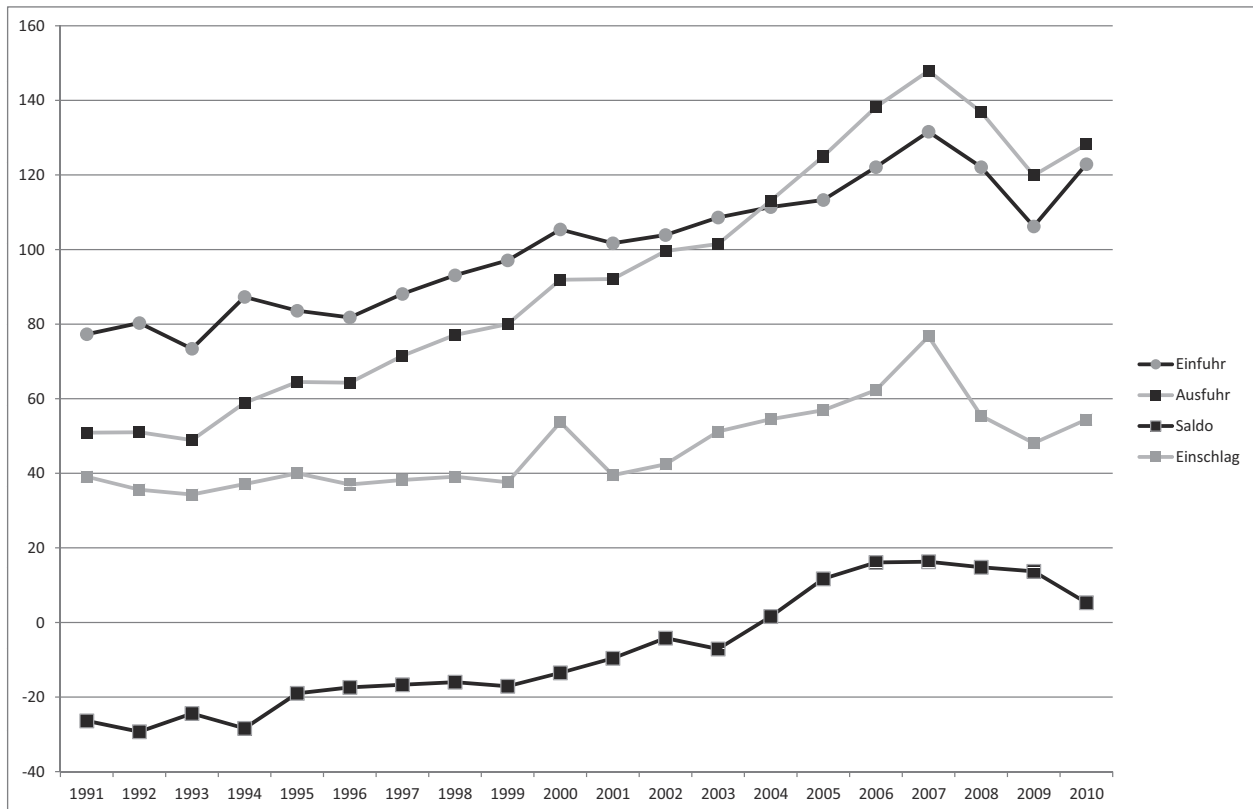
Importe von holzartiger Biomasse zur Energiegewinnung können mit drastischen negativen Umweltauswirkungen im Ursprungsland verbunden sein, da es bislang noch keine verbindlichen Nachhaltigkeitsanforderungen an die Bereitstellung und Nutzung fester Biomasse gibt (dena 2011). Dem wird gegenwärtig versucht mit Partnerschaftsabkommen entgegenzuwirken (Tz. 395).

Holzimporte und -exporte

365. Ein Großteil des in Deutschland genutzten Holzes und der Holzprodukte wird bereits heute importiert (Abb. 6-4). Dabei besitzt die Rohholzeinfuhr nach

Abbildung 6-4

**Einschlag, Einfuhren und Ausfuhren von Holz und Produkten
auf der Basis von Holz in Deutschland in Mio. m³**



SRU/UG 2012/Abb. 6-4; Datenquelle: SEINTSCH 2011, S. 13 und 17

Deutschland insgesamt eine geringere Bedeutung und ein geringeres Wachstum als der Handel mit Halb- und Fertigwaren aus Holz. Im Jahr 2010 wurden Produkte auf der Basis von Holz im Umfang von knapp 123 Mio. m³ Rohholzäquivalenten (= r) aus Ländern innerhalb und außerhalb der EU importiert. Dies entspricht 52 % des Gesamtholzaufkommens und mehr als dem Doppelten des statistisch erfassten deutschen Rohholzeinschlags, der bei 54,4 Mio. m³ lag. Im Jahr 2010 wurden zum Beispiel 88 Mio. m³ (r) Halbwaren und 25 Mio. m³ (r) Fertigwaren auf der Basis von Holz importiert. Rohholz hatte dagegen mit 7 Mio. m³ (r) nur einen geringen Anteil (SEINTSCH 2011).

Zertifizierungen in der Forstwirtschaft

366. Zur Dokumentation und Verbesserung einer nachhaltigen Forstwirtschaft nach ökologischen, ökonomischen und sozialen Standards sind verschiedene Zertifizierungssysteme entwickelt worden. In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt wurde das Ziel vereinbart, bis 2010 80 % der Waldfläche „nach hochwertigen ökologischen Standards“ zu zertifizieren (BMU 2007). In Deutschland gibt es im Wesentlichen drei Zertifizierungssysteme, die sich hinsichtlich ihrer Prinzipien unterscheiden:

Nach PEFC-Kriterien (PEFC – Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes) waren Ende 2011 rund 73.951 km² (ca. 67 % der Waldfläche; PEFC Deutschland 2011), nach FSC-Kriterien im Februar 2012 circa 5.448 km² (5 % der Waldfläche; FSC Deutschland 2012) und nach Naturland-Kriterien rund 535 km² Wald (0,5 % der Waldfläche; Naturland – Verband für ökologischen Landbau 2012) zertifiziert. Da sich die Flächen teilweise überschneiden, lässt sich der Anteil der zertifizierten Waldfläche nicht genau ermitteln.

Nach PEFC-Richtlinien werden vorwiegend ganze Regionen zertifiziert, wohingegen nach FSC-Kriterien Einzelbetriebe oder Gruppen von Forstbetrieben zertifiziert werden. Während unter PEFC national stichprobenartig jährliche Vorort-Prüfungen eines repräsentativen Teils der Betriebe durchgeführt werden, werden unter FSC national alle zertifizierten Einzelbetriebe und Gruppen jährlich überprüft. Unter PEFC sind außerdem der Einsatz von Bioziden, eine Vollbaumnutzung sowie eine maschinelle Bodenbearbeitung prinzipiell möglich. Diese Maßnahmen sind unter FSC nur beschränkt bzw. gar nicht zulässig.

Darüber hinaus ist in FSC zertifizierten Wäldern das Schaffen sogenannter Referenzflächen vorgeschrieben.

Dies sind für den forstlichen Wuchsbezirk repräsentative Flächen vorhandener Wald- bzw. Forstgesellschaften, die dauerhaft aus der forstlichen Nutzung genommen werden. Diese Flächen sollen, neben ihrer Arten- bzw. Naturschutzfunktion, vor allem den Forstbetrieben helfen, von der Natur zu lernen. Referenzflächen müssen im Bundes- und Landeswald und im Körperschaftswald ab 10 km² mindestens 5 % der Forstbetriebsfläche umfassen. Unbewirtschaftete Wälder (z. B. in Naturschutzgebieten, Nationalparks oder Naturwaldreservaten) in den forstlichen Wuchsbezirken können als Referenzflächen anerkannt werden. Diese Flächen können damit einen Beitrag zum Erreichen des Ziels der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt von 5 % natürlicher Waldentwicklung im gesamten Wald bzw. 10 % im öffentlichen Wald leisten, sofern sie langfristig rechtlich gesichert sind (vgl. Tz. 350). Zudem verlangt FSC von seinen Betrieben, den Holzvorrat auf der Betriebsfläche zu steigern. Leitbild ist der natürliche Wald. Standortheimische Baumarten erhalten den Vorzug. Damit stimmen die Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie und insbesondere die FSC-Prinzipien und -Kriterien in wichtigen Teilen überein.

6.2.5 Wälder als Standorte für Windkraftanlagen

367. Im Zuge des Ausbaus erneuerbarer Energien ist auch mit einer deutlichen Steigerung der Onshore-Windenergienutzung zu rechnen. Mit Schaffung der technischen Voraussetzungen (größere Anlagenhöhe) werden zunehmend auch Windenergieanlagen in Wäldern errichtet. Nach einer Studie des Fraunhofer Instituts für Windenergie und Energiesystematik sind etwa 14 % der deutschen Waldfläche potenziell als Standort geeignet (BOFINGER et al. 2011). In einem Positionspapier weist das Bundesamt für Naturschutz (BfN) jedoch darauf hin, dass noch erhebliche Kenntnislücken bezüglich des Einflusses von Windenergieanlagen in Wäldern auf den Naturhaushalt, das Landschaftsbild und die biologische Vielfalt bestehen (BfN 2011). Auswirkungen entstehen sowohl durch den Bau als auch durch den Betrieb der Anlagen. Neben der Flächeninanspruchnahme durch die Anlagen und die damit verbundene Infrastruktur bestehen vor allem Auswirkungen durch die Landschaftszerschneidung und die Kollisionsgefahr für Vögel und Fledermäuse sowie die Störung von Brut- und Rastplätzen (BfN 2011). Daher kommen aus naturschutzfachlichen Gründen nur forstlich intensiv genutzte, naturferne Wälder als Standorte infrage. Insbesondere Flächen, die eine große Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege haben (z. B. potenzielle Flächen zur Erhöhung des Flächenanteils der Wälder mit natürlicher Waldentwicklung, Natura 2000-Gebiete), sollten bei der Standortwahl ausgeschlossen werden.

6.2.6 Zustand der Wälder und Funktionsgefährdungen

368. Laut der zweiten Bundeswaldinventur gelten nur 35 % der Wälder als „naturnah“ (20 %) oder als „sehr naturnah“ (15 %); knapp 25 % hingegen bestehen zu mehr

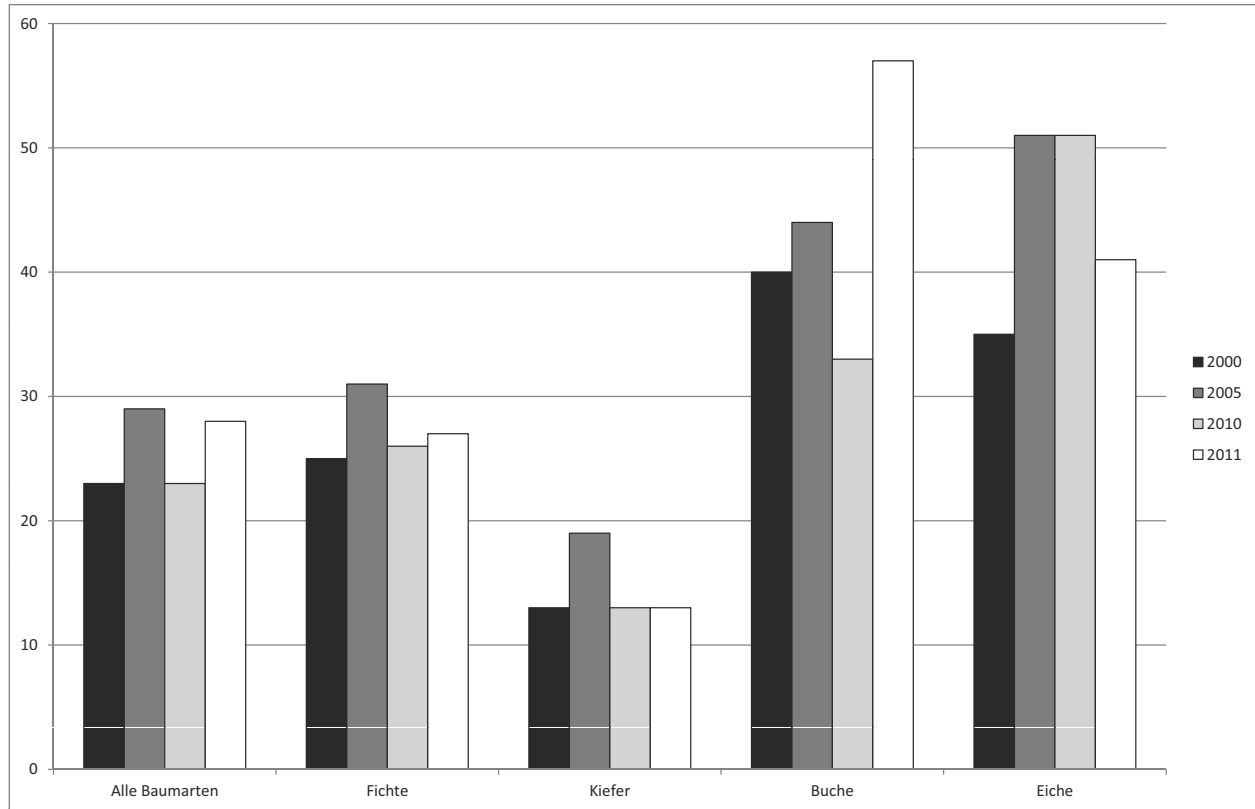
als der Hälfte aus Baumarten, die an dem Standort natürlicherweise nicht vorkommen würden (BMELV 2004). Urwälder gibt es in Deutschland nicht mehr, nur noch urwaldähnliche Relikte (PANEK 2011). In den ursprünglichen natürlichen Waldgesellschaften waren Laubwälder auf über 80 % der Waldfläche vertreten. Die Buche, als charakteristische Baumart der Wälder Mitteleuropas, nahm dabei den größten Raum ein (PANEK 2011; vgl. Tz. 349). Insgesamt kommen heute 72 Baumarten in deutschen Wäldern vor, von denen 12 forstlich eingebracht sind. Rund drei Viertel der Waldfläche entfallen auf die 4 Arten Fichte (28 %), Kiefer (23 %), Buche (15 %) und Eiche (10 %) (BMELV 2004). Forstlich relevant sind außerdem die Nadelbäume Lärche (ca. 3 %), Tanne sowie die nicht einheimische Douglasie (jeweils ca. 2 %) und die Laubbäume Birke (ca. 4 %), Erle, Esche und Ahorn (jeweils ca. 2 %) (Wald-und-Forst.de 2011).

369. Einen beträchtlichen Einfluss auf den Zustand der Wälder haben die Wildbestände. Vielerorts sind die Schalenwildbestände derzeit so hoch wie nie zuvor und behindern durch Verbiss insbesondere die Naturverjüngung der Waldbestände und die Erhaltung der Biodiversität (AMMER et al. 2010). Rehwild und Schwarzwild kommen auf 99 % bzw. 83 % der Waldfläche vor, Rotwild ist auf 33 %, Damwild auf 14 % und Muffelwild auf 5 % der Waldfläche anzutreffen (BMELV 2004). Durch den selektiven Verbiss insbesondere des Rehwilds kommt es neben Wachstumseinbußen durch Biomasseentzug und dem Absterben der Pflanzen auch zur Entmischung der künftigen Bestände zulasten der selteneren und/oder stark verbissgefährdeten Baumarten: Die Diversität der Baumarten und krautigen Pflanzenarten sinkt. Dies kann kaskadenförmige Einflüsse auf die gesamte Biodiversität in Waldbeständen haben (CARDINALE et al. 2011; SCHERBER et al. 2010). Eine Waldverjüngung ohne Zäunung ist dann nicht immer möglich. Eine Zäunung erhöht wiederum den Druck auf die restlichen Jagdreviere. Durch Wildverbiss entstehen somit sowohl ökonomische (durch den Holzverlust und die notwendigen Kosten für Zäunungen) als auch ökologische Schäden. Die finanziellen Auswirkungen von Schältschäden (das Ablösen der Rinde vom Stamm) sind noch drastischer. Hier rechnet man bei dauerhafter Belastung der Forstbetriebe durch Schälern mit Mehraufwendungen und Vermögensverlusten zwischen 100 und 200 Euro pro Hektar und Jahr (AMMER et al. 2010).

370. Auch der Eintrag von Schad- und Nährstoffen verursacht erhebliche Schäden. Der Zustand der Wälder hat sich 2011 im Vergleich zum Vorjahr, deutschlandweit über alle Baumarten hinweg betrachtet, verschlechtert (Abb. 6-5). Der Anteil der Bäume mit deutlichen Nadel- oder Blattverlusten der Baumkrone betrug mehr als ein Viertel der bewaldeten Fläche. Betrachtet man die einzelnen Baumarten, zeigen sich – auch im Vergleich zu 2000 – kaum Veränderungen bei Fichte und Kiefer. Der Anteil von Buchen mit deutlichen Kronenverlichtungen ist stark angestiegen, der der Eichen im Vergleich zum Vorjahr gesunken (SDW 2012).

Abbildung 6-5

**Flächenanteil der Baumarten mit deutlichen Nadel- oder Blattverlusten der Baumkrone in %
(2000, 2010, 2011)**



SRU/UG 2012/Abb. 6-5; Datenquelle: SDW 2012

Eine witterungsbedingte Zunahme von Waldschäden, wie sie zum Beispiel bei Kiefer, Fichte oder Buche 2003/2004 deutlich festzustellen war (SEIDLING 2006), kann bei fortschreitendem Klimawandel zum Zusammenbruch ganzer Bestände führen. Als Hauptursache für Waldschäden gelten Luftschadstoffe (Ozon, Stickstoffverbindungen, Schwefelverbindungen) aber auch der Klimawandel (BAUMGARTEN et al. 2010; Deutscher Bundestag 2009). Trotz Fortschritten bei der Luftreinhaltung sieht das BMELV künftig Handlungsbedarf insbesondere bei der weiteren Minderung der Stickstoffeinträge. Allgemein liegen luftgebundene Stoffeinträge in Waldbeständen (Depositionen) deutlich über dem Eintrag im Freiland (Deutscher Bundestag 2009) und beeinflussen beispielsweise die Artenzusammensetzung (SEIDLING und FISCHER 2008).

6.2.6.1 Der Wald-Wild-Konflikt

371. Im Wald entstehen beträchtliche Verbißschäden durch hohe Schalenwildichten (Tz. 369). Die Regulierung der Wildbestände unterliegt aber nur bedingt dem Einflussbereich des forstlichen Handelns, weil das Jagdrecht dem Grundeigentümer zusteht (§ 1 Bundesjagdge-

setz (BJagdG)). Die für den Wald-Wild-Konflikt maßgeblichen gesetzlichen Bestimmungen finden sich in erster Linie im BJagdG. Die Grundpfeiler des Jagdrechts sind die Bindung des Jagdrechts an das Grundeigentum, das Reviersystem und die Zwangsmitgliedschaft in Jagdgenossenschaften (Deutscher Bundestag 2011a, S. 2).

Grundsätzlich genießen nach Jagdrecht die forstlichen Interessen Vorrang vor den jagdlichen (BGH-Urteil vom 22. Mai 1984, III ZR 18/83; REH 2010). § 1 Absatz 1 Satz 2 BJagdG bestimmt, dass die Hege des Wildes so durchgeführt werden muss, dass Beeinträchtigungen einer ordnungsgemäßen land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Nutzung, insbesondere Wildschäden, möglichst vermieden werden. Gemäß § 21 Absatz 1 BJagdG ist das Wild so abzuschließen, dass die berechtigten Interessen der Forstwirtschaft auf Schutz gegen Wildschäden voll gewahrt bleiben und die Belange von Naturschutz und Landschaftspflege berücksichtigt werden. Gemäß § 1 Absatz 2 BJagdG bleiben zudem gleichartige Bestimmungen des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) und des Bundeswaldgesetzes (BWaldG) unberührt. Kritisch zu bewerten ist allerdings die mit dem Jagdrecht verbundene Verpflichtung zur Hege des Wildes mit dem Ziel, einen

den landschaftlichen und landeskulturellen Verhältnissen angepassten artenreichen und gesunden Wildbestand zu erhalten (§ 1 Absatz 23 Satz 1 BJagdG). Zum einen ist aus Naturschutzsicht ein artenreicher Wildbestand per se nicht wünschenswert und kann naturschutzfachlich sogar nachteilig sein. Erstrebenswert sind vielmehr Ökosysteme mit einer standorttypischen Artenzusammensetzung und -zahl. Zum anderen wäre es vorzugswürdig, wenn die Hege des Wildes angepasst an die Ziele des Naturschutzes erfolgen würde.

Wildschaden

372. Entsteht ein Wildschaden, so ist dieser gemäß §§ 29 ff. BJagdG zu ersetzen. Der Begriff des Schadens wird im BJagdG nicht definiert. Aus § 27 Absatz 1, § 32 Absatz 2 BJagdG folgt jedoch, dass nicht nur wirtschaftliche Schäden an den Hauptbaumarten, sondern auch Schäden an der übrigen Vegetation erfasst sind, die von Schalenwild (§ 2 Absatz 3 BJagdG) verursacht werden (JuraForum 2011). Allerdings ist der Ausnahmetatbestand des § 32 Absatz 2 BJagdG zu beachten: Hiernach ist der Ersatz von Schäden an nicht zu den Hauptbaumarten zählenden Bäumen ausgeschlossen, wenn nicht geeignete und ausreichende Schutzvorkehrungen getroffen wurden. Die betroffenen „Sonderbaumarten“ sind solche, die auf das Schalenwild deshalb eine besondere Anziehungskraft ausüben, weil sie wesentlich seltener vorkommen als die übrigen Hauptbaumarten (SEEWALD 2009, S. 4). In der Praxis wird diese Bestimmung meist so ausgelegt, dass die Erstattung eines Schadens nur in absoluten Ausnahmefällen möglich ist: Es müssen Schutzvorrichtungen errichtet werden, die geeignet sind, Wildschäden sicher zu verhindern. Entsteht dennoch ein Schaden, muss dies folglich darauf zurückzuführen sein, dass entweder keine Schutzvorrichtung errichtet wurde oder dass diese mangelhaft unterhalten worden war. Die Ersatzpflicht auf Hauptbaumarten zu beschränken soll dabei aus Gründen der Rechtssicherheit erforderlich sein, weil andernfalls kein hinreichendes Kriterium für die Ermittlung eines Schadens bestehen würde und mögliche Kosten für den Jagdpächter unkalkulierbar wären (DJV 2003; SEEWALD 2009, S. 5–6).

Heimische Wildtiere gehören zum Ökosystem Wald und Waldpflanzen gehören zu ihrem natürlichen Nahrungsspektrum. Ein gewisser Schaden ist daher stets hinzunehmen. Für Eigentümer von Privatwäldern folgt dies bereits aus der Sozialbindung des Eigentums gemäß Artikel 14 Absatz 2 Grundgesetz (GG) (NABU 2008, S. 15). Aufgrund der bereits dargestellten Probleme führen die hohen Wilddichten jedoch regelmäßig zu großen Schäden an der Waldvegetation. Dies wird gegenwärtig im Gesetz nicht ausreichend berücksichtigt.

Die gesetzlichen Grundlagen für eine Verbesserung der Situation sind teilweise bereits vorhanden. Anhand der ausdrücklichen Vorrangregelung zugunsten forstwirtschaftlicher und naturschutzrechtlicher Aspekte und der klaren Festlegung der gesellschaftlichen Ziele sollte eine Konfliktlösung im Einzelfall möglich sein. Die bestehenden Probleme hängen somit auch mit dem mangelhaften Voll-

zug der gesetzlichen Regelungen zusammen (AMMER et al. 2010, S. 19 ff.).

6.2.6.2 Konflikt: Waldumbau und Klimawandel

373. Im politischen Diskurs um die Rolle des Waldes im Klimawandel stehen sich im Wesentlichen zwei Argumentationslinien der beteiligten Akteure gegenüber.

Die eine Seite stellt Wälder mit natürlicher Dynamik als Grundlage des Wirtschaftens sowie den Naturschutz in den Vordergrund. Unter dem Zielaspekt Naturschutz werden die Wälder als vom Klimawandel bedrohte Ökosysteme und infolgedessen die Stärkung ihrer Anpassungsfähigkeit (Resilienz) mit dem Argument in den Fokus gestellt, dass Wälder anfällig für den Klimawandel sind und durch intensive Nutzung noch anfälliger werden. Der Schutz der Ökosysteme bildet dieser Ansicht nach daher die Basis einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung. Naturnahe Wälder mit standorttypischer Baumartenzusammensetzung bildeten gleichzeitig die Grundlage für die Erhaltung der Biodiversität. Durch Naturverjüngung würde das genetische Potenzial und damit die Anpassbarkeit und Anpassungsfähigkeit erhalten (FRITZ 2006). Alte Bestände heimischer Baumarten, die geschützt oder naturnah in artgemäß langen Zyklen bewirtschaftet werden, sollten daher das Managementziel sein. Alte Bäume seien naturschutzfachlich von großer Bedeutung, weil sie Lebensgrundlage für viele seltene Arten sind (vgl. Tz. 347 f.) und einen bedeutenden, konstanten Gen-Pool darstellen, der die Anpassungsfähigkeit der Wälder erhöht. Die Unterstützung der Arten- und Bewirtschaftungsvielfalt, die Vergrößerung von Schutzgebieten sowie die Einrichtung von Biotopverbänden stellten daher zentrale Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel dar.

374. Erwerbswirtschaftlich orientierte Forstbetriebe auf der anderen Seite betonen hingegen vor allem ihren Beitrag zur Mitigation des Klimawandels durch eine Steigerung der Holzproduktion. Sie rechnen geerntetes und verarbeitetes Holz dem Kohlenstoff-Produktspeicher zu (Tz. 361). Eine Diversifizierung der Baumarten sollte ihrer Ansicht nach auch nicht-heimische Arten mit einschließen, die an zukünftige Klimabedingungen besser angepasst seien. Allerdings birgt der Anbau nicht heimischer Baumarten eine Reihe von Risiken: Es kann zur unkontrollierten Ausbreitung und Verdrängung heimischer Arten sowie zu Hybridisierungen kommen, Standorteigenschaften können verändert, die Diversität der Ökosysteme negativ beeinflusst und Parasiten und Pathogene eingeschleppt werden. Eine Abschätzung der langfristigen ökologischen und ökonomischen Folgen des Einbringens nicht-heimischer Arten ist bislang kaum möglich (REIF et al. 2010; 2011).

Insgesamt konkurrieren unterschiedliche Nutzungsansätze um die Wälder. Es besteht die Gefahr, dass sich hierbei die Ansprüche der kommerziellen Holzproduktion auf Kosten anderer Ziele wie Klima- und Biodiversitätsschutz durchsetzen.

375. Neben der Baumartenwahl betreffen konfligierende Auffassungen zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft vor allem das maximale Erntealter bzw. den

Zieldurchmesser von Bäumen, das Prinzip der Vorratssteigerung und den Totholzanteil. Totholz kann wie dargestellt durch die Speicherung von CO₂ auch einen Beitrag zum Klimaschutz leisten (vgl. Tz. 359). Das Belassen von Totholz im Bestand sowie ein weitgehender Nutzungsverzicht bei Bäumen mit schlechten Stammformen oder hoher Fäuleerwartung bedeuten aber auch keinen wirtschaftlichen Verlust, denn „bei diesen Bäumen werden die Erntekosten in der Regel nicht durch den Verkaufserlös gedeckt, ihr Verbleib im Bestand dient als Lebensraum für Flora und Fauna, die auf starkes Buchenaltholz und Totholz angewiesen ist“ (MLUR Brandenburg 2004).

In Deutschland sind etwa zwei Drittel aller Bäume jünger als achtzig Jahre (Tab. 6-2). Die forstliche Nutzung beeinflusst und verkürzt die natürliche Waldentwicklung, vor allem um die besonders struktur- und artenreichen Phasen. In Wirtschaftswäldern erreichen die Bäume meist nicht einmal die Hälfte oder ein Drittel ihrer möglichen Lebensspanne, die beispielsweise bei Fichten und Kiefern 600 Jahre und bei Eichen 700 Jahre beträgt (MÜLLER et al. 2007; JEDICKE 2008; Abb. 6-6).

Zum Abmildern des Klimawandels in den kommenden Jahrzehnten sollte der Aufbau weiterer Kohlenstoffvorräte im Wald durch ein höheres Bestandsalter angestrebt werden. Ein Erreichen des natürlichen Lebensalters der

Tabelle 6-2

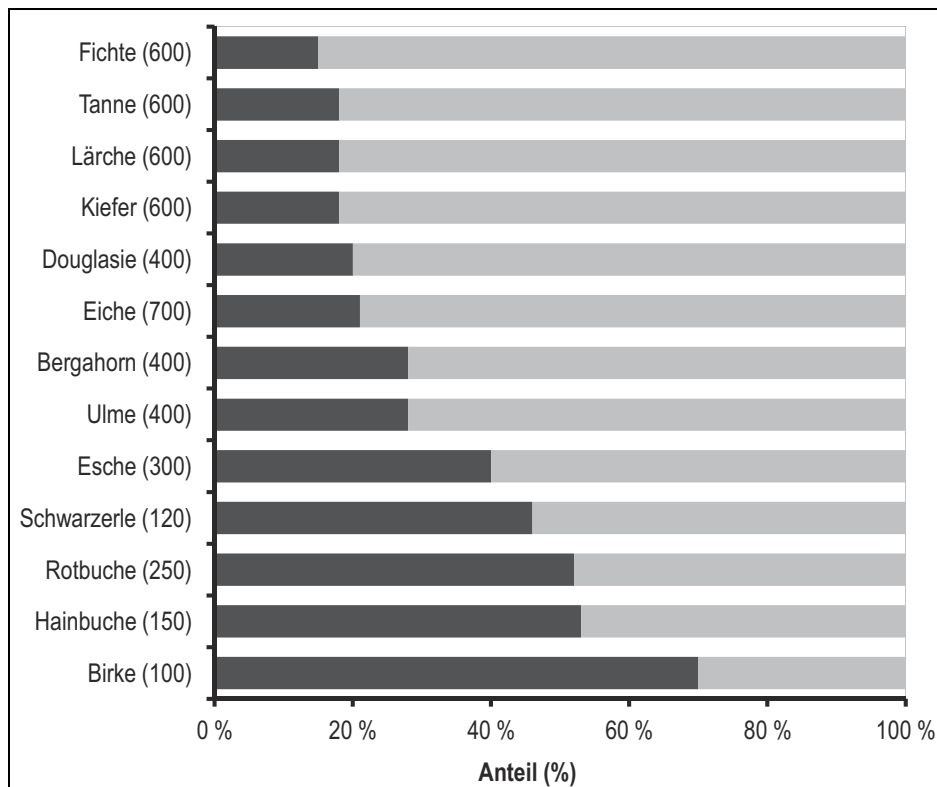
Anteil der Waldfläche in Deutschland nach Altersklassen

	1–40 Jahre	41–80 Jahre	81–120 Jahre	121–160 Jahre	> 160 Jahre
Flächenanteil	30 %	36 %	23 %	9 %	2 %

Quelle: BMELV 2004

Abbildung 6-6

Anteil des durchschnittlichen Umtriebsalters am natürlichen Lebensalter verschiedener Baumarten



Der hellgrau gefärbte Anteil fehlt üblicherweise im Wirtschaftswald.
 In Klammern: angenommenes natürliches Lebensalter in Jahren
 Quelle: JEDICKE 2008, S. 380

Baumarten und das Belassen von Totholz im Wald ist gleichzeitig die Grundlage für das Vorkommen vieler gefährdeter Waldarten.

6.3 Die Waldstrategie 2020: Ausgleich von Zielfolgen?

376. Die Nachfrage nach Holz steigt, der Klimawandel schreitet voran und der Verlust von Biodiversität konnte noch nicht gestoppt werden. All diese vielfältigen und zum Teil gegenläufigen Anforderungen und Probleme machen eine integrierende und abgestimmte Planung dringend erforderlich. Jedoch scheinen die Abstimmungen zwischen Naturschutz- und Forstabteilungen der Länderministerien bei der Entwicklung länderspezifischer Schutzstrategien schwierig zu sein (HÖLTERMANN und WINKEL 2011). Schwierigkeiten entstehen aufgrund vielfältiger Herausforderungen: unterschiedliche Zuständigkeiten und Kompetenzen für dieselben Flächen, unterschiedliche Finanzierungen und wirtschaftliche Zielvorstellungen, verschiedene Fachsprachen bis hin zu mangelnder Anerkennung des gegenseitigen Wissens.

Auf Bundesebene will das BMELV mit der Waldstrategie 2020 (Deutscher Bundestag 2011c) dazu beitragen, die Diskussion über die Waldnutzung weiter zu versachlichen und Zielkonflikte auszugleichen (BMELV Pressemitteilung 175 vom 13. August 2009). Die Bundesregierung betont im zweiten Fortschrittsbericht zur Strategie der nachhaltigen Entwicklung, dass die Sicherung der ökologischen Lebensgrundlagen vorrangige Grundbedingung ist, um andere Ziele erreichen zu können (Bundesregierung 2008). Dies entspricht dem ökologisch ausgerichteten Konzept einer starken Nachhaltigkeit, bei dem das Naturkapital über die Zeit hinweg konstant gehalten werden soll und die ökonomischen und sozialen Rahmenbedingungen auf den ökologischen Rahmenbedingungen aufbauen (SRU 2008, Tz. 1 ff.; OTT und DÖRING 2008; OTT 2010). Daher hätte nach Auffassung des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) die Waldstrategie 2020 als eine zentrale Säule zur Umsetzung der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt verstanden werden müssen, mit der Deutschland seinen Verpflichtungen aus dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt und seiner Verantwortung zur Bewahrung des nationalen Naturerbes, wie zum Beispiel seiner Buchenwälder, nachkommt. Auch die Bundesregierung vertrat 2010 die Auffassung, dass die Waldstrategie 2020 die Umsetzung der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt unterstützen werde und mit dieser vereinbar sei (Deutscher Bundestag 2010, S. 3). Diese Erwartungen erfüllt die Waldstrategie 2020 aus Sicht des SRU jedoch nicht.

377. Dafür gibt es mehrere Gründe. Zum einen werden die Funktionen des Waldes nicht ausgewogen wiedergegeben. So werden die Ziele der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt für den Lebensraum Wald in der Waldstrategie nicht zitiert (BMU 2007, Kap. B 1.2.1). Dagegen werden der ökonomische Wert der Wälder und ihre Produktionskraft für die Bereitstellung der erforderlichen Rohstoffe als zentrale Funktion des Waldes und die Maximierung der Holzträge als Schwerpunkt darge-

stellt. Auch dass die Hälfte des Gesamtholzaufkommens importiert wird, wird in der Waldstrategie nicht deutlich gemacht. Diese asymmetrische Funktionswahrung führt zu einer Vernachlässigung der ökologischen Funktionen des Waldes.

Zum anderen bedürfen die in der Waldstrategie dargestellten Lösungsansätze in den neun aufgeführten Handlungsfeldern der weiteren Unterfütterung durch konkrete Maßnahmen und geeignete Instrumente. Eine Gesamtstrategie Waldnaturschutz, die den Schutz seltener und gefährdeter Arten und Biotope, den Schutz von Arten, für die Deutschland oder einzelne Bundesländer eine besondere Verantwortung tragen, sowie Teilaspekte der Erhaltung historischer Waldnutzungsformen und der Einrichtung von Wildnisgebieten stimmig zusammenführt, bleibt damit unerfüllt (ERB 2011). Der Holzeinschlag soll „maximal bis zum durchschnittlichen jährlichen Zuwachs“ gesteigert werden (Deutscher Bundestag 2011c, S. 17). Diese Absicht ist mit dem Zusatz versehen, dass die Basis „das Referenzszenario der Bundesregierung für die Klimaverhandlungen/rd. 100 Mio. m³ pro Jahr“ ist. Dieses Ziel wurde in Vorratsfestmetern bemessen und entspricht etwa 80 Mio. m³ Erntefestmetern (Deutscher Bundestag 2011b, S. 30–31). Damit würde der Einschlag von 54,4 Mio. m³ Erntefestmetern im Jahr 2010 um fast die Hälfte gesteigert werden (Statistisches Bundesamt 2011a; Tz. 365). Die dann folgende Aussage „der Wald soll als CO₂-Senke erhalten bleiben“ wird damit ad absurdum geführt. Zur Abmilderung des Klimawandels in den kommenden Jahrzehnten sollte dagegen eher der Aufbau weiterer Kohlenstoffvorräte im Wald durch ein höheres Bestandsalter angestrebt werden.

Die finanzielle Förderung einer Waldbewirtschaftung bzw. ökologischer Leistungen der Forstwirtschaft, die über eine ordnungsgemäße Forstwirtschaft hinaus gehen, oder allgemein von „Leistungen der Waldökosysteme“ (Deutscher Bundestag 2011c, S. 24) kann nur nach einer gesetzlichen Einführung flächendeckender ökologischer Mindeststandards rechtlich eindeutig erfolgen. Ein entsprechender Vorschlag zur Konkretisierung solcher Standards fehlt.

Es wäre in einer Strategie der Bundesregierung auch mindestens zu erwarten gewesen, dass das Ziel „Entwicklung einer Strategie von Bund und Ländern zur vorbildlichen Berücksichtigung der Biodiversitätsbelange für alle Wälder im Besitz der öffentlichen Hand bis 2010 und ihre Umsetzung bis 2020“ (BMU 2007) weiter ausdifferenziert wird.

Zu begrüßen ist dagegen die Aussage im Kapitel „Biodiversität und Waldnaturschutz“, dass „Waldnaturschutz auch künftig ein integraler Bestandteil der modernen Forstwirtschaft bleibt“. Deshalb sind auch „nutzungsfreie Flächen“ ein notwendiger und integraler Bestandteil einer multifunktionalen Forstwirtschaft und kein „segregierender Ansatz“ (Deutscher Bundestag 2011c, S. 22; Abschn. 6.2.2, Tz. 380, 383). Hinter dem Begriff „nutzungsfreie Flächen“ bzw. „nicht bewirtschaftete Flächen“ verbergen sich semantisch die Flächenanteile mit „natürlicher Waldentwicklung“ von 5 % der Waldfläche bzw.

10 % der Waldfläche im Besitz der öffentlichen Hand, die in der nationalen Biodiversitätsstrategie gefordert werden (vgl. Tz. 350). Mit dieser Wortwahl wird ihnen ihre gesellschaftliche Relevanz abgesprochen. Stattdessen sollten die Ziele von Flächen mit „natürlicher Waldentwicklung“ genannt und deren rechtliche Absicherung garantiert werden. Nur temporär aus der Nutzung genommene Waldflächen können sonst nach zehn bis zwanzig Jahren in einem langjährigen System wie der Forstwirtschaft wieder genutzt werden.

6.4 Handlungsempfehlungen

378. Um konkurrierende Nutzungsansprüche im Sinne starker Nachhaltigkeit auszubalancieren, empfiehlt der SRU die unter den Abschnitten 6.4.1 bis 6.4.8 dargestellten Maßnahmen.

6.4.1 Ökologie als zukünftiges Fundament: Umsetzung der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt

Konkretisierung der Biodiversitätsstrategien in den Ländern

379. Bereits im Jahr 2002 hat die Bundesregierung Ziele einer nachhaltigen Politik in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie festgelegt (Bundesregierung 2002; 2004) und diese in ihren ökologischen Aspekten durch die nationale Biodiversitätsstrategie konkretisiert. Die Biodiversitätsstrategie bezieht dabei den gesamten Naturhaushalt ein. Diese Sichtweise – die im BNatSchG seit Langem verankert ist – bildet die Voraussetzung für einen effizienten Sektor übergreifenden Naturschutz. Damit die Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie auch für den Lebensraum Wald wirklich umgesetzt werden können und eine damit verbundene dauerhafte umweltgerechte Waldbewirtschaftung erreicht werden kann, sollten sie durch entsprechende raumkonkrete Strategien (in den Landschaftsprogrammen) der Länder unterlegt werden. Diese sollten in Zusammenarbeit zwischen Vertretern von Behörden und Non-Governmental Organisations (NGOs) aus Naturschutz und Landschaftspflege, Forst- und Landwirtschaft sowie Gewässerschutz an runden Tischen erarbeitet und diskutiert werden und in die forstliche Planung einfließen. Nur einige Bundesländer haben bereits einzelne Aspekte der ökologischen Mindeststandards zur guten fachlichen Praxis in der Forstwirtschaft nach WINKEL und VOLZ (2003) in ihren Biodiversitätsstrategien verankert. Dazu gehören vor allem die Aspekte der Naturverjüngung, des Alt- und Totholzanteils sowie die Baumartenzusammensetzung (z. B. MUGV Brandenburg 2012; Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg 2011; Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz 2011; Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2010; MLU Sachsen-Anhalt 2010; Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit 2009; Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft 2009; SaarForst Landesbetrieb 2008; Schleswig-Holsteinischer Landtag 2008). Daneben haben einige Länder diese und weitere Aspekte in ihren Waldstrategien verankert (z. B.

MIL Brandenburg 2011; Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung 2011; Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes 2011; Hessen-Forst 2010).

380. Indem definierte Vorrangflächen festgelegt werden, um die in der nationalen Biodiversitätsstrategie genannten Ziele zu erreichen, könnten die bestehenden Interessenkonflikte entschärft werden. Dazu sollte die Landschaftsplanung genutzt werden. Die Ausweisung sollte nach folgenden Kriterien erfolgen (von EGAN-KRIEGER und OTT 2007; JEDICKE 2008):

- naturschutzfachliche Kriterien (z. B. Standortqualität, Naturnähe der Artenzusammensetzung, Seltenheit von Arten/Lebensräumen, nationale bzw. internationale Verantwortung von Arten/Lebensräumen, Größe und Form der Fläche, Kontinuität bzw. Alter der Fläche),
- Vernetzung von Lebensraumelementen vorhanden,
- bestehende historische Nutzungsformen,
- Nähe zu dicht besiedelten Gebieten,
- (forstwirtschaftliches) Ertragspotenzial,
- Eigentumsverhältnisse,
- Akzeptanz der lokalen Bevölkerung.

Vorbildwirkung des öffentlichen Waldes verbindlich verankern

381. Wald im öffentlichen Besitz sollte als Allgemeingut im Interesse aller vorbildlich bewirtschaftet werden. Dies bedeutet in erster Linie die Erhaltung der Biodiversität und der damit verbundenen Ökosystemleistungen. Dem Bundesverfassungsgericht (BVerfG) zufolge dient die „Bewirtschaftung des Körperschafts- und Staatswaldes [...] der Umwelt- und Erholungsfunktion des Waldes, nicht der Sicherung von Absatz und Verwertung forstwirtschaftlicher Erzeugnisse. Die staatliche Forstpolitik fördert im Gegensatz zur Landwirtschaftspolitik weniger die Betriebe und die Absetzbarkeit ihrer Produkte als vielmehr die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ (BVerfG, Urteil vom 31. Mai 1990, NVwZ 1991, S. 53). Da der öffentliche Wald also nicht wie ein wirtschaftlich orientierter Betrieb eine Rendite erwirtschaften muss, sollte hier die (Daseins-)Vorsorge im Mittelpunkt stehen. In der Forstwissenschaft wird von der „Gemeinwohlverpflichtung“ gesprochen (VOLZ 2011; SCHÄFER 2011).

Da eine dem Gemeinwohl verpflichtete Bewirtschaftung des Waldes durch Private nicht gewährleistet werden kann, sollten öffentliche Wälder nicht privatisiert werden, weil sonst das Primat der Umwelt- und Erholungsfunktion des Waldes vor der Sicherung von Absatz und Verwertung forstwirtschaftlicher Erzeugnisse nicht langfristig gesichert werden kann. So werden entsprechend der Annahme, dass natürliche Waldgesellschaften langfristig die risikoärmste und produktivste Form des Waldes darstellen, beispielsweise im Saarländischen Landeswald sowie im Kommunalwald Lübeck durch Minimierung der

forstlichen Eingriffe und bei Steigerung der Holzvorräte Erträge erwirtschaftet (FÄHSER 2003; RAMMO 2011).

Die Komplexität ökologischer Systeme zusammen mit dem Nichtwissen darüber, welche Arten wirklich für die Erhaltung der Ökosystemleistungen notwendig sind und zukünftig sein werden, spricht dafür, das Naturkapital möglichst über die Zeit hinweg konstant zu halten (im Sinn starker Nachhaltigkeit; vgl. OTT und DÖRING 2008; ESER et al. 2011). Aus Vorsorgegründen sollte daher in öffentlichen Haushalten ein Budget für Natur- und Umweltschutzmaßnahmen sowie Klimaanpassungsmaßnahmen in den öffentlichen Wäldern festgelegt werden. Eine solche feste Planung macht diese Ziele gleichzeitig sichtbar. Da der öffentliche Wald einen Großteil der Schutzgebiete beherbergt, spielt er außerdem eine entscheidende Rolle für die Erhaltung und den Erhaltungszustand des Schutzgebietsnetzwerks Natura 2000.

Grundlegend für die Vorbildwirkung des öffentlichen Waldes ist die Umsetzung der Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007). Insbesondere sollte das Ziel einer Zertifizierung von 80 % der Waldfläche mit hochwertigen ökologischen Standards (z. B. FSC oder Naturland) wie für 2010 vorgesehen erreicht werden. Mit einer Orientierung an diesen Standards kann die Erhaltung der öffentlichen Wälder als Gemeingut am besten erreicht werden.

Bei der Erreichung des Biodiversitätsstrategie-Ziels von 10 % öffentlichen Wäldern mit „natürlicher Waldentwicklung“ bis 2020 sollten alte Buchenwälder bevorzugt werden (vgl. Tz. 349), denn für das Konzept eines nationalen Buchenwald-Verbundsystems spielen große nutzungsfreie Waldflächen als Schlüsselgebiete eine besondere Rolle (PANEK 2011). Damit würde der Vorbildfunktion des Staates Rechnung getragen.

382. Um die öffentliche Wahrnehmung und die Inwertsetzung der vielfältigen Leistungen des Waldes zu stärken, muss der allgemeine Wissenstransfer vertieft werden. Notwendig sind eine bildhafte Kommunikation und eine Partizipation der Öffentlichkeit an Entscheidungsprozessen. Die regelmäßig erfolgende Planung der Entwicklung eines öffentlichen Forstes bzw. Großprivatwalds (Forsteinrichtung) sollte die Öffentlichkeit einbeziehen, auch um die Akzeptanz für forstliche Planungen zu erhöhen. Dazu sollten die Forstverwaltungen dafür notwendige Daten transparent machen und mit Naturschutzverbänden, Gewerkschaften und Universitäten einen öffentlichen Diskurs im Vorfeld der forstlichen Betriebsplanung organisieren. Zudem sollten die Planung und die Kontrolle der Umsetzung organisatorisch und institutionell getrennt werden.

Potenziale liegen nicht nur in der Wald- und Forstpolitik, sondern auch in der Forderung nach nachhaltigen Konsumstrukturen. Damit sich die Holzströme verringern und der Verbrauch von Holz- und Papierprodukten an die nachhaltig verfügbaren Holzressourcen angepasst wird, muss die Politik Anreize für eine sparsame Nutzung schaffen. Dazu sollte der Fokus neben dem Rückgang des Holz- und Papierverbrauchs auf dem Recycling und der langfristigen Verwendung von Gebrauchtholz (Nutzungs-

kaskade) liegen. Der stofflichen Verwendung sollte daher Vorrang vor der energetischen gegeben werden.

6.4.2 Einführung ökologischer Mindeststandards

383. Die bundesgesetzlichen Grundlagen für den Naturschutz in Waldgebieten finden sich primär sowohl im BWaldG als auch im BNatSchG sowie in weiteren Regelungen (Bundesartenschutzverordnung, Forstschäden-Ausgleichsgesetz, Forstvermehrungsgutgesetz sowie den dazugehörigen Verordnungen). Bislang fehlt es an einer klaren gesetzlichen Ausgestaltung im Hinblick auf das Konkurrenzverhältnis (KROHN 2010, S. 9). Während das BNatSchG vorrangig naturschutzbezogenen Belangen dienen soll, erhebt das BWaldG einen umfassenden Regelungsanspruch im Hinblick auf die gleichberechtigte Sicherung der Schutz-, Nutzungs- und Erholungsfunktion der Wälder und somit insbesondere auf die Ausgestaltung der Bewirtschaftungsfreiheit der Forstwirte (ebd.).

Grundsätzlich wird in der Debatte um den Waldnaturschutz zwischen traditionellen segregativen und integrativen Ansätzen unterschieden. Segregativer Schutz bedeutet, dass auf kleinen Teilflächen des Waldes ein ungestörter Ablauf ökosystemarer Prozesse zur Entwicklung von Wildnisgebieten zugelassen wird und damit eine Trennung von Schutzgebieten und Wirtschaftswald stattfindet. Integrativer Schutz dagegen zielt auf die Durchführung von Naturschutzmaßnahmen auf der gesamten (Wirtschafts-) Waldfläche. Um die biologische Vielfalt langfristig erhalten zu können, ist jedoch ein Miteinander beider Schutzansätze nötig (SCHERZINGER 1996; JEDICKE 2008). Das heißt, zusätzlich zur Ausweisung von Schutzgebieten ist ein Mindestmaß an Naturschutz auf der gesamten Waldfläche erforderlich. Indem ökologische Mindeststandards in der Forstwirtschaft festgelegt werden, wird gleichzeitig auch ein Schwellenwert zur Honorierung von über diese ökologischen Mindeststandards hinausgehende öffentliche Güter (public goods) und eine Voraussetzung für den Vertragsnaturschutz etabliert.

Sowohl das BNatSchG als auch das BWaldG enthalten – sehr allgemein gehaltene – Regelungen: laut BWaldG § 1 ist die „ordnungsgemäße Bewirtschaftung nachhaltig zu sichern“ (ähnlich § 11 Absatz 1). Das BNatSchG sagt in § 5 Absatz 3: „Bei der forstlichen Nutzung des Waldes ist das Ziel zu verfolgen, naturnahe Wälder aufzubauen und diese ohne Kahlschläge nachhaltig zu bewirtschaften. Ein hinreichender Anteil standortheimischer Forstpflanzen ist einzuhalten“. Die genannten Grundsätze wie der Aufbau naturnaher Wälder, die Vermeidung von Kahlschlägen sowie die Erhaltung standortheimischer Pflanzen entfalten jedoch aufgrund fehlender Konkretisierung und Sanktionsmöglichkeiten kaum unmittelbare Steuerungswirkung (KROHN 2010, S. 9). Ihr Regelungscharakter erschöpft sich darin, die ordnungsgemäße Forstwirtschaft von den besonderen Artenschutzbestimmungen und Eingriffsregeln freizustellen und sie damit auch von entsprechenden Ausgleichs- und Ersatzverpflichtungen auszunehmen (vgl. §§ 13, 14 Absatz 2, § 44 Absatz 4 BNatSchG). Während die Bundesregelungen ohnehin auf eine Konkretisierung durch die Länder angelegt sind, hat

auch in diesen eine Konkretisierung der Prinzipien bisher nicht in ausreichendem Maß stattgefunden. Zwar haben einige Länder in Teilbereichen Konkretisierungen vorgenommen, die in einigen Fällen sogar mit Ordnungswidrigkeiten sanktioniert sind. Abweichendes Landesnaturschutzrecht wurde in Bayern und Schleswig-Holstein erlassen. Wünschenswert wäre daher eine bundesweite Festlegung von einheitlichen ökologischen Mindeststandards (SRU 2008, Tz. 454), insbesondere vor dem Hintergrund des erhöhten Nutzungsdrucks durch Energiepflanzen, des Ausbaus der Windenergienutzung auf Waldflächen, der Herausforderungen des Klimawandels und der zunehmenden Fälle von Kahlschlägen und übermäßigen Eingriffen in wertvolle Bestände. Dazu könnte zum Beispiel eine Konkretisierung des Begriffs der „ordnungsgemäßen Forstwirtschaft“ in § 11 Absatz 1 BWaldG beitragen sowie eine Verordnungsermächtigung im BNatSchG, die auch Sanktionsmöglichkeiten umfasst. Dies gilt, obwohl die Länder von einer solchen Regelung abweichen können, wenn sie auf der konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz für den Naturschutz beruht. Zum einen ist es nicht zu unterschätzen, welche Wirkung in Richtung einheitlicher Standards von einer Bundesregelung ausgehen würde. Zum anderen würde eine Abweichung von Seiten einzelner Länder immer einen Rechtfertigungsdruck erzeugen, der eine abweichende Regelung schwieriger macht.

Wegen der Gemeinwohlverpflichtung bei der Bewirtschaftung des öffentlichen Waldes sollten die ökologischen Mindeststandards jedenfalls für diese Eigentumsformen des Waldes eingeführt werden (VOLZ 2011).

Für die gute fachliche Praxis bzw. ökologische Mindeststandards in der Forstwirtschaft haben WINKEL und VOLZ (2003) bereits 17 Kriterienvorschläge erarbeitet, die einen wesentlichen Beitrag zu einer nachhaltigen Waldnutzung leisten können und die nach wie vor aktuell sind. Die Vorschläge umfassen unter anderem:

- den Vorzug von Naturverjüngung,
- die Beschränkung der Bodenbearbeitung und die Erhaltung der natürlichen Bodenstruktur,
- das Mindestalter von Endnutzungsbeständen (Nadelbäume > 50 Jahre, Laubbäume > 70 Jahre),
- die Beschränkung des Einsatzes von Pestiziden, Herbiziden und Holzschutzmitteln auf ein Minimum,
- den integrativen Naturschutz im Wirtschaftswald (z. B. ausreichender Alt- und Totholzanteil),
- die Baumartenzusammensetzung (keine Reinbestände mit standortwidrigen oder fremdländischen Baumarten),
- die Düngung nur zur Behebung anthropogen verursachten Nährstoffmangels und
- das Kahlschlagverbot.

384. Im Sinne des integrativen Ansatzes sollte der Bund ein allgemeines Ziel der naturnahen Waldwirtschaft festlegen, das oberhalb der geforderten Mindeststandards

Raum für Förder- und Honorierungsmaßnahmen schafft. Auf diese Weise könnten Unsicherheiten über die Rechtsfolgen einer gesetzlichen Konkretisierung aus dem Weg geräumt werden, ohne dabei auf eine naturschutzrechtlich durchsetzbare Grundsicherung zu verzichten (WINKEL 2007, S. 276). Die konkrete Umsetzung der Bewirtschaftungspflichten verbleibt als Aufgabe bei den Ländern.

Einführung und Kontrolle von Nutzungsgrenzen

385. Angesichts des erhöhten Nutzungsdrucks infolge des Bioenergiebooms, der Herausforderungen des Klimawandels und der wieder zunehmenden Fälle von Kahlschlägen und übermäßigen Eingriffen in wertvolle Bestände ist es dringend notwendig, für die Nutzung des Waldes bundesweite Mindestgrenzen für die Zielvorräte festzulegen.

Bis 2008 ist der Holzvorrat gegenüber dem Jahr 2002 leicht auf durchschnittlich circa 330 m³/ha gestiegen (OEHMICHEN et al. 2011). Bei Buchennaturwäldern in Naturwaldreservaten in Deutschland liegt der Vorrat im „lebenden Bestand“ (ohne Totholz) bei über 700 m³/ha (ENDRES und FÖRSTER 2010). Damit liegt der derzeitige Holzvorrat unter der Hälfte des natürlichen Vorrats (von Buchenwaldstandorten). Da bereits 93 % des Zuwachses eingeschlagen werden und der Wald in Deutschland eventuell ab 2012 von einer Kohlenstoffsenke zu einer Kohlenstoffquelle werden könnte (KRUG und KÖHL 2010), sollte der Holzvorrat aus Vorsorgegründen aber mindestens die Hälfte des Natürlichen, also 350 m³/ha, betragen: Mindestens 50 % der natürlichen Holzvorräte sollten erhalten bleiben. Dies ist notwendig, um mögliche Katastrophen infolge des Klimawandels abzufedern (z. B. Sturmereignisse, Trockenperioden, Waldbrände) und den Wald als Kohlenstoffspeicher zu sichern. Sollte der Holzvorrat unter diese Grenze sinken, sollten im Rahmen einer interministeriellen Arbeitsgruppe Maßnahmen zur praktischen Einführung von Nutzungsgrenzen festgelegt werden. Handlungsleitend dafür sollten die durchschnittlichen nationalen Holzvorräte sein. Dazu stehen Daten zur Verfügung, die regelmäßig im Rahmen der Bundeswaldinventuren in einem 4 km x 4 km Grundnetz und zum Beispiel in der Inventurstudie 2008 (OEHMICHEN et al. 2011) in einem 8 km x 8 km Grundnetz erhoben werden. Greenpeace schlägt einen durchschnittlichen Zielvorrat zwischen 400 und 600 m³/ha vor (Greenpeace 2011).

Die forstwirtschaftliche Nutzung des Waldes würde durch Mindestgrenzen nicht verboten, sondern lediglich beschränkt. Für den Staatswald ist dies im Hinblick auf seine vorrangige Umwelt- und Erholungsfunktion in jedem Fall berechtigt (BVerfG, Urteil vom 31. Mai 1990, NVwZ 1991, S. 53). Im Falle der Privatwälder würde die gesetzliche Regelung – wie auch andere Vorschriften des BWaldG und des BNatSchG – die Eigentumsfreiheit (Artikel 14 Absatz 1 GG) einschränken. Dies wäre im Hinblick auf die Sozialbindung des Eigentums (Artikel 14 Absatz 2 GG) und unter Berücksichtigung der betroffenen Allgemeinwohlbelange jedoch gerechtfertigt.

6.4.3 Honorierung ökologischer Leistungen

386. Als Ökosystemleistungen („ecosystem services“) werden ökologische Prozesse bezeichnet, die für das Wohlergehen von Menschen von Bedeutung und damit wertvoll sind (ESER et al. 2011; vgl. Abschn. 1.2.2). Die Ökosystemleistungen von Wäldern über die Holzproduktion hinaus müssen noch klarer definiert und herausgearbeitet und in der Öffentlichkeit kommuniziert werden (Tz. 382). Sollen bestimmte Ökosystemleistungen von Wäldern in Wert gesetzt werden, ist sicherzustellen, dass gleichzeitig der Schutz und die Erhaltung der Biodiversität gewährleistet werden. Das bedeutet, dass zum Beispiel die Erfüllung der Kohlenstoff-Senkenfunktion oder der Wasser- und Bodenschutz mit standortgerechten heimischen Baumarten erfolgt.

Die wichtigsten öffentlichen Güter, die vom Ökosystem Wald bereitgestellt werden können, sind der Natur-, Umwelt- und Klimaschutz, der Wasser-, Boden- und Erosionsschutz sowie sein Beitrag zur Erholung. Allerdings stellt nicht jede forstwirtschaftliche Praxis diese öffentlichen Güter per se bereit. Gerade in ökonomisch durchrationalisierten forstwirtschaftlichen Betrieben ist die Bereitstellung von öffentlichen Gütern mit (Opportunitäts-) Kosten verbunden. Private Betriebe, die diese Kosten auf sich nehmen, sollten auch dafür entlohnt werden.

Die langen Produktionszeiträume in der Forstwirtschaft, die dazu führen können, dass die gewünschten Auswirkungen durchgeführter Maßnahmen erst zu einem viel späteren Zeitpunkt wirksam werden, können eine erfolgsorientierte Honorierung erschweren. Dessen ungeachtet ist eine klare Definition der jeweils zu honorierenden Leistung von entscheidender Bedeutung (von EGANKRIEGER und OTT 2007). Die gesetzliche Einführung ökologischer Mindeststandards (vgl. Abschn. 6.4.2) bietet daher auch die notwendige Grundlage für die Honorierung darüber hinausgehender ökologischer Leistungen der Forstwirtschaft.

Instrumente und Finanzierungsmöglichkeiten

387. Über ökologische Mindeststandards und die Schutzgebietsbestimmungen hinaus können verschiedene Instrumente im Privat- und Körperschaftswald den Naturschutz stärken und die Honorierung öffentlicher Leistungen fördern (WINKEL et al. 2005). Informationsgrundlagen und Entscheidungshilfen darüber regelmäßig zusammenfassend darzustellen und zugänglich zu machen, wäre wünschenswert (GÜTHLER et al. 2005). Als Instrumente sind hauptsächlich zu nennen:

- Einbeziehung der Waldwirtschaft in die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP): Zukünftig sollten mehr Umweltmaßnahmen auf forstwirtschaftlichen Flächen durch Mittel der 2. Säule der GAP (Entwicklung des ländlichen Raumes) umgesetzt werden (vgl. auch RNE 2004 S. 13). Die EU fördert seit 2007 sogenannte Waldumweltprogramme aus Mitteln der 2. Säule. Die Umsetzung in Deutschland ist aber bislang noch gering.
- Waldklimafonds besser nutzen: Ein Fonds, der aus Erlösen des Emissionshandels finanziert wird, wird zu-

künftig Anreize zur Stärkung des Klimaschutzes setzen. Ab 2013 sind dazu jährliche Mittel in Höhe von 35 Mio. Euro (in Abhängigkeit von der Zertifikatspreisentwicklung im europäischen Emissionshandel) vorgesehen, mit denen Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel sowie zur Sicherung und zum Ausbau des Beitrags von Wald und Holz zum Klimaschutz finanziert werden sollen (HEUER 2011). Beispielsweise könnte mit diesen Geldern unter dem Stichwort „Referenzflächen“ auch die Einrichtung von Wildnisflächen gefördert werden. Allerdings überwiegen in den bislang vorgeschlagenen Fördermaßnahmen Ziele der wirtschaftlichen Absicherung.

- Ausweitung und Anpassung der Beratung: Ein verstärkter Transfer aktueller wissenschaftlicher Erkenntnisse und politischer Entwicklungen an die Forstwirtschaft kann vorhandene Potenziale aufzeigen und an lokale Bedingungen und Zielvorstellungen (insbes. der Privatwaldbesitzer) angepasste Lösungen entwickeln.
- Vertragsnaturschutz stärken: Finanzielle Anreize zur Umsetzung naturschutzfachlicher Maßnahmen können sehr zielgerichtet eingesetzt werden. Es bestehen zum Beispiel Förderprogramme der Länder, die auf eine Erhöhung der Totholzanteile abzielen (Übersicht zu Förderprogrammen s. SCHABER-SCHOOOR 2011).
- Ökokonten: Räumlich sehr stark begrenzte Maßnahmen können im Rahmen der Eingriffsregelung durch Kompensationsmaßnahmen im Wald erreicht werden. SCHAICH und KONOLD (2012) geben Beispiele zur Operationalisierung von Waldnaturschutzzielen durch die Bereitstellung von Kompensationsmaßnahmen.
- Bundesprogramm Biologische Vielfalt: Ziel dieses Programms ist es, die Umsetzung der nationalen Biodiversitätsstrategie zu fördern. Es wurde Anfang 2011 gestartet und verfügt über einen Finanzrahmen von 15 Mio. Euro jährlich. Maßnahmen zum Waldschutz können insbesondere unter dem Schwerpunkt „Sichern von Ökosystemleistungen“ gefördert werden.
- LIFE+ (L'Instrument Financier pour l'Environnement): Im Rahmen des Förderprogramms der Europäischen Kommission zu Umweltschutzbelangen können auch Maßnahmen zum Waldnaturschutz kofinanziert werden. Das wesentlich zu knapp bemessene Programm verfügt für den Zeitraum 2007 bis 2013 über ein Budget von insgesamt circa 2,1 Mrd. Euro.

Grundsätzlich sollte zudem geprüft werden, welche Möglichkeiten auch hier bestehen, umweltschädliche Subventionen abzubauen und die umweltfreundliche öffentliche Beschaffung zur Förderung des Waldschutzes einzusetzen (vgl. Abb. 1-3, Tz. 704, 709).

6.4.4 Wildnisgebiete im Wald rechtlich sichern

388. Für eine rechtlich gesicherte Ausweisung von Wildnisgebieten eignen sich insbesondere die Kern- und Naturzonen innerhalb von bestehenden Nationalparks. Auch die empfohlene Mindestgröße von möglichst mehr

als 10 km² für Nationalparke in Deutschland (BfN 2010a) ist vorteilhaft für die Ausweisung möglichst großflächiger Waldflächen, in denen Entwicklungsprozesse natürlich und ungestört ablaufen können. „Nach den internationalen Management-Kategorien der IUCN ist ein Nationalpark ein Schutzgebiet, das hauptsächlich zur Sicherung großflächiger natürlicher und naturnaher Gebiete und großräumiger ökologischer Prozesse etabliert wird (Kategorie II). Es soll die ökologische Unversehrtheit eines oder mehrerer Ökosysteme sichern, diesem Ziel abträgliche Nutzungen ausschließen und Naturerfahrungs-, Forschungs-, Bildungs- und Erholungsangebote fördern. Um die internationalen Richtlinien der IUCN zu erfüllen, müssen mindestens drei Viertel der Fläche eines Schutzgebietes seinem Hauptziel entsprechend verwaltet werden“ (BfN 2010a).

389. Wie die Besucherzahlen von Nationalparks belegen, erlauben Wildnisgebiete auch eine erhebliche Wertschöpfung. Solche Einrichtungen stärken das Naturerleben und -verständnis und dienen gleichzeitig der Erholung einer zunehmend urbanen Bevölkerung. Der aus der Aufgabe der Bewirtschaftung in einem Teil des Waldes resultierende Verlust von Arbeitsplätzen in der Forstwirtschaft kann durch Entstehung neuer Beschäftigung zum Beispiel in den Bereichen Planung, Tourismus und Umweltbildung oder die organisatorische Betreuung von Ökokonten zumindest zum Teil kompensiert werden. So ist im Nationalpark Hainich, dem größten zusammenhängenden Laubwaldgebiet Deutschlands („Urwald mitten in Deutschland“), ein Baumkronenpfad errichtet worden und im Nationalpark Eifel wurde ein Fernwanderweg, ein sogenannter Wildnis-Trail, angelegt. Große Schutzgebiete wie Nationalparke können sogar mehr lokale Beschäftigung schaffen als die Holzindustrie (HANSKI und WALSH 2004). Der mit Nationalparks verbundene Tourismus leistet einen beachtlichen wirtschaftlichen Beitrag für die Regionalwirtschaft (JOB et al. 2009). Mit jährlich rund 10,5 Mio. Nationalparktouristen, die in erster Linie wegen des Schutzgebiets die Reiseentscheidung getroffen haben, werden in den Regionen der 14 deutschen Nationalparks circa 431 Mio. Euro Umsatz erwirtschaftet.

390. Doch lässt sich das 2 %-Ziel für Wildnisgebiete (vgl. Abschn. 6.2.2) mit Flächen der bestehenden Nationalparks allein nicht erreichen. Daher werden auch Wildnisentwicklungsgebiete außerhalb von Nationalparks und außerhalb von Wäldern (vorzugsweise rund um die alten Buchenwaldgesellschaften) für das Erreichen des 2 %-Ziels notwendig sein und allein Flächen der öffentlichen Hand nicht ausreichen.

6.4.5 Zertifizierung der Holzproduktion weiter stärken

391. Grundlegend für jegliche Holznutzung sollte eine Forstwirtschaft sein, die Naturschutzaspekte berücksichtigt. Eine wichtige Handlungsoption zur Stärkung von Naturschutzaspekten und der Resilienz von Waldökosystemen ist daher die Förderung eines anspruchsvollen Zertifizierungssystems wie dem FSC. PEFC zählt der SRU nicht zu den hochwertigen ökologischen Standards.

PEFC stellt gegenüber FSC das deutlich schwächere Zertifizierungssystem dar (s. Tz. 366). Bei der öffentlichen Beschaffung sollten deshalb die FSC-Kriterien zugrunde gelegt werden. Der SRU hat bereits empfohlen, einen Indikator „Nachhaltige Forstwirtschaft“ in die Nachhaltigkeitsstrategie aufzunehmen, der nur den Flächenanteil der nach FSC zertifizierten Waldflächen in Deutschland (in %) repräsentiert (SRU 2011). Eine Zertifizierung durch FSC muss zukünftig außerdem die Grundlage für die Nutzung von Holz zur Energiegewinnung darstellen.

6.4.6 Wald vor Wild: das Bundesjagdgesetz an gesellschaftliche Ziele anpassen und effektiv vollziehen

392. Grundsätzlich ist eine Anpassung des BJagdG durch die Einführung eines Zielkriteriums der naturnahen Waldwirtschaft für die Schalenwildbewirtschaftung nötig, weil dieses die größten Schäden im Wald verursacht (WINKEL 2007, S. 436; AMMER et al. 2010, S. 35). Nach § 32 Absatz 2 BJagdG wird außerdem ein Schaden an Bäumen und anderen Pflanzen im Wald nur ersetzt, wenn der Waldbesitzer Schutzvorkehrungen getroffen hat. Durch diese Regelung wird in der Praxis ein Schadensersatz meist ausgeschlossen. Daher könnte eine Lockerung dieses Paragraphen das Ziel der Erhaltung der Biodiversität in den Vordergrund rücken.

Folgende Maßnahmen, die teilweise auch eine Änderung des BJagdG erfordern, könnten zudem im Bereich der Schalenwildbewirtschaftung zu einer Lösung des Konflikts und einer Gewährleistung der auf das Allgemeinwohl bezogenen Leistungen des Waldes beitragen (NABU 2008, S. 43):

- Einstufung der Vermeidung von Wildschäden als prioritär gegenüber (monetären) Ersatzmaßnahmen und Einbeziehung von ökologischen Schäden bei der Schadensermittlung (Verlust von Arten, Schäden an Populationen, Schäden für die Schutzziele von Schutzgebieten, Verlust der Ökosystemleistungen),
- Verbot der Fütterung von Wildtierpopulationen,
- Anpassung der Jagdpraxis an die ökologischen Verhältnisse und den Waldzustand (z. B. durch eine Orientierung an den Ergebnissen eines verpflichtend durchzuführenden Verbissmonitorings),
- bundeseinheitliche, kreisweise und artenscharfe Streckenerfassung, um eine Erhebung der tatsächlich gestreckten Tiere und der Wildbestände bundesweit zu ermöglichen (Deutscher Bundestag 2011a, S. 4).

Grundsätzlich ist es erforderlich, ein modernes Wildtiermanagement einzuführen, in welchem die Bedürfnisse der jagdbaren Tiere und die Erhaltung ihrer Lebensräume im Vordergrund stehen. Zur Bewältigung des Wald-Wild-Konflikts sind die gesetzlichen Grundlagen für eine Verbesserung der Situation größtenteils bereits vorhanden, allerdings in den genannten Punkten ergänzungsbedürftig. Mindestens ebenso bedeutsam ist aber der mangelhafte Vollzug der Vorgaben (vgl. Tz. 372). Aus diesem Grund ist es erforderlich, effektivere Kontrollmechanis-

men und eine stärkere Sanktionierung von Verstößen auf Länderebene einzuführen.

6.4.7 Europäische Ebene

393. Bislang gibt es auf Ebene der EU keine kohärente, gemeinsame Waldpolitik. Entscheidungen, die den Wald betreffen, werden größtenteils auf Ebene der einzelnen Mitgliedstaaten geregelt. Gegenwärtig existieren lediglich zwei EU-Instrumente, die direkt Wälder zum Inhalt haben: die EU-Forststrategie (1998) und der EU-Forstaktionsplan (2006). Zudem enthält auch die Biodiversitätsstrategie der EU mehrere Ziele und Maßnahmen für den Lebensraum Wald (Europäische Kommission 2011). Daneben sind allerdings etliche Politikbereiche für Wälder relevant: die GAP, die Wasserwirtschaftspolitik, vor allem die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL), der Biodiversitätsschutz einschließlich Natura 2000 (Europäische Kommission 2006; 2011) und die Förderung der erneuerbaren Energien.

Obwohl die Kompetenz für die Forstpolitik grundsätzlich bei den Mitgliedstaaten liegt, gibt es Bestrebungen seitens der EU, eine kohärente gemeinschaftliche Waldpolitik einzuführen (Europäische Kommission 2010). Eine Kompetenz der EU könnte vor dem Hintergrund der Herausforderungen, die der Klimawandel als grenzüberschreitender Tatbestand an die Waldpolitik stellt, auf Artikel 192 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) gestützt werden. Der Klimawandel erfordert seinerseits bestimmte forstwirtschaftliche Herangehensweisen, die ebenfalls ein Tätigwerden der EU begründen könnten.

394. Eine Kompetenz der EU besteht auch für Naturschutzaspekte der Waldpolitik, insbesondere solche, die das Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000 betreffen. In Bezug auf Wälder regelt die FFH-Richtlinie den Schutz und das Management innerhalb des Schutzgebietsnetzwerks Natura 2000 sowie den Schutz von Arten des Anhangs IV der Richtlinie, soweit diese im Wald leben, inklusive des dafür notwendigen Monitorings (zu verschiedenen Optionen auf europäischer Ebene s. WINKEL et al. 2009).

Eine besondere Verantwortung für Natura 2000 kommt dabei der öffentlichen Hand als Waldbesitzer zu (Tz. 346 f.). Der öffentliche Wald sollte die Grundlage für den Ausbau eines Netzwerks mit höchsten ökologischen Standards und Schwellenwerten bilden. Zur „Verbesserung der ökologischen Kohärenz von Natura 2000“, wie sie in Artikel 10 der FFH-Richtlinie gefordert wird, muss der Richtlinie zufolge der länderübergreifende Biotopverbund ausgebaut werden. Dabei sollten mindestens einige Gebiete eine Größe von mehr als 10 km² aufweisen (BfN 2010b). Zum dauerhaften Schutz der biologischen Vielfalt und zur Sicherung bzw. Verbesserung des Erhaltungszustandes von Arten und Lebensraumtypen ist ein adäquates und effektives Management nötig. Dazu sollten Managementpläne für die Natura 2000-Gebiete erstellt, umgesetzt und überwacht werden. Nach Artikel 17 FFH-Richtlinie bestehen Berichtspflichten mit nationalen und gemeinschaftlichen Berichten alle sechs Jahre zum Bei-

spiel auch über Erhaltungsmaßnahmen und die Effizienz des Netzes Natura 2000.

Eine Überwachung des Erhaltungszustands der Arten und Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse ist nach Artikel 11 der FFH-Richtlinie verpflichtend. Dies sollte durch ein länderübergreifendes Monitoringsystem für Natura 2000-Schutzgüter geschehen (SRU 2008, Tz. 421). In der laufenden Berichtsperiode wird erprobt, die Daten aus der dritten Bundeswaldinventur für die Bewertung des Erhaltungszustandes häufiger Wald-Lebensraumtypen heranzuziehen – bei der atlantischen Region betrifft das zwei Lebensraumtypen und bei der kontinentalen Region fünf Lebensraumtypen. Hierfür wurde die Bundeswaldinventur in Abstimmung mit den Naturschutz- und Forstverwaltungen um eine Methode zur Erfassung der Wald-Lebensraumtypen und ihrer Erhaltungszustände erweitert (ALDINGER und MÜLLER-KROEHLING 2012). Grundlage zur Erfüllung der Berichtspflichten, aber auch allgemein um zu überprüfen, ob die Ziele der Biodiversitätsstrategie im Wald erreicht werden, sollte der bundesweite Ausbau der ökologischen Flächenstichprobe sein (vgl. Abschn. 10.3.1, 10.4.2, Tz. 539).

Fraglich ist allerdings grundsätzlich, ob eine vergemeinschaftete Waldpolitik überhaupt ökologisch vorteilhaft wäre, weil sie die sehr unterschiedlichen Bedingungen in den Mitgliedstaaten einbeziehen müsste und keinen Kompromiss auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner darstellen dürfte. Angesichts der naturräumlichen Unterschiede zwischen den Mitgliedstaaten sollte eine EU-Waldpolitik jedenfalls genug Spielräume für angepasste Regelungen enthalten.

Illegaler Holzeinschlag

395. Die FLEGT-Verordnung (EG) Nr. 2173/2005 hat das sogenannte FLEGT-Genehmigungssystem (FLEGT – Forest Law Enforcement, Governance and Trade) für Holzimporte in die EU eingerichtet, das verhindern soll, dass illegal eingeschlagenes Holz importiert wird. Sie wurde in Deutschland mit dem Holzhandels-Sicherungs-Gesetz (HolzSiG) umgesetzt. Die Einfuhr von Holz und bestimmten Holzprodukten ist nach der EU-Verordnung nur erlaubt, wenn für diese eine FLEGT-Genehmigung vorliegt. Durch das Gesetz wird geregelt, wie auf nationaler Ebene Holzeinfuhren aus Ländern, die mit der EU Partnerschaftsabkommen gegen den illegalen Holzeinschlag abgeschlossen haben, kontrolliert werden. Es statet auch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) als zuständige Behörde mit den erforderlichen Eingriffsbefugnissen aus. FLEGT beinhaltet ein Lizenzsystem mit Genehmigungsstellen in den jeweiligen Partnerländern für Holzexporte in die EU, bei dem Holz aus legaler Herkunft gekennzeichnet wird. Die Kriterien werden in einzelnen Partnerschaftsabkommen festgelegt, die bislang mit Ghana, Kamerun, der Republik Kongo, der Zentralafrikanischen Republik, Indonesien und Liberia geschlossen wurden. Um Transparenz sicherzustellen, sollten die Abkommen durch ein unabhängiges Monitoring überwacht werden, denn nach einer Studie des World Wide Fund For Nature (WWF) kamen im Jahr 2006 circa

11 Mio. m³ (r) Produkte auf der Basis von Holz, die nach Deutschland eingeführt wurden, aus illegalen oder verdächtigen Importen (HIRSCHBERGER 2008).

Aus Sicht des SRU sollte dieser sehr wichtige Schritt allerdings konsequenterweise auch Bücher, Zeitungen und andere Druckerzeugnisse umfassen, die bislang von der Regelung ausgenommen sind. Um einen Wettbewerbsvorteil für Länder mit geringen gesetzlichen Standards sowie illegale Importe zu vermeiden, sollten zukünftig alle Importe von Holz oder Holzprodukten aus nachweislich legaler und nachhaltiger Nutzung stammen und entlang der gesamten Produktions- und Transportkette innerhalb des EU-Binnenmarktes unabhängig kontrollierbar sein.

6.4.8 Institutionelle Reform der ministeriellen Zusammenarbeit

396. Die ökologischen Lebensgrundlagen müssen vorrangig gesichert werden, weil sie die Basis für das Erreichen wirtschaftlicher Ziele auf Waldflächen darstellen. Der Schutz der biologischen Vielfalt und der durch sie ermöglichten Ökosystemleistungen ist zentral. Die Schwierigkeiten, die bei der Entwicklung der Waldstrategie 2020 aufgetreten sind (Tz. 376 f.), zeigen, dass dies bislang institutionell nicht gewährleistet ist. Auch eine bereits bestehende Interministerielle Arbeitsgruppe zur Umsetzung der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt konnte beispielweise den Konflikt zwischen Forstwirtschaft und Biodiversitätsschutz nicht lösen. Um den Naturschutzaspekt in der Waldpolitik zu stärken, sollte die bisherige Unterabteilung Forstwirtschaft des BMELV daher in das BMU integriert werden.

Wesentliche Teile der internationalen Waldpolitik sind bereits dem BMU zugeordnet. Durch eine Bündelung der Zuständigkeiten beim BMU könnte eine größere Kohärenz zwischen nationaler und internationaler Waldpolitik geschaffen werden. In der praktischen Umsetzung des Naturschutzes im Wald würde dies die Verzahnung zwischen der Bundeswaldinventur, der Umsetzung von Natura 2000 und generell des Monitorings im Wald gewährleisten (vgl. Tz. 394).

Derzeit teilen sich die Zuständigkeiten wie folgt auf:

- BMU: Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD), Klimarahmenkonvention (UNFCCC), Regelungen des Washingtoner Artenschutzübereinkommens (CITES), FFH-Richtlinie und die UN-Konferenzen für nachhaltige Entwicklung;
- BMELV: Waldforum der Vereinten Nationen (UNFF), Forest Europe, Verhandlungen der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) zum Thema Wald und für Rechtsdurchsetzung, Politikgestaltung und Handel im Forstsektor (FLEGT);
- BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie): Internationales Tropenholz-Übereinkommen (ITTA);
- BMF (Bundesministerium der Finanzen): Bundeswald.

Als ein erster Schritt sollte eine permanente Bund/Länder-Arbeitsgruppe zur Umsetzung der walddirelevanten Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie eingesetzt werden. Diese soll eine Strategie von Bund und Ländern zur vorbildlichen Berücksichtigung der Biodiversitätsbelange für alle Wälder im Besitz der öffentlichen Hand bis 2010 und ihre Umsetzung bis 2020 entwickeln (BMU 2007, S. 32).

6.5 Zusammenfassung

397. Insgesamt konkurrieren unterschiedliche Nutzungen um die Wälder. Es besteht die Gefahr, dass sich hierbei die Ansprüche der kommerziellen Holzproduktion auf Kosten anderer Ziele durchsetzen. Als Lösungsmöglichkeit für die bestehenden Zielkonflikte schlägt der SRU eine differenzierte Nutzung der Waldfläche unter dem Vorrang des Schutzes der natürlichen Lebensgrundlagen vor. Dabei ist ein „patchwork“ verschiedener Nutzungstypen wie beispielsweise Flächen mit natürlicher Waldentwicklung, Wildnis, Naturschutz, Klimaschutz, Klimaanpassung, Tourismus und Forstwirtschaft auf den jeweils dafür geeigneten Flächen wünschenswert (SCHERZINGER 1996), das mit bundesweiten Grenzen für die Holznutzung verknüpft werden sollte. Als Grundlage dafür schlägt der SRU folgende Punkte vor:

- *Ökologische Mindeststandards im Wald einführen:* Biodiversitäts- und bodenschonende Bewirtschaftungsformen im Wald sollten grundlegend für wirtschaftliche Ziele sein und die flächendeckende Basis einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung bilden. Sie schützen gleichzeitig auch die Funktion der Wälder als Kohlenstoffspeicher. Dazu könnten zum Beispiel eine Konkretisierung des Begriffs der „ordnungsgemäßen Forstwirtschaft“ in § 11 Absatz 1 BWaldG beitragen und/oder eine Verordnungsermächtigung im BNatSchG. Ökologische Mindeststandards sollten jedenfalls für den öffentlichen Wald eingeführt werden, weil dieser vor allem Gemeinwohlzwecken dient.
- *Ziele der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt umsetzen:* Da unsicher ist, wie reaktionsfähig Waldökosysteme auf den Klimawandel sind, sollte die Resilienz von Wäldern gestärkt werden. Für eine gelungene Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Waldbewirtschaftung sollten die Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie für den Lebensraum Wald in entsprechenden raumkonkreten Strategien der Landschaftsprogramme der Länder verankert werden. Die Ziele dieser Biodiversitätsstrategien der Länder sollten die Basis für forstliche Planungen und Anpassungsmaßnahmen auch, aber nicht nur, in Schutzgebieten sein. Eine besondere Vorbildwirkung kommt dem öffentlichen Wald zu. Hier ist die Umsetzung der Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie grundlegend. Der forstlichen Rahmenplanung im Staatswald sollte möglichst ein öffentlicher Diskurs vorgeschaltet werden.
- *Monitoring in Natura 2000-Gebieten qualifizieren:* Eine Überwachung des Erhaltungszustands der Arten und Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Inte-

- resse sollte unter Federführung des BMU bzw. der Naturschutzbehörden der Länder durch ein länderübergreifendes Monitoringsystem für Natura 2000-Gebiete erfolgen. Die ökologische Flächenstichprobe sollte bundesweit ausgebaut werden, um als Grundlage für Berichtspflichten, aber auch allgemein zur Erreichung der Ziele der Biodiversitätsstrategie im Wald zu dienen.
- *10 % Flächenanteil „mit natürlicher Waldentwicklung“ in Wäldern der öffentlichen Hand ausweisen:* Die Ausweisung solcher Flächen unterstützt den Schutz der biologischen Vielfalt und sollte an geeigneten Standorten – vorrangig in Buchenwäldern – bis 2020 umgesetzt werden. Damit wird der Vorbildwirkung des Staates Rechnung getragen.
 - *Wildnisflächen rechtlich absichern:* Die Einrichtung von großflächigen Wildnisgebieten, in denen Entwicklungsprozesse ungestört ablaufen können, sollte insbesondere auf geeigneten Waldflächen der öffentlichen Hand bis 2020 umgesetzt werden und Natura 2000-Flächen bevorzugen. Wildnisgebiete können auch eine wichtige ökonomische Bedeutung insbesondere für den Tourismus haben. Diese ist weiterzuentwickeln.
 - *Honorierung öffentlicher Leistungen:* die Inwertsetzung der ökosystemaren Funktionen des Waldes sollte verbessert werden, indem Anreize zu ihrer Erhaltung geschaffen werden.
 - *Wald-Wild-Konflikt lösen:* Künstliche Manipulationen der Wildtierpopulation sollten verboten werden und eine Umorientierung zu einem modernen Wildtiermanagement erfolgen. Die Vermeidung von Wildschäden sollte prioritär gegenüber (monetären) Ersatzmaßnahmen sein. Ökologische Schäden sollten in die Schadensermittlung mit einbezogen werden. Daneben sind die gesetzlichen Grundlagen für eine Verbesserung der Situation größtenteils bereits vorhanden und nur in wenigen, aber entscheidenden Punkten ergänzungsbedürftig. Neben einem verbesserten Vollzug bestehender Gesetze ist eine Anpassung der Jagdpraxis an die ökologischen Verhältnisse und den Waldzustand nötig.
 - *Klimaschutz stärken:* Zur Abmilderung des Klimawandels in den kommenden Jahrzehnten sollte der Aufbau weiterer Kohlenstoffvorräte im Wald durch ein höheres Bestandsalter angestrebt werden. Ein hohes Alter des Waldes ist gleichzeitig die Grundlage für das Vorkommen vieler gefährdeter Waldarten. Klimaschutzstrategien sollten darüber hinaus die Steigerung der Resistenz und Resilienz der Wälder gegenüber Wetterextremen durch Wahl heimischer Baumarten und Herkünfte zum Ziel haben.
 - Durch eine schonende Nutzung von Biomasse aus Wäldern können Emissionen von Kohlenstoff eingespart werden. Treibhausgas-Bilanzierungen der forstlichen Nutzung müssen den auf Waldflächen gespeicherten Kohlenstoff und dessen Änderungen vollständig berücksichtigen. Dies umfasst neben der lebenden Biomasse auch das Totholz, die Streuauflage und den Humus. Folglich müssen die „time-lag“-Phasen (die Zeit, die nötig ist, um den Kohlestoffvorrat pro Fläche zum Zeitpunkt der Ernte wiederherzustellen) berücksichtigt werden. Durch Holznutzung erzielbare Einsparungen fossilen Kohlenstoffs müssen stets den Verlusten an biogen gebundenem Kohlenstoff in Waldökosystemen im Falle der Nicht-Nutzung gegenübergestellt werden.
 - *Ressourcenschonende Nutzung:* Im Sinne einer nachhaltigen Holznutzung und um Speicher- und Substitutionseffekte zu ermöglichen, sollte der Nutzungsdruck auf den Wald verringert werden. Daher wird die Mobilisierung vorhandener nachhaltig nutzbarer Potenziale zur energetischen Nutzung, die bisher nicht oder nur unzureichend erschlossen sind, wie Landschaftspflegeholz und Resthölzer, oder der Anbau in KUP zukünftig eine wichtige Rolle spielen. Dabei müssen, wie auch im Biomasseaktionsplan der Bundesregierung ausgeführt, die Anforderungen von Natur- und Bodenschutz berücksichtigt werden. Importe von holzartiger Biomasse zur Energiegewinnung sollten nur mit verpflichtenden Nachhaltigkeitsanforderungen zugelassen werden. Dies erfordert ein Monitoring des Holzhandels-Sicherungs-Gesetzes in den Herkunftsländern durch unabhängige Institutionen.
 - *Holzvorrat durch Nutzungsgrenzen sichern:* Für die Nutzung des Waldes sollte eine bundesweite Mindestgrenze für die Zielvorräte festgelegt werden. Dabei sollte der Holzvorrat aus Vorsorgegründen mindestens die Hälfte des natürlichen, also 350 m³/ha, betragen.
 - *Hochwertige Zertifizierung stärken:* Der Druck zur Zertifizierung der Holzproduktion durch ein anspruchsvolles System wie FSC auf 80 % der Fläche sollte verstärkt werden. Eine Zertifizierung muss außerdem die Grundlage für die Nutzung von Holz zur Energiegewinnung darstellen.
 - *Institutionelle Reform der ministeriellen Zusammenarbeit zur Waldpolitik:* Der SRU schlägt vor, die bisherige Unterabteilung Forstwirtschaft im BMELV in das BMU zu integrieren. Damit würde die Kohärenz von nationaler und internationaler Politik sowie die Effizienz durch Bündelung in einem Ministerium gestärkt werden.

6.6 Literatur

- Aldinger, E., Müller-Kroehling, S. (2012): FFH-Monitoring, eine richtungsweisende Zusammenarbeit von Naturschutz und Forst. Naturschutz und Landschaftsplanung 44 (2), S. 59–60.
- Ammer, C., Vor, T., Knoke, T., Wagner, S. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Göttingen: Universitätsverlag. Göttinger Forstwissenschaften 5.
- ANU (Arbeitsgemeinschaft Natur und Umweltbildung Bundesverband) (2005): Umweltbildung im Wald (2005) – Dokumentation. Ein fotografischer Überblick über die ANU-Bundestagung 2005 in Altenkirchen. Frankfurt am

- Main: ANU. <http://www.umweltbildung.de/wald.html> (11.01.2012).
- Baumann, A., Oppermann, R., Erdmanski-Sasse, W. (2007): Bioenergie? – Aber natürlich! Nachwachsende Rohstoffe aus Sicht des Umwelt- und Naturschutzes. Ansbach, Berlin: Deutscher Verband für Landschaftspflege, NABU. Landschaft als Lebensraum 12.
- Baumgarten, M., Matyssek, R., Huber, C., Dietrich, H. P. (2010): Beurteilung des Ozonrisikos für die Waldregionen Bayerns am Beispiel des Jahres 2002 und des Extremtrockenjahres 2003 auf der Basis der externen Ozonexposition und der internen Ozonaufnahme. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 22 (5), S. 579–595.
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2009): Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Bayern [Bayerische Biodiversitätsstrategie]. München: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit.
- Benz, A., Koch, H.-J., Suck, A., Fizek, A. (2008): Verwaltungshandeln im Naturschutz. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 66.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): Windkraft über Wald. Positionspapier. Bonn: BfN.
- BfN (2010a): Nationalparke. Bonn: BfN. http://www.bfn.de/0308_nlp.html (27.02.2012).
- BfN (2010b): Wildnisgebiete. Bonn: BfN. http://www.bfn.de/0311_wildnis.html (27.02.2012).
- BfN (2008): Naturerbe Buchenwälder. Situationsanalyse und Handlungserfordernisse Bonn: BfN. Positionspapier des BfN.
- BfN, BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Natura 2000 in Deutschland. Edelsteine der Natur. Bonn, Berlin: BfN, BMU.
- BMELV (2004): Die zweite Bundeswaldinventur – BWI2 Berlin: BMELV. http://www.bmelv.de/clin_045/nn_753668/DE/06-Forstwirtschaft/Waldberichte/Bundeswald_inventur2.html__nnn=true.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Erneuerbare Energien in Zahlen. Nationale und internationale Entwicklung. Stand: Juni 2010. Berlin: BMU.
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.
- Bofinger, S., Callies, D., Scheibe, M., Saint-Drenan, Y.-M., Rohrig, K. (2011): Studie zum Potenzial der Windenergienutzung an Land. Kurzfassung. Berlin: Bundesverband WindEnergie.
- Bohn, U., Gollup, G. (2007): Buchenwälder als natürliche Vegetation in Europa. Natur und Landschaft 82 (9–10), S. 391–397.
- Bundesregierung (2008): Für ein nachhaltiges Deutschland. Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Bundesregierung (2004): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Fortschrittsbericht 2004. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I., Gonzalez, A. (2011): The functional role of producer diversity in ecosystems. American Journal of Botany 98 (3), S. 572–592.
- Chum, H., Faaij, A., Moreira, J. (2012): Bioenergy. In: IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (Hrsg.): Renewable energy sources and climate change mitigation. Special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York: Cambridge University Press, S. 209–331.
- Coleman, A., Aykroyd, T. (Hrsg.) (2009): Proceedings of the Conference on Wilderness and Large Natural Habitat Areas. Prague: EU Presidency.
- Creutzig, F., Popp, A., Plevin, R., Luderer, G., Minx, J., Edenhofer, O. (2012): Reconciling top-down and bottom-up modelling on future bioenergy deployment. Nature Climate Change. 2 (5), S. 320–327.
- dena (Deutsche Energie-Agentur) (2011): Die Mitverbrennung holzartiger Biomasse in Kohlekraftwerken. Ein Beitrag zur Energiewende und zum Klimaschutz? Berlin: dena.
- Deutscher Bundestag (2011a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Kirsten Tackmann, Eva Bulling-Schröter, Jan Korte, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. Bundesdrucksache 17/6992. Überarbeitungsbedarf beim Bundesjagdrecht. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/7229.
- Deutscher Bundestag (2011b): Schriftliche Fragen mit den in der Woche vom 24. Oktober 2011 eingegangenen Antworten der Bundesregierung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/7546.
- Deutscher Bundestag (2011c): Unterrichtung durch die Bundesregierung. Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/7292.
- Deutscher Bundestag (2010): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Petra Crone, Elvira Drobinski-Weiß, Dr. Wilhelm Priesmeier, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der SPD. Drucksache 17/3556. Sachstand zur Waldstrategie 2020. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/3770.

- Deutscher Bundestag (2009): Unterrichtung durch die Bundesregierung. Waldbericht der Bundesregierung 2009. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/13350.
- Deutscher Bundestag (2008): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Cornelia Behm, Hans-Josef Fell, Bettina Herlitzius, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Bundestagsdrucksache 16/7612. Wald als Kohlendioxidlenke. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/7939.
- DFWR (Deutscher Forstwirtschaftsrat) (2011): „Erfurter Erklärung“. Energiewende und Klimawandel erfordern neue Strategien für den Wald. 21.06.2011. Erfurt: DFWR.
- DJV (Deutscher Jagdschutz-Verband) (2003): Das Bundesjagdgesetz. Forderungen und Tatsachen. Bonn: DJV.
- Doyle, U., Ristow, M. (2006): Biodiversitäts- und Naturschutz vor dem Hintergrund des Klimawandels. Für einen dynamischen integrativen Schutz der biologischen Vielfalt. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (4), S. 101–107.
- Doyle, U., Schümann, K. (2010): Erneuerbare Energien – Die Zukunft des Biomasseanbaus. In: Demuth, B., Heiland, S., Wojtkiewicz, W., Wiersbinski, N., Finck, P. (Hrsg.): Landschaften in Deutschland 2030 – Der große Wandel. Ergebnisse des Workshops vom 1.–4.12.2009 an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm (INA). Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 284, S. 61–70.
- Dunger, K., Stümer, W., Oehmichen, K., Riedel, T., Bolte, A. (2009): Der Kohlenstoffspeicher Wald und seine Entwicklung. AFZ – Der Wald 64 (20), S. 1072–1073.
- EEA (European Environment Agency) (2011): Opinion of the EEA Scientific Committee on the greenhouse gas accounting in relation to bioenergy. Copenhagen: EEA.
- Egan-Krieger, T. von, Ott, K. (2007): Normative Grundlagen nachhaltiger Waldbewirtschaftung. Ethik-Gutachten im Rahmen des Projektes „Zukünfte und Visionen Wald 2100“. Greifswald: Ernst-Moritz-Arndt Universität, Institut für Botanik und Landschaftsökologie.
- Ellwanger, G., Balzer, S., Schröder, E., Ssymank, A., Pöppelmann, A., Fartmann, T. (2011): Der Zustand der biologischen Vielfalt in Deutschland. Der Nationale Bericht zur FFH-Richtlinie. Berlin, Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesamt für Naturschutz.
- Endres, U., Förster, B. (2010): Strukturveränderungen in Buchennaturwaldreservaten. Totholz unterliegt in den „reifenden“ Naturwaldreservaten einer starken Dynamik. LWF aktuell 77, S. 54–56.
- Erb, W. (2011): Der Beitrag des öffentlichen Waldes in Baden-Württemberg zur Umsetzung der NBS. In: Höltermann, A., Winkel, G. (Hrsg.): Dialogforum Öffentlicher Wald und Nationale Biodiversitätsstrategie. Vilm, 19–21. Mai 2010. Tagungsband. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 293, S. 66–70.
- Eser, U., Neureuther, A.-K., Müller, A. (2011): Klugheit, Glück, Gerechtigkeit. Ethische Argumentationslinien in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 107.
- Europäische Kommission (2011): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2010): Grünbuch. Waldschutz und Waldinformation: Vorbereitung der Wälder auf den Klimawandel. KOM(2010) 66 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2006): Mitteilung der Kommission. Eindämmung des Verlustes der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 – und darüber hinaus. Erhalt der Ökosystemleistungen zum Wohl der Menschen. KOM(2006) 216 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Fährer, L. (2003): Naturnahe Waldnutzung im Stadtwald Lübeck. In: Altner, G., Leitschuh-Fecht, H., Michelsen, G., Simonis, U. E., Weizsäcker, E. U. von (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 2004. München: Beck, S. 156–166.
- FOREST EUROPE (1998): Annex 1 of the resolution L2. Pan-European Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management. Madrid: Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. <http://www.forest-europe.org/?module=Files;action=File.getFile;ID=271> (28.02.2012).
- FOREST EUROPE (1993): Resolution H1. General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe. Madrid: Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. <http://www.forest-europe.org/?module=Files;action=File.getFile;ID=259> (28.02.2012).
- FOREST EUROPE, UNECE (United Nations Economic Commission for Europe), FAO (Food and Agriculture Organization) (2011): State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Oslo: Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.
- Freibauer, A., Drösler, M., Gensior, A., Schulze, E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. Natur und Landschaft 84 (1), S. 20–25.
- Fritz, P. (Hrsg.) (2006): Ökologischer Waldumbau in Deutschland. München: oekom.
- FSC Deutschland (Forest Stewardship Council, Arbeitsgruppe Deutschland) (2012): FSC in Zahlen. Stand: Februar 2012. Freiburg: FSC Deutschland. <http://www.fsc->

- deutschland.de/index.php?option=com_content&view=article&id=211&Itemid=106 (02.04.2012).
- Greenpeace (2011): Die Wälder Deutschlands im Klimaschutz – eine neue Strategie mit großer Wirkung. Hamburg: Greenpeace.
- Güthler, W., Market, R., Häusler, A., Dolek, M. (2005): Vertragsnaturschutz im Wald. Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 146.
- Hanski, I., Walsh, M. (2004): How much, how to? Practical tools for forest conservation. Helsinki: Birdlife International.
- Hessen-Forst (2010): Naturschutzleitlinie für den Hessischen Staatswald. Kassel: Hessen-Forst.
- Heuer, E. (2011): Kohlenstoffbilanzen – Schlüssel zur forstlichen Klimapolitik. AFZ – Der Wald 66 (17), S. 16–18.
- Hildmann, C., Kühling, W., Scheurlen, K. (2010): Kurzumtriebsplantagen für die Energieholzgewinnung. Chancen und Risiken. Berlin: BUND. BUNDpositionen 55.
- Hirschberger, P. (2008): Illegaler Holzeinschlag und Deutschland. Eine Analyse der Außenhandelsdaten. Frankfurt am Main: WWF Deutschland.
- Hoheisel, D., Kangler, G., Schuster, U., Vicenzotti, V. (2010): Wildnis ist Kultur. Warum Naturschutzforschung Kulturwissenschaft braucht. Natur und Landschaft 85 (2), S. 45–50.
- Höltermann, A., Oesten, G. (2001): Ein Begriff macht Karriere. Forstliche Nachhaltigkeit. Ein forstwirtschaftliches Konzept als Vorbild für die Strategie der nachhaltigen Entwicklung? Der Bürger im Staat 51 (1), S. 39–45.
- Höltermann, A., Winkel, G. (2011): Zusammenfassung der wesentlichen Workshopergebnisse. In: Höltermann, A., Winkel, G. (Hrsg.): Dialogforum Öffentlicher Wald und Nationale Biodiversitätsstrategie. Vilm, 19–21. Mai 2010. Tagungsband. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 293, S. 5–8.
- Ingerson, A. (2009): Wood products and carbon storage: Can increased production help solve the climate crisis? Washington: The Wilderness Society.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2000): Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Summary for Policymakers. A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2011): Category 1b Wilderness Area. Gland: IUCN. http://www.iucn.org/about/work/programmes/pa/pa_products/wcpa_categories/pa_category1b/ (28.02.2012).
- Jacobs, H. (2011): Der BDF zur Rolle des öffentlichen Waldes bei der Umsetzung der Biodiversitätsstrategie. In: Höltermann, A., Winkel, G. (Hrsg.): Dialogforum Öffentlicher Wald und Nationale Biodiversitätsstrategie. Vilm, 19–21. Mai 2010. Tagungsband. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 293, S. 43–45.
- Jedicke, E. (2008): Biotopverbund für Alt- und Totholz-Lebensräume. Leitlinien eines Schutzkonzepts inner- und außerhalb von Natura 2000. Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (11), S. 379–385.
- Job, H., Woltering, M., Harrer, B. (2009): Regionalökonomische Effekte des Tourismus in deutschen Nationalparks. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 76.
- JuraForum (2011): Lexikon > W > Wildschaden. Hannover: Einbock Internet Business. <http://www.juraforum.de/lexikon/wildschaden> (27.05.2011).
- Kleinhüchelkotten, S., Neitzke, H.-P. (2010): Naturbewußtsein 2009. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. Berlin, Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesamt für Naturschutz.
- Krohn, S. (2010): Naturschutz im Wald: Was bringt das neue BNatSchG? Vortrag, 9. Warnemünder Naturschutzrechtstag, 24.–25.06.2010, Rostock-Warnemünde.
- Krug, J., Köhl, M. (2010): Bedeutung der deutschen Forstwirtschaft in der Klimapolitik. AFZ – Der Wald 65 (17), S. 30–33.
- Kujanpää, M., Pajula, T., Hohenthal, C. (2009): Carbon footprint of a forest product – challenges of including biogenic carbon and carbon sequestration in the calculations. In: Koukkari, H., Nors, M. (Hrsg.): Life Cycle Assessment of Products and Technologies. LCA Symposium. Helsinki: VTT Technical Research Centre of Finland. VTT Symposium 262, S. 27–39.
- Luyssaert, S., Schulze, E. D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmoller, D., Law, B. E., Ciais, P., Grace, J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. Nature 455 (7210), S. 213–215.
- McKechnie, J., Colombo, S., Chen, J., Mabee, W., MacLean, H. L. (2011): Forest Bioenergy or Forest Carbon? Assessing Trade-Offs in Greenhouse Gas Mitigation with Wood-Based Fuels. Environmental Science & Technology 45 (2), S. 789–795.
- Meyer, P., Schmidt, M., Spellmann, H. (2011): Aufbau eines Systems nutzungsfreier Wälder in Deutschland. Natur und Landschaft 86 (6), S. 243–250.
- MIL Brandenburg (Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg) (2011): Waldprogramm 2011. Potsdam: MIL Brandenburg.
- Milad, M., Schaich, H., Bürgi, M., Konold, W. (2011): Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. Forest Ecology and Management 261 (4), S. 829–843.
- Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes (2011): Wald-Vitalisierungsprogramm Saarland.

- Saarbrücken: Ministerium für Umwelt Energie und Verkehr des Saarlandes.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg (2011): Natur – das grüne Kapital unseres Landes. Naturschutzstrategie Baden-Württemberg 2020. Stuttgart: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg.
- MLU Sachsen-Anhalt (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt) (2010): Strategie des Landes Sachsen-Anhalt zum Erhalt der Biologischen Vielfalt. Magdeburg: MLU Sachsen-Anhalt.
- MLUR Brandenburg (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg) (2004): Waldbau-Richtlinie 2004. „Grüner Ordner“ der Landesforstverwaltung Brandenburg. Potsdam: MLUR Brandenburg.
- MUGV Brandenburg (Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2012): Biologische Vielfalt in Brandenburg. Potsdam: MUGV Brandenburg.
- Müller, J., Bußler, H., Utschick, H. (2007): Wie viel Totholz braucht der Wald? Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (6), S. 165–170.
- NABU (Naturschutzbund Deutschland) (2010): Ist ungenutzter Wald schlecht für's Klima? Die unterschätzte Senkenleistung dynamischer Naturwälder. Berlin: NABU. http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/wald/nabu-hintergrund_-_die_untersch_tzte_senkenleistung_von_naturw_aldern_stand_28.10.2010.pdf (27.05.2011).
- NABU (2008): Waldwirtschaft 2020. Perspektiven und Anforderungen aus Sicht des Naturschutzes. Berlin: NABU.
- Naturland – Verband für ökologischen Landbau (2012): Waldnutzung. Gräfelfing: Naturland – Verband für ökologischen Landbau. <http://www.naturland.de/waldnutzung.html> (02.04.2012).
- Niebrügge, A., Wilczek, M. (Hrsg.) (2011): Wildniskonferenz 2010. Tagungsband. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 228.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (2011): Wälder für Niedersachsen. Wald, Forst- und Holzwirtschaft im Wandel. 2. Aufl. Hannover: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung.
- Nitsch, J., Wenzel, B. (2009): Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau erneuerbarer Energien in Deutschland unter Berücksichtigung der europäischen und globalen Entwicklung. Leitszenario 2009. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Oehmichen, K., Demant, B., Dunger, K., Grüneberg, E., Hennig, P., Kroihner, F., Neubauer, M., Polley, H., Riedel, T., Rock, J., Schwitzgebel, F., Stümer, W., Wellbrock, N., Ziche, D., Bolte, A. (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Sonderheft 343.
- Olischläger, J., Kowarik, I. (2011): Gebietsfremde Arten. Störung oder Bestandteil der Naturdynamik von Wildnisgebieten? *Natur und Landschaft* 86 (3), S. 101–104.
- Ott, K. (2010): Umweltethik zur Einführung. Hamburg: Junius. Zur Einführung 377.
- Ott, K., Döring, R. (2008): Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit. 2., überarb. und erw. Aufl. Marburg: Metropolis. Beiträge zur Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit 1.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., 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), S. 988–993.
- Panek, N. (2011): Deutschlands internationale Verantwortung: Rotbuchenwälder im Verbund schützen. Hamburg: Greenpeace.
- Panek, N. (2009): Holzeinschlag noch nachhaltig? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41 (12), S. 364.
- PEFC Deutschland (2011): Gesehen werden. Jahresbericht 2011. Stuttgart: PEFC Deutschland e.V.
- Peters, W., Schultze, C., Schumann, K., Stein, S. (2010): Bioenergie und Naturschutz. Synergien fördern, Risiken vermeiden. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Rammo, G. (2011): Die nationale Biodiversitätsstrategie und ihre Umsetzung im Saarland. In: Höltermann, A., Winkel, G. (Hrsg.): Dialogforum Öffentlicher Wald und Nationale Biodiversitätsstrategie. Vilm, 19.–21. Mai 2010. Tagungsband. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 293, S. 101–106.
- Reh, J. (2010): Die Übereinstimmung des deutschen Bejagungspflichtmodells mit der Europäischen Menschenrechtskonvention. *Natur und Recht* 32 (11), S. 753–759.
- Reif, A., Aas, G., Essl, F. (2011): Braucht der Wald in Zeiten der Klimaveränderung neue, nicht heimische Baumarten? *Natur und Landschaft* 86 (6), S. 256–260.
- Reif, A., Brucker, U., Kratzer, R., Schmiedinger, A., Bauhaus, J. (2010): Waldbau und Baumartenwahl in Zeiten des Klimawandels aus Sicht des Naturschutzes. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 272.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A. (2010): Ursachen der Gefährdung von Biotoptypen in Deutschland. *Natur und Landschaft* 85 (5), S. 181–186.
- RNE (Rat für Nachhaltige Entwicklung) (2004): Waldwirtschaft als Modell für nachhaltige Entwicklung: Ein neuer Schwerpunkt für die nationale Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: RNE. texte 10.
- Rock, J., Bolte, A. (2011): Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO₂-Bilanz. *AFZ – Der Wald* 66 (15), S. 22–24.

- Rüter, S. (2011): Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? *AFZ – Der Wald* 66 (15), S. 15–18.
- Rüter, S., Rock, J., Köthke, M., Dieter, M. (2011): Wie viel Holznutzung ist gut fürs Klima? *AFZ – Der Wald* 66 (15), S. 19–21.
- SaarForst Landesbetrieb (2008): Regionale Biodiversitätsstrategie. Teilbereich Subatlantische Buchenwälder. Eppelborn: SaarForst Landesbetrieb.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2009): Programm zur Biologischen Vielfalt im Freistaat Sachsen des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft. Dresden: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.
- Schaber-Schoor, G. (2011): Fachliche Anforderungen, Ziele und Handlungsansätze verschiedener Alt- und Totholzkonzepte. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. http://www.waldwissen.net/wald/naturschutz/arten/fva_totholzkonzeption_fachliche_anforderungen/index_DE (01.12.2011).
- Schäfer, A. (2011): Gemeinwohlverpflichtung öffentlicher Forstbetriebe aus Sicht der Wirtschaftswissenschaft. In: Höltermann, A., Winkel, G. (Hrsg.): Dialogforum Öffentlicher Wald und Nationale Biodiversitätsstrategie. Vilm, 19.–21. Mai 2010. Tagungsband. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 293, S. 35–41.
- Schaich, H., Konold, W. (2012): Honorierung ökologischer Leistungen der Forstwirtschaft. Neue Wege für Kompensationsmaßnahmen im Wald? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44 (1), S. 5–13.
- Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W. W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M., Schulze, E.-D., Roscher, C., Weigelt, A., Allan, E., Beszler, H., Bonkowski, M., Buchmann, N., Buscot, F., Clement, L. W., Ebeling, A., Engels, C., Halle, S., Kertscher, I., Klein, A.-M., Koller, R., König, S., Kowalski, E., Kummer, V., Kuu, A., Lange, M., Lauterbach, D., Middelhoff, C., Migunova, V. D., Milcu, A., Müller, R., Pertsch, S., Petermann, J. S., Renker, C., Rottstock, T., Sabais, A., Scheu, S., Schumacher, J., Temperton, V. M., Tschirntke, T. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468 (7323), S. 553–556.
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Praktischer Naturschutz. Stuttgart: Ulmer.
- Schleswig-Holsteinischer Landtag (2008): Bericht der Landesregierung. Umsetzung der nationalen Biodiversitätsstrategie. Drucksache 16/2025. Kiel: Schleswig-Holsteinischer Landtag. Drucksache 16/2185.
- Schraml, U. (2009): Erholung und Tourismus als Themen einer Zukunftsstrategie für die Waldnutzung in Deutschland. In: Seintsch, B., Dieter, M. (Hrsg.): Waldstrategie 2020. Tagungsband zum Symposium des BMELV, 10.–11. Dez. 2008, Berlin. Braunschweig: Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut. Landbauforschung, Sonderheft 327, S. 17–25.
- SDW (Schutzgemeinschaft Deutscher Wald) (2012): Waldzustandsdaten. Waldschadensberichte. Bonn: SDW. <http://www.sdw.de/bedrohter-wald/waldschaeden/waldzustandsdaten> (01.12.2011).
- Sedjo, R. A. (2011): Carbon neutrality and bioenergy. A zero-sum game? Washington, DC: Resources for the Future. RFF Discussion Paper 11-15.
- Seewald, S. (2009): Rechtliche Hinweise bei Wild- und Jagdschäden. Vortrag, Schwerpunktseminar des BJV „Wildschäden in der Forstwirtschaft“, 05.02.2009 Feldkirchen.
- Seidling, W. (2006): Auswirkungen des Trockenstresses 2003 auf den Waldzustand. Schlussbericht zum HS-Vorhaben 05HS005. Eberswalde: Fachhochschule Eberswalde.
- Seidling, W., Fischer, R. (2008): Deviances from expected Ellenberg indicator values for nitrogen are related to N throughfall deposition in forests. *Ecological Indicators* 8 (5), S. 639–646.
- Seintsch, B. (2011): Holzbilanzen 2009 und 2010 für die Bundesrepublik Deutschland. Hamburg: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft 04/2011.
- Seintsch, B. (2010): Entwicklungen des Clusters Forst und Holz zwischen 2000 und 2007. Ergebnisse und Tabellen für das Bundesgebiet und die Länder. Hamburg: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft 02/2010.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2010): Berliner Strategie zur biologischen Vielfalt. Vorentwurf (Haupttext). Stand: 15.04.2010. Berlin: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.
- Seppälä, R., Buck, A., Katila, P. (2009): Adaptation of Forests and People to Climate Change. A Global Assessment Report. Helsinki: International Union of Forest Research Organizations. IUFRO World Series 22.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011): Ökologische Leitplanken setzen, natürliche Lebensgrundlagen schützen – Empfehlungen zum Fortschrittbericht 2012 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 9. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/05_Kommentare/20101KOM_09_Nachhaltigkeitsstrategie.pdf?__blob=publicationFile (19.10.2011).
- SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.
- Statistisches Bundesamt (2011a): Forstwirtschaft. Gesamtschlag nach Holzartengruppen. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/LandForstwirtschaft/Forstwirtschaft/Tabellen/Content75/GesamtschlagHolzartengruppen,templateId=renderPrint.psml> (28.02.2012).

- Statistisches Bundesamt (2011b): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie 2011. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Flade, M., Grüneberg, C., Mitschke, A., Schwarz, J., Wahl, J. (2009): Vögel in Deutschland 2009. Steckby: DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- Thrän, D., Edel, M., Pfeifer, J., Ponitka, J., Rode, M., Knispel, S. (2011): Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung von Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der Biomassenutzung. Leipzig: Deutsches BiomasseForschungszentrum. DBFZ-Report 4.
- Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (2011): Thüringer Strategie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. Erfurt: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz.
- Trommer, G. (o. J.): Wildnis. Anmerkungen zu etwas, das in Mitteleuropa schon längst ausgerottet ist. Zandt: ARGE Waldwildnis. http://www.waldwildnis.de/cd/archiv/trommer_g/lit_page.htm (28.02.2012).
- Vattenfall Europe (2012): Biomasse – Wichtige Quelle erneuerbarer Energie. Berlin: Vattenfall Europe. <http://www.vattenfall.de/de/erneuerbare-energien-biomasse.htm> (23.01.2012).
- Verkerk, P., Lindner, M., Schuck, A. (2011): Potenzielle Auswirkungen einer verstärkten Bioenergienutzung auf die Biodiversität und andere Ökosystemdienstleistungen in Wäldern in der Europäischen Union. *Natur und Landschaft* 86 (6), S. 238–342.
- VHI (Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie) (2010): Holz verantwortungsvoll nutzen. Fakten zur Verfügbarkeit von Holz als Rohstoff für die deutsche Wirtschaft. Leporello. Gießen: VHI. http://www.holz-verantwortungsvoll-nutzen.de/wp-content/uploads/2010/07/208-2003_VHI_Leporello_DINlang_DRUCK.pdf (28.02.2012).
- Volz, K.-R. (2011): Gesellschaftliche Anforderungen an öffentliche Forstbetriebe und Forstformen – zunehmender Widerspruch oder neue Chance? In: Höltermann, A., Winkel, G. (Hrsg.): Dialogforum Öffentlicher Wald und Nationale Biodiversitätsstrategie. Vilm, 19.–21. Mai 2010. Tagungsband. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 293, S. 25–34.
- Wald-und-Forst.de (2011): Wichtige Baumarten. Wahlted: Tolja Mack. <http://www.wald-und-forst.de/baumarten.php> (01.12.2011).
- Winkel, G. (2007): Waldnaturschutzpolitik in Deutschland: Bestandsaufnahme, Analysen und Entwurf einer Story-Line. Remagen: Kessel. *Freiburger Schriften zur Forst- und Umweltpolitik* 13.
- Winkel, G., Kaphengst, T., Herbert, S., Robaey, Z., Rosenkranz, L., Sotirov, M. (2009): EU policy options for the protection of European forests against harmful impacts. Final report. Freiburg, Berlin: Albert-Ludwigs-Universität, Institut für Forst- und Umweltpolitik, Ecologic Institut. ENV.B.1/ETU/2008/0049: OJ 2008/S 112 – 149606.
- Winkel, G., Schaich, H., Konold, W., Volz, K.-R. (2005): Naturschutz und Forstwirtschaft: Bausteine einer Nutzungsstrategie im Wald. Bonn-Bad Godesberg: BfN. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 11.
- Winkel, G., Volz, K.-R. (2003): Naturschutz und Forstwirtschaft. Kriterienkatalog zur guten fachlichen Praxis. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. *Angewandte Landschaftsökologie* 53.
- Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2011): Biodiversität in Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsystemen im Vergleich zu anderen energetischen Biomassepfaden. Kurzstellungnahme. Bonn: Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV.
- Woike, M. (2011): Wildnisgebietskonzept NRW. Vortrag, Winterkolloquium der Universität Freiburg, 28.01.2011, Freiburg.
- Zhou, G., Liu, S., Li, Z., Zhang, D., Tang, X., Zhou, C., Yan, J., Mo, J. (2006): Old-Growth Forests Can Accumulate Carbon in Soils. *Science* 314 (5804), S. 1417.

Kapitel 7

Inhaltsverzeichnis

	Seite
7 Moorböden als Kohlenstoffspeicher	243
7.1 Einleitung	243
7.2 Stellenwert der Böden als Kohlenstoffspeicher	243
7.3 Flächen und Klimarelevanz von Mooren und Moorböden	244
7.3.1 Flächen	245
7.3.2 Treibhausgasemissionen	246
7.4 Moorbodennutzung	247
7.4.1 Landwirtschaftliche Nutzung	249
7.4.2 Torfnutzung im Hobby- und Erwerbsgartenbau	250
7.4.3 Alternative Nutzungsformen: Paludikulturen	251
7.4.4 Bewertung	253
7.5 Reduktion der Emissionen aus Moorböden	253
7.5.1 Ziele	253
7.5.2 Renaturierungsmaßnahmen	254
7.5.3 Vermeidungskosten	255
7.6 Synergiewirkungen und Schutzkonzepte	255
7.6.1 Synergiewirkungen	256
7.6.1.1 Wasserhaushalt und Gewässergüte	257
7.6.1.2 Biologische Vielfalt	257
7.6.2 Moorschutzprogramme der Länder	259
7.7 Empfehlungen	261
7.7.1 Bundesinitiative Moorschutz	262
7.7.2 Fazit	264
7.8 Literatur	265

Abbildungen

Abbildung 7-1 Moorflächen und deren Emissionen je km ² (zehn größte Emittenten)	244
Abbildung 7-2 Moorflächen in Deutschland	245
Abbildung 7-3 Treibhausgasflüsse auf Moorflächen	246
Abbildung 7-4 Treibhausgasemissionen nach Quellkategorien 2009	247
Abbildung 7-5 Klimawirkung der Moorbodennutzung in Deutschland ..	249
Abbildung 7-6 Einsatz von Torf im Erwerbsgartenbau in Deutschland im Jahr 2005	251

	Seite
Abbildung 7-7 Treibhausgasemissionen aus Moorböden: Reale Entwicklung und notwendige Ziele	254
Abbildung 7-8 Verteilung von Hoch- und Niedermoorflächen in Deutschland	259
Abbildung 7-9 Vernetzung der am Moorschutz beteiligten Akteure	261
Abbildung 7-10 Struktur einer Bundesinitiative Moorschutz	262
 Tabellen	
Tabelle 7-1 Beispiele für Landnutzungsformen von Moorböden	248
Tabelle 7-2 Paludikulturen auf degradierten Moorböden und Abschätzungen ihrer potenziellen Auswirkungen auf Klima, Biodiversität und Wasserhaushalt	252
Tabelle 7-3 Beispiele der Landnutzungskategorien von Moorböden und ihre potenziellen Auswirkungen auf Klima, Biodiversität und Wasserhaushalt	257
Tabelle 7-4 Gefährdungsstatus von Mooren nach der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands	258

7 Moorböden als Kohlenstoffspeicher

7.1 Einleitung

398. Bodenschutz ist Klimaschutz. Dies gilt insbesondere für Moorflächen, deren Bedeutung für die Aufnahme und Festlegung von Kohlenstoff (C) bisher weitgehend unterschätzt wird. Moore enthalten verglichen mit anderen Ökosystemen ein Vielfaches an C/ha.

Auch Deutschland verfügt über große Moorbodenflächen, die für die landwirtschaftliche Nutzung entwässert wurden und werden. Dabei werden in großen Mengen Treibhausgase (THG) freigesetzt. Circa ein Drittel der THG-Emissionen der Landwirtschaft sind auf die Nutzung und Umwandlung von Moorböden zurückzuführen. Die Umkehr dieses Trends, zum einen durch die Erhaltung noch intakter Moore und zum anderen durch die aktive Wiedervernässung genutzter Moorböden, ist damit ein Erfolg versprechendes und vergleichsweise kostengünstiges klimapolitisches Handlungsfeld mit einem großen Emissionsreduktionspotenzial. Darüber hinaus lassen sich hierdurch vielfältige Synergien mit den Zielen des Biodiversitätsschutzes erreichen.

Aus diesen Gründen verdienen effektive politische Maßnahmen zur Erhaltung und zur Renaturierung von Moorflächen eine deutlich höhere politische Aufmerksamkeit. Die angemessene Finanzierung der Ökosystemleistung Kohlenstoffspeicherung, die von intakten Mooren erbracht werden kann, und geeignete rechtliche Vorgaben gehören dabei zu den wesentlichen Bestandteilen eines integrierten Schutzkonzeptes.

7.2 Stellenwert der Böden als Kohlenstoffspeicher

399. Böden enthalten global circa 1.600 Gt C und damit mehr als doppelt so viel wie die Atmosphäre. Kohlenstoff wird in Form von CO₂ durch Pflanzen aufgenommen und nach deren Absterben entweder wieder freigesetzt oder im Boden festgelegt. Die höchste Kohlenstoffumsetzung (Aufnahme, Festlegung und Freisetzung) ist in Wäldern zu verzeichnen (s. Kap. 6, Tz. 359).

Langfristige Kohlenstoffspeicher entstanden vor allem in kühlen, niederschlagsreichen Gebieten, in Gebirgen und in den regenreichen Tropen. Moore haben die kohlenstoffreichsten Böden, sie enthalten bis zu zehnmal mehr C/ha als andere Ökosysteme (BATJES 1996). Diese Speicher sind über Tausende von Jahren durch die unvollständige Zersetzung von Pflanzenresten entstanden, deren Kohlenstoffgehalt in Form von Torf konserviert wird. In nassen Senken und seichten Gewässern wird unter Luftabschluss (anaerobe Bedingungen) bis zu 1 mm Torf pro Jahr neu gebildet (IMMIRZI et al. 1992) – die Entstehung einer 10 cm dicken Torfschicht dauert dementsprechend circa 100 Jahre. Ein knappes Drittel des Bodenkohlen-

stoffs weltweit ist in Moorböden festgelegt, die aber nur 3 % der globalen Landfläche bedecken. Die Umwandlung natürlicher Ökosysteme in landwirtschaftliche Fläche führt immer zu einem Verlust an gebundenem Bodenkohlenstoff, der sich nutzungsabhängig auf einem deutlich niedrigeren Stand als zuvor einpendelt. Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) verzeichnete für die 1990er-Jahre einen jährlichen Kohlenstoffverlust der Böden durch Landnutzungsänderungen von 1,6 Gt C ($\pm 0,8$ Gt) (IPCC 2001a). Die Erhaltung von Moorböden als Kohlenstoffspeicher ist bisher als Mittel des Klimaschutzes noch nicht hinreichend im politischen Bewusstsein verankert, obwohl die Entwässerung von Mooren weltweit für 10 % der THG-Emissionen verantwortlich ist.

400. Abbildung 7-1 zeigt einerseits die zehn Länder mit den größten Moorflächen, andererseits deren *spezifische* Emissionen je km² Moorfläche. In Deutschland wird je km² Moorboden fast dreimal so viel CO₂ emittiert wie in Finnland, Kontinental-USA oder im europäischen Teil Russlands (JOOSTEN 2010). Dies spiegelt die Intensität der Nutzung bzw. den ökologischen Zustand der Moorflächen wider.

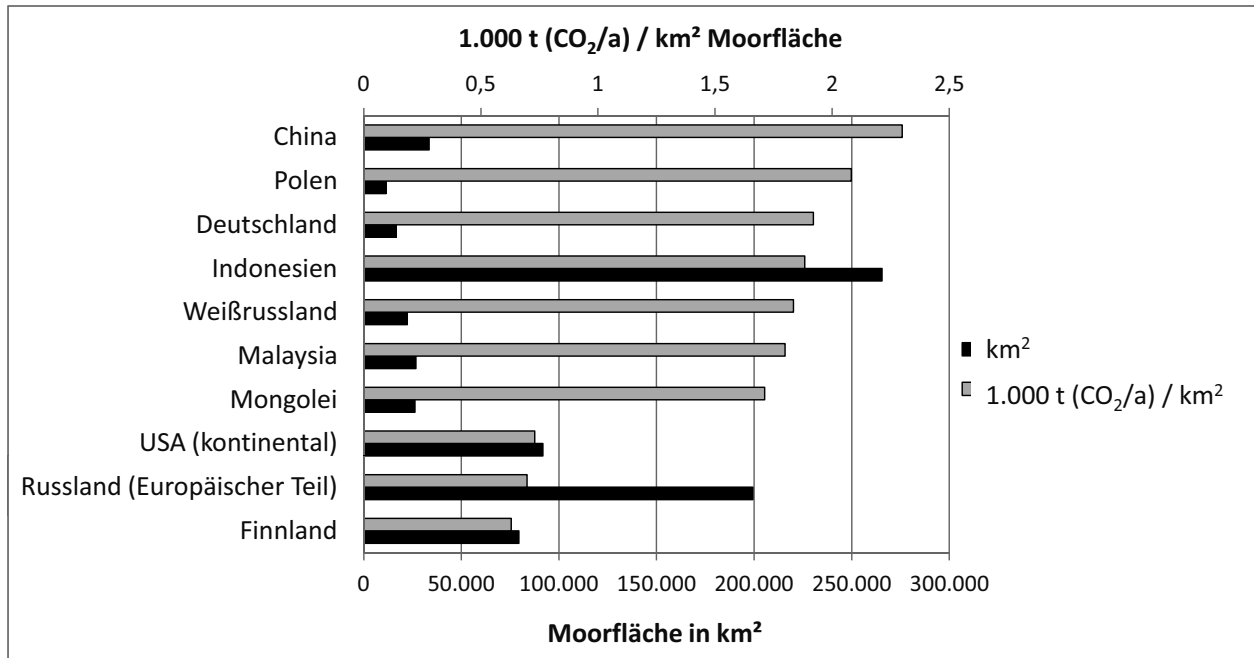
Der Schutz kohlenstoffreicher Böden vor einer Bewirtschaftung ist eine der effektivsten Klimaschutzmaßnahmen. Gleichzeitig steigt durch eine wachsende Weltbevölkerung und eine zunehmende Nachfrage nach Nahrungsmitteln, Biokraftstoffen und Rohstoffen auch die Nachfrage nach Flächen. Dies erschwert nicht nur Schutzmaßnahmen, sondern führt weltweit zu einer weiteren Erschließung von Böden für die Landwirtschaft.

Neben ihrer Klimawirksamkeit haben Moore gleichzeitig großen Einfluss auf die biologische Vielfalt und den lokalen Wasserhaushalt der Gebiete. Ihr Schutz bietet große Synergiepotenziale. Die Moorflächen sind für verschiedene Akteure mit teilweise gegenläufigen Interessen (Land- und Forstwirtschaft, Naturschutz und Wasserwirtschaft) von großer Bedeutung.

Um ihre vielfältigen ökosystemaren Leistungen zu bewahren, unterliegen Moore im Prinzip verschiedenen internationalen und nationalen Schutzregimen. Diese gelten allerdings zumeist nur für die wenigen verbliebenen intakten Moore. Global sind Moore geschützt durch die Ramsar-Konvention (Übereinkommen über den Schutz von Feuchtgebieten, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung). Auf europäischer Ebene fallen sie teilweise unter den Gebietsschutz der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie), der Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG sowie der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL). Auch im Entwurf der Bodenrahmenrichtlinie

Abbildung 7-1

Moorflächen und deren Emissionen je km² (zehn größte Emittenten)



SRU/UG 2012/Abb. 7-1; Datenquelle: JOOSTEN 2010

werden kohlenstoffreiche Böden berücksichtigt. National sind sie darüber hinaus durch das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützt. In der Realität ist die Schutzwirkung durch den Ausschluss degradierteter Flächen unzureichend (s. Tz. 422).

Moorflächen machen in Deutschland etwa 5 %, circa 18.000 km², der Landesfläche aus (BGR 1997). Mehr als zwei Drittel davon werden landwirtschaftlich genutzt (DRÖSLER et al. 2011b). Die Landwirtschaft insgesamt verursachte 2009 durch Tierhaltung, Düngung und Bearbeitung von mineralischen und organischen Böden (zu denen Moorböden und Feuchtgebiete gehören) in Deutschland etwa 12 % der jährlichen THG-Emissionen (UBA 2011b). Ein Drittel davon (42,8 Mt CO₂-Äquivalente) entsteht allein durch die Entwässerung und Nutzung von Moorböden (s. Tz. 405).

7.3 Flächen und Klimarelevanz von Mooren und Moorböden

401. Grundsätzlich sind *wachsende Systeme (Moore)* und *entwässerte, nicht mehr wachsende Systeme (Moorböden)* zu unterscheiden, *Moorflächen* werden in diesem Text als Oberbegriff für beide Systeme verwendet. In Mooren wird durch typische Pflanzengesellschaften unter Luftabschluss Kohlenstoff als Torf festgelegt. Torf ist gemäß deutscher bodenkundlicher Definition ein Bodensubstrat mit mehr als 30 % organischer Substanz. Als Moorboden wird – unabhängig vom Wasserstand – Boden mit einer Torfschicht von mehr als 30 cm im Oberboden definiert

(SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1979). Bei den Mooren werden die beiden Grundformen Hoch- und Niedermoor sowie zahlreiche Zwischen- und Übergangsformen unterschieden. Ist die Torfschicht geringer als 30 cm, gelten diese Flächen als Anmoore.

Niedermoores werden sowohl durch Grundwasser als auch Oberflächenwasser gespeist und sind aufgrund des wechselnden Zuflusses variabel hinsichtlich pH-Bereich und Nährstoffgehalt (Verhältnis von Stickstoff zu Kohlenstoff im Torf, Stickstoffgehalt im Moorwasser). Flora und Fauna sind den speziellen Gegebenheiten von Feuchtgebieten angepasst. *Hochmoore* sind dagegen ausschließlich regenwassergespeist, weisen einen engen, sauren pH-Bereich auf, sind nährstoffarm und bieten Lebensraum für hoch spezialisierte Tier- und Pflanzenarten, wie Moorfrosch (*Rana arvalis*) und Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica*), Torfmoos und Sonnentau.

Ausschlaggebend für die Funktionen von Mooren ist der Wasserhaushalt, der in enger Wechselbeziehung zur biologischen Vielfalt und zur Kohlenstoffspeicherung steht. So haben Änderungen einzelner Rahmenbedingungen, wie Wasserstand, Nährstoffeinträge, Biomasseabfuhr oder anaerobe Bedingungen, immer auch Auswirkungen auf das Gesamtsystem (TREPEL 2009b). Nur bei ausreichendem Wasserstand kann sich die moortypische Vegetation ausbilden, die Grundlage der Kohlenstofffestlegung und zugleich Bestandteil hochkomplexer Ökosysteme und deren Lebensraum- und Artenvielfalt ist. Der natürliche Wasserstand schwankt saisonal und liegt zum Beispiel für Hoch-

moore zwischen Geländeoberfläche und 0,35 m unter Flur (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2010).

Der häufigste und zugleich folgenreichste Eingriff in den natürlichen Wasserhaushalt ist die Drainage. Die landwirtschaftliche Nutzung als Grünland erfordert einen Wasserstand von circa 0,4 bis 0,8 m unter Flur, Ackerbau benötigt sogar eine Absenkung des Wasserstandes auf 1,0 bis 1,2 m unter Flur (STRACK 2008).

7.3.1 Flächen

402. Viele Jahrhunderte lang wurden in Deutschland Moore durch Entwässerung urbar gemacht und besiedelt. Das Urbarmachungsedikt von Friedrich dem Großen von 1765 erklärte alle „Wüsteneyen“ zu Staatseigentum und verfügte die systematische Entwässerung und Kultivierung, um Flächen für Siedlungen und Landwirtschaft zu gewinnen. Im 20. Jahrhundert führte der industrielle Abbau von Torf zu einer weitgehenden Zerstörung der Hochmoore. Nach der Abtorfung wurden die Flächen zu meist weiterhin drainiert und in landwirtschaftliche Fläche umgewandelt.

Für die Klimaberichterstattung nach IPCC müssen die Emissionen *aller* organischen Böden (Histosole), die auch Anmoore, Humusgleye und andere umfassen, berichtet werden. Das Anlegen dieses Standards, der bisher aus Mangel an Daten für Deutschland nicht angewendet wurde, würde zu einer erheblichen Ausdehnung der für das THG-Inventar zu berücksichtigenden organischen Böden führen. Eine deutschlandweit einheitliche Moor-

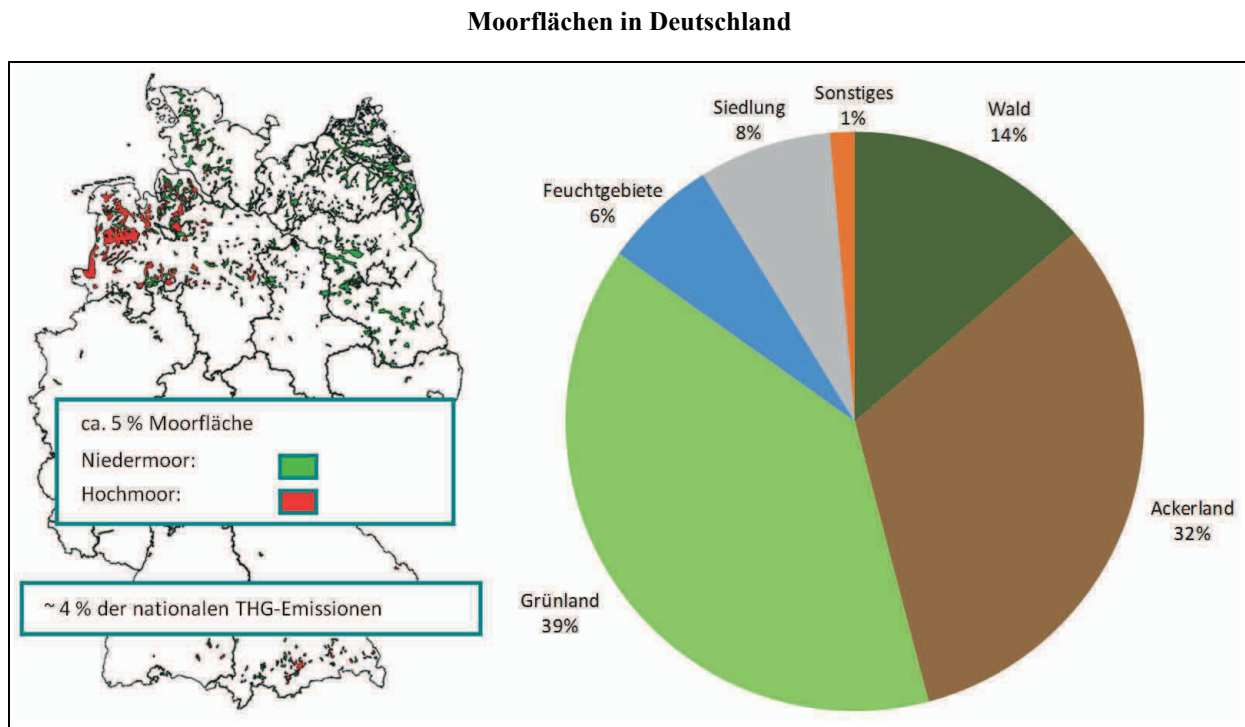
flächenkartierung wird derzeit in einem Verbundprojekt (vTI 2011) erarbeitet, da nicht nur die Gesamtfläche, sondern auch die genaue Lage und Nutzung der Böden Grundlage einer IPCC-konformen Berichterstattung sind.

403. Die Angaben über die Fläche, die in Deutschland von Moorflächen eingenommen wird, variieren zwischen rund 13.500 (HÖPER 2007) und 18.000 km² (BGR 1997). Gründe dafür sind unter anderem verschiedene Rasterungen, Definitionen, Detailtiefen und das Alter der Basisdaten. So weist beispielsweise die „Bodenübersichtskarte 1000“ für Baden-Württemberg 156 km² Moorflächen aus, das landesspezifische Moorkataster dagegen fast 400 km². Im Folgenden wird von einer Gesamtfläche von 18.000 km² ausgegangen. Die Annahme des höheren Wertes für Moorflächen ist damit zu rechtfertigen, dass die Summe aller organischen Böden bis zu 67.000 km² umfasst (WEHRHAN et al. 2010).

An den 18.000 km² Moorfläche (dies entspricht 5,1 % der Gesamtfläche Deutschlands) haben fünf Bundesländer einen erheblichen Anteil: Niedersachsen etwa ein Drittel, Mecklenburg-Vorpommern etwa ein Fünftel und Brandenburg, Bayern und Schleswig-Holstein zusammen rund ein Drittel (JENSEN et al. 2011). Aufgrund ihrer besonderen Bedeutung für den Moorschutz werden die Schutzregime dieser Länder in Abschnitt 7.6.2 vertieft betrachtet.

Etwa 8 % (ca. 13.000 km²) der gesamten landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland liegen auf Moorböden. Von der Gesamtfläche der Moore werden 32 % als Acker und 40 % als Grünland genutzt (DRÖSLER et al. 2011b;

Abbildung 7-2



SRU/UG 2012/Abb. 7-2; Datenquelle: FLESSA 2010; GENSIOR et al. 2010

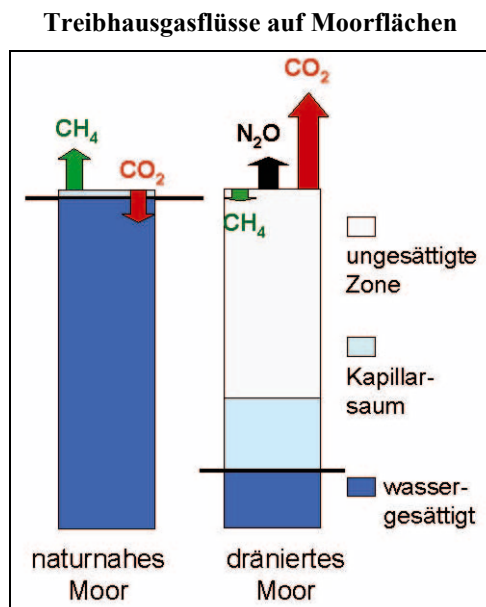
Abb. 7-2). Etwa 14 % sind von Wald bedeckt, 7 % werden zu Siedlungszwecken genutzt. Nur geringe Flächen (3,7 %) werden als naturnah eingestuft, etwa 260 km² Hochmoore und knapp 400 km² Niedermoore (HÖPER 2007). Auf knapp 270 km² (1,5 %) wird Torf auf landwirtschaftlich vorgemasteten Hochmoorböden gewonnen (WELSCH 2010).

7.3.2 Treibhausgasemissionen

404. Naturnahe Moore sind natürliche Kohlenstoffspeicher und binden langfristig pro Hektar viermal mehr Kohlenstoff als Tropenwälder. Um ihre Speicherfunktion erfüllen zu können, benötigen Moore und Moorböden ganzjährig einen hohen Wasserstand. Bei sinkendem Grundwasserstand gelangt Sauerstoff an den im Torf gespeicherten Kohlenstoff, der durch mikrobielle Prozesse zu CO₂ abgebaut wird. Abnehmende Niederschläge und längere Trockenperioden begünstigen dies. Hauptursache sinkender Wasserstände ist die Trockenlegung der Flächen für eine Nutzung in der Land- und Forstwirtschaft.

Naturnahe Moore haben eine in etwa ausgeglichene THG-Bilanz: Anaerobe Abbauprozesse lassen Methan (CH₄) entstehen und entweichen, gleichzeitig wird CO₂ aufgenommen und festgelegt. Eine Absenkung des Wasserstands führt zu einer starken Verschiebung der Bilanz in negative Richtung (Abb. 7-3). Wird neben dem natürlichen Stickstoffgehalt auf genutzten Moorböden zusätzlich Stickstoff durch Düngung eingetragen, entsteht neben CO₂ auch Lachgas (N₂O).

Abbildung 7-3



Quelle: DRÖSLER et al. 2008, verändert

Deutschland ist verpflichtet, jährlich THG-Inventare zu erstellen und zu veröffentlichen. In den THG-Inventaren werden CO₂, CH₄, N₂O und weitere Treibhausgase erfasst und nach den verschiedenen Verursacherbereichen aufgeschlüsselt. Die Gase tragen unterschiedlich stark zum Treibhauseffekt bei (THG-Potenzial). Für eine bessere

Vergleichbarkeit ihrer Klimawirksamkeit werden THG-Emissionen üblicherweise in CO₂-Äquivalente (CO_{2eq}) umgerechnet. Für die Berechnung der Emissionen aus Moorflächen werden die Werte des IPCC aus dem Jahr 1996 verwendet (THG-Potenzial von CO₂: 1, von CH₄: 21 und von N₂O: 310) (IPCC 1996, S. 22), um die Entwicklung auf einheitlicher Datenbasis darzustellen. Der deutsche THG-Inventarbericht (UBA 2011a) wird gemäß der UNFCCC-Richtlinie und im „möglichen Umfang“ gemäß den IPCC-Leitlinien erstellt (IPCC 2001b; 2003; UNFCCC 2006).

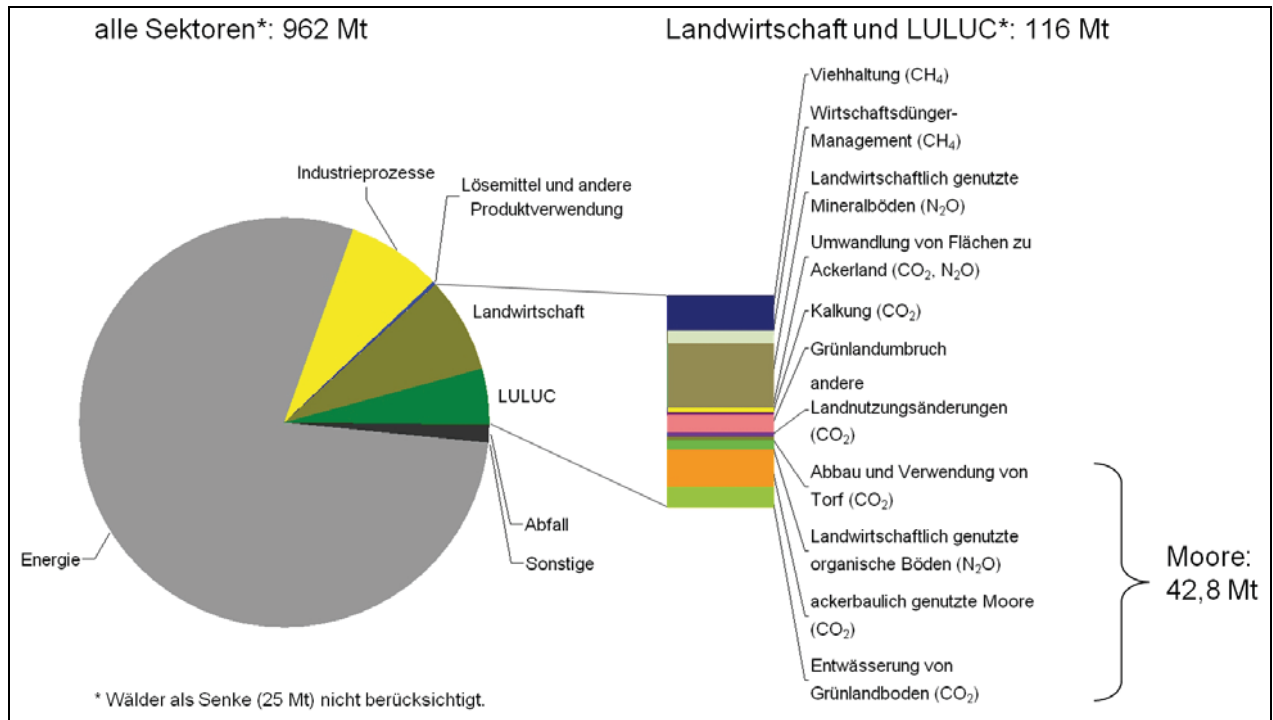
Im Jahr 2009 wurden in Deutschland THG in Höhe von 962 Mt CO_{2eq} emittiert (brutto, d. h. ohne Berücksichtigung der Senke Wälder) (UBA 2011a). Den größten Anteil daran hatte der Energiebereich (760 Mt, 79 %). Die Bereiche Landwirtschaft sowie Landnutzung und Landnutzungsänderungen (Land Use and Land Use Change – LULUC) waren mit Gesamtemissionen von 116 Mt (12 %) zweitgrößte Quellkategorie (vgl. Abb. 7-4). Davon wurden 73 Mt in der Landwirtschaft und 43 Mt durch LULUC emittiert.

In den THG-Inventarberichten werden die Emissionen aus den Hauptquellgruppen Landwirtschaft und LULUC weiter untergliedert. Neben Emissionen aus der Viehhaltung (2009: 21 Mt CO_{2eq}) (UBA 2011b) und dem Einsatz von Wirtschaftsdünger (8 Mt CO_{2eq}) werden durch landwirtschaftliche Bodennutzung THG emittiert. In der Landwirtschaft geschieht dies im Wesentlichen in Form von N₂O aus der Mineraldüngung, zudem durch Landnutzung und Landnutzungsänderungen in Form von CO₂ und N₂O. Nach Einschätzung der Bundesfachbehörden kann es abhängig von der Art des Bodens, dem Wasserstand und der Form seiner Nutzung bei entwässerten Moorböden zu THG-Emissionen von bis zu 15 t CO_{2eq} pro Hektar und Jahr kommen (BMELV 2008). Andere Quellen beziffern die spezifischen Emissionen sogar auf 20 bis 40 t CO_{2eq} pro Hektar und Jahr (SCHILS et al. 2008).

405. Im Inventarbericht 2011 der Bundesrepublik Deutschland wurde für die landwirtschaftliche Nutzung organischer Böden als Grünland ein Emissionsfaktor von 5 t C/ha und als Ackerland von 11 t C/ha angelegt, was einer Menge von 18 bzw. 40 t CO_{2eq}/ha entspricht (UBA 2011a, S. 501). Aktuelle und repräsentative Daten über die realen THG-Emissionen aus den verschiedenen Moortypen in Deutschland belegen leicht abweichende Werte (Abb. 7-5). Messergebnisse von DRÖSLER et al. (2011b) zeigen, dass abhängig vom Moortyp und der Nutzung spezifische Emissionen der Moorböden zwischen 3,3 und 33,8 t CO_{2eq}/ha liegen. Insbesondere für Grünland wurde eine sehr große Spannweite der Emissionen in Abhängigkeit von der Intensität der Nutzung und dem Wasserstand nachgewiesen.

Im Inventarbericht wurden für das Jahr 2009 für die Agrarnutzung von organischen Moorböden 40,4 Mt CO_{2eq} gemeldet (UBA 2011b). Unter Einbeziehung der Emissionen durch den Torfabbau von 2,4 Mt (UBA 2011a) ergeben sich Gesamtemissionen von 42,8 Mt aus Moorböden (s. Abb. 7-4). Das entspricht etwa einem Drittel der Emissionen der Bereiche Landwirtschaft und

Treibhausgasemissionen nach Quellkategorien 2009



SRU/UG 2012/Abb. 7-4; Datenquelle: UBA 2011b, Darstellung nach HÖPER 2010

LULUC bzw. 4,4 % der deutschen Brutto-Gesamtemissionen.

Legte man der Berichterstattung tatsächlich die Nutzung aller organischen Böden in Deutschland zugrunde, wäre mit einer deutlich größeren Menge an CO_{2eq} zu rechnen. Über die als Moorböden bezeichneten Flächen hinaus wird derzeit die Klimawirksamkeit weiterer organischer Böden, wie zum Beispiel Anmoore, untersucht. Die zukünftigen Ergebnisse des laufenden Forschungsvorhabens „organische Böden“ (vTI 2011) sind nicht nur für die Klimaberichterstattung von Bedeutung, sondern auch für die zukünftige Entwicklung dieser Flächen.

7.4 Moorbodennutzung

406. Erst nach Entwässerung, bei der die natürlichen, wasserabhängigen Vorgänge grundlegend gestört werden, und tiefgründigem Umbruch sind Moorböden als landwirtschaftliche Fläche oder für den Torfabbau nutzbar. Die Drainage intakter Moore für eine landwirtschaftliche Nutzung oder den Torfabbau führt in den ersten Jahren wegen des Verlustes des Auftriebes zu Geländeabsackungen, die bis zu 30 % des Moorkörpers umfassen. Dadurch wird eine Vertiefung der Entwässerung nötig, die auch während der weiteren Nutzung fortlaufend ausgebaut werden muss, da der zusätzlich eintretende Höhenverlust durch die Mineralisierung in Abhängigkeit von Moortyp, Nutzungsweise und Standortbedingungen bis zu 3 cm pro Jahr betragen kann (STRACK 2008). Häufig steigt durch

den Umbruch zusätzlich die Erosionsanfälligkeit und damit der Abtrag der kohlenstoffreichen Humusschicht.




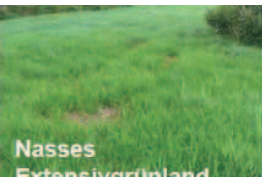
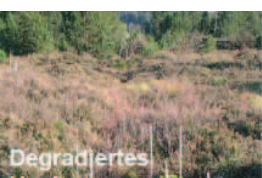


407. Für einen Vergleich verschiedener Nutzungsarten können die Kategorien nach DRÖSLER et al. (2011b) herangezogen werden (Tab. 7-1).

Die Klimawirksamkeit der derzeitigen Moorbodennutzungen (Abb. 7-5) und die Gefährdung der biologischen Vielfalt machen eine weitgehende Veränderung der Nutzungsstrukturen notwendig. Die schrittweise Umstellung von Acker- auf Grünlandnutzung, von intensiver auf extensive Grünlandnutzung unter Anhebung der Wasserstände und eine Wiederherstellung des naturnahen Zustands zielen letztlich auf eine Aufgabe der intensiven Nutzungsformen. Diese Maßnahmen haben gleichzeitig einen großen Mehrwert für den Naturschutz (s. Abschn. 7.6.1). Kriterien für eine nachhaltige Nutzung sind unter anderem positive Wirkungen für den Schutz der Biodiversität bzw. den naturschutzfachlichen Wert und den Kohlenstoffhaushalt (WICHTMANN 2007).

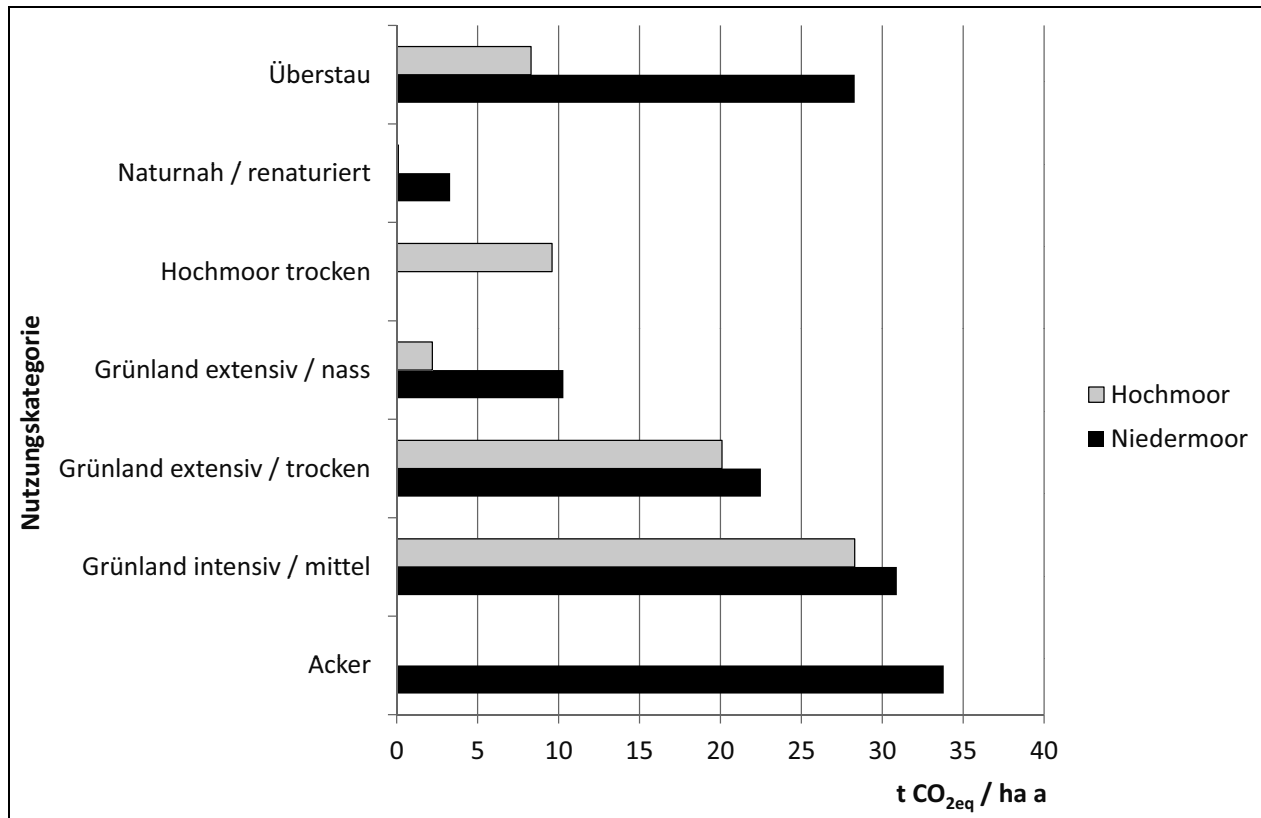
408. Neben der landwirtschaftlichen Nutzung von Moorböden wird auf Hochmoorböden industriell Torf für die Erdenherstellung abgebaut. Die Nutzung von Torf zur Energiegewinnung spielt in Deutschland keine Rolle mehr. EU-weit wird allerdings noch immer etwa die Hälfte des abgebauten Torfs energetisch genutzt (ALTMANN 2008). Im Jahr 2005 waren es in Finnland mehr als 21 Mio. m³ und in Irland mehr als 10 Mio. m³. Nach den IPCC-Guidelines aus dem Jahr 2006 werden die Emissio-

Tabelle 7-1

Beispiele für Landnutzungsformen von Moorböden

Landnutzung	Beschreibung
 <p>Acker</p>	<p>Tiefe Drainage, vorwiegend Sommerkulturen.</p>
 <p>Intensivgrünland</p>	<p>Grünland hoher und mittlerer Intensität: Tiefe Drainage, vergleichbar mit Ackerstandorten. Saatgrünland, Bewirtschaftung mit zwei bis fünf Schnitten pro Jahr, wobei der erste Schnitt möglichst im Mai erfolgt, oder äquivalente Beweidung. Ziel ist die Produktion von hochwertigem Raufutter für die Milchproduktion.</p>
 <p>Trockenes Extensivgrünland</p>	<p>Mäßige Drainage. Nutzung z. B. als Streuwiese oder zur Mutterkuhhaltung, maximal ein Schnitt pro Jahr oder äquivalente Beweidung, meist mit Naturschutzförderung.</p>
 <p>Nasses Extensivgrünland</p>	<p>Geringe Drainage, teilweise wiedervernässte oder grabennahe Standorte mit schwankendem, aber quasi naturnahem Wasserstand. Nutzung z. B. als Streuwiese, maximal ein Schnitt pro Jahr oder äquivalente Beweidung mit angepassten Extensivrassen, meist mit Naturschutzförderung.</p>
 <p>Degradiertes Hochmoor</p>	<p>Mäßig drainierte degradierte Hochmoorheide ohne Torfmoose als Relikt früherer Drainagen für Torfstiche oder auf alten Torfstichen.</p>
 <p>Renaturiertes Moor</p>	<p>Naturnahe und renaturierte Moore: Standorte mit naturnahem Wasserstand. Naturschutzflächen, die langjährig weitgehend unberührt blieben oder in den letzten Jahren bis Jahrzehnten renaturiert wurden.</p>
 <p>Überstau</p>	<p>Überstau: Renaturierte Standorte und Grabensituationen, in denen das Wasser bis in den Sommer oder ganzjährig über der Geländeoberkante steht. Die Vegetation ist oft noch nicht an die Nässe angepasst oder fehlend.</p>
<p>Quelle: DRÖSLER et al. 2011b, verändert</p>	

Klimawirkung der Moorbodennutzung in Deutschland



SRU/UG 2012/Abb. 7-5; Datenquelle: DRÖSLER et al. 2011b

nen aus der Torfverbrennung denen fossiler Energieträger zugerechnet. Dennoch werden in Finnland Torfkraftwerke staatlich gefördert und für Strom aus der Torfverbrennung wird ein fester Einspeisetarif garantiert (BMU 2011b). Nach der Biomasseverordnung wird Torf in Deutschland nicht als Biomasse anerkannt und ist im Rahmen des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) nicht förderfähig.

7.4.1 Landwirtschaftliche Nutzung

409. Trotz des hohen Humusgehaltes gelten Moorböden aufgrund der Nährstoffarmut (Hochmoorböden) bzw. ungünstiger physikalischer und chemischer Bodenverhältnisse als Niedrigertragsflächen. Auch bei optimal eingesetzten Produktionsfaktoren geht der erzielbare Gewinn häufig gegen Null. Gründe dafür können niedrige Bodenfruchtbarkeit, ungünstige hydrologische Bedingungen, ungünstiges regionales Klima, große Entfernung zum Markt oder zu kleine Flächeneinheiten sein. Moorböden werden dennoch aus Mangel an Ausweichflächen in Gegenden mit ausgedehnten Niedermoorböden sowie wegen der familiären Bindung kleinbäuerlicher Betriebe an diese Flächen genutzt (DRÖSLER et al. 2011a). Ein wesentlicher Anreiz geht dabei auch von der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) aus. Um Fördermittel aus der GAP zu erhalten, müssen selbst auf stillgelegten Flächen Pflege-

maßnahmen wie Mulchen oder Mähen durchgeführt werden, die eine Entwässerung erfordern (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2011).

Der Nutzungsdruck auf die landwirtschaftlichen Flächen steigt durch die wachsende Nachfrage nach Biomasse für den Energiebereich (SRU 2011, Tz. 59). So stiegen die Maisanbauflächen deutschlandweit von 16.360 km² (2003) auf 25.176 km² (2011) an (DMK 2011). Gleichzeitig nahmen die Dauergrünlandflächen zwischen 2003 und 2011 um etwa 3.230 km² ab (Statistisches Bundesamt 2011b; 2011c). Davon sind auch Moorböden stark betroffen (NITSCH et al. 2009). Der EEG-Erfahrungsbericht belegt, dass die energetische Nutzung von Biomasse weiterhin zunimmt, was die Flächenproblematik dauerhaft verschärft (Bundesregierung 2011).

Die THG-Bilanz landwirtschaftlich genutzter Flächen unterscheidet sich für Hoch- und Niedermoorböden je nach Nutzungsart, die Tendenz ist jedoch vergleichbar: Je intensiver die Nutzung der Flächen und damit die Entwässerung ist, desto höher sind die Kohlenstoffverluste. Entscheidend für die THG-Entstehung ist der Wasserstand. Abbildung 7-5 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen Moortyp bzw. -nutzung und spezifischen THG-Emissionen.

Eine tiefe Drainage, wie sie für die Acker- und Intensivgrünlandnutzung erforderlich ist, führt zu den höchsten THG-Emissionen. Je weniger entwässert wird, desto weniger THG werden emittiert. Ein Überstau führt jedoch ebenfalls zu hohen Emissionen, da die vorhandene organische Substanz zersetzt wird und CH₄ entsteht.

Im Laufe der Nutzung verschlechtern sich die physikalischen Bodeneigenschaften deutlich (Verdichtung, Staunässe). Intensive Nutzung verbunden mit Düngung und starker Entwässerung haben zum Verlust des naturschutzfachlichen Wertes vieler Flächen geführt (RATH und BUCHWALD 2008). Bei extensiver Bewirtschaftung breiten sich landwirtschaftlich nicht nutzbare Arten verstärkt aus. Eine extensive Beweidung oder Mahd kann sich positiv auf die Biodiversität leicht entwässerter und traditionell genutzter Niedermoorböden auswirken (MIDDLETON et al. 2006). Wird entwässertes Niedermoorgrünland nicht mehr bewirtschaftet und fällt es ohne Wasserstandsanhebung brach, entwickeln sich meist artenarme hochwüchsige Bestände, die beispielsweise die Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen für Wiesenvögel erschweren können (BEHRENS et al. 2007).

7.4.2 Torfnutzung im Hobby- und Erwerbsgartenbau

410. Aufgrund seiner relativ konstanten physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften (gute Wasserspeicherkapazität, großes Porenvolumen, geringer Nährstoffgehalt, niedriger pH-Wert, weitgehend ohne keimfähige Pflanzensamen und Mikroorganismen) und durch seine bislang gute Verfügbarkeit wird Torf traditionell im Hobby- und Erwerbsgartenbau zum einen als Kultursubstrat und zum anderen zur Bodenverbesserung eingesetzt. Dabei wird nährstoffarmer, saurer Torf aus Hochmooren verwendet, bei dem durch Zugabe von Dünger und Kalk der Nährstoffgehalt und der pH-Wert je nach Bedarf eingestellt werden können.

Jährlich werden in Deutschland circa 5 bis 6 Mio. m³ Torf auf 269 km² Moorboden industriell abgebaut, genutzt und teilweise exportiert. 2009 wurden dadurch circa 2,4 Mt CO_{2eq} freigesetzt (DGMT 2010; UBA 2011a; FALKENBERG 2008). Der größere Anteil des Torfs (4,6 Mio. m³) wird im Erwerbsgartenbau verwendet (s. Abb. 7-6), im Hobbygartenbau werden etwa 2,5 Mio. m³ verarbeitet. Nach dem Ende des Abbaus werden die Flächen häufig renaturiert. Allerdings ist dies eine Maßnahme, die über sehr lange Zeiträume ein Management bzw. eine Begleitung erfordert, da Torf nur sehr langsam wächst (s. Tz. 399).

Grundsätzlich ist vor Genehmigung des Torfabbaus eine naturschutzfachliche Prüfung vorzunehmen, die aber aufgrund zum Beispiel älterer Nutzungsrechtenteilungen nicht unbedingt den Schutz wertvoller Flächen garantiert (Regionaler Planungsverband Westmecklenburg 2010). So laufen in Mecklenburg-Vorpommern derzeit mehrere Anträge zur Torfgewinnung auf Flächen, die zum Teil in Biosphärenreservaten bzw. Naturschutzgebieten liegen.

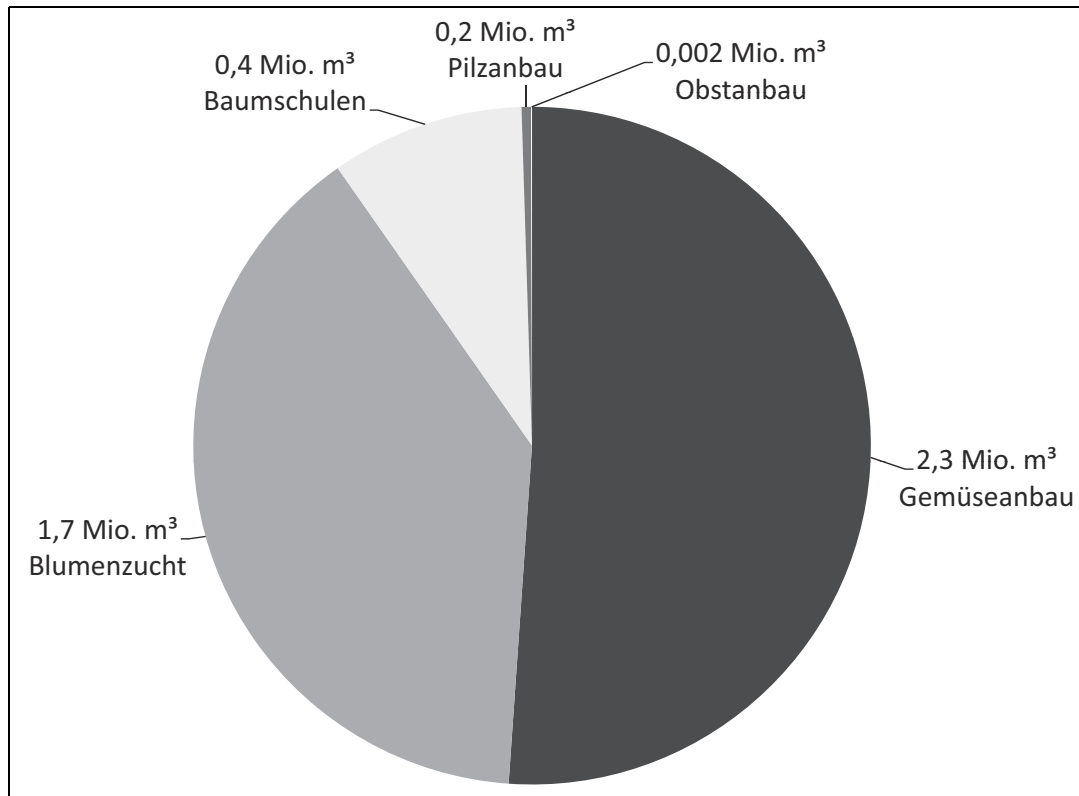
Aufgrund der stark begrenzten Torfvorräte in Deutschland ist der Import von circa 1,4 Mio. m³ im Jahr 1996 auf knapp 3,5 Mio. m³ im Jahr 2010 gestiegen (WELSCH 2010; Statistisches Bundesamt 2011a). Damit nimmt auch die Abhängigkeit von internationalen Torfvorkommen vor allem im Baltikum, in Russland, Polen und Skandinavien zu (FALKENBERG 2008). Die Bundesregierung hat sich das Ziel einer signifikanten Senkung des Torfabbaus in Deutschland ab 2015 gesetzt, beabsichtigt aber derzeit nicht, (ökonomische) Anreize für die Nutzung von Torfsubstituten zu setzen (Deutscher Bundestag 2010). Bei Reduktion der inländischen Torfgewinnung ist eine Ausdehnung der Importe zu befürchten.

Seit in den 1980er- und 1990er-Jahren das Bewusstsein für die Auswirkungen des Torfabbaus auf Klima, Biodiversität und Wasserhaushalt zugenommen hat, gibt es Bestrebungen, torffreie Ersatzstoffe mit ähnlichen Eigenschaften zu finden. Derzeit wird eine Reihe organischer und mineralischer Stoffe bereits erfolgreich als Zusatz- oder Ersatzstoff eingesetzt, zum Beispiel Kompost, Rindenhumus, Holzfasern, Kokosfasern, Vermiculit, Perlite, Steinwolle. Da viele dieser Ersatzstoffe starken Schwankungen in ihren Eigenschaften (z. B. Nährstoff- und Salzgehalt) unterliegen, ist eine ständige Überprüfung zur Qualitätssicherung nötig. Weitere Hemmnisse, die der breiteren Anwendung dieser Stoffe zurzeit noch entgegenstehen können, sind der höhere Preis, das zum Teil höhere Gewicht, Pathogene und unerwünschte, noch keimfähige Pflanzensamen im Substrat. Im Bereich der Bodenverbesserung werden heute bereits überwiegend Ersatzstoffe wie Grünkompost eingesetzt (FALKENBERG 2008). Insgesamt werden in Deutschland jährlich Substitute im Umfang von circa 600.000 m³ verarbeitet (WELSCH 2010). Eine weitere Option zur Gewinnung von Kultursubstraten ist die Kultivierung von Sphagnum-Torfmoosen auf überstauten, abgetorften Hochmoorböden (Tz. 414). Hierbei werden Torfmoose direkt als Frischsubstrat ohne Zersetzung genutzt (FNR 2009). Abschätzungen über nutzbare Flächen und erzielbare Mengen stehen noch aus.

Bislang sind die Mengen an Ersatzsubstraten insgesamt aber bei weitem noch nicht ausreichend, um den gesamten Bedarf an Kultursubstraten decken zu können. Nach dem Entwurf des Kreislaufwirtschaftsgesetzes von 2011 muss Bioabfall spätestens ab 2015 getrennt erfasst werden, sodass sich das Kompostaufkommen erhöhen wird. Allerdings begrenzt die zunehmende energetische Nutzung die Verfügbarkeit dieses Torfersatzstoffes wie auch weiterer, wie Rindenhumus, Holzfasern, Kokosfasern.

Großbritannien hat bereits im Jahr 1995 einen „Torfausstiegsplan“ beschlossen (Department for Communities and Local Government 1995). Das britische Landwirtschaftsministerium hat 2011 in einem Weißbuch konkrete Pläne zum Torfausstieg vorgelegt. Die Torfnutzung im staatlichen und öffentlichen Sektor soll bis 2015 auslaufen, im Hobbygartenbau bis 2020 und bis spätestens 2030 auch im Erwerbsgartenbau (Defra 2011). In der Schweiz wird gegenwärtig ebenfalls ein Ausstiegsplan für die Torfnutzung diskutiert.

Einsatz von Torf im Erwerbsgartenbau in Deutschland im Jahr 2005



SRU/UG 2012/Abb. 7-6; Datenquelle: ALTMANN 2008

7.4.3 Alternative Nutzungsformen: Paludikulturen

411. Eine Möglichkeit der „nassen“ Moorbodennutzung stellen Paludikulturen dar. Unter dem Begriff der Paludikulturen (lat.: *palus* = Sumpf) wird der Erlenanbau und der Anbau von Schilf-, Rohrglanzgras- oder Seggenbeständen auf Niedermoorböden sowie die Kultivierung von Torfmoosen auf Hochmoorböden verstanden. Sie umfassen traditionelle Nutzungsformen, wie Dachschilf-Ernte und Streunutzung, aber auch neue Verfahren, wie die Energiegewinnung aus Moor-Biomasse (DUENE 2009). Die Erträge können sowohl energetisch als auch stofflich genutzt werden und damit zusätzlich durch Energie- und Materialsubstitution fossiler Stoffe einen Beitrag zum Klimaschutz leisten.

Erlenwälder: Schnellwachsende Bäume als Energiepflanzen

412. Als typische Bäume nasser nährstoffreicher Standorte sind Erlen besonders zum Anbau auf (degradierten und wiedervernässten) Niedermoorböden geeignet. Dabei

haben sie ein großes Potenzial, den ästhetischen Wert von Landschaften zu verändern. In monostrukturierten Regionen können sie die (Landschafts-)Heterogenität erhöhen sowie zum Erosions- und Windschutz beitragen. Im Vergleich mit einjährigen Kulturen können sie eine höhere biologische Vielfalt beherbergen, sind weniger bearbeitungsintensiv und haben einen geringeren Nährstoff- und Pestizidbedarf. Negative Effekte können in heterogenen waldreichen Regionen durch den Verlust offener Strukturen auftreten. Aufgrund des hohen Wasserbedarfs sind auch Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt möglich (AMMERMANN 2009). Das Projekt ALNUS (2002 bis 2005) in Mecklenburg-Vorpommern konnte zeigen, dass ein umweltverträglicher Anbau von Schwarzerlen auf wiedervernässten Niedermoorflächen zur Gewinnung von Furnier- und Stammholz möglich ist und gleichzeitig eine volkswirtschaftlich günstige Klimaschutzmaßnahme darstellt (SCHÄFER 2005).

Halmkulturen: Riede und Süßgräser

413. Für die Biomassegewinnung auf Niedermoorböden sind vor allem Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*),

Gemeines Schilf (*Phragmites australis*) und Großseggen (*Carex spec.*) von Bedeutung, die einen Jahresertrag von bis zu 25 t/ha an trockener Biomasse erbringen. Im Rahmen der Wiedervernässung von Niedermoorböden erfolgt die Neubesiedlung mit standorttypischer Vegetation entweder spontan oder durch gezielte Pflanzung. Die stoffliche Verwertung der Halmkulturen zum Beispiel als Isoliermaterialien und Dachschild ist eine traditionelle Nutzungsform, aber bisher nur lokal von Bedeutung. Die energetische Verwertung in Biogasanlagen ist aufgrund der geringen Gasausbeute nur begrenzt lohnend. Die direkte Verfeuerung in Heizkraftwerken oder Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen ist derzeit vielversprechender, setzt aber auch eine entsprechende Logistik, Aufbereitung und Nähe zur Anlage voraus (WICHTMANN und WICHMANN 2010). Weiterhin sind ein vergleichsweise hoher Chloranteil der Biomasse und große Ascheentwicklung hinderlich für die energetische Nutzung. Naturschutzfachlich sind Halmkulturen als Brutgebiete für verschiedene Vogelarten (z. B. Rohrsänger, Blässlralle) bedeutsam.

Torfmoose

414. Frische Torfmoos-Biomasse könnte zukünftig ein wichtiger Ersatzstoff für Torf als Kultursubstrat im Hobby- und Erwerbsgartenbau werden (Tz. 410). Erste Versuche, Torfmoos auf ehemaligen Hochmoorböden zu kultivieren und zu ernten, zeigen gute Ergebnisse bei der Verwendung für die Weiterkultur von Zierpflanzen und als Vermehrungssubstrat im Gartenbau, nicht jedoch für die Jungpflanzenanzucht (GAUDIG 2010). Darüber hi-

naus konnten auf den Kultivierungsflächen seltene Arten der Flora und Fauna nachgewiesen werden. Zurzeit wird im Rahmen eines von der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe geförderten Verbundprojektes die Torfmooskultivierung auf Hochmoorbodengrünland mit dem Ziel untersucht, Torfmoose als neue landwirtschaftliche Kulturpflanze zu etablieren (FNR 2009).

Vergleich alternativer Nutzungsformen

415. Im Vergleich zu einer landwirtschaftlichen Nutzung können alle betrachteten „nassen“ Nutzungsformen potenziell Vorteile für die Klimawirksamkeit und die Biodiversität haben (Tab. 7-2). Voraussetzung dafür ist die Berücksichtigung der jeweiligen lokalen Bedingungen, um negative Umweltwirkungen beispielsweise durch Düngung, das Einbringen invasiver Arten oder die Verringerung der (Landschafts-)Heterogenität zu vermeiden. Hinsichtlich der realen THG-Emissionen und auch der Auswirkungen auf die Biodiversität besteht jedoch noch erheblicher Forschungsbedarf.

Bislang befinden sich diese Formen der Bewirtschaftung in Deutschland noch in der Erprobungsphase und sind auf kleinflächige Pilotprojekte beschränkt. Verschiedene Hemmnisse, wie fehlende Technik (z. B. zur Ernte) bzw. hohe Kosten, das Fehlen verfügbarer, wiedervernässter Flächen, Akzeptanzprobleme bei Landnutzern sowie insgesamt fehlende agrarpolitische- Anreizsysteme, stehen momentan noch einer großflächigen Nutzung entgegen (DUENE 2009).

Tabelle 7-2

Paludikulturen auf degradierten Moorböden und Abschätzungen ihrer potenziellen Auswirkungen auf Klima, Biodiversität und Wasserhaushalt

	Niedermoorboden			Hochmoorboden
	Wälder	Riede	Süßgräser	Torfmoose
Gattungen	<i>Alnus</i>	<i>Phragmites, Carex</i>	<i>Glyceria, Phalaris</i>	Sphagnum, diverse
Produkt	Energie			Kultursubstrat
	Möbelholz, Furnier	Naturbaustoff	Futter	
Ertrag TM t•ha ⁻¹ •a ⁻¹	3 – 10	6 – > 25	5 – 15	2 – 8
Erntezyklus	6 – 80 a	1 a (Winter)	1 a (Sommer)	5 a
Ökologie	Eutroph basisch	Eutroph basisch	Polytroph basisch	Oligotroph sauer
Klima (GWP)	++	++	+	+
Biodiversität	+	+	+	+
Wasserhaushalt	+	++	++	++

+ + sehr positiv, + positiv (im Vergleich zu landwirtschaftlicher Nutzung); TM = Trockenmasse, GWP = Global Warming Potential

SRU/UG 2012/Tab. 7-2;
Datenquelle: WICHTMANN 2008, ergänzt um Biodiversität und Wasserhaushalt

7.4.4 Bewertung

416. Eine nachhaltige landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden ist im Allgemeinen nicht möglich. Der beste Schutz der in Moorböden gespeicherten Kohlenstoffvorräte ist die Erhaltung oder die Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushalts mit dem Ziel der Wiederaufnahme des Torfwachstums. Wenn der natürliche Wasserstand nicht erreicht werden kann, sollte er zumindest so weit wie möglich angehoben und die Nutzung extensiviert werden (BfN 2010).

Auch der Abbau von Torf zur Verwendung im Gartenbau ist keine nachhaltige Nutzungsform, da die Moorflächen in ihrer Multifunktionalität nachfolgenden Generationen nicht mehr zur Verfügung stehen. Torfabbau führt zu drastischen Veränderungen des Lebensraumes Moor mit seinen chemischen und physikalischen Eigenschaften und zum Verlust standorttypischer Lebensgemeinschaften, ohne dass diese in überschaubaren Zeiträumen wieder hergestellt werden könnten.

„Nasse“ Nutzungsformen wie Paludikulturen vermindern den Kohlenstoffverlust und sollten für die Bewirtschaftung degradierter und wiedervernässter Standorte geprüft werden. Sinnvoll ist dabei die Einbindung in die umgebende Landschaftsstruktur. Dadurch können verschiedene positive Wirkungen auf die biologische Vielfalt erreicht werden: Neben einer Steigerung der Landschaftsheterogenität werden neue Feuchtlebensräume, die einen hohen naturschutzfachlichen Wert haben können, geschaffen. Allerdings befinden sich die Paludikulturen noch im Projektstadium und einer großflächigen Anwendung stehen derzeit verschiedene Hemmnisse entgegen. Bei der Auswahl des Saatguts bzw. der eingesetzten Pflanzen sollte auf lokale Herkunft geachtet werden.

Forschungsbedarf besteht weiterhin hinsichtlich klima- und naturschutzfreundlicherer Nutzungsmöglichkeiten von Standorten, die für eine Wiedervernässung nicht geeignet sind oder nicht zur Verfügung stehen.

7.5 Reduktion der Emissionen aus Moorböden

417. Eine Reduktion der THG-Emissionen aus Moorböden lässt sich durch eine Wasserstandsanhhebung, damit einhergehend durch eine Nutzungsextensivierung, und letztlich durch Nutzungsaufgabe und Renaturierung erreichen. Da die Kosten solcher Maßnahmen stark von lokalen Rahmenbedingungen abhängen, sollte das Kosten-Nutzen-Verhältnis (THG-Vermeidungskosten) berücksichtigt werden, sodass finanzielle Mittel möglichst effizient eingesetzt werden.

7.5.1 Ziele

418. Um das 2°-Ziel (IPCC 2007) zu erreichen, bedarf es der Senkung von THG-Emissionen in allen Quellkategorien, so auch derjenigen, die in der Landwirtschaft und durch LULUC verursacht werden. Notwendig sind sowohl die Reduktion der Emissionen aus der Viehhaltung und der Düngung als auch aus der landwirtschaftlichen

Nutzung der Flächen. Da Moorböden einen relativ geringen Anteil (8 %) an der landwirtschaftlichen Fläche haben, ihre Nutzung jedoch etwa ein Drittel der direkten Emissionen aus Landwirtschaft und LULUC verursacht, ist ihr Potenzial zur Senkung von THG-Emissionen vergleichsweise hoch. Generell ist dabei zu beachten, dass im Bereich der Moorböden Maßnahmen zur Emissionsreduktion erst mit zeitlichem Verzug greifen (s. Abschn. 7.5.2).

Der Agrarsektor nimmt bislang nicht am europäischen Emissionshandel teil (Nichthandelssektor) (Emissionshandelsrichtlinie 2009/29/EG). Um die Klimaziele auch im Bereich der Landwirtschaft zu erreichen, bedarf es eines Instrumentenmix aus finanziellen Anreizen und ordnungsrechtlichen Maßnahmen. Die Europäische Kommission nennt in ihrer Low Carbon Roadmap neben dem europäischen THG-Gesamtreduktionsziel von circa 80 % gegenüber 1990 als Ziel des Agrarsektors eine Reduktion um 42 bis 49 % für Nicht-CO₂-Emissionen (CH₄ und N₂O). Zur Zielerreichung werden dabei als Optionen auch Maßnahmen zur Wiedervernässung von Feuchtgebieten und Moorböden genannt (Europäische Kommission 2011).

In der Klimaschutzstrategie des Deutschen Bauernverbandes (DBV) wird für die Landwirtschaft angestrebt, bis zum Jahr 2020 die Emissionen an CH₄ und N₂O um 25 % (2030: -30 %) gegenüber 1990 zu senken sowie „soweit sinnvoll und möglich [...] den Anteil der organischen Substanz in Böden weiter zu steigern“. Eine Senkung der landwirtschaftlichen CO₂-Emissionen aus Moorböden ist derzeit allerdings nicht vorgesehen, da der DBV für die Klimawirkung der Moorbodennutzung noch „erheblichen Forschungsbedarf“ sieht (DBV 2010). Vor dem Hintergrund der angestrebten Reduktion der deutschen Gesamt-THG-Emissionen um 80 bis 95 % bis 2050 (BMU 2011a) erscheinen die Ziele des DBV jedoch nicht hinreichend, zumal sie nicht bindend festgeschrieben sind.

419. Im Basisjahr 1990 betragen die THG-Emissionen aus Landwirtschaft und LULUC 125,6 Mt CO_{2eq} (UBA 2011b). Die THG-Emissionen aus Moorböden betragen 39,1 Mt CO_{2eq}. Es wird notwendig sein, dass die Landwirtschaft einen erheblichen Beitrag zur Senkung der THG-Emissionen leistet. Maßnahmen im Bereich der Moore haben dabei höhere Realisierungschancen als andere Maßnahmen in der Landwirtschaft. So ist beispielsweise die Reduktion der Emissionen aus der Viehhaltung deutlich schwieriger zu realisieren. Geht man hypothetisch davon aus, dass alle Quellkategorien in gleichem Maße zum Klimaschutz beitragen, das heißt ihre Emissionen um denselben Prozentsatz gesenkt werden sollen, wäre eine Reduktion der THG-Emissionen aus Landwirtschaft und LULUC auf 6 bis 25 Mt CO_{2eq}/a nötig. Als Zielwert für THG-Emissionen aus Moorböden ergäben sich 2 bis 8 Mt CO_{2eq}/a. Mithilfe eines langfristigen Ziels können Zwischenschritte abgeleitet werden. Ein solches Ziel ist als notwendig, aber visionär einzuschätzen; ein realitätsnäherer Wert ist jedoch derzeit nicht zuverlässig quantifizierbar, da Erfolge von Renaturierungsmaßnahmen nur schwer abschätzbar sind. Nicht zuletzt aus die-

sem Grund bedarf es eines geeigneten Monitorings und der regelmäßigen Anpassung der Ziele.

Abbildung 7-7 stellt die möglichen Zielwerte für 2050 (-80 % THG-Emissionen gegenüber 1990) der realen Entwicklung seit 1990 gegenüber und zeigt beispielhaft hypothetische Zwischenziele für die kommenden Dekaden, die bei einer linearen Reduzierung der THG-Emissionen erreicht würden.

Eine Übertragung der THG-Emissionsminderungsziele auf Flächenziele ist nicht zuverlässig möglich, da es qualitative Unterschiede zwischen verschiedenen Flächen gibt (vgl. Kap. 7.2 und 7.3). Eine Reduktion der THG-Emissionen entlang von Meilensteinen erscheint dennoch sinnvoll, um anhand eines messbaren Indikators Erfolge zu evaluieren und weiteren Handlungsbedarf abzuleiten. Die Erarbeitung eines konkreten Reduktionsplanes kann nur auf einer zuverlässigen Bestandserhebung der Potenziale basieren. Grundlagen dazu werden derzeit im Projekt „Organische Böden“ gelegt (vTI 2011).

7.5.2 Renaturierungsmaßnahmen

420. Ersten Abschätzungen zufolge könnte in Deutschland durch die vollständige Renaturierung der landwirtschaftlich genutzten Hoch- und Niedermoorböden eine Klimaentlastung um 5 bis 30 Mio. t CO_{2eq} erreicht wer-

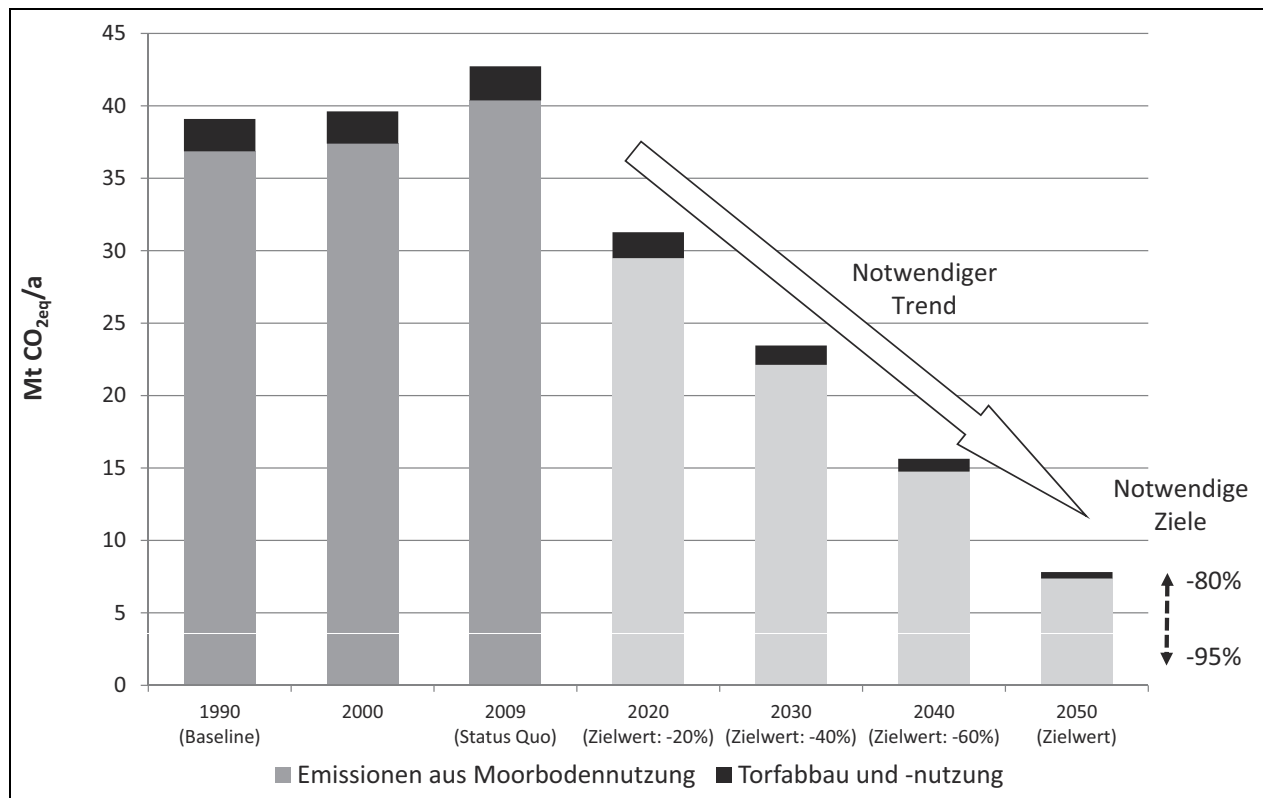
den (FREIBAUER et al. 2009). Diese Werte ergeben sich aus einer disaggregierten Flächenbetrachtung und ihrer Gewichtung mit flächenspezifischen Emissionsfaktoren. Aufgrund notwendig konservativer Annahmen zur Berücksichtigung von Abgrenzungsschwierigkeiten und Unsicherheiten bei den Faktoren erscheinen auch höhere Werte als möglich. Welcher Anteil des abgeschätzten Potenzials tatsächlich umgesetzt werden kann, entscheiden die politischen, rechtlichen und ökonomischen Rahmenbedingungen.

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (2010) hat aus den Ergebnissen bayerischer Renaturierungsprojekte einen Leitfaden entwickelt, der konkrete Maßnahmen und Hinweise nennt. Wichtigste Maßnahme der Renaturierung ist es, den Abfluss von Niederschlägen zurückzuhalten und durch den Verschluss von Entwässerungsgräben einen intakten Wasserhaushalt wiederherzustellen.

Nach aktuellem Forschungsstand ist eine Wasserhöhe von etwa 10 cm unter Flur optimal (DRÖSLER et al. 2011b). Bei höherem Wasserstand bzw. Überstau setzt eine starke CH₄-Freisetzung ein, bei niedrigerem Wasserstand beginnt die Torfmineralisierung. In der Praxis ist allerdings ein permanent gleichmäßiger Wasserstand kaum realisierbar, zumal ja aus Kostengründen nach Möglichkeit wieder natürliche Wasserhältnisse hergestellt werden sollen,

Abbildung 7-7

Treibhausgasemissionen aus Moorböden: Reale Entwicklung und notwendige Ziele



SRU/UG 2012/Abb. 7-7; Datenquelle für Zahlen bis 2009: UBA 2011b

die keine dauerhafte Wasserbewirtschaftung erfordern. Natürlicherweise kommt es zu Wasserstandsschwankungen, die aber bei zunehmender zu durchströmender Fläche abgemildert werden.

Daher ist bei der Renaturierung besonderes Augenmerk auf die Lebensdauer der Staueinrichtungen und die Vermeidung von langfristiger, großflächiger Überstauung zu legen. Vor Beginn aller Maßnahmen müssen zunächst abiotische und biotische Umweltbedingungen ermittelt sowie Eigentumsverhältnisse und rechtliche Voraussetzungen geprüft werden.

Entscheidend für die Klimawirksamkeit einer Renaturierungsmaßnahme ist der Wasserstand. Der durch die Renaturierung angestrebte Wasserstand sollte sich am natürlichen Wasserspiegel orientieren (z. B. Hochmoore: zwischen Geländeoberfläche und 35 cm unter Flur) (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2010). Notwendige Maßnahmen, um dies zu erreichen, können unter anderem das Verfüllen von Entwässerungsgräben, der Bau von Dämmen, das Einpumpen von Wasser, die Reduzierung der Grundwassernutzung und das Entfernen von Bäumen und Sträuchern sein. Weiterhin können auch die Aufgabe oder Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung oder auch das Wiedereinbringen typischer Pflanzenarten einen Beitrag zu einer wirkungsvollen Renaturierung leisten (BfN 2010).

Bedingt durch den Ablauf biotischer Prozesse kann es einige Jahre nach den Renaturierungsmaßnahmen noch zu – aus Klimaschutzsicht – suboptimalen Entwicklungen (CH₄-Emissionen) kommen. Die Handlungsempfehlungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt resultieren aus Erkenntnissen von Moorbodenrenaturierungsprojekten in Bayern. Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere geologische, hydrologische und biologische Bedingungen ist noch zu überprüfen.

7.5.3 Vermeidungskosten

421. Es gibt eine breite Spanne an Maßnahmen, um die THG-Emissionen aus Moorböden zu senken. Eine Wasserstandsanhhebung geht zwangsläufig mit einer Nutzungsintensivierung einher, womit zusätzlich positive Wirkungen auf den Naturschutz und für den Wasserhaushalt erreicht werden können (vgl. Abschn. 7.6.1). Jede Wasserstandsanhhebung bringt ökonomische Kosten beispielsweise für Produzenten durch sinkende Erträge mit sich. Die damit induzierten THG-Emissionsreduktionen lassen sich daher mithilfe von THG-Vermeidungskosten bewerten.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass innerhalb einer Region (hier: Deutschland) die THG-Vermeidungskosten für Moorböden zum Teil stark variieren können. Bei ihrer Herleitung und Analyse muss eine Vielzahl von Optionen berücksichtigt werden. Die verschiedenen Stufen der Extensivierung (von Ackernutzung über Intensiv- und Extensivgrünland bis zur Nutzungsaufgabe und Renaturierung) bewirken unterschiedlich hohe Reduktionen von THG-Emissionen und sind mit unterschiedlich hohen Kosten verbunden. Darüber hinaus müssen Ertragsreduktionen in den Kosten adäquat abgebildet werden. Zudem

gibt es regionale Unterschiede zwischen Moortypen, ihrer Nutzung, ihrer Eigentümer- und Pachtstruktur sowie der Höhe des Wasserspiegels, die wiederum Einfluss auf THG-Vermeidungen und Kosten haben können. Auch die Kosten für die Erhaltung der Nutzbarkeit (z. B. Schöpfwerke, Unterhaltung von Entwässerungsgräben) müssen in die Bewertung einbezogen werden.

Neben den zuvor genannten Einflussgrößen spielt der Betrachtungszeitraum (Bezugshorizont) eine große Rolle, da es nach Durchführung einer Maßnahme üblicherweise zuerst – das heißt vergleichsweise kurzfristig – zu einem Anstieg der CH₄-Emissionen kommt und das Sinken der CO₂-Emissionen über einen längeren Zeitraum erfolgt. So kann es erst längerfristig zu einer Netto-Vermeidung von THG-Emissionen kommen.

Vor diesem Hintergrund kommt die Literatur zu einer breiten Spanne bei THG-Vermeidungskosten für Moorböden. Diese reicht von 0 bis 18 Euro/t CO_{2eq} (HARGITA 2009; HIGRADE 2011), bei Unterstellung von Einkommensverlusten über einen sehr langen Zeitraum (z. B. fünfzig Jahre) können die diskontierten THG-Vermeidungskosten sogar bis zu 52 Euro/t CO_{2eq} betragen (HARGITA 2009). Im Rahmen eines Renaturierungsprojektes (vgl. MoorFutures; Tz. 429) im Landkreis Müritz wurden THG-Vermeidungskosten von 35 Euro/t CO_{2eq} für einen Betrachtungszeitraum von fünfzig Jahren errechnet (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern 2011). Dass die THG-Vermeidungskosten von Fläche zu Fläche sehr unterschiedlich sein können, zeigen auch DRÖSLER et al. (2011b), die für konkrete Renaturierungssituationen THG-Minderungskosten von 10 bis 135 Euro/t CO_{2eq} errechneten. RÖDER und GRÜTZMACHER (2012) nennen eine Spanne der THG-Vermeidungskosten für Moorböden von 20 bis 70 Euro/t CO_{2eq}. Auch höhere THG-Vermeidungskosten sind denkbar, falls bei einer Maßnahme vergleichsweise hohen Kosten für die Landwirtschaft geringe CO₂-Emissionseinsparungen gegenüberstehen.

Der Vergleich mit THG-Vermeidungskosten anderer Vermeidungsoptionen zeigt, dass Maßnahmen im Bereich der Moorböden günstiger sein können als andere Vermeidungsoptionen in der Landwirtschaft. So berechnen PEREZ und HOLM-MÜLLER (2007) durchschnittliche THG-Vermeidungskosten von 171,3 Euro/t für eine Reduktion der landwirtschaftlichen THG-Emissionen Europas um 15 %. Darüber hinausgehende Reduktionen wären mit deutlich höheren Kosten verbunden.

7.6 Synergiewirkungen und Schutzkonzepte

422. In Deutschland unterliegen Moorflächen unterschiedlichen rechtlichen Regelungen. Auf Bundesebene wird der Boden generell durch das BBodSchG geschützt. Es bestimmt in § 1: „Zweck dieses Gesetzes ist es, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen. Hierzu sind schädliche Bodenveränderungen abzuwehren, der Boden und Altlasten sowie hierdurch verursachte Gewässerunreinigungen zu sanieren und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen. Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beein-

trächtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie seiner Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte so weit wie möglich vermieden werden.“ Zu diesen Funktionen zählt grundsätzlich auch die Klimaschutzfunktion von Mooren.

Der überwiegende Teil der Hochmoore liegt in Nationalparks, Naturschutz-, FFH- oder Vogelschutz-Gebieten und besitzt damit einen formalen Schutzstatus. Als wertvolle Landschaften sind Moore gemäß § 30 Absatz 2 Nummer 2 (BNatSchG) geschützt. § 30 Absatz 2 Nummer 2 BNatSchG bestimmt, dass Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung von Mooren und Sümpfen führen können, verboten sind. Dies umfasst allerdings nur vom Regen- oder Mineralbodenwasser abhängige Lebensgemeinschaften auf Torfböden in natürlichem oder naturnahem Zustand einschließlich bestimmter Degenerations- und Regenerationsstadien und nicht bereits degradierte, landwirtschaftlich genutzte Flächen (so die Definition in der Begründung der inhaltsgleichen Bestimmung im Entwurf des BNatSchG 2001 (Deutscher Bundestag 2001)). Dieser Schutz betrifft also nur intakte und naturnahe Moore. Auf Moorböden („Moorstandort“) ist zudem nach § 5 Absatz 2 Nummer 5 BNatSchG ein Grünlandumbruch untersagt.

Bestimmte Moore sind im Anhang I Nummer 7 der FFH-Richtlinie genannt und unterfallen damit als Natura 2000-Gebiete den §§ 32 ff. BNatSchG. Anhang I der FFH-Richtlinie listet lebende Hochmoore, noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore, Übergangs- und Schwingrasenmoore, Torfmoor-Schlenken, kalkreiche Sümpfe mit *Cladium mariscus* und Arten des *Caricion davallianae*, Kalktuffquellen (Cratoneurion), kalkreiche Niedermoore und alpine Pionierformationen des *Caricion bicoloris-atrofuscae* als Lebensraumtypen der Hoch- und Niedermoore auf. Diese unterliegen damit einem besonderen Schutzstatus. Die Flächensumme dieser Lebensraumtypenmeldungen in Deutschland liegt bei etwa 586 km², was etwa 3 % der Moore in Deutschland entspricht (RATHS et al. 2006). Hier gilt grundsätzlich das Verschlechterungsverbot des § 33 Absatz 1 BNatSchG. „Lebende Moore“ und „aktive Moore“ sind prioritäre Lebensraumtypen, für die nach § 34 Absatz 4 BNatSchG strengere Anforderungen an Eingriffe zu stellen sind. Insgesamt ist allerdings durch den Ausschluss bestimmter Flächen und Ausnahmen vom rechtlichen Biotopschutz die Schutzwirkung der bestehenden Gesetze als unzureichend zu beurteilen.

Auf Landesebene gibt es zahlreiche für die Moorflächen relevante Regelungen. In einigen Bundesländern gibt (z. B. Niedersachsen) bzw. gab (z. B. Saarland) es spezielle Moorschutzgesetze, die überwiegend aus den 1920er-Jahren stammen und den Torfabbau betreffen. Auch in Landesnaturschutzgesetzen (z. B. im Naturschutzgesetz Baden-Württemberg und im Niedersächsischen Naturschutzgesetz) erfahren Moorflächen gesonderte Behandlung. Relevanz kann darüber hinaus die Landesraumplanung entfalten, wenn sie beispielsweise Vorranggebiete für den Torfabbau ausweist. Die Moor-

schutzprogramme der Länder Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Bayern (s. dazu ausführlich Abschn. 7.6.2) enthalten teilweise sehr detaillierte naturschutzfachliche und klimatologische Ausführungen, setzen aber auf freiwillige Maßnahmen von Nutzern und Eigentümern. Die nationale Biodiversitätsstrategie schlägt vor, in allen Bundesländern bis 2010 Moorentwicklungskonzepte zu erarbeiten und bis 2025 umzusetzen.

Durch den starken Verlust von Mooren liegen die noch intakten Flächen oft isoliert voneinander. Damit wird der Austausch zwischen den verschiedenen Gebieten für viele Arten erschwert bzw. unmöglich. Nach § 20 BNatSchG soll ein Biotopverbund – bestehend aus Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselementen – dazu dienen, Populationen wild lebender Tiere und Pflanzen einschließlich ihrer Lebensstätten, Biotope und Lebensgemeinschaften dauerhaft zu sichern sowie die Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen zu gewährleisten.

Bei der Entwicklung eines solchen Verbundes müssen die verbliebenen Moore besondere Berücksichtigung finden. Es ist vorgesehen, dass der länderübergreifende Biotopverbund die naturnahen Moore mit einer Größe von über 2 km² weitgehend enthält (Deutscher Bundestag 2011). Darüber hinaus sollten bei der Auswahl von Niedermoorböden, die renaturiert werden sollen, die Belange der Biotopvernetzung beachtet werden. Die Flächenauswahl erfolgt nach den Kriterien Qualität der Fläche (Größe, Zustand, Grad der Zerschneidung) und räumliche Lage (Verbundachsen, Biotopkomplexe) (RIECKEN 2009).

Der Biotopverbund Brandenburg schließt für Moore Feuchtgrünland als (Ersatz-)Lebensraum für manche Arten und Flussniederungen als Verbindungselemente zwischen den Kernflächen ein. Auch wurden „ergänzende Verbundflächen Feuchtgrünland“ definiert (HERRMANN et al. 2010).

7.6.1 Synergiewirkungen

423. Die Minderung der THG-Emissionen bringt Synergiewirkungen mit dem Naturschutz und der Wasserwirtschaft (SAATHOFF und von HAAREN 2011), ebenso wie Naturschutzprojekte positive Effekte für den Klimaschutz haben können (DRÖSLER et al. 2012).

Tabelle 7-3 zeigt die Auswirkungen der unterschiedlichen Nutzungsformen auf Klima, Biodiversität und Wasserhaushalt. Entscheidend für die Klimawirksamkeit sind einerseits der Wasserstand und andererseits der Kohlenstoffentzug durch Ernte.

Dennoch können einer Wasserstandsanhhebung unter bestimmten Rahmenbedingungen im Einzelfall Artenschutzaspekte entgegenstehen. Auf Moorböden können durch jahrhundertelange extensive Bewirtschaftung auch naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume entstanden sein, für deren Erhaltung der Wasserstand auf niedrigerem Niveau gehalten werden muss (z. B. Schutz seltener Orchideenarten), als aus Klimaschutzsicht optimal wäre. Auch kann aus Sicht der biologischen Vielfalt ein höherer

Beispiele der Landnutzungskategorien von Moorböden und ihre potenziellen Auswirkungen auf Klima, Biodiversität und Wasserhaushalt

Landnutzung	Klima		Biodiversität		Wasserhaushalt	
	Hochmoorboden	Niedermoorboden	Hochmoorboden	Niedermoorboden	Hochmoorboden	Niedermoorboden
Acker	n. v.	--	n. v.	--	n. v.	--
Intensivgrünland	--	--	--	--	--	--
Trockenes Extensivgrünland	--	--	++	++	-	-
Nasses Extensivgrünland	++	-	++	++	+	+
Degradiertes Hochmoor	-	entfällt	--	entfällt	--	entfällt
Renaturiertes Moor	++	++	++	++	++	++
Überstau	-	--	++	++	++	++

++ sehr positiv, + positiv, - negativ, -- sehr negativ, n. v. nicht vorhanden
 Quelle: PERMIEN 2009; Landnutzung: angepasst an DRÖSLER et al. 2011b; Bewertung Klima: basierend auf DRÖSLER et al. 2011b

Wasserstand optimal sein, als (kurzfristig) aus Klimaschutzsicht wünschenswert wäre (vgl. Tz. 420). Diese Zusammenhänge erfordern jeweils Einzelfallentscheidungen bezüglich konkret umzusetzender Schutzstrategien, die in Abhängigkeit von lokalen Bedingungen, wie dem (potenziellen) Vorkommen geschützter Arten, zu treffen sind. Derzeit wird im Rahmen des BfN-Vorhabens „Moorschutz in Deutschland“ (Laufzeit: 2011 bis 2014) ein Instrumentarium für die Praxis entwickelt, mit dem Moorschutzprojekte hinsichtlich ihrer Wirkung auf Biodiversität und Ökosystemleistungen (Klimarelevanz, Regulierung des Wasser- und Nährstoffhaushalts sowie Erholungs- und Produktionsfunktion) geplant, bewertet, optimiert und in übergeordnete Managementpläne integriert werden können.

7.6.1.1 Wasserhaushalt und Gewässergüte

424. Moore entstehen durch einen dauerhaften Wasserüberschuss und sind damit gute Indikatoren für den Zustand des Landschaftswasserhaushalts (LANDGRAF 2010). Kommt es infolge von Entwässerung zu einer Mineralisation von Torf, werden festgelegte Nährstoffe wieder freigesetzt und gelangen in die umgebenden Gewässer. Der Schutz und die Renaturierung von Moorflächen haben daher auch zahlreiche Synergiewirkungen zum einen auf den lokalen Wasserhaushalt und zum anderen auf die Gewässergüte in ihrem Einzugsbereich. So fördern Moore den Wasserrückhalt in der Landschaft und tragen damit zum Hochwasserschutz und auch zur Abmilderung der Auswirkungen des Klimawandels bei (DRÖSLER 2005).

Darüber hinaus leisten sie einen wichtigen Beitrag zur Umsetzung und Zielerreichung der europäischen WRRL, die auch auf den Schutz und die Verbesserung des Zu-

stands terrestrischer Ökosysteme abzielt, die direkt vom Wasser abhängen (GRET 2011). Feuchtgebiete wie Moore fördern den Rückhalt von Nährstoffen (Stickstoff und Phosphat) und sorgen damit für eine Verringerung der diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer (TREPEL 2009a). Ein weiteres Problem des lokalen Wasserhaushalts, dem durch Wiedervernässung begegnet werden kann, ist die langfristige Sackung der Geländeoberfläche infolge von Mineralisation des Torfs und immer tieferer Entwässerung.

7.6.1.2 Biologische Vielfalt

425. Naturnahe Moore beherbergen eine einzigartige biologische Vielfalt und haben aufgrund ihrer speziellen abiotischen Voraussetzungen einen hohen Naturschutzwert. Durch die extremen Lebensbedingungen in Hochmooren – niedriger pH-Wert, Nährstoffarmut, permanente Wassersättigung und extreme Temperaturschwankungen – können nur wenige, spezialisierte Arten in diesen über lange Zeiträume entstandenen Lebensräumen existieren. Ein Beispiel für die Anpassung an die dort vorherrschenden Lebensbedingungen sind die verschiedenen Sonnentauarten, die ihren Stickstoffbedarf über den Fang von Insekten decken. Der hohe Grad ihrer Anpassung macht die Arten gleichzeitig auch besonders empfindlich gegenüber Veränderungen des Lebensraums, wie beispielsweise Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft. Eine besondere Bedeutung haben Moore auch als Rast- und Brutstätte zahlreicher, zum Teil stark bedrohter Vogelarten. Intakte Moore sind einzigartige Lebensräume, in denen die sensiblen Zusammenhänge zwischen Diversität und Stabilität von Ökosystemen analysiert werden können.

Durch die Degradierung und den Verlust der Moore sind viele Arten dieser Lebensräume in ihrem Bestand gefährdet oder bereits ausgestorben. So sind nach der Roten Liste der Biotoptypen alle Moorlebensräume Deutschlands entweder von vollständiger Vernichtung bedroht (Status 1) oder stark gefährdet (Status 2) (Tab. 7-4). Von den Arten, die in der Roten Liste der Gefäßpflanzen (1992) aufgeführt werden, sind 17 % auf Moore angewiesen (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein 2011).

426. In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt ist für die Erhaltung und Renaturierung von Moorflächen festgeschrieben:

„Ziele:

- Heute noch bestehende natürlich wachsende Hochmoore sind bis 2010 gesichert und befinden sich in einer natürlichen Entwicklung.
- Die Regeneration gering geschädigter Hochmoore ist bis 2010 eingeleitet mit dem Ziel, intakte hydrologische Verhältnisse und eine moortypische, oligotrophe Nährstoffsituation zu erreichen. In regenerierbaren Niedermooren ist der Torfschwund signifikant reduziert. Moore wirken wieder als Nährstoff- und CO₂-Senke.
- Bis 2020 sind wesentliche Teile der heute intensiv genutzten Niedermoore extensiviert und weisen nur noch Grünlandnutzung auf. Typische Lebensgemeinschaften entwickeln sich wieder.
- Bis zum Jahre 2020 kann sich die Natur auf mindestens 2 % der Landesfläche Deutschlands wieder nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten entwickeln, beispielsweise in Bergbaufolgelandschaften, auf ehemaligen Truppenübungsplätzen, an Fließgewässern, an den Meeresküsten, in Mooren und im Hochgebirge.“

Die Bundesregierung strebt außerdem an:

- „Erarbeitung von Moorentwicklungskonzepten in allen Bundesländern bis 2010 und deren Umsetzung bis 2025
- Schutz des Wasserhaushalts intakter Moore und dauerhafte Wiederherstellung regenerierbarer Moore bis 2020
- Kontinuierliche Reduzierung der Stickstoffeinträge unter die Belastungsgrenze (critical load)
- Natürliche Entwicklung in allen Hochmooren und Moorwäldern; signifikante Reduzierung des Torfabbaus ab 2015 bei gleichzeitiger Steigerung der Verwendung von Torfersatzstoffen im Gartenbau
- Schaffung von ökonomischen Anreizen zur Nutzungsexensivierung von Niedermooren; natürliche Entwicklung auf 10 % der heute extensiv genutzten Niedermoore bis 2010 sowie von weiteren 10 % bis 2020
- Einbindung der Moore in ein länderübergreifendes Biotopverbundsystem“ (BMU 2007).

Diese ambitionierten und detaillierten Ziele und Maßnahmen können bei Realisierung einen erheblichen Beitrag für die Erhaltung kohlenstoffreicher Böden leisten. Um die Umsetzung der Strategie zu fördern, wurde Anfang 2011 das Bundesprogramm „Biologische Vielfalt“ gestartet. Insbesondere unter dem Schwerpunkt „Sichern von Ökosystemdienstleistungen“ können auch Maßnahmen zum Moorflächenschutz durch dieses Programm gefördert werden.

Allerdings sind – Stand 2011 – die für 2010 gesetzten Ziele der Biodiversitätsstrategie in Teilen nicht erreicht worden oder die vorhandene Datengrundlage lässt keine Abschätzung zu (Deutscher Bundestag 2010; BUND 2010):

Tabelle 7-4

Gefährdungstatus von Mooren nach der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands

Biotyp	Rote Liste Status	Tendenz
Waldfreie Niedermoore und Sümpfe	1–2	–
Hochmoore	1	–
Übergangsmoore	1–2	–
Großseggensümpfe	2	–
Moor- und Sumpfteiden	2	–
Birkenmoorwälder	2	–
Bruchwälder	2	–
Moorwälder (Nadelwälder)	2	–
1 und 1 – 2 von vollständiger Vernichtung bedroht, 2 stark gefährdet, – Bestandsentwicklung negativ Quelle: BfN 2010		

- *Natürliche Hochmoore geschützt und in natürlicher Entwicklung/ Einleitung einer Regeneration gering geschädigter Hochmoore:* Die nach FFH-Richtlinie erfassten Lebensraumtypen „lebende Hochmoore“ und „geschädigte, regenerierbare Hochmoore“ unterliegen formal einem Schutzstatus. Inwieweit die vorhandenen Managementpläne nach Artikel 6 Absatz 1 der FFH-Richtlinie und die Moorschutzprogramme der Länder zu einer aktiven Regeneration gering geschädigter Hochmoore führen, kann derzeit nicht abgeschätzt werden.
- *Moorentwicklungskonzepte in allen Bundesländern:* Nur 4 der 16 Bundesländer haben ein Konzept zu Schutz und Entwicklung ihrer Moore erlassen, ein weiteres soll Ende 2012 veröffentlicht werden (vgl. Abschn. 7.6.2).
- *Natürliche Entwicklung auf 10 % der heute extensiv genutzten Niedermoore bis 2010:* Belegt wurde die Erreichung dieses Ziels durch keines der Bundesländer. Weiterhin wird die natürliche Entwicklung extensiv genutzter Niedermoorböden ohne zusätzliche Pflegemaßnahmen von einigen Ländern als nicht wünschenswert angesehen, da sie im derzeitigen Zustand oft einen hohen naturschutzfachlichen Wert hätten.

Diese Ziele haben zum Teil Eingang in die Biodiversitätsstrategien der Länder gefunden (ULLRICH und RIECKEN 2012).

7.6.2 Moorschutzprogramme der Länder

427. Der Moorschutz ist für die einzelnen Länder aufgrund der Verteilung der Moorflächen in Deutschland unterschiedlich relevant (Abb. 7-8).

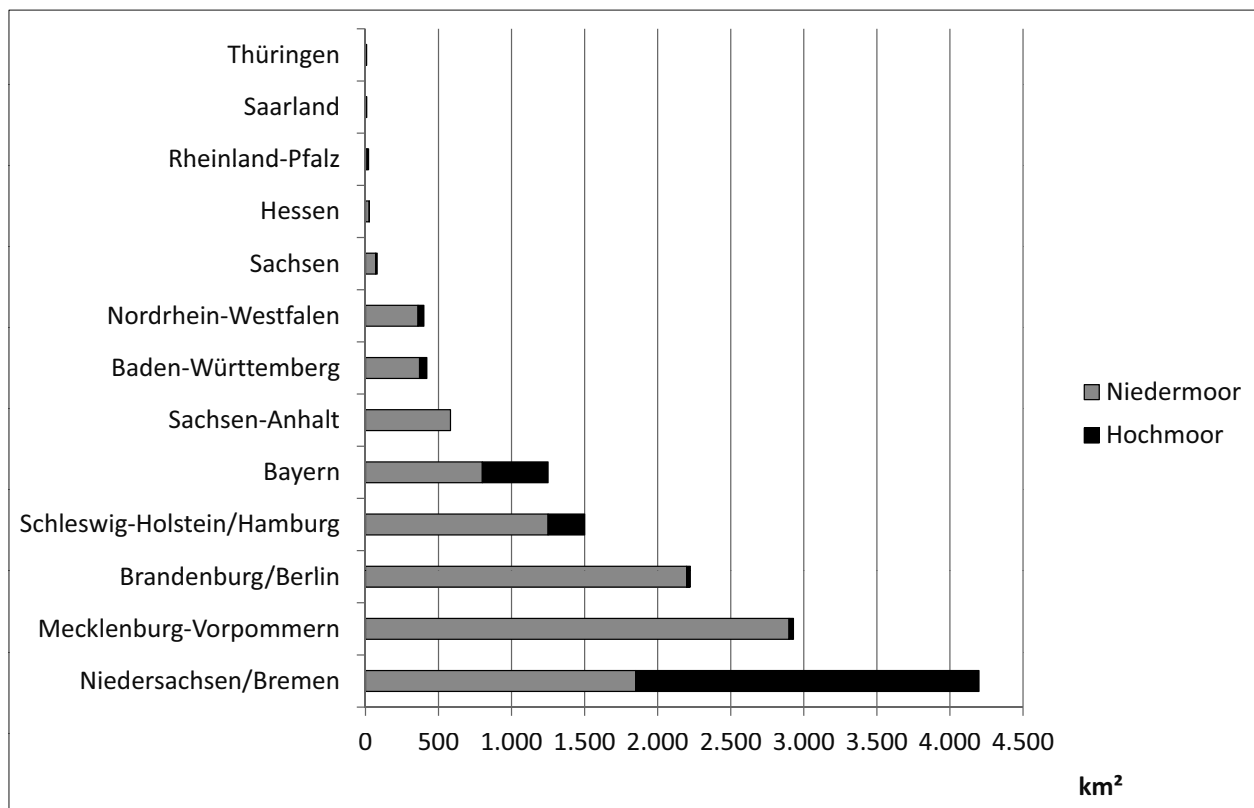
Die fünf Bundesländer mit den größten Moorflächen (Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Schleswig-Holstein, Bayern) haben Moorschutzprogramme mit unterschiedlichen Schwerpunkten erlassen bzw. bereiten diese derzeit vor. In Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein wurde dabei auch ein klarer Bezug zum Klimaschutz gesetzt.

Niedersachsen

428. Das Moorschutzprogramm I wurde in Niedersachsen bereits 1981 initiiert. 1986 wurde Teil II verabschiedet und 1994 fortgeschrieben. Schwerpunkt der Programme ist die Sicherung von circa 500 km² nicht abgetorften Hochmoorflächen und circa 310 km² nach der Abtorfung renaturierten Hochmoorböden sowie die Ausweisung von circa 148 Kleinsthochmooren als Natur-

Abbildung 7-8

Verteilung von Hoch- und Niedermoorflächen in Deutschland



SRU/UG 2012/Abb. 7-8; Datenquelle: HÖPER 2007

schutzgebiete (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz 2011a). Eine Neuauflage des Programms ist derzeit nicht geplant. In Teil I wurden überwiegend zum Torfabbau genutzte Hochmoorflächen erfasst. Teil II erweiterte das Programm um die restlichen Hochmoore des Flachlandes sowie Kleinsthochmoore. In der Neubewertung von 1994 wurden die Hochmoorböden mit industriellem Torfabbau hinsichtlich ihrer aktuellen naturschutzfachlichen Bedeutung evaluiert. Zusätzlich wurde auch landwirtschaftlich genutztes Hochmoorbodengrünland in das Moorschutzprogramm aufgenommen (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz 2011b). Ende 2005 waren insgesamt 420 km² der niedersächsischen Moorflächen als Naturschutzgebiete ausgewiesen, und 38 km² befanden sich in Ausweisungsverfahren (BTH 2009). Dies umfasst bereits etwa die Hälfte der bis zum Torfabbauende im Jahr 2050 vorgesehenen Ausweisungen. Ein allgemeines Leitbild zum Schutz und zur dauerhaften Sicherung der Niedermoore wurde bereits 2002 formuliert, umfasst aber keinerlei bindende oder quantifizierte Ziele (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz 2002).

Mecklenburg-Vorpommern

429. In Mecklenburg-Vorpommern wurde im Jahr 2000 ein Programm zur Förderung von Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung von Mooren (Moorschutzprogramm) verabschiedet. Zur Umsetzung der WRRL, der FFH-Richtlinie und auch von Moorschutzprojekten wurde darüber hinaus im Jahr 2008 die Richtlinie zur Förderung der nachhaltigen Entwicklung von Gewässern und Feuchtlandsräumen erlassen. Mithilfe des Moorschutzprogramms konnten im Zeitraum von 2001 bis 2008 56 Projekte auf 66 km² durchgeführt werden. Durch die Moorschutzmaßnahmen (Moorschutzprogramm, LIFE+ u. a.) wurden insgesamt mindestens 140 km² wiedervernässt, was circa 4,7 % der Moorfläche in Mecklenburg-Vorpommern entspricht (EHLERT 2010).

Im Jahr 2009 wurde das Moorschutzkonzept bis zum Jahr 2020 fortgeschrieben. Schwerpunkte sind dabei unter anderem die Klimarelevanz, der Wasserhaushalt und alternative, nasse Moorbodennutzungsformen. Zur Monetarisierung bzw. zur Erschließung alternativer Einkommensquellen wurde die Entwicklung einer Mooranleihe (MoorFutures) vorgeschlagen, mit der sich Unternehmen und Privatpersonen bei der Finanzierung von Wiedervernässungsprojekten engagieren können (PERMIEN und ZIEBARTH 2012) (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern 2009). 2011 wurden die ersten Anleihen für ein konkretes Projekt verkauft.

Brandenburg

430. Das Land Brandenburg hat im Jahr 2004 das Programm „Moorschutz im brandenburgischen Wald“ gestartet, das Maßnahmen wie Waldumbau und Wasserbau zur Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes umfasst, sowie im Jahr 2006 einen Rahmenplan zur Prioritä-

tensetzung bei der Förderung von Moorschutzprojekten durch die Stiftung NaturSchutzFonds veröffentlicht (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg 2010a). Im Zeitraum 2005 bis 2010 wurden im Rahmen eines Waldmoorschutzprogramms über sechzig Projekte mit dem Schwerpunkt Waldumbau und Wiedervernässung von Waldmoorböden durchgeführt (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg 2010b). Ein „Moorschutzprogramm Brandenburg“ soll im November 2012 veröffentlicht werden.

Schleswig-Holstein

431. Ziel des Niedermoorprogramms des Landes Schleswig-Holstein aus dem Jahr 2002 ist es, die Funktionen von Moorböden für den Wasser- und Stoffhaushalt der Landschaft wiederherzustellen, um die Nährstoffeinträge in die nachfolgenden Oberflächengewässer und die Meere zu reduzieren (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein 2002). Darüber hinaus wird die Bestandsentwicklung an Moore angepasster Tier- und Pflanzenarten gefördert. 2011 wurde von der Landesregierung die Umsetzung des „Moorschutzprogramms für Schleswig-Holstein“ mit den Schwerpunkten Nährstoffrückhaltung, Minderung von Stickstoffeinträgen und CO₂-Emissionen sowie Schutz der biologischen Vielfalt beschlossen. Damit sollen die Aktivitäten zum Schutz und zur Renaturierung von Nieder- und Hochmoorböden gebündelt werden, um Moorflächen von besonderer ökologischer Bedeutung dauerhaft zu sichern bzw. wiederherzustellen (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2011).

Bayern

432. Das „Moorentwicklungskonzept Bayern“ aus dem Jahr 2002 verfolgt vorrangig das Ziel, die Funktion der Moorböden im Naturhaushalt und Landschaftsbild wiederherzustellen, ihre Eigendynamik durch Wiedervernässung zu regenerieren und ihre Nutzung zu extensivieren. Dazu wurden unter anderem die bayerischen Moorflächen inventarisiert, Moorhandlungsschwerpunkte entwickelt und Leitfäden für die Moorbodenrenaturierung abgeleitet (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2002). Eine weitere Förderung findet im Rahmen des „Klimaprogramms Bayern 2020“ statt (Bayerische Staatsregierung und Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit 2009). In den Jahren 2008 bis 2011 sollten 8 Mio. Euro für die Wiedervernässung von Moorböden zur Verfügung gestellt werden (Regierung von Oberbayern 2010).

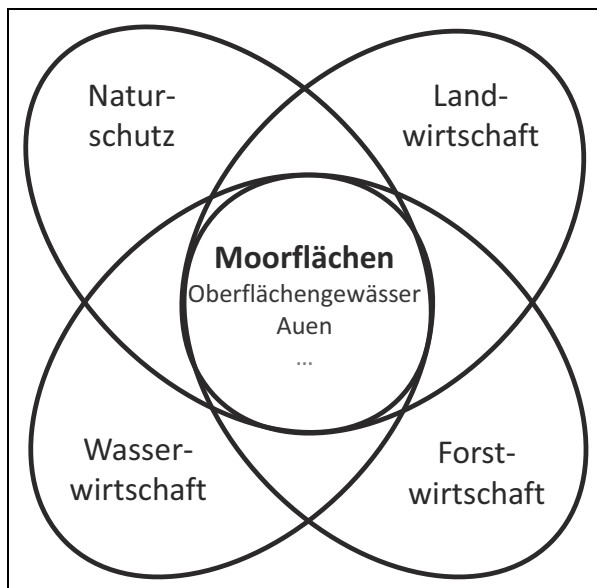
Defizite und aktuelle Entwicklungen

433. Im letzten Jahrzehnt haben die betroffenen Länder verstärkt Anstrengungen zum Schutz von Moorflächen unternommen. Die Schutzkonzepte der einzelnen Länder unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer Aktualität, ihres Umfangs, ihrer Bindungswirkung und ihrer Detailtiefe deutlich (BUND 2010). Aufgrund der teilweise gegensätzlichen Interessen können die Schutzkonzepte langfristig nur erfolgreich umgesetzt werden, wenn sie

alle Akteure mit einbeziehen. Für die Realisierung der Maßnahmen ist daher schon auf Länderebene eine eng verzahnte Zusammenarbeit der Beteiligten aus Naturschutz, Wasser-, Forst- und Landwirtschaft (sowohl Flächeneigentümer als auch Pächter) bei der Planung und Durchführung zwingend notwendig (Abb. 7-9).

Abbildung 7-9

Vernetzung der am Moorschutz beteiligten Akteure



SRU/UG 2012/Abb. 7-9

Die übergeordneten Ziele der WRRL und der Biodiversitätsstrategie sollten sich in den Landesprogrammen wiederfinden, um die Erfolge der Schutzprogramme messbar zu machen. Dafür ist eine Abstimmung zwischen den Bundesländern auf Grundlage der unterschiedlichen Flächen und Nutzungsarten sowie der Erfolgspotenziale zielführend.

Durch das bisherige Nebeneinander der einzelnen Länder fehlt ein regelmäßiger Erfahrungs- und Informationsaustausch. Es gibt kein einheitliches Monitoringprogramm zur Inventarisierung des Ist-Zustands und zur Abschätzung der Potenziale sowie zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsprojekten. Die Übertragung von Erfolgskonzepten anderer Länder wird so limitiert.

Dieses Manko wurde erkannt und die Länderfachbehörden haben im Oktober 2011 ein gemeinsames Positionspapier zu Potenzialen und Zielen zum Moor- und Klimaschutz verabschiedet (JENSEN et al. 2011). Die darin beschriebenen Rahmenziele, Maßnahmen und Instrumente begrüßt der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) ausdrücklich. Insbesondere die Konkretisierungen von Maßnahmen in den Bereichen Land-, Wald- und Forstwirtschaft – wie zum Beispiel Grünlandumbruchverbot, Verbot der Ackernutzung, Anhebung der Wasserstände auf entwässerten Moorstandorten – in Verbindung

mit bestehenden und novellierten Standards lassen auf einen ambitionierteren Moorschutz hoffen. Entscheidend dafür sind der Nachdruck und die Beharrlichkeit, mit der die Maßnahmen in die Realität umgesetzt werden.

7.7 Empfehlungen

434. Die folgenden Empfehlungen richten sich primär an den Bund, der seit der Föderalismusreform eine Vollkompetenz im Bereich Naturschutz besitzt. Die Länder können zwar von den getroffenen Regelungen abweichen, eine länderübergreifende Initiative unterstreicht jedoch die Relevanz eines dauerhaft wirksamen Schutzes von Mooren und Moorböden und erlaubt es, höhere Klima- und Naturschutzpotenziale zu realisieren.

Hauptursache von THG-Emissionen aus Moorböden ist die landwirtschaftliche Nutzung, woraus sich auch eine große Verantwortung der Landwirtschaft für die Verminderung (z. B. durch Extensivierung) ableitet. Zusätzlich gehören alle finanziellen Fördermaßnahmen, die eine landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden unterstützen, auf den Prüfstand. Dies betrifft sowohl Fördermittel der GAP (s. Kap. 7.4, Tz. 409) als auch Fehlanreize durch das EEG bzw. den Bonus für Strom aus nachwachsenden Rohstoffen (NaWaRo-Bonus) (SRU 2011, Abschn. 3.4.5 und 8.4.3.2).

435. Die Europäische Kommission strebt in ihrer Low Carbon Roadmap neben einer Reduktion der Nicht-CO₂-THG um 42 bis 49 % bis zum Jahr 2050 für den Agrarsektor auch den Schutz und die Neufestlegung von Kohlenstoff im Boden an. In diesem Zusammenhang wird ausdrücklich auf den Grünlandschutz und die Renaturierung von Moor- und Feuchtgebieten verwiesen (Europäische Kommission 2011), ohne jedoch konkret zu erreichende Ziele zu nennen. Auch Deutschland legt für die Reduktion von THG aus der Bodennutzung keine eigenen Ziele fest, strebt jedoch gleichzeitig bis zum Jahr 2050 eine Absenkung der THG-Gesamtemissionen auf 5 bis 20 % gegenüber 1990 an.

Nach aktuellem Wissensstand besteht in Deutschland durch Extensivierung und Renaturierung von Moorböden ein THG-Reduktionspotenzial von 5 bis 30 Mio. t CO_{2eq}, das es möglichst weitgehend zu erschließen gilt. Dafür müssen kurzfristig

- die Wissensbasis ausgebaut,
- Emissionsreduktionsziele definiert und
- Akutmaßnahmen durchgeführt werden.

Langfristige Maßnahmen müssen auf die Wiedervernäsung von Flächen oder die Extensivierung der Nutzung und ein Ende der Torfnutzung im Gartenbau zielen. Zur Nutzung dieses Potenzials sollten die Akteure starke Handlungsanreize bekommen.

Für die Erreichung der deutschen Klimaschutzziele gemäß Kyoto-Protokoll werden THG-Minderungen aus der Erhaltung oder Renaturierung von Moorflächen nicht angerechnet (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft

und Verbraucherschutz 2010). Da die Wasserstandsanhhebung, Extensivierung und Renaturierung von Moorböden ein hohes THG-Emissionsreduktionspotenzial besitzen und vergleichsweise günstig umzusetzen sind, sollte die Aufnahme der vollständigen Bilanzierung dieser Maßnahmen in die Anrechnung für das Kyoto-Protokoll bzw. für den Post-Kyoto-Prozess erfolgen. Eine Anrechnung würde die Bedeutung des Moorschutzes unterstreichen und die Umsetzung beschleunigen.

Die für die Emissionsminderungen notwendigen Maßnahmen müssen in enger Abstimmung zwischen Bund und Bundesländern festgelegt werden, um weder die bereits vorhandenen Moorschutzpläne zu unterlaufen noch realitätsfern und damit nicht umsetzbar zu sein. So sollte die Bundesregierung den Zielwert für das Jahr 2050 definieren, und die Bundesländer sollten gemeinsame Zwischenziele im Rahmen ihrer Moorschutzpläne (s. Abschn. 7.6.2) bzw. gegebenenfalls angepasster Pläne festlegen.

7.7.1 Bundesinitiative Moorschutz

436. Obwohl alle Bundesländer mit großen Moorflächen bereits Schutzprogramme initiiert haben, fehlen gemeinsame Rahmenbedingungen, die eine deutschlandweite, messbare Reduktion der THG-Emissionen aus Moorböden ermöglichen. Eine bundesweite Moorschutzinitiative kann ausgehend von dem gemeinsamen Posi-

tionspapier der Länder (s. Tz. 433) die handelnden Akteure deutschlandweit besser vernetzen, eine einheitliche Datengrundlage schaffen und die Vergleichbarkeit der durchgeführten Maßnahmen verbessern. Die Vorschläge der nationalen Biodiversitätsstrategie zum Moorschutz lassen sich in eine derartige Initiative sinnvoll einbetten und konkretisieren. Gleichzeitig werden durch Maßnahmen der Bundesinitiative Moorschutz Synergien für den Schutz von Biodiversität und Wasserhaushalt erreicht. Potenzielle Strukturen einer derartigen Initiative werden in Abbildung 7-10 vorgeschlagen.

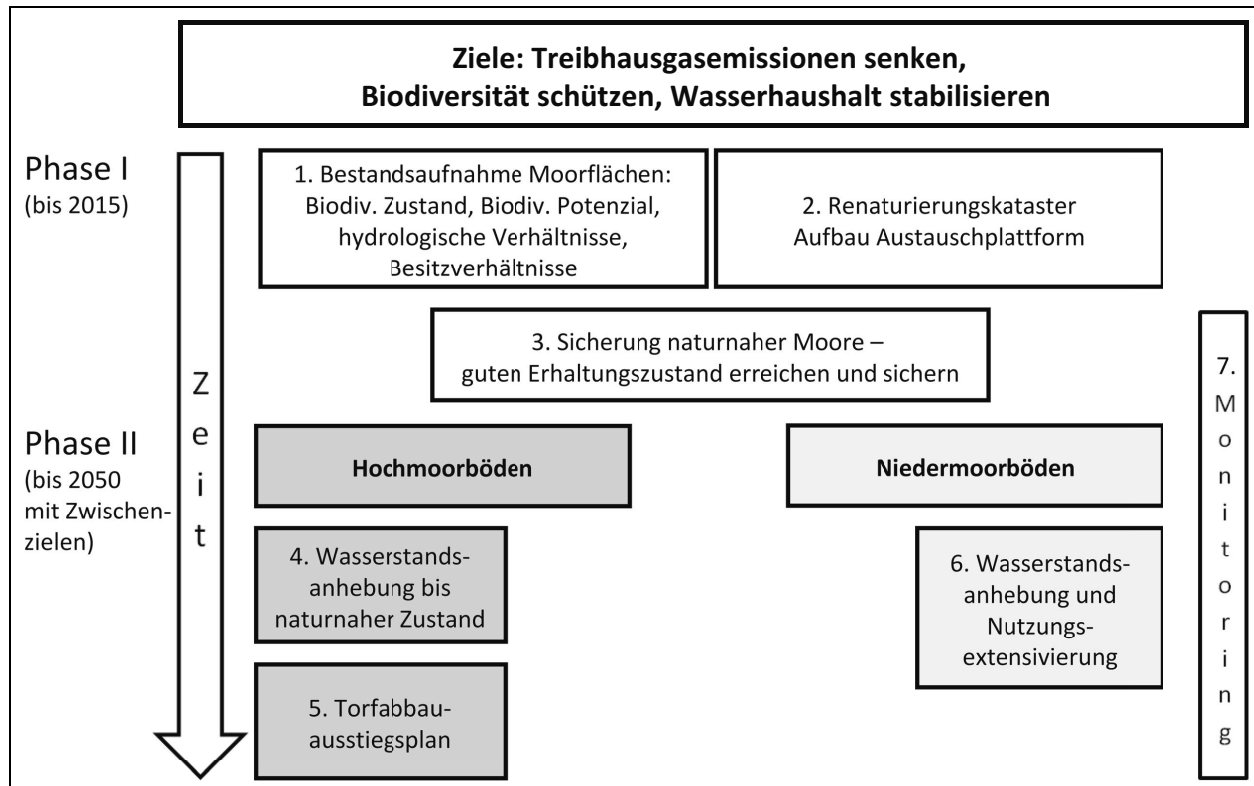
Phase I

437. 1. Grundlage aller Maßnahmen muss eine kurzfristige deutschlandweite Bestandsaufnahme der Moorflächen bis zum Jahr 2015 darstellen, wofür die Ergebnisse des Forschungsprojektes „Organische Böden“ die Basis bilden (vTI 2011). Neben den Flächen und Besitzverhältnissen sind der naturschutzfachliche Wert und die hydrologischen Verhältnisse zu ermitteln. Daraus lassen sich dann eine Bewertung des Ist-Zustands sowie zukünftige Entwicklungspotenziale ableiten.

2. Parallel dazu ist der Aufbau eines Renaturierungskatasters, in dem alle abgeschlossenen, laufenden und geplanten Maßnahmen dokumentiert werden, erforderlich (BELTING 2011). Ziel ist die Bündelung von Erfahrun-

Abbildung 7-10

Struktur einer Bundesinitiative Moorschutz



gen, um Erfolg versprechende und übertragbare Maßnahmen zu identifizieren. Zur Unterstützung des Erfahrungsaustauschs sollte zusätzlich eine Wissensplattform eingerichtet werden, mithilfe derer Ergebnisse dokumentiert und Fragen auf Fachebene diskutiert werden.

3. Zeitnah, spätestens bis 2015, wird eine dauerhafte Sicherung des guten Erhaltungszustands aller noch intakten bzw. naturnahen Hoch- und Niedermoore empfohlen, beispielsweise durch Ausweisung als Naturschutzgebiet. Dies setzt eine konsequente Anwendung und Kontrolle des Biotopschutzes nach § 30 Absatz 2 Nummer 2 BNatSchG durch die Länder um. Für Hochmoore ist dieses Ziel in der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt bereits für 2010 formuliert (BMU 2007, S. 37).

Phase II

438. 4. Aufgrund ihres hohen Wertes sowohl für den Natur- als auch für den Klimaschutz (Abschn. 7.3.2, 7.6.1) müssen Hochmoore besonders wirksam geschützt werden. Daher sollte bis 2020 in allen regenerierbaren Hochmoorböden der Wasserstand bis auf ein natürliches Niveau angehoben werden, soweit dem nicht im Einzelfall erhebliche naturschutzfachliche Gründe entgegenstehen (BMU 2007). Auch stark geschädigte Hochmoorböden sollten auf ihre Klimawirksamkeit und ihre Entwicklungspotenziale hin überprüft und gegebenenfalls einer Nutzungsextensivierung und Wasserstandsanhhebung zugeführt werden.

5. In Abstimmung mit den betroffenen Umwelt- und Industrieverbänden ist ein Torfausstiegsplan beispielsweise im Rahmen eines runden Tisches zu entwickeln. Mittelfristig sollte die Verwendung von Torf im Gartenbau beendet werden. Neue Abbaugenehmigungen sollten nicht mehr erteilt werden. Gleichzeitig muss der Anteil an Ersatzstoffen kontinuierlich zunehmen. Hierzu sind die Forschungsaktivitäten hinsichtlich Qualität und Quantität dieser Stoffe zu verstärken. Um den Torfabbau in Deutschland zu beenden und eine Verlagerung des Abbaus ins Ausland zu vermeiden, sollte es ab 2017 schrittweise Anwendungsbeschränkungen für Torf im Hobby- und ab 2022 auch im Erwerbsgartenbau geben. Alle stillgelegten Abbauflächen sollten soweit möglich renaturiert und langfristig gesichert werden. Im Hinblick auf Hochmoorböden bedarf der Torfausstiegsplan zu seiner Umsetzung ab 2017 der langfristigen Vorbereitung. Wenn die Torfnutzung perspektivisch beendet werden soll, erfordert dies einen Verzicht auf die Genehmigung von neuen Torfabbauflächen. Grundlage für einen grundsätzlichen Verzicht auf den Torfabbau können entweder Vereinbarungen mit der Torfindustrie oder natur- bzw. bodenschutzrechtliche Festsetzungen sein, die als Inhalts- und Schrankenbestimmungen des Grundeigentums am Boden möglich wären. Flankierend müssen die Bundesländer die festgesetzten Vorranggebiete für den Torfabbau in ihren Landesraumordnungsplänen aufheben.

Auf EU-Ebene sollte die Bundesregierung sich dafür einsetzen, dass auch in anderen Mitgliedstaaten die IPCC-Einstufung von Torf als „nicht-erneuerbare Ressource“

anerkannt und damit die Förderung der energetischen Torfnutzung beendet wird.

6. Langfristig – bis 2050 – sollten alle regenerierbaren Niedermoorböden in einen naturnahen Zustand überführt werden. Dazu sollte der Wasserstand auf entwässerten Niedermoorböden angehoben werden, sofern dem keine erheblichen naturschutzfachlichen Gründe entgegenstehen. Mit der Wasserstandsanhhebung einhergehen sollte eine Nutzungsextensivierung sowie eine Reduzierung der Nährstoffeinträge.

Auch stark geschädigte Niedermoorböden sollten überprüft und gegebenenfalls einer Nutzungsextensivierung und Wasserstandsanhhebung zugeführt werden.

7. Begleitend sollten in einem einheitlichen Monitoringprogramm (aufbauend auf den Ergebnissen des Verbundprojektes „Organische Böden“) Erfolge und mögliche Fehlentwicklungen der Moorschutzmaßnahmen hinsichtlich Klimaschutz, Naturschutz und Wasserwirtschaft dokumentiert werden.

Finanzierung

439. Zur Finanzierung von Renaturierungsprojekten und Kompensationsmaßnahmen bei Nutzungsextensivierung schlägt der SRU vor, einen nationalen Moorschutzfonds aufzulegen – analog zum oder als Teil des Waldklimafonds, der bis 2013 eingerichtet werden soll –, um zum Beispiel den Ankauf besonders wertvoller Böden durch die Landesnaturschutzbehörden, Verbände und Stiftungen zu finanzieren. Der Kauf ermöglicht eine wirksame Unterschutzstellung und entschädigt den Eigentümer zumindest finanziell. In der derzeitigen Fassung der Emissionshandelsrichtlinie wird in Artikel 18 empfohlen, „mindestens 50 % der Einnahmen aus der Versteigerung von Zertifikaten“ für konkrete Klimaschutzzwecke zu nutzen. Einer der genannten Zwecke ist die Reduzierung von THG. Da, wie zuvor dargestellt, Wiedervernässungsmaßnahmen von Moorböden deutliche Reduktionen von THG-Emissionen bewirken können, könnten Versteigerungserlöse aus dem Emissionshandel für Maßnahmen zur Wiedervernässung von Moorböden verwendet werden. Dennoch empfiehlt es sich, den Schutz von Moorflächen explizit in Artikel 18 der Emissionshandelsrichtlinie aufzunehmen, ähnlich wie dies für Maßnahmen zur Vermeidung des Abholzens von Wäldern bereits der Fall ist. Zudem sollten weitere Möglichkeiten der Finanzierung der Maßnahmen geprüft (z. B. 2. Säule der GAP, Förderschwerpunkt Gemeinschaftsaufgabe Agrarstruktur und Küstenschutz, MoorFutures, Waldklimafonds für Waldmoorflächen, ökologischer Finanzausgleich) (SRU 2002, Tz. 183 ff.) und bereits bestehende Möglichkeiten besser zugänglich werden (z. B. Ökokonten, Bundesprogramm Biologische Vielfalt, LIFE+). Auch die Verzahnung der Fördermöglichkeiten und eine projektbezogene flexible Vergabe (z. B. bezüglich der geförderten Maßnahmen und der Förderlaufzeiten) ist wünschenswert.

Gleichzeitig sind finanzielle Anreize, Moorböden als landwirtschaftliche Fläche zu erhalten und zu nutzen, kritisch zu hinterfragen. Stattdessen sind Maßnahmen, die

der Extensivierung der Nutzung, der Pflege und der Wiederherstellung naturnaher Zustände dienen, zu honorieren (SRU 2009).

Verstärkung des Schutzstatus in Natur- und Bodenschutzrecht

440. Zur Stärkung des Schutzes von Hochmoorflächen in ihrer Klimaschutzfunktion würde eine bessere Verankerung im BBodSchG beitragen. Die natürliche Funktion des Bodens für den Klimaschutz bzw. als Speicher für Kohlenstoff sollte in § 2 Absatz 2 Nummer 1 lit. d) des BBodSchG aufgenommen werden (LABO 2011, S. 7). Das BBodSchG enthält in § 8 Verordnungsermächtigungen im Bereich der Vorsorge, namentlich im Hinblick auf Schadstoffe, Wasser- und Winderosion. Nicht eindeutig ist, ob auf der Grundlage von § 8 BBodSchG auch Regelungen erlassen werden können, die dem Klimaschutz dienen. Eine Ermächtigungsgrundlage für den Erlass von Maßnahmen, die dem Klimawandel entgegenwirken, ebenso wie für Maßnahmen, die eine Anpassung an den Klimawandel erlauben, könnte deshalb als neue Nummer 3 in § 8 Absatz 2 BBodSchG eingefügt werden (LABO 2011, S. 9–11). Zudem würde eine Ergänzung des § 21 Absatz 3 BBodSchG durch den Zusatz „zur Vorsorge“ es den Ländern ermöglichen, Nutzungsbeschränkungen in Bodenschutzgebieten festzulegen, und so zur Sicherung bestehender hochwertiger Moorböden beitragen (vertieft zu gebietsbezogenen Maßnahmen des Bodenschutzes LUDWIG 2011, S. 126 ff.).

Grundsätzlich könnte für Niedermoorböden im BBodSchG normiert werden, dass die Nutzung von hydromorphen Böden nicht zu einer Verschlechterung der Funktion als Kohlenstoffspeicher führen darf. Um Niedermoorböden zu renaturieren, ist es grundsätzlich erforderlich, den Nährstoffeintrag nachhaltig zu reduzieren. Nährstoffe werden insbesondere durch die Landwirtschaft eingetragen. Eine Reduktion erfordert vor allem eine einheitliche Grenzwertsetzung im Düngemittelbereich sowie eine wirksame Umsetzung und Kontrolle der bestehenden Vorschriften, die gegenwärtig nicht stattfindet (SRU 2008, Tz. 501).

441. Der Schutz von Moorböden („Moorstandort“) ist im BNatSchG auch im Hinblick auf die gute fachliche Praxis verankert. Nach § 5 Absatz 2 Nummer 5 BNatSchG ist auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorböden ein Grünlandumbruch zu unterlassen. Allerdings wird kritisiert, dass diese Regelung zu allgemein ist, um im Vollzug Wirksamkeit entfalten zu können. Erforderlich wäre eine Festlegung eindeutiger Kulissen, innerhalb derer besondere Anforderungen für die Grünland-erhaltung gelten und eine Umwandlung als Eingriff gewertet würde. Solche Regelungen existieren auf Landesebene für ausgewiesene Überschwemmungsgebiete. Speziell für Moorstandorte fehlen jedoch entsprechende Kulissen mit konkreten Auflagen, hierfür sollten durch die Länder Regeln aufgestellt werden (NITSCH et al. 2010, S. 8).

7.7.2 Fazit

442. Moore (intakte und naturnahe Ökosysteme) und Moorböden (entwässerte Moore) sind bedeutende Kohlenstoffspeicher und Lebensraum für viele hochgefährdete Arten. Deutschland verfügt über etwa 18.000 km² Moorflächen, von denen etwa zwei Drittel landwirtschaftlich für Ackerbau und als Grünland genutzt werden. Die mit dieser Nutzung verbundene notwendige Entwässerung verursacht 4,4 % der deutschen THG-Emissionen und damit hohe externe Kosten.

Deutschland strebt für das Jahr 2050 eine Reduktion aller THG-Emissionen auf 5 bis 20 % des Standes von 1990 an. Dementsprechend steht auch die Landwirtschaft, die derzeit für etwa 12 % der THG-Emissionen verantwortlich ist, unter Zugzwang. Die Extensivierung der Moorboden-nutzung als erster Schritt kann bereits eine deutliche Verringerung der Emissionen erbringen. Die Nutzungsaufgabe und Renaturierung sind – wo immer die Voraussetzungen dafür gegeben sind – die konsequente Fortsetzung dieses Weges. Alle diese Maßnahmen haben zumeist auch positive Wirkungen für Biodiversität und Wasserhaushalt.

443. Für einen effektiven Schutz aller Moorflächen bedarf es deutschlandweit einheitlicher rechtlicher Rahmenbedingungen und eines Austausches zwischen den Ländern. So könnten sich aussichtsreiche Konzepte einzelner Bundesländer und ein Erfolgsmonitoring bundesweit durchsetzen. Der SRU empfiehlt daher eine Bundesinitiative Moorschutz, die einerseits auf die Schaffung von Datengrundlagen und andererseits auf die Festlegung konkreter Schutzmaßnahmen abzielt. In der ersten Phase dieser Initiative sollen bis 2015 eine detaillierte Bestandsaufnahme und ein Renaturierungskataster erarbeitet werden, während gleichzeitig alle naturnahen Moore dauerhaft durch Unterschutzstellung gesichert werden. In der zweiten Phase ist in allen regenerierbaren Hochmoorböden der Wasserstand wieder auf ein natürliches Niveau anzuheben. Für einen mittelfristigen Ausstieg aus dem Torfabbau soll ein Stufenplan für Beschränkung und Beendigung der Torfanwendung im Gartenbau vorgelegt werden. Für die sehr viel größeren Flächen der Niedermoorböden ist langfristig eine Wasserstands-anhebung und damit einhergehend die Nutzungsextensivierung anzustreben. Um die Wirksamkeit der Maßnahmen belegen zu können, ist ein begleitendes Monitoring aufzubauen.

Anreize, Moorböden landwirtschaftlich zu nutzen, sollten in Anreize zur Extensivierung bzw. Nutzungsaufgabe, Renaturierung und für Pflegemaßnahmen überführt werden. Zusätzlich ist das Potenzial alternativer „nasser“ Moorbodennutzungsformen (Paludikulturen) für nicht renaturierbare Standorte zu überprüfen. Zur Finanzierung der Schutzmaßnahmen wird die Auflage eines Moorschutzfonds vorgeschlagen, der sich aus Versteigerungserlösen des Emissionshandels speist.

Rechtlicher Anpassungsbedarf besteht unter anderem für Landesraumordnungspläne sowie im BBodSchG, in dem die Klimaschutzfunktion von Böden verankert werden sollte.

444. Auf der Konferenz Rio+20 werden im Zuge der Diskussionen um eine „green economy“ auch wieder eine nachhaltige Landwirtschaft, die biologische Vielfalt und Ökosystemleistungen auf dem Prüfstand stehen. Inhaltlich wird daraus der Schutz der globalen Kohlenstoffspeicher in Wäldern und organischen Böden resultieren müssen. Deutschland steht hinsichtlich der absoluten Größe seiner Moorflächen international auf Platz 19, im Vergleich der absoluten Emissionen aus diesen Flächen jedoch auf Platz 9. Um seine Vorbildfunktion im weltweiten Klima- und Biodiversitätsschutz zu erfüllen und seine Glaubwürdigkeit in internationalen Verhandlungen zu unterstreichen, muss Deutschland den Schutz seiner Moorflächen ernster nehmen als bisher.

7.8 Literatur

- Altmann, M. (2008): Socio-economic impact of the peat and growing media industry on horticulture in the EU. Luxemburg: CO CONCEPT Marketingberatung. http://www.epagma.com/_SiteNote/WWW/GetFile.aspx?uri=%2Fdefault%2Fhome%2Fnews-publications%2Fpublications%2Ffiles.Off%2FMainBloc%2FSocio_Economic_Study1_9864371f-20be-4d6b-9182-7e6a84816468.pdf (14.07.2011).
- Ammermann, K. (2009): Energetische Biomassenutzung – Welche Wirkungen auf die Natur, insbesondere Biodiversität und Landschaftsbild sind zu beachten? Vortrag, Tagung der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege zum Thema „Biomasse energetisch nutzen aber umweltverträglich“ 23.04.2009, Laufen.
- Batjes, N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47 (2), S. 151–163.
- Bayerische Staatsregierung, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2009): Klimaprogramm Bayern 2020. Minderung von Treibhausgasemissionen, Anpassung an den Klimawandel, Forschung und Entwicklung. München: Bayerische Staatsregierung, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (StMUGV).
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2010): Moorerenaturierung kompakt – Handlungsschlüssel für die Praxis. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2002): Das Moorentwicklungs-konzept Bayern. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Behrens, M., Artmeyer, C., Stelzig, V. (2007): Das Nahrungsangebot für Wiesenvögel im Feuchtgrünland: Einfluss der Bewirtschaftung und Konsequenzen für den Vogelschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (11), S. 346–351.
- Belting, S. (2011): Erstellung einer Datenbank von Moorerenaturierungsprojekten in Deutschland. Vortrag, Sektionstagung und Exkursion der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde: Moore und Wasser – eine Positionsbestimmung, 17.–19. März 2011, Plön.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2010): Ökosystemdienstleistungen von Mooren – insbesondere Klimarelevanz. Pressehintergrundinfo. Bonn: BfN. http://www.bfn.de/fileadmin/NBS/documents/df_Presse2010_Hintergrund_Moore.pdf (14.07.2011).
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (1997): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000). Hannover: BGR. http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Projekte/Informationsgrundlagen-abgeschlossen/BUEK1000_und_Ableitungen/BUEK1000_und_Ableitungen.html?nn=1542204 (13.07.2011).
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2008): BMELV-Bericht 2008 zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft. Berlin: BMELV. <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Klimaschutz/BerichtKlimaschutz.html> (25.02.2011).
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2011a): Energiekonzept 2050 – Meilensteine und Bewertungen. Berlin: BMU. <http://www.bmu.de/energiekonzept/doc/46498.php> (16.09.2011).
- BMU (2011b): Rechtsquellen Erneuerbare Energien. Finnland: Rechtslage im Überblick. Berlin: BMU. <http://www.res-legal.de/suche-nach-laendern/finland.html> (13.07.2011).
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.
- BTH (Bundesvereinigung Torf- und Humuswirtschaft) (2009): Moorschutzprogramm Niedersachsen. Hannover: BTH. http://www.bth-online.org/bth_de/bth_die_umweltpraesentation_25_jahre_moorschutzprogramm.html (14.07.2011).
- BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland) (2010): Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie bis 2010 unter dem Gesichtspunkt des Moorschutzes. Berlin: BUND. http://www.google.de/url?sa=t&source=web&cd=1&ved=0CBkQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.bund.net%2Ffileadmin%2Fbundnet%2Fpdfs%2Fnaturschutz%2Fmoore2%2F20100715_naturschutz_moo_re_ka_hintergrund.pdf&ei=7c2eTYWOL5CTswaW5cTyAQ&usg=AFQjCNHWtN0ALpUGxziarqi7Ef7msXwnA (08.04.2011).
- Bundesregierung (2011): Erfahrungsbericht 2011 zum Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG-Erfahrungsbericht). Berlin: Bundesregierung. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/eeg_erfahrungsbericht_2011_bf.pdf (27.10.2011).
- DBV (Deutscher Bauernverband) (2010): Klimaschutz durch und mit der Land- und Forstwirtschaft. Strategiepapier. Berlin: DBV.
- Defra (Department for Environment Food and Rural Affairs) (2011): The Natural Choice: securing the value of nature. London: The Stationery Office. Command papers 8082.

- Department for Communities and Local Government (1995): Minerals Planning Guidance 13: Guidelines for peat provision in England. London: Department for Communities and Local Government.
- Deutscher Bundestag (2011): Schriftliche Fragen mit den in der Woche vom 4. April 2011 eingegangenen Antworten der Bundesregierung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/5422.
- Deutscher Bundestag (2010): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Undine Kurth (Quedlinburg), Nicole Maisch, Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Umsetzung des Moorschutzes der Bundesregierung. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/2076.
- Deutscher Bundestag (2001): Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG). Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 14/6378.
- DGMT (Deutsche Gesellschaft für Moor- und Torfkunde) (2010): Was haben Moore mit dem Klima zu tun? Hannover: DGMT. www.dgmt.de/downloads/DGMT_Flyer_2010.pdf (13.07.2011).
- DMK (Deutsches Maiskomitee) (2011): Bedeutung des Maisanbaues in Deutschland. Bonn: DMK. <http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland> (16.01.2012).
- Drösler, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. München, Technische Universität, Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Department für Ökologie, Dissertation.
- Drösler, M., Adelman, W., Augustin, J., Bergman, L., Beyer, C., Chojnicki, B., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Görlitz, S., Höper, H., Kantelhardt, J., Liebersbach, H., Hahn-Schöfl, M., Minke, M., Petschow, U., Pfadenhauer, J., Schaller, L., Schägner, P., Sommer, M., Thuille, A., Wehrhan, M. (2011a): Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des Vorhabens „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien 2006–2010“. Braunschweig, Berlin, Freising, Jena, Müncheberg, Wien: vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung. Unveröffentlichtes Manuskript.
- Drösler, M., Freibauer, A., Adelman, W., Augustin, J., Bergman, L., Beyer, C., Chojnicki, B., Förster, C., Giebels, M., Görlitz, S., Höper, H., Kantelhardt, J., Liebersbach, H., Hahn-Schöfl, M., Minke, M., Petschow, U., Pfadenhauer, J., Schaller, L., Schägner, P., Sommer, M., Thuille, A., Wehrhan, M. (2011b): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis – Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien 2006–2010“. Braunschweig, Berlin, Freising, Jena, Müncheberg, Wien: vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung 4/2011.
- Drösler, M., Freibauer, A., Christensen, T., Friborg, T. (2008): Observation and status of peatland greenhouse gas emission in Europe. In: Dolman, A. J., Freibauer, A., Valentini, R. (Hrsg.): The continental-scale greenhouse gas balance of Europe. New York: Springer. Ecological Studies 203, S. 237–255.
- Drösler, M., Schaller, L., Kantelhardt, J., Fuchs, D., Schweiger, M., Tiemeyer, B., Augustin, J., Wehrhan, M., Förster, C., Bergmann, L., Kapfer, A., Krüger, G. (2012): Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten. *Natur und Landschaft* 87 (2), S. 70–76.
- DUENE (Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde) (2009): Paludikultur. Perspektiven für Mensch und Moor. Greifswald: Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie, DUENE e.V.
- Ehlert, T. (2010): Zur Umsetzung von Auenprogrammen – Wo stehen wir? Erkenntnisse und Erfahrungen aus bundesweiter Sicht. Vortrag, NNA-Fachtagung „Entwicklungsraum gewinnen – aber wie?“, 21.–22.09.2010, Schneeverdingen.
- Europäische Kommission (2011): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Fahrplan für den Übergang zu einer wettbewerbsfähigen CO₂-armen Wirtschaft bis 2050. KOM(2011) 112 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäisches Parlament (2009): Richtlinie 2009/29/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des EU-Systems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten. Brüssel: Europäisches Parlament.
- Falkenberg, H. (2008): Torfimporte aus dem Baltikum – Bedeutung für die Torf- und Humuswirtschaft in Deutschland. *Bergbau* 2008 (3), S. 132–135.
- Flessa, H. (2010): Klimaschutz in der Landwirtschaft – Potenzial, Chancen und Risiken von Bioenergie. Vortrag, 16. Thüringer Bioenergietag, 25.02.2010, Jena.
- FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe) (2009): Torfmoose: Alternative zum Weißtorf und Chance für ehemalige Hochmoore und Klimaschutz. FNR Infobrief 2009 (3). http://www.nachwachsende-rohstoffe.de/index.php?id=3009&tx_ttnews%5Btt_news%5D=3115&cHash=92c21c45e2cbd80ad27dfad1c29ff1f6 (14.07.2011).
- Freibauer, A., Drösler, M., Gensior, A., Schulze, E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. *Natur und Landschaft* 84 (1), S. 20–25.
- Gaudig, G. (2010): Torfmooskultivierung – eine Alternative mit Zukunft? Vortrag, Fachtagung – Verwendung und Substitution von Torf – Verantwortliche Nutzung von Rohstoffen im Klimawandel, 09.–10.11.2010, Fulda.

- Gensior, A., Laggner, A., Haenel, H.-D., Rössemann, C., Freibauer, A. (2010): Treibhausgasemissionen aus den Mooren Deutschlands. Eine kritische Betrachtung aus Sicht der Klimaberichterstattung (Posterpräsentation). Vortrag, Klimaschutz durch Moorschutz! Symposium zum Abschluss des BMBF-Projekts „Klimaschutz-Moornutzungsstrategien“, 28.–29.06.2010, Freising.
- Grett, H.-D. (2011): Synergien bei der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und den EG-Richtlinien zum Naturschutz, Meeresschutz, Hochwasserschutz und Klimaschutz. Korrespondenz Wasserwirtschaft 4 (5), S. 152–157.
- Hargita, Y. (2009): Ökonomische Ansätze zur Bewertung der Klimaschutzfunktion von Mooren. Potsdam, Universität, Diplomarbeit.
- Herrmann, M., Klar, N., Fuß, A., Gottwald, F. (2010): Biotopverbund Brandenburg. Teil Wildtierkorridore. Parlow: ÖKO-LOG.
- HIGRADE (Helmholtz Interdisciplinary GRADuate School for Environmental Research) (2011): TEEB D2 Fallstudie: Renaturierung von Mooren und Wäldern in Deutschland. Leipzig: HIGRADE.
- Höper, H. (2010): Treibhausgasemissionen in Abhängigkeit von der Moornutzung (Hochmoore). Vortrag, Verwendung und Substitution von Torf – Verantwortliche Nutzung von Rohstoffen im Klimawandel, DGMT, 09.11.2010, Fulda.
- Höper, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. TELMA 37, S. 85–116.
- Immirzi, C. P., Maltby, E., Clymo, R. S. (1992): The global status of peatlands and their role in carbon cycling. London: Friends of the Earth.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Genf: IPCC.
- IPCC (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Hayama: IPCC.
- IPCC (2001a): Climate Change 2001: The Scientific Basis. Genf: IPCC.
- IPCC (2001b): Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Corr. Ed. Genf: IPCC.
- IPCC (1996): Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jensen, R., Landgraf, L., Lenschow, U., Paterak, B., Permien, T., Schiefelbein, U., Sorg, U., Thormann, J., Trepel, M., Wälter, T., Wreesmann, H., Ziebarth, M. (2011): Positionspapier: Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz – Gemeinsame Position der Länderfachbehörden von Brandenburg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein. www.lfu.bayern.de/natur/moorschutz/doc/gemeinsame_position.pdf (21.02.2012).
- Joosten, H. (2010): The global peatland CO₂ picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wageningen: Wetlands International. <http://www.wetlands.org/WatchRead/tabid/56/mod/1570/articleType/ArticleView/articleId/2418/The-Global-Peatland-CO2-Picture.aspx> (13.07.2011).
- LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2011): Möglichkeiten der rechtlichen Verankerung des Klimaschutzes im Bodenschutzrecht. Klimawandel – Betroffenheit und Handlungsempfehlungen des Bodenschutzes. LABO, Ständiger Ausschuss Recht (BORA). http://www.labo-deutschland.de/documents/BORA-Stellungnahme_zu_Klimawandel-Bodenschutzrecht_Veroeffentlichung_Nov_2011_7a0.pdf (18.01.2012).
- Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (2010a): Moorschutz in Brandenburg. Potsdam: LUGV. <http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/lbm1.c.370792.de> (16.09.2011).
- Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (2010b): Umweltdaten online – Datenstand Wasser 2010, Moorschutz in Brandenburg. Potsdam: LUGV. <http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.227463.de> (16.09.2011).
- Landgraf, L. (2010): Moorschutz in Brandenburg: Beiträge zur Stützung des Landschaftswasserhaushaltes. In: Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O., Hüttl, R. F. (Hrsg.): Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland Trends, Ursachen, Lösungen. Potsdam: Deutsches GeoForschungszentrum, Helmholtz Zentrum, S. 125–128.
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2011): Cross Compliance 2011. Informationen über die Einhaltung der anderweitigen Verpflichtungen. Bonn: Landwirtschaftskammer NRW.
- Ludwig, R. (2011): Planungsinstrumente zum Schutz des Bodens. Berlin: Duncker & Humblot. Schriften zum Umweltrecht 169.
- Middleton, B. A., Holsten, B., Diggelen, R. van (2006): Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. Applied Vegetation Science 9 (2), S. 307–316.
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (2011): Folgen der Moornutzung für Pflanzen und Tiere. Kiel: Ministerium für Landwirtschaft Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein. http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/WasserMeer/04_FluesseBaeche/05_Niedermoorprogramm/01_MooreNiedermoor/04_FolgenNutzung/ein_node.html (08.04.2011).
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (2002): Programm zur Wiedervernässung von Niedermooeren. Kiel: Ministerium für

- Landwirtschaft Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein. http://193.101.67.143/UmweltLandwirtschaft/DE/WasserMeer/04_FluesseBaeche/05_Niedermoorprogramm/02_NiedermoorprogrammSH/05_Downloaddokumente/PDF/ProgrammWiedervernaessung.html (21.02.2012).
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (2011): Steckbrief Polder Kieve: Wiedervernässung eines bislang hauptsächlich zur Beweidung und Mahd genutzten Gebietes im Süden des Landkreises Müritzt. Schwerin: Ministerium für Landwirtschaft Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern. <http://www.moorfutures.de/sites/default/files/redaktion/Polder%20Kieve/Steckbrief%20Polder%20Kieve.pdf> (20.10.2011).
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (2009): Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzeptes zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore in Mecklenburg-Vorpommern (Moorschutzkonzept). Schwerin: Ministerium für Landwirtschaft Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern,.
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (2011a): Moorschutzprogramm. Kiel: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz. http://www.umwelt.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=2438&article_id=8207&_psmand=10 (14.07.2011).
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (2011b): Moorschutzprogramm – Hochmoore in Niedersachsen. Kiel: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz. http://www.umwelt.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=2815&article_id=8852&_psmand=10 (14.07.2011).
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (2002): Niedermoore in Niedersachsen. Ihre Bedeutung für Gewässer, Boden, Klima und die biologische Vielfalt. Hannover: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz.
- Nitsch, H., Osterburg, B., Laggner, B., Roggendorf, W. (2010): Wer schützt das Grünland? – Analysen zur Dynamik des Dauergrünlands und entsprechender Schutzmechanismen. Vortrag, 50. Jahrestagung der GEWISOLA „Möglichkeiten und Grenzen der wissenschaftlichen Politikanalyse“, 29.09.–01.10.2010, Braunschweig.
- Nitsch, H., Osterburg, B., Roggendorf, W. (2009): Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel – Folgen für Natur und Landschaft. Eine Analyse agrarstatischer Daten. Berlin, Ansbach: Naturschutzbund Deutschland, Deutscher Verband für Landschaftspflege.
- Perez, I., Holm-Müller, K. (2007): Opt-in of the Agricultural Sector to the European Trading Scheme for Greenhouse Gas Emissions – a Proposal and its Possible Effects. *Agrarwirtschaft* 56 (8), S. 354–365.
- Permien, T. (2009): Mooranleihe und Waldaktie innovative (Finanz-) Produkte an der Schnittstelle von Biodiversität und Klimaschutz. Vortrag, Biodiversität und Klimawandel, Vernetzung der Akteure in Deutschland VI, 31.08.2009, Vilm.
- Permien, T., Ziebarth, M. (2012): MoorFutures – Innovative Finanzierung von Projekten zur Moorwiedervernässung in Mecklenburg-Vorpommern. *Natur und Landschaft* 87 (2), S. 77–80.
- Rath, A., Buchwald, R. (2008): Beitrag der Diasporenbank zur Wiederherstellung artenreichen Hochmoor-Grünlandes. In: Dengler, J., Dolnik, C., Trepel, M. (Hrsg.): Flora, Vegetation und Naturschutz zwischen Schleswig-Holstein und Südamerika. Festschrift für Klaus Dierßen zum 60. Geburtstag. Kiel: Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 65, S. 167–184.
- Raths, U., Balzer, S., Ersfeld, M., Euler, U. (2006): Deutsche Natura-2000-Gebiete in Zahlen. *Natur und Landschaft* 81 (2), S. 68–80.
- Regierung von Oberbayern (2010): Moore. Vielfalt. Oberbayern. München: Regierung von Oberbayern. http://www.regierung.oberbayern.bayern.de/imperia/md/content/regob/internet/dokumente/bereich5/naturschutz/100728_fbl_moo_re_obby_web.pdf (14.07.2011).
- Regionaler Planungsverband Westmecklenburg (2010): Regionales Raumentwicklungsprogramm Westmecklenburg – Entwurf zum 3. Beteiligungsverfahren. Schwerin: Regionaler Planungsverband Westmecklenburg. <http://www.westmecklenburg-schwerin.de/media/regionaler-planungsverband-westmecklenburg/absaetze/ub-rrep-wm-mit-deckblatt.pdf> (16.09.2011).
- Riecken, U. (2009): Biotopverbund in Deutschland – Konzeptioneller Hintergrund, praktische Umsetzung und das Beispiel Grünes Band. Vortrag, Fachtagung der Landeslehrstätte für Naturschutz und nachhaltige Entwicklung Mecklenburg-Vorpommern „Biotopverbund am Beispiel vom Grünen Band“ 14.05.2009, Zarrentin.
- Röder, N., Grützmacher, F. (2012): Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren – Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf. *Natur und Landschaft* 87 (2), S. 56–61.
- Saathoff, W., Haaren, C. von (2011): Klimarelevanz der Landnutzungen und Konsequenzen für den Naturschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43 (5), S. 138–146.
- Schäfer, A. (2005): Umweltverträgliche Erlenwirtschaft auf wieder vernässten Niedermoorstandorten. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 39 (4), S. 165–171.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (Hrsg.) (1979): Lehrbuch der Bodenkunde. 9. Aufl. Stuttgart: Enke.
- Schils, R., Kuikman, P., Liski, J., Oijen, M. van, Smith, P., Webb, J., Alm, J., Somogyi, Z., Akker, J. van den, Billett, M., Emmett, B., Evans, C., Lindner, M., Palosuo, T., Bellamy, P., Alm, J., Jandl, R., Hiederer, R. (2008): Review of existing information on the interrelations between soil and climate change. Final report. Wageningen,

- Bangor, Helsinki: Alterra, Centre for Ecology and Hydrology, Finnish Environment Institute SYKE, UNAB. 070307/2007/486157/SER/B1.
- Schleswig-Holsteinischer Landtag (2011): Bericht der Landesregierung. Moorschutzprogramm für Schleswig-Holstein. Drucksache 16/2272. Kiel: Schleswig-Holsteinischer Landtag. Drucksache 17/1490.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011): Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2009): Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP). Berlin: SRU. Stellungnahme 14.
- SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Statistisches Bundesamt (2011a): Aus- und Einfuhr (Außenhandel): Deutschland, Jahre, Warenverzeichnis (6–/8–Steller). Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;jsessionid=275D9F26331B65043DA130167F251D82.tomcat_GO_2_1?operation=previous&levelindex=4&levelid=1323692051573&levelid=1323692043716&step=3 (16.01.2012).
- Statistisches Bundesamt (2011b): Bodennutzung – Landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Hauptnutzungsarten. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/Tabellen/Content75/HauptnutzungsartenLF,templateId=renderPrint.psm1> (16.09.2011).
- Statistisches Bundesamt (2011c): Landwirtschaftlich genutzte Fläche (Feldfrüchte und Grünland): Deutschland, Jahre, Kulturarten. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. https://www-genesis.destatis.de/genesis/online;jsessionid=C4CFEF613775C1B9CD6E98C_17B26EFD9.tomcat_GO_1_1?operation=startseite (16.09.2011).
- Strack, M. (Hrsg.) (2008): Peatlands and Climate Change. Jyväskylä: International Peat Society.
- Trepel, M. (2009): Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2 (4), S. 211–215.
- Trepel, M. (2009): Zur Bedeutung von Mooren in der Klimadebatte. In: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.): Jahresbericht des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2007/2008. Flintbek: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. LANU SH – Jahresberichte 12, S. 61–74.
- UBA (Umweltbundesamt) (2011a): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2009. Dessau-Roßlau: UBA. Climate Change 11/11. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4126.html> (14.07.2011).
- UBA (2011b): Inventartabellen im Common Reporting Format (CRF). Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm> (13.07.2011).
- Ullrich, K., Riecken, U. (2012): Moorschutzstrategien, -initiativen und -programme in Deutschland. *Natur und Landschaft* 87 (2), S. 81–86.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2006): Updated UNFCCC reporting guidelines on annual inventories following incorporation of the provisions of decision 14/CP.11. Bonn: UNFCCC. FCCC/SBSTA/2006/9.
- vTI (Johann Heinrich von Thünen-Institut) (2011): Verbundprojekt „Organische Böden“. Braunschweig: vTI. http://www.vti.bund.de/no_cache/de/startseite/institute/ak/projekte/verbundprojekt-organische-boeden/mehr-zum-projekt.html (13.07.2011).
- Wehrhan, M., Nguyen, Q., Sommer, M. (2010): Nutzung von RapidEye-Daten zur Regionalisierung von Emissionsfaktoren. Vortrag, 2. RESA-Workshop „RapidEye Science Archive (RESA) – Erste Erfahrungen“, 25.03.2010, Neustrelitz.
- Welsch, J. (2010): Torf in Blumenerden und Kultursubstraten im Spannungsfeld zwischen Torfnutzung und Moorschutz. Vortrag, CO₂-Senken reaktivieren: Schutz und Wiederherstellung von Mooren – Möglichkeiten und Grenzen im Klimawandel, 23.06.2010, Bad Wurzach.
- Wichtmann, W. (2008): Standortgerechte Landnutzung auf wiedervernässten Mooren – Paludikultur. Vortrag, Fachtagung Klimawandel und Biodiversität, 08.–09.10.2008, Schneverdingen.
- Wichtmann, W. (2007): Von der Nutzung der Landschaft – Energiegewinnung, Nachhaltigkeit und Naturschutz. Vortrag, Biomasseproduktion – der große Landnutzungswandel in Natur und Landschaft, 15.–19.07.2007, Vilm.
- Wichtmann, W., Wichmann, S. (2010): Paludikultur – Alternativen für Moorstandorte durch nasse Bewirtschaftung. *Acker+plus* 2010 (5), S. 86–89.
- Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2010): EU-Agrarpolitik nach 2013. Plädoyer für eine neue Politik für Ernährung, Landwirtschaft und ländliche Räume. Gutachten. Berlin: Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim BMELV. <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/GutachtenGAP.html> (13.07.2011).

Kapitel 8

Inhaltsverzeichnis

	Seite
8 Sektorübergreifender Meeresschutz	273
8.1 Besondere Herausforderungen im Meeresschutz	273
8.1.1 Nutzung und Belastung der heimischen Meere	273
8.1.2 Horizontale und vertikale Koordination als Herausforderung für den Meeresschutz	276
8.1.3 Der ökosystemare Ansatz	277
8.2 Grün- und Blaubuch für eine europäische Meerespolitik	278
8.3 Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie als zentrales Instrument ..	279
8.3.1 Das Konzept der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie	279
8.3.2 Umsetzung der Richtlinie in Deutschland	282
8.3.2.1 Institutionelle und personelle Anforderungen	282
8.3.2.2 Stand der Umsetzung	283
8.3.3 Kooperation auf europäischer Ebene und Umsetzung eines regionalen Ansatzes	286
8.3.4 Verankerung des Meeresschutzes in relevante Sektorpolitiken ...	287
8.3.5 Anknüpfung an und Vergleich mit der Wasserrahmenrichtlinie ..	288
8.4 Schutzgebiete und deren Anbindung an die Meeresstrategie- Rahmenrichtlinie	289
8.5 Instrumente der Integration unterschiedlicher Interessen in den Meeresräumen	291
8.5.1 Marine Raumordnung	292
8.5.2 Integriertes Küstenzonenmanagement	295
8.6 Zusammenfassung der Empfehlungen	296
8.7 Literatur	297

Abbildungen

Abbildung 8-1 Räumliche Verteilung aktueller und geplanter Nutzungen in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee	274
Abbildung 8-2 Die Eutrophierung der Ostsee	275
Abbildung 8-3 Raumordnungspläne für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee	292
Abbildung 8-4 Raumordnungspläne für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Ostsee	293

Tabellen

		Seite
Tabelle 8-1	Entwurf Anfangsbewertung deutsche Nord- und Ostsee . .	284
Tabelle 8-2	Kies- und Sandabbau in Natura 2000-Gebieten der ausschließlichen Wirtschaftszone der Nordsee	291

8 Sektorübergreifender Meeresschutz

8.1 Besondere Herausforderungen im Meeresschutz

445. Die heimischen Meere werden durch eine Vielzahl von anthropogenen Eingriffen belastet. Hierfür sind sehr unterschiedliche Verursacher, wie zum Beispiel Fischerei, Landwirtschaft, Schifffahrt, Rohstoffabbau und Tourismus sowie landbasierte Industrien, verantwortlich. Aber nicht nur die vielen verschiedenen Verursacher von Belastungen, sondern auch die Tatsache, dass die Meere je nach betroffener Nutzung vielen verschiedenen rechtlichen Regelungen und Politiken unterworfen sind, die von der lokalen bis hin zur internationalen Ebene reichen, stellen den Meeresschutz vor eine besondere Herausforderung. Eine eigene, den Meeresschutz in seiner Gesamtheit betreffende Strategie auf nationaler oder europäischer Ebene gab es bis vor kurzem nicht. Um dies zu ändern, wurde im Jahr 2005 eine thematische Strategie zum Schutz der europäischen Meere auf den Weg gebracht, die 2008 in der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG (MSRL) mündete. Mit dieser Richtlinie ist unter anderem eine Verpflichtung zur Umsetzung von Schutzmaßnahmen auf nationaler und regionaler Ebene geschaffen worden.

In seinem Sondergutachten „Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee“ hat der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) ausführlich dargestellt, dass zur Lösung der bestehenden Probleme im Meeresschutz ein übergreifendes, möglichst europäisches Schutzkonzept erforderlich ist (SRU 2004). In eine ähnliche Richtung geht auch die Kommentierung der europäischen Meeresstrategie des SRU aus dem Jahr 2006, in der die Schwächen des damals von der Europäischen Kommission vorgeschlagenen Ansatzes für eine Meeresstrategie-Richtlinie aufgezeigt wurden (SRU 2006). Viele der damals identifizierten Schwächen des Strategievorschlags treffen auch noch für die inzwischen verabschiedete MSRL zu.

446. Trotzdem ist die MSRL mit erheblichen Chancen verbunden, da sie einen umfassenden Schutzansatz im Sinne einer ökosystemaren Betrachtung verfolgt. Dieses Kapitel setzt sich vor allem mit der besonderen Herausforderung der Koordination der relevanten Fachpolitiken in Bezug auf Meeresschutzziele auseinander. Dabei steht die Frage im Vordergrund, wie Belange des Meeresschutzes unter den gegebenen Bedingungen stärker in die Sektorpolitiken integriert werden können. Dabei werden insbesondere die Stärken und Schwächen der MSRL analysiert und konkrete Empfehlungen erarbeitet, wie die Umsetzung der Richtlinie – aber auch andere Instrumente der Meerespolitik wie die maritime Raumordnung und Meeresschutzgebiete – dazu beitragen können, den Meeresschutz in seiner gesamten Breite voranzubringen.

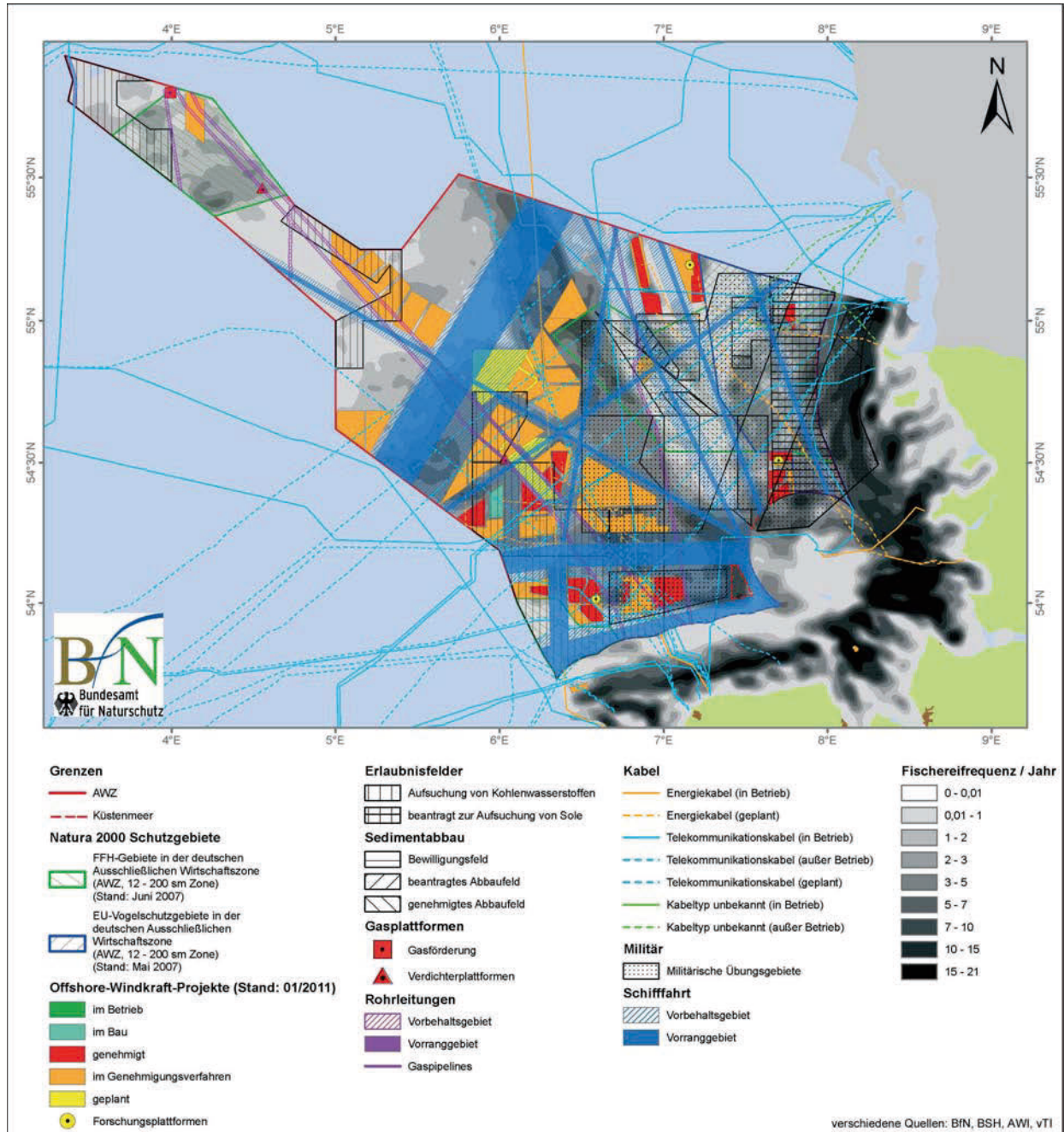
8.1.1 Nutzung und Belastung der heimischen Meere

447. Die europäischen Meere – insbesondere ihre küstennahen Gebiete – haben sich mit der zunehmenden Industrialisierung von unberührten Naturräumen zu maritimen Wirtschaftszonen entwickelt. Dabei übernehmen sie zahlreiche Funktionen, beispielsweise als Erholungsraum, Transportweg und Raum für die Energieproduktion sowie als Quelle für Nahrungsmittel, Arzneimittelwirkstoffe, fossile Brennstoffe und Baustoffe, aber auch als letzte Senke für Nährstoffe und vielerlei Schadstoffe. Einige Nutzungen der Meere, wie zum Beispiel die Schifffahrt, werden voraussichtlich in ihrer Intensität zunehmen. Die südliche Nordsee und die Verbindungen zwischen Nord- und Ostsee gehören bereits jetzt zu den am dichtesten befahrenen Schifffahrtsrouten der Welt (HELCOM 2006). Weitere wirtschaftliche Aktivitäten wie alternative Formen der Energiegewinnung – insbesondere Offshore-Windenergie – sind in der Entwicklung bzw. kurz vor der großflächigen Einführung (SRU 2011b; Abb. 8-1).

448. Der weiterhin steigende Nutzungsdruck ist verantwortlich für zum Teil erhebliche Belastungen der marinen Ökosysteme. Dies betrifft insbesondere die immer noch hohen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft, die durch die Fischereiwirtschaft verursachten Schäden sowie multiple Belastungen durch die Seeschifffahrt. Letztere ist verantwortlich für Luftschadstoff- und Klimagasemissionen (Ruß, Stickstoffoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO₂) und Kohlendioxid (CO₂)), Lärmemissionen, die betriebsbedingte Einleitung und die illegale Entsorgung von Ölrückständen, den Eintrag von Müll und Antifoulingmitteln und die Einschleppung gebietsfremder Arten primär über das Ballastwasser (OSPAR Commission 2010b; STEELE et al. 2010; UBA 2010, S. 2; zur Regulierung anthropogener Lärmeinträge in die Meeresumwelt s. MARKUS 2010). Ein besonderes Augenmerk liegt auf der lokalen Bedrohung durch Tankerunfälle. Hinzu kommen weitere Eingriffe durch maritime Aktivitäten, beispielsweise die Förderung von Öl und Gas, der Abbau von Kies und Sand sowie die Sedimentverklappung. Auch wenn hinsichtlich der Schadstoffeinträge aus den Flüssen durchaus positive Entwicklungen zu verzeichnen sind, tragen weiterhin zahlreiche landbasierte Industrien auch über den atmosphärischen Eintrag zur Schadstoffbelastung der Meere bei. Gleichzeitig wächst die Bedeutung der diffusen Schadstoffeinträge beispielsweise durch die Verwendung von Arzneimitteln. Der Mülleintrag (insbesondere Plastikmüll) in die Meere durch sehr unterschiedliche Verursacher gehört zu den Problemen, die erst in jüngster Zeit Aufmerksamkeit erfahren haben (OSPAR Commission 2010b; SRU 2008; HELCOM 2010a; 2010b).

Abbildung 8-1

**Räumliche Verteilung aktueller und geplanter Nutzungen
in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ)
der Nordsee**



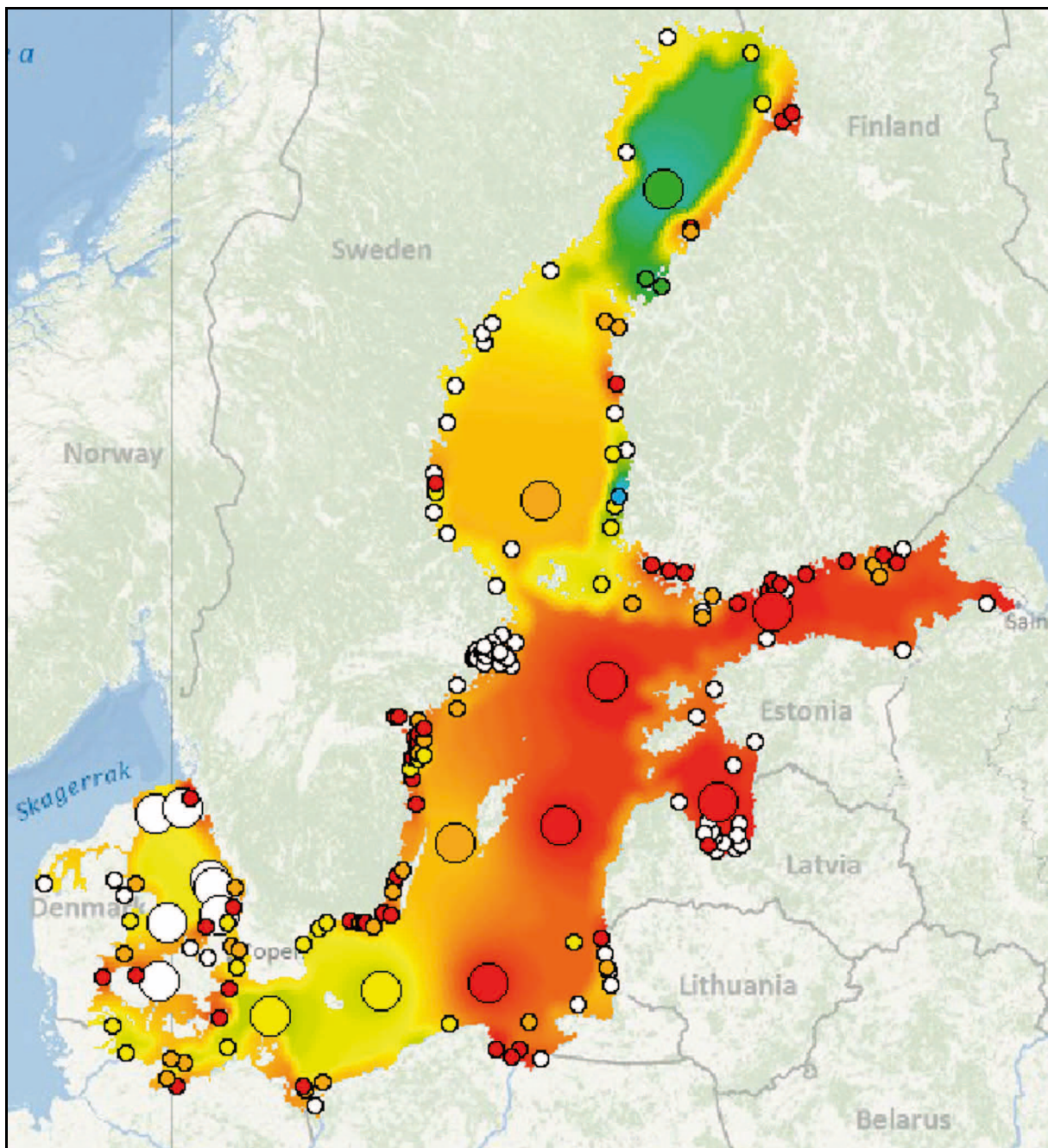
Quelle: MERCK 2011

449. Die genannten Belastungen sind auch für den fortschreitenden Rückgang der Biodiversität in Nord- und Ostsee verantwortlich. Die Nordsee ist insbesondere von umweltschädigenden Fischereiaktivitäten wie der Baumkurrenfischerei betroffen. Hinzu kommt der immer noch hohe Beifang von Nichtzielarten (SRU 2011a). Dies manifestiert sich zum Beispiel in dem deutlichen Rückgang

sensibler, bodennah lebender Organismen wie Weichkorallen und Rochen in der südlichen Nordsee (OSPAR Commission 2010b). Dagegen steht bei der Ostsee der Eintrag von Nährstoffen besonders von landbasierten Emittenten wie der Landwirtschaft im Vordergrund, welcher zu einer deutlichen Eutrophierung dieses Randmeeres geführt hat (HELCOM 2009; Abb. 8-2).

Abbildung 8-2

Die Eutrophierung* der Ostsee



* von blau, grün, gelb nach rot zunehmende Eutrophierung
Quelle: HELCOM 2010a, verändert

Infolgedessen finden sich laut dem letzten HELCOM-Bericht (Helsinki Commission – Kommission des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets) in weiten Teilen der Ostsee sauerstofffreie Zonen nahe am Meeresboden, in denen so gut wie kein Leben möglich ist (HELCOM 2010a). Ein besonderes lokales Problem stellt chemische Munition dar, die nach dem Zweiten Weltkrieg insbesondere in der Ostsee sowie im Skagerrak und im Kattegat versenkt wurde, und durch deren Verwitterung mit der Zeit Schadstoffe, wie zum Beispiel Arsenverbindungen, freigesetzt werden können bzw. bereits freigesetzt werden.

Zu den Umweltproblemen kommen die Folgen des Klimawandels, insbesondere die Erwärmung und Versauerung der Meere, hinzu. In der Nordsee ist in den letzten fünfzig Jahren ein stetiger Anstieg der mittleren Temperatur zu beobachten, mit welchem die Einwanderung wärmeliebender und die Abwanderung kälteliebender Arten in Richtung Norden in Verbindung gebracht werden (ICES o. J.).

8.1.2 Horizontale und vertikale Koordination als Herausforderung für den Meeresschutz

450. Die vielfältigen ökologischen Belastungen der Meere ergeben sich aus einer Reihe sehr unterschiedlicher wirtschaftlicher Nutzungen. Beispielhaft soll nachfolgend das Spannungsfeld zwischen den Belangen der Seeschifffahrt und den Erfordernissen des Meeresschutzes dargestellt werden. Ähnliche Konflikte bestehen aber auch in anderen Bereichen, beispielsweise der Fischerei (SRU 2011a), der Landwirtschaft, der Förderung von Erdöl und Erdgas, dem Abbau von Sand und Kies, der Offshore-Windenergie (SRU 2011b) sowie der Verlegung von Unterseerohrleitungen und Seekabeln (STEELE et al. 2010).

Die Seeschifffahrt bildet das Rückgrat der maritimen Wirtschaft, welche darüber hinaus die Wirtschaftsbereiche Häfen, Werften, Reedereien, Zulieferindustrie und Meerestechnologie umfasst (LANGE und BRANDT 2009). Der Anteil des globalen Handels, der auf dem Seeweg transportiert wird, liegt bei über 90 % (IMO 2012, S. 7). Auch in der EU werden 90 % des Außen- sowie 40 % des Binnenhandels über den Seeverkehr abgewickelt (Europäische Kommission 2009). In Deutschland betrug der Anteil der Seeschifffahrt am Güterverkehrsaufkommen zwar lediglich knapp 7 %, jedoch lag der Anteil an der gesamten Güterverkehrsleistung aufgrund der langen Transportdistanzen deutlich höher (Statistisches Bundesamt 2011). Die Seeverkehrsprognose 2025 des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) geht zudem davon aus, dass sich der Umschlag in den deutschen Seehäfen bis 2025 mehr als verdoppeln wird (PLANCO Consulting 2007, S. 1).

Die Seeschifffahrt trägt erheblich zur ökologischen Belastung der Meere bei (Tz. 448) und ist weitgehend international geregelt. Das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (SRÜ) weist der Schifffahrt eine besondere Stellung zu, indem es deren Freiheit garantiert

und Hauptschifffahrtsrouten Priorität einräumt. Die Schifffahrt genießt völkerrechtlich eine Vorrangstellung. Daneben ist sie aber auch an zahlreiche internationale Verpflichtungen zu Umweltschutzmaßnahmen gebunden (KACHEL 2006; KNUDSEN und HASSLER 2011). Das wichtigste Abkommen der International Maritime Organization (IMO) ist das Internationale Übereinkommen vom 2. November 1973 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL). Weitere IMO-Abkommen betreffen die Meeresverschmutzung durch Öl, Abfälle und gefährliche Stoffe, Antifoulingmittel, die Kontrolle von Ballastwasser sowie das Schiffsrecycling. Sie werden ergänzt durch regionale Abkommen, von denen vor allem die Regelungen, die im Rahmen des OSPAR- und Helsinki-Übereinkommens (Übereinkommen zur Umsetzung des Schutzes der Meeresumwelt des Nordostatlantiks bzw. der Ostsee) getroffen werden, für Deutschland relevant sind. Auf EU-Ebene wurde zur Begrenzung der Luftschadstoffemissionen von Schiffen die Richtlinie 1999/32/EG über eine Verringerung des Schwefelgehalts bestimmter flüssiger Kraft- oder Brennstoffe verabschiedet (geändert 2005), die sich in der Revision befindet.

Generell ist es besonders schwierig, auf internationaler Ebene Umweltstandards für die Seeschifffahrt festzulegen. In vielen Bereichen war es bisher nicht möglich, eine Einigung zwischen den derzeit 170 Mitgliedstaaten der IMO zu erzielen. So fehlen bis heute anspruchsvolle Umweltstandards für CO₂-, Partikel- und NO_x-Emissionen in diesem Sektor (IMO 2012). Die Möglichkeit von einzelnen Küstenstaaten, selbst die Initiative zu ergreifen und die Seeschifffahrt unter Umweltgesichtspunkten zu regulieren, ist durch die völkerrechtliche Vorrangstellung der Schifffahrt erschwert.

451. Die schwierige Position von Meeresschutzinteressen gegenüber wirtschaftlichen Interessen erklärt sich auch durch die wirtschaftliche Bedeutung der maritimen Wirtschaft. Mit einer Gesamtwertschöpfung von circa 85 Mrd. Euro besitzt sie eine große sowohl regionale als auch gesamtwirtschaftliche Bedeutung (BMVBS 2011, S. 13). Angesichts des zunehmenden Wettbewerbsdrucks insbesondere aus dem außereuropäischen Raum ist es ein zentrales Ziel der maritimen Wirtschaftspolitik, die Wettbewerbsfähigkeit und die Arbeitsplätze in der Seeschifffahrt zu erhalten (Europäische Kommission 2009). Zentrales Ziel der maritimen Politik der Bundesregierung ist die Erhaltung und die Stärkung des maritimen Standorts Deutschland (Deutscher Bundestag 2011b, S. 2). Dies spiegelt sich auch in der Regelung räumlicher Konflikte im Meer wider: Der Raumordnungsplan für die Nordsee will der wirtschaftlichen Bedeutung und der völkerrechtlichen Vorrangstellung der Schifffahrt Ausdruck verleihen sowie die Wettbewerbsfähigkeit der maritimen Wirtschaft erhalten. Dementsprechend bilden die Hauptschifffahrtsrouten, welche sich aus den Verkehrstrennungsgebieten sowie weiteren viel befahrenen Routen zusammensetzen, das Grundgerüst für die Gesamtplanung der Raumordnung, an denen sich die anderen Nutzungen in der ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) zu orientieren haben.

452. Für den Meeresschutz sind sehr unterschiedliche Politiken und Rechtsbereiche relevant, neben den bereits genannten zum Beispiel die Fischereipolitik, die Energiepolitik, die Landwirtschaftspolitik, die Stoffregulierungspolitik und die Luftreinhaltepolitik (STEELE et al. 2010). Konflikte bestehen dabei jedoch nicht nur zwischen dem Meeresschutz und den ökonomisch orientierten Sektorpolitiken (SRU 2009; 2011a), sondern auch zwischen unterschiedlichen wirtschaftlichen Zielsetzungen. Für einen umfassenden und integrativen Schutzansatz wäre eine Abstimmung aller relevanten Sektorpolitiken erforderlich. Die Ressorts agieren jedoch weitgehend unabhängig voneinander. Nationale und internationale Fachregulierungen sind daher stark fragmentiert und folgen sektoralen Logiken und Zielen, die sich zum Teil widersprechen. In der Vergangenheit hat sich erwiesen, dass sektorale Lösungsansätze und Regelungen häufig für einen effektiven Meeresschutz zu kurz greifen. Insgesamt wird dem Meeresschutz nicht die erforderliche Bedeutung beigegeben und die relevanten Politikbereiche übernehmen zu wenig sektorale Verantwortung für Meeresschutzziele (SRU 2004).

Für die erfolgreiche Integration von Meeresschutzzielen in sektorale Politiken wäre daher ein wirkungsvoller regulatorischer Rahmen erforderlich, der operationalisierbare Handlungsziele definiert (vgl. Abschn. 11.3.6). Die dafür notwendige übergreifende Koordinierung und auch die erforderliche politische Priorisierung von Zielen in Bezug auf die Meere leiden jedoch darunter, dass politische Initiativen häufig an den Ressortgrenzen von Ministerien und Behörden enden. Ein erster Schritt, um dieses zu überwinden, ist die Initiative für eine europäische maritime Politik (s. Tz. 457 ff.). Mit der MSRL (s. Tz. 463 ff.) als Umweltsäule der europäischen Meerespolitik ist die Hoffnung verknüpft, dass durch eine integrative, Sektor übergreifende Politik die Belange des Meeresschutzes gestärkt werden und die Vertreter des Meeresschutzes an Gestaltungsmacht gegenüber den einflussreichen wirtschaftlichen Interessen gewinnen (van HOOFF und van TATENHOVE 2009, S. 729; vgl. Kap. 11.1 und Abschn. 11.3.6). Es ist offen, ob sich die Hoffnung erfüllen wird (KNEFELKAMP et al. 2011, S. 427).

453. Eine weitere Herausforderung stellt zudem der grenzüberschreitende Charakter sowohl der Nutzung als auch der Verschmutzung der Meere dar. Die auf das Meer bezogenen Schutz- und Nutzungsinteressen sind nicht nur horizontal (über Fachpolitiken hinweg), sondern auch vertikal über mehrere Ebenen (international, europäisch, national, auch subnational) miteinander verflochten. Diese Verflechtung bringt große Herausforderungen für die Vereinbarung, aber auch für die Überwachung und den Vollzug von Meeresschutzmaßnahmen mit sich (STEELE et al. 2010). Zwar wurden zur Verhütung von Beeinträchtigungen der Meeresumwelt verschiedene internationale bzw. regionale Vereinbarungen getroffen, beispielsweise das SRÜ, das OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen, doch besteht neben dem Widerstand von Wirtschaftsinteressen gegenüber einer Schaffung bzw. Verschärfung von Umweltstandards die Schwierigkeit, sich international auf gemeinsame Standards zu einigen.

Eine besondere Stellung nehmen die Arbeiten ein, die im Rahmen der regionalen Übereinkommen zum Meeresschutz durchgeführt wurden. Diese übernahmen in der Vergangenheit des Öfteren eine Vorreiterrolle gegenüber der EU, weil dort oft eine besondere Dynamik im Verhandlungsprozess entsteht, sodass durchaus weitreichende Entscheidungen zum Meeresschutz erreicht werden konnten. Allerdings können im Rahmen von OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen auch keine sanktionsbewährten Entscheidungen getroffen werden (SRU 2004). Generell fehlt den regionalen Abkommen wie auch anderen internationalen Vereinbarungen die Möglichkeit, ihre nationale Einhaltung sicherzustellen (SRU 2004; ANIANOVA 2006; KNUDSEN und HASSLER 2011).

8.1.3 Der ökosystemare Ansatz

454. Über die Verankerung des Meeresschutzes in unterschiedlichen Ressortpolitiken und die grenzüberschreitende Koordinierung hinaus ist für einen effektiven Meeresschutz auch eine umfassende Betrachtung des Naturraums Meer und seiner Nutzungen von hoher Bedeutung. Dabei steht der sogenannte ökosystemare Ansatz im Mittelpunkt.

Nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD), konkretisiert durch die Entscheidung V/6 der fünften Vertragsstaatenkonferenz im Jahr 2000 in Nairobi, wird unter dem ökosystemaren Ansatz eine Strategie für das integrierte Management von Land, Wasser und lebenden Ressourcen verstanden, die die Erhaltung und nachhaltige Nutzung im angemessenen Maße ermöglicht (UNEP 2000). Die Anwendung des ökosystemaren Ansatzes soll helfen, eine Balance zwischen den drei Zielen der CBD – Erhaltung, nachhaltige Nutzung und gleichberechtigte Verteilung der Gewinne aus der Nutzung der genetischen Ressourcen – zu erreichen. Dabei sollen angemessene wissenschaftliche Methoden zur Anwendung kommen, die auf der Ebene der biologischen Organisation ansetzen und die wesentlichen Prozesse, Funktionen und Interaktionen zwischen den Organismen und ihrer Umwelt berücksichtigen. Menschen werden als Teil des Ökosystems betrachtet. Unter einem Ökosystem wird ein dynamischer Komplex verstanden, in dem Lebensgemeinschaften von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen und abiotische Faktoren eine funktionale Einheit bilden.

Auf dem Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung in Johannesburg im Jahr 2002 wurde vereinbart, bei der nachhaltigen Nutzung der Ozeane und Meere den ökosystemaren Ansatz bis zum Jahr 2010 zur Anwendung zu bringen (Heinrich-Böll-Stiftung 2003; Vereinte Nationen 2002).

455. Auch OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen haben sich beim Management der menschlichen Aktivitäten in den Meeresräumen dem ökosystemaren Ansatz verpflichtet (OSPAR Commission 2010a; HELCOM und OSPAR Commission 2003). In ähnlicher Weise wie bei der CBD wird als ökosystemarer Ansatz das umfassende integrierte Management der menschlichen Aktivitäten – basierend auf der besten verfügbaren Technik und dem besten Stand der Wissenschaft – in Bezug auf die Ökosys-

teme und ihre Dynamik verstanden (HELCOM und OSPAR Commission 2003). Der ökosystemare Ansatz ist aber, wie die OSPAR-Kommission zu Recht feststellt, nicht kurzfristig umsetzbar, weil hierfür umfangreiches Wissen über die Meere und deren Belastungen erforderlich ist (OSPAR Commission 2010a). Deshalb muss dieser als ein Prozess verstanden werden, bei dem man sich stetig unter Berücksichtigung des sich wandelnden Erkenntnisstandes dem eigentlichen Ziel nähert (HELCOM und OSPAR Commission 2003). Aus diesem Grunde kann die praktische Umsetzung des Ökosystemansatzes nur stufenweise erfolgen. Teile dieses Prozesses sind die Festlegung und Koordination von ökologischen Kriterien und Zielen sowie damit verbundenen Indikatoren, die Weiterentwicklung des Managements und der Forschung und die stetige Aktualisierung des Wissensstands über die Ökosysteme und deren Belastungen (OSPAR Commission 2010a).

456. Sowohl über die Definition wie auch die Verpflichtung zur Anwendung des ökosystemaren Ansatzes besteht weitgehende Einigkeit. Die OSPAR-Kommission und HELCOM haben bereits erste Konzepte zur Umsetzung entwickelt. Mit der MSRL sind die EU-Mitgliedstaaten ebenfalls aufgefordert, den ökosystemaren Ansatz in die Praxis umzusetzen. Die Kommissionen der Meereschutzkonventionen haben zu Recht betont, dass hierfür umfangreiche Daten über die marinen Ökosysteme und deren Interaktionen und Belastungen erhoben werden müssen sowie ein umfassendes Monitoringprogramm erforderlich ist. Beides wird mit den Arbeiten der OSPAR-Kommission und HELCOM sowie der Umsetzung der MSRL verfolgt (Tz. 466).

8.2 Grün- und Blaubuch für eine europäische Meerespolitik

457. Die Idee für eine integrierte europäische maritime Politik wurde mit dem Grünbuch „Die künftige Meerespolitik der EU: Eine europäische Vision für Ozeane und Meere“ Mitte 2006 von der Europäischen Kommission zum ersten Mal konkretisiert (Europäische Kommission 2006). Der damit angestoßene Diskussionsprozess begann, nachdem der europäische Schutzansatz bzw. die MSRL (Tz. 463 ff.) bereits auf den Weg gebracht wurde, und ist somit als weitgehend davon losgelöster politischer Prozess zu betrachten. Die Intention des Grünbuchs war, eine stärkere Abstimmung zwischen den die Meere betreffenden Sektorpolitiken zu erreichen. Dabei standen Nutzungsaspekte im Vordergrund. Hinsichtlich des Schutzes wurde explizit auf die rechtliche Umsetzung der Meeresstrategie bzw. die MSRL verwiesen. Verantwortlich für das Grünbuch war die Generaldirektion für Fischerei und maritime Angelegenheiten; beteiligt waren darüber hinaus die sechs Generaldirektionen Umwelt, Unternehmen und Industrie, Verkehr, Energie, Regionalpolitik sowie Forschung. Die fünf zentralen Kapitel des Grünbuchs betreffen die Nutzung der Meere, die Lebensqualität in den Küstenregionen, Instrumente für den Umgang mit den Meeren, die politische Steuerung und das europäische maritime Erbe beziehungsweise die maritime Identität.

Ziele der europäischen Meerespolitik

458. Im Grünbuch wird auf die besondere Bedeutung der Meere als Wirtschaftsräume hingewiesen und eine Vielzahl von Zielen für eine europäische Meerespolitik formuliert. Beispielsweise sollen Wachstum und Beschäftigung im maritimen Bereich gestärkt aber auch der Schutz der Meere nach Grundsätzen eines ökosystemorientierten Ansatzes gewährleistet werden. Im Vordergrund des Grünbuchs steht die Absicht, eine langfristig tragfähige Nutzung der Meere zu erlangen. Es wird betont, dass Europa nur dann von den Ressourcen der Meere profitieren kann, wenn diese nicht durch erhebliche Belastungen und die Ausbeutung der Ressourcen bedroht werden. Dazu gehört laut Grünbuch auch, den Rückgang der Biodiversität aufgrund von Schadstoffbelastungen, Klimawandel und Überfischung bis 2010 aufzuhalten. Im Grünbuch wird die Absicht erklärt, eine dynamische und nachhaltige Meereswirtschaft zu schaffen und durch eine nachhaltige Nutzung von Ressourcen das volle Potenzial der Meere und ihrer Reichtümer auszuschöpfen. Dabei sollen die Wirtschaftszweige Schiffsverkehr, Industrie, Handel, Tourismus, Energie und Fischerei sowie Meeresforschung in Einklang mit einem anspruchsvollen Meeresschutz gebracht werden. Ziel des Grünbuchs ist es somit, die richtige Balance zwischen der ökonomischen, sozialen und der ökologischen Dimension einer nachhaltigen Entwicklung zu finden. Diese Absichtserklärungen zur nachhaltigen und umweltschonenden Nutzung werden jedoch weder konkretisiert noch durch Maßnahmenvorschläge begleitet.

Schwerpunkt Integration

459. Das Grünbuch beabsichtigt, einen Diskussionsprozess über die Gestaltung einer *integrierten* europäischen Meerespolitik anzustoßen. Als Folge der unzureichenden Berücksichtigung der Wechselwirkungen sektoraler Politiken sieht die Europäische Kommission die Gefahr, dass unabgestimmte Maßnahmen getroffen, Interessenkonflikte nicht gelöst und bestehende Synergien nicht genutzt werden.

Allerdings fehlen im Grünbuch weitgehend konkrete Vorschläge, wie die Zusammenführung von bislang fragmentierten, das Meer betreffenden Politiken vorangetrieben werden kann. Es weist lediglich darauf hin, dass mit der Schaffung einer maritimen Identität – ohne dass klar ersichtlich wird was eine solche ausmachen könnte – die Kooperation und Koordination zwischen den politischen Sektoren, aber auch mit relevanten Interessengruppen verbessert werden kann. Des Weiteren wird das Ziel formuliert, eine wirksame Koordination und Integration der betreffenden Politikbereiche auf allen Ebenen und eine integrierte, Sektor übergreifende sowie multidisziplinäre europäische Meerespolitik zu schaffen, die alle Aspekte der Meere und Ozeane umfasst. Daraus abgeleitet wird allerdings nur die Verpflichtung an die Mitgliedstaaten, einen eigenen Rahmen für eine Sektor übergreifende Meerespolitik zu entwickeln und die bestehenden Herausforderungen über verschiedene Sektoren und Politikfelder hinweg gemeinsam anzugehen. Ein eigener EU-Ansatz

für eine solche Integration wird weder entworfen noch konkretisiert, obwohl zum einen institutionelle Vorgaben auch auf EU-Ebene möglich wären, weil die Zuständigkeiten für die Meerespolitik auf verschiedene Räte (z. B. Fischereirat) und Generaldirektionen verteilt sind und unzureichend koordiniert werden. Zum anderen wäre es möglich, konkretere Vorschläge für eine Integration auf der Ebene der Mitgliedstaaten vorzulegen.

460. Erste Konturen einer gemeinsamen Meerespolitik werden im Grünbuch aber erkennbar: Sie soll das Dach der die Meere betreffenden Sektorpolitiken bilden. Die thematische Strategie für die Meeresumwelt (s. Tz. 463) soll dabei die Umweltsäule dieser Politik darstellen. Im Unterschied zur thematischen Strategie führte das Grünbuch nicht zu konkreten Rechtsetzungsvorschlägen, sondern es schloss sich lediglich ein Blaubuch zur Meerespolitik an, welches kaum rechtsverbindliche Vorgaben entwickelt, sondern primär aus einer Sammlung von Bekennnissen und Intentionen besteht (van HOOFF und van TATENHOVE 2009, S. 729 ff.; SRU 2008, Tz. 597; SALOMON 2009).

Das Blaubuch setzt die Zielsetzung und den integrativen Ansatz der im Grünbuch angelegten europäischen Meerespolitik fort. Die maritimen Dimensionen sollen laut Blaubuch in den verschiedenen Politiken auf Ebene der EU, der Mitgliedstaaten und der regionalen Regierungen verankert werden. Um eine Verzahnung der Politiken untereinander zu erreichen, schlägt der Aktionsplan gemeinschaftliche Maßnahmen vor, darunter ein europäisches Netzwerk für Meeresüberwachung, ein maritimes Beobachtungs- und Datennetzwerk sowie eine Empfehlung zur Umsetzung einer maritimen Raumplanung (s. Tz. 507 ff.) und eines integrierten Küstenzonenmanagements (s. Tz. 517 ff.). Auch wenn diese Initiativen generell zu begrüßen sind, so handelt es sich dabei primär um weiche Instrumente und der Schwerpunkt liegt bei der Erhebung, Zusammenführung und Veröffentlichung von Daten. Damit verbunden ist aber noch keine gemeinsame Weiterentwicklung der unterschiedlichen Politikfelder. Was insbesondere fehlt, sind Ziele für die europäische maritime Politik, die für alle Sektoren Gültigkeit haben.

Schwächen der europäischen Meerespolitik

461. Die europäische Meerespolitik adressiert die Nutzung der Meere und hat als zentrales Ziel, deren Wettbewerbsfähigkeit im Sinne der Lissabonner Strategie zu erhalten. Der Hauptfokus liegt darauf, die maritimen Wirtschaftstätigkeiten zu unterstützen und zu stärken. Zwar wird dem Meer im Grünbuch eine hohe Relevanz nicht nur als Wirtschaftsfaktor, Energie- und Rohstoffquelle sowie Verkehrsraum, sondern auch als ein das Klima beeinflussender Faktor und als natürlicher Lebensraum beigemessen. Die Bedeutung intakter mariner Lebensräume wird jedoch vor allem dort hervorgehoben, wo sie als Voraussetzung für eine ökonomische Nutzung betrachtet wird (UBA 2008a, S. 24). Unberücksichtigt bleiben diejenigen Meeresfunktionen, die über eine rein wirtschaftliche (Ressourcen-)Nutzung hinausgehen. Es wird kein Ansatz entwickelt, der eine Kohärenz zwischen den

verschiedenen, auf das Meer einwirkenden Handlungs- und Politikfeldern gewährleisten könnte; der beispielsweise aufzeigt, wie die Integration des Meeresschutzes in die relevanten Sektorpolitiken vorangetrieben werden könnte (SALOMON 2009).

Deutsche Umsetzung

462. Der Aktionsplan zur europäischen Meerespolitik wurde in Deutschland mit dem Entwicklungsplan Meer im Jahr 2011 umgesetzt. Verantwortlich für die Umsetzung war das BMVBS (2011). Dieser Entwicklungsplan stellt allerdings lediglich eine Zusammenfassung der deutschen Aktivitäten und Intentionen dar, die im Zusammenhang mit wirtschaftlichen Aktivitäten, der Förderung von Technologien, Infrastrukturmaßnahmen, rechtlichen Regelungen, dem Schutz und Forschungsaktivitäten im Bereich der Meere stehen. Zum Beispiel fordert der Entwicklungsplan eine integrative und effiziente Umsetzung der MSRL sowie die Umsetzung der Ziele und Maßnahmen der Meeresübereinkommen und darüber hinaus auch eine Fortführung der aktiven Zusammenarbeit in denselben gefordert. Dagegen werden keine neuen Ansätze, insbesondere kein ganzheitliches Konzept, für eine deutsche Meerespolitik entwickelt.

8.3 Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie als zentrales Instrument

463. Im Jahr 2005 hat die Europäische Kommission vor dem Hintergrund ihres 6. Umweltaktionsprogramms die Thematische Strategie zum Schutz und zur Erhaltung der Meeresumwelt (Europäische Kommission 2005) veröffentlicht, die im Jahr 2008 mit der MSRL konkretisiert wurde.

8.3.1 Das Konzept der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

464. Die MSRL ist das zentrale Instrument, welches derzeit den Meeresschutz auf europäischer Ebene gestaltet. Mit der Richtlinie wird ein Rahmen gesetzt, innerhalb dessen die Mitgliedstaaten Strategien zum Schutz ihrer Meeresgewässer entwickeln und umsetzen müssen.

Ziel der Richtlinie

465. Ziel der MSRL ist die Erreichung eines guten Umweltzustands in den europäischen Meeren bis zum Jahr 2020. Der gute Umweltzustand wird recht ambitioniert definiert als: „der Umweltzustand, den die Meeresgewässer aufweisen, bei denen es sich um ökologisch vielfältige und dynamische Ozeane und Meere handelt, die im Rahmen ihrer Besonderheiten sauber, gesund und produktiv sind und bei denen die Meeresumwelt nachhaltig genutzt wird, damit die Nutzungs- und Betätigungsmöglichkeiten der gegenwärtigen und zukünftigen Generationen erhalten bleiben (s. Artikel 3 Absatz 1). Auch in der MSRL wird auf den ökosystemaren Ansatz verwiesen (s. Artikel 3 Absatz 5). Dieser soll bei der integrierten Bewertung des guten Umweltzustands bzw. zum Erreichen desselben zur Anwendung kommen (s. Tz. 481). Der

ökosystemare Ansatz soll gewährleisten, dass die Gesamtbelastung durch menschliches Handeln auf ein Maß beschränkt bleibt, das die Fähigkeit der Meeresökosysteme, auf vom Menschen verursachte Veränderungen zu reagieren, nicht beeinträchtigt und gleichzeitig die nachhaltige Nutzung von Gütern und Dienstleistungen des Meeres heute und durch zukünftige Generationen ermöglicht.

Für die Erreichung des guten Umweltzustands setzt die Richtlinie den zeitlichen, prozeduralen und inhaltlichen Rahmen.

Zeitplan der Umsetzung

466. Die Mitgliedstaaten sind aufgefordert nach folgendem Zeitplan ihre Meeresschutzstrategien umzusetzen:

- bis zum 15. Juli 2012 die Erstellung einer Anfangsbewertung, die Beschreibung eines guten Umweltzustands anhand elf qualitativer Deskriptoren sowie die Festlegung von Umweltzielen und dazu gehörenden Indikatoren,
- bis zum 15. Juli 2014 die Umsetzung eines Monitoringprogramms,
- bis 2015 die Erstellung eines Maßnahmenprogramms und
- bis 2016 die praktische Umsetzung des Maßnahmenprogramms für die betreffenden Meeresgewässer.

Falls eine der Meeresregionen oder -unterregionen sich in einem so schlechten Zustand befindet, dass sofort gehandelt werden muss, so sollten die Mitgliedstaaten – gegebenenfalls in Kooperation miteinander – einen Aktionsplan erstellen, der ein früheres Inkrafttreten des Maßnahmenprogramms und einen strengeren Schutzansatz vorsehen kann.

Drei Jahre nach Veröffentlichung der Maßnahmenprogramme sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, einen Zwischen- bzw. Fortschrittsberichts zu veröffentlichen. Bei allen genannten Verfahrensschritten zur Umsetzung der Strategien ist eine wirksame Beteiligung aller interessierten Parteien zu gewährleisten. Bei der Umsetzung sollen die Mitgliedstaaten den Vorsorgeansatz und das Verursacherprinzip berücksichtigen. Beim Management der Aktivitäten in den Meeresgewässern soll der ökosystemare Ansatz zum Tragen kommen. Allerdings fehlt in der Richtlinie eine Konkretisierung des Vorsorgeansatzes und des Ökosystemansatzes.

Kriterien und Standards zur Festlegung des guten Umweltzustands

467. Die Europäische Kommission hat sich in der MSRL dazu verpflichtet, die Mitgliedstaaten bei der Umsetzung zu unterstützen (s. Artikel 24 MSRL). Dafür hat sie Standards und Kriterien zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern erarbeitet, welche am 1. September 2010 in einem Beschluss veröffentlicht wurden (Europäische Kommission 2010a). Ziel dieses Beschlusses ist es, die in der Richtlinie genannten elf De-

skriptoren (s. Kasten) für die Beschreibung des guten Umweltzustands weiter auszudifferenzieren und für diese Indikatoren zu nennen, die bei der praktischen Umsetzung helfen sollen.

Deskriptoren der MSRL

1. Die biologische Vielfalt wird erhalten. Die Qualität und das Vorkommen von Lebensräumen sowie die Verbreitung und Häufigkeit der Arten entsprechen den vorherrschenden physiografischen, geografischen und klimatischen Bedingungen.
2. Nicht einheimische Arten, die sich als Folge menschlicher Tätigkeiten angesiedelt haben, kommen nur in einem für die Ökosysteme nicht abträglichen Umfang vor.
3. Alle kommerziell befischten Fisch- und Schalentierbestände befinden sich innerhalb sicherer biologischer Grenzen und weisen eine Alters- und Größenverteilung der Population auf, die von guter Gesundheit des Bestandes zeugt.
4. Alle bekannten Bestandteile der Nahrungsnetze der Meere weisen eine normale Häufigkeit und Vielfalt auf und sind auf einem Niveau, das den langfristigen Bestand der Art sowie die Beibehaltung ihrer vollen Reproduktionskapazität gewährleistet.
5. Die vom Menschen verursachte Eutrophierung ist auf ein Minimum reduziert; das betrifft insbesondere deren negative Auswirkungen wie Verlust der biologischen Vielfalt, Verschlechterung des Zustands der Ökosysteme, schädliche Algenblüten sowie Sauerstoffmangel in den Wasserschichten nahe dem Meeresgrund.
6. Der Meeresgrund ist in einem Zustand, der gewährleistet, dass die Struktur und die Funktionen der Ökosysteme gesichert sind und dass insbesondere benthische Ökosysteme keine nachteiligen Auswirkungen erfahren.
7. Dauerhafte Veränderungen der hydrografischen Bedingungen haben keine nachteiligen Auswirkungen auf die Meeresökosysteme.
8. Aus den Konzentrationen an Schadstoffen ergibt sich keine Verschmutzungswirkung.
9. Schadstoffe in für den menschlichen Verzehr bestimmtem Fisch und anderen Meeresfrüchten überschreiten nicht die im Gemeinschaftsrecht oder in anderen einschlägigen Regelungen festgelegten Höchstmengen.
10. Die Eigenschaften und Mengen der Abfälle im Meer haben keine schädlichen Auswirkungen auf die Küsten- und Meeresumwelt.
11. Die Einleitung von Energie, einschließlich Unterwasserlärm, bewegt sich in einem Rahmen, der sich nicht nachteilig auf die Meeresumwelt auswirkt.

Die Europäische Kommission hat in diesem Beschluss noch einmal betont, der gute Umweltzustand setze voraus, „dass alle betreffenden menschlichen Tätigkeiten gemäß Artikel 1 der MSRL mit dem Erfordernis, die Meeresumwelt zu schützen und zu erhalten, und mit dem Konzept einer nachhaltigen Nutzung von Gütern und Dienstleistungen des Meeres heute und durch die künftigen Generationen in Einklang stehen“ (Europäische Kommission 2010a). Für jeden Deskriptor wurden bis zu sechs Kriterien genannt, die wiederum anhand von Indikatoren zu beschreiben sind. Insgesamt hat die Europäische Kommission für die elf Deskriptoren 29 Kriterien und 56 Indikatoren festgelegt.

Eine Besonderheit stellen die Vorgaben für den Deskriptor 3 dar, der den Zustand der kommerziell genutzten Fisch- und Schalentierbestände betrifft. Dieser Deskriptor ist der einzige, für den die Europäische Kommission nicht nur Kriterien und Standards, sondern bereits ein konkretes Ziel formuliert hat. So wurde für das Kriterium 3.1 Intensität des Fischereidrucks und den Indikator 3.1.1 fischereiliche Sterblichkeit festgelegt, dass für das Erreichen des guten Umweltzustands eine fischereiliche Sterblichkeit (F) erforderlich ist, die unterhalb oder gleich der liegt, die den höchstmöglichen Dauerertrag ermöglicht ($= F_{MSY}$). Für den gleichen Deskriptor wurde außerdem das Kriterium 3.2 der Reproduktionskapazität des Bestandes und der dazugehörige Indikator 3.2.1 Biomasse laichreifer Tiere (Spawning Stock Biomass – SSB) aufgeführt. Die volle Reproduktionskapazität ist gegeben, wenn die Biomasse an laichreifen Tieren den höchstmöglichen Dauerertrag gewährleistet. Mit den beiden Beschreibungen des guten Umweltzustands im Kommissionsbeschluss wurde der höchstmögliche Dauerertrag als Ziel bzw. als Standard für den guten Umweltzustand festgelegt (s. Annex B). In anderen Fällen, wie zum Beispiel dem Deskriptor 8 zu den Schadstoffbelastungen, wurde auf bereits rechtsgültige Standards, in diesem Fall aus der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) und der WRRL-Tochterrichtlinie 2008/105/EG, verwiesen.

Maßnahmenprogramme

468. Die Mitgliedstaaten sind aufgefordert, bei ihren Maßnahmenprogrammen das bestehende, den Meeresschutz betreffende Gemeinschaftsrecht, wie die WRRL, die Kommunale Abwasserrichtlinie 91/271/EWG, die Badegewässer-Richtlinie 2006/7/EG sowie sonstige zukünftige Rechtsvorschriften über Umweltqualitätsstandards im Bereich der Wasserpolitik oder aufgrund internationaler Abkommen, zu berücksichtigen.

Bei der Erstellung von Maßnahmenprogrammen sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, auch deren soziale und ökonomische Auswirkungen einzubeziehen bzw. vor der Einführung der Maßnahmen Folgeabschätzungen einschließlich Kosten-Nutzen-Analysen durchzuführen.

In Artikel 14 der MSRL werden Ausnahmen genannt, die die Mitgliedstaaten für das Nicht- oder unvollständige Erreichen der Umweltziele und des guten Umweltzustands geltend machen können. Zu diesen zählen Maßnahmen und Untätigkeiten, für die die Mitgliedstaaten nicht ver-

antwortlich sind, natürliche Ursachen oder höhere Gewalt, aber auch Veränderungen der physikalischen Eigenschaften der Meeresgewässer aus Gründen übergeordneter Interessen, die schwerer wiegen als die Belange des Meeresschutzes. Letzteres könnte zum Beispiel für Offshore-Windkraftanlagen oder Gaspipelines zur Anwendung kommen (MARKUS und SCHLACKE 2009). In diesen Fällen sind die Mitgliedstaaten aber aufgefordert, Ad-hoc-Maßnahmen zu ergreifen, die der Zielerreichung und der Verhinderung der weiteren Verschlechterung des Umweltzustands dienen. Sie sind aber nicht verpflichtet, besondere Maßnahmen einzuleiten, wenn keine erhebliche Gefahr für die Meeresumwelt besteht bzw. die Kosten der Maßnahmen in keinem angemessenen Verhältnis zu den Umweltgefahren stehen und sofern keine weitergehenden Verschlechterungen zu erwarten sind. Die genannten Ausnahmen können somit als Rechtfertigung für das Nicht-Ergreifen von Maßnahmen herangezogen werden.

Schwächen der Richtlinie

469. Eine der Hauptschwächen der MSRL besteht darin, dass die Verantwortung für die Umsetzung eines Schutzkonzeptes für die europäischen Meere im hohen Maße in die Hände der Mitgliedstaaten gelegt wird bzw. für die Umsetzung nur vage Vorgaben gemacht werden (SRU 2006). Beispielsweise werden die Mitgliedstaaten, die sich eine Meeresregion oder Meeresunterregion teilen, aufgefordert, ihre Strategien in Kooperation miteinander und auch überregional zu entwickeln, um einen koordinierten und kohärenten Ansatz zu gewährleisten. Klare Ausführungen, wie dies erfolgen soll, fehlen allerdings. Auch werden in der Richtlinie keine konkretisierten Meeresschutzstandards oder -instrumente genannt, die die Mitgliedstaaten ergreifen müssen. Im Anhang VI werden lediglich Maßnahmenfelder aufgeführt. Dazu zählen auch Managementmaßnahmen zur zeitlichen und räumlichen Steuerung von Aktivitäten in den Meeresgewässern, die für die Einrichtung einer Raumordnung in den Meeresgewässern sprechen. Hinsichtlich Meeresschutzgebieten wird lediglich an verschiedener Stelle auf deren besondere Bedeutung hingewiesen (Tz. 497 ff.).

470. Ein weiterer Kritikpunkt ist, dass mit der Rahmenrichtlinie alleine – entgegen des formulierten Anspruchs – kein umfassender Schutzansatz geliefert wird (SRU 2006; SALOMON und KROHN 2006; KNEFELKAMP et al. 2011). Bereits frühzeitig war absehbar, dass die nationalen Handlungsspielräume für die Umsetzung von Meeresschutzkonzepten zur Erreichung des guten Umweltzustands schnell an ihre Grenzen stoßen und nicht ausreichen werden, um die wesentlichen Probleme zu beheben. Spätestens mit der Festlegung der Maßnahmenprogramme wird sich nach Einschätzung des SRU zeigen, dass mit der Rahmenrichtlinie alleine die europäische Meeresschutzstrategie schnell an ihre Grenzen stößt, da die Sektoren, die den Meeresschutz im besonderen Maße tangieren, wie zum Beispiel Fischerei, Schifffahrt und Landwirtschaft, stark international und europäisch reguliert werden (Tz. 492 f.).

In Bezug auf die Fischerei wird in der MSRL sogar explizit darauf hingewiesen, dass Maßnahmen zum Schutz der Meeresräume einschließlich Fangverbote nur im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) getroffen werden können. Außerdem verhindern die Normenhierarchie und die Kompetenzordnung des Gemeinschaftsrechts, dass Rechtsbereiche wie Gemeinsame Agrarpolitik (GAP), GFP oder Seeschifffahrt durch mitgliedstaatliche Maßnahmenprogramme verändert werden (MARKUS und SCHLACKE 2009). Immerhin wird in der MSRL aber darauf hingewiesen, dass die bei der Umsetzung festgelegten Ziele in der anstehenden Reform der GFP berücksichtigt werden sollen. Außerdem wird in der MSRL den Mitgliedstaaten die Möglichkeit eingeräumt, der Europäischen Kommission mitzuteilen, wenn ein Problem nicht mit nationalen Maßnahmen gelöst werden kann. Der Mitgliedstaat kann dann Empfehlungen für Maßnahmen auf europäischer oder internationaler Ebene zur Lösung vorschlagen (Artikel 15 MSRL; s. hierzu Tz. 493).

471. Wie oben erwähnt, sollen alle Maßnahmen Kosten-Nutzen-Analysen unterzogen werden (Artikel 12 Absatz 3 Unterabsatz 2 MSRL). Da das Ziel des guten Umweltzustands in der Richtlinie festgelegt wurde, wären aber Kosten-Wirksamkeits-Analysen und nicht Kosten-Nutzen-Analysen angebracht (SRU 2006). Außerdem eröffnet dies einen Bewertungsspielraum, der zu einer Abwertung ökologischer Belange führen kann, insbesondere, da es sehr schwierig und aufwendig ist, den Nutzen des Schutzes von Biodiversität auch für zukünftige Generationen zu bewerten. Hier fehlen bisher allgemein etablierte Verfahren, was erhebliche Spielräume in der praktischen Durchführung eröffnet. Demgegenüber sind die Kosten einer Maßnahme leicht zu ermitteln. Auch kann die sehr aufwendige Bewertung von Schutzmaßnahmen diese deutlich verzögern.

472. Die Vorarbeiten der regionalen Übereinkommen zum Meeresschutz (z. B. OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen) werden in der MSRL nicht explizit als Grundlage für die Erarbeitung der nationalen Meeresschutzstrategien genannt. Es wird aber in der Richtlinie darauf hingewiesen, dass die Mitgliedstaaten sich bei der Erarbeitung von Meeresstrategien auf bestehende Programme und Maßnahmen einschließlich derer, die im Rahmen der Strukturen der regionalen Meeresübereinkommen entwickelt werden, stützen sollen (s. Artikel 6 MSRL). Ebenso sind bei der Festlegung der Umweltziele die bereits auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene vereinbarten Ziele für die Meeresregionen und -unterregionen zu berücksichtigen (s. Tz. 489). Die Chance, mit der MSRL aufgrund der Rechtsverbindlichkeit und Sanktionsbewährung des Europarechts zur Umsetzung der Ziele und Vereinbarungen der internationalen Meeresschutzübereinkommen beizutragen, wurde aber mit der Richtlinie in der bestehenden Form versäumt (SALOMON und KROHN 2006).

Fazit

473. Obwohl in der MSRL darauf hingewiesen wird, dass sie zur Kohärenz und zur Einbeziehung der Umweltbelange in alle relevanten Politikbereiche beitragen will,

liefert sie noch kein integrierendes Gesamtkonzept, das die bisherigen Defizite der sektoral und auf europäischer und nationaler Ebene zersplitterten, den Meeresschutz betreffenden Politiken auflöst (SRU 2006). Trotz allem ist die MSRL aber auch mit erheblichen Chancen verbunden. Die Stärke der MSRL liegt insbesondere darin, dass sie die Mitgliedstaaten verpflichtet, nach einem ambitionierten Fahrplan umfassende Strategien zum Schutz der Meere zu erarbeiten und umzusetzen. Mit den in der Richtlinie genannten elf qualitativen Deskriptoren, die durch Standards und Indikatoren ergänzt wurden, wird erfreulicherweise das gesamte Spektrum der Meeresbelastung abgedeckt und somit auch zum Ergreifen von Schutzmaßnahmen in diesen Handlungsfeldern aufgefordert (KNEFELKAMP et al. 2011). Wesentlich wird es sein, bei der Umsetzung der MSRL diese Chancen zu nutzen, um den ambitionierten Meeresschutz weiter voranzubringen.

8.3.2 Umsetzung der Richtlinie in Deutschland

474. Bereits im Jahr 2008 hat die Bundesregierung eine „nationale Strategie für die nachhaltige Nutzung und den Schutz der Meere“ verabschiedet, in der sie sich den Zielen der MSRL verpflichtet und sich für einen umfassenden Schutz der Meere ausspricht (BMU 2008). Umgesetzt wurde die MSRL in Deutschland mit dem Gesetz zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Zudem waren Änderungen im Wasserhaushaltsgesetz (WHG), im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und im Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) erforderlich. Außerdem wurden bereits im Oktober 2011 die Entwürfe für die für Mitte 2012 vorgesehenen Berichte über die Anfangsbewertung, die Beschreibung eines guten Umweltzustands und die Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Nord- und Ostsee in das Öffentlichkeitsbeteiligungsverfahren gegeben (s. Tz. 478 ff.).

8.3.2.1 Institutionelle und personelle Anforderungen

475. In Deutschland liegt die Federführung für die Umsetzung der MSRL beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Weitere zuständige Ressorts sind das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS), das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) sowie die untergeordneten Behörden Umweltbundesamt (UBA), Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) und das Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI). Zudem besitzen insbesondere die an der Küste von Nord- und Ostsee gelegenen Bundesländer Zuständigkeiten, die Meeresnutzung und -schutz betreffen.

Die Umsetzung der MSRL ist mit einem erheblichen Arbeitsaufwand für die zuständigen Behörden verbunden, der auch bei starkem persönlichem Engagement der Mitarbeiter ohne zusätzliche personelle Kapazitäten nicht zu

bewältigen ist. Zur Erfüllung der Berichtspflichten und sonstigen Schritte der Umsetzung stehen in Deutschland, weil eine finanzielle Unterstützung der Umsetzung bisher strikt abgelehnt wurde, aber keine zusätzlichen personellen Ressourcen zur Verfügung (Deutscher Bundestag 2011a). Deshalb wird für die Bearbeitung Personal beansprucht, das eigentlich für andere, ebenfalls dringliche Aufgaben benötigt wird.

Aufgrund der Vielzahl der unterschiedlichen Behörden, die an der Umsetzung beteiligt sind, und basierend auf der Vorgabe der MSRL, eine oder mehrere zuständige Stellen für die Zusammenarbeit und Koordinierung zu benennen (Artikel 7 Absatz 1 MSRL), wird nun – auf Grundlage eines Verwaltungsabkommens – ein räumlich am BSH in Hamburg angesiedeltes Sekretariat eingerichtet. Dieses soll die Umsetzung der Richtlinie koordinieren (Deutscher Bundestag 2011a). Damit wird die bisher weitgehend formlose Kooperation der an der Umsetzung der MSRL beteiligten Behörden stärker institutionalisiert. Bei der Einrichtung des Sekretariats werden die jeweiligen Rechte und Pflichten ausbalanciert und schriftlich fixiert. Die Einrichtung des Sekretariats wird durch den Umstand erschwert, dass dessen personelle und materielle Ausstattung vollständig aus den ohnehin sehr knapp bemessenen Ressourcen der vorhandenen Behörden gespeist werden muss. Zurzeit scheint es sinnvoll abzuwarten, welche Erfahrungen mit dem Sekretariat zur Koordination der Umsetzung der MSRL gemacht werden. Wenn sich diese Institution bewährt, sollte sie in Zukunft weiter ausgebaut werden.

476. Eine Möglichkeit, die Belange der Meere institutionell stärker zu integrieren, wäre die Einrichtung einer für den gesamten Komplex der Meeresnutzung und des Meeresschutzes kompetenten administrativen Struktur in Form eines Meeresbundesamtes. Mit einer derartigen Behörde wäre auch die Chance verbunden, die Meerespolitik und den Meeresschutz zu stärken, indem hierfür eine verantwortliche Institution bestünde, die sich für das Thema stark macht und dieses auch in der Öffentlichkeit kommuniziert. Weitere positive Effekte könnten durch die Zusammenführung der in verschiedenen Fachbehörden zersplitterten Kompetenzen für Meeresschutz und Meeresnutzung erzielt werden, um somit unter anderem Kooperationen sowie den Austausch und die Zusammenführung von Daten zu vereinfachen. Ein Nachteil eines Meeresbundesamtes bestünde darin, dass innerhalb eines solchen Amtes Umweltaspekte im Fall einer personell und finanziell unzureichenden Ausstattung gegenüber anderen Ressorts geschwächt würden. Außerdem sind für einige Belange und Belastungen, die die Meere betreffen, auch Verursacher an Land verantwortlich, die nicht in den Zuständigkeitsbereich eines Meeresbundesamtes fallen würden. Andere Bereiche des Meeresschutzes betreffen wiederum Länderkompetenzen. Somit müssten auch für eine derartige Behörde neue Schnittstellen geschaffen werden. Überdies ist mit der Gründung einer solchen Behörde die Gefahr einer sinkenden Transparenz von Entscheidungen verbunden, da viele Abwägungsprozesse von Schutz- und Nutzungsinteressen unter einem Dach vollzogen würden, mit dem Risiko, dass die Öffentlich-

keit keine Kenntnis über die damit verbundenen Konflikte erlangt. Zu klären wäre zudem, welchem Ressort ein Meeresbundesamt zu unterstellen wäre.

477. Der SRU sieht sowohl Chancen als auch Risiken, die mit der Einrichtung eines Meeresbundesamtes verbunden wären. Für eine Stärkung des Meeresschutzes wäre es notwendig, dieses unter das Primat der nachhaltigen Meeresnutzung und des Meeresschutzes zu stellen, daher wäre eine Ansiedlung des Amtes am BMU vorzugswürdig. Die Bundesregierung sollte ernsthaft überprüfen, welche Chancen mit der Einrichtung eines Meeresbundesamtes insbesondere für die Stärkung der Belange der Meere einschließlich deren nachhaltigen Nutzung und der Erhaltung der marinen Ökosysteme verbunden sind.

8.3.2.2 Stand der Umsetzung

478. Die ersten Schritte der Umsetzung der MSRL, die sich derzeit in der Bearbeitung befinden, betreffen:

- die Ermittlung des Ist-Zustands der Meeresgewässer,
- die Festlegung des Soll-Zustands bzw. des guten Umweltzustands und
- die Festlegung von Umweltzielen und dazugehöriger Indikatoren, die als Maßstab zur Erreichung eines guten Umweltzustands dienen.

Bis Juli 2012 müssen die Aktivitäten hierzu abgeschlossen und für jeden der drei Arbeitsschritte ein Bericht an die Europäische Kommission gesendet werden. Die Entwürfe der ersten drei Berichte (jeweils für Nord- und Ostsee) für die Umsetzung der MSRL in Deutschland wurden Mitte Oktober 2011 in das Verfahren zur Beteiligung der Öffentlichkeit gegeben, welches Mitte April 2012 endete.

479. Die Darstellung des Ist-Zustands umfasst die Beschreibung des physikalischen, chemischen und biologischen Zustands der Meeresgewässer bzw. des deutschen Teils der Nord- und Ostsee sowie der Lebensraumtypen und der Hydromorphologie. Des Weiteren müssen anhand der indikativen Liste die Belastungen und Eingriffe der beiden Meeresräume und deren Folgen für die marinen Ökosysteme dargestellt und eine sozio-ökonomische Analyse durchgeführt werden. Die Datenlage für die Küstengewässer wird als relativ gut eingeschätzt, dagegen fehlen Kenntnisse über die küstenfernen Gewässer. Für den Entwurf der Anfangsbewertung der deutschen Meeresgewässer wurde auf vorliegende Arbeiten beispielsweise zur Umsetzung der WRRL oder der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie) zurückgegriffen und der Zustand aufgrund der bestehenden Datenlücken mehr argumentativ als quantitativ festgestellt (Bund-Länder Messprogramm 2011a; 2011b).

Anhand der beiden Berichtsentwürfe zeigt es sich, dass bisher für keines der zu bewertenden Ökosystemmerkmale der gute Umweltzustand vorliegt (s. Tab. 8-1). In zwei Fällen konnte aufgrund fehlender Bewertungsverfahren keine Bewertung vorgenommen werden. Ähnliches gilt auch für die verschiedenen Belastungsarten.

Beispielsweise konnten physische Verluste und Schädigungen, physikalische Störungen sowie systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen nicht bewertet werden. Somit fehlen in einigen Bereichen noch etablierte Verfahren, um den Zustand bzw. den Grad der Belastung der heimischen Meere bewerten zu können.

Die Bewertung des Ist-Zustands der Meere muss nach den Vorgaben der MSRL alle sechs Jahre wiederholt werden, unter anderem um diese an den Stand der Wissenschaft anzupassen. Für die zukünftigen Bewertungen wird es notwendig sein, zusätzliche Daten, welche zum Beispiel mithilfe der noch zu etablierenden Monitoring-

programme generiert werden, einfließen zu lassen, um die Vorgaben der MSRL vollständig zu erfüllen.

Ein weiterer Bewertungsschritt umfasst die wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse der aktuellen Nutzungen der Meeresgewässer sowie die Abschätzung der Folgekosten für eine weitere Verschlechterung der Meeresumwelt (KRAUSE et al. 2011a).

480. Die Beschreibung des guten Umweltzustands ist ein weiterer Schritt in der ersten Phase der Umsetzung der MSRL. Sie baut auf die Anfangsbewertung der Meeresgewässer auf und ist an den in der Richtlinie genannten

Tabelle 8-1

Entwurf Anfangsbewertung deutsche Nord- und Ostsee

Belastungsmerkmal	Nordsee		Ostsee	
	Zustand	Hauptbelastungen bzw. -verursacher	Zustand	Hauptbelastungen bzw. -verursacher
Biotoptypen	GEZ nicht für alle Lebensräume erreicht	Vielfältige Belastungen	GEZ nicht für alle Lebensräume erreicht	Vielfältige Belastungen
Phytoplankton	GES nicht erreicht	Nähr- u. Schadstoffeinträge, biol. Störungen u. Klimawandel	GES nicht erreicht	Insb. Nähr- u. Schadstoffeinträge, biol. Störungen u. Klimawandel
Zooplankton	Nicht bewertbar	Nähr- u. Schadstoffeinträge, biol. Störungen u. Klimaänderungen	Nicht bewertbar	Nährstoffeinträge u. Klimaänderungen
Makrophyten (mehrzellige, größere Wasserpflanzen)	GES nicht erreicht	Nährstoffeinträge u. Bodenfischerei	GES nicht erreicht	Nährstoffeinträge, Substratentnahme u. Bodenfischerei
Makrozoobenthos (größere, am Grund lebende Tiere)	GES nicht erreicht	Nährstoffeinträge u. Bodenfischerei	GES nicht erreicht	Nährstoffeinträge, Substratentnahme u. Bodenfischerei
Fische	GES nicht erreicht	Fischerei, Klimawandel u. Nährstoffeinträge	GES nicht erreicht	Fischerei, Klimawandel u. Nährstoffeinträge
Marine Säugetiere	GES nicht erreicht	Fischerei, Schadstoffeinträge u. Unterwasserschall	GES nicht erreicht	Fischerei, Schadstoffeinträge u. Unterwasserschall
Seevögel	GES nicht erreicht	Fischerei, Schiffsverkehr, Müll u. Jagd	GES nicht erreicht	Fischerei, Schiffsverkehr, Bauwerke, Sand- u. Kiesabbau, Müll u. Jagd
Nicht einheimische Arten und mikrobielle Pathogene	Nicht bewertbar		Nicht bewertbar	

GEZ = Guter Erhaltungszustand (auf Biotope bezogen)
 GES = Guter Umweltzustand (Good Environmental Status)
 Quelle: Bund-Länder Messprogramm 2011a; 2011b

Deskriptoren und den dazugehörigen Kriterien und Indikatoren zu orientieren (s. Tz. 467).

Die von der Europäischen Kommission aufgeführten Indikatoren sind zum Teil recht vage formuliert. Die Mitgliedstaaten stehen vor der Herausforderung, dass sie die Indikatoren innerhalb von zwei Jahren operationalisieren, das heißt Grenzwerte oder Trends festlegen müssen, ab denen von einem guten Umweltzustand gesprochen werden kann. Aufgrund der unzureichenden Datenlage und fehlender Bewertungsverfahren wird es den Mitgliedstaaten im vorgesehenen Zeitraum wahrscheinlich nicht gelingen, für alle Kriterien und Indikatoren den guten Umweltzustand zu beschreiben. Beispielsweise ist in der MSRL der Lärm als eine „neue“ Belastung aufgenommen worden, über die bisher nur sehr wenige Erkenntnisse geschweige denn ausreichend Daten für eine Bewertung vorliegen. In solchen Fällen ermöglicht es die Richtlinie den Mitgliedstaaten auf bereits bestehende Zustandsziele, soweit vorhanden, Bezug zu nehmen (KRAUSE et al. 2011a).

481. So wurde auch für die Erstellung der Berichtsentwürfe für die Beschreibungen des guten Umweltzustands der deutschen Nord- und Ostsee auf bereits vorliegende Zustandsbeschreibungen zurückgegriffen. Diese stammen unter anderem aus dem Seerechtsübereinkommen, der CBD, dem OSPAR-Übereinkommen, der Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG, der FFH-Richtlinie sowie der WRRL und ihrer Tochterrichtlinie. Erwartungsgemäß war es aufgrund einer eingeschränkten Datenlage und fehlender Bewertungsverfahren bzw. operationalisierter Kriterien und Indikatoren in den beiden Berichten noch nicht möglich, für alle Kriterien und Indikatoren der elf Deskriptoren spezifische Grenz- oder Schwellenwerte oder andere Quantifizierungen zur Beschreibung des guten Umweltzustands zu nennen. Dies betrifft zum Beispiel den Eintrag von Müll und Lärm. Auch konnte noch keine integrierte Bewertung bzw. Festlegung des guten Umweltzustands vorgenommen werden (Bund-Länder Messprogramm 2011d; 2011c). Die Festlegung des guten Umweltzustands gestaltet sich als sehr anspruchsvoll. Folglich ist eine europaweite Harmonisierung der Definitionen des guten Umweltzustands wahrscheinlich erst in Zukunft realisierbar. Dieses Problem hätte durch konkretere Mindeststandards auf europäischer Ebene verhindert werden können.

482. Der dritte, Mitte 2012 vorzulegende Bericht betrifft die Festlegung von Umweltzielen. Diese dienen laut MSRL dazu, menschliches Handeln unter der Vorgabe des Ökosystemansatzes und der Vorsorge zu steuern und eine Verschlechterung des Zustands der Meeresumwelt zu verhindern. Damit überprüft werden kann, ob die Ziele erreicht werden, sollen messbare Indikatoren festgelegt werden (s. Artikel 10 MSRL). Zu berücksichtigen sind die indikativen Listen der Belastungen und Auswirkungen sowie Merkmale zur Festlegung von Umweltzielen (s. Anhang IV MSRL). Die Ziele dienen als Richtschnur zur Erreichung des guten Umweltzustands. Der Unterschied zwischen der Beschreibung des guten Zustands der Meeresumwelt und der Festlegung von Umweltzielen ist

nicht eindeutig definiert. Die Umweltziele werden durch operative Ziele konkretisiert, welche oftmals direkt an eine Schutzmaßnahme gekoppelt sind. Überdies können Zwischenziele formuliert und gegebenenfalls Referenzpunkte genannt werden. Die Umweltziele sind der Schlüssel zu den Maßnahmenprogrammen.

Da die wesentlichen Belastungen von Nord- und Ostsee bekannt sind, ist es jedenfalls möglich, Ziele für diese grob zu umreißen. Viele Umweltziele beziehen sich auf mehrere Kriterien und Indikatoren, somit sind weit weniger Umweltziele als Indikatoren zu formulieren. Zur Überprüfung der Erreichung der Umweltziele sollen sogenannte Performance-Indikatoren herangezogen werden, wobei wahrscheinlich viele der für die Bewertung des Zustands verwendeten Belastungsindikatoren wieder aufgegriffen werden (KRAUSE et al. 2011a). Umweltziele, die bereits auf nationaler, gemeinschaftlicher oder internationaler Ebene für die gleichen Gewässer festgelegt wurden, sollen berücksichtigt werden (s. Artikel 10 MSRL).

483. Ähnlich wie bei der Beschreibung des guten Umweltzustands wird auch bei den operativen Umweltzielen in den beiden Berichtsentwürfen für die deutsche Nord- und Ostsee stark auf Bestehendes verwiesen. Dies betrifft insbesondere die oben genannten rechtlichen Regelungen und die Beschlüsse, die im Rahmen der regionalen Konventionen getroffen wurden. Aufgrund der großen Wissenslücken über Ökosysteme und deren Belastungen müssen die Umweltziele in Zukunft stetig an den Zuwachs an Wissen angepasst werden (Bund-Länder Messprogramm 2011f; 2011e).

Für die Nordsee wurden bereits folgende Ziele vorgeschlagen, die allerdings nur als Richtschnur zur Erreichung des guten Umweltzustands zu bewerten sind und anhand von operativen Zielen spezifiziert werden (Bund-Länder Messprogramm 2011e):

- Meere ohne signifikante Beeinträchtigung durch anthropogene Eutrophierung,
- Meere ohne Verschmutzung durch Schadstoffe,
- Meere ohne Beeinträchtigung der marinen Arten und Lebensräume durch die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten,
- Meere mit nachhaltig und schonend genutzten Ressourcen,
- Meere ohne Belastung durch Abfall,
- Meere ohne Beeinträchtigung durch anthropogene Energieeinträge,
- Meere mit natürlichen hydrografischen Bedingungen.

Die einzelnen Ziele haben immer Bezug zu verschiedenen der elf in der MSRL genannten Deskriptoren. Für jedes einzelne Ziel wurden operative Ziele spezifiziert, zum Beispiel für die Beendigung der Eutrophierung:

- *Nährstoffeinträge über die Flüsse sind weiter zu reduzieren:* Verwiesen wird auf die Reduzierungsvorgaben in den Maßnahmenprogrammen der Bewirtschaftung

tungspläne der WRRL. Überwachungsindikatoren sind die Nährstoffkonzentrationen am limnisch-marinen Übergangspunkt der in die Nordsee mündenden Flüsse.

- *Nährstoffe über Ferneinträge aus anderen Meeresgebieten sind zu reduzieren:* Es wird auf die regionale Zusammenarbeit zum Meeresschutz verwiesen. Indikatoren sind der Import von Stickstoff und Phosphor sowie die räumliche Verteilung von Stickstoff und Phosphor im Seewasser.
- *Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre sind weiter zu reduzieren:* Indikatoren sind die jeweiligen Emissions- bzw. Depositionswerte von Stickstoffverbindungen auf die Meeresoberfläche.

Im Rahmen der Arbeit der OSPAR-Kommission ist geplant, Reduktionsziele für das Erreichen des OSPAR-Ziels „einer gesunden Meeresumwelt, in der keine Eutrophierung auftritt“ zu erarbeiten. In dem Berichtsentwurf zu den Umweltzielen für die Ostsee wird auf den HELCOM Ostsee-Aktionsplan verwiesen, in dem bereits Nährstoffreduktionsziele festgelegt wurden (Bund-Länder Messprogramm 2011f). In diesem Zusammenhang hat sich Deutschland verpflichtet, seine Nährstoffeinträge in die Ostsee bis 2016 um 240 t für Phosphor und 5.620 t für Stickstoff zu verringern. Außerdem soll überprüft werden, ob die in den Maßnahmenprogrammen der WRRL festgelegten Nährstoffminderungsziele ausreichen, um in den deutschen Meeresgewässern einen guten Umweltzustand zu erreichen.

484. Ein weiteres Beispiel für ambitionierte Ziele in den Berichtsentwürfen ist die Bewirtschaftung lebender Ressourcen. Vorgesehen ist, alle genutzten Fischbestände nach dem Ansatz des höchstmöglichen Dauerertrags (maximum sustainable yield – MSY) zu bewirtschaften. Als Indikatoren hierfür werden zum einen die fischereiliche Sterblichkeit (F_{MSY}) und zum anderen der Fangmenge-Biomasse-Quotient genannt. Außerdem sollen die Bestände befischter Arten eine mehr oder minder natürliche Alters- und Größenstruktur aufweisen. Die entsprechenden Indikatoren betreffen die Längenverteilung in der Population und die mittlere Größe der Individuen beim Erreichen der Reproduktionsreife. Darüber hinaus wird das Ziel formuliert, dass die Fischerei die Ökosysteme beispielsweise durch Grundschleppnetze und Rückwürfe nicht beeinträchtigen soll. Bei der Umsetzung der fischereilichen Ziele wird auf die begrenzten Handlungsmöglichkeiten der Mitgliedstaaten bzw. Deutschlands hingewiesen und Hoffnungen in die anstehende Reform der GFP gelegt (Bund-Länder Messprogramm 2011f; 2011e; SRU 2011a).

485. Zusammenfassend ist festzuhalten, dass angesichts des ambitionierten Zeitplans bereits die ersten Umsetzungsschritte der MSRL für die Mitgliedstaaten eine große Herausforderung darstellen. Auch ist mit einem erheblichen Koordinierungsaufwand zwischen den beteiligten Behörden zu rechnen. Positiv an den bereits vorliegenden Berichtsentwürfen für die deutschen Meeresgebiete ist insbesondere, dass durchaus ambitionierte

operative Ziele aufgegriffen wurden. Aus Sicht des SRU ist es dringend erforderlich, dass dieses hohe Zielniveau auch in den endgültigen Versionen der Berichte beibehalten wird.

8.3.3 Kooperation auf europäischer Ebene und Umsetzung eines regionalen Ansatzes

486. Nach der MSRL sind die Mitgliedstaaten einer Meeresregion bzw. -unterregion aufgefordert, ihre Meeresschutzstrategien in Kooperation miteinander zu entwickeln. Dieser Schritt ist wichtig, um in einer Meeresregion einheitliche bzw. aufeinander abgestimmte Meeresschutzstrategien in Bezug auf Bewertung, Monitoring, Zielsetzung und Maßnahmen zu gewährleisten.

Für die Umsetzung der MSRL wurde auf EU-Ebene eine Umsetzungsplattform (Common Implementation Strategy – CIS) eingerichtet, die von den Direktoren für Meeresfragen geleitet wird (Europäische Kommission 2011b). In Zusammenarbeit mit der Generaldirektion Umwelt und der Generaldirektion Maritime Angelegenheiten der Europäischen Kommission koordinieren sie die in den Mitgliedstaaten vorzunehmenden Maßnahmen zur Umsetzung der MSRL. Dafür wurden unter anderem eine Meeresstrategie-Koordinierungsgruppe und drei Arbeitsgruppen – zum guten Umweltzustand, zum Austausch von Daten, Informationen und Kenntnissen sowie zur ökonomischen und sozialen Bewertung – geschaffen (Europäische Kommission 2011a).

487. Die Erarbeitung einer nationalen Strategie zum Meeresschutz erfolgt in den EU-Staaten in unterschiedlichem Tempo. So forderte die Europäische Kommission Estland, Griechenland, Finnland und Malta im Januar 2011 sowie Frankreich und Irland im April 2011 auf, den EU-Vorschriften zur Erarbeitung einer Strategie zum Schutz ihrer Meere nachzukommen. Diese Länder hatten es bis dahin versäumt, die Kommission über die rechtliche Umsetzung der MSRL zu informieren, die bis 15. Juli 2010 abgeschlossen sein sollte („Umwelt: Mahnschreiben an Estland, Griechenland, Finnland und Malta wegen Mängeln beim Schutz der Meeresumwelt“, Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 27. Januar 2011).

488. Ein weiteres Problem stellen, wie bereits dargelegt, die vagen Vorgaben der MSRL dar. Diese lassen zum Beispiel einen relativ breiten Interpretationsspielraum bezüglich des guten Umweltzustands zu, weshalb sich bereits abzeichnet, dass es auf europäischer Ebene zu Unterschieden bei den Definitionen kommen wird. Während einige Mitgliedstaaten sehr ambitionierte Ziele mit dem guten Umweltzustand verbinden, begnügen sich andere damit, den aktuellen Status quo dem guten Umweltzustand gleichzusetzen (IRMER et al. 2010b, S. 16). Bislang ist offen, ob und wie diese Kontroverse gelöst werden kann.

489. Die MSRL sieht vor, dass für eine bessere Koordination und Regionalisierung bei der Umsetzung bestehende Strukturen genutzt werden. Dabei sind die Mitgliedstaaten angehalten, sich *so weit möglich auf*

einschlägige bestehende Programme und Maßnahmen, die im Rahmen von Strukturen internationaler Übereinkommen, wie zum Beispiel den regionalen Meeresübereinkommen, entwickelt werden, zu stützen (Artikel 6 MSRL). Abgesehen von der mangelnden Verbindlichkeit dieser Verpflichtung fehlt sowohl eine Aufforderung, die Ziele und Maßnahmen der internationalen Meeresschutzkonventionen aufzugreifen, als auch eine Konkretisierung, wie die regionale Zusammenarbeit koordiniert werden soll. Der oben genannte CIS-Prozess ist jedoch ein wichtiger Schritt der Strukturierung. Außerdem bietet es sich aus Sicht des SRU an, die im Rahmen der internationalen Meeresschutzabkommen eingerichteten Arbeitsgruppen zu nutzen. Zum Beispiel existiert für die OSPAR-Region bereits eine Arbeitsgruppe (ICG-MSFD), bei der geplant ist, dass sie die koordinierenden Arbeiten zur MSRL im Bereich des Nordostatlantiks übernimmt.

Da die Ostsee schon frühzeitig als Pilotregion für die Umsetzung der MSRL ins Gespräch gebracht wurde und der im Rahmen der Arbeit von HELCOM verabschiedete Aktionsplan (Baltic Sea Action Plan – BSAP) sehr fortschrittlich ist („Baltic Sea to become a pilot area under the EU Marine Strategy Framework Directive“, HELCOM-Pressemitteilung vom 5. Dezember 2008), bietet sich eine Anknüpfung an diese Vorarbeiten an. Die Unterzeichnerstaaten des Helsinki-Übereinkommens haben diesem Modellcharakter des BSAP für eine zügige und erfolgreiche Umsetzung der Richtlinie zugestimmt („HELCOM action plan is seen as a pilot project under the EU Marine Strategy Framework Directive“, HELCOM-Pressemitteilung vom 29. April 2009). Die beiden Projekte HELCOM-CORESET und HELCOM-TARGREV, die der Weiterentwicklung bzw. Umsetzung des BSAP dienen, haben zusätzlich den Anspruch, diese Arbeiten an die Umsetzung der MSRL anzuknüpfen. Mit HELCOM-CORESET sollen insbesondere Indikatoren für die Biodiversität und für Schadstoffe erarbeitet werden, die mit quantitativen Zielen zur Bewertung des marinen Lebensraumes anhand der ökologischen Ziele verbunden sind. Das TARGREV-Projekt dient der Festlegung von Zielen für die Eutrophierung, die wiederum von den Mitgliedstaaten bei der Erarbeitung von Zielen des guten Umweltzustands aufgegriffen werden können. So hat sich beispielsweise HELCOM bereits auf die folgenden fünf Ziele hinsichtlich Eutrophierung geeinigt: Nährstoffkonzentrationen nahe natürlicher Werte, klares Wasser, natürliches Vorkommen von Algenblüten, natürliche Verbreitung von Pflanzen und Tieren und unter natürlichen Bedingungen zu erwartender Sauerstoffgehalt. Für diese Ziele sollen verschiedene Indikatoren gefunden und dafür quantitativ Zielwerte festgelegt werden (HELCOM o. J. b). Ein weiteres Projekt, das sich den Fischpopulationen an den Küsten widmet, dient ebenfalls der Umsetzung des BSAP und der MSRL. Ziel des Vorhabens ist die Bewertung des Zustands der küstennahen Fischlebensgemeinschaften anhand von Indikatoren sowie die Erarbeitung von Zielen und Maßnahmenprogrammen zur Erreichung des guten Umweltzustands (HELCOM o. J. a).

490. Insgesamt ist festzuhalten, dass eine regionale Abstimmung zur Umsetzung der MSRL zwischen den Mitgliedstaaten nicht einfach werden wird. Unter anderem auch deshalb sind die Arbeiten und Strukturen, die im Rahmen der regionalen Meeresschutzkonventionen erfolgten bzw. geschaffen wurden, eine wichtige und sehr hilfreiche Grundlage. Zukünftig sollte deshalb auf bestehende Strukturen zugegriffen und die bereits von OSPAR-Kommission und HELCOM verabschiedeten Ziele und Maßnahmen in der Umsetzung der MSRL so weit wie möglich aufgegriffen werden. Insbesondere da sich die Unterzeichnerstaaten der regionalen Konventionen bereits auf diese Ziele geeinigt haben, spricht alles dafür, diese in die Ausgestaltung der MSRL einfließen zu lassen. Dies erleichtert zum einen die Umsetzung der MSRL, zum anderen können die im Rahmen der regionalen Konventionen getroffenen Vereinbarungen dadurch eine größere Verbindlichkeit erlangen.

491. Bisher macht die Europäische Kommission keinen intensiven Gebrauch von der Möglichkeit, die Umsetzungsprozesse zu begleiten, zu steuern und zu harmonisieren, sondern belässt es bei einer eher weichen Koordinierung der Prozesse. Spätestens wenn es sich abzeichnen sollte, dass eine eigenverantwortliche Zusammenarbeit und die Umsetzung eines regionalen Ansatzes nicht gelingen, sollte die Kommission aber entsprechende Vorgaben erarbeiten.

8.3.4 Verankerung des Meeresschutzes in relevante Sektorpolitiken

492. Bei der Umsetzung der MSRL ist die Frage nach den Maßnahmen zentral, die in Zukunft im Rahmen dieser Richtlinie getroffen werden können, um das Ziel eines guten Umweltzustands in den Meeren zu erreichen. Dabei fällt der Blick zwangsläufig auf die bereits genannten Hauptbelastungen und die Hauptverursacher, das heißt die Fischerei, die Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und die Belastungen durch die Seeschifffahrt. In den genannten Bereichen bzw. Sektoren bestehen, wie bereits dargestellt, für die nationale Ebene nur begrenzte Handlungsspielräume (s. Tz. 473). Die Fischerei betreffenden Instrumente sind in der GFP geregelt. Hinsichtlich des Eintrags von Nährstoffen ist insbesondere die GAP relevant, aber auch die Nitratrichtlinie 91/676/EWG bzw. deren nationale Umsetzung in der Düngeverordnung (DüV). Nach Einschätzung des SRU reichen die in den Sektorpolitiken getroffenen Regelungen aber in keiner Weise aus, um das Ziel der MSRL zu erreichen. Deshalb sind weitergehende Maßnahmen und eine stärkere Einbindung dieser Politiken in den Meeresschutz erforderlich. Im Vordergrund stehen dabei die anstehenden Reformen in der GAP und der GFP, für die der SRU erst kürzlich Empfehlungen veröffentlicht hat (SRU 2009; 2011a).

493. Es bleibt die Frage, wie die Umsetzung der MSRL dazu beitragen kann, den Meeresschutz in den genannten Politiken zu verankern. Die Mitgliedstaaten haben im Rahmen der Berichtspflichten die Möglichkeit, die zum Beispiel durch die Fischerei oder Landwirtschaft verur-

sachten Umweltprobleme zu adressieren, indem sie die Belastungen beschreiben und Ziele ableiten. Fehlt den Mitgliedstaaten die Kompetenz, in einem Problemfeld selbst aktiv zu werden, so können sie dies – auch gemeinsam mit anderen Mitgliedstaaten – der Europäischen Kommission und weiteren relevanten Organisationen mitteilen und diese zum Handeln auffordern (s. Artikel 13 Absatz 5, Artikel 15 MSRL). Darüber hinaus können von den Mitgliedstaaten auch Maßnahmen auf gemeinschaftlicher Ebene vorgeschlagen werden. Die Europäische Kommission muss innerhalb von sechs Monaten auf diese Initiativen reagieren und diese, wenn sie dem Europäischen Parlament und dem Europäischen Rat entsprechend Vorschläge unterbreitet, berücksichtigen (s. Artikel 15 MSRL).

Auf diesem Umweg besteht eine Möglichkeit, Veränderungen in der GFP und der GAP über die MSRL zu initiieren. Inwieweit auf diesem Wege auch Einfluss auf internationale Prozesse beispielsweise bei der IMO für Umweltschutzmaßnahmen in der Seeschifffahrt genommen werden kann, bleibt abzuwarten. Eine große Bedeutung kommt den im Rahmen der MSRL verabschiedeten Zielen zu, die aufgrund ihrer Rechtsverbindlichkeit dazu führen sollten, entsprechenden politischen Handlungsdruck aufzubauen. Deshalb ist es von besonderer Bedeutung, dass bei der Umsetzung der MSRL ambitionierte Ziele vereinbart werden.

8.3.5 Anknüpfung an und Vergleich mit der Wasserrahmenrichtlinie

494. Die MSRL knüpft räumlich und konzeptionell an die WRRL an (HEISKANEN et al. 2011; Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2012). Sie greift den bereits in der WRRL erhobenen Anspruch einer integrativen Betrachtung der verschiedensten Nutzungen der Gewässer auf. Beide Richtlinien folgen einem weitgehend holistischen Ansatz, das heißt, sie betrachten neben der chemischen Belastung der Gewässer auch andere Belastungen durch menschliche Nutzungen. Sowohl WRRL als auch MSRL stützen sich auf den Ökosystemansatz sowie das Konzept des adaptiven Managements. Mit der WRRL begann ein Paradigmenwechsel in der europäischen Wasserpolitik weg von einer sektoralen hin zu einer ganzheitlichen Bewertung aller Belastungen der Gewässer. Die MSRL folgt diesem mit der WRRL neu beschrittenen Pfad. Aus einem Vergleich der MSRL mit der WRRL (IRMER et al. 2010a) lassen sich einige Schlussfolgerungen dahingehend ziehen, wie die MSRL im Prozess der Umsetzung optimiert und mit der WRRL harmonisiert werden kann.

495. Während die WRRL eine fünfstufige Bewertung des ökologischen und eine zweistufige Bewertung des chemischen Zustands vorsieht, verlangt die MSRL nur eine Aussage, ob der gute Umweltzustand erreicht wurde oder nicht. Die Einführung einer fünfstufigen Bewertungsskala für die MSRL wäre aus zwei Gründen wünschenswert: Zum einen überschneiden sich beide Richtlinien räumlich und zeitlich, ohne eine Harmonisierung der Bewertungsskalen ist daher eine kohärente Darstellung

der Ergebnisse schwierig. Zum anderen hätte eine Harmonisierung der Bewertungsskalen den Vorteil, dass die Teilerfolge hin zum guten Umweltzustand differenzierter darstellbar wären (Artikel 8 MSRL) (IRMER et al. 2010a). So sollte verhindert werden, dass in Gebieten, in denen beide Richtlinien gelten – also der unmittelbaren Küstenlinie – sowohl ein guter Umweltzustand nach WRRL als auch nach MSRL festzulegen ist (WFD Navigation Task Group und Marine Strategy Navigation Group 2010).

In der WRRL erfolgt die Beschreibung des guten ökologischen Zustands auf der Grundlage normativer Definitionen und kann verallgemeinernd als „geringfügige“ Abweichung von den natürlichen Referenzbedingungen (Abwesenheit störender anthropogener Einflüsse) beschrieben werden. Diese können aus historischen Daten, Referenzmessungen, Modellen oder Expertenmeinungen abgeleitet werden. Bei der Bewertung des Gewässerzustands folgt die WRRL dem One-out-all-out-Prinzip, das heißt, der Wert für den ökologischen Zustand des Gewässers orientiert sich an der am schlechtesten bewerteten biologischen oder physikalisch-chemischen Komponente. Dieses Prinzip gilt auch für den guten chemischen Zustand. Bei der MSRL kommt dieses Prinzip nicht zur Anwendung, da nicht alle Deskriptoren den gleichen Stellenwert bei der Bewertung der Gewässer einnehmen (KRAUSE et al. 2011a; Gespräch mit BMU am 30. August 2011). Außerdem verzichtet die MSRL weitestgehend auf normative Vorgaben und bleibt in dieser Hinsicht deutlich hinter dem Anspruch der WRRL zurück (IRMER et al. 2010a). Es ist derzeit allerdings unwahrscheinlich, dass eine entsprechende nachträgliche Anpassung des normativen Rahmens an die WRRL vorgenommen wird.

Die Küstengewässer unterliegen dem Geltungsbereich sowohl der MSRL als auch der WRRL. Da aber im Rahmen beider Richtlinien unterschiedliche Parameter zu erfassen sind, kann es zu unterschiedlichen Bewertungen derselben Gewässer kommen – je nachdem, welche Richtlinienvorgaben zugrunde gelegt werden. Eine Bewertungskonsistenz erfordert widerspruchsfreie Bewertungsstrukturen beider Richtlinien – und dies in Abgleich mit den einschlägigen naturschutzfachlichen EU-Regelungen wie FFH- und Vogelschutzrichtlinie. Ähnliches trifft auch für die zukünftig umzusetzenden Maßnahmenprogramme zu. Auch hier sollte ein paralleles Arbeiten zur Umsetzung zweier Richtlinien verhindert werden. Der SRU schließt sich der Empfehlung des UBA an, die Arbeiten des CIS-Prozesses der WRRL für die Bewertung der elf Deskriptoren der MSRL zu nutzen, um eine kohärente Bewertungsstrategie zu gewährleisten. Auch sollten weitere Schritte für eine möglichst kohärente Umsetzung beider Richtlinien in Deutschland und Europa ergriffen werden (IRMER et al. 2010a; WFD Navigation Task Group und Marine Strategy Navigation Group 2010).

Die MSRL geht über die Anforderungen der WRRL hinaus, indem sie Belastungen wie Mülleintrag, Lärm und atmosphärische Einträge aufgreift. Darüber hinaus sieht

die MSRL die Erfassung und Bewertung der Wirkungen menschlicher Nutzungen auf die biologischen Ökosystemkomponenten der Meere einzeln und kumulativ vor. Damit ist die MSRL inhaltlich umfassender als die WRRL (IRMER et al. 2010a; MARGGRAF et al. 2011).

496. Für die Bewirtschaftung der Flussgebietseinheiten fordert die WRRL ein kohärentes Konzept und eine Bundesländer und Staaten übergreifende Koordination. Die erforderliche internationale Kooperation wird in der Strategie zur gemeinsamen Implementation der WRRL konkretisiert (Wasserdirektoren 2001). Um die entsprechende Abstimmung sicherzustellen, mussten die bestehenden institutionellen Strukturen und Behörden insbesondere im internationalen Bereich den Aufgabenstellungen zur gemeinsamen Implementierung angepasst und neue Koordinierungsgremien eingerichtet werden. Zwar enthält die MSRL keine konkrete Empfehlung, dass diese Strukturen zur internationalen Koordination genutzt werden sollen (vgl. Tz. 472), Deutschland sollte sich jedoch im Prozess der Umsetzung der MSRL aktiv auf europäischer Ebene mit dem Ziel beteiligen, langfristig ein kohärentes Konzept einer staatenübergreifenden Koordination zu entwickeln. Denn bei der Umsetzung der WRRL hat sich gezeigt, dass die wesentlichen Weichen für normative Bestimmungen, die in der Richtlinie selbst nicht festgelegt wurden, im internationalen Kontext gestellt werden.

8.4 Schutzgebiete und deren Anbindung an die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

497. Nach der MSRL stellt die Einrichtung von geschützten Meeresgebieten (marine protected areas – MPAs) einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung eines guten Umweltzustands dar (6. Erwägungsgrund der MSRL). Dabei sind nach der MSRL keine zusätzlichen MPAs einzurichten, sondern sie rekuriert in Artikel 13 Absatz 4 MSRL auf die bestehenden Verpflichtungen (s. Tz. 498 ff.). MPAs entfalten eine positive Wirkung auf Ökosysteme und Populationen, indem schädigende Aktivitäten in ihren Grenzen verboten oder beschränkt sind und indem sie marinen Organismen einen Rückzugsort, etwa zur Rast, Nahrungsaufnahme und Vermehrung, bieten (ROBERTS et al. 2005). Dagegen können aber bestimmte anthropogene Eingriffe, wie zum Beispiel der Eintrag von Schad- und Nährstoffen, von Schutzgebieten nicht ferngehalten werden.

Verpflichtungen zur Einrichtung von Meeresschutzgebieten

498. Auf internationaler Ebene verpflichtet die CBD ihre Vertragsstaaten zur Einrichtung von Meeresschutzgebieten. Auf der zehnten Vertragsstaatenkonferenz im japanischen Nagoya im Jahr 2010 haben sich die Vertragsstaaten unter anderem das Ziel gesetzt, den Anteil der global geschützten Meeresfläche von derzeit 1 % auf mindestens 10 % anzuheben (COP10-X/2). Angestrebt wird ein effektiv gemanagtes und ökologisch repräsentatives Schutzgebietenetzwerk, welches durch flankierende Naturschutzmaßnahmen ergänzt werden soll (Unterziel 11 des Strategischen Plans; SCBD 2010).

Auch die EU hat die CBD ratifiziert (Rat der Europäischen Gemeinschaften 1993). Unter dem Titel „Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020“ hat die Europäische Kommission im Mai 2011 eine Überarbeitung ihrer 1998 entwickelten Biodiversitätsstrategie vorgelegt (Europäische Kommission 2011c). Darin wurden sechs sich gegenseitig ergänzende und voneinander abhängige Einzelziele definiert, die durch zwanzig Maßnahmen erreicht werden sollen. Marine Schutzgebiete stellen einen Teil des zu vollendenden Natura 2000-Gebietsnetzes dar (Maßnahme 1). Im vierten Ziel wird die Erhaltung und Überführung gefährdeter Meeresökosysteme in einen guten Umweltzustand gemäß MSRL angesprochen (Maßnahme 13 und 14). Die europäischen Meeresschutzgebiete werden hauptsächlich als Bestandteil des Natura 2000-Gebietsnetzes ausgewiesen und dienen dem Schutz der Arten, Habitats und Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse wie beispielsweise Riffe und Seegraswiesen (s. Anhang I und II der FFH-Richtlinie und Vogelschutzrichtlinie).

499. Die Verpflichtung zur Einrichtung mariner Schutzgebiete ist auch in verschiedenen regionalen Abkommen wie OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen festgeschrieben. Die OSPAR-Kommission und die HELCOM setzten sich für die Ausweisung eines ökologisch kohärenten und gut verwalteten Schutzgebietenetzes im Nordostatlantik (OSPAR-MPAs) und in der Ostsee (Baltic Sea Protected Areas – BSPA) ein (HELCOM und OSPAR Commission 2003; HELCOM 2007). Die Natura 2000-Gebiete in der AWZ der Nord- und Ostsee sind auch als OSPAR- bzw. HELCOM-Meeresschutzgebiete ausgewiesen. Insgesamt sind in Deutschland bislang sechs Gebiete im Nordostatlantik und zwölf Gebiete in der Ostsee als OSPAR- und HELCOM-Meeresschutzgebiete ausgewiesen (von NORDHEIM et al. 2011).

500. Auch Deutschland hat sich im Rahmen seiner nationalen Biodiversitätsstrategie ehrgeizige Ziele zum Meeresschutz gesetzt (BMU 2007). Dazu zählt ein gemeinsames OSPAR-/HELCOM-Netz gut gemanagter Küsten- und Meeresschutzgebiete, das Kernzonen natürlicher Entwicklung einschließt, und dessen Integration in internationale Netzwerke bis 2010. Neben den Meeresschutzgebieten, die aus europäischen Richtlinien und regionalen Abkommen hergeleitet werden, gibt es eine Vielzahl weiterer geschützter mariner Bereiche auf nationaler Ebene, wie zum Beispiel National- und Naturparks.

Schutzgebiete in der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

501. Die in Artikel 13 MSRL vorgesehenen Maßnahmenprogramme sollen unter anderem räumliche Schutzmaßnahmen enthalten, die zu kohärenten und repräsentativen Netzwerken geschützter Meeresgebiete beitragen (Absatz 4). Diese sollen die Vielfalt der einzelnen Ökosysteme angemessen abdecken, wie besondere Schutzgebiete im Sinne der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie sowie geschützte Meeresgebiete, die von der Gemeinschaft oder den betroffenen Mitgliedstaaten im

Rahmen internationaler oder regionaler Übereinkommen, denen sie als Vertragspartei angehören, vereinbart wurden. Dafür sind die Mitgliedstaaten nach Artikel 21 der MSRL bis 2013 verpflichtet, Informationen zur Entwicklung des marinen Schutzgebietsnetzwerkes vorzulegen. Auf der Basis dieser Informationen erstattet die Europäische Kommission dem Europäischen Parlament und dem Europäischen Rat bis 2014 Bericht über die Fortschritte bei der Einrichtung geschützter Meeresgebiete. Erst wenn die festgesetzten Schutzziele für alle MPAs der deutschen Meere erreicht sind, kann ermittelt werden, ob und inwieweit das Schutzgebietsnetz dazu beitragen kann, bis 2020 einen guten Umweltzustand in den deutschen Meeresgebieten zu erreichen.

Bestehende Meeresschutzgebiete in Deutschland

502. Deutschland nimmt im europäischen Vergleich im Hinblick auf die Einrichtung von Meeresschutzgebieten eine Vorreiterrolle ein. Circa 77 % der Küstengewässer der Nordsee und circa 50 % der Ostsee sind als Natura 2000-Gebiete ausgewiesen; das sind 28 Gebiete in der Nord- und 66 Gebiete in der Ostsee. Für diese Schutzgebiete sind die Bundesländer zuständig. Hinzu kommen 10 Schutzgebiete in der deutschen AWZ (ca. 28 % der Nordsee und 55 % der Ostsee) (BfN 2011). Alle Natura 2000-Gebiete der AWZ sind auch als OSPAR- oder HELCOM-Schutzgebiete gemeldet. Wie die übrigen Mitgliedstaaten der EU hat Deutschland die Verpflichtung seine marinen Natura 2000-Gebiete auch nach nationalem Recht unter Schutz zu stellen und die für ihren Schutz nötigen Erhaltungsmaßnahmen festzulegen. Dies muss spätestens sechs Jahre nach der Ausweisung der Schutzgebiete, die 2007 erfolgte, also bis Ende 2013, geschehen. Die zu treffenden Erhaltungsmaßnahmen werden in Form von Managementplänen vom BfN und BMU erarbeitet.

Konflikte durch unterschiedliche Nutzungen: Rohstoffgewinnung

503. Die Nutzungen der Meere stehen im Konflikt mit dem Meeresschutz (s. Abschn. 8.1.1), da grundsätzlich Flächen in Schutzgebieten, in denen keine Nutzung stattfindet, die größten Erfolge für den Schutz der marinen Biodiversität erzielen (sog. Nullnutzungszonen, vgl. ROBERTS et al. 2005; TOROPOVA et al. 2010; WWF Deutschland 2011). In der deutschen Nordsee existiert praktisch kein Gebiet mehr, das nicht irgendeiner Nutzung unterliegt oder in der eine solche geplant ist – und das, obwohl hier circa 77 % der Küstengewässer und 28 % der AWZ als Schutzgebiete ausgewiesen sind (Abb. 8-1).

Exemplarisch soll daher nachfolgend auf den Konflikt zwischen Meeresnaturschutz und Rohstoffabbau eingegangen werden. Daneben lassen sich ähnliche Erwägungen aber auch für die Bereiche Fischerei (SRU 2011a), Offshore-Windkraft (SRU 2011b, Tz. 132 ff.) sowie die Schifffahrt anstellen.

504. Die Rohstoffgewinnung in der deutschen AWZ ist national geregelt (Sand, Kies, Gas, Öl). Die aktuellen Bewilligungsfelder für den Sand- und Kiesabbau sowie die Erlaubnisfelder für die Gewinnung von Kohlenwasserstoffen liegen dabei in Schutzgebieten bzw. in deren unmittelbarer Nähe. So befindet sich beispielsweise die einzige aktive Plattform zur Erdgasförderung in der deutschen AWZ der Nordsee sowie die dazugehörigen Pipelines und Verdichterplattformen in dem FFH-Gebiet Doggerbank (Deutscher Bundestag 2010).

Erst Ende Oktober 2011 wurden nachträglich umfangreiche Baumaßnahmen an der am südlichen Rand des (im Küstenmeer befindlichen) Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer gelegenen Ölbohrinsel „Mittelplate A“ in einem Planfeststellungsbeschluss genehmigt. Die teilweise problematische Rohstoffgewinnung in der AWZ ist ein Beispiel für unkoordinierte Sektorpolitiken.

Die Zuständigkeit für die Genehmigung von Rohstoffgewinnung und das Verlegen von Pipelines und Kabeln in der deutschen AWZ obliegt den Bergämtern der Länder. Das BfN ist seit der Novelle des BNatSchG vom 1. März 2010 die zuständige Naturschutzbehörde mit Status einer Behörde (§ 58 Absatz 1 BNatSchG). Das heißt, das BfN wird bei Vorhaben, bei denen das Bergrecht eine Öffentlichkeitsbeteiligung oder Beteiligung von Behörden mit anderweitig berührten Belangen vorschreibt, um Stellungnahmen gebeten. Da die Entscheidung über die Bewilligung oder Ablehnung eines Vorhabens aber die Antragsbehörde trifft und sie nicht an die Stellungnahme der Behörde gebunden ist, ist nicht gewährleistet, dass Naturschutzbelange Vorrang erlangen. Zwar wurde in der AWZ der Ostsee ein Vorhaben versagt, weil es im europäischen Vogelschutzgebiet „Pommersche Bucht“ lag und den größten Teil des FFH-Vorschlagsgebiets „Adlergrund“ einschloss und so erhebliche Beeinträchtigungen auf die dort vorkommende Avifauna als maßgeblicher Bestandteile des Schutzgebietes nicht ausgeschlossen werden konnten. In der Nordsee wurden dagegen mehrere Vorhaben zum Abbau von Kies und Sand genehmigt, obwohl sie vollständig oder größtenteils in FFH-Gebieten liegen (Tab. 8-2). Die Anträge für die Bewilligungsfelder wurden parallel zur Ausweisung der FFH- und Vogelschutzgebiete gestellt und erteilt, obwohl diese als potenzielle Natura 2000-Schutzgebiete bereits einen Schutzstatus hatten. Das BfN hatte in den Jahren 2002 und 2003 mehrfach erhebliche Bedenken vorgebracht. So wurde beispielsweise durch das BfN in einer Stellungnahme vom 8. Februar 2002 zum vorgelegten Rahmenbetriebsplan für das Vorhaben „Weiße Bank“ unter anderem darauf hingewiesen, dass das geplante Abbaugelände in einem der bedeutendsten Riffgebiete der deutschen AWZ der Nordsee liegt und die vorgelegte Umweltverträglichkeitsstudie sowie die FFH-Verträglichkeitsuntersuchung nicht aussagekräftig sind. Den vom BfN vorgebrachten Argumenten wurde im Planfeststellungsbeschluss vom 31. Oktober 2002 weitgehend nicht gefolgt. Auch bei der Verlängerung des Hauptbetriebsplans wurde nur ein Teil der geschützten Lebensräume ausgeschlossen und es wurden erneut Abbaufelder in den

vom BfN identifizierten, erforderlichen Schutzzonen genehmigt (Deutscher Bundestag 2008, S. 5).

In seiner Stellungnahme zum Vorhaben „OAM III“ vom 28. November 2003 wies das BfN darauf hin, dass das Projekt aus seiner Sicht durch den geplanten Abbau und die daraus folgende Zerstörung von Sandaalhabitaten unter anderem eine erhebliche Beeinträchtigung der Nahrungshabitate von Schweinswalen, Kegelrobben, Seehunden und Seevögeln darstelle (Erhaltungs- und Entwicklungsziele). In der vorgelegten Form sah das BfN diese Belange als nicht ausreichend gewahrt an. Den Argumenten des BfN wurde im Planfeststellungsbeschluss vom 30. August 2004 weitgehend nicht gefolgt (Deutscher Bundestag 2008, S. 5).

Die so genehmigten Rahmenbetriebspläne widersprechen europäischem Naturschutzrecht, selbst wenn in den zum Abbau berechtigenden Hauptbetriebsplänen nachträglich naturschutzfachliche Auflagen erlassen wurden. Darüber hinaus mangelt es sowohl auf nationaler als auch auf europäischer Ebene an hinreichender Transparenz über die Verfahren. Offensichtlich stellt das Bundesberggesetz (BBergG) zudem kein geeignetes rechtliches Konfliktlösungsprogramm bereit und sollte deshalb geändert werden (s. Tz. 134).

Management von Schutzgebieten als Schlüsselement hin zum guten Umweltzustand

505. Deutschland verfügt über ein vollständiges Natura 2000-Netzwerk (s. Tz. 502). Dies stellt einen wichtigen Schritt für die Erreichung der Ziele der MSRL dar, vorausgesetzt die Schutzgebiete werden effektiv gemanagt. Dafür muss es innerhalb von Schutzgebieten mög-

lich sein, Vorgaben für andere Sektoren zu erlassen, um einen negativen Einfluss zu verhindern und das Schutzziel zu erreichen. Während dies für auf nationaler Ebene geregelte Sektoren wie beispielsweise die Rohstoffgewinnung unproblematisch möglich wäre, können bereits für die auf europäischer Ebene geregelten Nutzungen wie die Fischerei erhebliche Kompetenzkonflikte auftreten. Ansätze für Nutzungsbeschränkungen in Meeresschutzgebieten weist die Raumordnung für die Nord- und Ostsee auf, die beispielsweise die Errichtung von Windparks in FFH- und Vogelschutzgebieten ausschließt (s. Tz. 507 ff.). Überdies sollten aber die lediglich nachrichtlich in die Raumordnungspläne übernommenen FFH- und Vogelschutzgebiete eigene Gebietsfestlegungen erfahren. Problematisch ist nämlich insbesondere, dass es in den nachrichtlich übernommenen Schutzgebieten zur Überlagerung mit Vorrang- oder Vorbehaltsgebieten anderer Nutzungen kommen kann (so bereits zur Entwurfsfassung der Raumordnungspläne UBA 2008b, S. 8–9). Nutzungen in Meeresschutzgebieten, die die Erreichung des Schutzziels gefährden, sollten jedenfalls unterbleiben. Oftmals kann auch durch eine raum-zeitliche Nutzungssteuerung oder -beschränkung der Konflikt von Nutzung und Schutz vermieden werden (Rücksichtnahme auf z. B. Fortpflanzungs- und Laichperioden, Nahrungs- oder Mausenergie) (MERCK 2011).

8.5 Instrumente der Integration unterschiedlicher Interessen in den Meeresräumen

506. Im folgenden Abschnitt wird auf die Frage eingegangen, inwieweit die marine Raumordnung und das integrierte Küstenzonenmanagement (IKZM) zu einem umfassenden bzw. Sektor übergreifenden Meeresschutz beitragen können.

Tabelle 8-2

Kies- und Sandabbau in Natura 2000-Gebieten der ausschließlichen Wirtschaftszone der Nordsee

Vorhaben in der AWZ	Konflikt mit Natura 2000	Bewilligung	Rahmenbetriebsplan
„Weiße Bank“ Abbau von Sand und Kies	Vollständig innerhalb des FFH-Gebietes „Sylter Außenriff“	Erteilt bis 15.05.2051	Zugelassen für 2 Teilfelder à 60 km ²
„OAM III“ Abbau von Sand und Kies	Vollständig innerhalb des FFH-Gebietes „Sylter Außenriff“; vollständig im Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“	Erteilt bis 30.03.2039	Zugelassen für 3 Teilfelder: 100 km ² + 36 km ² + 10 km ² (Sonderbetriebsfelder)
„BSK1“ Abbau von Sand und Kies	Zum größten Teil innerhalb des FFH-Gebietes „Sylter Außenriff“; Vorkommen von 5 Arten, geschützt nach Anh I und IV FFH-Richtlinie	Erteilt bis 14.07.2033	beantragt für 129 km ² – 16 km ² (Kompensationsfeld)
„Nordsee 1“	Vorkommen von 6 Arten, geschützt nach Anh. II, V und IV FFH-Richtlinie	k. A.	25 km ² Genehmigungsverfahren ruht

SRU/UG 2012/Tab. 8-2; Datenquelle: Deutscher Bundestag 2008, S. 5

8.5.1 Marine Raumordnung

507. Die Instrumente der Raumordnung sollen künftig auch auf See eine geordnete Raumentwicklung und ein erfolgreiches Nebeneinander aller Interessen gewährleisten, die soziale und wirtschaftliche Ansprüche an den Meeresraum mit der Erhaltung seiner ökologischen Funktionen in Einklang bringen. Mit der Novelle des Raumordnungsgesetzes (ROG) im Jahr 2004 wurde dem Bund die Planungshoheit für die deutsche AWZ in Nord- und Ostsee zugewiesen, sodass dieser erstmalig die Aufgabe einer konkreten räumlichen maritimen Gesamtplanung erhielt. Mögliche Konflikte zwischen unterschiedlichen Nutzungsansprüchen sollen so bereits im Vorfeld – durch die Beachtung von wirtschaftlichen Interessen einerseits und Belangen des Meeresschutzes andererseits – entschärft werden.

Raumordnung in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone

508. Deutschland hat als erster Mitgliedstaat der EU Raumordnungspläne für die AWZ aufgestellt. Die AWZ umfasst das Gebiet im Bereich zwischen 12 und 200 Seemeilen jenseits der Küstenlinie. In diesem Bereich existieren vielfältige Nutzungsansprüche durch Schifffahrt, Fischerei, Windenergieerzeugung, Meeresforschung, Mi-

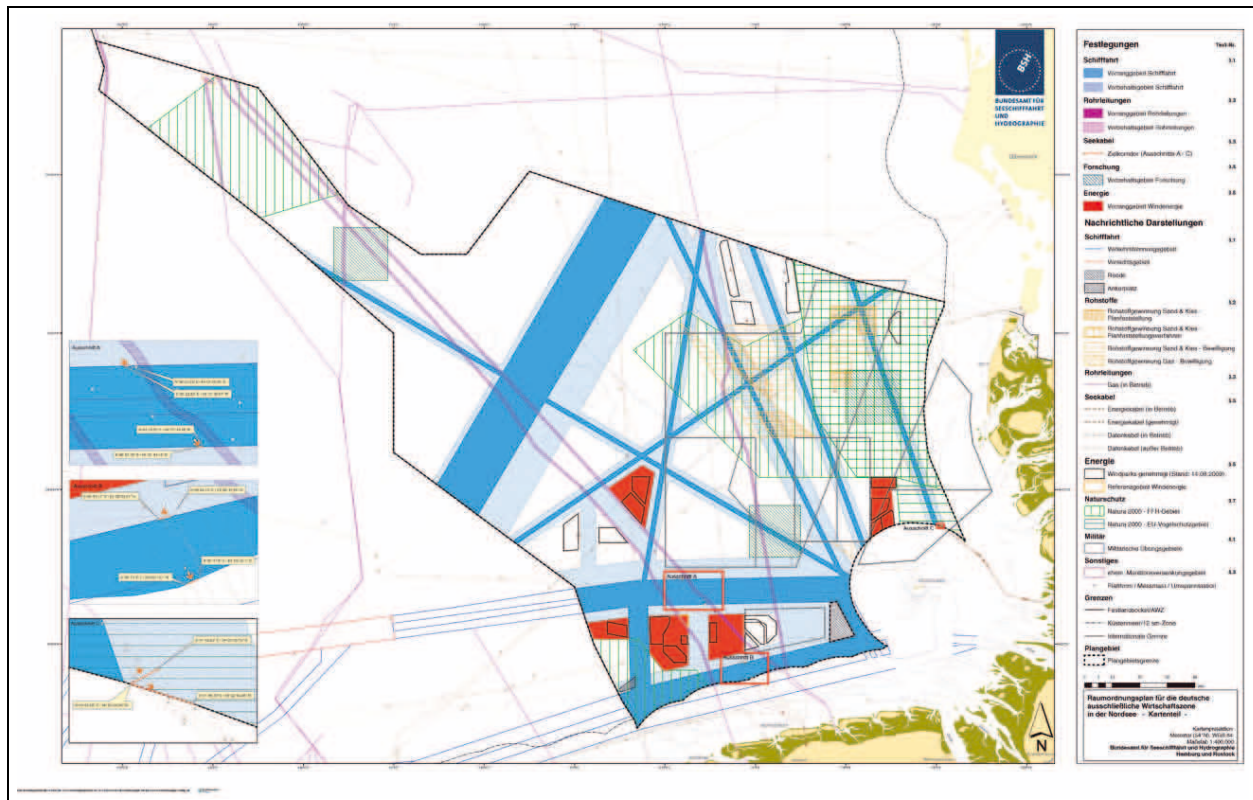
litär etc., die künftig voraussichtlich noch zunehmen werden (s. Tz. 447 ff.). Daneben stehen Schutzansprüche in Form von Schutzgebieten nach der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie. Das BMVBS hat für die AWZ in Nord- und Ostsee Ziele und Grundsätze der Raumordnung hinsichtlich der wirtschaftlichen und wissenschaftlichen Nutzung, der Gewährleistung der Sicherheit und Leichtigkeit der Seeschifffahrt sowie zum Schutz der Meeresumwelt als Raumordnungsplan festgelegt (Verordnungen des BMVBS über die Raumordnung in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone in der Nordsee vom 21. September 2009 bzw. in der Ostsee vom 10. Dezember 2009). Der Raumordnungsplan für die Nordsee (AWZ Nordsee-ROV) ist am 26. September 2009 und der für die Ostsee (AWZ Ostsee-ROV) am 19. Dezember 2009 in Kraft getreten (Abb. 8-3 und 8-4).

Für die beiden Raumordnungspläne wurden die folgenden fünf Leitlinien formuliert:

- Sicherung und Stärkung des Schiffsverkehrs
- Stärkung der Wirtschaftskraft durch geordnete Raumentwicklung und Optimierung der Flächennutzung
- Förderung der Offshore-Windenergienutzung entsprechend der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung

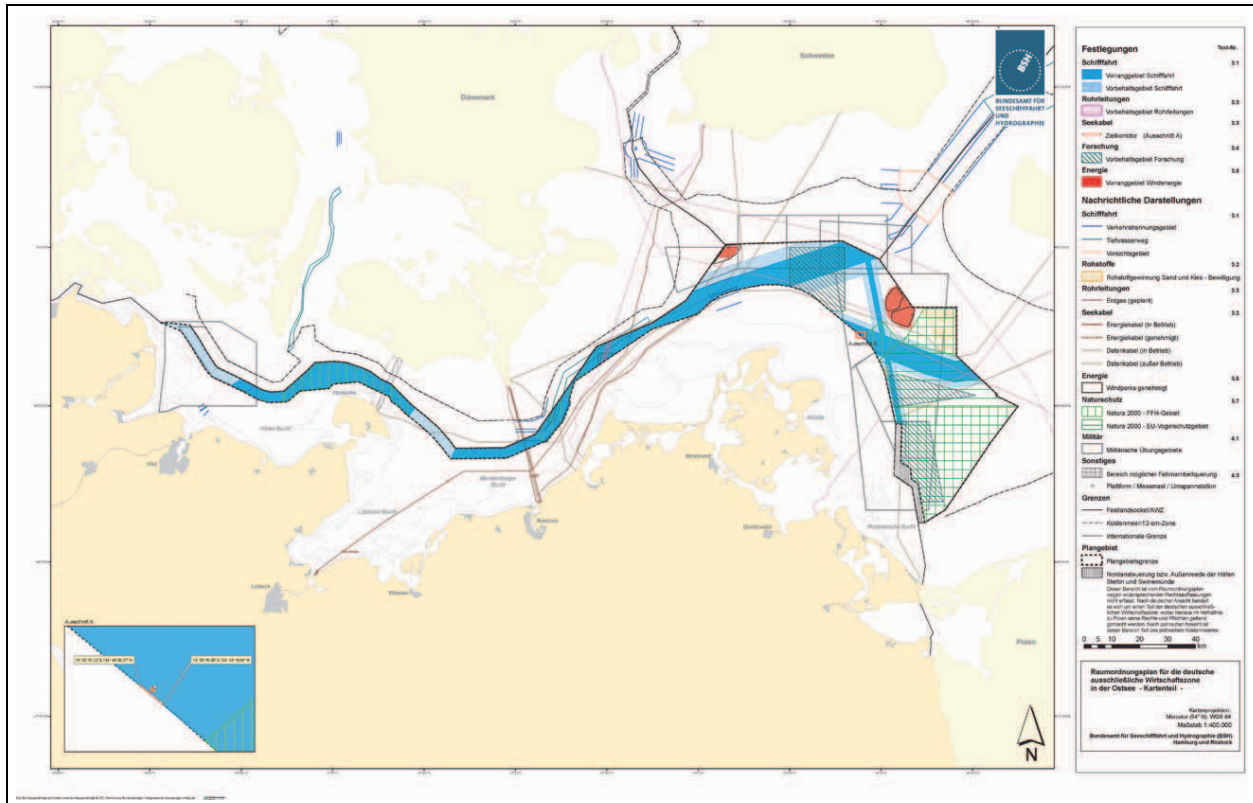
Abbildung 8-3

Raumordnungspläne für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee



Quelle: BSH 2011

Raumordnungspläne für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Ostsee



Quelle: BSH 2011

- Langfristige Sicherung und Nutzung der besonderen Eigenschaften und Potenziale der AWZ
- Sicherung der natürlichen Lebensgrundlage durch die Vermeidung von Störungen und Verschmutzungen der Meeresumwelt.

Wirkung der Raumordnung

509. Wesentliches Instrument der Raumordnung ist die Festlegung der Raumstruktur nach § 8 ROG. Dazu zählt neben Zielen und Grundsätzen der Raumordnung auch die Festlegung von Vorrang-, Vorbehalts- und Eignungsgebieten (§ 8 Absatz 7 ROG). In Vorranggebieten wird einer Nutzung gegenüber anderen ein Vorrang eingeräumt. Andere Nutzungen sind ausgeschlossen, sofern sie mit den vorrangigen Nutzungen nicht vereinbar sind. In Vorbehaltsgebieten wird bestimmten Nutzungen bei der Abwägung mit konkurrierenden Nutzungen ein besonderes Gewicht beigemessen. Konkurrierende Nutzungen sind somit nicht per se ausgeschlossen. Somit fehlt Vorbehaltsgebieten das Ausschlusskriterium. Eignungsgebiete weisen Gebiete aus, die für bestimmte Nutzung besonders geeignet sind und können solche Nutzungen an anderer Stelle im Planungsraum ausschließen.

510. Die wesentlichen Schifffahrtsrouten wurden in den Raumordnungsplänen als Vorrang- und Vorbehaltsgebiete

ausgewiesen (vgl. Abb. 8-4 und 8-5). Diese bilden das Grundgerüst der Raumordnungspläne. Da die Schifffahrt nach internationalem Recht eine garantierte Freiheit genießt (Artikel 58 SRÜ, s. a. Tz. 450), handelt es sich bei dieser Maßnahme lediglich um eine zusätzliche Sicherung der Belange der Schifffahrt. Die Windenergienutzung wurde in den Hauptschifffahrtsrouten und deren unmittelbarer Nähe ausgeschlossen. Die Raumordnungspläne haben damit zwar einen wesentlichen Beitrag zur Lösung des Konflikts zwischen Seeschifffahrt und Offshore-Windenergienutzung geleistet, sie entfalten jedoch keine steuernde Wirkung auf den Schifffahrtssektor, der weiterhin klaren Vorrang gegenüber anderen Nutzungsansprüchen genießt (NOLTE 2010). Neben Vorbehaltsgebieten für die Schifffahrt wurden auch solche für Rohrleitungen und die Forschung festgelegt.

Weitere Vorranggebiete betreffen die Windenergienutzung. Festgelegt wurden in der Nordsee drei Vorranggebiete mit einer Ausdehnung von 880 km² und in der Ostsee zwei Vorranggebiete mit einer Ausdehnung von 130 km². Zu diesen zählen auch die bereits 2005 ausgewiesenen Eignungsgebiete, die auf diesem Weg zu Vorranggebieten wurden. Im Unterschied zum Eignungsgebiet schließen die Vorranggebiete die Errichtung einer Anlage außerhalb der selbigen aber in keiner Weise aus. Deshalb besitzen sie nur eine sehr geringe konzentrierende bzw. lenkende Wirkung (ERBGUTH 2011). Fest-

gelegt wurde für die Windenergienutzung, dass die Nabenhöhe einer Anlage 125 m nicht überschreiten darf, die Anlagen nach Ende der Betriebszeit zurückzubauen sind und dass bei Maßnahmen der Energiegewinnung auf vorhandene Rohrleitungen und Seekabel Rücksicht genommen werden muss. Die lenkende Wirkung außerhalb der Vorranggebiete beschränkt sich darauf, Natura 2000-Gebiete von der Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen auszunehmen.

511. Ein von verschiedenen Seiten formulierter Kritikpunkt an den deutschen Raumordnungsplänen betrifft die besondere Gewichtung der Windenergienutzung auf See, die eine bestimmte Form der Meeresnutzung in den Vordergrund rückt. Dies wirkt einem Ausbalancieren der Nutzungsinteressen untereinander und mit den Belangen des Meeresschutzes entgegen (ERBGUTH 2011). Eine geordnete Entwicklung der Windenergienutzung auf See einschließlich der erforderlichen Kabelanbindung könnte wie vom SRU vorgeschlagen dadurch gefördert werden, dass die Windenergieanlagen staatlich ausgeschrieben werden (SRU 2011b, Tz. 468). Im Hinblick auf die Kabelanbindung der Offshore-Windparks ist ergänzend auf das neue Instrument des Offshore-Netzplans hinzuweisen. Er wurde durch die Novelle des § 17 Absatz 2a Energiewirtschaftsgesetz (EnWG) vom Sommer 2011 im Rahmen des sogenannten Energiepakets eingeführt. Danach erstellt das BSH im Einvernehmen mit der Bundesnetzagentur und in Abstimmung mit dem BfN und den Küstenländern jährlich einen Offshore-Netzplan für die AWZ der Bundesrepublik Deutschland. In diesem werden die Offshore-Anlagen identifiziert, die für eine Sammelanbindung geeignet sind. § 17 Absatz 2a EnWG legt darüber hinaus fest, dass der Offshore-Netzplan auch die Festlegung der notwendigen Trassen für die Anbindungsleitungen, Standorte für die Konverterplattformen und grenzüberschreitende Stromleitungen enthält sowie Darstellungen zu möglichen Verbindungen untereinander, die zur Gewährleistung der Systemsicherheit beitragen können und mit einem effizienten Netzausbau vereinbar sind.

512. Die Fischerei wird in den deutschen Raumordnungsplänen als traditioneller Wirtschaftszweig beschrieben, der in den heimischen Meeren schon seit Jahrhunderten betrieben wird. In den Plänen wird darauf hingewiesen, dass Gebietsfestlegungen, die die Fischerei beschränken, aufgrund der ausschließlichen Regelungskompetenz der EU für diesen Sektor nicht vorgesehen sind (SCHUBERT 2009, S. 841). Hingewiesen wird lediglich darauf, dass bei Nutzungen wie Rohstoffgewinnung, der Streckenlegung von Rohrleitungen und Seekabeln sowie der Energienutzungen die Belange der Fischerei besonders zu berücksichtigen sind. Die Fischerei wiederum wird aufgefordert, die in den Meeren liegenden Kulturgüter wie Schiffswracks zu berücksichtigen (AWZ Nordsee-ROV, Anlage Nr. 3.6.1).

513. Für militärische Nutzungen erfolgen keine Beschränkungen durch die Raumordnung. Die bestehenden militärischen Übungsgebiete wurden lediglich nachrichtlich in die Raumordnungspläne übernommen. Hinsichtlich Freizeit und Tourismus wurden keinerlei Regelungen im

Rahmen der Raumordnung getroffen. Ähnliches gilt auch für die Rohstoffnutzung, die lediglich aufgefordert wurde, auf vorhandene Rohrleitungen und Seekabel gebührend Rücksicht zu nehmen, zu diesen beim Aufsuchen und Gewinnen von Rohstoffen einen angemessenen Abstand einzuhalten und die Sicherheit und Leichtigkeit des Seeverkehrs nicht zu beeinträchtigen. Des Weiteren sind bei der Standortwahl bekannte Fundstellen von Kulturgütern zu berücksichtigen. Um nachteilige Auswirkungen auf die Meeresumwelt zu vermeiden, soll die beste Umweltpaxis, wie sie von der OSPAR-Kommission und HELCOM für verschiedene, die Meere betreffende Aktivitäten veröffentlicht wurden, berücksichtigt werden (AWZ Nordsee-ROV, Anlage Nr. 3).

514. Kritisiert wurde, dass die Raumordnungspläne zum Schutz der Meeresumwelt lediglich Grundsätze, aber keine Ziele festlegen. Überdies wurde aus umweltpolitischer Sicht kritisch bewertet, dass die Meeresschutzgebiete nur nachrichtlich in die Raumordnungspläne aufgenommen wurden. Stattdessen hätten sie auch als Raumordnungsgebiete gesichert und entsprechend gleichberechtigt mit anderen Nutzungsansprüchen und Raumordnungsgebieten behandelt werden können (s. Tz. 503). Zwar könnte man annehmen, dass mit den bestehenden internationalen und nationalen Schutzkategorien ein ausreichender Schutz gegeben ist, allerdings wird dieser unter anderem dadurch eingeschränkt, dass die Gebiete teilweise sehr groß und in ihnen andere Nutzungen zugelassen sind (UBA 2008b).

Steuerungspotenziale der Raumordnung ausbauen

515. Aufgrund der zahlreichen wachsenden Nutzungsansprüche, die in zunehmendem Maße in Konflikt mit dem Meeresschutz treten, ist es zu begrüßen, dass Deutschland als erster EU-Mitgliedstaat eine Raumordnung in der AWZ auf den Weg gebracht hat. Diese ist aus Sicht des SRU vor allem dann sinnvoll, wenn dadurch Raumnutzungen, die die Meeresumwelt beeinträchtigen, verhindert, verlagert oder durch Auflagen eingegrenzt werden können. Wesentliche Instrumente in diesem Zusammenhang sind Vorrang- und Vorbehaltsgebiete.

Gegenwärtig erfolgt die Raumordnung in der AWZ jedoch vor allem nachvollziehend – sie bildet die vorhandenen sektoralen Interessen ab, entfaltet aber kaum Steuerungswirkung, um die Auswirkungen der menschlichen Aktivitäten auf das Ökosystem zu mindern und mit den vielfältigen Nutzungsansprüchen zu vereinbaren. Ein Abgleich der Nutzerinteressen mit den Erfordernissen des Meeresschutzes findet nicht im erforderlichen Umfang statt. Notwendig wäre eine umfassende, abwägende und vorausschauende raumordnerische Planung mit einer entsprechenden Steuerungswirkung (AHLKE und WAGNER 2004). Dabei sollten der Meeresschutz und andere Nutzungsinteressen gleichwertig behandelt werden. Insbesondere die Ausweisung von Vorrang- und Vorbehaltsgebieten sollte vorausschauend mit dem Ziel erfolgen, Eingriffe in marine Lebensräume soweit wie möglich zu minimieren.

Internationale Abstimmung und europäische Initiativen

516. Viele der Nutzungen vor den Küsten sind international geprägt. Um eine Abstimmung der Nutzungsaktivitäten in den unterschiedlichen Meeresgebieten der Mitgliedstaaten zu ermöglichen, ist eine regionale Zusammenarbeit im Bereich der maritimen Raumordnung wünschenswert. Auf europäischer Ebene gibt es hierzu bereits erste Initiativen.

Auch in ihrem Grün- und Blaubuch zur europäischen Meerespolitik spricht sich die Europäische Kommission für die Raumplanung als wichtiges Instrument im Umgang mit den Meeren aus und fordert die Mitgliedstaaten auf, eigene Raumplanungen für ihre Meeresgebiete zu entwickeln (Europäische Kommission 2007a; Tz. 457 ff.). Daran anknüpfend veröffentlichte die Europäische Kommission im Jahr 2008 einen Fahrplan für die maritime Raumordnung (Europäische Kommission 2008). Dieser zielt darauf ab, die Entwicklung von maritimen Raumordnungen in den Mitgliedstaaten voranzutreiben und die Diskussion zu einem gemeinsamen Ansatz anzuregen. Die Europäische Kommission erkennt ausdrücklich die Zuständigkeiten der Mitgliedstaaten bei der Umsetzung von Raumordnungen an, gleichwohl sieht sie auch Bedarf für Vorgaben auf europäischer Ebene (SCHUBERT 2009). Erwartet wird, dass die genannten Initiativen der Europäischen Kommission in einen Vorschlag für eine europäische Raumordnungsrichtlinie münden werden (ERBGUTH 2012, S. 86), auch wenn nach eigener Einschätzung der Europäischen Kommission das Subsidiaritätsprinzip die Einflussnahme der EU begrenzt. Handelt es sich allerdings um Regelungen mit einem Schwerpunkt im Umweltschutz, besitzt die EU durchaus eine beschränkte Raumordnungskompetenz (Einstimmigkeit erforderlich) (CALLIESS/RUFFERT 2011, Artikel 192 Rn. 30). Somit wären mit Hinblick auf den Meeresschutz europarechtlich auch raumordnerische Vorgaben denkbar, auch wenn für deren Realisierung auch Hürden bestehen. Bislang strebt die Europäische Kommission aber an, eine moderierende und impulsgebende Rolle einzunehmen, um zur Kohärenz der Raumordnung in den Mitgliedstaaten beizutragen (ERBGUTH 2011, S. 211; SCHUBERT 2009, S. 838; Europäische Kommission 2008, S. 3; 2010b).

Insbesondere da die EU-Mitgliedstaaten bisher nicht dazu verpflichtet sind, Raumordnungspläne aufzustellen, folgen die aktuellen Entwicklungen in den Mitgliedstaaten noch unterschiedlichen Pfaden und Zeitplänen. Die grenzüberschreitende Kooperation in der Raumordnung wird für Deutschland dadurch erschwert, dass sich Systematik und Vollzug von Raumordnung und -planung stark von Ansätzen in anderen europäischen Staaten, soweit diese überhaupt vorliegen, unterscheiden. Erste Projekte, wie zum Beispiel BaltSeaPlan (2012), beschäftigen sich bereits mit der regionalen Abstimmung von raumordnerischer Steuerung auf See. Ein kohärenter europäischer Rahmen für die maritime Raumordnung wäre zweifelsohne begrüßenswert. Die Europäische Kommission sollte für diesen Prozess eine moderierende Funktion übernehmen.

8.5.2 Integriertes Küstenzonenmanagement

517. Das Integrierte Küstenzonenmanagement (IKZM) ist ein Konzept für die nachhaltige Entwicklung des Küstenbereichs. Es ist als Dialogprozess zu verstehen, der dazu beitragen soll, ein Gleichgewicht zwischen den Vorteilen der wirtschaftlichen Entwicklung und der Nutzung der Küstengebiete durch die Menschen einerseits und den Vorteilen des Schutzes, der Erhaltung und der Wiederherstellung der Küstengebiete andererseits herzustellen (Europäische Kommission 2007b). Dabei stehen Integration, Koordination, Kommunikation und Partizipation im Vordergrund. Zu den IKZM-Prinzipien gehören eine wissensbasierte Planung, eine langfristige und Sektor übergreifende Perspektive, die aktive Einbeziehung aller Akteure und die Berücksichtigung sowohl der marinen als auch der terrestrischen Komponente der Küsten (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2002).

518. In Deutschland wurde die nationale Strategie für ein IKZM im Jahr 2006 verabschiedet (BMU 2006). Die Initiative geht zurück auf eine Empfehlung des Europäischen Parlamentes und des Europäischen Rates aus dem Jahr 2002 zur Umsetzung einer Strategie für ein integriertes Management der Küstengebiete in Europa (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2002). Aus der nationalen IKZM-Strategie wird jedoch kaum deutlich, was das IKZM eigentlich bezweckt. Sie beschränkt sich vielmehr weitestgehend auf eine umfassende Darstellung der die Meere und Küsten betreffenden Rechtsbereiche und Wirtschaftsinteressen. In der Strategie wird IKZM als ein informeller und damit freiwilliger Ansatz beschrieben, der durch gute Integration, Koordination, Kommunikation und Partizipation aller Akteure eine nachhaltige Entwicklung des Küstenbereiches unterstützen will (BMU 2006, S. 4). Auch die an der Küste gelegenen Bundesländer haben inzwischen regionale IKZM-Strategien entwickelt, wobei sie sowohl die Integration von Zielen als auch die Integration der für die Erreichung dieser Ziele erforderlichen Instrumente, Politikbereiche und Verwaltungsebenen anstreben.

519. Das IKZM kann durchaus dazu beitragen, lokale Lösungen für die Erhaltung und den Schutz der Küsten zu entwickeln. Dabei handelt es sich um ein weiches, auf die Überzeugung der Akteure ausgerichtetes Instrument, das auf kleine Küstenräume angewendet werden kann (AHLKE und WAGNER 2004). Es ist jedoch kein eigenständiges formales Planungs- und Entscheidungsinstrument. Die wirtschaftlichen Interessen werden von einer Vielzahl von Akteuren und Sektoren vertreten, die mit den Küsten in keinem engen räumlichen Kontext stehen und die über Dialogprozesse nicht wirksam steuerbar sind. Somit hat das IKZM aufgrund seines schwachen institutionellen und strategischen Rahmens und seiner räumlichen Begrenztheit keinen Einfluss auf wesentliche, die Meere betreffende Sektoren und Politiken. Zudem verfügen die lokalen Initiativen oftmals nicht über angemessene Ressourcen und administrative Strukturen, um das IKZM umzusetzen. Derzeit fehlen darüber hinaus diejenigen personellen Ressourcen, die mit dem IKZM

beauftragt sind, bei der Umsetzung der MSRL. Der MSRL kommt aufgrund ihrer Verbindlichkeit, Maßnahmenprogramme zu erstellen, und wegen ihres umfassenden Meeresschutzansatzes eine deutlich höhere Bedeutung zu. Deshalb muss dringend darauf geachtet werden, den Fokus auf die Umsetzung der MSRL und nicht auf die der IKZM-Strategie zu legen.

8.6 Zusammenfassung der Empfehlungen

520. Der Schutz und die nachhaltige Nutzung der heimischen Meere bleiben eine große Herausforderung. Insbesondere die Einbindung aller potenziellen Verursacher von Schäden, an erster Stelle zu nennen Landwirtschaft, Fischerei, Rohstoffgewinnung und Seeschifffahrt, in den Meeresschutz gestaltet sich schwierig. Ohne diese Einbindung wird es aber nicht gelingen, die Belastungen der Meere signifikant zu mindern. Deshalb ist es dringend erforderlich, neben einer konsequenten Umsetzung der MSRL auch die relevanten Sektorpolitiken in Bezug auf den Meeresschutz weiterzuentwickeln. Die Grundbedingung für eine nachhaltige Nutzung der Meere ist ein ambitionierter Schutzansatz, der alle verantwortlichen Sektoren einbezieht.

So kann beispielsweise der Schutz von Nord- und Ostsee nur gelingen, wenn auch die GAP und GFP im Sinne des Meeresschutzes reformiert werden. Vorschläge hierzu wurden vom SRU erst in jüngster Zeit veröffentlicht. Für die Seeschifffahrt sind weitere Schritte auf europäischer und internationaler Ebene, insbesondere durch eine weitere Anhebung bzw. die Schaffung von anspruchsvollen Umweltstandards – beispielsweise für Luftschadstoffemissionen – im Rahmen der Arbeit der IMO, erforderlich.

Es ist aus Sicht des SRU derzeit nicht erkennbar, dass die Initiativen für eine europäische beziehungsweise nationale Meerpolitik einen substanziellen Beitrag zu einer besseren Integration der die Meere betreffenden Sektorpolitiken in den Meeresschutz leisten. Sowohl der europäische als auch der deutsche Ansatz beschränken sich lediglich darauf, bestehende Aktivitäten zusammenzufassen und Konzepte für ein besseres Zusammenführen und Bereitstellen von Daten anzulegen.

Derzeit steht die Umsetzung der MSRL im Zentrum des Handelns. Sie ist aufgrund ihres umfassenden und in Teilen integrativen Ansatzes ein wesentlicher Baustein des europäischen Meeresschutzes. Allerdings weist sie auch deutliche Schwächen auf. Insbesondere die Adressierung der bereits genannten, für den Meeresschutz relevanten Sektoren und Politiken gelingt mit dieser Rahmenrichtlinie nicht ausreichend. Eine Chance, der MSRL mehr Einfluss auf die sonstigen für die Meere relevanten Politiken zuzusprechen, ist die Aufnahme der im Rahmen der MSRL-Umsetzung vereinbarten Ziele in die europäische Meerpolitik. Ziel sollte es sein, über diesen Weg die Sektorpolitiken zu verpflichten, bei ihrer Weiterentwicklung die Ziele zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meere uneingeschränkt zu berücksichtigen. Dabei sollte auch die GAP, die bisher nicht in die maritime Politik integriert wurde, mit einbezogen werden.

Außerdem sind die inhaltlichen Vorgaben der MSRL oftmals sehr vage formuliert. Darüber hinaus sind die Maßnahmen und Handlungsleitlinien, die im Rahmen der internationalen Konventionen zum regionalen Meeresschutz erarbeitet wurden, nur sehr unzureichend in die MSRL eingeflossen.

Bereits die ersten Schritte der Umsetzung der MSRL bzw. die Beschreibung des Umweltzustands, die Festlegung eines guten Umweltzustands und die Zielsetzung sind auch aufgrund des sehr engen Zeitplans sehr voraussetzungs-voll. Als problematisch könnte sich in Zukunft die Anwendung von möglichen Ausnahmeregelungen in der Richtlinie erweisen. Nichtsdestotrotz gilt es derzeit, die Chancen, die mit der MSRL verbunden sind, zu nutzen, um den Meeresschutz auf nationaler und europäischer Ebene weiter voranzubringen. Meeresschutzgebiete und – unter bestimmten Bedingungen – auch die Raumordnung können hierfür wichtige Instrumente sein. Für eine erfolgreiche Umsetzung der MSRL und für eine Stärkung des Meeresschutzes empfiehlt der SRU der Bundesregierung folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Um dringende Probleme im Meeresschutz zu lösen, ist es erforderlich, sich auf europäischer Ebene für weitergehende Reformen in den relevanten Sektorpolitiken, insbesondere der GFP und der GAP, einzusetzen. Im Hinblick auf die Seeschifffahrt bedarf es der Weiterentwicklung von Umweltstandards primär auf europäischer und regionaler/internationaler Ebene. Ein Weg, um eine systematische Verankerung des Meeresschutzes in den relevanten Sektorpolitiken anzustoßen, ist die Festlegung von ambitionierten Zielen bei der Umsetzung der MSRL und deren Integration in die europäische Meerpolitik.
- Bei der Umsetzung der MSRL in Nord- und Ostsee kommt den Arbeiten, die im Rahmen von OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen durchgeführt wurden, eine besondere Bedeutung zu. Zum einen liefern sie eine wissenschaftlich gut begründete Basis insbesondere hinsichtlich Daten, Bewertungen und Zielen, auf die aufgebaut werden kann. Zum anderen bestehen hier bereits Kooperationen zwischen den Anrainerstaaten der beiden Meeresregionen, die für die Umsetzung der MSRL genutzt werden sollten. Außerdem sollten die zahlreichen Ziele und Maßnahmen, auf die man sich im Rahmen der regionalen Meeresschutzkonventionen bereits geeinigt hat, soweit wie möglich in die nationale Umsetzung der MSRL einfließen.
- Es ist dringend erforderlich, den Umsetzungsprozess der MSRL zu stärken. Dafür ist es unumgänglich, die personellen Ressourcen, die für diesen arbeitsintensiven Prozess erforderlich sind, bereitzustellen. Dies betrifft zum Beispiel auch die Abstimmung mit der Umsetzung der WRRL. Aufgrund des umfassenden Ansatzes der MSRL und der vagen Vorgaben für die Umsetzung ist eine engagierte Mitarbeit bei der Koordination der Umsetzung auf europäischer Ebene dringend geraten. Bei dem in Deutschland institutionell ohnehin sehr schwach verankerten Meeresschutz ist es gänzlich unangemessen, dass für die Umsetzung

dieser Richtlinie keine zusätzlichen Ressourcen zur Verfügung gestellt werden. Außerdem ist zu überlegen, wie die Funktionen der Meere insbesondere als wichtige Natur-, Erholungs- und Wirtschaftsräume stärker ins öffentliche Bewusstsein gerückt werden können. Zu prüfen wäre beispielsweise die Einrichtung eines Meeresbundesamts.

- Das Erreichen der Schutzziele der Meeresschutzgebiete in der AWZ hängt stark von der Erstellung hinreichend verbindlicher und effektiver Managementpläne ab. Es sollten großflächige, zusammenhängende Nullnutzungszonen innerhalb der Schutzgebiete zur Schaffung repräsentativer Referenzgebiete unter anderem für die Umsetzung der MSRL eingerichtet werden. In den FFH- und Vogelschutzgebieten der deutschen AWZ sollten Fischereiaktivitäten nur erfolgen, wenn sie nicht im Konflikt mit dem Schutzziel des Gebietes stehen und dann ausschließlich umweltschonende Fangtechniken zum Einsatz kommen. Schutzgebiete und ihre Ziele müssen regelmäßig auf der Basis eines umfassenden Monitorings auf ihre Wirksamkeit überprüft werden.
- Aufgrund der zahlreichen und zum Teil zunehmenden Nutzungsansprüche an die heimischen Meere ist es zu begrüßen, dass in Deutschland bereits Raumordnungspläne für die AWZ von Nord- und Ostsee verabschiedet wurden. Bisher haben diese Pläne aber noch sehr stark einen den Ist-Zustand beschreibenden und nachvollziehenden Charakter. Erforderlich ist es deshalb, die raumordnerische Planung in Richtung eines umfassenden, abwägenden und vorausschauenden Instruments weiterzuentwickeln und die steuernde Wirkung für zukünftige Aktivitäten in den Meeresräumen deutlich zu verbessern. Dabei sollten der Meeresschutz und andere Nutzungsinteressen gleichwertig behandelt werden. Die Europäische Kommission kann für die Schaffung einer kohärenten europäischen Raumordnung wichtige Impulse liefern.

8.7 Literatur

Ahlke, B., Wagner, G. (2004): Raumordnung auf dem Meer. Informationen zur Raumentwicklung 2004 (7–8), S. I–V.

Anianova, E. (2006): The International Maritime Organization (IMO) – Tanker or Speedboat? In: Ehlers, P., Lagoni, R. (Hrsg.): International Maritime Organisations and their Contribution towards a Sustainable Marine Development. Münster: Lit. Schriften zum See- und Hafenrecht 12, S. 77–104.

BaltSeaPlan (2012): BaltSeaPlan: Planning the future of the Baltic Sea. Hamburg, Berlin: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, s.Pro sustainable projects GmbH. <http://www.baltseaplan.eu/> (23.02.2012).

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): Habitat Mare aktiv für die marine Lebensvielfalt: Schutzgebiete – Übersicht und Kurzfakten. Bonn: BfN. <http://www.bfn.de/habitatmare/de/schutzgebiete-uebersicht.php> (14.10.2011).

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2008): Nationale Strategie für die nachhaltige Nutzung und den Schutz der Meere. Vom Bundeskabinett gebilligt am 1.10.2008. Berlin: BMU.

BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/gesentwurf_bioviefalt.pdf.

BMU (2006): Integriertes Küstenzonenmanagement in Deutschland. Bestandsaufnahme und Schritte zu einer nationalen IKZM-Strategie. Bonn: BMU.

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2011): Entwicklungsplan Meer – Strategie für eine integrierte deutsche Meerespolitik. Berlin: BMVBS.

BSH (Bundesanstalt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2011): CONTIS-Informationssystem. Hamburg: BSH. <http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/CONTIS-Informationssystem/index.jsp> (26.10.2011).

Bund/Länder-Messprogramm (2011a): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie): Entwurf. Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Hamburg: Bund/Länder-Messprogramm. http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html?file=tl_files/meeresschutz/berichte/Anfangsbewertung_Nordsee.pdf (22.02.2012).

Bund/Länder-Messprogramm (2011b): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie): Entwurf. Anfangsbewertung der deutschen Ostsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Hamburg: Bund/Länder-Messprogramm. http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html?file=tl_files/meeresschutz/berichte/Anfangsbewertung_Ostsee.pdf (22.02.2012).

Bund/Länder-Messprogramm (2011c): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie): Entwurf. Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Nordsee nach Artikel 9 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Hamburg: Bund/Länder-Messprogramm. http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html?file=tl_files/meeresschutz/berichte/GES_Nordsee.pdf (22.02.2012).

Bund/Länder-Messprogramm (2011d): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie): Entwurf. Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Ostsee nach Artikel 9 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Hamburg: Bund/Länder-Messprogramm. <http://www.meeres>

schutz.info/index.php/berichte.html?ile=tl_files/meeresschutz/berichte/GES_Ostsee.pdf (22.02.2012).

Bund/Länder-Messprogramm (2011e): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie): Entwurf. Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Nordsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Hamburg: Bund/Länder-Messprogramm. http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html?ile=tl_files/meeresschutz/berichte/Umweltziele_Nordsee.pdf (22.02.2012).

Bund/Länder-Messprogramm (2011f): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie): Entwurf. Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Ostsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Hamburg: Bund/Länder-Messprogramm. http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html?ile=tl_files/meeresschutz/berichte/Umweltziele_Ostsee.pdf (11.11.2011).

Calliess, C., Ruffert, M. (2011): EUV/AEUV. Das Verfassungsrecht der Europäischen Union mit Europäischer Grundrechtecharta. Kommentar. 4. Aufl. München: Beck.

Deutscher Bundestag (2011a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Valerie Wilms, Undine Kurth (Quedlinburg), Dorothea Steiner, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Drucksache 17/4514. Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/4765.

Deutscher Bundestag (2011b): Unterrichtung durch die Bundesregierung. Zweiter Bericht der Bundesregierung über die Entwicklung und Zukunftsperspektiven der maritimen Wirtschaft in Deutschland. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/5572.

Deutscher Bundestag (2010): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Valerie Wilms, Cornelia Behm, Hans-Josef Fell, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Bundestagsdrucksache 17/1892. Gefahren der Ölförderung in deutschen und europäischen Meeren. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/2208.

Deutscher Bundestag (2008): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Undine Kurth (Quedlinburg), Rainer Steenblock, Nicole Maisch, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Bundestagsdrucksache 16/7596. Abbau von Bodenschätzen in deutschen Meeressgewässern. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/7911.

Erbguth, W. (2012): Europarechtliche Vorgaben für eine maritime Raumordnung: Empfehlungen. *Natur und Recht* 34 (2), S. 85–91.

Erbguth, W. (2011): Raumordnungspläne für deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone. Inhalte und rechtliche

Beurteilung. *Umwelt- und Planungsrecht* 31 (6), S. 207–211.

Europäische Kommission (2011a): Informal Meeting of Water and Marine Directors of the European Union, Candidate and EFTA Countries. Budapest, 26–27 May 2011. Final Synthesis. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/environment/water/marine/pdf/minutes_26-27_may_2011.pdf (22.02.2012).

Europäische Kommission (2011b): Marine Strategy Framework Directive – Implementation of the directive. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/environment/water/marine/implementation_en.htm (22.02.2012).

Europäische Kommission (2011c): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2010a): Beschluss der Kommission vom 1. September 2010 über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeressgewässern. K(2010) 5956. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2010b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Maritime Raumordnung in der EU – Aktueller Stand und Ausblick. KOM(2010) 771 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2009): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Strategische Ziele und Empfehlungen für die Seeverkehrspolitik der EU bis 2018. KOM(2009) 8 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2008): Mitteilung der Kommission. Fahrplan für die maritime Raumordnung. Ausarbeitung gemeinsamer Grundsätze in der EU. KOM(2008) 791 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007a): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Eine integrierte Meerespolitik für die Europäische Union. KOM(2007) 575 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2007b): Mitteilung der Kommission. Bericht an das Europäische Parlament und den Rat. Bewertung des integrierten Küstenzonenmanagements (IKZM) in Europa. KOM(2007) 308 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

Europäische Kommission (2006): Grünbuch. Die künftige Meerespolitik der EU: Eine europäische Vision für Ozeane und Meere. KOM(2006) 275 endg. Brüssel: Europäische Kommission.

- Europäische Kommission (2005): Mitteilung der Kommission an den Rat und das europäische Parlament. Thematische Strategie für den Schutz und die Erhaltung der Meeresumwelt. KOM(2005) 504 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2012): A Marine Strategy Directive to save Europe's seas and oceans. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/environment/water/marine/directive_en.htm (24.02.2012).
- Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union (2002): Empfehlung 2002/413/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2002 zur Umsetzung einer Strategie für ein integriertes Management der Küstengebiete in Europa. Brüssel: Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32002H0413:DE:HTML> (23.02.2012).
- Heinrich-Böll-Stiftung (2003): World Summit 2002 Johannesburg – Plan of implementation, the action plan. <http://www.worldsummit2002.org/> (22.02.2012).
- Heiskanen, A.-S., Bund, W. van de, Cardoso, A. C. (2011): Marine Strategy Framework Directive: Experiences from the Water Framework Directive Implementation. www.ifremer.fr/2012MarineTargets/actes/Anna_Stiina.pdf (22.02.2012).
- HELCOM (Helsinki-Kommission) (2010a): Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 122.
- HELCOM (2010b): Maritime Activities in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment on maritime activities and response to pollution at sea in the Baltic Sea Region. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 123.
- HELCOM (2009): Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 115B.
- HELCOM (2007): The Baltic Sea Action Plan. A new environmental strategy for the Baltic Sea region. Helsinki: HELCOM.
- HELCOM (2006): Draft HELCOM Thematic Assessment Report on Maritime Transport (doc. HELCOM 27/2006, 2/1). Helsinki: HELCOM. http://meeting.helcom.fi/c/document_library/get_file?p_l_id=18971&folderId=72898&name=DLFE-29163.pdf (24.02.2012).
- HELCOM (o. J. a): Continuation of the Baltic-wide assessment of coastal fish communities in support of an ecosystem-based management (HELCOM FISH-PRO) (2011-2013). Helsinki: HELCOM. http://www.helcom.fi/projects/on_going/en_GB/FISH_PRO/?u4.highlight=MSFD (22.02.2012).
- HELCOM (o. J. b): Review of the ecological targets for eutrophication of the HELCOM BSAP (HELCOM TARGREV) (2010-2011). Helsinki: HELCOM. http://www.helcom.fi/projects/on_going/en_GB/targrev/ (22.02.2012).
- HELCOM, OSPAR Commission (2003): First Joint Ministerial Meeting of the Helsinki and OSPAR Commissions (JMM), Bremen: 25–26 June 2003. Statement on the Ecosystem Approach to the Management of Human Activities: „Towards an Ecosystem Approach to the Management of Human Activities“. Bremen: HELCOM, OSPAR Commission.
- Hoof, L. van, Tatenhove, J. van (2009): EU marine policy on the move: The tension between fisheries and maritime policy. *Marine Policy* 33 (4), S. 726–732.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea) (o. J.): Climate change: Changing oceans. Copenhagen: ICES.
- IMO (International Maritime Organization) (2012): International Shipping Facts and Figures – Information Resources on Trade, Safety, Security, Environment. London: IMO Maritime Knowledge Centre.
- Irmer, U., Werner, S., Claussen, U., Leujak, W., Arle, J. (2010a): Meeresschutz und Schutz der Binnengewässer – Gemeinsamkeiten und Unterschiede. *Wasserwirtschaft* 2010 (7–8), S. 33–37.
- Irmer, U., Werner, S., Claussen, U., Leujak, W., Arle, J. (2010b): Verhältnis von EG-Wasserrahmenrichtlinie und EG-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie. Gemeinsamkeiten und Unterschiede. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft: „Perspektiven und Risiken“, 17.3.–19.3.2010 in der Messe Essen Ost. Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen. *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser* 220, S. 40–57.
- Kachel, M. J. (2006): Competencies of International Maritime Organisations to establish Rules and Standards. In: Ehlers, P., Lagoni, R. (Hrsg.): International Maritime Organisations and their Contribution towards a Sustainable Marine Development. Münster: Lit. *Schriften zum See- und Hafenrecht* 12, S. 21–52.
- Knefelkamp, B., Krause, J., Narberhaus, I. (2011): Die europäische Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie – eine Chance für den Schutz der marinen Biodiversität? *Natur und Landschaft* 86 (9–10), S. 424–428.
- Knudsen, O. F., Hassler, B. (2011): IMO legislation and its implementation: Accident risk, vessel deficiencies and national administrative practices. *Marine Policy* 35 (2), S. 201–207.
- Krause, J., Narberhaus, I., Knefelkamp, B., Claussen, U. (2011a): Die Vorbereitung der deutschen Meeressstrategien. Leitfaden zur Umsetzung der Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL-2008/56/EG) für die Anfangsbewertung, die Beschreibung des guten Umweltzustands und die Festlegung der Umweltziele in der deutschen Nord- und Ostsee. Norden: Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee.

- Krause, J., Wollny-Goerke, K., Boller, F., Hauswirth, M., Heinicke, K., Herrmann, C., Körber, P., Narberhaus, I., Richter-Kemmermann, A. (2011b): Die deutschen Meeresnaturschutzgebiete in Nord- und Ostsee. *Natur und Landschaft* 86 (9–10), S. 397–409.
- Lange, J., Brandt, A. (Hrsg.) (2009): *Maritime Wirtschaft. Chancen und Aufgaben der Regionalentwicklung im deutschen Nordseeraum*. Rehburg-Loccum: Evangelische Akademie Loccum. Loccumer Protokolle 18/08.
- Marggraf, R., Sauer, U., Lauterbach, F. R., Brandt, A., Dickow, M. C., Voßen, D., Weppe, B. (2011): Gutachten zur Erstellung der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Göttingen, Hannover: Georg-August-Universität Göttingen, NORD/LB Regionalwirtschaft, RegioNord Consulting GmbH.
- Markus, T. (2010): Die Regulierung anthropogener Lärmeinträge in die Meeresumwelt. *Natur und Recht* 32 (4), S. 236–244.
- Markus, T., Schlacke, S. (2009): Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft. *Zeitschrift für Umweltrecht* 20 (10), S. 464–472.
- Merck, T. (2011): Vermeidung und Minimierung anthropogener Belastungen mariner Ökosysteme. *Natur und Landschaft* 86 (9–10), S. 437–441.
- Nolte, N. (2010): Nutzungsansprüche und Raumordnung auf dem Meer. *HANSA International Maritime Journal* 147 (9), S. 79–83.
- Nordheim, H. von, Packeiser, T., Durussel, C. (2011): Auf dem Weg zu einem weltweiten Netzwerk von Meereschutzgebieten. *Natur und Landschaft* 86 (9–10), S. 382–387.
- OSPAR Commission (2010a): *The North-East Atlantic Environment Strategy. Strategy of the OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic 2010–2020*. London: OSPAR Commission.
- OSPAR Commission (2010b): *Quality Status Report 2010*. London: OSPAR Commission.
- PLANCO Consulting (2007): *Prognose der deutschlandweiten Verkehrsverflechtungen. Seeverkehrsprognose (LOS 3). Zusammenfassung*. Essen: PLANCO Consulting.
- Rat der Europäischen Gemeinschaften (1993): *Beschluß des Rates vom 25. Oktober 1993 über den Abschluß des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (93/626/EWG)*. Brüssel: Rat der Europäischen Gemeinschaften.
- Roberts, C. M., Hawkins, J. P., Gelly, F. R. (2005): The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society/B* 360, S. 123–132.
- Salomon, M. (2009): Recent European initiatives in marine protection policy: Towards lasting protection for Europe's seas? *Environmental Science & Policy* 12 (3), S. 359–366.
- Salomon, M., Krohn, S. (2006): Ein kritischer Blick auf den Vorschlag der Europäischen Kommission für eine thematische Strategie zum Schutz der europäischen Meere. *NordÖR* 9 (10), S. 371–378.
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010): COP 10 Decision X/29. Nagoya, 18–29 October 2010. Marine and coastal biodiversity. Montreal: SCBD. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12295> (20.10.2011).
- Schubert, M. (2009): Rechtsfragen der maritimen Raumplanung – unter besonderer Berücksichtigung der Fischerei. *Natur und Recht* 31 (12), S. 834–841.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011a): *Fischbestände nachhaltig bewirtschaften. Zur Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik*. Berlin: SRU. Stellungnahme 16.
- SRU (2011b): *Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2009): *Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)*. Berlin: SRU. Stellungnahme 14.
- SRU (2008): *Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2006): *Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Meeresschutzstrategie – Rückzug aus der europäischen Verantwortung?* Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 5.
- SRU (2004): *Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten*. Baden-Baden: Nomos.
- Statistisches Bundesamt (2011): *Verkehrsleistung. Güterbeförderung*. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Verkehr/Gueterbefoerderung/Tabelle/Content75/Gueterbefoerderung.templateId=renderPrint.psml> (10.02.2012).
- Steele, J. H., Thorpe, S. A., Turekian, K. K. (2010): *Marine policy and economics : a derivative of the Encyclopedia of ocean sciences*. 2nd ed. London, Burlington, San Diego: Academic Press.
- Toropova, C., Meliane, I., Laffoley, D., Matthews, E., Spalding, M. (Hrsg.) (2010): *Global Ocean Protection. Present Status and Future Possibilities*. Brest, Gland, Washington, DC, New York, Cambridge, Arlington, Tokyo: Agence des aires marines protégées, International Union for Conservation of Nature, UNEP World Conservation Monitoring Centre, The Nature Conservancy, United Nations University, The Wildlife Conservation Society.
- UBA (Umweltbundesamt) (2010): *Abfälle im Meer – ein gravierendes ökologisches, ökonomisches und ästhetisches Problem*. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (Umweltbundesamt) (2008a): *Perspektiven der europäischen Meerespolitik*. Dessau-Roßlau: UBA.

UBA (2008b): Raumordnung in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) – Beteiligungsverfahren. Stellungnahme des UBA zum Entwurf des Raumordnungsplans mit Umweltbericht (Entwurf einer Rechtsverordnung über die Raumordnung in der AWZ; Stand: 13.06.2008). Dessau-Roßlau: UBA.

UNEP (United Nation Environment Programme) (2000): Decisions adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its fifth meeting. Nairobi, 15–26 May 2000. <http://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-05> (20.02.2012).

Vereinte Nationen (2002): Bericht des Weltgipfels für nachhaltige Entwicklung. Johannesburg (Südafrika), 26. August – 4. September 2002. (Auszugsweise Übersetzung). Johannesburg: Vereinte Nationen.

Wasserdirektoren (2001): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Strategic Document as agreed by the Water Directors under the Swedish Presidency. Brüssel: Rat der Europäischen Union. <http://ec.europa.eu/.../water/water.../pdf/strategy.pdf> (22.02.2012).

WFD Navigation Task Group, Marine Strategy Navigation Group (2010): Overlap between the EU Water Framework Directive and the EU Marine Strategy Directive in Coastal Waters. Brussels: WFD Navigation Task Group, Marine Strategy Navigation Group <http://www.pianc.org> (22.02.2012).

WWF Deutschland (2011): Schutz den Schutzgebieten. Anforderungen an ein ökosystemgerechtes Fischereimanagement in den Natura 2000-Gebieten in der Nord- und Ostsee. Berlin: WWF Deutschland.

Integrative Konzepte stärken

Kapitel 9

Inhaltsverzeichnis

	Seite
9 Integrierter Umweltschutz am Beispiel des Anlagenzulassungsrechts	307
9.1 Problemstellung	307
9.2 Der Begriff des integrierten Umweltschutzes	308
9.2.1 Externe Integration	308
9.2.2 Interne Integration als regulatorisches Konzept	309
9.3 Konkretisierung des integrierten Umweltschutzes im europäischen Recht	310
9.3.1 Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung	310
9.3.2 Richtlinie über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (SUP-Richtlinie)	311
9.3.3 Industrieemissionsrichtlinie	311
9.3.4 Verfahrensrechtliche Instrumente	313
9.3.5 Medienbezogenes Umweltrecht	313
9.3.6 Fazit der europarechtlichen Verortung des Begriffs des integrierten Umweltschutzes	313
9.4 Rezeption des europäischen integrierten Ansatzes im deutschen Anlagenzulassungsrecht und mögliche Fortentwicklung	313
9.4.1 Aspekte der formellen Integration	314
9.4.2 Aspekte der materiellen Integration	314
9.4.2.1 Emissionsseitige Anforderungen	315
9.4.2.2 Immissionsseitige Anforderungen	318
9.5 Optionen für eine bessere Integration	319
9.5.1 Ansätze in formeller Hinsicht	319
9.5.2 Ansätze in materieller Hinsicht	320
9.6 Zusammenfassendes Ergebnis und Empfehlungen	324
9.7 Literatur	324

Abbildung

Abbildung 9-1 Elemente des integrierten Umweltschutzes	310
--	-----

Integrierter Umweltschutz am Beispiel des Anlagenzulassungsrechts

9 Integrierter Umweltschutz am Beispiel des Anlagenzulassungsrechts

9.1 Problemstellung

521. Die Umwelt ist ein äußerst komplexes und sensibles System, das es im Konflikt zwischen Schutz und Nutzung als menschliche Lebensgrundlage im Sinne der Nachhaltigkeit zu bewahren gilt (vgl. Kap. 1). Der Rio-Deklaration entsprechend – die insofern die Idee einer nachhaltigen Entwicklung konkretisiert – gilt es daher vor allem vorsorglich zu handeln (Grundsatz 15). Umweltbeanspruchende Tätigkeiten sollen ökologische Grenzen achten. Sofern die Identifizierung solcher Grenzen mit Unsicherheiten verbunden ist, gilt es, von ihnen ausreichend Abstand zu halten (Tz. 670, 674). Dies erfordert, umweltbeanspruchende Tätigkeiten zuvor auf ihre Umweltverträglichkeit hin zu prüfen (Grundsatz 17), idealerweise im Sinne einer Gesamtbetrachtung medienübergreifend und unter Einbeziehung möglicher Wechselwirkungen. Dieses umfassende Verständnis einer nachhaltigen Entwicklung, das darauf abzielt, vorsorgliches Handeln im Umweltbereich zum Wohle des Menschen zu gewährleisten, hat sich aus einem zunächst engeren Verständnis dessen entwickelt, was Umweltschutz bedeutet. Seit den 1970er-Jahren wurden in schneller Folge Umweltgesetze erlassen, um die aktuellen Umweltkonflikte zu bewältigen. Diese Konflikte wurden und werden weiterhin meist als sektorale (einzelne Industriezweige betreffende) oder mediale Probleme (z. B. Luft, Wasser, Abfall) wahrgenommen. Dementsprechend sind auch die Antworten des Rechts sektoral oder medial formuliert.

Zunächst waren die Grenzwertsetzungen in vielen Bereichen erfolgreich, zum Beispiel in der Luftreinhaltung. Allerdings zeigt sich heute, dass zahlreiche weiter bestehende komplexe Problemkonstellationen (RITTER 1992, S. 641 ff.) nicht angemessen adressiert werden können. So sind die medienübergreifenden Wirkungsketten und Verlagerungseffekte von umweltbelastenden Schadstoffen im Einzelnen nur sehr begrenzt vorhersehbar (REITER 1998, S. 25 ff.). Ein Beispiel dafür ist etwa die Erkenntnis der Waldschadensforschung, dass durch die Bodenversauerung Schadstoffe ins Grundwasser gelangen können. Verstärkt werden diese Schwierigkeiten noch durch die in der Regel langen Latenzzeiten zwischen den schadensauslösenden Ursachen und dem Zeitpunkt, zu dem Schadensfolgen sichtbar werden; beispielhaft sei die Störung der kindlichen Entwicklung durch Blei in der Umwelt genannt (Tz. 608). Zudem können sich einzelne Schadensursachen addieren (Summations- und Kumulationseffekte), gegenseitig verstärken (Synergieeffekte) oder hemmen (Antagonismuseffekte). Schadensverläufe können einen exponentiellen Charakter haben und überdies kann es auch „Umkipppunkte“ geben, an denen eine geringe zusätzliche Belastung dazu führt, dass ein abrupt-

ter, möglicherweise sogar irreversibler Schaden ausgelöst wird; ein Beispiel dafür ist die Eutrophierung von Gewässern. Bemühungen eine Schadensursache einzudämmen, können außerdem unter Umständen Auswirkungen auf andere Umweltmedien haben (Verlagerungseffekte).

Die Möglichkeiten von Wissenschaft und Forschung, die Komplexität und Multikausalität der Umwelt zu erfassen, sind noch immer begrenzt. Es fehlen Daten, es gibt vielfältige Schwierigkeiten im Bereich der Messungen, Maßnahmen der Umweltbeobachtung und -beschreibung erfolgen in der Regel medial getrennt und unkoordiniert und es gibt erhebliche Lücken in der Forschung (vgl. Kap. 10). Nicht zuletzt deswegen muss zum Beispiel bei der Bestimmung von Schwellen- und Grenzwerten zwangsläufig schematisiert bzw. typisiert werden, sodass den biologischen Unterschieden zwischen Menschen bzw. Ökosystemen sowie den multikausalen Wirkungen von Umweltbelastungen nur begrenzt Rechnung getragen werden kann (BÖHM 1996, S. 20 ff., 129 ff.). Trotz dieser Komplexität muss versucht werden, die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Umweltauswirkungen zu erfassen, um Schäden aufgrund der Wechselwirkungen zu vermeiden. Dies gilt insbesondere für Verlagerungseffekte und Wechselwirkungen, die durch Stoffeinträge in verschiedene Medien verursacht werden.

522. Schädliche Stoffeinträge und daraus folgende Umweltauswirkungen sollten daher auch im Recht nach Möglichkeit nicht ausschließlich in Bezug auf ein einzelnes Medium betrachtet werden, sondern im Hinblick auf verschiedene Medien. Das Recht sollte mögliche Verlagerungseffekte, Wechselwirkungen und Summationswirkungen abbilden und die daraus resultierenden Konflikte lösen. Dies erfolgt im deutschen Recht nicht durchgängig in ausreichendem Maße. Die Problematik besteht in verschiedenen umweltrelevanten Sektoren, beispielsweise im Verkehr und in der Landwirtschaft, soll aber nach einem kurzen Überblick über andere Rechtsbereiche im Folgenden am Beispiel des Anlagenzulassungsrechts diskutiert werden. Hintergrund ist zum einen die nunmehr fast drei Jahrzehnte andauernde Diskussion um die Anforderungen, die die europarechtlich induzierte integrierte Betrachtung an das deutsche Anlagenrecht stellt (CALLIESS 2010, m.w.N.). Zum anderen bietet die neue EU-Richtlinie über Industrieemissionen 2010/75/EU (Industrieemissionsrichtlinie – IED), die Anfang 2011 in Kraft getreten ist und bis Anfang 2013 in nationales Recht umgesetzt werden muss, erneut die Möglichkeit, das Anlagenzulassungsrecht kritisch zu prüfen.

Im deutschen Anlagenzulassungsrecht werden Verlagerungseffekte im Wesentlichen über die Anforderungen an den Stand der Technik und über Emissionsgrenzwerte adressiert. Summations- und Kumulationseffekte sollen da-

gegen in erster Linie mithilfe von Immissionsgrenzwerten vermieden werden. Ein gegen Deutschland eingeleitetes Vertragsverletzungsverfahren wegen mangelhafter Umsetzung der IVU-Richtlinie 96/61/EG wurde von der Kommission eingestellt, womit der Europäische Gerichtshof (EuGH) keine Gelegenheit hatte, die Europarechtskonformität der deutschen Ausgestaltung des Anlagenzulassungsrechts zu klären. Aus der wissenschaftlichen Perspektive des SRU bleibt diese Frage aber bestehen, denn das europäische Anlagenzulassungsrecht verfolgt einen integrierten Ansatz, das heißt, es verlangt, dass alle Belastungen gemeinsam betrachtet und bewertet werden.

9.2 Der Begriff des integrierten Umweltschutzes

523. Um die Frage beantworten zu können, inwieweit das deutsche Umweltrecht den Anforderungen des integrierten Umweltschutzes gerecht wird, ist zunächst eine Definition des Begriffs des integrierten Umweltschutzes vorzunehmen und daran anknüpfend eine Konkretisierung dieser Vorgaben. Erste Erwähnung fand der Begriff in den 1980er-Jahren in den frühen Umweltaktionsprogrammen (3., 4. und 5. UAP) der Europäischen Gemeinschaft (EG). Besonders relevant ist er für die europäischen Bestimmungen zum Anlagengenehmigungsrecht, in das die integrierte Betrachtungsweise aus dem britischen Recht eingeflossen ist. Dort wird, seit der gesetzlichen Umstrukturierung durch den Environmental Protection Act von 1990, ein einheitliches, medienübergreifendes Genehmigungsregime praktiziert (vgl. ausführlich MEINKEN 2001, S. 87–106). Der integrierte Ansatz findet sich aber auch in allgemeinen verfahrensrechtlichen Instrumenten, im Stoff- und Produktrecht sowie im Medien schützenden Umweltrecht (EPINEY 2006, S. 406–407). Er ist abzugrenzen von der Bedeutung, die dieser Begriff in der Umwelttechnik besitzt, wo er für Vermeidungstechnologien steht, die Umweltbelastungen verhindern, indem bei Produkten und Produktionsverfahren angesetzt wird, und wo er den Gegenbegriff zu nachsorgenden End-of-pipe-Technologien darstellt.

Der Begriff des integrierten Umweltschutzes hat somit verschiedene, voneinander abzugrenzende Bedeutungen. Nachfolgend bezeichnet er den rechtlichen Begriff, der seinen Ursprung im vorsorgeorientierten europäischen Umweltrecht hat (RÖCKINGHAUSEN 1998, S. 49 ff.; ZÖTTL 1998, S. 86 ff.; CALLIESS 2003, S. 75 ff.; FRITZ 2009, S. 72 ff.). Drei Richtlinien sind für Genehmigungsverfahren bzw. deren Vorbereitung zentral. Zu nennen ist zunächst die projektbezogene Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung 85/337/EWG von 1985 (UVP-Richtlinie) mit ihrem medienübergreifenden, umfassenden und die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Umweltmedien erfassenden Ansatz. Gut zehn Jahre später wurde die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung erlassen (Richtlinie 96/61/EG, kodifiziert als Richtlinie 2008/1/EG, IVU-Richtlinie). Diese enthält ein integriertes Konzept für die Genehmigung von Anlagen und damit Elemente eines integrierten Umweltschutzes. Sie ist nunmehr in der Industrieemissionsrichtlinie (IED) auf-

gegangen (Richtlinie 2010/75/EU). Auch die Richtlinie 2001/42/EG über die Strategische Umweltprüfung (SUP), die die projektbezogene UVP ergänzend auf vorgelagerte Pläne und Programme ausdehnt, versteht sich nicht nur von ihrer inhaltlichen Konzeption her, sondern auch nach ihrem Anhang I lit. f als Teil des integrierten Umweltschutzes (SCHRÖDER 2001, S. 29; CALLIESS 2004, S. 153 ff.).

524. Zu den allgemeinen verfahrensrechtlichen Instrumenten, die ebenfalls den Grundgedanken eines integrierten Umweltschutzes aufgreifen, zählen in erster Linie die Umweltinformationsrichtlinie 2003/4/EG, die sogenannte EMAS-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 1221/2009) sowie die europäische Umweltzeichenverordnung (Verordnung (EG) Nr. 66/2010) (EPINEY 2006, S. 406). Im medienbezogenen Umweltrecht stellt die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ein Beispiel für eine – wenn auch mit einem anderen Ansatz – integrierte Sichtweise dar. Die Qualitätsziele der WRRL legen letztlich auch einen (in seiner Tragweite beschränkten) integrierten Ansatz zugrunde, weil bei der Bewertung der Gewässerqualität und bei den zu erreichenden Umweltzielen auf den ökologischen und chemischen Zustand insgesamt zurückgegriffen wird (EPINEY 2006, S. 407).

Bereits diese vielfältige Verortung im Gemeinschaftsrecht macht deutlich, dass es hilfreich für die Auseinandersetzung mit dem Konzept des integrierten Umweltschutzes im Anlagenzulassungsrecht ist, eine Differenzierung zwischen den verschiedenen Ebenen der Integration vorzunehmen. Unterschieden werden soll daher nachfolgend zwischen externer Integration (Berücksichtigung von Belangen des Umweltschutzes in anderen Politiken) und interner Integration (Berücksichtigung von Auswirkungen nicht nur auf einzelne Medien, sondern auf die Umwelt als Ganzes) sowie innerhalb der internen Integration zwischen materieller und formeller Integration.

9.2.1 Externe Integration

525. Die Berücksichtigung von Belangen des Umweltschutzes in anderen relevanten Politiken, wie zum Beispiel der Verkehrs-, Landwirtschafts- und Energiepolitik, wird als externe Integration (CALLIESS 2007) oder auch als Umweltpolitikintegration (JORDAN und LENSCHOW 2008; LENSCHOW 2002) bezeichnet. Das Prinzip trägt damit der Tatsache Rechnung, dass der Zustand der Umwelt in hohem Maße von Entscheidungen in anderen Politikfeldern als der Umweltpolitik beeinflusst wird.

Auf europäischer Ebene ist der Grundsatz der externen Integration in Artikel 11 des Vertrages über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) verankert. Artikel 11 AEUV verlangt, dass die Erfordernisse des Umweltschutzes bei der Festlegung und Durchführung der Unionspolitiken und -maßnahmen, insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung, einbezogen werden müssen. Er trägt damit in geradezu idealer Weise den Vorgaben des Grundsatzes der nachhaltigen Entwicklung Rechnung (Tz. 669). Aus der externen Integration folgt die Verpflichtung von Gesetzgeber und Verwaltung, der komplexen Aufgabe des Umweltschutzes durch deren

Verständnis als problembezogene Querschnittsaufgabe Rechnung zu tragen, und alle Politiken und Maßnahmen so frühzeitig wie möglich auf ihre Umweltverträglichkeit zu überprüfen. Dies verlangt, dass Entscheidungen in umweltrelevanten Sektorpolitiken nicht ausschließlich an deren spezifischen Zielen ausgerichtet werden, sondern auch mit Rücksicht auf die Umweltauswirkungen getroffen werden. Der Grundsatz der externen Integration ist damit ein normatives Konzept, das – insbesondere über das Vorsorgeprinzip – materiell konkretisiert werden kann. Maßnahmen zur Verbesserung der externen Integration sind allerdings in der Regel prozeduraler Natur. Sie zielen beispielsweise darauf ab, horizontale Kommunikation zwischen Ressorts zu verbessern, ökologische Problemlösungskapazitäten in Nicht-Umwelt-Verwaltungen zu schaffen und deren Bewusstsein für Umweltthemen zu steigern (HERTIN und BERKHOUT 2003). Typische Ansätze zur Verbesserung der externen Integration sind Kommunikationsinstrumente (z. B. Strategiedokumente, Berichtspflichten und Prüfverfahren), institutionelle Reformen (z. B. interministerielle Arbeitsgruppen, Spiegelreferate oder die Zusammenlegung des Umweltministeriums mit einem Sektorministerium) und Verfahrensinstrumente (z. B. Mitentscheidungsrechte für Umweltministerien, Gesetzesfolgenabschätzungsverfahren und Green Budgeting) (JACOB et al. 2008).

9.2.2 Interne Integration als regulatorisches Konzept

526. Im Zentrum der internen Integration steht das Ziel, die Auswirkungen von umweltbelastenden Stoffen oder Tätigkeiten nicht nur im Hinblick auf ein einzelnes Medium, sondern im Hinblick auf die Umwelt als Ganzes zu regeln. Es geht hier mithin um einen medienübergreifenden regulatorischen Ansatz, der im Unterschied zu sektoralen bzw. medialen Umweltschutzkonzepten von einer ganzheitlichen Betrachtung der Umwelt ausgeht und so Belastungsverlagerungen vermeiden will. Im Kontext der internen Integration darf sich integrierter Umweltschutz daher nicht auf die bloße Zusammenführung der einzelnen Umweltmedien bzw. -schutzgüter beschränken, sondern soll, den naturwissenschaftlichen Erkenntnissen der Ökologie entsprechend, das Beziehungsgeflecht und die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Medien bei der Regelung und Bewertung umweltrelevanter Sachverhalte berücksichtigen. Eine umweltrechtliche und -politische Betrachtung soll also alle Umweltauswirkungen ganzheitlich und unter Berücksichtigung ihrer Interdependenzen einbeziehen, was auch ihre Gegenüberstellung und Bewertung impliziert (EPINEY 2006, S. 406).

Durch diese Betrachtungsweise gewinnt das Schutzgut „Umwelt“ eine eigenständige Qualität, die wesentlich vom Stand der naturwissenschaftlichen Erkenntnisse über die Wirkungszusammenhänge in der Umwelt abhängt (SCHRÖDER 2001, S. 30; ERBGUTH 1984). Das regulatorische Konzept der internen Integration erlaubt *in concreto* verschiedene Zugangsmöglichkeiten. Im Wege der *materiellen Integration* lassen sich inhaltlich wirksame Entscheidungsdirektiven der Behörden bzw. Pflichten der Verursacher, hier also der Anlagenbetreiber, fest-

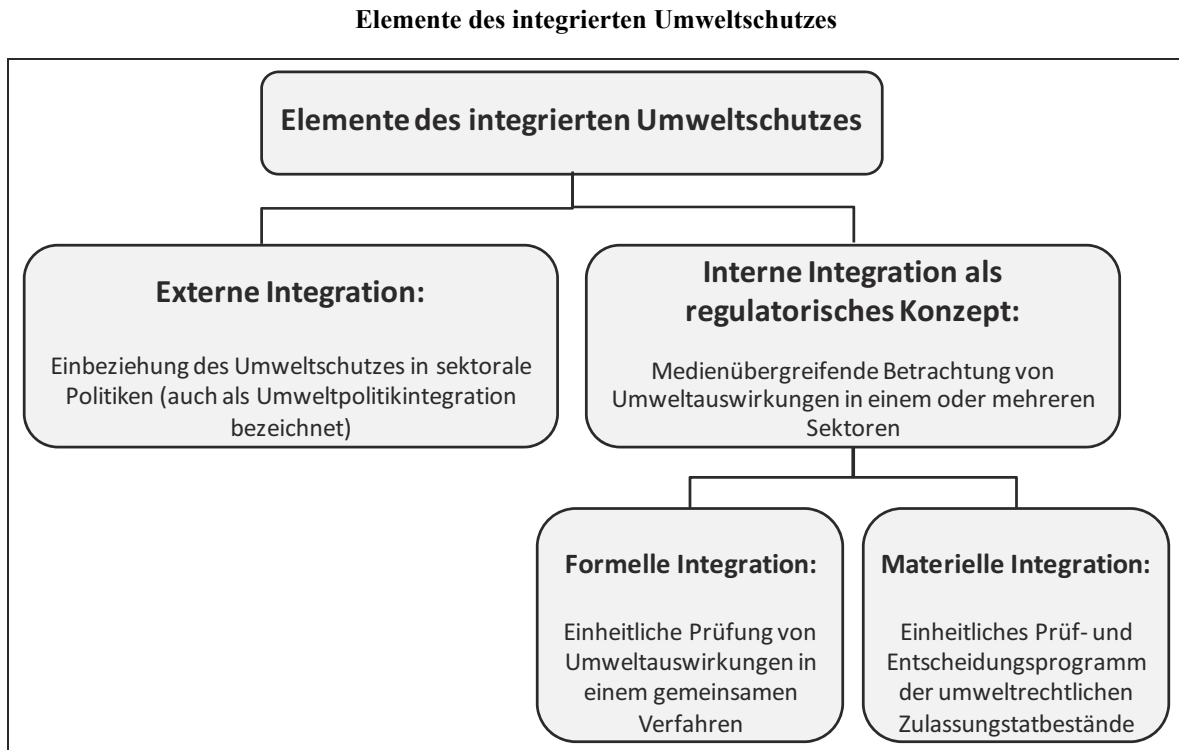
legen (Tz. 542 ff.). Eine *produkt- oder prozessorientierte Integration* kann Standards vorgeben, nach denen alle umweltrelevanten Faktoren (u. a. Stoffeinsatz, Energieverbrauch, Abfälle) vorsorgend in das jeweilige Produkt bzw. den jeweiligen Produktionsprozess einzubeziehen sind. Die *legislatorische Integration* zielt auf eine inhaltliche Kohärenz der unterschiedlichen umweltrechtlichen Regelungen, sodass ihr wirksames Ineinandergreifen gewährleistet ist. Und schließlich kann eine *formelle bzw. verfahrensrechtliche Integration* eine bessere Koordination der Genehmigungsverfahren bzw. eine Kooperation zwischen den verschiedenen zuständigen Behörden im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens gewährleisten (WAGNER 1999; SCHRÖDER 2001). Dies ist insbesondere angesichts der häufig erforderlichen Mehrfachgenehmigungen für ein Vorhaben und der in der Regel damit verbundenen fachspezifisch differenzierten Behördenorganisation relevant. Kurz gesagt wirkt interne Integration also medienübergreifend.

527. Von den oben genannten Regelungsansätzen besitzen zwei eine besondere Bedeutung für die Anlagene genehmigung:

- Die formelle (WAHL 2000, S. 367; oder auch prozedurale: VOLKMANN 1998, S. 366) Integration zielt darauf ab, eine einheitliche und übergreifende Prüfung der Umweltauswirkungen durch Verfahren sicherzustellen. Dabei kann es sich um eine Umweltprüfung handeln, wie bei der UVP oder der SUP, die es erforderlich macht, verschiedene Umweltauswirkungen gemeinsam zu betrachten und zu bewerten. Im Rahmen von Genehmigungsverfahren verlangt die formelle Integration mindestens die effektive Koordinierung verschiedener umweltbezogener Zulassungstatbestände durch eine federführende Behörde (sog. Front-Office: BACKES 2006, S. 295). Weitergehend kann gefordert werden, verschiedene umweltbezogene Zulassungstatbestände in einer Vorhabengenehmigung zusammenzufassen. Durch die damit einhergehende Verfahrensintegration wird zugleich die Zusammenfassung sämtlicher, für ein Vorhaben erforderlicher umweltrechtlicher Zulassungsverfahren in *einem* einzigen Verfahren in der Hand *einer* Behörde ermöglicht. Zudem kann das Verfahren durch Erlass einer einheitlichen Genehmigung mit umfassender Gestattungswirkung abgeschlossen werden (sog. Konzentrationseffekt).
- Die materielle Integration geht über die formelle Integration hinaus, indem sie neben der Verfahrensintegration auch das materielle Prüf- und Entscheidungsprogramm der integrierten umweltrechtlichen Zulassungstatbestände vereinheitlicht. Durch diesen Verschmelzungsansatz sollen medienübergreifende Aspekte beispielsweise auch in die Genehmigungsentscheidung einbezogen werden. So soll den Defiziten hinsichtlich der Kumulations- und Verlagerungseffekte sowie Wechselwirkungen bei Vorhabenzulassungen entgegengewirkt werden.

Im Ergebnis lassen sich die Elemente des integrierten Umweltschutzes wie in Abbildung 9-1 darstellen.

Abbildung 9-1



SRU/UG 2012/Abb. 9-1

9.3 Konkretisierung des integrierten Umweltschutzes im europäischen Recht

528. Die detaillierte Ausgestaltung im europäischen Umweltrecht deutet auf die hohe Bedeutung des Konzepts der internen Integration im Umweltschutz hin. Zur Verdeutlichung werden im Folgenden die europäischen Rechtsakte dargestellt, in denen die interne Integration konkretisiert wird. Im Hinblick auf das Anlagenzulassungsrecht besitzen hierbei besonders die UVP-Richtlinie und die IED eine entscheidende Bedeutung.

9.3.1 Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung

529. Die UVP-Richtlinie von 1985 stellt den frühesten Ansatz im Gemeinschaftsrecht zur praktischen Umsetzung einer integrierten Betrachtungsweise im Genehmigungsverfahren dar. Die UVP will sicherstellen, dass bei bestimmten, im Einzelnen aufgelisteten umweltrelevanten Vorhaben die Umweltauswirkungen beurteilt werden. Ziel dieser Prüfung ist es, „die menschliche Gesundheit zu schützen, durch eine Verbesserung der Umweltbedingungen zur Lebensqualität beizutragen, für die Erhaltung der Artenvielfalt zu sorgen und die Reproduktionsfähigkeit des Ökosystems als Grundlage allen Lebens zu erhalten“ (Erwägungsgrund der UVP-Richtlinie). Für Vorhaben, die erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt haben können, muss eine Gesamtbewertung der ermittelten Umweltauswirkungen erfolgen. Nach Artikel 3 der UVP-

Richtlinie sollen alle Auswirkungen eines Vorhabens auf Menschen, Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft einschließlich der jeweiligen Wechselwirkungen ermittelt, beschrieben und bewertet werden. Auf diese Weise verfolgt die Richtlinie einen medienübergreifenden und damit integrativen Ansatz. Über die herkömmliche fachbezogene sektorale Prüfung hinaus sollen Umweltauswirkungen ganzheitlich betrachtet und bewertet werden (RÖCKINGHAUSEN 1998, S. 64 ff.; DURST 1998, S. 109 ff.; allgemein ZÖTTL 1998, S. 86 ff.). Die UVP-Richtlinie zielt somit auf einen vorsorgenden Umweltschutz (KMENT in: HOPPE 2012, Einleitung Rn. 2 m.w.N.). Trotz der Unbestimmtheit dieses Ansatzes vertraute der Gesetzgeber letztlich darauf, dass Verwaltung, Rechtsprechung und Wissenschaft die Vorgaben eines integrierten Umweltschutzes im Laufe der Zeit konkretisieren würden (RÖCKINGHAUSEN 1998, S. 33 ff., 37 ff., 112 ff.; VOLKMANN 1998; ZÖTTL 1998; MASING 1998, S. 549 ff.; DI FABIO und HAIGH 1998, S. 27 ff.). Nach Artikel 8 der UVP-Richtlinie sind die Ergebnisse der Prüfung bei der Entscheidung über die Zulassung des Vorhabens zwar zu berücksichtigen, führen aber nicht dazu, dass die Genehmigung nicht erteilt wird. In Deutschland ist die UVP deshalb unselbstständiger Bestandteil des verwaltungsbehördlichen Zulassungsverfahrens.

Angesichts einer bestehenden materiell-rechtlichen Ungewissheit dient die weitgehende und frühzeitige Einbeziehung der Öffentlichkeit in das Verfahren (Artikel 6

Absatz 2 bis 6 UVP-Richtlinie) dazu, eine gewisse prozedurale Absicherung der materiellen Qualität des Prüfungsergebnisses zu gewährleisten (SCHMIDT 1994, S. 755; ZÖTTL 1998, S. 98 f.).

9.3.2 Richtlinie über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (SUP-Richtlinie)

530. Die UVP muss nur in fachrechtlichen Zulassungsverfahren durchgeführt werden, somit in einem Verfahrensstadium, in dem viele Vorentscheidungen bereits getroffen sind. Dagegen verlagert die Strategische Umweltprüfung (SUP) die Untersuchung auf die Ebene der Pläne und Programme, um früher und grundsätzlicher anzusetzen. Sie erlaubt damit auch, die Wirkung verschiedener Projekte kumulativ zu bewerten (SCHINK 2005, S. 616).

Die SUP-Richtlinie führt externe und interne Integration zusammen, denn sie betrifft die Pläne und Programme, durch die der Rahmen für die künftige Genehmigung von UVP-pflichtigen Projekten gesetzt wird (in den Bereichen Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Energie, Industrie, Verkehr, Abfall, Wasserbewirtschaftung, Telekommunikation, Fremdenverkehr, Raumordnung und Bodennutzung). Dabei setzt sie auf einen rein prozeduralen Ansatz und enthält keine materiell-rechtlichen Vorgaben. Nach Artikel 8 der SUP-Richtlinie ist das Ergebnis der Umweltprüfung bei allen Rechtsakten zu berücksichtigen, die Plänen und Programmen Verbindlichkeit verschaffen sollen.

9.3.3 Industrieemissionsrichtlinie

531. Die IVU-Richtlinie von 1996 trug den Gedanken des integrierten Umweltschutzes in das Anlagenzulassungsrecht hinein. Ihre Nachfolgerichtlinie, die Industrieemissionsrichtlinie (IED), trat im Januar 2011 in Kraft. Sie hält daran fest, die Anlagengenehmigung als integriertes Konzept zu verstehen (vgl. 3. und 16. Erwägungsgrund, Artikel 1, 3, 11–13 IED). Die IED enthält nunmehr auch die sektorspezifischen Regelungen, die zuvor in der Großfeuerungsanlagenrichtlinie (Richtlinie 2001/80/EG), der Lösemittelrichtlinie (Richtlinie 1999/13/EG), der Abfallverbrennungsanlagenrichtlinie (Richtlinie 2000/76/EG) und den Titandioxidrichtlinien (Richtlinien 78/176/EWG, 82/883/EWG und 92/112/EWG) enthalten waren.

Die IED kann in Fortführung der bislang geltenden IVU-Richtlinie als Grundgesetz des europäischen Anlagenrechts bezeichnet werden (KOPP-ASSENMACHER 2011, S. 9). Sie regelt die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung infolge industrieller Tätigkeiten und dürfte EU-weit mehr als 50.000 Industrieanlagen betreffen (ebd.). Ihre Vorschriften sind darauf gerichtet, Emissionen in Luft, Wasser und Boden zu vermeiden bzw. zu vermindern und zur Abfallvermeidung beizutragen, um ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen (Artikel 1 IED). Der Gedanke der materiellen Integration der IED soll durch ein Bündel medienübergreifend ausgestalteter Begriffe, ins-

besondere der Umweltverschmutzung (Artikel 3 Nummer 2 IED), der Emissionen (vgl. Artikel 3 Nummer 4 und Artikel 14 Absatz 1 Unterabsatz 2 lit. a IED) sowie – als Element prozessorientierter Integration – der sogenannten besten verfügbaren Techniken (BVT) erreicht werden (zur damaligen Rechtslage SELLNER 2001, S. 411). Die IED bezieht die Freisetzung von Stoffen, Erschütterungen, Wärme und Lärm in Luft, Wasser und Boden ein (Artikel 3 Nummer 2 und 4 IED). Der Regelungsgehalt der Richtlinie konzentriert sich somit auf Fragen der Schadstofffreisetzung in die Umwelt sowie auf vom Betreiber einzuhaltende Grundpflichten im Hinblick auf Abfallvermeidung und Energieeffizienz (so schon für die IVU-Richtlinie: EPINEY 1997).

Nach Artikel 11 lit. a bis h der IED treffen die Mitgliedstaaten die erforderlichen Maßnahmen, damit die zu genehmigende Anlage nach den folgenden Grundsätzen betrieben wird (Grundpflichten):

- Es werden alle geeigneten Vorsorgemaßnahmen gegen Umweltverschmutzungen getroffen;
- die besten verfügbaren Techniken werden angewandt;
- es werden keine erheblichen Umweltverschmutzungen verursacht;
- die Erzeugung von Abfällen wird gemäß der Abfallrahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/98/EG) vermieden;
- falls Abfälle erzeugt werden, werden sie entsprechend der Prioritätenfolge und im Einklang mit der Richtlinie 2008/98/EG zur Wiederverwendung vorbereitet, recycelt, verwertet oder, falls dies aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist, beseitigt, wobei Auswirkungen auf die Umwelt vermieden oder vermindert werden;
- Energie wird effizient verwendet;
- es werden die notwendigen Maßnahmen ergriffen, um Unfälle zu verhindern und deren Folgen zu begrenzen;
- bei einer endgültigen Stilllegung werden die erforderlichen Maßnahmen getroffen, um jegliche Gefahr einer Umweltverschmutzung zu vermeiden und den in Artikel 22 beschriebenen zufriedenstellenden Zustand des Betriebsgeländes wiederherzustellen (vgl. zu diesen allgemeinen Prinzipien der besonderen Betreiberpflichten PEINE 2012).

Die von der IED aufgestellten Grundpflichten stellen damit eine spezifische Ausprägung allgemeiner umweltrechtlicher Prinzipien – wie beispielsweise des Vorsorge- und des Vermeidungsprinzips – dar (zur damaligen IVU-Richtlinie JOCHUM 2004, S. 435). Der Integrationsansatz der IED kommt auch in den Grundpflichten zum Ausdruck, die neben Schutz und Vorsorge gegen Umweltverschmutzungen auch die genannten weiteren Aspekte adressieren.

Die IED besitzt damit, wie ihre Vorgängerrichtlinie, eine überragende Bedeutung für den integrierten Ansatz im Umweltrecht. Dies verdeutlicht schon ihr Ziel, ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt anzustreben

(16. Erwägungsgrund, Artikel 1). Erreicht werden soll dies vor allem durch die Anwendung der BVT. Konkrete Anforderungen an die Genehmigungserteilung stellt Artikel 14 IED auf. Nach dieser Vorschrift tragen die Mitgliedstaaten dafür Sorge, dass die Genehmigung alle Maßnahmen umfasst, die notwendig zur Erfüllung der Artikel 11 und 18 IED sind. Dabei handelt es sich um Festsetzungen, die Bestandteil der Genehmigungen sein müssen (PEINE 2012, S. 10–11).

532. Auch für den Begriff der BVT bildet die IED die neue Grundlage. Sie fordert bei allen umweltrelevanten industriellen Tätigkeiten die Anwendung der BVT. Dieser Ausdruck entspricht im deutschen Recht dem herkömmlichen Begriff des Standes der Technik, der inhaltlich der BVT angeglichen wurde (KALMBACH 2011, S. 285).

Die BVT wird in der IED als der effizienteste und fortschrittlichste Entwicklungsstand der Tätigkeiten und der entsprechenden Betriebsmethoden definiert. Dieser Entwicklungsstand lässt bestimmte Techniken als praktisch geeignet erscheinen, als Grundlage für die Emissionsgrenzwerte und sonstige Genehmigungsaufgaben zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern (Artikel 3 Nummer 10 IED). BVT sind betrieblich-technische Anforderungen und Bandbreiten von Emissionswerten, die bei der Genehmigung von Anlagen zu beachten sind (WASKOW 2011, S. 3). Diese Techniken werden in einem europaweiten Informationsaustausch (dem sog. Sevilla-Prozess) bestimmt, der seinen Niederschlag in den BVT-Merkblättern (im Englischen: BAT Reference Documents, kurz BREFs) findet (Artikel 13 IED). Diese bestimmen die für die Genehmigung maßgeblichen Emissionsgrenzwerte (Artikel 14 Absatz 1 Unterabsatz 2 lit. a und Absatz 3 IED). Sie werden entweder jeweils im Einzelfall mittels konkreter Genehmigungsaufgaben oder in Form branchenspezifischer Standards festgelegt. Die Erstellung, Überprüfung und Aktualisierung der BVT-Merkblätter erfolgt durch einen von der Kommission organisierten Informationsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten, den betreffenden Industriezweigen, den Umweltverbänden und der Kommission. Koordiniert und erstellt werden die Merkblätter im *European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau* (EIPPC-Büro) der Europäischen Union in Sevilla. Dabei sind sogenannte *Technical Working Groups* beteiligt, die paritätisch besetzt sind. Für jedes BVT-Merkblatt ist eine *Technical Working Group* zuständig, die Informationen zu dem jeweils betroffenen Anlagensektor zusammenträgt und bewertet. In den BVT-Merkblättern werden unter anderem die bereits in dem Sektor realisierten Techniken beschrieben, die geeignet sind, ein hohes Schutzniveau für die Umwelt zu erreichen. Inzwischen sind 33 BVT-Merkblätter mit einem Umfang von bis zu 700 Seiten erschienen, die große Industriesektoren wie die Stahlverarbeitung, Raffinerien, die Glasindustrie, die Textilindustrie oder Abfallverbrennungsanlagen betreffen, aber auch spezialisierte Aspekte wie die Herstellung anorganischer Spezialchemikalien oder die Herstellung von Polymeren. Einzelne BVT-

Merkblätter betreffen auch übergreifende Fragen wie allgemeine Überwachungsgrundsätze, Energieeffizienz oder ökonomische und medienübergreifende Effekte (sog. horizontale Merkblätter). Die BVT-Merkblätter sollen regelmäßig alle acht Jahre fortgeschrieben werden, womit sichergestellt ist, dass sie stets dem aktuellen Erkenntnisstand innerhalb der EU entsprechen (ausführlich: KALMBACH 2011, S. 289–294). Der Sevilla-Prozess wird trotz seiner Intransparenz als fachlich anspruchsvoll und ertragreich bewertet (SRU 2008b, Tz. 318; HARFF 2008, S. 26).

Während nach der Vorläuferrichtlinie – der IVU-Richtlinie – die BVT-Merkblätter bei der Genehmigung lediglich zu berücksichtigen waren, müssen nunmehr nach der IED die tatsächlichen Emissionen innerhalb der Bandbreite der Schlussfolgerungen der BVT-Merkblätter liegen. Die neue Richtlinie stärkt die Verbindlichkeit der BVT-Merkblätter, indem deren Schlussfolgerungen im Rahmen eines Komitologie-Verfahrens angenommen werden und damit rechtlich bindend sind. Dabei wird die Kommission von einem Fachausschuss unterstützt (KALMBACH 2011, S. 285). Für dieses Vorgehen hatte sich der SRU bereits 2008 ausgesprochen. Er war der Auffassung, dass es sinnvoll sei, die „emissions levels“ zu faktischen „emission limits“ durch einen normalen EU-Rechtsetzungsprozess oder ein Komitologieverfahren zu „verrechtlichen“ und so den vorrangig fachlichen Informationsaustausch zu den BVT im Rahmen des Sevilla-Prozesses zu erhalten (SRU 2008b, Tz. 318). Damit einher geht auch eine Übersetzung der BVT-Schlussfolgerungen in alle EU-Amtssprachen.

Auslöser für diese „Verrechtlichung“ der BVT war die Erkenntnis der Kommission, dass die BVT-Merkblätter in den Mitgliedstaaten nicht zu der erwünschten Harmonisierung geführt hatten. Die Mitgliedstaaten hatten nach dem alten Recht Emissionsgrenzwerte in Genehmigungen festgelegt, die sich teilweise nicht an den BVT orientierten, wie sie in den europäischen BVT-Merkblättern festgelegt waren (DIEHL 2011, S. 59). Die neue Regelung soll zu einer klaren, transparenten und verbindlichen Handhabung der BVT in allen Mitgliedstaaten führen (KALMBACH 2011, S. 285). Damit hat sich das europäische Anlagenzulassungsrecht von einem eher prozeduralen zu einem stärker materiellen Ansatz entwickelt. Die angestrebte materielle Integration soll somit nicht mehr zuvorderst durch Verfahren erfolgen (MAAB 2002, S. 366; STAUBE 2000, S. 368; SCHMIDT-PREUß 2000), sondern wird stärker materiell-rechtlich unterlegt. Dies wird zu einer europaweiten Harmonisierung der Emissionsstandards führen (KOCH und BRAUN 2010) und soll für gleichartige Wettbewerbsbedingungen sorgen (KALMBACH 2011, S. 285).

533. Die notwendige prozedurale Absicherung des materiellen integrativen Ansatzes wird in unbestimmter Weise von Artikel 5 Absatz 2 IED eingefordert. Ihm zufolge treffen die Mitgliedstaaten „die erforderlichen Maßnahmen für eine vollständige Koordinierung der Genehmigungsverfahren und der Genehmigungsaufgaben, wenn bei diesen Verfahren mehrere zuständige Behörden oder

mehr als ein Betreiber mitwirken oder wenn mehr als eine Genehmigung erteilt wird, um ein wirksames integriertes Konzept aller für diese Verfahren zuständigen Behörden sicherzustellen“.

Der IED zufolge soll der Antragsteller in seinen Antragsunterlagen selbst nachweisen, welche Techniken er zur Vermeidung oder – sofern dies nicht möglich ist – zur Verminderung der Emissionen aus der Anlage verwendet (Artikel 12 Absatz 1 lit. g IED). Auch sonstige vorgesehene Maßnahmen zur Erfüllung der Vorschriften im Hinblick auf die einzuhaltenden Grundpflichten muss der Betreiber im Antrag darlegen (Artikel 12 Absatz 1 lit. i IED). Die Darlegungslast, dass er integriert vermeidet, und – wo dies nicht möglich ist – vermindert, liegt also beim Betreiber.

9.3.4 Verfahrensrechtliche Instrumente

534. Zu den primär verfahrensrechtlichen Instrumenten des integrierten Umweltschutzes zählen die Umweltinformationsrichtlinie (Richtlinie 2003/4/EG), die sogenannte EMAS-Verordnung sowie die Umweltzeichenverordnung. Sie zeichnen sich dadurch aus, dass sie verschiedene Umweltauswirkungen in einem Instrument adressieren. So schafft beispielsweise die EMAS-Verordnung einen Anreiz für Betriebe, ein Umweltmanagementsystem einzurichten, das durch prozedurale Vorgaben dafür sorgen soll, dass alle Umweltauswirkungen, die der Betrieb hervorruft, gemeinsam bewertet und verringert werden. Medienübergreifend und damit ebenfalls integrativ angelegt ist das Europäische Schadstoffregister EPER (European Pollutant Emission Register, Entscheidung 2000/479/EG der Kommission vom 17. Juli 2000) und das darauf aufbauende Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (Pollutant Release and Transfer Register – PRTR). Letzteres beruht auf dem PRTR-Protokoll UN/ECE bzw. der in Umsetzung des Protokolls ergangenen Verordnung (EG) Nr. 166/2006 und schafft Transparenz über industrielle Stoffströme (UBA 2011).

9.3.5 Medienbezogenes Umweltrecht

535. Im Medien schützenden Umweltrecht bietet insbesondere die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ein Beispiel für einen integrativen Ansatz, der allerdings eine andere Perspektive einnimmt als die zuvor genannten Rechtsakte. Die WRRL fordert, dass die Mitgliedstaaten dafür Sorge tragen, dass ihre Oberflächengewässer bis 2015 einen guten biologischen, hydromorphologischen und chemischen Zustand erreicht haben. Erheblich veränderte Gewässer sollen ein gutes ökologisches Potenzial aufweisen. Das Grundwasser soll über eine gute chemische und mengenmäßige Qualität verfügen. Um diese Ziele zu erreichen, ist ein integratives, alle Belastungsquellen einbeziehendes Konzept erforderlich. Der Zuschnitt der planarisch verantwortlichen Einheiten, der sogenannten Flussgebietseinheiten, orientiert sich an den ökosystemaren Zusammenhängen anstatt an den üblichen administrativen Grenzen. Das Konzept der Flussgebietseinheit erfordert mithin ein integratives Vorgehen auch auf Verwaltungsebene. Die WRRL ist daher nicht integrativ

in dem Sinne, dass verschiedene Medien betrachtet werden, sondern in dem Sinne, dass alle Einflüsse auf ein Medium geprüft und vermindert werden. Dies erfolgt in einem integrativen Rahmen, der sich an den tatsächlichen Einflüssen auf das Medium orientiert, dabei alle Verursacher einbezieht und nicht an bestehenden Zuständigkeitsgrenzen halt macht, mithin in einem ganzheitlichen Sinne (SEIDEL und RECHENBERG 2004, S. 213). Der integrative kombinierte Ansatz der WRRL beinhaltet auch, Belastungen aus Punktquellen (industrielle Anlagen, Kläranlagen) und diffusen Quellen (vor allem landwirtschaftliche Einträge) gemeinsam zu betrachten (Artikel 10 Absatz 1 u. 2 WRRL; FÜHR et al. 2006, S. 40).

9.3.6 Fazit der europarechtlichen Verortung des Begriffs des integrierten Umweltschutzes

536. Im Ergebnis lässt sich feststellen, dass die europarechtliche Konkretisierung des integrierten Umweltschutzes vielschichtig ist und sich nicht auf einen Aspekt der Integration beschränkt. In den europäischen Rechtsakten finden sich Aspekte der formellen Integration, so bei dem Erfordernis der IED, das Genehmigungsverfahren zu koordinieren. Der Fokus liegt inzwischen aber auf der materiellen Integration, vor allem in Genehmigungsverfahren, in denen eine Gesamtbewertung aller Umweltauswirkungen erfolgen soll (zum Beispiel im Rahmen der UVP). Gleiches gilt auch für die WRRL, die fordert, dass alle Belastungsquellen und Verursacher herangezogen werden. Überdies werden materielle Ziele durch Verfahrensvorgaben operationalisiert, zum Beispiel durch die Übertragung der Darlegungslast für die integrierte Vermeidung und Verminderung auf den Betreiber. Dieser Ansatz trifft in Deutschland auf eine medial orientierte Betrachtungsweise, die sich traditionell jedes Mediums getrennt annimmt.

9.4 Rezeption des europäischen integrierten Ansatzes im deutschen Anlagenzulassungsrecht und mögliche Fortentwicklung

537. Im Folgenden wird exemplarisch untersucht, wie der integrierte Ansatz im deutschen Anlagenzulassungsrecht rezipiert wurde und ob hier weitere Möglichkeiten bestehen, die Anlagengenehmigung integrativ auszugestalten. Für diese Fragestellung ist in erster Linie die IED in den Blick zu nehmen, deren Vorläufer-Richtlinie – die IVU-Richtlinie – den Gedanken der Integration in das deutsche Anlagenzulassungsrecht hineingetragen hat. Die Umsetzung der für den integrierten Umweltschutz maßgeblichen IVU-Richtlinie sollte ursprünglich zusammen mit der UVP-Änderungsrichtlinie im Rahmen der Schaffung eines einheitlichen Umweltgesetzbuchs im Jahre 1998 erfolgen (KOCH und SIEBEL-HUFFMANN 2001, S. 1081). Dieser vielversprechende Ansatz wurde letztlich mit dem gesamten Projekt Umweltgesetzbuch unter Berufung auf fehlende Gesetzgebungskompetenzen des Bundes aufgegeben, wobei diese rechtliche Einschätzung im Einzelnen umstritten ist (WASIELEWSKI 2000,

S. 17 ff.; RENGELING 1999, S. 33 ff.). Das ersatzweise folgende Artikelgesetz (Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz) musste als „kleine Lösung“ den integrativen Ansatz in recht artifizieller Weise mit den bestehenden Regelungen verknüpfen.

9.4.1 Aspekte der formellen Integration

538. Im Hinblick auf die formelle Integration verlangt die IED in Artikel 5 Absatz 2, dass die Mitgliedstaaten die erforderlichen Maßnahmen für eine vollständige Koordinierung der Genehmigungsverfahren und der Genehmigungsaufgaben im Rahmen der Anlagengenehmigung treffen, wenn bei diesen Verfahren mehrere zuständige Behörden oder mehr als ein Betreiber mitwirken oder wenn mehr als eine Genehmigung erteilt wird. Ziel ist es sicherzustellen, dass alle für diese Verfahren zuständigen Behörden anhand eines wirksamen integrierten Konzepts vorgehen. Dies ist in Deutschland bislang nur in wenigen Bundesländern der Fall. Oftmals sind in Deutschland verschiedene Behörden für die jeweiligen Auswirkungen derselben Anlage (oder mehrerer im Zusammenhang stehender Anlagen) auf unterschiedliche Umweltmedien zuständig. Zudem erfolgt auch die Erteilung der erforderlichen Genehmigungen vielfach zeitlich versetzt; in diesen Fällen kann eine hinreichende Koordination nicht sichergestellt werden. Zu klären ist somit, ob das deutsche Anlagenzulassungsrecht die formellen Aspekte des integrierten Umweltschutzes ausreichend berücksichtigt.

539. Die IED verlangt grundsätzlich nicht, dass die Genehmigung in einem einheitlichen Verfahren (eine Genehmigungsbehörde – ein Genehmigungsverfahren – eine Genehmigung) erteilt wird. Vielmehr ist danach lediglich eine vollständige Koordinierung aller Genehmigungsverfahren gefordert. Einerseits kann vertreten werden, dass dieser Anforderung durch § 10 Absatz 5 Satz 2 BImSchG sowie durch die Wassergesetzgebung der Länder Genüge getan wird. Nach § 10 Absatz 5 Satz 2 BImSchG hat die zuständige Genehmigungsbehörde eine vollständige Koordinierung der Zulassungsverfahren sowie der Inhalts- und Nebenbestimmungen sicherzustellen. Zudem bestimmt § 11 Satz 4 der 9. BImSchV, dass die Genehmigungsbehörde den beabsichtigten Inhalt des Genehmigungsbescheids mit den wasserrechtlich zuständigen Behörden abzustimmen hat. Zusätzlich übt in der Verwaltungspraxis die konzentrierende Wirkung (Tz. 527) der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung einen starken Druck auf die Zusammenarbeit der Behörden aus.

540. Demgegenüber ist jedoch zu bedenken, dass die Konzentrationswirkung zahlreiche Aspekte gerade nicht umfasst, so die wasserrechtlichen Erlaubnisse und Bewilligungen, die bergrechtliche Betriebsplanzulassung, Planfeststellungen sowie Zustimmungen wie zum Beispiel das gemeindliche Einvernehmen nach § 36 Absatz 2 Baugesetzbuch. Zudem richtet es sich nach den Zuständigkeitsvorschriften der Länder, welche Behörden für die immissionsschutzrechtlichen und wasserrechtlichen Verfahren zuständig sind. Letztere sind für den von der IED verfolgten integrativen Ansatz besonders bedeutsam. Gegen eine

wirksame Berücksichtigung der formellen Anforderungen des integrativen Ansatzes im deutschen Anlagenzulassungsrecht spricht zudem, dass sich der integrative Ansatz überhaupt nur durch eine Zusammenschau der Vorschriften aller betroffenen Gesetze ermitteln lässt.

Zweifel bestehen auch daran, ob die Regelung des § 10 Absatz 5 Satz 2 BImSchG tatsächlich richtlinienkonform ist. Die Immissionsschutzbehörde kann die von ihr geforderte vollständige Koordinierung nicht sicherstellen, etwa wenn es um nicht in den Anwendungsbereich des BImSchG fallende Zulassungsverfahren geht. Insbesondere dort, wo die anderen beteiligten Behörden ihr nicht nachgeordnet sind, fehlen ihr die notwendigen Kompetenzen (STAUPE 2000, S. 371; ähnlich HANSMANN 2002, S. 21; SANGENSTEDT 2007, S. 511). Vertreten wird daher zu Recht, dass die Immissionsschutzbehörde mit allen Kompetenzen ausgestattet werden muss, die ihr eine effektive Koordinierung ermöglichen. Zudem hat der SRU bereits früher darauf hingewiesen, dass die Koordinierung auf Ebene der Länderverwaltungen erfordert, dass deren Genehmigungsbehörden mit den nötigen personellen und sachlichen Mitteln ausgestattet werden, um die Umweltauswirkungen von Industrieanlagen in integrierter Weise beurteilen und die parallel durchzuführenden Genehmigungsverfahren koordinieren zu können (SRU 2007, S. 38).

541. Zweifel an einer wirksamen Berücksichtigung des formellen Integrationserfordernisses bestehen insoweit, als es eigentlich erforderlich wäre, den notwendigen Sachverstand in einer Behörde zu bündeln. Damit hätten die dortigen Fachexperten im Arbeitsalltag die Möglichkeit, die Wechselwirkungen zwischen den Umweltmedien zu berücksichtigen, um auf dieser Grundlage zu einer behördeninternen Gesamtbetrachtung zu kommen. Dies würde sich auch qualitativ in einer stärker medienübergreifenden Beurteilung niederschlagen. Dementsprechend sollte jede verwaltungsorganisatorische Zersplitterung in nur für einzelne Umweltmedien zuständige Behörden vermieden werden. In manchen Bundesländern ist die Zusammenfassung der zuständigen Behörden in einer Arbeitseinheit erfolgt, in anderen findet die erforderliche Integration nur informell statt. Auch aus der Praxis wird zugestanden, dass die Verfahrenskoordination Probleme bereitet (HARFF 2008, S. 25).

Im Ergebnis ist davon auszugehen, dass die formelle Integration im deutschen Anlagenzulassungsrecht nur unzureichend erfolgt. Dafür spricht insbesondere die Tatsache, dass die zuständige Behörde keine Möglichkeit hat, die vollständige Koordination überhaupt sicherzustellen.

9.4.2 Aspekte der materiellen Integration

542. Auch in materieller Hinsicht besteht die Frage, ob das deutsche Anlagenzulassungsrecht, wie es im Bundesimmissionsschutzgesetz geregelt ist, dem Erfordernis einer integrierten Betrachtung und Bewertung der betroffenen Medien Luft, Wasser und Boden gerecht wird. Dabei trafen 1996 mit der Einführung der Vorgänger-Richtlinie der IED, der IVU-Richtlinie, und der daraufhin erforderlichen Umsetzung ins deutsche Recht zwei unter-

schiedliche Konzeptionen der Anlagengenehmigung aufeinander. Auf der einen Seite stand der deutsche Ansatz, der von einer gebundenen Entscheidung ausgeht und diese Entscheidung durch die Festsetzung von Emissionsgrenzwerten weitgehend determiniert. Auf der anderen Seite stand das britische Recht mit einem weiten Ermessen der Verwaltung, das im Rahmen einer Einzelfallbetrachtung ausgeübt wird (siehe dazu MEINKEN 2000, der für einen kumulativen Einsatz von emissions- und immissionsorientierten Anforderungen plädiert). Hier ist es hilfreich, zwischen emissionsseitigen Anforderungen einerseits und immissionsseitigem Schutzanspruch andererseits zur Vermeidung von Kumulations- bzw. Summationseffekten zu differenzieren (zur grundsätzlichen Kritik an den klassischen deutschen Leitbildern von Gefahrenabwehr und Vorsorge und zum europarechtlichen Konzept des Umweltqualitätsziels vgl. REESE 2010, S. 341 ff.).

9.4.2.1 Emissionsseitige Anforderungen

543. Um ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen, wurde § 1 Absatz 2 1. Spiegelstrich in Umsetzung der IVU-Richtlinie um eine „Integrationsklausel“ erweitert, der zufolge das Gesetz auch der integrierten Vermeidung und Verminderung schädlicher Umwelteinwirkungen durch Emissionen in Luft, Wasser und Boden unter Einbeziehung der Abfallwirtschaft dient. Zur Förderung der integrativen Betrachtung wurde überdies der Wortlaut der für das untergesetzliche Regelwerk maßgeblichen §§ 7 und 48 BImSchG im Sinne einer integrativen Ausrichtung geändert: Bereits bei Festlegung der Verordnungs- und Verwaltungsvorschriften soll dem integrativen Gedanken Rechnung getragen werden. Während die Grundzüge des Anlagengenehmigungsrechts nach BImSchG und Wasserhaushaltsgesetz (WHG) also mit ihren jeweiligen Ausgestaltungen beibehalten wurden, blieb die konkrete Umsetzung damit de facto dem untergesetzlichen Regelwerk überantwortet, das schon bisher eine gewichtige Rolle für die Praxis des Umweltrechts gespielt hat (RIEGER 2004, S. 160 ff.). Für eine Überprüfung der Umsetzung der materiellen Integration muss also der deutsche Ansatz, allgemein-abstrakte Grenzwerte im Rahmen der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) festzulegen, einer kritischen Würdigung unterzogen werden. Fraglich ist insbesondere, wie integrativ abstrakt-generelle Regelwerke, also solche die allgemein für eine Vielzahl von Fällen gelten, ausgestaltet sein können.

Argumente für die abstrakt-generelle Festlegung von Emissionsgrenzwerten

544. Für abstrakt-generelle Regelwerke spricht, dass mithilfe allgemein verbindlicher Grenzwerte ein gleichmäßiger Vollzug gewährleistet werden kann (SRU 2002, Tz. 311). Dies wird auch aus den Problemen ersichtlich, mit denen der gleichmäßige Vollzug der IVU-Richtlinie in den Mitgliedstaaten in Ermangelung von Grenzwerten konfrontiert war (WASKOW 2011, S. 3). Sie schaffen nicht nur Rechtssicherheit für den Antragsteller (FELD-

HAUS 2002, S. 5; HANSMANN 2002, S. 20), sondern schützen die zuständige Behörde auch vor wirtschafts-politischem Druck im Genehmigungsverfahren (LÜBBE-WOLFF 1999, S. 243; SCHINK 2001, S. 329). Für eine vollumfängliche Einzelfallbeurteilung sind die meisten Behörden überdies weder in personeller Hinsicht ausgestattet, noch kann der erforderliche Querschnitt aus juristischem und naturwissenschaftlichem Fachwissen in jeder Behörde – insbesondere in kommunalisierten Behörden – als vorhanden vorausgesetzt werden (HANSMANN 2002, S. 20; SRU 2007). Eine Einzelfallbeurteilung würde deshalb die Dauer der Genehmigungsverfahren verlängern. Abstrakt-generelle Regelwerke erleichtern die Genehmigungspraxis und beschleunigen die Verfahren, indem sie den Behörden einfach anzuwendende Vorgaben machen. Dies gilt umso mehr, als für die Durchführung eines im Rahmen der materiellen Integration vorzunehmenden Vergleichs verschiedenartiger Auswirkungen eines Vorhabens auf die Umwelt insgesamt eine anspruchsvolle Öko-Gesamtbilanzierung erforderlich wäre.

545. Zusätzlich soll die TA Luft auch sicherstellen, dass in verschiedenen Bundesländern gleiche Standards gelten, sodass kein „Wettlauf nach unten“ stattfinden kann. Eine Einzelfallbeurteilung könnte nämlich dazu führen, dass einzelne Standorte versuchen, sich industriepolitische Wettbewerbsvorteile zu verschaffen, indem die Genehmigungspraxis gelockert wird. Allerdings ist in diesem Kontext auch darauf hinzuweisen, dass nach bisheriger Rechtslage die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten überwiegend nicht drittschützend ist (ROLLER 2010, S. 994), das heißt, von Betroffenen nicht vor Gericht eingeklagt werden kann. Das hat zur Folge, dass bislang eine gerichtliche Überprüfung, die geholfen hätte, gleichmäßige Standards in der Praxis durchzusetzen, weitgehend fehlte.

546. Für eine Festlegung von Emissionsgrenzwerten in abstrakten Regelwerken spricht auch, dass die IED den Ansatz, abstrakt-generelle Anforderungen festzulegen, gestärkt hat (WASKOW 2011). Bereits die IVU-Richtlinie sah vor, dass bei der Festlegung der emissionsbegrenzenden Anforderungen primär die technische Beschaffenheit der Anlage zu berücksichtigen war. Dies fand seinen Niederschlag in den BVT-Merkblättern. BVT entsprechen betrieblich-technischen Anforderungen und Bandbreiten von Emissionswerten, die bei der Genehmigung von Anlagen zu beachten sind. Bei der Festlegung der BVT müssen integrierte Aspekte beachtet werden. Somit ging bereits die IVU-Richtlinie davon aus, dass die integrierte Betrachtung nicht allein von den betroffenen Genehmigungsbehörden vorgenommen wird bzw. vorgenommen werden kann, wie auch die aufwendige Erarbeitung der Merkblätter im Sevilla-Prozess belegt. Allerdings waren die BVT-Merkblätter bislang nicht verbindlich, sondern stellten lediglich eine Handreichung für die Genehmigungsbehörden dar.

Die IED hat den Status der Merkblätter bzw. ihrer Schlussfolgerungen demgegenüber deutlich gestärkt, indem diese in Zukunft grundsätzlich verbindliche Min-

deststandards darstellen sollen (KOCH und BRAUN 2010, S. 1273). Zukünftig sollen sie als Referenz für die Festlegung der Genehmigungsaufgaben dienen, indem die in den Genehmigungen festzulegenden Emissionsgrenzwerte die in den BVT-Merkblättern beschriebenen Emissionsbandbreiten grundsätzlich nicht überschreiten sollen.

Die Richtlinie will auf diesem Wege den Einsatz der BVT stärken. Die Anwendung der BVT zählt zu den Grundpflichten des Artikels 11 IED. Nach Artikel 13 sind BVT-Merkblätter in BVT-Schlussfolgerungen mit höherer Verbindlichkeit in Gestalt eines Beschlusses nach Artikel 288 Absatz 4 AEUV zu überführen (FÜHR in: KOCH/PACHE/SCHEUING 2011, § 1 Rn. 60a). Indem somit auch auf europäischer Ebene an der Festsetzung allgemeiner Standards gearbeitet wird, hat die IED die Verwendung von Grenzwerten gestärkt.

547. Zugunsten von abstrakt-generellen Emissionsgrenzwerten wird vorgebracht, dass der im deutschen Recht durch den Stand der Technik in der TA Luft festgelegte Standard in aller Regel integrativ ist, weil die Ableitung emissionsbegrenzender und ressourcenbegrenzender Anforderungen medienübergreifend ausgelegt ist (COHORS-FRESENBORG 2011). Dahinter steht die Erwägung, dass die Emissionen einer konkreten Anlage sich aus dem Stand der Technik ableiten lassen, hingegen von ihrem individuellen Standort weitgehend unabhängig sind. Daher lassen sich abstrakt-generell für alle Anlagentypen Grenzwerte festsetzen, die alle betroffenen Medien gleichermaßen in den Blick nehmen. Zudem differenziert die TA Luft hinsichtlich der Anforderungen zwischen verschiedenen Anlagentypen, Einsatzstoffen und Produkten sowie Alt- und Neuanlagen. Daraus wird geschlossen, dass diese Betrachtung eine Einzelfallbetrachtung weitgehend ersetzen kann (COHORS-FRESENBORG 2011, S. 2).

548. Überdies wird argumentiert, dass das Problem der Verlagerung in andere Umweltmedien in der Praxis sehr viel seltener auftritt als gemeinhin angenommen (COHORS-FRESENBORG 2011). In den meisten Fällen führe demnach die mediale Optimierung der Emissionsminderung nicht zu relevanten Belastungsverlagerungen und somit zu medienübergreifenden Konflikten. Soweit solche überhaupt auftreten, müssen diese bei der Festlegung emissionsbegrenzender Anforderungen identifiziert und gelöst werden. Dies sei aber nach Auffassung der Befürworter abstrakter Regelwerke bereits bei der Erarbeitung der TA Luft 2002 geschehen, wobei die tatsächlich auftretenden Konflikte identifiziert und gelöst worden seien. Für untypische Sonderfälle sieht das untergesetzliche Regelwerk zudem eine Festlegung des Standes der Technik im Einzelfall vor.

549. Neben den rechtlichen spricht auch eine Reihe von praktischen Erwägungen für die abstrakt-generelle Festlegung von Emissionsgrenzwerten. Zunächst ist fraglich, ob es sinnvoll ist, wenn die Genehmigungsbehörde in Einzelfallbetrachtungen den Anlagenbetreibern Vorgaben für die Art der Anlage macht, weil die Kenntnisse hinsichtlich bestimmter Technologien eher beim Anla-

genbetreiber liegen. Dies spiegelt sich auch in der IED, die in Artikel 12 vorgibt, dass der Betreiber darlegt, wie er Emissionen zu vermeiden bzw. zu vermindern plant und auch die sonstigen Grundpflichten beachten will. Er muss auch die wichtigsten Alternativen zu den von ihm im Antrag vorgeschlagenen Technologien, Techniken und Maßnahmen in einer Übersicht darstellen (Artikel 12 Absatz 1 lit k). Dies weist darauf hin, dass die IED davon ausgeht, dass die konkrete Optimierung der Anlage in der Verantwortung des Betreibers liegt. Wird lediglich mittels der Emissionsbandbreiten der Stand der Technik festgeschrieben, bestehen Spielräume für die Umsetzung durch den Anlagenbetreiber. Zudem bieten strenge Grenzwerte einen Anreiz für den Anlagenbetreiber, seine Techniken hinsichtlich produktionsintegrierter Maßnahmen zu verbessern, womit auch die Weiterentwicklung des produktionsintegrierten Umweltschutzes gefördert wird. Es wird darüber hinaus grundsätzlich infrage gestellt, ob die behördliche Optimierung im Einzelfall, die in einer individuellen Feinsteuerung des Stoffstroms mündet, sinnvoll ist. Statt behördenseits Produktionsabläufe steuern zu wollen, würde eine Zielvorgabe „von außen“ über Qualitätsstandards zu einer zielgenaueren Berücksichtigung von ökologischen Belastungsgrenzen führen (REESE 2010). Daran anknüpfend wird infrage gestellt, ob die Diskussion um die Integrationsklausel nicht insgesamt von einer Überbetonung staatlicher Handlungsmöglichkeiten geprägt ist – im negativen (durch die Befürchtung umfassender Bevormundung) wie im positiven (in der Erwartung, dass dem Grundsatz der Vorsorge damit neue Durchschlagskraft verliehen werde). Dieser Ansicht zufolge muss stärker auf die Mitwirkung des Anlagenbetreibers mithilfe des in seinem Einflussbereich gesammelten Erfahrungswissens gesetzt werden (FÜHR in: KOCH/PACHE/SCHEUING 2011, § 1 Rn. 55d).

550. Schließlich wird auch argumentiert, dass nicht allein die Festsetzung von Grenzwerten für die Umweltbelastung ausschlaggebend ist. Viele andere Aspekte, die die Umweltauswirkungen maßgeblich beeinflussen, wie das Anlagenmanagement und bauliche Anforderungen an die Anlage (Einhausung, Kapselung) sind nicht Gegenstand abstrakt-genereller Grenzwertfestlegungen. Diese Anforderungen stellen aber den größeren Teil der Festlegungen in einem Genehmigungsbescheid dar und können, auch wenn generelle Grenzwerte bestehen, vor Ort bestimmt werden.

Argumente gegen die Festlegung von abstrakt-generellen Emissionsgrenzwerten

551. Gegen die Umsetzung der europarechtlichen Vorgaben durch abstrakte Regelwerke (insbesondere TA Luft) werden allerdings gewichtige Argumente vorgebracht. Zunächst stellt sich die Frage, ob die TA Luft überhaupt den Anforderungen der IED gerecht wird. Insbesondere ist fraglich, ob der TA Luft wirklich durchgehend eine integrierte Betrachtungsweise zugrunde liegt. Erforderlich wäre insoweit, dass für alle in der TA Luft festgelegten Standards in der Begründung darüber Auskunft gegeben wird, auf welchen Erwägungen die Standards beruhen und warum die Standards aus einer Ge-

samt Betrachtung resultieren (SRU 2004, Tz. 620). Die in der TA Luft enthaltenen Vorgaben, die die integrierte Betrachtung konkretisieren sollen, sind aber aufgrund ihrer abstrakt-generellen Natur kaum geeignet, das Integrationsproblem vollzugsleitend zu lösen. Dies zeigt sich schon daran, dass die entsprechenden Vorgaben weiterhin sektoral segmentiert nebeneinander stehen (FÜHR in: KOCH/PACHE/SCHEUING 2011, § 1 Rn. 55c).

552. Es bestehen Zweifel, ob durch die TA Luft gewährleistet ist, dass der aktuelle Stand der Technik angewandt wird. Insoweit könnte auch die in der IED vorgesehene Verpflichtung zur regelmäßigen Prüfung der einzelnen Genehmigungsauflagen faktisch leerlaufen, wenn das für die Entscheidung maßgebliche Bezugssystem der TA Luft nur unregelmäßig neu gefasst wird. Obwohl dem Normgeber zwangsläufig ein gewisser zeitlicher Spielraum zugestanden werden muss, gebietet die IED unter Berücksichtigung der EuGH-Rechtsprechung, dass eine regelmäßige Überprüfung nicht nur praktisch stattfinden, sondern sich auch im Wortlaut des Regelwerkes niederschlagen muss. Sollte die TA Luft ursprünglich zehn Jahren nach ihrem Inkrafttreten – also 1996 – kritisch überprüft werden, so trat erst im Jahr 2002 die derzeit gültige Fassung in Kraft. Es erscheint schwer vorstellbar, dass der Stand der Technik nicht schon eine frühere Anpassung der Grenzwerte zumindest nahe gelegt hätte (kritisch hierzu auch BIESECKE 2002, S. 329).

Der praktische Nachweis, dass Verwaltungsvorschriften tatsächlich flexibler und einfacher an die technischen Weiterentwicklungen anzupassen sind, steht vor diesem Hintergrund noch aus (VOGT-BEHEIM 2004, S. 159; BUCHHOLZ 2001, S. 85 m. Fn. S. 330; von DANWITZ 1993, S. 94). Dagegen wird allerdings vorgebracht, dass Technologieänderungen in größeren Abständen erfolgen würden, sodass der 15-Jahreszyklus der BVT-Merkblätter hinreichend sei, um den technologischen Fortschritt abzubilden (COHORS-FRESENBORG 2011). Nach Nummer 5.1.1 TA Luft sind die Genehmigungs- und Überwachungsbehörden überdies unter bestimmten Bedingungen an die Anforderungen der TA Luft nicht mehr gebunden. Dies ist der Fall, wenn die Anforderungen der TA Luft nicht mehr den BVT-Merkblättern entsprechen und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) das Fortschreiten des Standes der Technik oder eine notwendige Ergänzung nach einem im BImSchG geregelten Verfahren bekannt gemacht hat. In diesen Fällen haben die zuständigen Behörden bei ihren Entscheidungen die Fortentwicklung des Standes der Technik zu berücksichtigen (WASKOW 2011, S. 6).

553. Weiterhin ergibt sich das Problem, dass insbesondere die Gerichte nicht nachvollziehen können, in welcher Weise ein einzelner Grenzwert wirklich dem integrativen Konzept Rechnung trägt. Eher deklaratorischer Natur erscheint in diesem Zusammenhang die Feststellung unter Nummer 5.1.1 Absatz 2 der TA Luft: „Die Vorschriften berücksichtigen mögliche Verlagerungen von nachteiligen Auswirkungen von einem Schutzgut auf ein anderes; sie sollen ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt gewährleisten.“ Letztlich ist nicht

nachvollziehbar, inwieweit jeder einzelne Wert gerade aufgrund medienübergreifender Aspekte festgelegt worden ist (RIEGER 2004, S. 163, 173; BADER 2002, S. 193). Eine Begründung der einzelnen Werte wird von der IED selbst zwar nicht gefordert (BUCHHOLZ 2001, S. 239). Dennoch ist eine transparente und damit nachvollziehbare Begründung kaum entbehrlich (SRU 2004, Tz. 567; 2002, Tz. 315; RIEGER 2004, S. 217). Die Frage der Nachvollziehbarkeit stellt sich vor allem für die Gerichte, denn diese messen den normkonkretisierenden Verwaltungsvorschriften aufgrund ihrer sachverständigen und komplexen Ermittlung einen verbindlichen Erkenntniswert bei. Die TA Luft als normkonkretisierende Verwaltungsvorschrift kann nicht in einem separaten Kontrollverfahren überprüft werden, da ein solches nicht existiert. Andererseits ergibt sich im Rahmen der inzidenten Kontrolle eine faktische Bindungswirkung für die Gerichte, die nur sehr begrenzt überprüft werden kann. Fraglich ist somit, ob die Rechtsnatur der TA Luft problemadäquat ist oder ob die Festlegung der Grenzwerte in Form einer Rechtsverordnung erfolgen sollte.

Ganz generell hatte der EuGH im Jahre 1991 schon einmal die Umsetzung der Grenzwerte der Schwefeldioxid-Richtlinie 80/779/EWG in Regelungen der TA Luft gerügt (EuGH, Urteil vom 30. Mai 1991 – Rs C-361/88, NVwZ 1991, 866). Der EuGH konstatierte insbesondere deswegen ein Defizit, weil die Bundesrepublik mit keiner nationalen Gerichtsentscheidung die Verbindlichkeit der TA Luft gegenüber Dritten nachweisen konnte. Zwischenzeitlich hat das Bundesverwaltungsgericht (BVerwG) jedoch die grundsätzliche Bindungswirkung der TA Luft als normkonkretisierende Verwaltungsvorschrift bestätigt (BVerwG, Beschluss vom 10. Januar 1995 – 7 B 112/94, NVwZ 1995, 994). Ob diese Rechtsprechung nun den Anforderungen des EuGH genügt oder ob nicht doch eine gesetzgeberische Grundlage der TA Luft insgesamt in Form einer Rechtsverordnung erforderlich ist, bleibt dennoch offen (VOGT-BEHEIM 2004, S. 154 ff.). Aufgrund der Bedeutung des zu regelnden Gebiets und der mangelnden Bindungswirkung sollte daher die Festlegung von Emissionsgrenzwerten jedenfalls in Form einer Rechtsverordnung erfolgen.

Ist die ökobilanzielle Betrachtung ein geeignetes Instrument in der Anlagenzulassung?

554. Grundsätzlich muss überdies die Frage gestellt werden, unter welchen Bedingungen eine integrative Einzelbetrachtung einer jeden Anlage gegenüber einer Festlegung von generellen Grenzwerten vorzugswürdig und im Interesse des integrierten Umweltschutzes sinnvoll ist. Eine Einzelbetrachtung wäre nur dann zielführend, wenn den von einer Behörde für den Einzelfall festgelegten Grenzwerten eine höhere Plausibilität zukommen könnte als den abstrakt-generellen Grenzwerten der TA Luft. Dies ließe sich dann erreichen, wenn in jedem Einzelfall eine vorhabenbezogene Ökobilanz durchgeführt werden würde. Grundsätzlich dient eine anlagenbezogene Ökobilanz dazu, Optimierungspotenziale einer Anlage zu ermitteln. Für anlagenbezogene Ökobilanzen stehen auch weitgehend standardisierte Methoden zur Verfügung.

Jedoch verfügen nicht alle Behörden über die Möglichkeit, eine Ökobilanz durchführen zu lassen, vor allem, weil dafür die finanziellen, zeitlichen und personellen Ressourcen fehlen. Im Bereich der Anlagen bestehen überdies die auch sonst bekannten methodischen und praktischen Probleme der Ökobilanzierung. Insbesondere ist ihre Qualität abhängig von der Qualität der zur Verfügung stehenden Daten. Wünschenswert wäre es hier, auf vorhandene Monitoringprogramme zurück zu greifen. Diese sind zwar nicht in allen Fällen öffentlich zugänglich, insbesondere wenn Daten auf Länderebene erhoben werden. Es ist aber möglich, bei den zuständigen Umweltschutz- und Naturschutzbehörden um spezifische Daten zu bitten. Zudem sind der integrativen Bewertung dort Grenzen gesetzt, wo die Vielzahl von Schadstoffen, die aus einer Anlage in die Luft oder das Wasser emittiert werden können, sehr groß ist. Nicht immer werden alle relevanten Umweltaspekte auch erfasst, so werden beispielsweise unter Umständen mikro- und nanoskalige Stoffe nicht berücksichtigt. Die Wirkungen mancher Zwischen-, End- und Abbauprodukte ist teilweise unbekannt. Eine Ökobilanzierung kann daher für die Behörde fachlich komplex, aufwendig und teuer sein.

Nicht zuletzt kann es für Behörden schwierig sein, Wertungen zu treffen, wenn Abwägungen zwischen verschiedenen Wirkungskategorien erforderlich sind. Dies gilt insbesondere für die Bewertung von human- versus ökotoxikologischen Wirkungen. Hier beruht eine Bilanzierung auch auf Wertungen, die nicht rein wissenschaftlich vorgenommen werden können, sondern auch darüber hinausgehende normative Gewichtungen erfordern. Wenn die Ziele der Optimierung der Anlage allerdings von vornherein festgelegt sind (z. B. nur Steigerung der Luftqualität), stellt sich dieses Problem nicht.

Fazit hinsichtlich der abstrakt-generellen Festlegung von Grenzwerten

555. Grundsätzlich ist festzuhalten, dass es gute Gründe dafür gibt, Emissionsgrenzwerte abstrakt-generell, also allgemein für eine unbestimmte Vielzahl von Fällen, zu regeln und ihre Festlegung nicht allein aus einer Einzelfallbetrachtung abzuleiten. Insbesondere kann eine integrative Betrachtung bei entsprechender Ausgestaltung auch über den Stand der Technik gewährleistet werden und muss damit, jedenfalls emissionsseitig, nicht zwingend vor Ort erfolgen. Zudem erlauben abstrakt-generelle Grenzwerte einen gleichmäßigen Vollzug und schützen die Behörde vor wirtschaftspolitischem Druck im Genehmigungsverfahren. Allerdings muss daneben eine integrierte Betrachtung sichergestellt werden.

Nicht problemadäquat ist dagegen die Festsetzung von abstrakt-generellen Emissionswerten lediglich im Rahmen einer Verwaltungsvorschrift wie der TA Luft. Dies ergibt sich bereits aus der europäischen Rechtsprechung (Tz. 553). Darüber hinaus wird eine Verwaltungsvorschrift der Bedeutung des zu regelnden Sektors nicht gerecht. Dem kann auch nicht entgegengehalten werden, dass eine Rechtsverordnung schwieriger zu aktualisieren wäre, weil sich für diese Annahme in der Praxis keine Be-

lege finden lassen. Wünschenswert wäre somit die Anordnung durch eine Bundes-Immissionsschutzverordnung. Dies würde der Bedeutung des zu regelnden Problems entsprechen und eine europarechtskonforme Umsetzung darstellen. Fraglich ist aber darüber hinaus, ob das bestehende System im Sinne einer Flexibilisierung reformiert werden sollte (Tz. 565).

9.4.2.2 Immissionsseitige Anforderungen

556. Auch wenn die Menge der Emissionen einer Quelle unkritisch ist, so überschreiten sie, wenn mehrere Quellen zusammenwirken, vielfach die Schwellen dessen, was unter Schutz- und Vorsorgegesichtspunkten noch zumutbar ist (KOCH 2010, S. 186). Die Vermeidung von Kumulations- und Summationseffekten kann deshalb nicht allein durch abstrakte Emissionsgrenzwerte für eine Emittentengruppe geleistet werden, denn sie ist nur durch koordiniertes Vorgehen gegen verschiedene Emittenten bzw. Emittentengruppen möglich. Die immissionsbezogene Betrachtung muss daher alle Emittenten an einem Standort (z. B. Industrieanlagen, Verkehr, Haushalte) sowie die Vorbelastung des Standorts einbeziehen. Deshalb kann im Rahmen des Genehmigungsverfahrens auch verlangt werden, dass der Betreiber Minderungsmaßnahmen ergreift, die über den Stand der Technik hinausgehen. Diese Betrachtung wird durch Nummer 4 der TA Luft geregelt, die Immissionsgrenzwerte für Benzol, Blei, PM₁₀, Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Tetrachlorethen und Fluorwasserstoff enthält. Sie findet ihre Grenze darin, dass eine Genehmigung nicht versagt werden darf, wenn die Anlage nur einen geringen Beitrag zur Gesamtbelastung leistet. Wenn die Zusatzbelastung durch die Emissionen der betroffenen Anlagen 3 % des Immissions-Jahreswertes nicht überschreitet und durch eine Auflage sichergestellt ist, dass weitere Maßnahmen zur Luftreinhaltung, insbesondere Maßnahmen, die über den Stand der Technik hinausgehen, durchgeführt werden, muss die Anlage genehmigt werden (4.2.2 TA Luft, sog. Irrelevanzkriterium; dazu sehr kritisch bereits SRU 2004, Tz. 538 f.).

Um das Summationsproblem zu adressieren, stellt das BImSchG mit dem Luftreinhalteplan (und auch dem Lärminderungsplan) schon seit längerem Instrumente zur Verfügung. Der Luftreinhalteplan hat bislang eher der Informationsbeschaffung zur Unterstützung des Vollzugs des Anlagenrechts gedient, wogegen ein funktionsfähiges Vollzugsinstrumentarium fehlte (KOCH 2010, S. 186; TRUTE 1989; JARASS 2003, S. 264–265). So hat beispielsweise erst die Rechtsprechung des EuGH dazu geführt, dass betroffene Anwohner in der Lage waren, straßenverkehrsbezogene Maßnahmen gegen die vom motorisierten Straßenverkehr verursachte hohe Feinstaubbelastung gerichtlich durchzusetzen (siehe dazu ausführlich CALLIESS 2006b). Durch die Umsetzung der Luftqualitätsrichtlinie (Richtlinie 2008/50/EG) wurde jedoch das Instrumentarium für eine die Mitgliedstaaten bindende Luftreinhalteplanung normiert. Die EU-Gesetzgebung und die Rechtsprechung des EuGH im Bereich der Luftreinhaltung haben in Deutschland einen Paradigmenwechsel im Recht der Luftreinhaltung hervorgerufen.

Während in früheren Jahren in Deutschland eine eher emissionsbezogene Betrachtungsweise vorherrschte (13. BImSchV und TA Luft), verlangte die EU-Gesetzgebung stärker als bisher eine zusätzlich immissionsbezogene Betrachtung (LAHL 2007). Die Nachfolgerichtlinie, die Richtlinie über Luftqualität und saubere Luft für Europa (Richtlinie 2008/50/EG), wurde mit der 39. BImSchV in deutsches Recht umgesetzt. Sie enthält unter anderem verbindliche Grenzwerte für Stickstoffdioxid, die ab 2010 einzuhalten waren. Dies stellt einen Schritt in die richtige Richtung dar, allerdings ist die europäische Luftreinhaltepolitik weiterhin nicht ausreichend mit wirksamen Maßnahmen verknüpft. In Deutschland ist es vor allem erforderlich, Maßnahmen zu ergreifen, die die allgemeine Hintergrundbelastung (z. B. Feinstaub, Stickstoffoxide) verringern (Tz. 298).

Es wird zudem darauf hingewiesen, dass es, neben der Betrachtung der von einer Anlage ausgehenden Emissionen für eine integrierte Betrachtung eigentlich erforderlich wäre, eine Betrachtung von alternativen Anlagenkonzeptionen vorzunehmen, die sich in Menge und Qualität der emittierten Stoffe und im Freisetzungspfad unterscheiden (FÜHR in: KOCH/PACHE/SCHEUING 2011, § 1 Rn. 55b). Somit bedürfte es zur Beurteilung der schädlichen Umwelteinwirkungen eigentlich eines immissionsseitigen Vergleichsmaßstabs, etwa in Gestalt von stoffbezogenen Umweltqualitätskriterien. Aber selbst wenn man solche Kriterien fundiert erarbeiten könnte, wäre wiederum ein Übersetzungsmechanismus erforderlich, mit dem die zulässige Belastung zwischen den verschiedenen Pfaden und betroffenen Rechtsgütern unter Einbeziehung der zeitlichen Dimension bewertet werden könnte (ebd.).

9.5 Optionen für eine bessere Integration

557. Wenn also der Rückgriff auf untergesetzliche Umweltstandards vor diesem Hintergrund unentbehrlich bleibt, sollten den Behörden im Hinblick auf das Ziel des integrierten Umweltschutzes dennoch Steuerungsmöglichkeiten im Einzelfall zugesprochen werden. Sowohl im Hinblick auf die formelle wie auf die materielle Integration im Anlagenzulassungsrecht sind Vorschläge gemacht worden, wie eine bessere Integration erfolgen kann. Die formelle Integration ist bislang nicht ausreichend realisiert, sie kann durch eine bessere Zusammenarbeit der Behörden gewinnen. Eine bessere materielle Integration kann beispielsweise durch eine Koppelung von abstrakt-generellen Umweltstandards mit der Möglichkeit einer Einzelfallentscheidung bewirkt werden. Nachfolgend soll dargestellt werden, welche Reformvorschläge bislang diskutiert wurden und ob sie geeignet erscheinen.

9.5.1 Ansätze in formeller Hinsicht

558. Im Hinblick auf die bessere formelle Integration im Anlagenzulassungsrecht sind verschiedene Ansätze diskutiert worden (CALLIESS 2010, m.w.N.). Eine Möglichkeit liegt darin, einen ressortübergreifenden Ansprechpartner für alle Kontakte zwischen Behörde und Unternehmen zu schaffen (SRU 2007, Tz. 371 ff.). Perso-

nalisierte Lösungen stellen dem betroffenen Unternehmen im Wesentlichen einen Ansprechpartner zur Verfügung, tragen jedoch weniger zu einer formellen Integration bei. Funktionale Lösungen zielen dabei auf eine Optimierung der Behördenstruktur ab. Bei der sogenannten „Zaunlösung“ ist eine einzige Behörde für alle Entscheidungen, die ein Betriebsgelände betreffen, einschließlich der von dem Gelände erfolgenden weiter entfernten Wassereinleitung zuständig. Eingeführt wurde dieses Modell beispielsweise durch das Verwaltungsstruktur-Reformgesetz in Baden-Württemberg im Jahr 2004 und durch die Verwaltungsstrukturreform in Nordrhein-Westfalen im Jahr 2008. Eine Evaluation des baden-württembergischen Gesetzes ergab, dass in umweltrelevanten Verfahren die verschiedenen Umweltbelange fester verknüpft und damit Synergien erzielt werden konnten (Innenministerium Baden-Württemberg 2007). Eine noch weitergehende Integration erfolgt in einzelnen Bezirksregierungen, beispielsweise in Münster, in denen die Bearbeitung der wasser-, abfall- und immissions-schutzrechtlichen Belange in einem Dezernat konzentriert ist.

559. Eine Fortentwicklung im Hinblick auf die formelle Integration könnte durch eine zielführende Umsetzung der IED ins deutsche Recht erreicht werden. Neu geregelt wird in der IED im Hinblick auf die formelle Integration zunächst nur die Überwachung (KOPP-ASSEN-MACHER 2011, S. 13): Artikel 23 Absatz 1 IED schreibt vor, dass die Mitgliedstaaten ein System für Umweltinspektionen einführen, dass die gesamte Bandbreite an Auswirkungen der betreffenden Anlagen auf die Umwelt erfasst. Die Umweltinspektionen sollen auf der Basis eines Umweltinspektionsplans durchgeführt werden, der eine allgemeine Bewertung der wichtigen Umweltprobleme umfasst (Artikel 23 Absatz 3 lit. A). Er soll daneben nach lit. f gegebenenfalls Bestimmungen für die Zusammenarbeit zwischen verschiedenen Inspektionsbehörden enthalten (WASKOW 2011, S. 6–7). Die Umweltinspektion auf alle Umweltauswirkungen auszudehnen, könnte für die Länder wo, dies nicht bereits erfolgt, ein Ansatzpunkt sein, die Behörden so zu organisieren, dass eine Stelle für die Inspektionen und für die Genehmigung und Überwachung insgesamt zuständig ist. Damit würden zum einen Synergien geschaffen werden, da die Informationen aus dem Genehmigungsverfahren direkt für die Überwachung zur Verfügung stehen. Im Hinblick auf die von der IED erfassten Schutzgüter Luft, Wasser und Boden würde die integrierte Betrachtung gefördert werden.

560. Ein einheitlicher Genehmigungstatbestand würde eine besonders wirksame Form der formellen Integration darstellen, weil er unweigerlich erfordert, das Genehmigungsverfahren in einer Zulassungsstelle zu bündeln („Integration durch Verfahren“). Gegenwärtig sind bei der Anlagengenehmigung mehrere Genehmigungen erforderlich, regelmäßig zumindest eine immissionsschutzrechtliche und eine wasserrechtliche Genehmigung. Für die Ausgestaltung einer integrierten Vorhabengenehmigung (IVG) gibt es unterschiedliche Ansätze. Entscheidende Bedeutung kommt der gelungenen Kombination von formeller und materieller Integration sowie der Koppelung

abstrakt-genereller Standards (wie der TA Luft) und integrierter Einzelfallentscheidung zu (vertieft zur Bedeutung der integrierten Vorhabengenehmigung für den integrierten Umweltschutz CALLIESS 2008). Grundsätzlich beschränkt sich eine integrierte Genehmigung nicht auf die formelle Integration, sondern besitzt stets auch Bedeutung für die materielle Integration, weil faktisch materielle Genehmigungsvoraussetzungen entscheidend von der verfahrensrechtlichen Ebene geprägt werden.

561. Der jüngste Ansatz für eine Integration durch Verfahren in Form einer IVG fand sich im Referentenentwurf (§ 51 UGB I) des – Anfang 2009 nunmehr schon zum zweiten Mal – gescheiterten Umweltgesetzbuchs (BMU 2008; ausführlich CALLIESS 2008). Die IVG sollte die materiellen Anforderungen an die immissionsschutzrechtliche Genehmigung und die wasserrechtliche Gestattung in einem einheitlichen Genehmigungstatbestand zusammenführen. Der integrative Charakter der Genehmigung sollte hier dadurch gestärkt werden, dass die wesentlichen zulassungsrelevanten Gesichtspunkte, die bisher fachrechtlich getrennt geregelt sind, auf einer systematisch, strukturell und begrifflich harmonisierten Genehmigungsgrundlage zusammengeführt werden (SANGENSTEDT 2007, S. 510). Auf die Formulierung einer eigenständigen Regelung zum integrierten Umweltschutz wurde hier freilich verzichtet. Vielmehr sollte über die Grundpflichten des § 53 UGB I, mit dem alle medialen Einträge erfasst werden sollten, der medienübergreifende Ansatz der IVG umgesetzt werden (BMU 2008, Entwurfsbegründung, S. 33). Dies betrifft insbesondere die Formulierung des „hohen Schutzniveaus für den Menschen und die Umwelt insgesamt“ sowie den Begriff der „schädlichen Umweltveränderungen“ (§ 4 Nummer 6 UGB I). Der Referentenentwurf des BMU behielt auch die Übertragung der materiellen Integrationsleistung auf das untergesetzliche Regelwerk bei, indem er in § 54 Absatz 1 Satz 2 UGB I das Ziel hervorhob, bei der Festlegung der entsprechenden Anforderungen „insbesondere mögliche Verlagerungen nachteiliger Umweltauswirkungen von einem Umweltgut auf ein anderes oder auf den Menschen zu berücksichtigen; ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt ist zu gewährleisten.“

Auch nach dem Scheitern des UGB bleibt die Vereinheitlichung des Zulassungsrechts für die medienübergreifende, integrierte Prüfung aller Umweltauswirkungen eines Vorhabens ein zentrales Anliegen (SRU 2008a). Allerdings ist aufgrund des wiederholten Scheiterns des UGB ein erneuter Anlauf für eine umfassende Kodifizierung des deutschen Umweltrechts in einem UGB und damit der Möglichkeit der generellen Neuregelung der Anlagenzulassung in den nächsten Jahren nicht zu erwarten. Eine integrierte Vorhabengenehmigung könnte dennoch auch unabhängig von einem UGB realisiert werden. Vorteilhaft wäre eine integrierte Vorhabengenehmigung auch, weil sie neben einer besseren formellen auch eine materielle Integration darstellen würde. Durch die Harmonisierung der Genehmigungsanforderungen würde ein einheitliches Prüf- und Genehmigungsprogramm geschaffen werden.

562. Einen neuen Vorschlag für die Ausgestaltung einer IVG haben KAHL und WELKE gemacht (2010). Sie schlagen vor, eine Modell- bzw. Stammregelung der IVG ins Verwaltungsverfahrensgesetz (VwVfG) aufzunehmen, die als Angebotsgesetzgebung fungiert und die durch Einzelregelungen im Fachgesetz ausgefüllt, konkretisiert und unter Umständen modifiziert werden kann. Diese „Kombinationslösung“ zwischen einer vollständigen Regelung des Genehmigungstatbestandes im Fachrecht einerseits und der vollständigen Regelung im VwVfG andererseits würde nach ihrer Auffassung mehrere Vorteile mit sich bringen. Zunächst würde das VwVfG um eine Eröffnungskontrolle auch im Bereich des Umweltrechts ausgedehnt werden, wodurch im VwVfG eine systematische Gesamtregelung aller Eröffnungskontrollen gelänge. Damit würde das VwVfG seinen Charakter als Generalkodifikation des Verwaltungsrechts behalten. Gleichzeitig würde eine Überfrachtung des VwVfG vermieden werden und die inhaltliche Ausgestaltung im fachspezifischen Recht erfolgen. Dieser Vorschlag wäre geeignet, die Ablehnung derer zu überwinden, die befürchten, eine integrierte Vorhabengenehmigung könnte das allgemeine Verfahrensrecht schwächen.

9.5.2 Ansätze in materieller Hinsicht

563. Im Hinblick auf die materielle Integration bei der Anlagenzulassung ist deutlich geworden, dass zwar einerseits abstrakt-generell geregelte Grenzwerte unentbehrlich sind, es andererseits aber Defizite hinsichtlich der europarechtlichen Anforderungen an die materielle Integration im Anlagenzulassungsrecht gibt. Zudem bestehen immissionsseitig Defizite in Bezug auf die Erreichung der bestehenden Umweltqualitätsziele, die beispielsweise von der Luftqualitätsrichtlinie aufgestellt werden. Auch hier wurden in der Vergangenheit zahlreiche Optionen diskutiert, wie eine bessere materielle Integration im Anlagenzulassungsrecht erreicht werden kann.

Optionen für die emissionsseitige Integration

564. Angesichts der unzureichenden materiellen Integration überzeugen Überlegungen, die mit Blick auf den integrierten Umweltschutz einen behördlichen Optimierungsspielraum im Rahmen des Genehmigungstatbestandes der IVG fordern (SELLNER 2007, S. 63). Materielle Integration kann umfassend durch eine Koppelung von abstrakt-generellen Umweltstandards mit Einzelfallentscheidungen bewirkt werden. Im Hinblick auf die Flexibilisierung von Emissionsgrenzwerten werden verschiedene Vorschläge diskutiert, die nachfolgend dargestellt werden sollen.

Flexibilisierung von Grenzwerten

565. Durch die Flexibilisierung von Grenzwerten wäre es möglich, eine Belastungsverlagerung im Hinblick auf die Emissionen einer Anlage zu vermeiden. Hier sind im Laufe der Jahre verschiedene Vorschläge diskutiert worden. Eine Flexibilisierung von Grenzwerten könnte erfolgen, indem durch „weichere“ Emissionswerte mehr Frei-

räume gewährt, alternative Grenzwertssysteme aufgestellt oder fakultative behördliche Einzelfallbetrachtungen eingeführt würden. Weiche Grenzwerte würden vor dem Hintergrund der BVT nicht den absolut höchsten Schutz gewähren, sondern Raum für eine Optimierung lassen, wobei das Grenzwertssystem insgesamt das umweltpolitisch gewünschte Ziel erreichen sollte. Hier bestünde allerdings die Gefahr, dass letztlich alle Grenzwerte großzügiger gefasst werden würden. In der Folge würde insgesamt ein schlechterer Umweltschutz erreicht werden. Eine andere Möglichkeit wäre es, konkrete einzelne Grenzwertssysteme als Alternativen zur Disposition zu stellen (LÜBBE-WOLFF 1999, S. 246). Allerdings wäre dies mit ganz erheblichen Anforderungen an das Normsetzungsverfahren verbunden. Wenn der Normgeber den integrierten Umweltschutz abstrakt-generell antizipieren müsste, entstünde ein hochkomplexes und damit kompliziertes Normgefüge. Dies trüge mit der engen Orientierung der Grenzwertssysteme an speziellen Verfahrensweisen auch die Gefahr in sich, eine Festlegung auf bestimmte Verfahren zu bewirken. Alternative Grenzwerte könnten daher für Einzelfälle sinnvoll sein, erscheinen aber in der Regel zu komplex und starr.

Eine Flexibilisierung der Grenzwerte mit behördlicher Einzelfallbetrachtung könnte sicherstellen, dass den spezifischen Bedingungen der Anlage Rechnung getragen werden kann. Praktisch könnte dies beispielsweise in Form von Grenzwertrahmen mit Regel-Richtwerten (VOGT-BEHEIM 2004, S. 256; im Ergebnis wohl auch RIEGER 2004, S. 249) oder durch das sogenannte Kompensationsmodell (Tz. 567) umgesetzt werden. Bei der Generalisierung mittels Rahmenwerten bestünde allerdings die Gefahr, dass ein vorliegender atypischer Fall von der Behörde nicht als solcher erkannt und behandelt würde, sondern die jeweils untere Rahmengrenze als maximal eingeräumter Spielraum verstanden und festgesetzt würde. Kritisch wäre eine Einzelfallbetrachtung insofern zu beurteilen, als sie unter Umständen schwierige Abwägungsfragen den Behörden überantwortet, die damit überfordert sein könnten. Trotzdem erscheint es erforderlich, den Behörden größere Flexibilität – jedenfalls im Hinblick auf anspruchsvollere Festsetzungen – einzuräumen. Ihnen sollte somit die Möglichkeit eröffnet werden, strengere Grenzwerte festzusetzen, wenn dies erforderlich ist. Dies gilt insbesondere, da eine Flexibilisierung der Grenzwerte bereits gegenwärtig in einem gewissen Rahmen stattfindet, der Schritt hin zu einer größeren Flexibilität mithin in der Praxis oftmals schon gegangen wird. Neben § 17 Absatz 3a BImSchG, der eine solche Flexibilität bei der nachträglichen Anordnung ermöglicht, werden zudem in der Praxis nämlich bereits jetzt in Genehmigungsbescheiden strengere Grenzwerte festgesetzt als sie durch die TA Luft vorgegeben sind. Dies kann zum Beispiel der Fall sein, wenn bereits im Rahmen des Bebauungsplanverfahrens zwischen Betreiber und Gemeinde abweichende Vereinbarungen getroffen werden. Grundsätzlich ist dies auch im Rahmen von § 5 Absatz 1 Nummer 1 BImSchG möglich, der regelt, dass genehmigungsbedürftige Anlagen so zu errichten und betreiben sind, dass schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige

Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft nicht hervorgerufen werden können.

Insgesamt würde daher eine Flexibilisierung der Grenzwerte mit der Möglichkeit, strengere Grenzwerte festzusetzen, einen Weg darstellen, einen besseren Schutz der Umwelt insgesamt zu erreichen, ohne dass damit die Vorteile einer abstrakt-generellen Regelung von Emissionsgrenzwerten aufgegeben werden müssen.

Integrations- und Kompensationsklauseln

566. Eine weitere Möglichkeit würde darin bestehen, abstrakt-generelle Umweltstandards mit Einzelfallentscheidungen zu koppeln. Dies könnte auf unterschiedliche Weise geschehen. So könnte in Anlehnung an die Vorschläge der unabhängigen Sachverständigenkommission (sog. Sandler-Kommission, BMU 1998) eine Integrationsklausel (§ 83 Absatz 2 Satz 1 UGB-KomE) formuliert werden (BMU 1998, Entwurfsbegründung, S. 627; KLOEPFER und DURNER 1997, S. 1089; SCHRADER 1998, S. 287):

„Die für das Vorhaben geltenden Grundpflichten und die Anforderungen an die Zulässigkeit von Eingriffen in Natur und Landschaft sind so zu erfüllen, dass unter Berücksichtigung aller Belastungspfade und der Wechselwirkungen zwischen den Umweltgütern die Maßnahmen getroffen werden, die die Umwelt in ihrer Gesamtheit möglichst wenig belasten.“

Die Integrationsklausel würde vom Vorhabenträger verlangen, dass er, wenn er die Grundpflichten und die Genehmigungsvoraussetzungen für das Vorhaben auf verschiedene Weise erfüllen kann, diejenige Option realisiert, die die Umwelt in ihrer Gesamtheit möglichst wenig belastet (SELLNER 1999, S. 103). Eine solche Pflicht zur medienübergreifenden Belastungsminimierung würde der Genehmigungsbehörde bei der Entscheidung über die Genehmigungserteilung einen Bewertungsspielraum (Einschätzungsprärogative) eröffnen (SEDLER 1998, S. 28; kritisch hierzu WICKEL 2000, S. 97; sowie FLUCK 1998, S. 119). Dieser Spielraum würde durch die Grundpflichten und die Eingriffsregelung einerseits und durch den Verhältnismäßigkeitsgrundsatz („möglichst wenig belastet“) andererseits begrenzt werden (BMU 1998, Entwurfsbegründung, S. 627 f.). Eine Integrationsklausel in der beschriebenen Form wäre positiv zu bewerten, weil sie sich darauf beschränkt den Betreiber anzuhalten, innerhalb der vorgegebenen Grenzwerte die optimale Lösung zu suchen.

567. Eine Ergänzung dieser Integrationsklausel wäre die zusätzlich vorgeschlagene Kompensationsklausel des § 84 Absatz 3 UGB-KomE:

„Auf Antrag des Vorhabenträgers kann in der Vorhabengenehmigung von der Einhaltung einzelner Grenzwerte zur Vorsorge gegen Risiken abgesehen werden, wenn daraus unter Berücksichtigung des Einsatzes von Ressourcen und Energie Vorteile für die Umwelt in ihrer Gesamtheit erwachsen, die die Nachteile nach Einschätzung der Behörde eindeutig und erheblich überwiegen.“

Eine solche Regelung würde die Möglichkeit schaffen, die Hindernisse zu überwinden, die mit der Festlegung von verbindlichen Umweltstandards im Vorsorgebereich für eine Gesamtbetrachtung der Auswirkungen im Einzelfall verbunden sind (BMU 1998, Entwurfsbegründung, S. 631 f.). Diese Flexibilität der Kompensationsklausel würde zum Beispiel dann relevant, wenn Luftreinhaltegrenzwerte in einem Einzelfall zwar überschritten werden, aber durch bestimmte Maßnahmen eine für die Umwelt insgesamt verträglichere Lösung möglich würde, bei der deutlich weniger Abfälle anfallen oder Abwassereleitungen erheblich reduziert werden können. Auf diese Weise würde eine im Interesse des integrierten Umweltschutzes vorzunehmende Flexibilisierung ordnungsrechtlicher Anforderungen eine effizientere Umsetzung von Vorsorgemaßnahmen bewirken können, bei der die Umwelt, dem Grundsatz der bestmöglichen Umweltoption entsprechend (CALLIESS 2003, S. 86 f.), insgesamt profitiert. Allerdings ist die Kompensationsklausel kritisch zu bewerten, weil sie – wie bereits aus dem Wortlaut ersichtlich – auf einer einzelnen Behördeneinschätzung beruht und somit die dagegen bereits oben vorgebrachten Einwände durchschlagen.

Anlagenbezogene Gefahrenabwehrpflichten

568. Vor dem Hintergrund der vorstehenden Überlegungen, ist eine Erweiterung der anlagenbezogenen Gefahrenabwehrgrundpflicht in § 5 Absatz 1 Nummer 1 BImSchG diskutiert worden, die der Genehmigungsbehörde im Einzelfall Steuerungsmöglichkeiten zur Durchsetzung der Vorgaben des integrierten Umweltschutzes einräumt. In Anlehnung an die Vorschläge der UGB-Kommission wurde angeregt, diese Abwehrgrundpflicht wie folgt zu ergänzen:

„Vorhaben sind so durchzuführen, dass zur Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus für den Menschen und die Umwelt insgesamt schädliche Umweltveränderungen und sonstige Gefahren [...] *unter Berücksichtigung der Beschaffenheit des Vorhabens, seines Standortes und der örtlichen Umweltbedingungen samt ihrer Wechselwirkungen* nicht hervorgerufen werden können“ (CALLIESS 2010).

Diese Formulierung würde es der Genehmigungsbehörde ermöglichen, einerseits auf untergesetzliche Umweltstandards zurückzugreifen, andererseits aber im Interesse des integrierten Umweltschutzes Auflagen zu erteilen oder aber im Extremfall die Genehmigung zu versagen, wenn nach ihrer Einschätzung im Einzelfall trotz Einhaltung der untergesetzlichen Umweltstandards erhebliche nachteilige Umweltauswirkungen zu erwarten sind. Mit einem Antrag im Sinne der vorstehend erwähnten Kompensationsklausel könnte der Vorhabenträger einer solchen Versagung entgegenwirken. Allerdings stößt der Vorschlag in der Praxis auf das Problem, dass eine solcherart allgemeine Klausel voraussichtlich nicht zu einem Eingreifen der Behörden zur Förderung des Gesamtausgleichs der Umweltauswirkungen führen würde. Während eine entsprechende Flexibilisierung daher rechtlich betrachtet wünschenswert wäre, könnte die Intention unter Umstän-

den praktisch wirksamer durch die Umstellung von der gebundenen Entscheidung auf eine Ermessensentscheidung erreicht werden.

Ermessensentscheidung

569. Die dargestellten Ansätze für eine Flexibilisierung von Grenzwerten begegnen – wie diskutiert – einigen Einwänden. In der Summe werfen die dargestellten Flexibilisierungsmöglichkeiten aber einmal mehr die umstrittene Frage auf, ob ein Festhalten an dem traditionellen konditional programmierten Entscheidungsprogramm in Form der gebundenen Entscheidung noch zwingend ist. Die gebundene Entscheidung verlangt, dass die Behörde, wenn die gesetzlich festgeschriebenen Tatbestandsvoraussetzungen vorliegen, die im Gesetz vorgesehene Rechtsfolge herbeiführt. Im Fall der Anlagengenehmigung bestimmt § 6 BImSchG, dass die Genehmigung zu erteilen ist, wenn die sich aus dem untergesetzlichen Regelwerk ergebenden Pflichten erfüllt werden und andere öffentlich-rechtliche Vorschriften nicht entgegenstehen. Befürworter der gebundenen Entscheidung berufen sich insoweit auf die grundrechtlichen Rechtspositionen potenzieller Antragsteller, die einen einklagbaren Schutz von Eigentum und Gewerbefreiheit gewährleisten (WEBER und RIEDEL 2009, S. 1004; ausführlich CALLIESS 2001, S. 262 ff.). Einem Ermessenstatbestand steht jedoch nicht entgegen, dass ein Genehmigungsanspruch grundgesetzlich – insbesondere durch Artikel 12 und 14 Grundgesetz (GG) – geboten ist. Denn im mehrpoligen Verfassungsrechtsverhältnis müssen kollidierende Schutzgüter Dritter und des Gemeinwohls im Rahmen einer diesbezüglichen Abwägungsentscheidung gleichwertig neben der Wirtschaftsfreiheit des Antragstellers berücksichtigt werden (CALLIESS 2001, S. 256 ff., 373 ff., 566 ff. m.w.N.; HOPPE/BECKMANN/KAUCH 2000, § 8 Rn. 39; ähnlich SPARWASSER/ENGEL/VOßKUHLE 2003, § 2 Rn. 39). Konkret entfallen Schutzpflichten aus Artikel 2 Absatz 2 GG oder Eigentumspositionen Dritter aus Artikel 14 GG insoweit ebenso Wirkung wie der in Artikel 20a GG festgelegte Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen (CALLIESS 2001, S. 104 ff. und S. 437 ff. m.w.N.). Darüber hinaus ist zu bedenken, dass gerade für die Leitregelung der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung anerkannt ist, dass sie nur noch dem äußeren Tatbestand nach eine strikt gebundene Entscheidung darstellt (BREUER 2002, S. 565 f.; WICKEL 2000, S. 98; WAHL 2000, S. 364; SENDLER 1998, S. 22 f.; JARASS 2007, § 6 Rn. 26; TRUTE 1989, S. 334 ff.; CALLIESS 2001, S. 384 f.; vorsichtiger LADEUR 1998, S. 246 f.). Bei genauerer Betrachtung zeigt sich, dass bereits heute zahlreiche Tatbestandsmerkmale formal gebundener Entscheidungen Abwägungselemente und Gestaltungsermächtigungen enthalten, wodurch sich die gebundene Genehmigungsentscheidung längst weitgehend einer Ermessensentscheidung angenähert hat.

Aber auch die zunehmenden Schwierigkeiten bei der Implementierung europarechtlicher Vorgaben sprechen für eine Öffnung der strikt konditionalen Entscheidungsstruktur, das heißt für eine Abkehr von der strikten Ver-

pflichtung der Behörde eine Genehmigung zu erteilen, wenn die gesetzlich geregelten Voraussetzungen vorliegen (CALLIESS 2006a, S. 609). Aus europarechtlicher Sicht ist zwar zuzugeben, dass die für den integrierten Umweltschutz maßgebliche IED nicht zwingend eine Abkehr von dem deutschen System der gebundenen Entscheidung fordert (GÜNTER 2002, S. 397; ERBGUTH und STOLLMANN 2000, S. 382; DOLDE 1997, S. 318 m.w.N.). Es wird jedoch zu Recht bezweifelt, ob die gebundene Erlaubnis den Zielen des europarechtlich geforderten integrierten Umweltschutzes überhaupt gerecht werden kann (KUGELMANN 2002, S. 1245; BMU 1998, Entwurfsbegründung, S. 600; FELDHAUS 2002, S. 5). Schon aufgrund ihrer gebundenen Entscheidungsstruktur ermöglicht sie nur sehr eingeschränkt die Berücksichtigung medienübergreifender Aspekte sowie einer damit geforderten Alternativenprüfung (ERBGUTH/SCHINK 1996, § 12 Rn. 15; HEITSCH 1996, S. 458; HOFFMANN-RIEM 1994, S. 606 ff.; PRESCHER 1999, S. 407).

Nimmt man also den Gedanken der materiellen Integration ernst, so könnte die tradierte konditionale Regelungsstruktur der Vorhabengenehmigung hinterfragt und der Übergang zu einer stärker final orientierten Gesetzgebung in den Blick genommen werden. Der Ansatz, dass sensible Umweltmedien wie das Wasser grundsätzlich einem staatlichen Ordnungsrahmen unterstellt werden können und daher kein strikter Anspruch auf Umweltnutzung bestehen kann, lässt sich durchaus auch auf andere Umweltmedien wie Luft und Boden übertragen. Die Feststellung des Bundesverfassungsgerichts in der Naßauskiesungs-Entscheidung (Beschluss vom 15. Juli 1981, BVerfGE Bd. 58, S. 300; dazu CALLIESS 2001, S. 376), dass die optimale Nutzung des knappen Gutes Wasser ohne Bewirtschaftungsspielräume der Behörden nicht möglich sei, gilt demnach auch für andere Umweltgüter. Aus diesem Grund sind „behördliche Bewirtschaftungsspielräume nicht nur für wasserrechtliche, sondern für sämtliche umweltrechtliche Zulassungsentscheidungen von prinzipieller Bedeutung“ (BMU 1994, S. 29; SCHRADER 1999, S. 148; MAST 1996, S. 65 f.). Eine Umwandlung der gebundenen in eine Ermessensentscheidung würde überdies auch eine Versagungsmöglichkeit bei Nichteinhaltung von Luftqualitätszielen eröffnen.

Bewertungs-, Abwägungs- und Ermessensdirektiven

570. Die Entscheidungsstruktur der gebundenen Entscheidung ermöglicht nur eingeschränkt die Berücksichtigung medienübergreifender Aspekte und einer damit geforderten Alternativenprüfung (ERBGUTH/SCHINK 1996, § 12 Rn. 15; HEITSCH 1996, S. 458; HOFFMANN-RIEM 1994, S. 606 ff.; PRESCHER 1999, S. 407). Die Postulate des integrierten Umweltschutzes ließen sich in Form von Bewertungs-, Abwägungs- und Ermessensdirektiven formulieren, die der Verwaltung klare Vorgaben für die Ermessensausübung an die Hand geben (ähnlich BREUER 2002, S. 563 f., der sich letztlich jedoch für eine Beibehaltung des konditionalen Gerüsts ausspricht; KOCH und VERHEYEN 1999, S. 9; KLOEPFER et al. 1991, S. 273 Gesetzesbegründung).

Optionen für die immissionsseitige Integration

571. Im Hinblick auf die Immissionen besteht die Schwierigkeit, dass es durch die vielen einzelnen Beiträge aus der sich die Gesamtbelastung ergibt, oftmals in der Praxis problematisch ist, diese wirksam zu reduzieren. Um europarechtlich geforderte Umweltqualitätsziele zu erreichen, wäre grundsätzlich eine Flexibilisierung des Genehmigungsanspruchs notwendig. Solche Umweltqualitätsziele stellt beispielsweise die Richtlinie 2004/107/EG auf, die bestimmt, dass für die Luftschadstoffe Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe ab Ende 2012 Zielwerte in der Luft eingehalten werden sollen.

Das Luftreinhalterecht des BImSchG stellt seit jeher dominant Anlagen- und Zulassungsrecht dar. Die in der Form von Immissionsgrenzwerten in der TA Luft und der 2. BImSchV enthaltenen Luftqualitätsziele wurden vorrangig durch die Regulierung nur einer Emittenten-Gruppe, nämlich der Industrieanlagen, angestrebt (SRU 2004, Tz. 539). Demgegenüber verfolgt das europarechtlich induzierte Recht der Luftreinhaltplanung neue Ansätze. Der Luftqualitätsrichtlinie zufolge ist bei einer Verletzung der Luftqualitätsziele die Erarbeitung von Luftreinhaltplänen mit einem Maßnahmenanteil zur gebietsbezogenen Immissionsreduzierung erforderlich. Dies spiegelt die Tatsache, dass die Einhaltung von Umweltqualitätszielen allein über anlagenbezogene Grenzwerte nicht wirksam erreicht werden kann. Denn die übergreifenden, quellenunabhängigen und insbesondere auch den Verkehrsbereich erfassenden Qualitätsziele können nicht durch Vorgaben umgesetzt werden, die auf genehmigungsbedürftige Anlagen beschränkt sind. Dennoch bestehen auch im Bereich der Anlagen Probleme fort. Eine wirksamere Einbeziehung von Anlagen in die gebietsbezogene Immissionsreduzierung könnte über ein Versagungsermessen eröffnet werden (APPEL 1995). Zwar hat der EuGH in einem kürzlich ergangenen Urteil festgestellt, dass die Mitgliedstaaten nicht verpflichtet sind, eine beantragte Genehmigung zu versagen, wenn absehbar ist, dass die Emissionen der betreffenden Anlage zukünftig zu einer Überschreitung eines europarechtlich vorgegebenen Umweltqualitätszieles führen wird (EuGH, Urteil vom 26. Mai 2011, Rs. C-165/09 bis C-167/09). Der EuGH hat damit aber nicht entschieden, dass es unzulässig wäre, wenn ein Mitgliedstaat die Anforderung, dass trotz Betriebs der Anlage die Umweltqualitätsziele eingehalten werden, an die Genehmigung knüpfen würde. Eine solche Folgerung stünde auch im Widerspruch zu Artikel 18 IED. Dieser regelt, dass, wenn eine Umweltqualitätsnorm strengere Auflagen erfordert, als durch die Anwendung der BVT zu erfüllen sind, zusätzliche Auflagen in der Genehmigung vorgesehen werden können. Dies gilt unbeschadet anderer Maßnahmen, die zur Einhaltung der Umweltqualitätsnormen ergriffen werden können.

Daher wäre auch für die Erreichung von Immissionszielen die Umwandlung der gebundenen Entscheidung in eine Ermessensentscheidung hilfreich. Sollen den Anlagenbetreibern weitergehende, aufgrund der Gesamtbelas-

tung erforderliche Auflagen gemacht werden, wie sie die IED in Artikel 18 vorsieht, wird ein medienübergreifend formulierter Grundsatz als hilfreich erachtet. Dieser erlaubt es, den Verursacher heranzuziehen, der am meisten zur Belastung beiträgt bzw. dessen Minderungspotenzial am leichtesten zu erschließen ist (COHORS-FRESENBORG 2011).

Allerdings ist auch auf die Grenzen dieses Ansatzes hinzuweisen. Insbesondere im Bereich der Luftreinhaltung wäre es eigentlich erforderlich, den Verkehr als wichtigen Verursacher stärker einzubeziehen und Verkehrsemissionen zu begrenzen. Dies kann nicht dadurch kompensiert werden, dass dem anlagenbezogenen Luftreinhalterecht die Lücken und Defizite des verkehrsbezogenen Luftreinhalterechts aufgelastet werden (JARASS 2003, S. 258). Parallel ist es erforderlich, im Verkehrsbereich ausreichende Maßnahmen zu treffen (vgl. Kap. 4 und Kap. 5).

9.6 Zusammenfassendes Ergebnis und Empfehlungen

572. Im Ergebnis ist eine verbesserte formelle Integration bei der Anlagenzulassung nicht nur aus europarechtlichen Überlegungen heraus sinnvoll, sondern vor allem auch im Interesse des integrierten Umweltschutzes als unbedingt wünschenswert anzusehen. Ziel sollte es sein, wie in der IED vorgegeben, sicherzustellen, dass alle für diese Verfahren zuständigen Behörden anhand eines wirksamen integrierten Konzepts vorgehen. Dies ist in Deutschland bislang nur in wenigen Bundesländern der Fall. Es bestehen sogar Tendenzen zu einer zunehmenden Kommunalisierung der Umweltverwaltungen in einzelnen Bundesländern, was die Integration der Verfahren weiter erschwert.

Wünschenswert wäre es, das von Artikel 23 Absatz 1 IED geforderte System für Umweltinspektionen zu nutzen, das die gesamte Bandbreite an Auswirkungen der betreffenden Anlagen auf die Umwelt erfassen soll. Die Umweltinspektionen auf alle Umweltauswirkungen gemeinsam auszudehnen, könnte für die Länder, wo dies nicht bereits erfolgt, ein Ansatzpunkt sein, die Behörden so zu organisieren, dass eine Stelle für die Inspektionen und für die Genehmigung und Überwachung insgesamt zuständig ist. Damit würden zum einen Synergien geschaffen werden, da die Informationen aus dem Genehmigungsverfahren direkt für die Überwachung zur Verfügung stünden. Im Hinblick auf die von der IED erfassten Schutzgüter Luft, Wasser und Boden würde die integrierte Betrachtung gefördert werden.

573. Kompetenzrechtlich bestehen zwar nur begrenzte Möglichkeiten, Einheitsbehörden auf Bundesebene zu verankern. Tatsächlich könnte hier ein einheitlicher Genehmigungstatbestand in Form einer IVG hilfreich sein („Integration durch Verfahren“), wie es auch im Rahmen des letzten gescheiterten Anlaufs zu einem Umweltgesetzbuch beabsichtigt war. Ein solcher einheitlicher Genehmigungstatbestand ließe sich auf Landesebene nur mit Leben füllen, wenn die entsprechenden Fachbehörden zusammengeführt werden würden. Er würde eine besonders wirksame Form der formellen Integration darstellen, weil

er es unweigerlich erfordert, das Genehmigungsverfahren in einer Zulassungsstelle zu bündeln.

Nach dem bedauerlichen Scheitern des geplanten Umweltgesetzbuchs (SRU 2008a) wäre es beispielsweise möglich, wie von KAHL und WELKE (2010, S. 1424) vorgeschlagen, die IVG als Stammregelung im Sinne einer Angebotsgesetzgebung im VwVfG zu verankern. Eine solche Regelung könnte „Teil einer systematischen Normierung des Rechts der Eröffnungskontrollen aus einem Guss“ sein, aus dem sich das Umweltrecht bedienen kann. Gleichzeitig könnte der bestehende Genehmigungstatbestand im Fachrecht fortentwickelt werden.

574. Im Hinblick auf die materielle Integration bestehen wie gezeigt emissionsseitig gute Gründe, auf generell-abstrakte Grenzwerte zurückzugreifen. Allerdings sollten Emissionsgrenzwerte im Rahmen einer Rechtsverordnung (BImSchV) geregelt werden. Insbesondere mit Blick auf eine verbesserte Umsetzung europarechtlicher Vorgaben des integrierten Umweltschutzes hält der SRU überdies eine Öffnung der gebundenen Genehmigung in Richtung einer Ermessensentscheidung für erforderlich. Diese ließe sich gegebenenfalls um Ermessens- und Abwägungsdirektiven ergänzen. Eine solche Regelung würde nicht zuletzt der herrschenden Praxis besser gerecht werden, in der sich die gebundene Entscheidung weitgehend einer Ermessensentscheidung angenähert hat. Gerade der Ansatz, dass sensible Umweltmedien wie das Wasser grundsätzlich einem staatlichen Ordnungsrahmen unterstellt werden können und daher kein strikter Anspruch auf Umweltnutzung bestehen kann, lässt sich in verfassungskonformer Weise auch auf andere Umweltmedien wie Luft und Boden übertragen. Angesichts der ansonsten schwer zu erreichenden nationalen Luftqualitätsziele könnte den Behörden auf diese Weise ein Versäugungsermessens eröffnet werden, wenn gesetzlich vorgeschriebene Luftqualitätsziele nicht eingehalten werden. Vor diesem Hintergrund sollte die gebundene Entscheidung aus Gründen der Rechtsklarheit im Immissionschutzrecht aufgegeben werden, sodass den Vorgaben des integrierten Umweltschutzes ebenso wie modernen Bewirtschaftungsansätzen für Umweltmedien, wie sie im Klimaschutzrecht und Wasserrecht ihren Niederschlag gefunden haben, besser entsprochen werden kann.

9.7 Literatur

Appel, I. (1995): Emissionsbegrenzung und Umweltqualität. Zu zwei Grundkonzepten der Vorsorge am Beispiel des IPPC-Richtlinievorschlags der EG. Deutsches Verwaltungsblatt 110 (8), S. 399–408.

Backes, C. (2006): Die Erneuerung der Umweltgesetzgebung in den Niederlanden. Zeitschrift für Europäisches Umwelt- und Planungsrecht 4 (6), S. 293 ff.

Bader, B. (2002): Die Umsetzung der IVU-Richtlinie in deutsches Recht. Probleme und Chancen. Köln, Universität, Dissertation.

Biesecke, T. (2002): Die verfahrensrechtliche Integration durch das novellierte Bundesimmissionsschutzgesetz. Zeitschrift für Umweltrecht 13 (5), S. 325–330.

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2008): Erstes Buch Umweltgesetzbuch – Allgemeine Vorschriften und vorhabenbezogenes Umweltrecht (Erstes Buch Umweltgesetzbuch – UGB I). Entwurf. Berlin: BMU. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ugb1_allgem_vorschriften.pdf (25.01.2011).
- BMU (1998): Umweltgesetzbuch (UGB-KomE). Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin: Duncker & Humblot.
- BMU (1994): Denkschrift für ein Umweltgesetzbuch und Gesprächsprotokoll der Klausurtagung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch am 12./13. November 1993 in Bad Neuenahr-Ahrweiler. Berlin: Erich Schmidt.
- Böhm, M. (1996): Der Normmensch. Materielle und prozedurale Aspekte des Schutzes der menschlichen Gesundheit vor Umweltschadstoffen. Tübingen: Mohr. Jus Publicum 16.
- Breuer, R. (2002): Konditionale und finale Rechtsetzung. Archiv des öffentlichen Rechts 127 (4), S. 523–574.
- Buchholz, G. (2001): Integrative Grenzwerte im Umweltrecht. Berlin: Erich Schmidt. Umwelt- und Technikrecht 57.
- Calliess, C. (2010): Integrierter Umweltschutz revisited: Reformbedarf in TA Luft und Anlagenzulassungsrecht? Deutsches Verwaltungsblatt 125 (1), S. 1–11.
- Calliess, C. (2008): Integrierte Vorhabengenehmigung und Rechtsschutz im aktuellen Entwurf des UGB I. Zeitschrift für Umweltrecht 19 (7–8), S. 343–352.
- Calliess, C. (2007): Vorgaben für ein Umweltgesetzbuch: Europarecht. In: Kloepfer, M. (Hrsg.): Das kommende Umweltgesetzbuch. Tagungsband zur Fachtagung „Auf dem Weg zum Umweltgesetzbuch“ des Forschungszentrums Umweltrecht – FZU der Humboldt-Universität zu Berlin am 21. Juni 2006. Berlin: Duncker & Humblot. Schriften zum Umweltrecht 155, S. 35–75.
- Calliess, C. (2006a): Europarechtliche Vorgaben für ein Umweltgesetzbuch. Ein Beitrag zur Maßstabswirkung der Systemscheidungen des europäischen Umweltrechts für das nationale Recht. Natur und Recht 28 (10), S. 601–614.
- Calliess, C. (2006b): Feinstaub im Rechtsschutz deutscher Verwaltungsgerichte. Europarechtliche Vorgaben für die Klagebefugnis vor deutschen Gerichten und ihre dogmatische Verarbeitung. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 25 (1), S. 1–7.
- Calliess, C. (2004): Verfahrensrechtliche Anforderungen der Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung (SUP-RL). In: Hendler, R., Marburger, P., Reinhardt, M., Schröder, M. (Hrsg.): Die strategische Umweltprüfung (sog. Plan-UVP) als neues Instrument des Umweltrechts. Tagung des Instituts für Umwelt- und Technikrecht vom 17. bis 18. März 2003. Berlin: Erich Schmidt. Umwelt- und Technikrecht 76, S. 153–178.
- Calliess, C. (2003): Verwaltungsorganisationsrechtliche Konsequenzen des integrierten Umweltschutzes. In: Ruffert, M. (Hrsg.): Recht und Organisation. Staatsrecht – Verwaltungsrecht – Europarecht – Völkerrecht. Vorträge und Diskussionen zum Symposium anlässlich des 60. Geburtstags von Prof. Dr. Meinhard Schröder in Trier. Berlin: Duncker & Humblot. Schriften zum öffentlichen Recht 913, S. 73–106.
- Calliess, C. (2001): Rechtsstaat und Umweltstaat: Zugleich ein Beitrag zur Grundrechtsdogmatik im Rahmen mehrpoliger Verfassungsrechtsverhältnisse. Tübingen: Mohr Siebeck. Jus Publicum 71.
- Cohors-Fresenborg, D. (2011): Anhörung des SRU zum integrierten Umweltschutz. Einige Thesen zu den gestellten Leitfragen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Thesenpapier.
- Danwitz, T. von (1993): Normkonkretisierende Verwaltungsvorschriften und Gemeinschaftsrecht. Verwaltungsarchiv 84, S. 73–96.
- Di Fabio, U., Haigh, N. (1998): Integratives Umweltrecht. Bestand, Ziele, Möglichkeiten. Berlin: Erich Schmidt. Dokumentation zur ... wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht 21.
- Diehl, A. (2011): Stärkung des europäischen Konzepts der „besten verfügbaren Technik“ durch die Richtlinie über Industrieemissionen. Zeitschrift für Umweltrecht 22 (2), S. 59–65.
- Dolde, K.-P. (1997): Die EG-Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) – Auswirkungen auf das deutsche Umweltrecht. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 16 (4), S. 313–320.
- Durst, M. (1998): Die UVP in parallelen und konzentrierten Verfahren. Eine Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung europarechtlicher Vorgaben am Beispiel immissionsschutzrechtlicher und gentechnischer Anlagen. Frankfurt am Main, Berlin, Bern, New York, Paris, Wien: Lang. Europäische Hochschulschriften: Reihe 2, Rechtswissenschaft 2338.
- Epiney, A. (2006): Föderalismusreform und Europäisches Umweltrecht. Bemerkungen zur Kompetenzverteilung Bund – Länder vor dem Hintergrund der Herausforderungen des europäischen Gemeinschaftsrechts. Natur und Recht 28 (7), S. 403–412.
- Epiney, A. (1997): Zum Verhältnis von Qualitätszielen und Emissionsnormen in der Europäischen Union. In: Barth, S., Köck, W. (Hrsg.): Qualitätsorientierung im Umweltrecht. Berlin: Rhombos-Verlag, S. 77–114.
- Erbguth, W. (1984): Integrierter Umweltschutz. Verfassungsrechtliche Fragen eines umfassenden Planungsmodells. Die Öffentliche Verwaltung 37, S. 699–706.

- Erbguth, W., Schink, A. (1996): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung. Kommentar. 2., vollst. überarb. Aufl. München: Beck.
- Erbguth, W., Stollmann, F. (2000): Die Verzahnung der integrativen Elemente von IVU- und UVP-Änderungsrichtlinie. Zeitschrift für Umweltrecht 11, S. 379–383.
- Feldhaus, G. (2002): Integriertes Anlagenzulassungsrecht – materiell- und verfahrensrechtliche Anforderungen nach neuem Recht. Zeitschrift für Umweltrecht 13 (1), S. 1–6.
- Fluck, J. (1998): Die Vorhabengenehmigung im Kommissionsentwurf eines Umweltgesetzbuchs aus Unternehmenssicht – eine erste Kritik. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 17 (10), S. 1016–1020.
- Fritz, S. (2009): Integrierter Umweltschutz im Völkerrecht. Berlin: Erich Schmidt. Umwelt- und Technikrecht 101.
- Führ, M., Krieger, N., Bizer, K., Mereny, S., Cichorowski, G., Kleihauer, S., Ahrens, A., Heitmann, K., Hackmack, U., Ewringmann, D., Koch, L., Rehbinder, E. (2006): Risikominderung für Industriechemikalien unter REACH. Anforderungen an eine technische Arbeitshilfe für Hersteller, Importeure und Stoffanwender. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 05/06.
- Günter, G. (2002): Zur Europarechtskonformität der Umsetzung der IVU-Richtlinie nach dem Artikelgesetz. Natur und Recht 24 (7), S. 394–399.
- Hansmann, K. (2002): Integrierter Umweltschutz durch untergesetzliche Normsetzung. Zeitschrift für Umweltrecht 13 (1), S. 19–24.
- Harff, K. (2008): 1997–2007 Beste Verfügbare Techniken Referenz Dokumente. Der „Sevilla-Prozess“ feiert Zehnjähriges – Rückblick und Ausblick. Immissionsschutz 13 (1), S. 23–28.
- Heitsch, C. (1996): Durchsetzung der materiellrechtlichen Anforderungen der UVP-Richtlinie im immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren. Natur und Recht 18, S. 453–461.
- Hertin, J., Berkhout, F. (2003): Analysing institutional strategies for environmental policy integration : The case of EU enterprise policy. Journal of Environmental Policy and Planning 5 (1), S. 39–56.
- Hoffmann-Riem, W. (1994): Von der Antragsbindung zum konsentierten Optionenermessen. Deutsches Verwaltungsblatt 109, S. 605–610.
- Hoppe, W. (2012): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Kommentar mit Kommentierung des Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz (UmwRG) und Erläuterungen zum Öffentlichkeitsbeteiligungsgesetz und zum Gesetz zur Beschleunigung von Planungsverfahren für Infrastrukturvorhaben. 4., neu bearb. Aufl. Köln: Heymann.
- Hoppe, W., Beckmann, M., Kauch, P. (2000): Umweltrecht. Juristisches Kurzlehrbuch für Studium und Praxis. 2., vollst. überarb. Aufl. München: Beck.
- Innenministerium Baden-Württemberg (2007): Mitteilung des Innenministeriums zum Verwaltungsstruktur-Reformgesetz (VRG); hier: Bericht der Landesregierung nach Artikel 179 Abs.1 VRG. Stuttgart: Landtag von Baden-Württemberg, 14. Wahlperiode. Drucksache 14/1740.
- Jacob, K., Volkery, A., Lenschow, A. (2008): Instruments for Environmental Policy Integration in 30 OECD-Countries. In: Jordan, A., Lenschow, A. (Hrsg.): Innovation in Environmental Policy? Integrating environment for sustainability. Cheltenham: Edward Elgar, S. 24–48.
- Jarass, H. D. (2007): Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG). Kommentar unter Berücksichtigung der Bundes-Immissionsschutzverordnungen, der TA Luft sowie der TA Lärm. 7., vollst. überarb. Aufl. München: Beck.
- Jarass, H. D. (2003): Luftqualitätsrichtlinien der EU und die Novellierung des Immissionsschutzrechts. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 22 (3), S. 257–266.
- Jochum, H. (2004): Verwaltungsverfahrenrecht und Verwaltungsprozessrecht. Die normative Konnexität von Verwaltungsverfahren- und Verwaltungsprozessrecht und die Steuerungsleistung des materiellen Verwaltungsrechts. Tübingen: Mohr Siebeck. Jus Publicum 116.
- Jordan, A., Lenschow, A. (2008): Innovation in environmental policy? Integrating the environment for sustainability. Cheltenham: Edward Elgar.
- Kahl, W., Welke, B. (2010): Über die unveränderte Notwendigkeit einer integrierten Vorhabengenehmigung und deren Regelungsstandort. Deutsches Verwaltungsblatt 125 (22), S. 1414–1424.
- Kalmbach, S. (2011): Stand der Technik und Anwendung der BVT-Dokumente im Anlagenzulassungsrecht. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Dombert, M., Versteil, A., Rotard, W., Appel, M. (Hrsg.): Immissionsschutz. Planung, Genehmigung und Betrieb von Anlagen. Bd. 2. Neuruppin: TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, S. 285–295.
- Kloepfer, M., Durner, W. (1997): Der Umweltgesetzbuch-Entwurf der Sachverständigenkommission (UGB-KomE). Zum Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Deutsches Verwaltungsblatt 112 (18), S. 1081 ff.
- Kloepfer, M., Rehbinder, E., Schmidt-Aßmann, E., Kunig, P. (1991): Umweltgesetzbuch. Allgemeiner Teil. 2. Aufl. Berlin: Erich Schmidt.
- Koch, H.-J. (Hrsg.) (2010): Umweltrecht. 3., vollst. überarb. Aufl. München: Vahlen.
- Koch, H.-J., Braun, A. (2010): Aktuelle Entwicklungen des Immissionsschutzrechts. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 29 (20), S. 1271–1279.
- Koch, H.-J., Pache, E., Scheuing, D. (Hrsg.) (2011): Gemeinschaftskommentar zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (GK-BImSchG). Losebl.-Ausg., 30. Lfg. Köln: Heymann.

- Koch, H.-J., Siebel-Huffmann, H. (2001): Das Artikelgesetz zur Umsetzung der UVG-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weitere Umweltschutzrichtlinien. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 20 (10), S. 1081–1088.
- Koch, H.-J., Verheyen, R. (1999): Klimaschutz im deutschen Anlagengenehmigungsrecht. *Natur und Recht* 21 (1), S. 1 ff.
- Kopp-Assenmacher, S. (2011): Die Richtlinie über Industrieemissionen – Neue Herausforderungen für Anlagenbetreiber. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Dombert, M., Versteyl, A., Rotard, W., Appel, M. (Hrsg.): *Immissionschutz. Planung, Genehmigung und Betrieb von Anlagen*. Bd. 2. Neuruppin: TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, S. 9–14.
- Kugelmann, D. (2002): Die Genehmigung als Gestaltungsmittel integrierten Umweltschutzes – Abschied von der Kontrollerrlaubnis? *Deutsches Verwaltungsblatt* 117, S. 1238–1247.
- Ladeur, K.-H. (1998): Integrierter Umweltschutz im Genehmigungsverfahren – Zur Irritation des deutschen Umweltverwaltungsrechts durch das Europarecht. *Zeitschrift für Umweltrecht* 9 (5), S. 245–250.
- Lahl, U. (2007): Luftreinhaltepolitik des Bundes: Ziele und Instrumente. Vortrag, Veranstaltung des DIFU zur Luftreinhaltepolitik, 03.12.2007, Berlin.
- Lenschow, A. (Hrsg.) (2002): *Environmental policy integration. Greening sectoral policies in Europe*. London: Earthscan.
- Lübbe-Wolff, G. (1999): Integrierter Umweltschutz – Brauchen die Behörden mehr Flexibilität? *Natur und Recht* 21, S. 241–247.
- Maaß, C. (2002): Behördenkoordination im immissionschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren. *Deutsches Verwaltungsblatt* 117, S. 364–374.
- Masing, J. (1998): Kritik des integrierten Umweltschutzes. *Deutsches Verwaltungsblatt* 113, S. 549–608.
- Mast, E. (1996): Zur Harmonisierung und Fortentwicklung der Vorhabenzulassung. In: Schmidt, A. (Hrsg.): *Das Umweltrecht der Zukunft: Kritik und Anregungen für ein Umweltgesetzbuch*. Berlin: Rhombos-Verlag, S. 53–79.
- Meinken, L. (2001): Emissions- versus Immissionsorientierung. Rechts- und Effizienzfragen einer umweltpolitischen Grundsatzdebatte am Beispiel des Anlagengenehmigungsrechts. Baden-Baden: Nomos. *Umweltrechtliche Studien* 28.
- Meinken, L. (2000): Scattergun Approach – Zur relativen Effizienzleistung emissions- und immissionsorientierter Regulierungsstrategien. In: Grawel, E., Lübbe-Wolff, G. (Hrsg.): *Effizientes Umweltordnungsrecht*. Baden-Baden: Nomos. *Schriftenreihe Recht, Ökonomie und Umwelt* 10, S. 35–63.
- Peine, F.-J. (2012): Die Ausgestaltung der immissionschutzrechtlichen Genehmigung nach der neuen IE-Richtlinie. *Umwelt- und Planungsrecht* 32 (1), S. 8–15.
- Preschel, C. (1999): Zur Umsetzung des Konzepts des integrierten Umweltschutzes in deutsches Recht. *Neue Justiz* 53, S. 404 ff.
- Reese, M. (2010): Leitbilder des Umweltrechts. Zur Zukunftsfähigkeit leitender Schutzkonzepte. *Zeitschrift für Umweltrecht* 21 (7–8), S. 339–346.
- Reiter, B. (1998): *Entschädigungslösungen für durch Luftverunreinigungen verursachte Distanz- und Summationsschäden*. Berlin: Erich Schmidt. *Umwelt- und Technikrecht* 39.
- Rengeling, H.-W. (1999): Gesetzgebungskompetenzen für den integrierten Umweltschutz. Die Umsetzung inter- und supranationalen Umweltrechts und die Gesetzgebungskompetenzen nach dem Grundgesetz. Köln: Heymann. *Schriften zum deutschen und europäischen Umweltrecht* 15.
- Rieger, G. J. (2004): *Umweltstandards im integrierten Umweltschutz*. Baden-Baden: Nomos. *Leipziger Schriften zum Umwelt- und Planungsrecht* 6.
- Ritter, E.-H. (1992): Von den Schwierigkeiten des Rechts mit der Ökologie. *Die Öffentliche Verwaltung* 45 (15), S. 641–649.
- Röckinghausen, M. (1998): *Integrierter Umweltschutz im EG-Recht. Der Begriff des integrierten Umweltschutzes in der Rechtsordnung der Europäischen Gemeinschaft*. Berlin: Erich Schmidt. *Umwelt- und Technikrecht* 44.
- Roller, G. (2010): Drittschutz im Atom- und Immissionschutzrecht. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 29 (16), S. 990–996.
- Sangenstedt, C. (2007): *Umweltgesetzbuch und integrierte Vorhabengenehmigung*. *Zeitschrift für Umweltrecht* 18 (11), S. 505–512.
- Schink, A. (2005): *Umweltprüfung für Pläne und Programme – Anwendungsbereich der SUP-Richtlinie und Umsetzung im deutschen Recht*. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 24 (6), S. 615–623.
- Schink, A. (2001): *Die Umweltverträglichkeitsprüfung – Offene Konzeptfragen*. *Deutsches Verwaltungsblatt* 116 (4), S. 321 ff.
- Schmidt-Preuß, M. (2000): *Integrative Anforderungen an das Verfahren der Vorhabenzulassung – Anwendung und Umsetzung der IVU-Richtlinie*. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 19 (3), S. 252–260.
- Schmidt, R. (1994): *Der Staat der Umweltvorsorge*. *Die Öffentliche Verwaltung* 47, S. 749 ff.
- Schrader, C. (1999): *Vorhabengenehmigung aus Sicht der Umweltverbände*. In: Böhne, E. (Hrsg.): *Das Umweltgesetzbuch als Motor oder Bremse der Innovationsfähigkeit in Wirtschaft und Verwaltung? Der Entwurf eines Umweltgesetzbuches der Unabhängigen Sachverständigenkommission beim Bundesministerium für Umwelt, Na-*

- turschutz und Reaktorsicherheit. Vorträge und Diskussionsbeiträge auf der Tagung der Deutschen Hochschule für Verwaltungswissenschaften Speyer vom 22. bis 24. Oktober 1997. Berlin: Duncker & Humblot. Schriftenreihe der Hochschule Speyer 131, S. 139.
- Schrader, C. (1998): Die Vorhabengenehmigung nach dem Kommissionsentwurf zum Umweltgesetzbuch. *Natur und Recht* 20, S. 285–290.
- Schröder, M. (2001): Europarecht und integriertes Umweltrecht. In: Erbguth, W. (Hrsg.): *Europäisierung des nationalen Umweltrechts: Stand und Perspektiven*. Baden-Baden: Nomos. Rostocker Schriften zum Seerecht und Umweltrecht 15, S. 29–42.
- Seidel, W., Rechenberg, J. (2004): Rechtliche Aspekte des integrativen Gewässermanagements in Deutschland. *Zeitschrift für Umweltrecht* 15 (4), S. 213–222.
- Sellner, D. (2007): Auf dem Weg zum Umweltgesetzbuch. In: *Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Dokumentation zur 31. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V. Berlin 2007*. Berlin: Erich Schmidt, S. 35–90.
- Sellner, D. (2001): Der integrative Ansatz im Bundes-Immissionsschutzgesetz – Was ändert sich durch das Artikelgesetz? In: Dolde, K.-P. (Hrsg.): *Umweltrecht im Wandel. Bilanz und Perspektiven aus Anlaß des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht (GfU)*. Berlin: Erich Schmidt, S. 401–418.
- Sellner, D. (1999): Konzeption materiell-rechtlicher Voraussetzungen und Verfahren der Vorhabengenehmigung. In: Bohne, E. (Hrsg.): *Das Umweltgesetzbuch als Motor oder Bremse der Innovationsfähigkeit in Wirtschaft und Verwaltung? Der Entwurf eines Umweltgesetzbuches der Unabhängigen Sachverständigenkommission beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Vorträge und Diskussionsbeiträge auf der Tagung der Deutschen Hochschule für Verwaltungswissenschaften Speyer vom 22. bis 24. Oktober 1997*. Berlin: Duncker & Humblot. Schriftenreihe der Hochschule Speyer 131, S. 91 ff.
- Sendler, H. (1998): Zur Umsetzung der IVU- und UVP-Richtlinie durch ein Umweltgesetzbuch I. In: Hendler, R., Marburger, P., Reinhardt, M., Schröder, M. (Hrsg.): *Jahrbuch des Technik- und Umweltrechts 1998*. Berlin: Erich Schmidt. *Umwelt- und Technikrecht* 45, S. 7 ff.
- Sparwasser, R., Engel, R., Voßkuhle, A. (2003): *Umweltrecht. Grundzüge des öffentlichen Umweltschutzrechts*. 5. Aufl. Heidelberg: Müller.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2008a): *Kabinettsberatungen zum Umweltgesetzbuch (UGB). Brief an Bundeskanzlerin Angela Merkel*. Berlin: SRU.
- SRU (2008b): *Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2007): *Umweltverwaltungen unter Reformdruck. Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten*. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2004): *Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern*. Baden-Baden: Nomos.
- SRU (2002): *Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle*. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Staupe, J. (2000): Die vollständige Koordination des Behördenhandelns gemäß IVU-Richtlinie. *Zeitschrift für Umweltrecht* 11, S. 368 ff.
- Trute, H.-H. (1989): *Vorsorgestrukturen und Luftreinhalteplanung im Bundesimmissionsschutzgesetz*. Heidelberg: Decker. R. v. Deckers rechts- und sozialwissenschaftliche Abhandlungen 41.
- UBA (Umweltbundesamt) (2011): *Deutsches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister*. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.prtr.bund.de/frames/index.php?&gui_id=PRTR (06.01.2012).
- Vogt-Beheim, C. (2004): *Flexibilisierung von Umweltstandards*. Baden-Baden: Nomos. *Frankfurter Schriften zum Umweltrecht* 35.
- Volkman, U. (1998): *Umweltrechtliches Integrationsprinzip und Vorhabengenehmigung*. *Verwaltungsarchiv* 89, S. 363 ff.
- Wagner, E. (1999): *Integratives Umweltrecht auf nationaler und europäischer Ebene*. *Recht der Umwelt* 6, S. 3 ff.
- Wahl, R. (2000): Die Normierung der materiell-integrativen (medienübergreifenden) Genehmigungsanforderungen. *Zeitschrift für Umweltrecht* 11, S. 360–367.
- Wasielewski, A. (2000): *Der Integrationsgedanke im untergesetzlichen Regelwerk – Fiktion und Aufgabe im Vollzug*. *Zeitschrift für Umweltrecht* 11, S. 373 ff.
- Waskow, S. (2011): *Anforderungen der Industrieemissionsrichtlinie der EU und Umsetzung im innerstaatlichen Recht in Bezug auf Kapitel I und II der Richtlinie*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Dombert, M., Versteyl, A., Rotard, W., Appel, M. (Hrsg.): *Immissionsschutz. Planung, Genehmigung und Betrieb von Anlagen*. Bd. 2. Neuruppin: TK Verlag Karl J. Thomé-Kozmiensky, S. 3–8.
- Weber, B., Riedel, D. (2009): *Brauchen wir das Umweltgesetzbuch noch? Wider die Legendenbildung über das gescheiterte UGB*. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 28 (16), S. 998–1004.
- Wickel, M. (2000): *Die Zulassung von Industrieanlagen und die „gebundene“ Vorhabengenehmigung*. *Umwelt- und Planungsrecht* 20, S. 92 ff.
- Zöttl, J. (1998): *Integrierter Umweltschutz in der neuesten Rechtsentwicklung. Die EG-Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung und ihre Umsetzung in deutsches Recht*. Baden-Baden: Nomos. *Ius Europaeum* 5.

Kapitel 10

Inhaltsverzeichnis

	Seite
10 Medienübergreifendes Monitoring	331
10.1 Einleitung	331
10.2 Bedeutung des Monitorings für die Umweltpolitik	331
10.2.1 Monitoring im Kontext von Nachhaltigkeit und Vorsorge	332
10.2.2 Monitoring und Bewertungskriterien	333
10.2.3 Fragmentiertes Monitoring als Problem	333
10.2.4 Medienübergreifendes Monitoring als Lösung	335
10.3 Grundelemente eines Gesamtkonzeptes	336
10.3.1 Allgemeines, repräsentatives Biodiversitätsmonitoring	336
10.3.2 Monitoring der Wirkung der Klimaänderungen auf die Biodiversität	337
10.3.3 Monitoring in der Agro-Gentechnik	338
10.3.4 Stoffbezogenes Monitoring	339
10.3.4.1 Charakterisierung umweltrelevanter Stoffe	339
10.3.4.2 Beispiele für kritische Stoffe mit besonderen Anforderungen an das Monitoring	340
10.3.4.3 Beispiele für Kenntnislücken in der Umweltbewertung von Stoffen	343
10.3.5 Regulierung von Stoffeinträgen	344
10.3.5.1 Regulierung in den EU-Rechtsakten	344
10.3.5.2 Potenziale der REACH-Verordnung für Regulierung und Monitoring von Stoffeinträgen	346
10.3.6 Verknüpfung des medienübergreifenden Monitorings mit der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung	348
10.4 Auf dem Weg zu einem medienübergreifenden Monitoring	349
10.4.1 Entwicklung eines medienübergreifenden Monitorings	349
10.4.2 Ökologische Flächenstichprobe als Grundnetz für ein Monitoring	350
10.4.3 Operationalisierung eines medienübergreifenden Monitorings ...	350
10.4.3.1 Kooperationen verbessern	351
10.4.3.2 Austausch und Nutzung von Daten: Informationsfluss stärken ...	351
10.4.3.3 Erste organisatorische Umsetzungsschritte	353
10.4.4 Festschreibung bundesweit einheitlicher Monitoringstandards ...	353
10.4.5 Finanzierung eines medienübergreifenden Monitorings	354
10.5 Zusammenfassung und Empfehlungen	354
10.6 Literatur	357

Tabellen

		Seite
Tabelle 10-1	Wesentliche Regulierungen von Stoffeinträgen in die Umwelt	345
Tabelle 10-2	Notwendige Regelungsbereiche für eine integrative Datenanalyse	352

10 Medienübergreifendes Monitoring

10.1 Einleitung

575. Der Mensch ist nicht nur Teil der Ökosphäre, der lebenden Umwelt, sondern ist auch auf sie angewiesen, insbesondere auf Luft, Wasser und Nahrungsmittel. Der Begriff der „Ökosystemleistungen“ versucht diesen gesellschaftlichen Nutzen der Natur und ihrer Funktionen zu verdeutlichen. Doch bereits heute werden Ökosysteme übernutzt und können ihre Leistungen für Mensch und Natur nicht mehr erbringen (vgl. Abschn. 1.2.4). Durch menschliche Aktivitäten können zunächst Umweltbelastungen und in der Folge Umweltschäden verursacht werden, die auch Krankheiten auslösen können. Durch gezielte Maßnahmen im Umweltschutz können diese negativen Wirkungen zurückgedrängt werden. Deshalb ist es wichtig, die Umweltsituation daraufhin zu überprüfen, wo sich negative Tendenzen abzeichnen. Im Zentrum umweltpolitischer Maßnahmen stehen der Schutz der Qualität der Umweltmedien Wasser, Boden und Luft und die Bewahrung der biologischen Vielfalt. Der Begriff „Schutz“ impliziert unterschiedliche Schadmechanismen und damit einen problemorientierten Ansatz. Dabei werden die Umweltmedien weiter differenziert – etwa für das Medium Wasser in Oberflächenwasser, Grundwasser, Meereswasser, bzw. auf den Menschen bezogen in Trinkwasser und Abwasser – und in den Umweltverwaltungen jeweils in diesen Einheiten betrachtet. Im Hinblick auf die Biodiversität können schädliche Wirkungen auf verschiedenen Ebenen eintreten und sich von der Störung der Populationsstabilität bis hin zur Destabilisierung von Lebensgemeinschaften äußern. Komplexe Zusammenhänge und Wechselwirkungen aufzuzeigen und zu dokumentieren ist die Aufgabe eines effektiven Monitorings.

Die Funktion des Monitorings erschöpft sich aber nicht in der Erfassung des Zustandes, sondern es soll Rückschlüsse darauf zulassen, ob durch die Politik vorgegebene Ziele erreicht werden. Diese Ziele sollten sich grundsätzlich an der Nachhaltigkeit orientieren und entsprechend zumindest die ökologischen Grenzen einhalten (vgl. Tz. 98, Abschn. 11.2.3). Im Sinne des Vorsorgeprinzips sollte jedoch ein Sicherheitsabstand von diesen Grenzen eingehalten werden.

10.2 Bedeutung des Monitorings für die Umweltpolitik

576. Die biologische Vielfalt ist die existenzielle Grundlage des menschlichen Lebens (BMU 2007, S. 9), weshalb ihr Zustand und die auf sie wirkenden Faktoren regelmäßig überwacht werden müssen. Politische und wirtschaftliche Entscheidungen müssen an dem Ziel der Erhaltung oder Wiederherstellung eines guten Zustands der Ökosysteme ausgerichtet werden (vgl. Abschn. 1.2.2). In der 2007 durch die Bundesregierung verabschiedeten Biodiversitätsstrategie wurden flächendeckende diffuse Stoffeinträge neben dem Klimawandel als maßgebliche Umwelteinflüsse auf die biologische Vielfalt identifiziert (BMU 2007, Kap. B 3.1). Der anthropogene Eintrag von Stoffen aus Haushalten, Gewerbe und Industrie in Ökosysteme und deren Wirkung ist nach wie vor ein persistentes Umweltproblem, das erheblich zum Verlust der biologischen Vielfalt beiträgt (ISENRING 2010). Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity – CBD) sieht laut Anhang I vor, dass Ökosysteme und Lebensräume (sowohl Schutzgebiete als auch die Normallandschaft), Arten und Gemeinschaften, Genome und Gene überwacht werden. Entsprechend ist die Beobachtung der Auswirkungen auf die Biodiversität sehr komplex, zumal viele Zusammenhänge noch nicht hinreichend bekannt und bewertet sind.

Im Rahmen der zu erwartenden Veränderungen der biologischen Vielfalt durch den Klimawandel fordert die nationale Biodiversitätsstrategie, dass bis 2015 ein Indikatorensystem für die Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt erarbeitet und etabliert wird (BMU 2007, Kap. B 3.2). Weiterhin soll die biologische Vielfalt gegenüber Gefährdungen, die von gentechnisch veränderten Organismen ausgehen, gesichert werden (ebd., Kap. B 1.21, B 2.4). Neben den genannten Umweltfaktoren (Stoffeinträge, Klimawandel und gentechnisch veränderte Organismen) beeinflussen hauptsächlich Landnutzungen und Landnutzungsänderungen die biologische Vielfalt. Auch bestehen für Faktoren wie die Flächeninanspruchnahme und die Landschaftszerschneidung sowie negative Auswirkungen invasiver Arten anspruchsvolle Reduktionsziele. Diese werden im Indikatorenset der nationalen Strategie berücksichtigt (SUKOPP et al. 2010).

In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt wurde das übergreifende Ziel einer „Verbesserung der Datenbasis zu Zustand und Entwicklung der biologischen Vielfalt in Deutschland“ formuliert (BMU 2007, S. 27).

577. Die Forderung des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 1991) nach einer integrierenden Umweltbeobachtung gewinnt durch die nationale Biodiversitätsstrategie an neuer Relevanz. Fundierte und aktuelle Informationen zum Zustand und zur Entwicklung der biologischen Vielfalt sind Grundlage für eine erfolgreiche Natur- und Umweltschutzpolitik aber auch für die Klima- und Anpassungsstrategie an den Klimawandel (Bundesregierung 2008)). Hauptaufgaben der Umweltbeobachtung sind (BAFU und Umweltrat EOBC 2009):

- die Erfassung und Bewertung des Zustands der Umwelt (Analysefunktion),

- das frühzeitige Erkennen und Bewerten von Risiken (Frühwarnfunktion),
- die Erfolgskontrolle von umwelt- und naturschutzpolitischen Maßnahmen (Erfolgskontrollfunktion) und die Erfolgskontrolle von umwelt- und nachhaltigkeitspolitischen Zielsetzungen (Zielkontrollfunktion).

„Die Umweltbeobachtung stellt Daten und Bewertungen als Grundlage für Entscheidungen der Politik und zur Information der Öffentlichkeit zur Verfügung. Daten und Bewertungen werden gewonnen aus der Erfassung und Bilanzierung von Ressourcen, Umweltzuständen und Stoffflüssen sowie aus der Untersuchung von Lebensräumen mit ihren Artengemeinschaften. Bilanzen beziehen sich auf Siedlungs-, Lebens- und Naturräume, Betriebe, Tätigkeiten, Produkte oder die Gesundheit“ (BAFU und Umweltrat EOBC 2009).

Der Zugang zu Daten und Informationen zur Umwelt kann auch die Potenziale der Innovationskraft der Zivilgesellschaft und der Wirtschaft fördern und Bürgerinnen und Bürgern die Partizipation an der Politik erleichtern (Europäische Kommission 2012; Umweltrat EOBC 2011). Monitoring erfüllt somit einerseits eine Frühwarnfunktion für besorgniserregende Entwicklungen, andererseits bewertet es die Erfolge von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit für die Schutzziele und die Schutzgüter und bindet gleichzeitig die interessierte Öffentlichkeit in die Diskussion ein.

10.2.1 Monitoring im Kontext von Nachhaltigkeit und Vorsorge

578. In diesem Kapitel soll zunächst hergeleitet werden, warum die Artenvielfalt entscheidend für die starke Nachhaltigkeit ist und dann erläutert werden, inwiefern ein Monitoring für die Erhaltung der Artenvielfalt unverzichtbar ist. Starke Nachhaltigkeit bedeutet, dass die natürlichen Lebensgrundlagen langfristig bewahrt und schonend in Anspruch genommen werden. Dabei ist die Resilienz (Elastizität gegenüber Störungen) ökologischer Systeme eine notwendige Bedingung von Nachhaltigkeit (SRU 2002, Tz. 28). In der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt heißt es deshalb zum Beispiel, dass stoffliche Einträge auf ein ökologisch verträgliches Maß reduziert werden sollen. Dazu sollen zum Beispiel für Schadstoffe ökosystembezogene Wirkungsschwellenwerte, die die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt beschreiben, bis 2015 festgelegt werden (BMU 2007, Kap. B 3.1). Um Wirkungsschwellen zu ermitteln, muss für Schadstoffe eine Risikoeermittlung und Risikobewertung sowie eine Abschätzung der langfristigen Folgen durchgeführt werden. Ein stoffbezogenes Risikomanagement umfasst auch eine Risikominderung und das dazugehörige Monitoring (FÜHR et al. 2006, S. 4). Dazu gehört auch, die Umweltwirkungen von chemischen Stoffen in situ – also direkt in der Umwelt – zu erheben und die chemische Belastung über Indikatoren zu bewerten.

Erhaltung der Artenvielfalt

579. Neuere Forschungsergebnisse über den Zusammenhang zwischen der Artendiversität und der Funk-

tionsfähigkeit von Ökosystemen sowie ihre sogenannten Ökosystemleistungen zur Verfügung zu stellen (vgl. Abschn. 1.2.2) zeigen, dass dafür die standorttypische Diversität von Arten möglichst vollständig erhalten werden sollte (für Graslandtypen ISBELL et al. 2011). Dies begründet sich durch die Betrachtung großer räumlich-zeitlicher Skalen in einer sich verändernden Welt. Das Aussterben oder der lokale Verlust einer jeden Art kann die Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen einschränken. Beispielsweise verringert eine geringe standorttypische Diversität von Pflanzen und Algenarten die Fähigkeit von Ökosystemen, Licht und Nährstoffe produktiv zu nutzen (CARDINALE et al. 2011). Die Analysen von CARDINALE et al. (2011) zeigen, dass, um nur 50 % der Produktivität zu erhalten, 92 % der Arten erhalten werden müssen. Grund dafür ist die Komplementarität („Arbeitsteilung“) der Arten in Zeit, Raum, funktionalen Effekten und funktionalen Antworten. Das Artensterben trifft nicht – wie bisher angenommen – vor allem die empfindlichen Arten an der Spitze der Nahrungskette (SCHERBER et al. 2010). Die Pflanzendiversität hat starke Bottom-up-Effekte auf die Interaktionsnetzwerke in Ökosystemen, das heißt sie hat besonders Einfluss auf den unteren Nahrungsebenen. Bodenorganismen werden dabei weniger stark durch den Verlust der Biodiversität beeinflusst (oder reagieren langsamer) als oberirdisch lebende Arten.

Nach dem Vorsorgeprinzip sollte daher möglichst die standorttypische Diversität von Arten vollständig erhalten bleiben, da nicht vorhergesagt werden kann, inwiefern sie in Zukunft für die Erhaltung der Ökosystemfunktionen notwendig sein werden.

Monitoring als Frühwarnsystem im Kontext des Vorsorgeprinzips

580. Auch um dem Vorsorgeprinzip Rechnung tragen zu können, muss ein effektives Monitoring sichergestellt werden. Denn das Umweltmonitoring spielt bei der Begründung und der Korrektur von Vorsorgemaßnahmen eine entscheidende Rolle und stärkt eine an den ökologischen Grenzen ausgerichtete Umweltpolitik insofern, als es dazu dient, diese ständig zu überwachen. Mit dem Vorsorgeprinzip können für die Umweltpolitik Handlungsspielräume auch dann eröffnet werden, wenn gesichertes Erfahrungswissen über die ökologische Tragekapazität noch nicht verfügbar oder das Wissen über gefährliche Eigenschaften und Wirkungszusammenhänge noch mit Unsicherheiten behaftet ist. Wie der SRU (2011a, Tz. 16 ff.) in Anlehnung an die Mitteilung der Europäischen Kommission zur Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips (Europäische Kommission 2000) herausgearbeitet hat, sind Vorsorgemaßnahmen daher bereits dann legitim, wenn aufgrund einer vorläufigen Risikoabschätzung begründeter Anlass zur Besorgnis besteht, dass es bei Mensch oder Umwelt zu Schädwirkungen kommen kann. In diesen Fällen wird die Gefährlichkeit – allerdings unter dem Vorbehalt der Widerlegbarkeit – vermutet, was einer Absenkung des Beweismaßes gleichkommt (SRU 2011b, Tz. 40 ff.; zuvor hierzu ausführlich schon CALLIESS 2001, S. 223 ff.). Weil eine „Vorsorge ins Blaue hinein“ aller-

dings schon aus rechtsstaatlichen Gründen vermieden werden muss, sind auch Vorsorgemaßnahmen auf wissenschaftliche Daten angewiesen, die den Besorgnisanlass begründen bzw. aufrecht erhalten. Daher sind im Vorfeld der Vorsorgemaßnahmen die möglichen negativen Folgen zu ermitteln und wissenschaftlich zu bewerten. Einmal getroffene Vorsorgemaßnahmen unterliegen einer ständigen Überprüfung, was zu der Verpflichtung führt, wissenschaftliche Entwicklungen aktiv zu verfolgen. In deren Rahmen können anfängliche Besorgnisanlässe bestätigt oder entkräftet werden, es können aber auch nicht vorhersehbare Langzeitwirkungen entdeckt werden, die zusätzliche Maßnahmen erforderlich machen. Im Kontext des Vorsorgeprinzips kann ein Umweltmonitoring daher zum einen Hypothesen absichern, zum anderen aber auch eigene Hinweise auf Besorgnisanlässe liefern.

Darüber hinaus kann Umweltmonitoring aber auch – wie durch § 16c Gentechnikgesetz (GenTG) für das Inverkehrbringen von gentechnisch veränderte Organismen vorgesehen – begleitend zu erteilten Genehmigungen durchgeführt werden, um so getroffene Fehlentscheidungen zu identifizieren und wieder zu revidieren. Ähnliches gilt auch für in Anlehnung an Umweltqualitätsziele erlassene Maßnahmen (z. B. bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL)), bei denen jedenfalls durch eine begleitende Umweltbeobachtung sichergestellt werden muss, dass Fehleinschätzungen so früh wie möglich erkannt und korrigiert werden können (KÖCK 1997, S. 83).

Im Sinne des Vorsorgeprinzips ist es notwendig, wegen der erheblichen Zeitverzögerung zwischen Erkennung und Behebung der Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt, frühzeitig tätig zu werden. Dies gilt insbesondere deshalb, weil der Verlust einmal ausgestorbener Gensequenzen oder gar Arten nicht rückgängig gemacht werden kann. Vor diesem Hintergrund ist die Erstellung eines Gesamtkonzepts geboten, mit dem auch der Status der biologischen Vielfalt selbst dargestellt werden kann.

10.2.2 Monitoring und Bewertungskriterien

581. Ein Monitoring kann nur erfolgen, wenn grundsätzlich festgelegt wurde, mit welchen Bewertungskriterien die gefunden Belastungen gemessen werden sollen. Im Folgenden soll der in der nationalen Biodiversitätsstrategie benutzte Begriff der Wirkungsschwellenwerte in einen begrifflichen Kontext gesetzt und diskutiert werden, wie diese Wirkungsschwellenwerte konkretisiert werden können (vertieft werden die Zusammenhänge in UBA 2000 und SRU 1994, Kap. 2 diskutiert).

„Umweltqualitätsziele charakterisieren einen angestrebten Zustand der Umwelt. Sie verbinden einen naturwissenschaftlichen Kenntnisstand mit gesellschaftlichen Wertungen über Schutzgüter und Schutzniveaus. Umweltqualitätsziele werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt und sind an der Regenerationsrate wichtiger Ressourcen oder an der ökologischen Tragfähigkeit, am Schutz der menschlichen Gesundheit und an den Bedürfnissen heutiger und zukünftiger Gene-

rationen orientiert“ (UBA 2000, S. 8). Ein Umweltqualitätsziel ist zum Beispiel der in der WRRL formulierte „gute ökologische Zustand“.

Es reicht aber nicht, dass Umweltqualitätsziele festgelegt werden, diese müssen über Umwelthandlungsziele operationalisiert werden (UBA 2000, S. 12). Ein Ziel kann es sein, dass der angestrebte Zustand der Umwelt unterhalb der ermittelten Wirkungsschwellen bleibt. Manche Ziele, so beispielsweise im Gesundheitsschutz, ergeben sich auch aus einer akzeptierten Wirkung bzw. Wirkungsintensität. Quantifizierte und damit überprüfbare Umweltqualitäts- und Handlungsziele wurden zum Beispiel in der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt formuliert.

Als Grundlage für die Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen dienen Umweltqualitätskriterien (wissenschaftlich abgeleitete Wirkungsschwellen, kritische Eintragsraten von Stoffen in Umweltmedien, Organismen, Biozönosen etc.) (UBA 2000, S. 12). Sowohl die ökotoxische als auch die humantoxische Risikobewertung gründen auf der Annahme von Wirkungsschwellen. Zum Schutz der Biodiversität müssen entsprechende Schwellenwerte ökosystembezogen überwacht werden, zum Beispiel die Einhaltung der Critical Loads für Stickstoffbelastungen in Ökosystemen.

In einem politischen Abwägungsprozess werden anhand von wissenschaftlichen Umweltqualitätskriterien und Indikatoren schutzgutbezogene Umweltstandards (z. B. Immissionsgrenzwerte) und quellenbezogene Umweltstandards (z. B. Produkthanforderungen, Emissionsgrenzwerte) gesellschaftlich gesetzt. Zur Einhaltung der Umweltstandards und zur Erreichung der Umweltqualitäts- und Handlungsziele werden umweltpolitische Maßnahmen festgelegt und vollzogen (UBA 2000, S. 12 f.). Indikatoren aggregieren Informationen aus mehreren Zustandsgrößen, etwa aus Monitoringprogrammen.

Zum Operationalisieren von Umweltqualitätszielen und Umweltstandards bedarf es insbesondere der Erfassung des Qualitätszustandes der verschiedenen Umweltsysteme durch eine umfassende Umweltbeobachtung (SRU 1994, Tz. 137).

10.2.3 Fragmentiertes Monitoring als Problem

582. Problematisch ist, dass die gesetzlichen Verpflichtungen zum Monitoring stark fragmentiert sind. Umweltbeobachtungsprogramme erfüllen überwiegend durch Gesetze und internationale Abkommen begründete Prüf- und Berichtspflichten. Aufgrund der traditionell medial angelegten Umweltgesetzgebung verfügt diese aber über kein gemeinsames Zielsystem und gibt daher eine Vielzahl von Verfahren vor (UBA 2002). Zum Beispiel werden im Bereich der Regulierung von Stoffeinträgen in die Umwelt die jeweiligen Wirkungen der einzelnen Rechtsvorschriften zur Begrenzung spezifischer Stoffeinträge getrennt voneinander überprüft (DIEHL 2010) und auch das Biodiversitätsmonitoring ist bundesweit nicht nach einem Gesamtkonzept aufgebaut (DRÖSCHMEISTER et al. 2006; DOERPINGHAUS und DRÖSCHMEISTER 2010).

Status quo des Monitorings in Deutschland

583. Im Folgenden soll ein Überblick über die bestehenden Monitoringprogramme gegeben werden, um die Fragmentierung des Monitorings zu belegen. Dazu werden exemplarisch Programme aus den Bereichen des Natur-, Umwelt und Gesundheitsschutzes genannt.

Im Bereich des Naturschutzes existieren bundesweite Monitoringprogramme für einzelne Artengruppen (z. B. Vögel, Tagfalter, „Wildtiere“ (DJV 2009), schützenswerte Seevogelarten, marine Säugetiere sowie im Benthos vorkommende Arten bzw. geschützte Lebensraumtypen im marinen Biodiversitätsmonitoring in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ)) und solche, die Berichtspflichten erfüllen (z. B. im Rahmen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie), der Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG, der Wasserrahmenrichtlinie oder der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER-Verordnung) (BMU 2010, Kap. 2.1; DRÖSCHMEISTER et al. 2006)). Ein flächendeckendes, länderübergreifendes einheitliches Monitoring in der Normallandschaft vergleichbar dem Schweizer Biodiversitätsmonitoring (Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz 2009) fehlt jedoch in Deutschland. Flächendeckende Aussagen zum Zustand der Biodiversität in den verschiedenen Landnutzungstypen (auf den Ebenen der Ökosysteme und Lebensräume, Arten und Gemeinschaften, Genome und Gene, wie im Rahmen der CBD gefordert (vgl. Tz. 576)) sind also nicht möglich, werden aber dringend benötigt.

Daten zur Belastung des Menschen und seiner Umwelt durch Chemikalien liegen in der Umweltprobenbank (www.umweltprobenbank.de/de) und diversen Umweltbeobachtungsprogrammen vor (KNETSCH und ROSENKRANZ 2003; KNETSCH 2011b). Eine umfassende Auflistung gibt es nicht. 1998 wurden auf Bundesebene – in unterschiedlichen Ministerien – 38 Programme verschiedener Ressorts mit 50 Beobachtungsnetzen, 788 Parametern und 495 Parameterausprägungen beschrieben (von KLITZING et al. 1998). Die Zahl wurde 2002 um weitere 6 Programme ergänzt (von KLITZING 2002), seitdem aber nicht weiter dokumentiert. Unter dem Stichwort „Umweltbeobachtungsprogramme“ sind im Internet-Portal PortalU (Metadatenkatalog; www.portalu.de) rund vierzig Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes recherchierbar (August 2011). Diese Zahl schließt die Umweltbeobachtungsprogramme der Länder nicht mit ein, die auch dort recherchierbar sind. Neben unterschiedlichen zu erhebenden Parametern bestehen auch unterschiedliche räumliche Schwerpunkte der vorhandenen Beobachtungsräume bzw. der Beprobungsflächen bei den Bundesprogrammen (UBA 2002).

Status quo des Monitorings in Europa

584. Ähnlich wie im nationalen Rahmen existieren auch auf europäischer Ebene zersplitterte Monitoringprogramme. Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass die Programme auf einzelne thematische Strategien und Rechtsakte zurückgehen und nicht der Versuch unternommen wurde, diese zu vereinheitlichen. Um dies zu er-

reichen, fordert die Europäische Kommission im Rahmen der „Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020“, dass eine integrierte Rahmenregelung für die Überwachung und Bewertung des Stands der Umsetzung der Strategie, einschließlich Berichterstattung, zu entwickeln ist. Die nationalen, EU- und globalen Überwachungs-, Berichterstattungs- und Überprüfungspflichten sollen verschärft und weitestgehend mit den Vorschriften anderer Umweltregelungen harmonisiert werden (Europäische Kommission 2011a). Europaweit werden Monitoringprogramme zu den oben genannten Richtlinien umgesetzt (vgl. Tz. 583). Zudem veröffentlicht der European Bird Census Council (EBCC) seit 2003 jährlich aggregierte Monitoringergebnisse europäischer Staaten zu Brutvogelarten (EBCC 2012). Die Meta-Datenbank Biodiversity Information System for Europe (BISE) soll den Daten- und Informationsaustausch mit speziellem Bezug zur Biodiversität unterstützen.

Ein teilweise integriertes Monitoring, zum Beispiel das ICP Forests (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests), findet unter dem Dach des Genfer Luftreinhalteabkommens der UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) statt (ICP Forests und Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2011; ICP Forests 2010). Im Rahmen einer Reihe von Verordnungen hat die EU die Erhebungen und Auswertungen auch finanziell unterstützt. Doch wird auch für die Daten des ICP Forests eine bessere Verknüpfung mit anderen Monitoring-Datenbanken gefordert (CLARKE et al. 2011).

Auch auf EU-Ebene existiert eine Reihe von Monitoringprogrammen für Chemikalien mit verschiedenen Zielrichtungen und Konzepten. Die Verantwortung für ein Monitoring von Chemikalien liegt bei den vier Institutionen DG Environment, DG Eurostat, Joint Research Centre (JRC) und der Europäischen Umweltagentur (European Environment Agency – EEA). Die vorhandenen Programme basieren auf der EU-Gesetzgebung und internationalen Verträgen, zum Teil auch ohne Berichtspflichten. Nach dem Zweck des Monitorings und der Matrix, die beprobt wird, können die Programme in die Gruppen Emissions-Monitoring, Nahrungs- und Futtermittel-Monitoring, Umweltmonitoring, Human-Biomonitoring und Produkt-Monitoring kategorisiert werden (Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt 2010).

Somit gibt es derzeit auch auf europäischer Ebene keinen Ansatz, Daten zu Chemikalien in der Umwelt (und in menschlichem Gewebe) kohärent und effektiv zu sammeln und zu verknüpfen. In den Erhebungsprogrammen sind nicht einmal die räumlichen Bezugssysteme aufeinander abgestimmt. Die Möglichkeit, die Belastung der Umwelt und des Menschen durch Chemikalien hinsichtlich ihrer Stärke und ihrer zeitlichen Entwicklung zu bewerten, wird so erschwert.

585. Die Europäische Kommission formulierte bereits 2008 die Notwendigkeit eines Konzepts für ein gemeinsames europäisches Umweltinformationsnetzwerk (Shared Environmental Information System – SEIS) (Europäische Kommission 2008). Allgemeines Ziel von SEIS ist es,

„Qualität und Verfügbarkeit der für die Umweltpolitik erforderlichen Informationen entsprechend dem Ziel der besseren Rechtsetzung zu erhalten und zu verbessern und gleichzeitig den damit verbundenen Verwaltungsaufwand zu minimieren“. Durch SEIS sollen verfügbare Daten effizienter genutzt und die in thematischen Umweltvorschriften derzeit vorgesehenen Informationspflichten weiter rationalisiert und priorisiert werden. Als Beispiele für die Notwendigkeit einer themenübergreifenden Koordinierung werden unter anderem die In-situ-Überwachung von Süßwasser, des Bodens, der Flächennutzung und der Biodiversität in einem Ökosystemkontext genannt.

Um die Datenverfügbarkeit und -verknüpfung zu verbessern, wurden auf EU-Ebene folgende Dateninfrastruktur-Zentren für den Natur- und Umweltschutzbereich bereits eingerichtet: European Environment Information and Observation Network (EIONET; Umweltdaten), Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE), EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest (EuMon; Arten und Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse). Themenspezifisch und länderübergreifend arbeitet das Projekt MONARPOP (Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent Organic Pollutants), welches den Alpenraum auf persistente organische Schadstoffe hin untersucht (OFFENTHALER et al. 2009). Das Projekt MODELKEY erforscht übergreifend Schadstoffe in Süß- und Meerwasserökosystemen (BRACK 2011).

Fazit

586. Das überwiegend medial ausgerichtete Umweltrecht (Tz. 582, 602, 623) hat historisch zu sektoralen Erhebungen und Messnetzen geführt (Beobachtungen von Wasser, Luft, Boden, Erfassungen von Arten und Strukturen). Dies gilt sowohl für die nationalen als auch für die europäischen Umweltbeobachtungsprogramme.

Die Umweltbeobachtung in Deutschland und Europa ist daher durch eine Vielzahl an Messnetzen gekennzeichnet, die nach Umweltmedien und administrativen Zuständigkeiten getrennt voneinander betrieben werden. Daraus resultieren oft Abstimmungsschwierigkeiten über die Ressort-, aber auch Ländergrenzen hinweg. Insbesondere fehlen harmonisierte Mindestanforderungen für eine Erfolgskontrolle der stoffbezogenen Teilziele (DOYLE und HEIß 2009). Eine Verknüpfung zwischen Umwelt-, Human- und Produktdaten, beispielweise im Bereich der Pflanzenschutzmittel im Sinne einer wirkstoffbezogenen Zusammenführung, ist nicht möglich. Zudem sind übergeordnete kausale Auswertungen von Daten zum Zustand der Biodiversität mit Daten über stoffliche Einträge aus methodischen Gründen häufig nicht möglich. Aber auch die Datenverfügbarkeit bzw. die Zugriffsrechte auf die Daten sind oft ungeklärt.

Ziel muss es also sein, diese Programme sowohl in Bezug auf den Inhalt (vgl. Tz. 642), als auch auf die Bewertungsmöglichkeiten und auch die öffentliche Zugänglichkeit sowohl für einzelne Behörden als auch für die Öffentlichkeit

zu vernetzen und gegebenenfalls zu harmonisieren. Anzustreben ist ein umfassendes Beobachtungssystem, in dem alle Ebenen der Biodiversität beispielhaft erfasst werden und mit Zustandsdaten über Umweltmedien und Flächennutzung verknüpft werden können (HEIß 2010).

10.2.4 Medienübergreifendes Monitoring als Lösung

587. Wie dargestellt, führen Unterschiede in den Zielkonzepten, Datenanforderungen und Methoden in den gesetzlichen Regelungen zu nicht aufeinander abgestimmten Monitoringkonzepten (vgl. Abschn. 10.2.3). Nach Ansicht des SRU weist bereits die Ausrichtung in sowohl schutzgutbezogene als auch quellenbezogene Umweltstandards darauf hin, dass die bestehenden Ansätze der Umweltbeobachtung, die immer noch fast ausschließlich sektoral orientiert sind, zu einer integrierenden medienübergreifenden Umweltbeobachtung weiterzuentwickeln sind (bereits SRU 1991). Umweltschutz sollte stärker wirkungsorientiert, das heißt am Schutzgut orientiert, ausgerichtet sein. Das Anlagenzulassungsrecht setzt nach wie vor auf eine fast ausschließlich emissionsorientierte Betrachtung, nach der der Vorsorgeansatz durch das Konzept umgesetzt wird, dass der Stand der Technik einzuhalten ist. Hier ist in Zukunft eine zusätzliche Integration von Vorsorgeaspekten in Bezug auf die betroffenen Schutzgüter erforderlich (vgl. Kap. 9). Eine fachübergreifende Betrachtungsweise und Zusammenarbeit ist Voraussetzung dafür, den Zustand von Natur und Umwelt umfassend, zum Beispiel hinsichtlich von Problemstoffen, abbilden zu können, und damit Bedingung für eine erfolgreiche Umweltpolitik. Das geeignete Instrument dafür ist die medienübergreifende Umweltbeobachtung.

Ein stoffbezogenes Monitoring sollte integrativ ausgerichtet werden, das heißt, dass „Stoffgemische medienübergreifend auf den trophischen Stufen des Ökosystems untersucht werden“ (AK Umweltmonitoring 2008). „Als medienübergreifend wird ein umfassendes Monitoring über mehrere Ökosystemkompartimente (Umweltmedien) bezeichnet. Da auch das medienübergreifende Monitoring eine kombinierte Untersuchung von Exposition und Wirkung beinhalten kann, sind für diesen Begriff im weiteren Sinne auch die Bezeichnungen integratives, integriertes, ökologisches oder ökosystemares Monitoring gebräuchlich“ (AK Umweltmonitoring 2008).

588. Die Notwendigkeit, ein Monitoringkonzept interdisziplinär und Sektor übergreifend zu gestalten, ergibt sich auch aus folgenden Effekten, die durch eine reine, den Gesamtzusammenhang nicht berücksichtigende Gefahrenabwehr nicht erfasst werden (REESE 2010):

- Kumulations- oder Matrixeffekte (sich gegenseitig verstärkende verschiedene Wirkungen, die von Stoffen oder gentechnisch veränderten Organismen ausgehen können),
- Additionseffekte (Summation mehrerer gleichartiger Wirkungen),
- Räumliche und zeitliche Distanz von Wirkungen,

- Systemische Wirkungen: Effekte, die in einem Bereich entstehen, verursachen Auswirkungen nicht nur in diesem, sondern ebenfalls in anderen Bereichen. Dabei sind Interaktionen nicht immer linear und vor allem schwer vorhersehbar (LANGE et al. 2010).
- Beeinträchtigungen naturschutzfachlicher Schutzgüter: für Arten, Lebensräume und Ökosysteme fehlt nach REESE (2010) ein tatbestandlicher Schadensbegriff. Allerdings wurde für natur- und umweltschutzfachliche Schäden im Rahmen der Umweltrisikoprüfung bzw. beim Monitoring nach Gentechnikrecht ein Schadenskonzept entwickelt (KOWARIK et al. 2008).

589. Im Ergebnis eröffnet ein medienübergreifendes und interdisziplinäres Vorgehen die Möglichkeit, zu strittigen und aktuellen Bewertungsfragen gemeinsame und umfassende Positionen zu finden. Grundlage hierfür bildet die Biodiversitätsforschung, deren Ziel es ist, die Zusammenhänge und Wechselwirkungen innerhalb ökologischer Systeme sowie zwischen anthropogenen Faktoren und Umweltveränderungen aufzuklären (MARQUARD et al. 2012). Nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) dienen Nationalparks und Biosphärenreservate auch der wissenschaftlichen Umweltbeobachtung und der Forschung (§§ 24 Absatz 2 und 25 Absatz 2 BNatSchG). So findet integrierte Umweltbeobachtung zum Beispiel im Nationalpark Bayerischer Wald im Rahmen des Internationalen Kooperationsprogramms über die Auswirkungen grenzüberschreitender Luftschadstoffe und des Klimawandels auf Ökosysteme statt (UNECE ICP Integrated Monitoring) (BEUDERT et al. 2007).

Die intensive Beobachtung bestimmter Umweltparameter auf derzeit 88 ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen (Level II) im Wald im Rahmen von ICP Forests dient der Entwicklung von Hypothesen von Ursache-Wirkungs-Beziehungen (BMELV 2011; BOLTE et al. 2008; vgl. Tz. 602). Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsprojekts „Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservates Rhön“ erschien 2008 der „Erste integrierte Umweltbericht“ (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz et al. 2008). Gleichzeitig sollten umgekehrt auch die Ergebnisse der Ökosystemforschung in die Gestaltung der Monitoringprogramme und in die Auswahl der Parameter und Messnetze fließen, um diese zu optimieren.

10.3 Grundelemente eines Gesamtkonzeptes

590. Monitoring erfüllt einerseits eine Frühwarnfunktion zu besorgniserregenden Entwicklungen, andererseits bewertet es die Erfolge von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit für die Schutzziele und die Schutzgüter. Ein Gesamtkonzept sollte Nutzungseinflüsse, Stoffbelastungen und Wirkungen des Klimawandels mit Zustandsdaten zur Biodiversität verknüpfen und Veränderungen im Naturraum abbilden. Ein weiterer Problemkreis für eine Umweltbeobachtung betrifft die Möglichkeit eines Gentransfers nach Freisetzung von genetisch veränderten Organismen im Lebens- und Naturraum. Es gilt, sowohl

positive als auch negative Entwicklungen des Zustands von Natur und Umwelt aufzuzeigen und Handlungsbedarfe für Politik, Gesellschaft und Wirtschaft herzuleiten. Letztendlich sollte mithilfe von Monitoringdaten zur Belastung und zum Zustand begründet werden, ob ein aktives Eingreifen gerechtfertigt ist, weil dadurch ein Umweltschaden gemindert wird, oder ob demgegenüber Nicht-Handeln in Verbindung mit Senkung des Nutzungsdrucks überlegen ist.

Im Folgenden werden die notwendigen Grundelemente für ein Gesamtkonzept diskutiert und notwendige Ergänzungen dargestellt.

10.3.1 Allgemeines, repräsentatives Biodiversitätsmonitoring

591. Es gibt in Deutschland kein umfassendes Biodiversitätsmonitoring, welches den Zustand der biologischen Vielfalt in ihren wichtigsten Kompartimenten abbildet. Die Datenlage ist somit nicht ausreichend, um es der Politik zu erlauben, fundierte Entscheidungen mit Relevanz für den Naturhaushalt zu treffen. In Deutschland wird das Konzept des Monitorings von Ökosystemleistungen bislang gar nicht systematisch verfolgt. Ein entsprechendes Monitoringkonzept, das in bereits laufende Initiativen, wie das internationale System der umweltökonomischen Gesamtrechnungen, eingebunden werden kann, muss noch entwickelt werden.

592. Obwohl die biologische Vielfalt als „existenzielle Grundlage für das menschliche Leben“ anerkannt wird (BMU 2007, S. 9), gibt es im Indikatorenbericht zur nationalen Biodiversitätsstrategie nur zwei Indikatoren zum Zustand der biologischen Vielfalt (und einen integrierenden Zustandsindikator: Zustand der Flussauen) (BMU 2010, Kap. 2.1). Der Indikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“ beschränkt sich auf die Zielerreichung im Bereich der Arten (bisher nur Brutvögel) und der sechs Hauptlebensraumtypen. Der Indikator „Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und FFH-Arten“ (FFH – Fauna-Flora-Habitat) basiert auf den Daten des Monitorings nach der FFH-Richtlinie über den Erhaltungszustand der Schutzgüter. Die vorhandenen Monitoringprogramme sind bisher für eine angemessene Politikberatung und eine wissenschaftlich fundierte Darstellung des Zustandes der biologischen Vielfalt nicht ausreichend und sollten ergänzt werden (DOERPINGHAUS und DRÖSCHMEISTER 2010; vgl. Tz. 394).

Ökologische Flächenstichprobe als Instrument

593. Doch gibt es bereits geeignete Instrumente zum flächendeckenden Monitoring des Zustandes der biologischen Vielfalt: Die ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) wurde als neues Beobachtungsinstrument des Naturschutzmonitorings in Zusammenarbeit von Statistischem Bundesamt und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) konzipiert (DRÖSCHMEISTER 2001; Statistisches Bundesamt und BfN 2000; BACK et al. 1996). Ziel war es, die Entwicklung des Naturvermögens in der Umweltökonomischen Gesamtrechnung zu berücksichtigen. Die ÖFS

stellt einen bundesweit anwendbaren Ansatz dar, nach dem Erhebungsmerkmale in repräsentativen und zufällig gewählten Stichprobenflächen nach standardisierten Methoden ermittelt und auf die Gesamtfläche hochgerechnet werden. Die Umweltverträglichkeit der Landnutzung in Bezug auf die biologische Vielfalt soll dabei beobachtet werden. Vor allem die Qualität der flächenmäßig dominierenden Normallandschaft (außerhalb von Schutzgebieten) ist für die Erhaltung der biologischen Vielfalt grundlegend und wird in der ÖFS berücksichtigt. Die statistische Relevanz beruht auf einer Stratifizierung der Stichprobenflächen nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Der Aufbau des Monitorings im Rahmen der ÖFS ist modular. Dabei werden auf Ebene I Landschaften und Biotoptypen ermittelt, deren Größe, Verteilung, Strukturierung und Qualität. Ebene II dokumentiert die Qualität der Biotope, ihre Artenvielfalt und Artenausstattung (DRÖSCHMEISTER 2001). Die ÖFS ist darauf hin konzipiert, drei Belastungsformen zu dokumentieren: Zerstörung, Zerschneidung und qualitative Belastungen.

Eine praktische Erprobung von Teilkomponenten erfolgte 1990 in Brandenburg, Berlin und Thüringen (Statistisches Bundesamt 1998). Umgesetzt wird die ÖFS bis heute nur in Nordrhein-Westfalen (KÖNIG 2003; 2010). Baden-Württemberg plant die Einführung der ÖFS (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg 2011, S. 44).

Monitoring von Ökosystemleistungen

594. Im Rahmen der Umsetzung der neuen Biodiversitätsstrategie der EU sollen zukünftig auch Ökosystemleistungen erfasst werden (vgl. Abschn. 1.2.2). Die EEA hat daher ausgehend vom Millennium Ecosystem Assessment (MA) ein neues Klassifizierungssystem entwickeln lassen: das Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) (HAINES-YOUNG und POTSCHIN 2010). CICES bietet die Möglichkeit, Ökosystemleistungen in bereits laufende Initiativen, wie das internationale System der umweltökonomischen Gesamtrechnungen (System of Integrated Environmental and Economic Accounting – SEEA), den Humanentwicklungsindex des Entwicklungsprogramms der Vereinten Nationen (United Nations Development Programme – UNDP), die Messung des gesellschaftlichen Fortschritts der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Organisation for Economic Co-operation and Development – OECD) oder den von der EU geplanten Regelungsrahmen für die umweltökonomische Gesamtrechnung mit einzurechnen (wie gefordert in Europäische Kommission 2011b).

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) der Schweiz hat auf der Grundlage von MA und CICES als erstes europäisches Land ein Inventar entwickelt, mit dem Ökosystemleistungen, die direkt dem Menschen zugutekommen, für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung erfasst werden können (STAUB et al. 2011). Sie werden damit messbar und kommunizierbar. Als Rahmen für eine nachhaltige Landschaftsentwicklung wurden Ökosystemleis-

tungen exemplarisch für verschiedene Landnutzungen der Biosphärenreservate Oberlausitz und Schwäbische Alb nach dem Schema des MA erfasst. Dadurch wurden Konflikte zwischen verschiedenen Ansprüchen und Nachfragen an Landschaften sichtbar und bewusst (PLIENINGER et al. 2010).

10.3.2 Monitoring der Wirkung der Klimaänderungen auf die Biodiversität

595. Eine Darstellung der Wirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt und eine wissenschaftlich abgesicherte Abgrenzung dieser Wirkungen von anderen Wirkungen, wie etwa des Einflusses der Landnutzung, ist im Moment nicht möglich. Eine Ausweitung des bestehenden Brutvogelmonitorings durch die flächendeckende Einführung der ÖFS würde ein Monitoring der Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt ermöglichen.

596. Der anthropogene Klimawandel resultiert in klein- und großklimatischen Änderungen (z. B. Saisonalität und Stärke der Regenereignisse bzw. Trockenzeiten, Temperaturverhältnisse), die sich auf die Verteilung und Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften auswirken. Der Großteil der Forschung diskutiert die Folgen des Klimawandels für die Biodiversität auf Art-Ebene, meist mithilfe sogenannter „climatic envelopes“ (Bereich klimatischer Schwankungen, in welchem eine Art vorkommen kann) (VOHLAND 2008). Neben dem Klimawandel wird die Biodiversität aber auch durch die Landnutzung beeinflusst. Daher sind technisch und großflächig umsetzbare Monitoringverfahren zu nutzen und zu etablieren, mit denen diese kombinierten Auswirkungen beide dokumentiert und bewertet werden können (GEBHARDT et al. 2010). Beispielhaft sind hier die ÖFS in Nordrhein-Westfalen und das Brutvogelmonitoring Deutschland, welches auch auf dem statistischen Ansatz der ÖFS beruht (ebd.). In der Schweiz gibt es ein flächendeckendes Biodiversitätsmonitoring (BDM), in dessen Rahmen auf einem systematisch verteilten Raster beispielsweise die Molluskenarten und ihre Verteilung erfasst werden. Dadurch konnten für zahlreiche Arten die Kenntnisse der Höhenverbreitung erweitert werden, die eine wichtige Grundlage für ein Monitoring der Folgen der Klimaerwärmung sind (KOBIALKA et al. 2010). Somit kann in Zukunft der Rückgang von wärmetoleranten Arten oder eine „Verschiebung“ ihrer Verbreitung untersucht werden. Ebenso kann der Einfluss der Bewirtschaftung oder von Luftschadstoffen auf die Biodiversität auf dieser Datengrundlage systematisch erfasst und bewertet werden (ebd.). Um Fragestellungen bezüglich des Zusammenhangs zwischen Klimaveränderung und Artenvorkommen untersuchen zu können, ist ein Langzeitmonitoring Voraussetzung.

Gleichzeitig könnten durch die flächendeckende Einführung der ÖFS auch die Folgen von Anpassungsstrategien an den Klimawandel, wie zum Beispiel der Ausbau der Windenergienutzung sowie der Anbau von Energiepflanzen und Kurzumtriebsplantagen, überprüft werden.

10.3.3 Monitoring in der Agro-Gentechnik

597. Die Forderungen des SRU nach einer *ausreichenden* allgemeinen und fallspezifischen Beobachtung von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) wurden bislang nicht in die Praxis umgesetzt (SRU 2004a; 2004b; 2008, Kap. 12.3). Eine Umweltbeobachtung in der Agro-Gentechnik im Sinne des Vorsorgeprinzips konnte daher bislang nicht umgesetzt werden.

Die beteiligten Behörden in Deutschland, der Schweiz und Österreich haben in einem Papier folgende Grundsätze eines GVO-Monitorings verabschiedet (ZÜGHART et al. 2011), die durch den Ansatz der ÖFS im Wesentlichen unterstützt werden:

- Erfüllung wissenschaftlicher Mindestanforderungen (betreffend Parameter, Methoden, Design, Beobachtungsorte, Zeithorizont),
- Aussagekraft der vor der Zulassung durchgeführten Risikoabschätzung überprüfen,
- eine strikte konzeptuelle und methodische Trennung zwischen fallspezifischer und allgemeiner Beobachtung ist fachlich nicht sinnvoll und schwer umsetzbar,
- Erfassung der Exposition der Umwelt durch GVO und durch aus ihnen hergestellte Produkte ist ein wichtiger Bestandteil der Beobachtung.

Eine deutschlandweite Einführung der ÖFS wäre sinnvoll, um die im Gentechnikrecht gesetzten Ziele im Bereich Monitoring besser zu erfüllen.

598. Das Monitoring der Wirkungen von GVO auf die Umwelt erfordert die Beobachtung sehr komplexer ökologischer Zusammenhänge auf verschiedenen Integrationsebenen (z. B. innerartliche Diversität, Populationen, Ökosysteme) (ZÜGHART und BENZLER 2007; ZÜGHART et al. 2005; SRU 2004b, Abschn. 10.2.3). Wurde ein GVO für den Markt zugelassen (Inverkehrbringen), müssen der GVO und seine Verwendung durch ein Monitoring möglicher Auswirkungen auf die Umwelt begleitet werden. Dies gilt für den Import, die Verarbeitung und den Anbau von GVO. Dabei werden zwei Monitoringansätze unterschieden: eine allgemeine überwachende Beobachtung (general surveillance) und eine sogenannte fallspezifische Beobachtung (case specific monitoring) (Anhang VII der Freisetzungsrichtlinie 2001/18/EG).

Zweck der fallspezifischen Beobachtung ist es, die in der Umweltrisikoprüfung gemachten Annahmen hinsichtlich der möglichen schädlichen Auswirkungen des GVO und seiner Verwendung auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit zu überprüfen. Sie muss nur dann durchgeführt werden, wenn es entsprechende Hinweise auf Risiken oder Unsicherheiten gibt. Die allgemeine Beobachtung ist dagegen verpflichtend immer durchzuführen. Sie dient der Ermittlung von möglichen schädlichen Effekten auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit, die nicht in der Umweltrisikoprüfung vorhergesehen wurden.

599. In der EU wurde bisher nur ein anbaubegleitendes Monitoring nach der Freisetzungsrichtlinie praktiziert

nämlich zu Amflora, einer gentechnisch veränderten Stärke-Kartoffelsorte (seit 2010). Hingegen handelt es sich bei dem für Deutschland ausgehandelten und 2008 etablierten Monitoringplan für MON810, eine gegen den Maiszünsler resistente Maislinie, um eine Regelung auf nationaler Ebene. Beim Anbau von MON810-Mais wurden natur- und umweltschutzfachliche Aspekte jedoch ungenügend berücksichtigt und zum Beispiel die Auswirkungen des in den Maispflanzen produzierten Bt-Toxins (Bt = *Bacillus thuringiensis*) auf Tagfalter und Gewässerorganismen nicht anbaubegleitend untersucht (BfN 2009). Seit April 2009 besteht in Deutschland ein Anbauverbot für MON810 mit der Begründung, dass durch diesen Mais schädliche Umweltwirkungen verursacht werden könnten (ZKBS 2009). Diese Wirkungen hätten in Deutschland mit dem hier angewandten Monitoring nicht nachgewiesen werden können.

600. Der verbindliche Schutz der Ökosysteme – insbesondere ausgewiesener Schutzgebiete – und ein aussagekräftiges Monitoring, welches ökologische Risiken rechtzeitig indiziert, sollten Voraussetzung für einen Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen sein. Beim Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Futtermitteln sollten im Rahmen des Monitorings zusätzlich auch die Transport- und Verarbeitungswege überwacht werden sowie gegebenenfalls die tierischen Ausscheidungen und der Konsum der so hergestellten tierischen Produkte. Die fallspezifische Überwachung ist basierend auf Hinweisen aus der Umweltrisikoprüfung durchzuführen und umfasst also jeweils unterschiedliche spezifische Untersuchungen. Die Pläne für die allgemeine Beobachtung kombinieren

- Fragebögen an die Landwirte, die Schwerpunkte auf agronomische Aspekte wie Ertrag, Schädlingsbefall etc. legen (ökologische Parameter werden nicht systematisch erhoben),
- Literaturlauswertungen,
- die Nutzung bestehender allgemeiner Beobachtungsprogramme.

Vor diesem Hintergrund sind flächendeckende Kenntnisse über die Verbreitung von Arten, Lebensgemeinschaften und Lebensräumen in guter Qualität Voraussetzung für den Anbau von GVO bzw. für die damit zwingend verbundenen Monitoringansätze (vgl. Tz. 592). In Österreich wurde ein Monitoringsystem etabliert, das die gemeinsame Durchführung von Biodiversitäts- und GVO-Monitoring ermöglicht und dadurch fachliche und auch monetäre Synergieeffekte schafft (PASCHER et al. 2010; 2011). Dieses Monitoringsystem namens BINATS (Biodiversity – Nature – Safety) umfasst 100 Testflächen in Ackerbaugebieten. Gleichzeitig wird durch dieses Konzept die überwachende Beobachtung in das nationale Monitoring der Biodiversität eingegliedert (PASCHER et al. 2007). Landschaftselemente und Habitate, Gefäßpflanzen, Tagfalter und Heuschrecken bilden die Indikatoren. Auch das Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM) ist in Synergien für ein GVO-Monitoring nutzbar (BÜHLER 2010; RAPS 2007; BÜHLER et al. 2008). In seinem Rahmen werden

auf 2.000 Stichprobenflächen auf der ganzen Landesfläche Tiere (Brutvögel, Mollusken, Tagfalter) und Pflanzen (Gefäßpflanzen, Moose) beobachtet (Koordinationsstelle Biodiversitätsmonitoring Schweiz 2006). Die ÖFS könnte in Deutschland eine ähnliche Ausgangsbasis für das GVO-Monitoring bieten, da sie leicht um gewisse für ein GVO-Monitoring notwendige Aspekte erweitert werden kann (MIDDELHOFF et al. 2006). Erste Anfänge einer beispielhaften Umsetzung hat es bereits in Nordrhein-Westfalen gegeben (FIEBIG 2010).

10.3.4 Stoffbezogenes Monitoring

601. Zu Stoffeinträgen in die Umwelt kommt es nicht nur durch die direkte Ausbringung (etwa von Pestiziden oder Düngemitteln), sondern auch durch die geplante Verwendung (etwa von Lösungsmitteln, Arzneimitteln oder anderen Produkten), den ungewollten Verlust aus Produktions- oder Betriebsabläufen, durch Störfälle und nicht zuletzt auch durch die Entsorgung. Entsprechend sind die Einträge von Stoffen vielgestaltig und die Belastung der Umwelt durch Stoffe betrifft die Umweltmedien (Boden, Wasser, Luft) und hat auch Auswirkungen auf die biologische Vielfalt.

Der derzeitige Gesetzesvollzug im Chemikalienrecht liefert Bewertungsmaßstäbe zur Risikoabschätzung von Umweltbelastungen. Die mittlerweile festgelegten Grenzwerte in der Stoffregulierung (Luftreinhalte, Wasserrecht u. a.) bilden gesellschaftlich festgelegte Risikostandards, deren Einhaltung durch Monitoring verifiziert werden muss. Um erfolgreiche und gezielte Maßnahmen für den Umgang mit Stoffen treffen und Defizite der bisherigen Regulierungsansätze ausmachen und korrigieren zu können, sind neben Risikoinformationen zu den einzelnen Stoffen auch Informationen zur tatsächlichen Belastung der einzelnen Umweltmedien und der dadurch hervorgerufenen Wirkungen notwendig. Das Verhalten und der Verbleib von in die Umwelt freigesetzten Stoffen sind wichtige Grundlagen für die Ableitung von Kriterien für die frühzeitige Identifizierung umweltrelevanter Stoffe. Für eine effiziente Umweltpolitik ist daher eine Rückkopplung der Informationsflüsse zwischen Umweltbeobachtung, Umweltpolitik und Rechtssetzung wichtig. Das Zusammenwirken von Umweltbeobachtung und Vollzug ist somit von wesentlicher Bedeutung. Ziel ist ein möglichst umfassender Schutz der biologischen Vielfalt über den gesamten stofflichen Lebensweg, von der Herstellung über die Verwendung bis zur Entsorgung.

602. Derzeit wird die stoffliche Belastung von Ökosystemen überwiegend getrennt nach den Einträgen von Stoffen in die einzelnen Umweltmedien (Boden, Wasser, Luft) und der Belastbarkeit der Lebensgemeinschaften durch wenige, prioritäre Schadstoffe erfasst. Nur wenige Monitoringprogramme führen physikalisch-chemische Informationen (z. B. pH-Wert, Temperatur, Sauerstoffgehalt, ausgewählte Stoffe) mit biologischen Informationen zusammen (z. B. Gewässermonitoring, Bodenzustandserhebung, Umweltmonitoring im Wald (Level II-Flächen (ICP Forests)) (vgl. Tz. 589) oder die ÖFS in Nordrhein-Westfalen in Verbindung mit einem Monitoring der stoff-

lichen Einträge). Hier ist eine bessere Verknüpfung der bisher getrennt erfassten Informationen notwendig (Umweltrat EOBC 2011). Ein stoffbezogenes Monitoring sollte daher integrativ ausgerichtet werden, sodass „Stoffgemische medienübergreifend auf den trophischen Stufen des Ökosystems untersucht werden“ können (AK Umweltmonitoring 2008).

10.3.4.1 Charakterisierung umweltrelevanter Stoffe

603. Auf Natur und Umwelt wirkt eine Vielzahl von unterschiedlichen stofflichen Belastungen. Diese bestehen beispielsweise in Akkumulationsprozessen, in Stofftransfers und stofflichem Austausch zwischen den Umweltmedien sowie indirekten Wirkungen. Ökologisch relevant sind sowohl Stoffe, die über besonders problematische Eigenschaften verfügen, als auch solche, die in großen Mengen freigesetzt werden und die Pufferkapazitäten der Ökosysteme überlasten. Potenzielle Relevanz für ein stoffspezifisches und medienübergreifendes Monitoring erlangt damit eine Vielzahl an Stoffen.

Die Auswahl der Stoffe, die in ein Monitoringprogramm einbezogen werden sollen, sollte sowohl aufgrund ihres Vorkommens in der Umwelt als auch anhand von Stoffeigenschaften erfolgen, die auf ein bekanntes oder mögliches Gefährdungspotenzial für Mensch und/oder Umwelt hinweisen. Zur Ermittlung solcher Substanzen können die Kriterien des Artikels 57 der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH-Verordnung) zur Identifikation besonders besorgniserregender Stoffe (substances of very high concern – SVHC) dienen. Es handelt sich hierbei um Stoffe, die:

- im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen (CLP-Verordnung) als krebserzeugend, erbgutverändernd oder reproduktionstoxisch der Kategorie 1A oder 1B eingestuft sind (CMR-Stoffe) (Artikel 57a–c REACH-Verordnung),
- nach den Kriterien des Anhang XIII der REACH-Verordnung persistent, bioakkumulierbar und toxisch (PBT-Stoffe) oder sogar sehr persistent und sehr bioakkumulierbar (vPvB-Stoffe) sind (Artikel 57d und e REACH-Verordnung),
- nach wissenschaftlichen Erkenntnissen wahrscheinlich schwerwiegende Wirkungen auf die menschliche Gesundheit oder auf die Umwelt haben, die ebenso besorgniserregend sind wie diejenigen anderer in den Buchstaben a bis e aufgeführter Stoffe, und die im Einzelfall gemäß dem Verfahren des Artikels 59 ermittelt werden – wie etwa solche mit endokrinen Eigenschaften oder solche mit persistenten, bioakkumulierbaren und toxischen Eigenschaften oder sehr persistenten und sehr bioakkumulierbaren Eigenschaften, die die Kriterien der Buchstaben d oder e nicht erfüllen – (Artikel 57f REACH-Verordnung).

Bei einigen potenziellen PBT-Stoffen sind die zur abschließenden Bewertung notwendigen Prüfungen auf-

grund ihrer chemischen Eigenschaften und hoher Nachweisgrenzen nicht oder nur schwer möglich. Bislang ist nicht geklärt, ob diese Stoffe als PBT angesehen werden, oder wie die PBT-Eigenschaften dieser Substanzen bestimmt werden können (SCHULTE 2006).

604. Bei PBT- und vPvB-Stoffen sind der Eintrag in die Umwelt und mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme zeitlich und räumlich voneinander entkoppelt. Die Vorhersage langfristiger Wirkungen und die Beurteilung möglicher Schäden sind mit der üblichen Methodik der Risikobewertung (Vergleich zwischen anzunehmender Exposition und Wirkung) nicht möglich, weil Persistenz und Anreicherung ohne Messdaten aus repräsentativen Proben keine belastbare Vorhersage der Exposition erlauben. Dazu kommt eine hohe Unsicherheit bezüglich möglicher längerfristiger Wirkungen. Diese lassen sich letztlich bei hoher Persistenz und Anreicherungsfähigkeit nie ausschließen. Einmal eingetretene Schäden sind häufig nicht mehr reparabel (UBA 2009b). Daher wird für diese Stoffklasse international die Minimierung jeglicher Freisetzung angestrebt. Ein diesem hohen Schutzanspruch entsprechendes Monitoringsystem fehlt bisher.

605. Das stoffliche Monitoring kann jedoch nicht nur dazu dienen, die Verbreitung bekannter PBT- oder vPvB-Stoffe zu untersuchen. Darüber hinaus können in Zusammenarbeit mit der Forschung Stoffe identifiziert werden, die bislang nicht als PBT- oder vPvB-Stoffe erkannt wurden, beispielsweise durch Untersuchung von Humanproben beruflich nicht exponierter Personen oder von Umweltproben aus gering durch den Menschen beeinflusste Regionen (Arktis) oder von Organismen an der Spitze von Nahrungspyramiden (UBA 2009b).

606. Weitere Kriterien, die einen Stoff für die prioritäre Aufnahme in ein Monitoringprogramm qualifizieren, sind eine hohe toxische Potenz, eine weit verbreitete Verwendung oder eine hohe jährliche Herstellungsmenge. Besonders bei Substanzen, die nach den beiden letztgenannten Kriterien ausgewählt wurden, sollte ein Monitoring auch mögliche darin enthaltene Kontaminanten umfassen. Als Beispiel sei hier der Eintrag von Cadmium in Böden durch die Verwendung von Phosphatdünger genannt, aber auch Einträge, die durch historische Nutzungsformen – zum Beispiel Bergbau – entstanden sind.

Der Einsatz von Pestiziden und Arzneimitteln in der Landwirtschaft ermöglicht einerseits enge Fruchtfolgen und eine intensive Tierhaltung, diese Stoffe sind aber andererseits per se umweltrelevant bzw. wirksam auf die biologische Vielfalt. Sie tragen somit auch direkt zum Verlust der biologischen Vielfalt bei, indem beispielsweise Pflanzen, die Nützlingen als Nahrung und Überwinterungsort dienen, durch Herbizide vernichtet werden oder dadurch, dass Tiere, die nicht Zielorganismen sind, durch Insektizide geschädigt oder getötet werden (HAFFMANS 2008).

Der Einsatz von Düngemitteln führt zu einem erhöhten Eintrag von Nährstoffen in die Umwelt mit negativen Auswirkungen auf die meisten naturnahen und natürli-

chen Ökosysteme. Beispielsweise betrug der Anteil der untersuchten Flächen ohne Überschreitungen ökosystemspezifischer Belastungsgrenzen für eutrophierende Stickstoffeinträge (exceedance of critical loads of nutrient nitrogen) in Deutschland im Jahr 2004 nur 4,3 % (SUKOPP et al. 2010). Zur Bewertung des Zustands eines Ökosystems ist daher auch die Überwachung der vorhandenen Nährstoffe notwendig.

10.3.4.2 Beispiele für kritische Stoffe mit besonderen Anforderungen an das Monitoring

607. Im Folgenden wird an Beispielen dargestellt, welche Beiträge Monitoring zum Schutz des Menschen und der Umwelt vor Stoffeinträgen bereits leistet oder leisten kann. Im Zentrum der vorsorgenden Stoffpolitik stehen heute Stoffe mit langfristigen Risikopotenzialen (PBT-Stoffe und CMR-Stoffe) und Stoffe, die schon in geringen Konzentrationen in physiologische Regulierungsmechanismen von Organismen eingreifen (endokrine Wirkungen, vgl. Tz. 612 f.). Einige problematische Stoffeinträge wurden zwar minimiert, doch konnte die Forschung neue Wirkungsmechanismen von bekannten Umweltschadstoffen und von bis dahin nicht als solche klassifizierten Stoffe nachweisen, zum Beispiel für per- und polyfluorierte Verbindungen. In anderen Fällen stellt sich trotz Erfolgen in der Emissionskontrolle die Notwendigkeit zur weiteren Minderung, weil die Bewertung möglicher Gesundheitsrisiken neue Erkenntnisse, zum Beispiel für die Bewertung von Blei, erbracht hat. Aus der Gruppe der für die Umwelt besonders kritischen Stoffe werden im Folgenden ein Schwermetall, eine Stoffgruppe mit persistenten, bioakkumulierbaren und toxischen Eigenschaften, die Gruppe der endokrin wirksamen Stoffe und ein häufiges Pflanzenschutzmittel herausgegriffen. Für diese ist ein Monitoring wegen ihrer öko- und humantoxischen Wirkungen notwendig.

Schwermetalle und „neue“ Wirkungen: Blei

608. Blei ist ein Metall mit bekannter und ubiquitärer Verbreitung. Im Unterschied zu vielen organischen Substanzen können Metalle nicht biologisch abgebaut werden, ihre Verbreitung unterliegt daher einem Kreislauf. Um die Belastung von Mensch und Umwelt effektiv zu reduzieren, müssen toxische Metalle diesem Kreislauf entzogen werden. Der Eintrag von Schwermetallen in die Oberflächengewässer bedeutet eine Beeinträchtigung aquatischer Lebensgemeinschaften. Trotz der Reduktionen bei Blei um 89 % zwischen 1985 bis 2005 bestehen im Rahmen der Schwebstoffuntersuchungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser weiterhin Probleme bezüglich der Schwermetallkonzentrationen, so auch bei Blei. Die Gewässer-Güteklasse II konnte im Jahr 2010 für Blei daher nur an 78 % der Messstellen erreicht werden (UBA 2012). Zur Ermittlung der Prioritäten für weitere Reduktionsmaßnahmen sowie zur Überwachung des Erfolgs solcher Maßnahmen stellt das Monitoring der Belastung der einzelnen Umweltkompartimente ein unverzichtbares Werkzeug dar.

Inzwischen ist die Belastung des Menschen mit Blei, trotz seiner Persistenz, rückläufig (IARC 2006). Aktuelle Studien zur Wirkung von Blei an Kindern und Jugendlichen erbrachten neue Erkenntnisse zu Gesundheitsrisiken, da sie vermehrt Kollektive mit Blutbleigehalten im Niedrigdosisbereich unter 100 µg/l enthielten. Die Studien zeigten, dass Blei neurotoxische Wirkungen und möglicherweise auch endokrine Wirkungen entfaltet, für die Kinder und Jugendliche aufgrund ihrer Entwicklungsstufen eine sensible Bevölkerungsgruppe darstellen (Kommission Human-Biomonitoring 2009). Blei und seine anorganischen Verbindungen wurden vor kurzem auch hinsichtlich ihrer Kanzerogenität neu bewertet: die International Agency for Research on Cancer (IARC) hat sie als wahrscheinlich krebserzeugend für den Menschen (Gruppe 2A) eingestuft und auch die MAK-Kommission (MAK – maximale Arbeitsplatzkonzentration) bewertet sie als krebserzeugend für den Menschen (Kategorie 2) (IARC 2006; DFG Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe 2007). Diese neuen Erkenntnisse zeigen, dass trotz Minderungserfolgen die Bleibelastung nach dem ALARA Prinzip (As Low As Reasonably Achievable) weiter gemindert und dies auch im Monitoring überprüft werden muss.

609. Zusammen mit Befunden zu einer Korrelation zwischen den Bleigehalten im Blut und einem erhöhten Auftreten von Herz-Kreislauf-Erkrankungen und chronischen Nierenschäden bei Erwachsenen (Kommission Human-Biomonitoring 2009) sprechen die Erkenntnisse über die Wirkungen von Blei dafür, die Bestrebungen zur Minimierung der Belastung des Menschen weiter aufrecht zu erhalten und zu optimieren. Der Erfolg der Maßnahmen ist daher weiterhin durch ein regelmäßiges Belastungsmonitoring zu überprüfen. Der Einfluss der terrestrischen Bleibelastung auf den Menschen ist zu evaluieren und gegebenenfalls zu senken.

Persistent, bioakkumulierbar und toxisch: per- und polyfluorierte Verbindungen

610. Eine Gruppe ebenfalls persistenter Umweltkontaminanten stellen die Perfluoralkyl- und Polyfluoralkylsubstanzen (PFAS) dar. Bekannte Vertreter der PFAS sind die Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) und die Perfluorooctansäure (PFOA), die bereits seit über fünfzig Jahren hergestellt und zusammen mit einigen anderen PFAS auch als perfluorierte Tenside (PFT) bezeichnet werden. Weiterhin werden zu den PFAS unter anderem Fluortelomeralkohole (FTOH) und Fluorpolymere wie Polytetrafluorethylen (Teflon®) gezählt. PFT weisen eine hohe chemische und thermische Stabilität auf. Wegen ihrer wasser-, fett- und schmutzabweisenden Wirkung werden sie zur Oberflächenveredelung von Textilien sowie von Papier und Bauprodukten eingesetzt. Darüber hinaus finden sie auch in der Galvanik bei der Oberflächenbeschichtung weitverbreitet Anwendung und werden auch in Reinigungsmitteln, Farben und Feuerlöschmitteln verwendet (ARENHOLZ et al. 2011; UBA 2009a; BfR 2006). Wegen ihrer Persistenz sind PFAS mittlerweile weltweit in Gewässern, Luft, menschlichem und tierischem Gewebe nachweisbar.

Die Verbreitungswege sind noch nicht vollständig aufgeklärt (UBA 2009a).

Die Aufnahme von PFAS in den menschlichen Organismus ist ebenfalls noch nicht vollständig aufgeklärt. In Studien an Personen, die belastetes Trinkwasser konsumiert hatten, konnte eine Aufnahme von PFOS und PFOA gezeigt werden, ebenso eine Aufnahme von PFOS aus kontaminiertem Fisch. PFAS wurden auch in anderen Lebensmitteln nachgewiesen wie Fleisch, Milchprodukten und Eiern sowie Getreide, welches auf kontaminierten Böden gewachsen war. PFAS werden auch über die Lunge aufgenommen, beispielsweise können mit PFAS veredelte Wohntextilien zu einem Eintrag in die Raumluft führen (UBA 2009a). In Tierexperimenten wirken PFOA und PFOS kanzerogen und reproduktionstoxisch (OECD 2002; EPA 2005; FRICKE und LAHL 2005). Die Übertragbarkeit der tierexperimentellen Befunde auf den Menschen ist jedoch umstritten. Es gibt aber Hinweise auf einen negativen Einfluss von PFOS und PFOA auf die Fruchtbarkeit von Frauen (FEI et al. 2009).

Eine Studie der Umweltprobenbank des Bundes zeigt, dass die Konzentrationen von PFOS im Blutplasma nicht beruflich Exponierter seit Beginn des neuen Jahrtausend deutlich sinken, während die PFOA-Konzentrationen gleich bleiben. Gleichzeitig zeigen sowohl diese als auch eine weitere Studie, dass die bekannten PFAS wie PFOS und PFOA durch neue PFAS ersetzt werden, die noch weniger untersucht sind (UBA 2009a).

Bislang liegen die in Gewässern gemessenen Konzentrationen der PFAS deutlich unter den Gehalten, die aquatische Lebensgemeinschaften schädigen würden (UBA 2009a). PFAS sind jedoch, wie beschrieben, sehr persistent. Daher sollte ihr Eintrag in die Umwelt minimiert werden, zumal die Industrie vermehrt kurzkettige PFAS einsetzt, die sich zwar weniger im Organismus anreichern, aber ebenso wenig biologisch abbaubar sind und deren ökotoxikologisches Potenzial noch nicht abgeschätzt werden kann. Das Umweltbundesamt (UBA) schlägt zum Schutz der Umwelt rechtlich bindende Qualitätsstandards und Minderungsziele für Gewässer, Abwasser, Klärschlamm und Böden vor (UBA 2009a).

611. Die bislang zu den PFAS vorliegenden Befunde sprechen dafür, das Monitoring der Belastung von Mensch und Umwelt mit dieser Substanzklasse weiter zu intensivieren, zum einen um über ein Belastungsmonitoring sowohl die Erfolge der Minimierungsbestrebungen zu prüfen, als auch um neue quantitativ besonders relevante PFAS früh erkennen zu können. Zum anderen ist ein Effektmonitoring erforderlich, um potenzielle Wirkungen auf Mensch und Umwelt möglichst frühzeitig zu identifizieren, vor allem auch in Anbetracht der Persistenz der PFAS.

Endokrin wirksame Stoffe

612. Schon seit geraumer Zeit nimmt die Wirkung von Schadstoffen auf das Endokrinum (Hormonsystem) in der Stoffrisikodebatte eine besondere Stellung ein. Es gibt zahlreiche Chemikalien, die nachweislich das Potenzial

besitzen, das endokrine System des Menschen wie auch das von Tieren zu beeinflussen. Hier steht die vorgeburtliche Entwicklung im Vordergrund, da in dieser sensiblen Lebensphase Hormone eine große Bedeutung als Regulatoren haben. Wirken Sie in falscher Konzentration oder im falschen Zeitpunkt ein, kann die Entwicklung betroffen sein. Bekannte Beispiele für solche Stoffgruppen, die ein hormonelles Wirkungspotenzial aufweisen, sind:

- PCB (Polychlorierte Biphenyle), die als Isolierflüssigkeit, Hydrauliköl und Weichmacher für Dichtungsmassen eingesetzt wurden und inzwischen verboten sind. Aufgrund ihrer Persistenz sind sie nach wie vor in der Umwelt nachweisbar;
- Phthalate, die als Weichmacher für Kunststoffe, Farben und Lacke verwendet werden;
- Bisphenol-A, das ebenfalls in der Kunststoffherstellung (Polykarbonate), aber auch zu anderen Zwecken, zum Beispiel als Farbentwicklungskomponente, verwendet wird und beispielsweise in Lebensmittelverpackungen und Plastikschüsseln enthalten ist;
- Tributylzinn (TBT), das insbesondere als Antifoulingbiozid in Schiffsanstrichen verwendet wurde. Der Einsatz von zinnorganischen Verbindungen in Antifoulingfarben ist seit 2003 weltweit verboten (EEA 2001; SRU 2004b; UBA 2010; BfR 2011b).
- *Synthetische Hormone zur Empfängnisverhütung und zur Behandlung hormonabhängiger Krankheiten* (z. B. 17 α -Ethinylestradiol), die mit dem Abwasser in die Oberflächengewässer gelangen.

Aus der Erfahrung zu den Langzeitwirkungen des ersten synthetischen Östrogens Diethylstilbestrol, welches bis in die 1970er-Jahre häufig bei Schwangeren eingesetzt wurde, ist bekannt, dass hohe östrogene Wirkungen am Menschen während der Schwangerschaft insbesondere die prä- und postnatale sexuelle Entwicklung und die männliche und weibliche Fertilität beeinträchtigen und sogar Krebserkrankungen bei den weiblichen Nachkommen gefördert haben (HOOVER et al. 2011). Obwohl es klar ist, dass bestimmte Umweltchemikalien normale hormonelle Prozesse beeinträchtigen können, ist die Beweislage dafür, dass die menschliche Gesundheit durch Exposition gegenüber endokrin wirksamen Chemikalien aus der Umweltbelastung beeinträchtigt wurde, schwach. Bei der ökotoxikologischen Risikobewertung stehen Wirkungen mit Relevanz für Populationen im Vordergrund (HOFFMANN und KLOAS 2012).

613. Gerade im Hinblick auf endokrine Wirkstoffe, die bislang nur teilweise von Monitoringprogrammen erfasst werden, ist die Bedeutung des Monitorings evident, um regulative Maßnahmen zu begründen. Bei diesen Stoffen stellt sich die besondere Herausforderung einer summativen Betrachtung aller gleich wirkenden Stoffe unabhängig von der Wirkungsintensität. Über ein reines Expositions-/Belastungsmonitoring hinaus ist eine medienübergreifende Umweltbeobachtung, die auch ein Effektmontoring einschließt, erforderlich, um bislang unerkannten endo-

krin wirksamen Substanzen auf die Spur zu kommen (vgl. Tz. 587).

Verbreitete Anwendung von Pflanzenschutzmitteln: Glyphosat

614. Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA führen die Liste der Befundhäufigkeiten der Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern und im Trinkwasser, zum Beispiel in Schleswig-Holstein, an (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2011). Ursprünglich wurden Glyphosat und Glyphosat-resistente Anbaupflanzen mit der Begründung eingeführt, die Umweltbelastung mit Herbiziden zu reduzieren, da Glyphosat weniger toxisch und persistent sei als andere Herbizide. Doch AMPA erweist sich als persistent in Böden und mindestens genauso toxisch wie Glyphosat (MAMY et al. 2010; ANTONIOU et al. 2011). Wissenschaftliche Forschungsergebnisse zeigten, dass Glyphosat in In-vitro-Untersuchungen Missbildungen an Frosch- und Hühner-Embryos verursacht und zwar schon in stärkeren Verdünnungen als denjenigen, die bei der landwirtschaftlichen Anwendung entstehen (ANTONIOU et al. 2011; 2010).

Für eine Serie Breitbandherbizide unter dem Namen Roundup® gibt es zahlreiche Belege, dass das hierin enthaltene Glyphosat sowie die jeweiligen Hilfsstoffe erhebliche Auswirkungen auf die Entwicklung und das Überleben von Amphibien haben (BERNAL et al. 2009; MANN et al. 2009; RELYAE und JONES 2009). Das Ausmaß variiert entsprechend der jeweiligen Konzentration und dem Ausbringungszeitpunkt (JONES et al. 2010).

Somit sollte für die Bewertung von Glyphosat nicht nur die gesundheitliche Bewertung des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR), sondern auch Erkenntnisse zur Ökotoxizität berücksichtigt werden. Die Facheinschätzung des BfR macht darüber hinaus darauf aufmerksam, dass „der wesentliche fachliche Dissens dagegen in einem grundlegend unterschiedlichen wissenschaftlichen Ansatz zu der Bewertung gesundheitlicher Risiken von Chemikalien besteht. Solche Paradigmenwechsel sollten nach Ansicht des BfR erst von der Fachwelt geprüft und auch in internationalen Gremien auf ihre Notwendigkeit hin diskutiert werden“ (BfR 2011a). Obwohl 2012 auf EU-Ebene eine Überprüfung der Zulassung von Glyphosat hätte stattfinden müssen, verlängerte die Europäische Kommission die Zulassung für Glyphosat – sowie für 38 weitere Pestizide – außerplanmäßig im November 2010 (Richtlinie 2010/77/EU). Glyphosat kann daher ohne weitere Überprüfung bis 2015 genutzt werden (Deutscher Bundestag 2011a).

615. Gerade bei einem breit angewendeten Pflanzenschutzmittelwirkstoff ist eine medienübergreifende Umweltbeobachtung erforderlich, um neben Daten über die Belastung mit dem Wirkstoff und seinen Abbauprodukten im Rahmen eines Effektmontoring Wirkungen auf Nichtzielorganismen erfassen zu können, die bei der Risikobewertung bislang möglicherweise nicht erkannt wurden.

10.3.4.3 Beispiele für Kenntnislücken in der Umweltbewertung von Stoffen

616. Ökologisch relevant sind sowohl Stoffe, die über besonders problematische Eigenschaften verfügen, als auch solche, die in großen Mengen freigesetzt werden und die Pufferkapazitäten der Ökosysteme überlasten. Unzureichend sind vor allem die Kenntnisse über chemische Belastungen in der Terrestrik und von Gewässern sowie die direkten und indirekten Auswirkungen von Pestiziden und Industriechemikalien auf die biologische Vielfalt.

Unzureichende Kenntnisse über chemische Belastungen der Terrestrik

617. Das Wissen über Pestizide (ISOE 2010) und Arzneimittel in der Terrestrik ist gering, obwohl diese per se umweltrelevant sind und über Gülle und Klärschlämme auf landwirtschaftlichen Böden verteilt werden. Trotz Pfadbetrachtung kommt es immer wieder zu unerwarteten Effekten (ISENRING 2010), wie zum Beispiel dem Bienensterben in Deutschland 2008 durch das Insektizid Clothianidin oder dem Aussterben von drei Geierarten auf dem indischen Subkontinent durch den Einsatz von Diclofenac in der Tiermedizin (KNOPP et al. 2007). Durch Ausscheidungen der Nutztiere in die Gülle können Antiparasitika-Rückstände, wie zum Beispiel Ivermectin, die Dungfauna schädigen (KREUZIG et al. 2007).

Flammschutzmittel sind ein Beispiel für das Fehlen von Umweltdaten von Schadstoffen (ARCADIS Belgium und EBRC Consulting 2011). In einer Untersuchung von 42 in Konsumgütern enthaltenen Flammschutzmitteln, konnten aufgrund fehlender Umweltdaten für den Umwelt- und Gesundheitsschutz lediglich 22 beurteilt werden, für 11 konnte ein Risiko gar nicht eingeschätzt werden.

Unzureichende Kenntnisse über chemische Belastungen von Gewässern

618. Die Lücke zwischen der chemischen Überwachung und der Bewertung der biologisch besonders empfindlichen Kleingewässer schließt das europäische MODELKEY-Projekt (BRACK 2011), das die Verknüpfung chemischer und biologischer Zustandsdaten thematisiert. Es hat mit dem SPEAR Index (species-at-risk) ein Bewertungsinstrument für die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Gewässerorganismen entwickelt, das chemische und biologische Daten zusammenführt (von der OHE et al. 2009). Das Projekt belegt auch den Entwicklungsbedarf im Monitoring.

Vor allem für die größeren Gewässer liegen bundesweite Informationen zu Belastungen mit Chemikalien vor, aber überwiegend zu den „prioritären Stoffen“. Für die ökologisch besonders wertvollen kleinen Gewässer gibt es diese Daten aber höchstens in den Ländern im Rahmen der länderspezifischen Messprogramme. Belastungs-Messwerte sind also vorhanden, wenn auch nicht gut verfügbar und methodisch nicht standardisiert.

Pflanzenschutzmittel können während oder nach ihrer Ausbringung durch Sprühabdrift, Oberflächenabfluss oder Drainage in Oberflächengewässer eingetragen werden (Deutscher Bundestag 2011b; SCHULZ 2004). Die dem Bund zur Verfügung stehenden Daten zum chemischen Monitoring erlauben keine präzise Aussage zur Pflanzenschutzmittelbelastung von den besonders betroffenen Oberflächengewässern, da unter anderem die Anzahl von Messstellen gering ist, kleine Fließgewässer nicht erfasst werden und nur eine eingeschränkte Wirkstoffpalette gemessen wird. Das heißt, ein geeigneter Zustandsindikator zur Belastung von allen Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln ist für die Umsetzung des in Erarbeitung befindlichen Nationalen Aktionsplans (NAP) zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf der Grundlage der neuen Pflanzenschutz-Rahmenrichtlinie 2009/128/EG nicht abzuleiten. Hier wäre mit einem repräsentativen Monitoring der Status Quo der Pflanzenschutzmittelbelastung in agrarischen Kleingewässern zu ermitteln, um die Ausgangsbasis für ein Erfolgsmonitoring zum NAP zu schaffen.

Unzureichende Kenntnisse über die Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die biologische Vielfalt

619. Chemisch-synthetische Pestizide gefährden die biologische Vielfalt insbesondere von Pflanzen, zum Beispiel durch den Rückgang der Artenzahlen in den Samenbanken in den Böden der Agrarlandschaften (ROBINSON und SUTHERLAND 2002). Unter anderem durch indirekte Effekte der Nahrungsketten, die in den Risikoüberprüfungen nicht berücksichtigt werden, ist die Artenzahl der Brutvögel in der Agrarlandschaft zurückgegangen (SUDFELDT et al. 2010). Bodenlebewesen, Wasserorganismen und Amphibien werden als Nichtzielorganismen in Anzahl und Artenzusammensetzung reduziert (Beispiele und Literaturangaben in HAFFMANS 2010; ISENRING 2010). Amphibien stehen über ihre Haut sehr stark im Austausch mit den sie umgebenden Medien. Deshalb reagieren sie auch empfindlich auf einen direkten Kontakt mit Bestandteilen von Pflanzenschutzmitteln. Außerdem sind sie durch ihren biphasischen Lebenszyklus einer Exposition von Substanzen, sowohl in einer aquatischen (Larvalstadium) als auch in einer terrestrischen Umgebung (Adultstadium) ausgesetzt (TODD et al. 2011). Beispielsweise wurde nach Feldapplikation von umweltrelevanten Fungizidaten eine 100 %ige Mortalität bei juvenilen Stadien von Amphibien festgestellt (BELDEN et al. 2010).

Eine Studie hat 2010 gezeigt, dass Pestizide maßgeblich für die Verringerung der Tier- und Pflanzenvielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen Europas sind (GEIGER et al. 2010). Der Einsatz von Insektiziden reduziert zudem indirekt die Effektivität der biologischen Schädlingsbekämpfung (ebd.). Grundsätzlich ist es problematisch aber derzeit alternativlos, dass die Testsysteme mit Stellvertreterorganismen arbeiten, Teile des Hormonsystems nicht erfassen (z. B. Nebenniere, Bauchspeicheldrüse) sowie „Cocktail-Wirkungen“ und die chronische Toxizität nicht berücksichtigen (ISOE 2010). Zudem zeigt das Kontaminationsmuster von Insektiziden in der Umwelt in

der Regel Belastungsspitzen, die nur wenige Stunden andauern, und damit schwer nachweisbar, aber von hoher ökotoxikologischer Relevanz sind (Deutscher Bundestag 2011b).

620. Weiterhin werden bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln indirekte Wirkungen und kumulative Risiken nicht berücksichtigt (WOGRAM 2010). Nicht ausreichend umgesetzt wird auch der Schutz der landwirtschaftlichen Begleitflora und -fauna sowie die Schutzansprüche gesetzlich besonders geschützter Arten (LIESS et al. 2010). Hier wäre ein zulassungsbegleitendes, medienübergreifendes Monitoring als „Realitätscheck“ wichtig.

10.3.5 Regulierung von Stoffeinträgen

621. Die Regulierung von Stoffeinträgen in die Umwelt durch die verschiedenen Rechtsakte unterscheidet sich nicht nur hinsichtlich der Schutzziele, sondern auch bezüglich deren Operationalisierung. Sie ist traditionell grundsätzlich am Schutz der verschiedenen Umweltmedien orientiert. Die REACH-Verordnung verfolgt insofern einen umfassenden Ansatz, als sie Stoffe über ihren gesamten Lebensweg begleitet und Anforderungen an den Umgang mit ihnen formuliert. Vor allem werden durch die REACH-Verordnung aber Daten zu den Stoffeigenschaften, den Produktionsmengen und auch zur Verwendung der registrierungspflichtigen Stoffe bereitgestellt. Diese bergen Potenziale für die Verbesserung des Chemikalienmanagements – auch insofern, als sie die Ansätze in den Rechtsakten optimieren können – und können wichtige Informationen für das stoffliche Monitoring liefern.

Die Konzeption von Programmen zur Umweltbeobachtung muss auf diese Komplexität reagieren und sowohl Daten zur Verfügung stellen, die von den Behörden für Entscheidungen im Einzelfall genutzt werden können, als auch Schlussfolgerungen hinsichtlich notwendiger Nachbesserungen durch den Gesetzgeber ermöglichen.

622. Die einzelnen Komponenten eines verantwortlichen Umgangs mit Stoffen in der Umwelt sollten zielführend miteinander verknüpft werden:

- Zusammentragen und Generierung von Risikoinformationen zu Stoffen,
- Entwicklung von Maßnahmen, um Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und Umweltstandards einzuhalten,
- Erfolg von Maßnahmen durch Umweltbeobachtung überwachen und bei entsprechendem Anlass Nachbesserungen vornehmen,
- Beratung der Politik und Information der Öffentlichkeit durch Berichterstattung über die Ergebnisse der Umweltbeobachtungsprogramme.

Nur wenn eine sinnvolle Verknüpfung gelingt, kann der Eintrag von Stoffen in die Umwelt und damit die Belastung der Umwelt minimiert werden.

10.3.5.1 Regulierung in den EU-Rechtsakten

623. Die Vorgaben für die Regulierung von Umweltrisiken durch Stoffe werden zunehmend auf europäischer Ebene formuliert (vgl. Tab. 10-1). Dabei haben die einzelnen Rechtsakte zunächst sehr unterschiedliche Schutzziele. Während sich beispielsweise die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) auf den Schutz von aquatischen sowie von ihnen abhängigen terrestrischen Ökosystemen beschränkt, wird mit der Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG ein umfassender Ansatz verfolgt, mit dem die menschliche Gesundheit sowie die Umwelt insgesamt geschützt werden soll. Auch die Schutzziele der einzelnen Rechtsakte unterscheiden sich. So ist das Schutzziel der WRRL der gute ökologische Zustand, während beispielsweise die Biozidrichtlinie 98/8/EG unannehmbare Wirkungen auf die Zielorganismen verhindern soll. Dabei sind die unterschiedlichen Schutzziele zum einen der Abwägung mit anderen Belangen – etwa der Schädlingsbekämpfung – im Einzelfall geschuldet, lassen sich aber auch auf die unterschiedlichen Blickwinkel zurückführen. Denn während einige Rechtsakte die Belastungsquelle – also Stoffe – zum Anknüpfungspunkt haben, konzentrieren sich andere Rechtsakte auf das Schutzgut und somit die Umweltmedien. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Stoffe nicht nur zu unterschiedlichen Zwecken verwendet werden, sondern auch mit den unterschiedlichsten Umweltmedien in Berührung kommen können. Entsprechend unterscheiden sich auch die Regulierungsansätze. So soll der WRRL entsprechend das Schutzziel beispielsweise durch die Aufstellung von Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe operationalisiert werden. Dagegen sieht beispielsweise die Verordnung (EG) Nr. 850/2004 über persistente organische Schadstoffe (POP-Verordnung) in langer Sicht die Einstellung der Freisetzung bestimmter Stoffe vor. Der Ansatz der REACH-Verordnung (vgl. Abschn. 10.3.5.2) ist insofern am umfassendsten, als nicht nur der Anwendungsbereich – also der Umfang der betroffenen Stoffe – sehr breit ist, sondern auch der gesamte Lebenszyklus eines Stoffes analysiert werden soll, um ein hohes Schutzniveau für die menschliche Gesundheit und die Umwelt sicherzustellen.

624. Entsprechend lassen sich den einzelnen Regelungen zahlreiche Vorgaben dazu entnehmen, wie mit Stoffen zum Schutz der Umwelt umzugehen ist und welche Ziele es dabei einzuhalten gilt. Um den Erfolg der Vorgaben und daraus abgeleiteter Maßnahmen zu überprüfen, werden den Mitgliedstaaten in vielen Rechtsakten Berichtspflichten gegenüber der Europäischen Kommission auferlegt. Daher müssen sie systematische Erfolgskontrollen durchführen. Diese können letztlich nur durch ein Monitoring gewährleistet werden, das entsprechende Daten liefert. Um Vergleichbarkeit auf europäischer Ebene zu gewährleisten, muss dieses auf international harmonisierten Erfassungs- und standardisierten Bewertungsmethoden beruhen.

**Wesentliche Regulierungen von Stoffeinträgen in die Umwelt
(EU-Rechtsakte)**

Rechtsakt	Schutzgut bzw. -ziel	Regulierungsansatz
Sektorales Umweltrecht		
Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL)	Schutzgut: Binnenoberflächengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer, Grundwasser Schutzziel: guter ökologischer Zustand, guter chemischer Zustand	Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden
Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik	Schutzgut: Oberflächengewässer, Küstengewässer, Sedimente und/oder Biota Schutzziel: guter chemischer Zustand	Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und bestimmte andere Schadstoffe
Nitratrichtlinie 91/676/EWG	Schutzgut: Binnengewässer, Mündungsgewässer, Küstengewässer, Meere, Grundwasser Schutzziel: durch Nitrat aus landschaftlichen Quellen verursachte oder ausgelöste Gewässerverunreinigungen verringern bzw. weiteren Gewässerverunreinigungen vorbeugen	Ausweisung gefährdeter Gebiete und Festlegen von Aktionsprogrammen
Kommunale Abwasserrichtlinie 91/271/EWG	Schutzgut: Umwelt Schutzziel: Schutz vor schädlichen Auswirkungen des Abwassers	Sammeln, Behandeln und Einleiten von Abwasser und Zielvorgaben für die Belastung des Abwassers hinsichtlich Phosphor, Stickstoff und biochemischer Parameter
Grundwasserrichtlinie 2006/118/EG	Schutzgut: Grundwasser Schutzziel: Verhinderung und Begrenzung der Verschmutzung	Grundwasserqualitätsnormen und Schwellenwerte für Nitrate und Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln bzw. Bioziden
Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG	Schutzgut: menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt Schutzziel: Vermeidung, Verhinderung oder Verringerung schädlicher Auswirkungen	Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität bzw. Luftqualitätspläne für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel (PM ₁₀ und PM _{2,5}), Blei, Benzol, Kohlenmonoxid
Richtlinie 2004/107/EG	Schutzgut: menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt Schutzziel: Vermeidung, Verhinderung oder Verringerung schädlicher Auswirkungen	Zielwerte für Arsen, Kadmium, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG (MSRL)	Schutzgut: Meeresumwelt Schutzziel: bis zum Jahr 2020 guten Zustand der Meeresumwelt erhalten oder erreichen	Beschreibung des guten Umweltzustands, Festlegung von Umweltzielen und Erstellung und Umsetzung von Maßnahmenprogrammen

noch Tabelle 10-1

Rechtsakt	Schutzgut bzw. -ziel	Regulierungsansatz
Stoffbezogenes Umweltrecht		
REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006	Schutzgut: menschliche Gesundheit und Umwelt Schutzziel: hohes Schutzniveau	Analyse des Lebenszyklus von Chemikalien von der Herstellung über die Verwendung bis zur Entsorgung; Zulassung für besonders besorgniserregende Stoffe, Verbote und Beschränkungen für gefährliche Stoffe
Biozid-Richtlinie 98/8/EG	Schutzgut: Mensch, Tier und Umwelt Schutzziel: hohes Schutzniveau bzw. keine unannehmbaren Wirkungen auf die Zielorganismen (wie Resistenz oder unannehmbare Toleranz; im Fall von Wirbeltieren keine unnötigen Leiden oder Schmerzen), auf die Gesundheit von Mensch, Tier oder Oberflächen- und Grundwasser und auf die Umwelt	Zulassung von Wirkstoffen und Biozidprodukten
Pflanzenschutzmittel-Verordnung (EG) Nr. 1107/2009	Schutzgut: Gesundheit von Mensch und Tier und Umwelt Schutzziel: hohes Schutzniveau bzw. keine schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen oder von Tieren und keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt	Zulassung von Wirkstoffen, Safenern und Synergisten; Bestimmungen für Zusatz- und Beistoffe
POP-Verordnung (EG) Nr. 850/2004	Schutzgut: menschliche Gesundheit und die Umwelt Schutzziel: Schutz vor persistenten organischen Schadstoffen	Verbot, möglichst baldige Einstellung oder Beschränkung von Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung der Stoffe, die dem POP-Übereinkommen unterliegen
Richtlinie 2001/83/EG zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel (Gemeinschaftskodex für Humanarzneimittel)	Schutzgut bzw. -ziel: wirksamer Schutz der öffentlichen Gesundheit	Genehmigung für das Inverkehrbringen von Arzneimitteln; Auflagen bzgl. Umweltrisiken
Verordnung (EG) Nr. 726/2004 zur Festlegung von Gemeinschaftsverfahren für die Genehmigung und Überwachung von Human und Tierarzneimitteln und zur Errichtung einer Europäischen Arzneimittel-Agentur	Schutzgut bzw. -ziel: wirksamer Schutz der öffentlichen Gesundheit	europäische Genehmigung für das Inverkehrbringen von Arzneimitteln; Auflagen bzgl. Umweltrisiken
Bodenschutz-Richtlinie	fehlt bislang	
SRU/UG 2012/Tab. 10-1		

10.3.5.2 Potenziale der REACH-Verordnung für Regulierung und Monitoring von Stoffeinträgen

625. Mit der REACH-Verordnung werden für registrierpflichtige Stoffe Daten zu Grundeigenschaften, Produktionsmengen und Anwendungen bereitgestellt. Die Daten werden jedoch zunächst einzelstoff- und herstellerbezogen erhoben. Eine übergreifende Zusammenführung der abgeschätzten Umweltbelastung zwischen verschiedenen

räumlich verbundenen Herstellern ist nicht vorgesehen. Die Prüfpflicht für umweltrelevante Eigenschaften ist nur für die hohen Produktionsvolumina ausreichend. Die Ableitung der Hintergrundbelastungen, von möglichen Additions- oder Kumulationseffekten ist nicht ohne Weiteres möglich.

626. Nachfolgend soll dargestellt werden, warum und in welcher Form insbesondere die REACH-Verordnung ein großes Potenzial besitzt, das Monitoring von Stoffeinträ-

gen besser zu regulieren. Wie gezeigt wird, kann dies teilweise schon dadurch erfolgen, dass Defizite der Verordnung beseitigt werden. Durch die REACH-Verordnung soll ein hohes Schutzniveau für die menschliche Gesundheit und die Umwelt mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung sichergestellt werden. Sie zielt darauf ab, bis 2018 schrittweise bestehende Datenlücken zur Umweltwirkung und -exposition von Stoffen zu schließen und verfolgt dabei einen weitestgehend Sektor übergreifenden Ansatz. Entsprechend verpflichten schon Herstellung bzw. Import von Stoffen grundsätzlich zum Sammeln und Generieren von Stoffdaten und zur Durchführung einer ersten Risikoabschätzung, auf deren Grundlage bei entsprechendem Anlass behördliche Maßnahmen im Rahmen des sektoralen Umweltrechts oder nach der REACH-Verordnung selbst (Zulassung oder Verbot bzw. Beschränkung) getroffen werden können. Unterhalb der Schwellen, die zu behördlichen Maßnahmen Anlass geben, ist die chemische Industrie selbst für die Ermittlung, Anwendung und Kommunikation von Maßnahmen zur angemessenen Beherrschung der Stoffrisiken verantwortlich (Eigenverantwortung der chemischen Industrie).

Dieser Ansatz birgt insofern Potenziale, als in Zukunft zahlreiche Daten zu den Eigenschaften und Wirkungen von Stoffen vorliegen werden, die es für die Regulierung, aber auch für das Design und das methodische Vorgehen des Monitorings von Stoffen zu nutzen gilt. Damit die Potenziale ausgeschöpft werden können, ist allerdings eine Weiterentwicklung innerhalb der REACH-Verordnung notwendig (Registrierungsdefizite beseitigen). Darüber hinaus sollten Schnittstellenprobleme mit anderen Rechtsakten gelöst und dafür gesorgt werden, dass im Rahmen des stofflichen Monitorings erhobene Daten in das Chemikalienmanagement nach der REACH-Verordnung einfließen (Chemikalienmanagement verbessern). Zuletzt sollten Wege geschaffen werden, um die durch die REACH-Verordnung gesammelten Informationen für Programme der Umweltbeobachtung nutzbar zu machen (Registrierungsdaten nutzen).

Beseitigung von Defiziten im Rahmen der Registrierung

627. Das Instrument der REACH-Verordnung zur Ermittlung von Risikoinformationen für Stoffe ist die Registrierungspflicht für Hersteller und Importeure. Hiernach muss der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) ab einer Menge von 1 t/a ein technisches Dossier und ab einer Menge von 10 t/a zusätzlich ein Stoffsicherheitsbericht vorgelegt werden (Artikel 10 REACH-Verordnung). Dabei sind die im technischen Dossier aufzunehmenden Daten mengenabhängig gestaffelt (Artikel 12 REACH-Verordnung). Der Umfang des Stoffsicherheitsberichtes ist vor allem von den gefährlichen Stoffeigenschaften und damit auch von PBT- bzw. vPvB-Eigenschaften (vgl. Tz. 603) abhängig (Artikel 14 Absatz 4 REACH-Verordnung). Damit werden innerhalb der Registrierung umfangreiche, für das Chemikalienmanagement wichtige Informationen abgefragt, im Einzelnen besteht jedoch noch Verbesserungsbedarf:

- Daten zu den Eigenschaften von Stoffen werden im technischen Dossier schon ab einer Menge von 1 t/a abgefragt. Allerdings haben die gestaffelten Datenanforderungen zur Folge, dass PBT-Stoffe unterhalb von 100 t/a mit den REACH-Kriterien gar nicht als kritisch zu erkennen sind (SRU 2008, Tz. 734). Damit entsprechende Maßnahmen zum Schutz der Umwelt getroffen werden können, sollten es die Datenanforderungen ermöglichen, schon bei niedriger Tonnage PBT- und vPvB-Stoffe zu identifizieren.
- Zwar werden im technischen Dossier bereits Angaben zur Exposition verlangt, Expositionsszenarien für die einzelnen Verwendungen sind jedoch erst im Rahmen des Stoffsicherheitsberichtes zu machen und hier auch nur für gefährliche Stoffe. Werden PBT-Stoffe unterhalb von 100 t/a jedoch gar nicht als kritisch erkannt, so ist es unwahrscheinlich, dass für sie im Stoffsicherheitsbericht schon unterhalb dieser Schwelle Expositionsszenarien entwickelt werden müssen. Expositionsszenarien sind Ausgangspunkt für die Ermittlung und Beurteilung auftretender Expositionen und berücksichtigen alle Stadien des Lebenszyklus eines Stoffes mit den jeweils unterschiedlichen Verwendungen – sie sind damit essenziell für das Chemikalienmanagement. Die Verwendungen können dabei in einer einheitlich strukturierten Art unter Nutzung des „Use Descriptor Systems“ beschrieben werden (BUNKE 2011, S. 169). In den Leitlinien der ECHA (2008) wird ein Standardformat für das endgültige Expositionsszenario empfohlen. Grundsätzlich kann auf Modellierungen zurückgegriffen werden. Diese beruhen zwar auf sehr konservativen Schätzungen, bilden die Realität jedoch nur unzureichend ab. Zudem gilt, dass bei der Ableitung der Expositionshöhe nur der bestimmungsgemäße Gebrauch zu berücksichtigen ist und die Beachtung aller empfohlenen Sicherheitsmaßnahmen zugrunde gelegt werden kann (INGEROWSKI 2009, S. 170). Um den Eintrag von Schadstoffen in die Umwelt verhindern oder vermindern zu können, sollten Expositionsszenarien schon unterhalb der Mengenschwelle von 10 t/a angefertigt werden. Insofern, als sie auf Modellierungen beruhen, sollten sie durch Daten aus dem Stoffmonitoring abgesichert werden.
- Teil des Stoffsicherheitsberichtes ist auch die Ermittlung schädlicher Wirkungen auf die Umwelt (Artikel 14 Absatz 3 REACH-Verordnung). Hierzu gehört die Ableitung der prognostizierten Wirksamkeitsschwelle für den jeweiligen Stoff (Predicted no Effect Concentration (PNEC)). Dabei gilt, dass Wirkungen auf komplexe Systeme notwendigerweise modelliert werden, sodass sich im Nachhinein unvorhergesehene Effekte zeigen können (MAXIM und SPANGENBERG 2009, S. 44). Insofern, als die PNEC-Werte durch die chemische Industrie abgeleitet werden, können sie mangels unabhängiger Qualitätssicherung in anderen Rechtsbereichen nicht problemlos zur Begründung von Maßnahmen genutzt werden. Eine Qualitätssicherung der Daten wäre hier hilfreich (SRU 2008, Tz. 743).

Monitoringdaten zur Optimierung des Chemikalienmanagements

628. Die REACH-Verordnung liefert wertvolle Daten für das Chemikalienmanagement, die jedoch auf Grundlage von Laborversuchen und Modellierungen von der chemischen Industrie generiert werden. Sie können nicht nur Maßnahmen nach der REACH-Verordnung auslösen, sondern auch helfen, Maßnahmen im sektoralen Umweltrecht zu begründen. Dazu gilt es aber noch methodische Unterschiede und Zugriffshindernisse zu beseitigen. Zudem sind diese Daten neben solchen, die im Rahmen einer Umweltbeobachtung erhoben werden, nur ein Standbein eines effektiven Chemikalienmanagements. Um das Chemikalienmanagement zu verbessern, sollten die im Rahmen eines Monitorings ermittelten Daten in die Stoffbewertung einfließen. Hier gibt es die folgenden Ansatzpunkte:

- Maßnahmen werden auf der Grundlage einer Stoffbewertung getroffen. Die Verantwortung für einen Großteil der Stoffe liegt bei der Industrie (vgl. Tz. 623), während sich die Behörden auf die Priorisierung regulierungsbedürftiger Stoffe konzentrieren. Dieser Aufgabenverteilung wird es nicht gerecht, dass nur die Stoffbewertungsbehörden, nicht aber Hersteller und nachgeschaltete Anwender Hintergrundbelastung, Kombinationswirkungen und gemischte Expositionen bei Stoffbewertung und Risikomanagement berücksichtigen müssen. Die Maßnahmen der chemischen Industrie zur angemessenen Risikobeherrschung legen nicht die tatsächliche Umweltbelastung zugrunde. Weil die Expositionsszenarien auf Modellierungen beruhen, sollten sie mithilfe von Daten aus dem Monitoring verfeinert werden. Dies gilt insbesondere für die Erstellung der sogenannten spezifischen Umweltemissionskategorien (LÜSKOW et al. 2010, S. 15 ff.).
- Die REACH-Verordnung hat nur den einzelnen Unternehmer bzw. den einzelnen Stoff im Blick. Um den Erfolg zu kontrollieren und eine Problemverlagerung zu vermeiden, müssen auch Wechselwirkungen (z. B. Additions- oder Kumulationseffekte) berücksichtigt werden. Hier reichen die Registrierungsdaten alleine nicht aus, da man ihnen keine konkreten Informationen zum Eintrag von Stoffen in die Umwelt entnehmen kann. Sie sollten durch Umweltdaten aus einem Monitoring ergänzt werden.
- Insbesondere bei PBT- und vPvB-Stoffen sind Eintrag in die Umwelt und Wirkung zeitlich und räumlich voneinander getrennt. Zudem können sich Stoffe erst im Nachhinein als besonders besorgniserregend herausstellen. Hier kann das Umweltmonitoring zusätzliche Erkenntnisse liefern.

Nutzung der Registrierungsdaten für das Stoffmonitoring

629. Das Monitoring von Stoffen in der Umwelt ist mit großem Arbeitsaufwand verbunden. Entsprechend ist es, auch weil eine Auswertung gar nicht leistbar wäre, nicht zielführend, für sämtliche Stoffe die Umweltbelastung

abzubilden. Vielmehr sollte eine frühzeitige Fokussierung auf prioritäre Stoffe vorangetrieben werden. Die im Rahmen des REACH-Systems generierten Daten können – wie teilweise bereits begonnen – genutzt werden, um solche Stoffe auszuwählen, die in Monitoringprogramme einbezogen werden sollten. Denn im Rahmen der Registrierung werden sowohl Daten zur Herstellungsmenge und zur Exposition erhoben als auch gefährliche bzw. PBT- oder vPvB-Eigenschaften abgeprüft. Dabei bietet es sich an, einerseits solche Stoffe zu beobachten, die dem Chemikalienmanagement der REACH-Verordnung (Zulassung oder Verbot bzw. Beschränkung) unterliegen, um den Erfolg dieser Maßnahmen zu überprüfen. Andererseits sollten aber auch solche Stoffe beobachtet werden, für deren Risikomanagement die Industrie eigenverantwortlich durch geeignete Maßnahmen zur angemessenen Beherrschung der Risiken zu sorgen hat (Artikel 14 Absatz 6 bzw. Artikel 37 Absatz 6 REACH-Verordnung). Insofern würde der Erfolg des Regulierungsansatzes, der die Verantwortung für die sichere Verwendung von Stoffen primär der chemischen Industrie überträgt, messbar.

10.3.6 Verknüpfung des medienübergreifenden Monitorings mit der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung

630. Eine Implementierung des medienübergreifenden Monitorings hätte auch Vorteile für die gesundheitsbezogene Umweltbeobachtung. Von besonderer Bedeutung für das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ sind Veränderungen in der Umwelt als Frühwarnung vor etwaigen Risiken auch für den Menschen (Risikokommission 2003, S. 29). Informationsquellen für solche Frühwarnsysteme sind vor allem die Umweltbeobachtungsprogramme.

631. Da der Mensch in die natürliche Umwelt eingebunden ist, ergeben sich enge Zusammenhänge, die für die öko- und humantoxikologischen Risikoabschätzungen benutzt werden können, wie zum Beispiel Informationen zur Exposition. Die für den Menschen relevanten Eintragungspfade für stoffliche Belastungen sind die Luft, die Nahrungsaufnahme und das Trinkwasser. Daneben spielen Stoffe in Produkten (z. B. Kosmetik) und stoffliche Belastungen in Innenräumen eine Rolle.

Auf Ebene der Ministerien und Bundesoberbehörden vernetzt das Aktionsprogramm Umwelt und Gesellschaft (APUG) die Politikbereiche Umwelt-, Gesundheit- und Verbraucherschutz. Mehrere Ministerien und Bundesoberbehörden kooperieren im Rahmen dieses Programms und fördern Forschungsprojekte und Informationskampagnen. In der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung wird die Belastung der Bevölkerung mit Schadstoffen ermittelt (Belastungsmonitoring) und im Effektmonitoring die biologischen Parameter gemessen, die auf die Belastungen reagieren oder deren Wirkung anzeigen (BADER und LICHTNECKER 2003). Ein Suszeptibilitätsmonitoring misst modulierende Eigenschaften bestimmter Gene bzw. Gengruppen auf den Metabolismus und die Toxizität von Fremdstoffen. Praktische Erhebungen der gesundheitsbezogenen Umweltbeobachtung finden im Rahmen der Um-

weltsurveys und der Datenermittlung der Umweltprobenbank (www.umweltprobenbank.de) statt.

10.4 Auf dem Weg zu einem medienübergreifenden Monitoring

632. Auf Natur und Umwelt wirkt eine Vielzahl von diffusen stofflichen, klimatischen und strukturellen Belastungen. Diffuse stoffliche Belastungen bestehen beispielsweise in Akkumulationsprozessen, in Stofftransfers und stofflichem Austausch zwischen den Umweltmedien sowie indirekten Wirkungen. Strukturell verändernd wirken Landnutzungen oder beispielsweise Eingriffe in den Wasserhaushalt. Um Umweltveränderungen und ihre Ursachen aufzuzeigen, zu analysieren und zu bewerten, bedarf es daher nicht nur einer medienbezogenen Bewertung des Zustandes der Kompartimente Boden, Wasser und Luft, sondern vor allem auch der medienübergreifenden Umweltbeobachtung und Bewertung (vgl. Abschn. 10.2.4). Das übergeordnete Ziel der medienübergreifenden Umweltbeobachtung ist die kontinuierliche Erfassung der Veränderung, Entwicklung und Belastung der Umwelt als Ganzes. Für die Umweltverwaltungen und auch für die Eigenverantwortung der chemischen Industrie (im Rahmen der REACH-Verordnung), aber auch für die interessierte Öffentlichkeit würde so eine Rückkopplung gesellschaftlich gesetzter Qualitätsstandards mit aktuellen Daten aus der Umwelt möglich und deren Einhaltung überprüfbar.

Die medienübergreifende Umweltbeobachtung hat die Auswirkungen auf Organismen, Ökosysteme und die Funktionen des Naturhaushaltes zum Gegenstand und verknüpft dabei biologische, chemisch-physikalische und sonstige Daten aus verschiedenen Messnetzen. Daher ist es wichtig, dass chemisch-analytische Bestimmungen (Expositions-/Belastungsmonitoring) mit biologischen Wirkungsuntersuchungen (Effektmonitoring) stärker als bislang verknüpft werden (AK Umweltmonitoring 2008). Dazu ist eine Evaluierung der vorhandenen Instrumente und Methoden im Hinblick auf die gemeinsamen Ressortziele notwendig.

Die Primärdaten eines Monitoringprogramms müssen sowohl dem eigentlichen Ziel des Programms dienen, aber zusätzlich auch aggregiert werden können, um nutzerspezifisch aufbereitet werden zu können. Ein Verknüpfen mit anderen Messnetzen oder anderen Messnetzinhalten muss weitestgehend möglich sein. Die Primärdaten müssen auch bei der Suche nach Ursachenzusammenhängen genutzt werden können und somit öffentlich zugänglich sein. Innovative Ziele sind die Eingrenzung von ökosystembezogenen Wirkungsschwellenwerten im Sinn der nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007, Kap. B 3.1), um letztendlich die ökologischen Grenzen einhalten zu können.

Ziele für das stoffliche Monitoring auf EU-Ebene

633. Konsistenz zwischen den Vollzugsaufgaben stellt auch ein wesentliches Ziel der Europäischen Kommission und ihrer wissenschaftlichen Gremien dar (SCHER 2010).

Die methodischen Diskussionen sollten nicht mehr nach Vollzugsaufgaben oder Umweltmedien getrennt werden, sondern sollten zukünftig vor allem an Wirkungseigenschaften orientiert sein. Das Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER) unterstützt es, die Wirkung aller gefährlichen Stoffe nach einem harmonisierten Grundschema zu prüfen und Konsistenz zwischen den bestehenden Methoden-Leitfäden herzustellen. Bei spezifischen Wirkungsmechanismen (vor allem bei Pflanzenschutzmitteln, Bioziden, Arzneimitteln) soll mittels gezielter Verfeinerungsschritte vorgegangen werden, um Unsicherheiten zu reduzieren.

634. Auf EU-Ebene empfahl die EEA (2007) die Entwicklung eines harmonisierten Chemikalieninformationssystems. Das Monitoring von Chemikalien sollte wegen der niedrigen Nachweiskennlinien und der möglichen Kombinationswirkung von Chemikalien durch ein biologisches Monitoring ergänzt werden, das die mögliche Toxizität als Zielpunkt hat (ebd., S. 29).

Deutschland wird sich dieser Entwicklung nicht verschließen können. Das bedeutet, dass die Entwicklung eines medienübergreifenden Monitorings rechtzeitig konzipiert und organisatorisch vorbereitet werden sollte. Im Folgenden wird auf die dafür notwendigen Schritte eingegangen.

10.4.1 Entwicklung eines medienübergreifenden Monitorings

635. Schwerpunkte der Umweltbeobachtung in einem koordinierten Netzwerk von Programmen sollten die folgenden Themen sein, die aber auch einzeln ihre politische Bedeutung erfüllen, gesellschaftlich gesetzte Qualitätsstandards auf ihre Einhaltung hin zu prüfen:

- die Entwicklung der Biodiversität mit ihren drei Ebenen (genetische, Art- und Ökosystemebene),
- Chemikaliensicherheit,
- Einfluss des Klimawandels und der Anpassungsmaßnahmen auf die Biodiversität,
- Sicherheit in der Anwendung der Gentechnik,
- Zusammenhang von Gesundheit und Umwelt.

Dazu ist eine Harmonisierung und Koordinierung der Umweltbeobachtungsprogramme des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) auf Bundesebene mit anderen Ressorts – vor allem dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) – notwendig. Grundgerüst dafür sollte die modulare Einführung der ÖFS in allen Bundesländern sein.

Für das Gesamtkonzept und das Schließen von Datenlücken, die durch die mediale Struktur bedingt sind und die einer ökologischen Modellierung und Bewertung entgegenstehen, ist ein strukturelles Vorgehen festzulegen (UBA 2002). Grundlegend für ein medienübergreifendes Monitoring sind

- eine Bestandsaufnahme der Umweltbeobachtungsprogramme, ihrer Messnetze und ihrer jeweiligen Methodik sowie ihrer räumlichen Verteilung und Repräsentativität,
- ein Herausarbeiten der Schnittstellen, um die unterschiedlichen Monitoringkonzepte – zumindest teilweise – integrierbar gestalten zu können,
- die methodische Anpassung und gegebenenfalls die Zusammenführung der Umweltbeobachtungsprogramme in den Bundesländern,
- die inhaltliche oder geografisch/räumliche Ergänzung fehlender Umweltbeobachtungsprogramme oder fehlender Teilaspekte (z. B. Ergänzung durch ein Effektmontoring, Erweiterung der Programme durch umweltrelevante Stoffe oder Ergänzung von Stichprobenflächen fehlender Naturräume),
- der Aufbau geeigneter Datenmanagementsysteme (vgl. Abschn. 10.4.3.2).

Dieses medien- und fachübergreifende Vorgehen sollte in einer ressortübergreifenden Arbeitsgruppe organisiert werden. Dies stellt eine Herausforderung für alle Beteiligten dar und braucht insbesondere den guten Willen, die eigenen Beobachtungsprogramme auf andere abzustimmen und die Daten uneingeschränkt zur Verfügung zu stellen (BANDHOLTZ 2004). Zunächst müssen die Daten aufbereitet und ihre Gültigkeit, Zuverlässigkeit und Nachvollziehbarkeit (Tab. 10-2) dargestellt werden. Dies bindet Personalkapazitäten. Weiterhin muss in manchen Fällen die Rechtslage zur Weitergabe von Daten geklärt werden.

10.4.2 Ökologische Flächenstichprobe als Grundnetz für ein Monitoring

636. Eine deutschlandweite Einführung der ÖFS wäre sinnvoll, um den Zustand der Biodiversität flächendeckend und statistisch relevant auch in der Normallandschaft darstellen und Ursachen von Veränderungen abbilden zu können (vgl. Abschn. 10.3.1). Das Grundnetz der ÖFS stellt bundesweit bereits die Grundlage für den Indikator Artenvielfalt und Landschaftsqualität dar (MITSCHKE et al. 2007) und ist die Grundlage für das Monitoring zur Unterfütterung des HNV-Farmland-Indicators (HNV – High Nature Value) (im Rahmen der ELER-Verordnung). Ein bundesweiter Ausbau der ÖFS würde zusätzlich

- bislang fehlende statistisch abgesicherte Aussagen über die biologische Vielfalt in der Normallandschaft liefern, wie beispielsweise die Darstellung der Biodiversität in Agrarlandschaften, Siedlungen und Wäldern (Artenzusammensetzungen, Flächen- und Bestandsentwicklungen (inklusive Problemarten/Neophyten)) (KÖNIG et al. 2008; KÖNIG 2008; WERKING-RADTKE et al. 2008),
- das Erstellen von Verbreitungskarten mit Angaben von Nutzungsveränderungen und dem Einfluss des Klimawandels (SANTORA 2011),

- die Darstellung der Wirkung von Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltmaßnahmen (WERKING-RADTKE und KÖNIG 2011) ermöglichen,
- zu den Berichtspflichten im Rahmen der FFH-Richtlinie beitragen (KÖNIG und BOUVRON 2005) und
- Grundlagen einer überwachenden und fallspezifischen Beobachtung beim Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen stellen, die im Spezialfall für die gentechnisch veränderten Organismen um relevante Aspekte ergänzt werden (FIEBIG 2010).

637. Der SRU empfiehlt deshalb als Grundlage für die Überwachung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der biologischen Vielfalt die flächendeckende Einführung der ÖFS.

10.4.3 Operationalisierung eines medienübergreifenden Monitorings

638. Die Überwachung des Schutzes der natürlichen Lebensgrundlagen liegt in der Verantwortung der öffentlichen Hand. Eine zentrale übergeordnete Organisation, die als Informations- und Koordinationsstelle über die verschiedenen Verwaltungsebenen hinweg die Datenerhebung und die Datennutzung regelt, wäre wünschenswert (vgl. Abschn. 10.4.1). So würden unterschiedliche Dateninteressen – etwa aus Sicht des Natur- oder des Umweltschutzes – von vornherein offenbar und koordiniert. Ein organisatorisches Vorbild könnte die Ansiedlung des Netzwerk Ecologische Monitoring (NEM) der Niederlande am dortigen Bundesamt für Statistik (Centraal Bureau voor de Statistiek) sein (SOLDAAT 2011).

Das Statistische Bundesamt ist bereits mit dem Erstellen der umweltökonomischen Gesamtrechnung betraut, welche die Faktoren Energie, Rohstoffe, Emissionen, Flächennutzung, Umweltindikatoren und Umweltschutzmaßnahmen analysiert beziehungsweise bearbeitet. Zudem erarbeitet das Statistische Bundesamt alle zwei Jahre den Indikatorenbericht zur Nachhaltigkeitsstrategie (Statistisches Bundesamt 2011). Dadurch wird die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung unterstützt. Eine organisatorische Anbindung eines medienübergreifenden Monitorings beim Statistischen Bundesamt wäre auch vor dem Hintergrund der zukünftig im von der Europäischen Kommission geplanten Regelungsrahmen für die umweltökonomische Gesamtrechnung zu erfassenden Ökosystemleistungen sinnvoll (vgl. Tz. 549). Das Statistische Bundesamt mit seiner ausgewiesenen Erfahrung im Bereich der Datenaufbereitung eignet sich also als neutraler „Makler“ von Informationen. Gleichzeitig sichert es durch seinen langjährigen Publikationsservice eine qualitativ hochwertige Information der Öffentlichkeit.

639. Diese Schritte werden nicht ohne eine Institutionalisierung vonstattengehen können. Bereits 1991 hat der SRU (1991, Tz. 109) eine Institutionalisierung der Umweltbeobachtung vorgeschlagen „wie es im Bereich der Volkswirtschaft längst üblich ist.“ Es wurde damals vorgeschlagen, zusätzliches Personal von Bund und Ländern bereitzustellen. Schließlich können durch eine organisato-

rische Neuregelung der Umweltbeobachtung wahrscheinlich auch Kosten eingespart werden.

10.4.3.1 Kooperationen verbessern

640. Dringend geboten ist eine bessere Koordinierung der vorhandenen Ansätze und Instrumente. Umweltverwaltungen auf Bundes- und Landesebene sowie in den sektoral aufgebauten Verwaltungen haben komplexe planerische, bewertende und abwägende Aufgaben zu erfüllen. Um einen integrierten Umweltschutz sicherzustellen, sollte jeder Bereich der Umweltverwaltung über medienübergreifende Beurteilungskompetenzen verfügen und eine über das eigene Ressort hinausreichende Koordinierung der Arbeitsabläufe organisieren können. Insbesondere mit dem umweltqualitätszielorientierten Schutzansatz gehen notwendige Verpflichtungen zu Umweltmonitoring, Evaluation und Berichterstattung einher (SRU 2007, Kap. 1.2). Außerdem verlangen das nationale Verfassungsrecht, das europäische sowie das internationale Recht von der Umweltverwaltung eine zunehmende Öffnung hin zu einer verstärkten Beteiligung der Öffentlichkeit an umweltrelevanten Verwaltungsverfahren.

641. Die Operationalisierung der Integrationsziele einer medienübergreifenden Umweltbeobachtung in bestehende Routinen ist schwierig, denn das Umweltrecht ist zersplittert, Zielkonflikte sind intransparent und viele stoffbezogene Vorgaben gelten parallel (Tab. 10-1). Dieses Problem ist seit Mitte der 1990er-Jahre politisch erkannt (Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung 1998) und behindert nach wie vor einen effizienten Vollzug und eine effektive Stoffpolitik. Regulative Bewertungsmethoden, Instrumente und Kriterien der Erfolgskontrolle wurden problembezogen entwickelt (Risikokommission 2003).

Sowohl im Umweltrecht als auch in den Bewertungsmethoden herrschen daher immer ein additiver Ansatz und Abwägungsgebote. Ein Schutzziel oder ein Rechtsakt überzuordnen ist politisch und rechtlich kaum durchsetzbar. Auch kann auf Einzelabwägungen nicht verzichtet werden. Andererseits betreibt die Europäische Kommission eine entschiedene, dezentrale Integrationspolitik, indem sie die Berücksichtigungspflichten zwischen den Sektorpolitiken systematisch vergrößert. Die Umsetzungskontrolle obliegt dabei weitgehend den Mitgliedstaaten und trifft hier auf die etablierten Überwachungsroutrinen. Diese Strategie der dezentralen Integrationspolitik ist angesichts der komplexen Schutzziele sinnvoll, droht aber in „organisierter Unverantwortung“ statt in effizienten Maßnahmen zu versickern.

642. Nach dem Willen der Europäischen Kommission sollen methodische Diskussionen nicht mehr nach Vollzugsaufgaben oder Umweltmedien getrennt werden, sondern zukünftig vor allem an Wirkungseigenschaften orientiert sein (SCHER 2010; vgl. Tz. 633). Daher stellt sich nicht allein auf rechtlicher Ebene die Frage nach Integration und Konsistenz der Schutzziele und -anforderungen (z. B. Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Erhaltung des Schutzgutes Biodiversität), sondern auch im

Verwaltungsvollzug. Schon aus pragmatischen Gründen ist eine Erfolgskontrolle nicht neu aufzubauen, sondern soweit wie möglich in die bestehenden Überwachungsprogramme zu integrieren.

Beispielsweise werden bereits in allen Bundesländern die Daten aus der WRRL für die Bewertung der meisten FFH-Fischarten im Rahmen des FFH-Monitorings herangezogen. Das Monitoring häufiger FFH-Waldlebensraumtypen wird über die Bundeswaldinventur abgedeckt. Und die Relation zwischen dem Vorkommen von Flächen des HNV-Farmland-Indikators und der Kulisse von Agrarumweltmaßnahmen wird im Rahmen eines FuE-Vorhabens (FuE – Forschung und Entwicklung) des BfN geprüft. Ein integrativer Vollzug sollte inhaltlich erprobt werden. Dazu und über die Integration von Forschungsergebnissen in die Routinen der Umweltbeobachtung besteht Forschungs- und Handlungsbedarf.

Projekte zu ubiquitären Schadstoffen werden bereits in Koordination zwischen den Verwaltungen erprobt. So wird die Zusammenarbeit zwischen BfN und UBA bezüglich des Stickstoff-Monitorings in Relation zu den Lebensraumtypen der Natura 2000-Flächen weiter ausgebaut. Dagegen wurde das Moosmonitoring, mit dem die atmosphärische Schwermetall- und Stickstoffexposition der deutschen Natura 2000-Gebiete erfasst werden kann, 2009 eingestellt (SCHRÖDER et al. 2010; KRATZ und SCHRÖDER 2009) und sollte nach Meinung des SRU reaktiviert werden.

Im Rahmen der Bodendauerbeobachtung der Länder (TLL 2006) und der Bundeswaldinventur werden unter anderem das Chemikalienmonitoring mit anderen biologischen und wirtschaftlichen Daten korreliert. Das nationale forstliche Umweltmonitoring (Level I des ICP Forests (BZE – Bodenzustandserhebung im Wald, WZE – Waldzustandserhebung), Level II des ICP Forests (Intensivdauerbeobachtung)) könnte in Bezug auf seine Organisation als kooperatives Bund-Länder-Monitoringsystem auch für die Landwirtschaft und den Naturschutz beispielgebend sein (BOLTE et al. 2008; 2007; SEIDLING et al. 2002; SPLETT und INTEMANN 1994).

10.4.3.2 Austausch und Nutzung von Daten: Informationsfluss stärken

643. Grundsätzlich ist es für ein effektives Monitoring – vor allem, wenn es mehrere Einzelprogramme miteinander verbindet – zentral, den Informationsfluss zu verbessern. Hierzu sollten vermehrt übergreifende Datenbanken aufgebaut und Datentransfers erleichtert werden. Vereinbarungen zwischen dem Bund und den Ländern reichen hier nicht aus, vielmehr muss auch die europäische Ebene mit eingebunden werden.

Damit Doppelarbeiten vermieden werden, Daten ausgewertet und für Maßnahmen nutzbar gemacht werden können, ist eine Verbesserung des Austauschs und der Nutzung von Daten innerhalb der Behörden notwendig. Die dafür erforderliche integrative Datenanalyse erfordert die Zusammenführung von Daten sowohl verschiedenen Typs als auch aus verschiedenen Quellen. Damit werden

konkrete Anforderungen an das Qualitätsmanagement bei der Datenerfassung notwendig, die auch für daraus abgeleitete Kriterien für Qualitätsstandards Voraussetzung sind (KNETSCH 2011a). Dafür ist es notwendig, verbindliche Regeln für Organisation, Methoden und Technik aufzustellen (Tab. 10-2).

644. Darüber hinaus können auch Wissenschaft und interessierte Öffentlichkeit durch den Zugang zu Daten in deren Auswertung und die Initiierung von Maßnahmen einbezogen werden. Daher sollte grundsätzlich zwischen den Behörden, aber auch gegenüber der Öffentlichkeit freier Zugang zu Daten ermöglicht werden. Werden Grenzen gezogen, die sich etwa durch das Gebot der klaren Zuständigkeitsordnung oder Geheimhaltungsinteressen ergeben, so sollte hierbei die Bedeutung von Informationen für staatliche und gesellschaftliche Entscheidungsprozesse berücksichtigt werden (RICHTER 2003, S. 199 ff.).

645. Einen zielführenden Ansatz bietet die INSPIRE-Richtlinie 2007/2/EG, mit deren Hilfe eine Geodateninfrastruktur innerhalb der EU geschaffen werden soll. Danach sollen verfügbare Daten entsprechend aufbereitet und über Portale bereitgestellt werden, sodass die Richtlinie auch für die Umweltbeobachtung große Bedeutung erlangen wird. Überschneidungen gibt es mit der Umweltinformationsrichtlinie 2003/4/EG, wonach Behörden verpflichtet sind, Umweltinformationen der Öffentlichkeit verfügbar zu machen. Dabei müssen die Antragsteller – sofern es sich nicht ohnehin um öffentliche Verzeichnisse oder Listen handelt – eine Gebühr entrichten; ein Interesse müssen sie allerdings nicht geltend machen. In

diese Richtung gilt es weiterzudenken und nach technischen und rechtlichen Möglichkeiten für den Informationsaustausch zwischen Behörden und auch mit der Öffentlichkeit zu suchen.

646. Im Hinblick auf Daten und Informationen zu Stoffen gilt es zunächst die stoffbezogenen Daten, wie durch die REACH-Verordnung vorgesehen, zusammenzuführen und für das Chemikalienmanagement nutzbar zu machen. Dabei sollte nicht nur den Zugang geregelt, sondern auch die Voraussetzungen für die Verwendung der Daten festgelegt werden. Denn während die Behörden, die innerhalb der REACH-Verordnung die Aufgabe der Stoffbewertung übernehmen, weitgehende Zugangsrechte zu dieser Datenbank haben, haben Überwachungsbehörden und sektorale Vollzugsbehörden (etwa Genehmigungsbehörden für Industrieanlagen) nur Zugriff auf das REACH-Informationsportal (RIPE (Réseaux IP Européens): www.ripe.net) oder sind auf Amtshilfe angewiesen (HEIß 2011, S. 343; FÜHR 2011, S. 246). Hierdurch werden der schnelle Zugriff und die effektive Nutzung der Datenbank für das Chemikalienmanagement erschwert. Sämtliche vorhandene Stoffdaten sollten in eine europäische Datenbank eingestellt werden und den beteiligten Behörden der erforderliche Zugang verschafft werden (SCHMOLKE 2011, S. 548). Dazu gibt es bereits Vorarbeiten wie die Zusammenführung von Datenbanken mit Informationen zu Chemikalien im frei zugänglichen Portal „Stoffdatenbanken der Bundesrepublik Deutschland“ (www.stoffdaten-deutschland.de). Diese Anwendung erlaubt einen Zugriff auf nationale Stoffdatenbanken.

Tabelle 10-2

Notwendige Regelungsbereiche für eine integrative Datenanalyse

Organisatorische Regelungen
<ul style="list-style-type: none"> – betreffen nachvollziehbare und nachprüfbare Prozessschritte der Datenerhebung sowie die eindeutige Verantwortlichkeit des Datenhalters, – umfassen Angaben zur Validität (Gültigkeit), Reliabilität (Zuverlässigkeit) und Reproduzierbarkeit (Nachvollziehbarkeit) der Daten, – schließen die Dokumentation von Auffälligkeiten ein, die im Kontext zu dem Datum steht.
Methodische Regelungen
<ul style="list-style-type: none"> – betreffen die Validität der Probennahmeplanung und das Messnetzdesign, die Probennahme und die Aufbereitung für das Ziel der Untersuchung, – umfassen das Qualitätssicherungsmanagement der Analysen, – schließen die Art und Weise der statistischen Bearbeitung und Auswertung der Daten ein.
Technische Regelungen
<ul style="list-style-type: none"> – betreffen die technische Übermittlung der Daten nach vorgegebenen organisatorischen Regelungen, – umfassen die Einhaltung von technischen Standards und von Datenformaten, – schließen die Interoperabilität von Umweltdaten in einen anderen Kontext ein (semantischer Datensatz).
Quelle: KNETSCH 2011a, S. 7, verändert

10.4.3.3 Erste organisatorische Umsetzungsschritte

647. Organisatorisch sollte eine Umweltbeobachtung als ein wachsendes Netzwerk, transparent und verfügbar für die Öffentlichkeit aufgebaut werden (Internetverfügbarkeit). Bislang besteht keine dauerhafte technische, dokumentarische und operative Organisationsform für die integrative Zusammenschau von vorhandenen und im Aufbau befindlichen Informationsbeständen der Umweltbeobachtung. Jedoch bestehen dafür die Voraussetzungen (BANDHOLTZ 2004). Daten liegen in großer Menge vor, deren Weitergabe ist aber „durch Unsicherheiten der Rechtslage und der erforderlichen Qualitätsstufen wesentlich behindert“ (ebd., S. 127). Neben den Umweltbeobachtungsprogrammen sollte eine „Integrationschicht“ gewährleisten, dass im Stoffrecht generierte Daten verknüpft werden können (BANDHOLTZ 2004): zum Beispiel die Nutzung der REACH-Daten, um die Stoffe zu bestimmen, die beobachtet werden sollen. Eine Internetverfügbarkeit ist dabei heutzutage selbstverständlich und macht auch die Daten der Öffentlichkeit zugänglichlich.

Notwendig ist auch eine GIS-basierte räumliche Zuordnung. Beispiele dafür gibt es auf drei räumlichen Konkretisierungsstufen. Auf der Ebene der Landnutzungen können die CORINE-Daten genutzt werden. Für flächenscharfe Aussagen, insbesondere auf landwirtschaftlichen Flächen, bietet es sich an, InVeKos (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem, eingeführt im Rahmen der Umsetzung der Gemeinsamen Agrarpolitik) zu nutzen, ein elektronisches System, das bereits zur internen Dokumentation und Evaluation des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) auf behördlicher Ebene der Landwirtschaft zur Verfügung steht. Adressenscharf arbeitet das Deutsche Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (Pollutant Release and Transfer Register – PRTR) (UBA 2011).

648. Es ist zu prüfen, ob inhaltliche und organisatorische Schwerpunkte eines medienübergreifenden Monitorings nach der Novellierung des Bundesnaturschutzrechtes unter Nutzung von § 6 BNatSchG „Umweltbeobachtung“ bundeseinheitlich geregelt werden können (vgl. Abschn. 10.4.4). Die notwendige Kooperation zwischen den Behörden und Ressorts sollte durch Verwaltungsvereinbarungen konkretisiert und abgesichert werden.

10.4.4 Festschreibung bundesweit einheitlicher Monitoringstandards

649. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit erhobener Daten und der einfachen Anpassung an europäische Vorgaben ist die Festschreibung bundesweit gültiger Monitoringstandards notwendig. Dies sollte im Rahmen des geltenden Naturschutzrechtes erfolgen, das nach § 1 Absatz 1 BNatSchG nicht nur auf die dauerhafte Sicherung der Biodiversität, sondern auch auf Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts als Ganzem abzielt und entsprechend einen umfassenden Ansatz verfolgt.

Mit der Föderalismusreform wurden die Kompetenzen für die umweltrechtliche Gesetzgebung neu geordnet. Hierdurch sollte dem Bund die Möglichkeit zur Vollregelung der Materie und zur einheitlichen Umsetzung von EU-Recht gegeben werden (Deutscher Bundestag 2006, S. 7 ff.). Entsprechend wurde die Rahmengesetzgebungskompetenz aufgegeben. Für den Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege hat der Bund nun – wie für andere Bereiche des Umweltrechts auch – eine konkurrierende Gesetzgebungskompetenz (Artikel 74 Absatz 1 Nummer 29 GG; Artikel 72 Absatz 1 Grundgesetz (GG)). Zwar können die Bundesländer grundsätzlich abweichende Regelungen treffen, abweichungsfest sind allerdings neben dem Recht des Arten- und Meeresschutzes vor allem die allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes (Artikel 72 Absatz 3 Nummer 2 GG). Über deren Auslegung wird in der Literatur viel diskutiert, das Bundesverfassungsgericht (BVerfG) hat sich hierzu bisher noch nicht geäußert. Gemeinhin wird davon ausgegangen, dass die Umweltbeobachtung zu den allgemeinen Grundsätzen des Naturschutzes gehört, da nur so ein bundesweites Konzept realisierbar sei (HENDRISCHKE 2007, S. 456; SCHULZE-FIELITZ 2007, S. 257; FISCHER-HÜFTLE 2007, S. 83; DEGENHART 2010, S. 429). Ein solches setzt nicht nur Monitoringprogramme in den einzelnen Bundesländern voraus, sondern erfordert auch eine gewisse Vergleichbarkeit. Insofern liegt es auch im gemeinsamen Interesse von Bund und Ländern, sich auf bestimmte Mindestanforderungen und Strukturen zu einigen und diese auch festzuschreiben. Auch der Gesetzgeber selbst ist bei der Novellierung des BNatSchG davon ausgegangen, dass es sich bei der Umweltbeobachtung um einen allgemeinen Grundsatz handelt und hat sie im Gesetz auch als solchen bezeichnet. Entsprechend können bundesweit einheitliche Monitoringstandards im Naturschutzrecht verankert werden, ohne dass die Länder hier abweichen können.

Fraglich ist, ob hiervon auch das Chemikalienmonitoring erfasst ist. Durch die Änderung des Wortlauts von Beobachtung des „Naturhaushalts“ (§ 12 BNatSchG a. F.) hin zu der Beobachtung von „Natur und Landschaft“ (§ 6 BNatSchG) sollte laut Gesetzesbegründung eine entsprechende Eingrenzung des Beobachtungsgegenstandes vorgenommen werden (Deutscher Bundestag 2009). Ob damit eine Abweichung vom bisherigen Bezugsobjekt des Monitorings in Form des umfänglich definierten „Naturhaushalts“ intendiert ist, ist fraglich (KOCH und KROHN 2008, S. 31 f.). Teilweise wird davon ausgegangen, dass sich keine Eingrenzung ergeben hat (SCHUMACHER/SCHUMACHER in: SCHUMACHER/FISCHER-HÜFTLE 2010, § 6 Rn. 9). Zumindest ist ein Chemikalienmonitoring von der Beobachtung von Natur und Landschaft auch weiterhin mit umfasst, da nach § 6 Absatz 2 BNatSchG nicht nur die Veränderungen des Zustands von Natur und Landschaft zu beobachten sind, sondern eben auch ihre Ursachen. Entsprechend ist die Festschreibung bundesweit gültiger Standards für ein Monitoring – auch von Chemikalien – auf Grundlage des Naturschutzrechtes möglich.

10.4.5 Finanzierung eines medienübergreifenden Monitorings

650. Insbesondere hinsichtlich eines Stoffmonitorings gibt es verschiedene Ansatzpunkte dafür, die chemische Industrie an der Finanzierung zu beteiligen. Allerdings sind diese nicht nur hinsichtlich der zu beobachtenden Stoffe, sondern auch bezüglich deren Wirkungen begrenzt. Ein medienübergreifendes Monitoringprogramm aufzubauen und zu unterhalten macht die Bereitstellung zusätzlicher finanzieller Mittel erforderlich, vor allem für Personal. Hierdurch entstehen zwar zunächst zusätzliche Kosten, die jedoch – wenn auf Grundlage zusätzlicher Informationen zielgerichtete Maßnahmen möglich werden – an anderer Stelle eingespart werden können (Europäische Kommission 2012). Grundsätzlich ermöglicht das umweltrechtliche Verursacherprinzip, die Kosten für Vermeidung, Beseitigung und Ausgleich von Umweltbelastungen demjenigen anzulasten, der sie verursacht hat (vgl. zum Verursacherprinzip KLOEPFER 2004, S. 189 ff.). Auch die Finanzierung des medienübergreifenden Umweltmonitorings sollte sich grundsätzlich am Verursacherprinzip orientieren.

Sofern ein Gesamtkonzept angestrebt wird, das die Auswirkungen auf die Biodiversität umfassend zu ermitteln versucht, stößt das Verursacherprinzip dann an seine Grenzen, wenn die durch die Monitoringprogramme abgefragten Daten nicht auf die Umweltbelastungen durch klar identifizierbare Verursacher zurückgehen. Insofern wären die Kosten dem Gemeinlastprinzip entsprechend über den Staatshaushalt – und damit durch den Bund und die Länder – zu finanzieren. Dies schließt jedoch nicht aus, dass die Kosten für die Erhebung bestimmter Daten dem Verursacherprinzip entsprechend angelastet werden.

651. Insbesondere hinsichtlich eines Stoffmonitorings gibt es verschiedene Ansatzpunkte dafür, die chemische Industrie an der Finanzierung zu beteiligen.

Ansatzpunkte innerhalb der REACH-Verordnung:

- Die ECHA finanziert sich unter anderem über Registrierungsgebühren. Fügt man das Monitoring zum Aufgabenkatalog der ECHA hinzu, so könnten die Gebühren auch für ein Monitoring verwendet werden. Dieser Ansatz stößt jedoch auf mehrere Probleme. Zunächst fallen die Gebühren einmalig bei Registrierung oder Aktualisierung an. Da ab 2018 nur noch dann neu hergestellte Chemikalien registriert werden müssen, steuert die ECHA ohnehin auf eine Finanzierungslücke zu. Ab diesem Zeitpunkt erhofft man sich zwar, ausreichend Gelder über die Zulassungsgebühren aufbringen zu können. Angesichts der vermutlich wenigen bis dahin zulassungspflichtigen Stoffe ist das Gelingen äußerst fragwürdig. Dann werden die ECHA und ihre Aufgaben ohnehin vermehrt über Gelder aus dem Haushalt der EU finanziert werden.
- Im Rahmen der Stoffbewertung können von den Bewertungsbehörden weitere Daten verlangt werden. Hier könnte – wie im Altstoffprogramm – eine Monitoringpflicht durch die Behörden ausgesprochen werden. Problematisch ist allerdings, dass sich das Monitoring

nur auf offene Fragen in der Bewertung einzelner Stoffe bezieht.

- Bei Erteilung einer Zulassung gehört es zu den Auflagen, die zugelassenen Stoffe während der Zulassungsspanne oder auch noch darüber hinaus zu beobachten. Problematisch ist hier, dass sich das Monitoring nur auf die zugelassenen Verwendungen oder Stoffe bezieht. Ein flächendeckendes, medienübergreifendes Monitoring kann nur schwer initiiert werden.

Sonstige Ansatzpunkte:

- Es könnte eine Monitoring-Verordnung erlassen werden, auf deren Grundlage die chemische Industrie finanziell in die Pflicht genommen wird. Sofern sich die Monitoringprogramme jedoch auch auf Stoffe beziehen sollen, die nicht mehr hergestellt oder verwendet werden, ist der Anknüpfungspunkt für eine finanzielle Beteiligung fraglich. Insbesondere muss eine nachträgliche Verpflichtung der Hersteller wohl ausscheiden.
- Möglich ist die Erhebung einer Chemikalienabgabe im Sinne einer Sonderabgabe, durch die die Finanzierungsverantwortlichkeit der chemischen Industrie eingefordert wird. Ihr Aufkommen fließt nicht in den allgemeinen Staatshaushalt, sondern wird für die Finanzierungsaufgabe, das Chemikalienmonitoring, genutzt (vgl. zur Sonderabgabe KIRCHHOFF 2007, Rn. 69 ff.). Auch hier ist jedoch fraglich, ob das Monitoring von Stoffen, die nicht mehr hergestellt und verwendet werden, über diese Abgabe finanziert werden könnte.

652. Auch in anderen Bereichen ist es grundsätzlich möglich, die Kosten für das Monitoring oder sogar die eigentliche Aufgabe den Verursachern anzulasten (z. B. Agro-Gentechnik). Ein umfassendes Biodiversitätsmonitoring wird aber durch den Staat zu finanzieren sein. Insofern, als dieser die Ergebnisse nutzen kann, um seinen Berichtspflichten gegenüber der Europäischen Union nachzukommen, oder seine getroffenen Maßnahmen zu evaluieren, liegt das Monitoring aber auch im Interesse des Staates.

10.5 Zusammenfassung und Empfehlungen

Bedeutung des Monitorings für die Umweltpolitik

653. Natur und Umwelt sind die Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung. Kenntnisse über ihren Zustand sind Voraussetzung für Schutzmaßnahmen. Das Konzept der starken Nachhaltigkeit verlangt, dass die natürlichen Lebensgrundlagen langfristig bewahrt und schonend in Anspruch genommen werden. Die drei Hauptaufgaben der Umweltbeobachtung – die Analyse des Umweltzustandes, das frühzeitige Erkennen und Bewerten von Risiken und die Erfolgskontrolle von umwelt- und naturschutzpolitischen Maßnahmen und nachhaltigkeitspolitischen Zielsetzungen – sind daher grundlegend für Entscheidungen in Politik und Verwaltung. Lösungen müssen mit konkreten Daten für konkrete Entscheidungen begründet werden.

Gesellschaftlich festgelegte Risikostandards, wie zum Beispiel Grenzwerte in der Stoffregulierung oder der Schutz der Umwelt beim Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen, müssen überprüfbar sein. Deshalb sollte das Einhalten dieser Standards durch ein medienübergreifendes Monitoring verifiziert werden. Dies gilt insbesondere deshalb, weil der Verlust einmal ausgestorbener Gensequenzen oder gar Arten nicht rückgängig gemacht werden kann.

Wegen der erheblichen Zeitverzögerung zwischen Erkennung und Behebung der Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt besteht im Sinn der Ressourcen- und Risikovorsorge die Notwendigkeit, frühzeitig tätig zu werden. Vor diesem Hintergrund ist die Erstellung eines Gesamtkonzepts geboten, mit dem auch der Status der biologischen Vielfalt selbst dargestellt wird.

Fragmentiertes Monitoring als Problem

654. Eine Ausrichtung der Monitoringprogramme am medial aufgebauten Umweltrecht hat historisch zu sektoralen Erhebungen und Messnetzen geführt (Beobachtungen von Wasser, Luft, Boden, Erfassungen von Arten und Strukturen). Dies gilt sowohl für die nationalen als auch für die europäischen Umweltbeobachtungsprogramme. Ursache war und ist die Überprüfung der Wirkungen der jeweiligen Rechtsvorschriften.

Die Umweltbeobachtung in Deutschland und Europa ist daher durch eine Vielzahl an Messnetzen gekennzeichnet, die nach Umweltmedien und administrativen Zuständigkeiten getrennt voneinander betrieben werden. Daraus resultieren oft Abstimmungsschwierigkeiten über die Ressortgrenzen aber auch Ländergrenzen hinweg und Inkonsistenzen zwischen den vorhandenen Daten. Insbesondere fehlen harmonisierte Mindestanforderungen für eine Erfolgskontrolle der stoffbezogenen Teilziele. Aber auch die Datenverfügbarkeit bzw. die Zugriffsrechte auf die Daten sind oft ungeklärt.

Ziel muss es also sein, diese Konzepte sowohl in Bezug auf den Inhalt als auch auf die Bewertungsmöglichkeiten und die öffentliche Zugänglichkeit zu vernetzen und gegebenenfalls zu harmonisieren. Schon aus pragmatischen Gründen ist eine Erfolgskontrolle nicht neu aufzubauen, sondern – soweit wie möglich – in die bestehenden Beobachtungsprogramme zu integrieren.

Erfassen der multifaktoriellen Belastungen der biologischen Vielfalt

655. Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt sind nachhaltig zu sichern, daher müssen Schutzgebiete und die Normallandschaft (land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen, Gewässer, Siedlungen) kontinuierlich überwacht werden. Die Ziele des Naturschutzes gelten auf der gesamten Landesfläche. Auch in der sogenannten Normallandschaft kommen geschützte Arten vor, die auf die Landnutzung selbst und die dabei eingesetzten Stoffe bzw. die möglichen Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen reagieren.

Der Zustand der biologischen Vielfalt wird durch multifaktorielle Umweltbelastungen beeinflusst. Neben den Auswirkungen von Landnutzungen und Landnutzungsänderungen sind drei hauptsächliche Umweltfaktoren zu nennen:

- Stoffe aus diffusen Quellen, die chronische Belastungen verursachen;
- der Klimawandel, der zur Verschiebung von Verbreitungsgebieten von Arten führt und
- die Wirkungen von gentechnisch veränderten Organismen auf ihre Umwelt.

Es handelt sich also um chemische, physikalische und biologische Stressoren, die einzeln und in der Summe komplexe Wirkungen und systemische Risiken verursachen und nicht durch punktuelle Maßnahmen zu steuern sind. Diese multifaktoriellen Belastungen der Biodiversität werden durch mehrfache Zuständigkeiten in der Verwaltung gespiegelt. Die Kooperation und Zusammenarbeit der Verwaltungen sollte in Zukunft gestärkt und gefördert werden.

Medienübergreifendes Monitoring

656. Um Umweltveränderungen und ihre Ursachen aufzuzeigen, zu analysieren und zu bewerten, bedarf es nicht nur einer medienbezogenen Erfassung des Zustands der Kompartimente Boden, Wasser und Luft und der biologischer Vielfalt, sondern vor allem auch der medienübergreifenden Umweltbeobachtung. Um die Tendenz zur Anreicherung von Schadstoffen über eine kritische Schwelle hinaus zu stoppen, müssen für flächendeckende diffuse Stoffeinträge die Umweltwirkungen ermittelt und eine Expositionsabschätzung vorgenommen werden, auf deren Grundlage das Risiko (Gefährlichkeit + Exposition) naturwissenschaftlich bewertet und Maßnahmen des Risikomanagements abgeleitet werden können.

657. Die Umweltwirkungen von Chemikalien werden zunehmend nach international harmonisierten Methoden erfasst und bewertet. Die Konsistenz zwischen den Vollzugsaufgaben stellt auch ein wesentliches Ziel der Europäischen Kommission und ihrer wissenschaftlichen Gremien dar. Die methodischen Diskussionen sollen nicht mehr nach Vollzugsaufgaben oder Umweltmedien getrennt werden, sondern zukünftig vor allem an Wirkungseigenschaften orientiert sein. Im Ergebnis stehen handlungsleitende Informationen für die Verwendung und schutzgutspezifische Orientierungswerte zur Verfügung, die mit Umweltdaten verglichen werden können und so eine systematische Erfolgskontrolle ermöglichen. Deutschland wird sich dieser Entwicklung nicht verschließen können. Das bedeutet, dass die Entwicklung eines medienübergreifenden Monitorings rechtzeitig konzipiert und organisatorisch vorbereitet werden sollte.

658. Im Rahmen der REACH-Verordnung liegen hier wertvolle Möglichkeiten für stoffbezogene Informationen, die einerseits nicht genutzt werden. Andererseits ist aber auch die REACH-Verordnung im Sinne eines medienübergreifenden Monitorings lückenhaft. So ist eine

Expositionsabschätzung durch den Hersteller nur dann vorgesehen, wenn die Stoffe gefährlich im Sinne der CLP-Verordnung sind oder die Kriterien eines PBT- oder vPvB-Stoffes erfüllen und in Mengen über 10 t/a hergestellt werden. Die Expositionsabschätzungen basieren auf Modellierungen und berücksichtigen keine Kombinationswirkungen mit anderen Stoffen bzw. zusätzliche Belastung durch andere Hersteller. Ihre Expositionspfade in der Umwelt sind nicht immer vollständig erfasst.

659. Je mehr stoffspezifische Risikoinformation vorhanden ist, umso drängender wird ein Konzept, um die Information in die betreffenden Gesetzgebungen zu integrieren. Für diesen horizontalen Informationsaustausch fehlen derzeit noch geeignete Verfahren und Strukturen. Ohne geeignete fachliche und organisatorische Vorgaben und Messnetze bleibt auch das Ziel der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, flächendeckende diffuse Stoffeinträge und ihre Wirkungen auf die biologische Vielfalt zu reduzieren, nicht überprüfbar. Gleichzeitig fordern auch die Fachgesetze der Chemikalienregulierung entsprechende Daten zu möglichen Wirkungen auf biologische Endpunkte ein.

Bundesweite Einführung der ökologischen Flächenstichprobe

660. Flächendeckende Aussagen zum Zustand der Biodiversität in den verschiedenen Landnutzungstypen (auf den drei Ebenen der Biodiversität: Ökosysteme und Lebensräume, Arten und Gemeinschaften, Genome und Gene) sind zurzeit nicht möglich. Ein medienübergreifendes Monitoring muss deshalb mit einem bundesweiten Netz der ÖFS kombiniert werden, um die im Bereich Beobachtung der Biodiversität zu erhebenden Daten mit den Erhebungsdaten von Chemikalien bzw. den möglichen Auswirkungen der Gentechnik statistisch relevant aufeinander beziehen zu können. Eine flächendeckende Einführung der ÖFS kann auch Auswirkungen von Landnutzung und Klimawandel auf die biologische Vielfalt darstellen und zu den Berichtspflichten im Rahmen der FFH-Richtlinie und der ELER-Verordnung beitragen. Das Grundnetz der ÖFS dient bereits in Teilen der bundesweiten Erhebung des Indikators Artenvielfalt und Landschaftsqualität und dem bundesweiten Monitoring zur Unterfütterung des HNV-Farmland-Indikators. Der SRU empfiehlt deshalb eine Erweiterung dieses Teilnetzes hin zu einer flächendeckenden Einführung der ÖFS als Grundlage für die Überwachung von Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt.

Institutionalisierung des medienübergreifenden Monitorings

661. Die Umsetzungsschritte für eine medienübergreifende Umweltbeobachtung werden nicht ohne eine Institutionalisierung vonstattengehen können. Jedoch können durch eine organisatorische Neuregelung der Umweltbeobachtung wahrscheinlich auch Kosten eingespart werden. Der SRU schlägt eine institutionelle Anbindung am Statistischen Bundesamt vor. So würden unterschiedliche Dateninteressen – etwa aus Sicht des Natur- oder des Um-

weltschutzes – von vornherein offenbar und koordiniert. Weiterhin spricht für eine Anbindung, dass das Statistische Bundesamt das Konzept der ÖFS mit entwickelt hat und dass es bereits mit dem Erstellen der umweltökonomischen Gesamtrechnung und der Herausgabe der Indikatorenberichte zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie betraut ist. Eine organisatorische Anbindung hier wäre auch vor dem Hintergrund der zukünftig zu erfassenden Ökosystemleistungen sinnvoll.

Auf behördlicher Ebene haben die Umweltverwaltungen komplexe planerische, bewertende und abwägende Aufgaben zu erfüllen. Um einen integrierten Umweltschutz sicherzustellen, sollte jeder Bereich der Umweltverwaltung über medienübergreifende Beurteilungskompetenzen verfügen und eine über den eigenen Bereich hinausreichende Koordinierung der Arbeitsabläufe organisieren können.

Festschreibung bundesweit einheitlicher Monitoringstandards

662. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit erhobener Daten und der einfachen Anpassung an europäische Vorgaben ist die Festschreibung bundesweit gültiger Monitoringstandards notwendig. Dies sollte im Rahmen des geltenden Naturschutzrechts erfolgen, das nach § 1 Absatz 1 BNatSchG nicht nur auf die dauerhafte Sicherung der Biodiversität, sondern auch auf Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts als Ganzem abzielt und entsprechend einen umfassenden Ansatz verfolgt. Für den Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege hat der Bund nun – wie für andere Bereiche des Umweltrechts auch – eine konkurrierende Gesetzgebungskompetenz. Entsprechend ist die Festschreibung bundesweit gültiger Standards für ein Monitoring – auch von Chemikalien – auf Grundlage des Naturschutzrechts möglich.

Finanzierung

663. Grundsätzlich ermöglicht das umweltrechtliche Verursacherprinzip, die Kosten für Vermeidung, Beseitigung und Ausgleich bei Umweltbelastungen demjenigen anzulasten, der sie verursacht hat. Auch die Finanzierung des medienübergreifenden Umweltmonitorings sollte sich grundsätzlich am Verursacherprinzip orientieren. Bezüglich der Kosten sollte nach dem Verursacherprinzip insbesondere im Bereich des Monitorings von Chemikalien und der Gentechnik auch die Industrie herangezogen werden, die im Rahmen der neueren Umweltgesetze letztendlich auf diese Daten angewiesen ist. Sofern eine Anlastung der Kosten nach dem Verursacherprinzip nicht möglich ist, wären die Kosten über den Staatshaushalt zu finanzieren.

Öffentliche Zugänglichkeit der Daten

664. Organisatorisch sollte eine Umweltbeobachtung als ein wachsendes Netzwerk, transparent und verfügbar für die Öffentlichkeit, aufgebaut werden (Internetverfügbarkeit). Grundsätzlich sollte ein freier Zugang zu Daten ermöglicht werden, die Geheimhaltung hingegen nur aus-

nahmsweise zulässig sein. So können auch Wissenschaft und interessierte Öffentlichkeit durch den Zugang zu Daten in deren Auswertung und die Initiierung von Maßnahmen mit einbezogen werden. Transparenz in der Umweltpolitik erhöht zudem deren Glaubwürdigkeit.

10.6 Literatur

- AK Umweltmonitoring (2008): Positionspapier zum stoffbezogenen Umweltmonitoring (Kurzfassung). *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 13 (3), S. 155–164.
- Antoniou, M., Brack, P., Carrasco, A., Fagan, J., Habib, M., Kageyama, P., Leifert, C., Nodari, R. O., Pengue, W. (2010): GV-SOJA Nachhaltig? Verantwortungsbewusst? Bochum: GLS Bank.
- Antoniou, M., Habib, M., Howard, C. V., Jennings, R. C., Leifert, C., Nodari, R. O., Robinson, C., Fagan, J. (2011): Roundup and birth defects. Is the public being kept in the dark? Cameron, Tex.: Farm and Ranch Freedom Alliance. <http://farmandranchfreedom.org/sff/RoundupandBirth-Defects.pdf> (29.02.2012).
- ARCADIS Belgium, EBRC Consulting (2011): Identification and evaluation of data on flame retardants in consumer products. Final report. Brüssel: Europäische Kommission – Generaldirektion Gesundheit und Verbraucher. Contract number 17.020200/09/549040.
- Arenholz, U., Bergmann, S., Bosshammer, K., Busch, D., Dreher, K., Eichler, W., Geueke, K.-J., Grubert, G., Hähle, J., Harff, K., Kraft, M., Leisner-Saaber, J., Oberdörfer, M., Rauchfuss, K., Respondek, R., Reupert, R., Rose-Luther, J., Schroers, S., Tiedt, M., Just, P., Poschner, A., Susset, B. (2011): Verbreitung von PFT in der Umwelt. Ursachen – Untersuchungsstrategie – Ergebnisse – Maßnahmen. Recklinghausen: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. LANUV-Fachbericht 34.
- Back, H.-E., Rohner, M.-S., Seidling, W., Willecke, S. (1996): Konzepte zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der „ökologischen Flächenstichprobe“. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. UGR-Materialien 6.
- Bader, M., Lichtnecker, H. (2003): Umweltmedizinische Leitlinie Human-Biomonitring. Aachen: Deutsche Gesellschaft für Arbeitsmedizin und Umweltmedizin. http://www.dgaum.de/images/stories/pdf/LL_U_%20Humanbiomonitring.pdf (29.02.2012).
- BAFU (Bundesamt für Umwelt Schweiz), Umweltrat EOBC (Umweltbeobachtungs- und -bilanzrat für Europa) (2009): Bilanzen als Instrument für Umweltbeobachtung und Ressourcenmanagement. Ergebnisse der Umweltbeobachtungskonferenz. Bern, Karlsruhe: BAFU, Umweltrat EOBC. <http://www.eobc.eu/journal/U01-EU09-de.pdf> (29.02.2012).
- Bandholtz, T. (2004): Machbarkeitsstudie. Integrations-schicht Umweltbeobachtung. Abschlussbericht. Berlin: Umweltbundesamt. UBA Z 2.1-93501-11/1.
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (2008): Erster integrierter Umweltbericht für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. Kurzfassung. Oberelsbach: Bayerische Verwaltungsstelle Biosphärenreservat Rhön.
- Belden, J., McMurry, S., Smith, L., Reilley, P. (2010): Acute toxicity of fungicide formulations to amphibians at environmentally relevant concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29 (11), S. 2477–2480.
- Bernal, M. H., Solomon, K. R., Carrasquilla, G. (2009): Toxicity of formulated glyphosate (glyphos) and cosmo-flux to larval and juvenile colombian frogs 2. Field and laboratory microcosm acute toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health / A* 72 (15–16), S. 966–973.
- Beudert, B., Breit, W., Höcker, L., Stamm, O., Schwarz, B. (2007): Integrierte Umweltbeobachtung im Forellenbachgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald im Netzwerk des Internationalen Kooperationsprogramms über die Auswirkungen grenzüberschreitender Luftschadstoffe und des Klimawandels auf Ökosysteme (UN/ECE – ICP Integrated Monitoring). Berlin, Grafenau: Umweltbundesamt, Nationalpark Bayerischer Wald.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2009): Agro-Gentechnik in der Kontroverse. Anforderungen und Risiken beim Anbau von GVP. Wissenschaftliche Kontroversen und Anwendung des Vorsorgeprinzips. Hintergrundpapier zum Pressegespräch am 12.01. am Bundesamt für Naturschutz (BfN) in Bonn. Bonn: BfN. <http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/presse/Agro-Gentechnik-Hintergrund.pdf> (01.03.2012).
- BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung) (2011a): Neue Daten zu gesundheitlichen Aspekten von Glyphosat? Eine aktuelle, vorläufige Facheinschätzung des BfR. Berlin: BfR. Stellungnahme 035/2011.
- BfR (2011b): Organozinnverbindungen in verbrauchernahen Produkten. Berlin: BfR. Stellungnahme 034/2011.
- BfR (2006): Hohe Gehalte an perfluorierten organischen Tensiden (PFT) in Fischen sind gesundheitlich nicht unbedenklich. Berlin: BfR. Stellungnahme 035/2006.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2011): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2010. Berlin: BMELV. http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/ErgebnisseWaldzustandserhebung2010.html?jsessionid=AC0BFA61F0BF32815E67BA5B90B23174.2_cid238 (03.04.2012).
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin: BMU.

- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.
- Bolte, A., Schröck, H.-W., Block, J. (2007): Pflanzenvielfalt der Wälder in Deutschland – Beitrag der forstlichen Umweltbeobachtung zu ihrer Erfassung und Bewertung. In: Begemann, F., Schröder, S., Wenkel, K.-O., Weigel, H.-J. (Hrsg.): Agrobiodiversität. Bonn: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Schriftenreihe des Informations- und Koordinationszentrums für Biologische Vielfalt 27, S. 214–234.
- Bolte, A., Wellbrock, N., Lux, W., Strich, S., Steinhauser, D. (2008): Waldmonitoring und Umweltpolitik. AFZ – Der Wald 63 (17), S. 921–923.
- Brack, W. (2011): Models for Assessing and Forecasting the Impact of Environmental Key Pollutants on Marine and Freshwater Ecosystems and Biodiversity <http://www.modelkey.org/> (29.02.2012).
- Bühler, C. (2010): Biodiversitätsmonitoring als Grundlage für andere Überwachungsprogramme – Beispiele aus der Schweiz. Vortrag, Umweltbeobachtungskonferenz, 23.–24.09.2010, Essen.
- Bühler, C., Birrer, S., Kohli, L., Martinez, N., Plattner, M., Roth, T. (2008): Erhebungsdesign und -Methoden für ein GVP-Monitoring Schweiz. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz.
- Bundesregierung (2008): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008 beschlossen. Berlin: Bundesregierung.
- Bunke, D. (2011): Expositionsszenarien: Aufgabe, Struktur, Entwicklung. In: Führ, M. (Hrsg.): Praxishandbuch REACH. Köln: Heymann, S. 167–180.
- Calliess, C. (2001): Rechtsstaat und Umweltstaat: Zugleich ein Beitrag zur Grundrechtsdogmatik im Rahmen mehrpoliger Verfassungsrechtsverhältnisse. Tübingen: Mohr Siebeck. Jus Publicum 71.
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I., Gonzalez, A. (2011): The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98 (3), S. 572–592.
- Clarke, N., Fischer, R., Vries, W. de, Lundin, L., Papale, D., Vesala, T., Merilä, P., Matteucci, G., Mirtl, M., Simpson, D., Paoletti, E. (2011): Availability, accessibility, quality and comparability of monitoring data for European forests for use in air pollution and climate change science. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 4 (4), S. 162–166.
- Degenhart, C. (2010): Verfassungsrechtliche Rahmenbedingungen der Abweichungsgesetzgebung. *Die Öffentliche Verwaltung* 63 (10), S. 422–430.
- Deutscher Bundestag (2011a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Harald Ebner, Cornelia Behm, Hans-Josef Fell, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Bundestagsdrucksache 17/6858 – Risikobewertung und Zulassung des Herbizid-Wirkstoffes Glyphosat. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/7168.
- Deutscher Bundestag (2011b): Stellungnahme des Einzel-sachverständigen (Prof. Dr. Ralf Schulz) Institute of Environmental Sciences, University of Koblenz-Landau für die 51. Sitzung des Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz zur Öffentlichen Anhörung zum Thema: „Neuordnung des Pflanzenschutzrechtes“. Berlin: Deutscher Bundestag, Ausschuss für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. http://www.bundestag.de/bundestag/ausschuesse17/a10/anhoeungen/_A_26_10_2011_Neuordnung_des_Pflanzenschutzrechtes/_Stellungnahmen/A-Drs_624-G_Schulz.pdf (01.03.2012).
- Deutscher Bundestag (2009): Gesetzentwurf der Fraktionen der CDU/CSU und SPD. Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/12274.
- Deutscher Bundestag (2006): Gesetzentwurf der Fraktionen der CDU/CSU und SPD. Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des Grundgesetzes (Artikel 22, 23, 33, 52, 72, 73, 74, 74a, 75, 84, 85, 87c, 91a, 91b, 93, 98, 104a, 104b, 105, 107, 109, 125a, 125b, 125c, 143c). Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 16/813.
- DFG Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (Deutsche Forschungsgemeinschaft Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe) (2007): MAK- und BAT-Werte-Liste 2007. Weinheim: Wiley-VCH. Mitteilung der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe 43.
- Diehl, P. (2010): Anforderungen an die Gestaltung von chemisch-physikalischen Monitoringprogrammen am Rhein. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (3), S. 205–212.
- DJV (Deutscher Jagdschutz-Verband) (2009): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Ergebnisse 2009. Bonn: DJV.
- Doerpinghaus, A., Dröschmeister, R. (2010): Stand des Naturschutzmonitorings in Deutschland. In: Doerpinghaus, A., Dröschmeister, R., Fritsche, B. (Hrsg.): Naturschutz-Monitoring in Deutschland: Stand und Perspektiven. Tagungsband zum Statusseminar an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 14. bis 18. April 2008. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 83, S. 7–17.
- Doyle, U., Heiß, C. (2009): Bewertung von diffusen Stoffeinträgen im Rahmen der nationalen Biodiversitätsstrategie. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (6), S. 539–548.
- Dröschmeister, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der Normallandschaft mit der Ökologischen Flächenstichprobe. *Natur und Landschaft* 76 (2), S. 58–69.
- Dröschmeister, R., Benzler, A., Berhorn, F., Doerpinghaus, A., Eichen, C., Fritsche, B., Graef, F., Neukirchen, M.,

- Sukopp, U., Weddeling, K., Züghart, W. (2006): Naturschutzmonitoring: Potenziale und Perspektiven. *Natur und Landschaft* 81 (12), S. 578–584.
- EBCC (European Bird Census Council) (2012): What is Pan-European Common Bird Monitoring Scheme? <http://www.ebcc.info/pecbm.html> (02.02.2012).
- ECHA (Europäische Chemikalienagentur) (2008): Leitlinien zu Informationsanforderungen und Stoffsicherheitsbeurteilung. Teil D: Erstellung von Expositionsszenarien. Helsinki: ECHA.
- EEA (European Environment Agency) (2007): Towards a European chemicals information system. A survey on reported monitoring activities of chemicals in Europe. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. EEA Technical report 06/2007.
- EEA (2001): Late lessons from early warnings: The precautionary principle 1896-2000. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Environmental issue report 22.
- Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlußbericht der Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung. Bonn: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 13/11200.
- EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (2005): Draft risk assessment of the potential human health effects associated with exposure to perfluorooctanoic acid and its salts. Washington, DC: EPA.
- Europäische Kommission (2012): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Konkretere Vorteile aus den Umweltmaßnahmen der EU: Schaffung von Vertrauen durch mehr Information und größere Reaktionsbereitschaft der Behörden. COM(2012) 95 final. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011a): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Rio+20: Hin zu einer umweltverträglichen Wirtschaft und besserer Governance. KOM(2011) 363 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2008): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Hin zu einem gemeinsamen Umweltinformationssystem (SEIS). KOM(2008) 46 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2000): Mitteilung der Kommission. Die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. KOM(2000) 1 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2010): Feasibility Study on Establishment of a Chemical Data Centre. Specifications to Invitation to Tender ENV.D.3/SER/2010/0084r1. Brüssel: Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt.
- Fei, C., McLaughlin, J. K., Lipworth, L., Olsen, J. (2009): Maternal levels of perfluorinated chemicals and subfecundity. *Human Reproduction* 24 (5), S. 1200–1205.
- Fiebig, C. (2010): GVO-Monitoring NRW. Integration eines GVO-Monitoring in das System der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS). Vortrag, Umweltbeobachtungskonferenz, 23.–24.09.2010, Essen.
- Fischer-Hüftle, P. (2007): Zur Gesetzgebungskompetenz auf dem Gebiet „Naturschutz und Landschaftspflege“ nach der Föderalismusreform. *Natur und Recht* 29 (2), S. 78–85.
- Fricke, M., Lahl, U. (2005): Risikobewertung von Perfluortensiden als Beitrag zur aktuellen Diskussion zum REACH-Dossier der EU-Kommission. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 17 (1), S. 36–49.
- Führ, M. (Hrsg.) (2011): Praxishandbuch REACH. Köln: Heymann.
- Führ, M., Krieger, N., Bizer, K., Mereny, S., Cichorowski, G., Kleihauer, S., Ahrens, A., Heitmann, K., Hackmack, U., Ewringmann, D., Koch, L., Rehbinder, E. (2006): Risikominderung für Industriechemikalien unter REACH. Anforderungen an eine technische Arbeitshilfe für Hersteller, Importeure und Stoffanwender. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 05/06.
- Gebhardt, H., Rammert, U., Schröder, W., Wolf, H. (2010): Klima-Biomonitoring: Nachweis des Klimawandels und dessen Folgen für die belebte Umwelt. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (1), S. 7–19.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W., Inchausti, P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11 (2), S. 97–105.
- Haffmans, S. (2010): Auswirkungen chemisch-synthetischer Pestizide auf die biologische Vielfalt. Hamburg: Pestizid Aktions-Netzwerk e.V.
- Haffmans, S. (2008): Pestizide in der Biodiversitäts-Diskussion. In: Haffmans, S. (Hrsg.): Biodiversität versus Pestizide. Dokumentation der Vorträge des Workshops

- „Biodiversität versus Pestizide“ vom 21. Februar 2008 in Hannover. Hamburg: Pestizid Aktions-Netzwerk e.V., S. 77.
- Haines-Young, R., Potschin, M. (2010): Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting (VI), 21st March 2010. Nottingham: Centre for Environmental Management, University of Nottingham. EEA/BSS/07/007.
- Heiß, C. (2011): Aufgaben und Kooperationsbedarf im Vollzug. In: Führ, M. (Hrsg.): Praxishandbuch REACH. Köln: Heymann, S. 336–346.
- Heiß, C. (2010): Was kann die stoffbezogene Umweltbeobachtung für die Biodiversitätsstrategie leisten? In: Doeringhaus, A., Dröschmeister, R., Fritsche, B. (Hrsg.): Naturschutzmonitoring in Deutschland. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 83, S. 211–220.
- Hendrichske, O. (2007): „Allgemeine Grundsätze“ als abweichungsfester Kern der Naturschutzgesetzgebung des Bundes. *Natur und Recht* 29 (7), S. 454–458.
- Hoffmann, F., Kloas, W. (2012): Estrogens Can Disrupt Amphibian Mating Behavior. *PLoS ONE* 7 (2), S. e32097.
- Hoover, R. N., Hyer, M., Pfeiffer, R. M., Adam, E., Bond, B., Cheville, A. L., Colton, T., Hartge, P., Hatch, E. E., Herbst, A. L., Karlan, B. Y., Kaufman, R., Noller, K. L., Palmer, J. R., Robboy, S. J., Saal, R. C., Strohsnitter, W., Titus-Ernstoff, L., Troisi, R. (2011): Adverse Health Outcomes in Women Exposed In Utero to Diethylstilbestrol. *New England Journal of Medicine* 365 (14), S. 1304–1314.
- IARC (International Agency for Research on Cancer) (2006): Inorganic and Organic Lead Compounds. Lyon: IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans 87.
- ICP Forests (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) (2010): Der Waldzustand in Europa 1985 bis 2010. 25 Jahre Waldzustandsmonitoring des ICP Forest. Hamburg: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- ICP Forests, Europäische Kommission – Generaldirektion Umwelt (2011): The condition of forests in Europe. 2011 Executive Report. Hamburg: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Ingerowski, J. B. (2009): Die REACH-Verordnung: Eine Bestandsaufnahme und Bewertung der Instrumente und Strategien des neuen europäischen Chemikalienrechts unter dem Aspekt des wirksamen Schutzes von Umwelt und Gesundheit vor chemischen Risiken. Baden-Baden: Nomos. *Forum Umweltrecht* 59.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., Ruijven, J. van, Weigelt, A., Wilsey, B. J., Zavaleta, E. S., Loreau, M. (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477 (7363), S. 199–202.
- Isenring, R. (2010): Pesticides reduce biodiversity. *Pesticide News* 88 (June 2010), S. 4–7.
- ISOE (Institut für sozial-ökologische Forschung) (2010): Vorsorge durch gemeinsame Verantwortung: Integrative Strategien zu Risikominderung im chemischen Pflanzenschutz. Eine Handreichung für die Praxis. Frankfurt am Main: ISOE. *Materialien Soziale Ökologie* 33.
- Jones, D. K., Hammond, J. I., Relyae, R. A. (2010): Roundup and Amphibians: The importance of concentration, application time, and stratification. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29 (9), S. 2016–2025.
- Kirchhoff, P. (2007): Nichtsteuerliche Abgaben. In: Isensee, J., Kirchhoff, P. (Hrsg.): *Handbuch des Staatsrechts der Bundesrepublik Deutschland*. Bd. 5: Rechtsquellen, Organisation, Finanzen. 3., völlig Neubearb. und erw. Aufl. Heidelberg: C.F. Müller, S. 1101–1174.
- Klitzing, F. von (2002): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms. Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts. Aktualisierung und Fortschreibung der Bestandsaufnahme der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts (Erstaufnahme – 1995/1996). Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 65/02.
- Klitzing, F. von, Corsten, A., Mischke, A. (1998): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms. Integration der Beobachtungsprogramme anderer Ressorts. Berlin: Umweltbundesamt. UBA-Texte 73/98.
- Kloepfer, M. (2004): *Umweltrecht*. 3. Aufl. München: Beck.
- Knetsch, G. (2011a): Auswahl und Bewertung von Daten aus Umweltbeobachtungsprogrammen zur Bilanzierung von Polychlorierten Biphenylen. Berlin, Freie Universität, Fachbereich Geowissenschaften, Dissertation.
- Knetsch, G. (2011b): V-2.6 Behördliche Umweltinformationssysteme. In: Schröder, W., Fränzle, O., Müller, F. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*. Losebl.-Ausg., 20. Erg.-Lfg., 3/11. Landsberg am Lech: Ecomed, S. 3–20.
- Knetsch, G., Rosenkranz, D. (2003): Umweltbeobachtung – Konzepte und Programme des Bundes. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.): *Ziele, Strategien, Konzepte des Bundes und ausgewählter Länder*. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, S. 6–24.
- Knopp, D., Deng, A., Letzel, M., Taggart, M., Himmelsbach, M., Zhu, Q.-Z., Peröbner, I., Kudlak, B., Frey, S., Sengl, M., Buchberger, W., Hutchinson, C., Cunningham, A., Pain, D., Cuthbert, R., Raab, A., Meharg, A., Swan, G., Jhala, Y., Prakash, V., Rahmani, A., Quevedo, M., Niessner, R. (2007): Immunological determination of the pharmaceutical diclofenac in environmental and biological samples. In: Kennedy, I. R. (Hrsg.): *Rational environmental management of agrochemicals*.

- Risk assessment, monitoring, and remedial action. Washington, DC: American Chemical Society. ACS Symposium Series 966, S. 203–226.
- Kobialka, H., Plattner, M., Rüetschi, J. (2010): Das Biodiversitäts-Monitoring der Schweiz. Methoden und Ergebnisse am Beispiel der Mollusken. *Natur und Landschaft* 85 (4), S. 142–148.
- Koch, H.-J., Krohn, S. (2008): Das Naturschutzrecht im Umweltgesetzbuch. Den Auftrag der Föderalismusreform erfüllen. Dessau: Umweltbundesamt. Forum Umweltgesetzbuch 7.
- Köck, W. (1997): Umweltqualitätsziele und Umweltrecht. *Zeitschrift für Umweltrecht* 8, S. 79–87.
- Kommission Human-Biomonitoring (2009): 2. Addendum zur „Stoffmonographie Blei – Referenz- und „Human-Biomonitoring“-Werte der Kommission „Human-Biomonitoring“. Stellungnahme der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz* 2009 (52), S. 983–986.
- König, H. (2010): Die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) in Nordrhein-Westfalen. In: Doerpinghaus, A., Dröschmeister, R., Fritsche, B. (Hrsg.): *Naturschutzmonitoring in Deutschland*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 83, S. 19–28.
- König, H. (2008): Biodiversität nordrhein-westfälischer Siedlungen. *Natur in NRW* 2008 (2), S. 44–46.
- König, H. (2003): Naturausstattung der nordrhein-westfälischen Normallandschaft. Zahlen und Trends zu Biotop-typen, Strukturen, Flora und Avifauna aus der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS) Nordrhein-Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 28 (2), S. 15–24.
- König, H., Bouvron, M. (2005): Die Ökologische Flächenstichprobe als Beitrag zur FFH-Berichtspflicht. *LÖBF-Mitteilungen* 30 (3), S. 20–25.
- König, H., Werking-Radtke, J., Neitzke, A. (2008): Biodiversität nordrhein-westfälischer Agrarlandschaften. *Natur in NRW* 2008 (2), S. 39–43.
- Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (2009): Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Ergebnisse des Biodiversität-Monitoring Schweiz (BDM) im Überblick. Stand: Mai 2009. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz. *Umwelt-Zustand* 11/09.
- Koordinationsstelle Biodiversitätsmonitoring Schweiz (2006): Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Ergebnisse des Biodiversitätsmonitorings Schweiz (BDM) im Überblick. Stand: Mai 2006. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz. *Umwelt-Zustand* 04/06.
- Kowarik, I., Bartz, R., Heink, U. (2008): Bewertung „ökologischer Schäden“ infolge des Anbaus gentechnisch veränderter Organismen (GVO) in der Landwirtschaft. Bonn: BfN. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 56.
- Kratz, W., Schröder, E. (2009): Moosmonitoring. Wider die Vernunft – zum Ende eines Programms effektiver Umweltdatenerhebung in Bund-Länder-Kooperation. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 22 (1), S. 1–6.
- Kreuzig, R., Höltge, S., Heise, J., Kolb, M., Berenzen, N., Hahn, T., Jergentz, S., Wogram, J., Schulz, R. (2007): Untersuchungen zum Abflussverhalten von Veterinärpharmaka bei Ausbringung von Gülle auf Ackerland und Weide. *Runoff-Projekt*. Dessau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 24/07.
- Lange, M., Burkhard, B., Gee, K., Kannen, A. (2010): Risiko im Kontext von Offshore-Windkraft und systemischem Risikodiskurs. *Costline Reports* 2010 (15), S. 1–13.
- Liess, M., Kattwinkel, M., Kaske, O., Beketov, M., Steinicke, H., Scholz, M., Henle, K. (2010): Considering protected aquatic non-target species in the environmental risk assessment of plant protection products. Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung.
- Lüskow, H., Wirth, O., Reihlen, A., Jepsen, D. (2010): Standardisation of Emission Factors for the Exposure Assessment under REACH. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 12/11.
- Mamy, L., Gabrielle, B., Barriuso, E. (2010): Comparative environmental impacts of glyphosate and conventional herbicides when used with glyphosate-tolerant and non-tolerant crops. *Environmental Pollution* 158 (10), S. 3172–3178.
- Mann, R. M., Hyne, R. V., Choung, C. B., Wilson, S. P. (2009): Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution* 157 (11), S. 2903–2927.
- Marquard, E., Förster, J., Vohland, K. (2012): Nationales Biodiversitäts-Monitoring 2020. Eine Übersicht von Diversitas Deutschland e.V. und dem Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland (NeFo) zum Beitrag der deutschen Biodiversitätsforschung zur Weiterentwicklung des nationalen Biodiversitäts-Monitoring. Berlin, Leipzig: Diversitas Deutschland e.V., Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland.
- Maxim, L., Spangenberg, J. H. (2009): Driving forces of chemical risks for the European biodiversity. *Ecological Economics* 69 (1), S. 43–54.
- Middelhoff, U., Hildebrandt, J., Breckling, B. (2006): Die Ökologische Flächenstichprobe als Instrument eines GVO-Monitoring. Bonn: BfN. *BfN-Skripten* 172.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg (2011): *Natur – das grüne Kapital unseres Landes. Naturschutzstrategie Baden-Württemberg 2020*. Stuttgart: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg.
- Mitschke, A., Sudfeldt, C., Heidrich-Riske, H., Dröschmeister, R. (2007): Monitoring häufiger Brutvögel in der Normallandschaft. In: Begemann, F., Schröder, S., Wenkel, K.-O., Weigel, H.-J. (Hrsg.): *Monitoring und Indikatoren der Agrobiodiversität*. Tagungsband eines Sym-

- posiums am 7. und 8. November 2006 in Königswinter. Bonn: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Agrobiodiversität 27, S. 129–147.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2002): Co-operation on existing chemicals. Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. Paris: OECD. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL.
- Offenthaler, I., Bassan, R., Belis, C., Garo-Stach, I., Ganz, S., Iozza, S., Jakobi, G., Kaiser, A., Kirchner, M., Knoth, W., Kräuchi, N., Levy, W., Moche, W., Nurmi-Legat, J., Raccanelli, S., Schramm, K.-W., Schröder, P., Sedivy, I., Simoncic, P., Staudinger, M., Thanner, G., Uhl, M., Vilhar, U., Weiss, P. (Hrsg.) (2009): MONARPOP Technical Report. Rev. ed. Wien: Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management.
- Ohe, P. C. von der, Deckere, E. de, Prüß, A., Muñoz, I., Wolfram, G., Villagrasa, M., Ginebreda, A., Hein, M., Brack, W. (2009): Toward an integrated assessment of the ecological and chemical status of European river basins. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (1), S. 50–61.
- Pascher, K., Moser, D., Dullinger, S., Sachslehner, L., Gros, P., Sauberer, N., Traxler, A., Frank, T. (2010): Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten im Hinblick auf die Freisetzung und den Anbau von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen. Wien: Bundesministerium für Gesundheit.
- Pascher, K., Moser, D., Dullinger, S., Sachslehner, L., Gros, P., Sauberer, N., Traxler, A., Grabherr, G., Frank, T. (2011): Setup, efforts and practical experiences of a monitoring program for genetically modified plants – an Austrian case study for oilseed rape and maize. *Environmental Sciences Europe* 23 (12). <http://www.enveurope.com/content/pdf/2190-4715-23-12.pdf> (05.03.2012).
- Pascher, K., Moser, D., Traxler, A., Frank, T., Dullinger, S., Sauberer, N., Sachslehner, L., Höttinger, H., Grabherr, G. (2007): Untersuchungsdesign zur Erfassung der Biodiversität in österreichischen Ackerbauflächen. In: Breckling, B., Dolek, M., Lang, A., Reuter, H., Verhoeven, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 49, S. 33–43.
- Pliening, T., Bieling, C., Gerdes, H., Ohnesorge, 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 (5), S. 187–192.
- Raps, A. (2007): Umweltmonitoring von GVO in der Schweiz – Forschung und Umsetzung. In: Breckling, B., Dolek, M., Lang, A., Reuter, H., Verhoeven, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 49, S. 25–32.
- Reese, M. (2010): Leitbilder des Umweltrechts. Zur Zukunftsfähigkeit leitender Schutzkonzepte. *Zeitschrift für Umweltrecht* 21 (7–8), S. 339–346.
- Relyae, R. A., Jones, D. K. (2009): The toxicity of Roundup original max to 13 species of larval amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28 (9), S. 2004–2008.
- Richter, E. (2003): Anforderungen an eine nachhaltigkeitsgerechte Informations- und Kommunikationsordnung im Umweltrecht. In: Lange, K. (Hrsg.): Nachhaltigkeit im Recht. Eine Annäherung. Baden-Baden: Nomos. *Gießener Abhandlungen zum Umweltrecht* 14, S. 199–223.
- Risikokommission (2003): ad hoc-Kommission „Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland“. Abschlussbericht der Risikokommission. Salzgitter: Risikokommission.
- Robinson, R. A., Sutherland, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39 (1), S. 157–176.
- Santora, G. (2011): Von der Stichprobenaufnahme zur Verbreitungskarte. *Natur in NRW* 2011 (3), S. 33–36.
- SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) (2010): Opinion on the Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Brüssel: Europäische Kommission. http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/docs/scher_o_127.pdf (02.03.2012).
- Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W. W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M., Schulze, E.-D., Roscher, C., Weigelt, A., Allan, E., Beszler, H., Bonkowski, M., Buchmann, N., Buscot, F., Clement, L. W., Ebeling, A., Engels, C., Halle, S., Kertscher, I., Klein, A.-M., Koller, R., König, S., Kowalski, E., Kummer, V., Kuu, A., Lange, M., Lauterbach, D., Middelhoff, C., Migunova, V. D., Milcu, A., Müller, R., Partsch, S., Petermann, J. S., Renker, C., Rottstock, T., Sabais, A., Scheu, S., Schumacher, J., Temperton, V. M., Tschamntke, T. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468 (7323), S. 553–556.
- Schleswig-Holsteinischer Landtag (2011): Kleine Anfrage der Abgeordneten Antje Jansen (DIE LINKE) und Antwort der Landesregierung – Ministerin für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. Gefährdungslage für Mensch, Tier und Umwelt durch Glyphosat und AMPA. Kiel: Schleswig-Holsteinischer Landtag. Drucksache 17/1812.
- Schmolke, A. (2011): Zuständigkeiten im behördlichen Vollzug auf EU-Ebene und in Deutschland. In: Führ, M. (Hrsg.): *Praxishandbuch REACH*. Köln: Heymann, S. 522–549.
- Schröder, W., Pesch, R., Kratz, W., Holy, M., Zechmeister, H., Harmens, H., Fagerli, H., Ilyin, I. (2010): Atmosphärische Deposition und Anreicherung von Schwermetallen und Stickstoff in Natura-2000-Gebieten Deutschlands. Um-

- weltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 22 (6), S. 711–720.
- Schulte, C. (2006): Persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe in der EU – Anspruch und Wirklichkeit. *Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie* 12 (3), S. 65–68.
- Schulz, R. (2004): Field Studies on Exposure, Effects, and Risk Mitigation of Aquatic Nonpoint-Source Insecticide Pollution. *Journal of Environmental Quality* 33 (2), S. 419–448.
- Schulze-Fielitz, H. (2007): Umweltschutz im Föderalismus – Europa, Bund und Länder. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 26 (3), S. 249–259.
- Schumacher, J., Fischer-Hüftle, P. (2010): Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar. 2. Aufl. Stuttgart: Kohlhammer.
- Seidling, W., Lux, W., Kürbis, H. (2002): Das Level-II-Programm – Brücke zwischen Ökosystemforschung und Monitoring im Wald. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 36 (3), S. 103–107.
- Soldaat, L. (2011): Monitoring der Biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften der Niederlande. Vortrag, Monitoring der Biologischen Vielfalt im Agrarbereich, 12.–13.04.2011, Braunschweig.
- Splett, P., Intemann, H. (1994): Intensive Waldzustandsüberwachung auf Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. *AFZ – Der Wald* 22 (49), S. 1237.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011a): Vorsorgestrategien für Nanomaterialien. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2011b): Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2007): Umweltverwaltungen unter Reformdruck. Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2004a): Koexistenz sichern: Zur Novellierung des Gentechnikgesetzes. Berlin: SRU. Kommentar zur Umweltpolitik 4.
- SRU (2004b): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.
- SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Voreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (1991): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. Sondergutachten. Oktober 1990. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Statistisches Bundesamt (2011): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie 2011. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Statistisches Bundesamt, BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2000): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe – Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. Bonn: BfN. *Angewandte Landschaftsökologie* 33.
- Staub, C., Ott, W., Heusi, F., Klingler, G., Jenny, A., Häcki, M., Hauser, A. (2011): Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Bern: Bundesamt für Umwelt Schweiz. *Umwelt-Wissen* 1102.
- Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Wahl, J. (2010): Vögel in Deutschland 2010. Münster, Bonn, Güstrow: Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz, Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten.
- Sukopp, U., Neukirchen, M., Ackermann, W. (2010): Bilanzierung der Indikatoren der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Wo steht Deutschland beim 2010-Ziel? *Natur und Landschaft* 85 (7), S. 288–300.
- TLL (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft) (Hrsg.) (2006): Bodendauerbeobachtung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Monitoring zur Erfassung von Veränderungen wesentlicher Bodenfunktionen. Abschlußbericht. Jena: TLL.
- Todd, B. D., Bergeron, C. M., Hepner, M. J., Hopkins, W. A. (2011): Aquatic and terrestrial stressors in amphibians: A test of the double jeopardy hypothesis based on maternally and trophically derived contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30 (10), S. 2277–2284.
- UBA (Umweltbundesamt) (2012): Daten zur Umwelt. Dessau-Roßlau: UBA. <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de> (05.03.2012).
- UBA (2011): PRTR-WIKI. Dessau-Roßlau: UBA. http://www.prtr.bund.de/frames/index.php?PHPSESSID=730e9e38469b2167084e7c24bba5e8ac&gui_id=PRTR (05.03.2012).
- UBA (2010): Bisphenol A – Massenchemikalie mit unerwünschten Nebenwirkungen. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2009a): Per- und polyfluorierte Chemikalien: Einträge vermeiden – Umwelt schützen. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2009b): Wie identifiziert das Umweltbundesamt besonders besorgniserregende Stoffe? Dessau-Roßlau: UBA. www.reach-info.de/dokumente/svhc_strategie.pdf (01.03.2012).
- UBA (2002): Projekt Umweltbeobachtung. Endbericht. Berlin: UBA.
- UBA (2000): Ziele für die Umweltqualität. Eine Bestandsaufnahme. Berlin: UBA.
- Umweltrat EOBC (Umweltbeobachtungs- und -bilanzrat für Europa) (2011): Monitoring im Bereich Umwelt und Biodiversität. Ergebnisse der Umweltbeobachtungskonfe-

- renz. Karlsruhe: Umweltrat EOBC. <http://www.eobc.eu/journal/U01-EU11-de.pdf> (01.03.2012).
- Vohland, K. (2008): Impacts of climate change on biodiversity – consolidated knowledge and research gaps. CAB Reviews 3 (086), S. 1–11.
- Werking-Radtke, J., König, H. (2011): Wirkung von Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltmaßnahmen. Natur in NRW 2011 (3), S. 28–32.
- Werking-Radtke, J., König, H., Bittner, C. (2008): Biodiversität nordrhein-westfälischer Wälder. Natur in NRW 2008 (2), S. 44–46.
- Wogram, J. (2010): Effekt- und Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln. Vortrag, Fachökotoxikologie-Kurs, 15.03.2011, Dessau-Roßlau.
- ZKBS (Zentrale Kommission für die Biologische Sicherheit) (2009): Stellungnahme der ZKBS zur Risikobewertung von MON810. Neue Studien zur Umweltwirkung von MON810. Kurzfassung. Braunschweig: ZKBS. http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/06_Gentechnik/ZKBS/01_Allgemeine_Stellungnahmen_deutsch/04_Pflanzen/MON810_Neubewertung_2009_Kurzfassung.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (01.03.2012).
- Züghart, W., Benzler, A. (2007): Monitoring der Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Organismen – eine Herausforderung. In: Breckling, B., Dolek, M., Lang, A., Reuter, H., Verhoeven, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 49, S. 7–18.
- Züghart, W., Benzler, A., Berhorn, F., Graef, F., Sukopp, U. (2005): Monitoring der Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf Natur und Landschaft nach Marktzulassung. Natur und Landschaft 80 (7), S. 307–315.
- Züghart, W., Raps, A., Wust-Saucy, A.-G., Dolezel, M., Eckerstorfer, M. (2011): Monitoring of genetically modified organisms. A policy paper representing the view of the National Environment Agencies in Austria and Switzerland and the Federal Agency for Nature Conservation in Germany. Wien: Umweltbundesamt GmbH. Report REP-0305.

Kapitel 11

Inhaltsverzeichnis

	Seite
11 Ökologische Grenzen einhalten – eine Herausforderung für politische Strategien	367
11.1 Einleitung	367
11.2 Die Einhaltung ökologischer Grenzen als Problem politischer Steuerung	368
11.2.1 Staatliche Verantwortung für die Einhaltung ökologischer Grenzen	368
11.2.2 Politische Herausforderungen	369
11.2.3 Ökologische Grenzen in der Umweltpolitik	370
11.3 Politische Strategien als Instrumente zur Thematisierung ökologischer Grenzen	371
11.3.1 Strategien im Regierungshandeln	371
11.3.2 Politische Strategien und ihre Funktionen in Bezug auf ökologische Grenzen	373
11.3.3 Das Leitbild der „Green Economy“ in politischen Strategien	374
11.3.4 Analyse von Nachhaltigkeitsstrategien	376
11.3.4.1 EU Ebene: EU Nachhaltigkeitsstrategie und Europa 2020	376
11.3.4.2 Deutschland: Nationale Nachhaltigkeitsstrategie	377
11.3.5 Analyse von Umweltstrategien	381
11.3.5.1 EU Ebene: Umweltaktionsprogramme	381
11.3.5.2 Deutschland: Ein neues Umweltprogramm	383
11.3.6 Analyse von Sektorstrategien mit Umweltrelevanz	384
11.4 Zur Notwendigkeit von institutionellen Reformen	386
11.5 Zusammenfassung	388
11.6 Literatur	389

Abbildungen

Abbildung 11-1 Vorschlag des SRU für eine Architektur politischer Strategien und ihre Funktionen in Bezug auf ökologische Grenzen	373
Abbildung 11-2 Nachhaltigkeitsmodell der Bundesregierung	378

Tabellen

Tabelle 11-1 Beispiele für umweltrelevante Strategien auf Bundesebene	371
Tabelle 11-2 Beispiele für umweltrelevante Strategien auf EU-Ebene ..	372

	Seite
Tabelle 11-3 Leitbilder des umweltpolitischen Diskurses	375
Tabelle 11-4 Status der Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie, die den Umweltzustand abbilden	380

11 Ökologische Grenzen einhalten – eine Herausforderung für politische Strategien

11.1 Einleitung

665. Im Jahr 2012 jährt sich die Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro zum zwanzigsten Mal. Die Rio-Konferenz war ein Meilenstein in der internationalen Umwelt- und Entwicklungspolitik, nicht nur weil hier wichtige internationale Abkommen geschlossen wurden, sondern auch, weil der Begriff der nachhaltigen Entwicklung als Leitprinzip der internationalen Staatengemeinschaft verankert wurde. Damit wurde erstmals der Zusammenhang zwischen Umwelt und Entwicklung auf höchster Ebene anerkannt. Doch auch zwanzig Jahre nach der Rio-Konferenz ist es – trotz partieller Erfolge – nicht gelungen, Entwicklungspfade in Deutschland, Europa und der Welt systematisch so auszurichten, dass die Anforderungen nachhaltiger Entwicklung erfüllt werden. Nicht zuletzt das von den Vereinten Nationen initiierte Millennium Ecosystem Assessment (REID et al. 2005) hat gezeigt, in welchem bedrohlichem Maße menschliche Aktivitäten den Zustand der natürlichen Ressourcen verschlechtern und welche Folgen dies in Zukunft für die Bereitstellung lebensnotwendiger Ökosystemleistungen haben könnte. Auch das vorliegende Umweltgutachten macht deutlich, dass in vielen Bereichen – zum Beispiel beim Meeresschutz (vgl. Kap. 8), bei nicht-erneuerbaren Rohstoffen (vgl. Kap. 2) und in der Waldpolitik (vgl. Kap. 6) – Belastungsgrenzen überschritten werden und Nutzungskonflikte zunehmen. Sektorale Entwicklungen zeigen teilweise einen ungebrochenen Trend zur Übernutzung natürlicher Ressourcen und Senken. So steht beispielsweise die prognostizierte Entwicklung bei den Güterverkehrsemissionen im eklatanten Widerspruch zu Klimazielen (vgl. Kap. 4). Die Lebensmittelproduktion (vgl. Kap. 3) trägt entscheidend zu Grenzüberschreitungen in den Bereichen Klima- und Biodiversitätsschutz sowie bei Nitratemissionen bei.

666. Dass die ökologische Gesamtbilanz ernüchternd ausfällt, erscheint zunächst paradox, denn der Umweltschutz ist im Verlauf seiner Geschichte in das Zentrum von Politik und Gesellschaft gerückt. In den letzten Jahren hat sich dieser Prozess nochmals erheblich verstärkt, sodass man heute in Deutschland im Hinblick auf bestimmte ökologische Themen von einem „Mainstreaming“ sprechen kann (vgl. auch SRU 2011c, Abschn. 6.4.2): Umweltschutz spielt in den Programmen der politischen Parteien eine zunehmend wichtigere Rolle. Energie- und Klimapolitik ist ein zentrales Feld politischer Auseinandersetzungen auf Bundes- und Länderebene geworden. Die Medienberichterstattung über Umweltthemen hat in den letzten Jahren deutlich zugenommen und ein anhaltend hoher Anteil der deutschen Bevölkerung fordert eine ökologische Vorreiterrolle für Deutschland (BORGSTEDT et al. 2010). Auch in Verwaltungen finden auf allen Ebe-

nen umwelt- und klimapolitische Integrationsprozesse statt. So wurden in einigen Ministerien (z. B. den Bundesministerien für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) sowie für Wirtschaft und Technologie (BMWi)) Umweltkapazitäten verstärkt oder neu aufgebaut, teilweise auch umweltpolitische Zuständigkeiten in andere Ressorts verlagert. Im Zentrum der Aufmerksamkeit steht dabei der Klimawandel. Als weiteres zentrales Thema hat sich in den letzten Jahren aber auch der Ressourcenschutz entwickelt: Die Besorgnis, dass – nicht zuletzt durch erhöhte Nachfrage in Schwellenländern – bestimmte strategische Rohstoffe in Zukunft nicht in ausreichender Menge verfügbar sein könnten, hat nicht nur das Ziel der Rohstoffsicherung auf die politische Tagesordnung gesetzt, sondern auch das Thema Ressourceneffizienz aufgewertet (BMWi 2010).

Der Widerspruch, dass trotz des skizzierten Mainstreamings von Umweltthemen bedrohliche ökologische Trends fortbestehen, zeigt, wie groß die politischen Herausforderungen sind. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) hält es in diesem Sinne für notwendig, die ökologischen Schutzgüter wieder stärker ins Zentrum des umweltpolitischen Handelns zu stellen. Die nüchterne Analyse der weltweiten ökologischen und sozio-ökonomischen Trends zeigt, dass globales Wirtschaften innerhalb ökologischer Grenzen nicht durch punktuelle Interventionen erreicht werden kann, sondern tief greifende Transformationsprozesse erfordert (WBGU 2011, S. 33–69). Notwendig sind umfassende technische, ökonomische und soziale Umsteuerungsprozesse, nicht nur im Energiesystem, sondern auch in anderen Sektoren und Lebensbereichen. Dieser Herausforderung müssen sich Politik und Gesellschaft dringend stellen.

667. Vor diesem Hintergrund beschäftigt sich das vorliegende Kapitel mit der Frage, wie es politisch gelingen kann, Entwicklungspfade so auszurichten, dass ökologische Belastungsgrenzen nicht überschritten werden. Obwohl die Verantwortung des Staates für den Schutz der Umwelt in Verantwortung für zukünftige Generationen verfassungsrechtlich klar formuliert ist, ist es nur teilweise gelungen, diese Anforderung in eine Umweltpolitik umzusetzen, die sich an ökologischen Grenzen und dem Zustand der Schutzgüter orientiert. Dies hat – neben prinzipiell korrigierbaren Gründen wie der mangelnden Effektivität von Umsetzungsmaßnahmen – auch strukturelle Ursachen, beispielsweise Interessengegensätze, Wissensdefizite, Komplexitätsprobleme und die begrenzte Steuerbarkeit von globalen Umwelteffekten durch vorgelagerte Wertschöpfungsketten. Um ökologische Leitplanken trotz dieser Hemmnisse wirksam werden zu lassen, sieht der SRU politische Strategieprozesse wie Nachhaltigkeits-

strategien, Umweltstrategien und Sektorstrategien als zentralen Ansatzpunkt. Im Fokus des Kapitels steht daher die Analyse, wie solche Strategieprozesse der Operationalisierung und Umsetzung ökologischer Leitplanken dienen können, in welchem Maße sie dies bereits tun und wie diese Funktion verbessert werden kann. Darüber hinaus sind aber auch institutionelle Reformen nötig, um die staatliche Langzeitverantwortung durch eine Stärkung von Umweltinteressen besser zu verankern.

11.2 Die Einhaltung ökologischer Grenzen als Problem politischer Steuerung

11.2.1 Staatliche Verantwortung für die Einhaltung ökologischer Grenzen

668. Sowohl der Staat als auch die Europäische Union haben eine besondere Verantwortung für den Schutz der Umwelt (vgl. zum Begriff der Verantwortung MURSWIEK 1985, S. 29 ff.). Für die nationale Ebene ergibt sich dies aus der Staatszielbestimmung des Artikels 20a Grundgesetz (GG). Sie lautet:

„Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtsprechung.“

Bei der Ausfüllung dieser Verantwortung räumt das Bundesverfassungsgericht dem Staat zunächst einen weiten Gestaltungsspielraum ein (vgl. nur BVerfGE Bd. 118, S. 79 (110)). Dies ist dem Umstand geschuldet, dass Umweltschutzaspekte an der Abwägung mit widerstreitenden Verfassungsbelangen (Grundrechte, Sozialstaatsprinzip) teilnehmen und hier keinen absoluten Vorrang genießen. Dem Gestaltungsspielraum sind jedoch durch Artikel 20a GG auch Grenzen gesetzt, denen der Staat im Rahmen eines Schutzkonzeptes, das bestimmte Leitplanken zu formulieren hat, Rechnung tragen muss, um seiner Verantwortung gerecht zu werden.

Der Verpflichtung zum Umweltschutz lässt sich kein präzises Schutzniveau entnehmen, das der Staat zu beachten oder zu verwirklichen hätte (EPINEY in: von MANGOLDT/KLEIN/STARCK et al. 2010, Artikel 20a GG Rn. 64). Allerdings gilt es, den verbindlichen materiellen Zielkern des Staatsziels und ein im Hinblick darauf bestehendes Verbot, das Mindestmaß an gebotenen Schutz zu unterschreiten (Untermaßverbot), als absolute Grenze zu beachten (BRÖNNEKE 1999, S. 272 ff. und 471 ff.; SOMMERMANN 1997, S. 439 ff.). Gemeinhin verpflichtet das Untermaßverbot die Staatsorgane zu einem angemessenen und wirksamen Schutz. Im Rahmen des Artikels 20a GG kann dieser vor allem wegen der Bezugnahme auf die zukünftigen Generationen konkretisiert werden. Denn hierdurch entsteht dem Staat eine besondere, rechtlich verpflichtende Zukunfts- und Langzeitverantwortung (KLOEPFER 1996, S. 78; zum Begriff ferner GETHMANN et al. 1993, S. 14 ff., 26 ff., 57 ff.). Diese wird in zutreffender Weise auch als Ausdruck des Grundsatzes der nachhaltigen Entwicklung interpretiert (FRENZ 1999, S. 40 f.; KLOEPFER 1996, S. 78; aus-

föhrlich EPINEY und SCHEYLI 1998, S. 36 ff.; REHBINDER 2007, Rn. 81). Entsprechend ist die durch das Untermaßverbot gezogene Grenze im Sinne der Nachhaltigkeit zu konkretisieren. Daher sollte zum Beispiel die Freisetzung von Stoffen die Tragfähigkeitsgrenze der Umweltmedien nicht überschreiten (vgl. Abschn. 10.2.3). An erneuerbaren Ressourcen darf nur so viel verbraucht werden, wie sich regenerieren kann. Bei nicht-erneuerbaren Ressourcen besteht eine Pflicht zur größtmöglichen Schonung (vgl. zu den sog. Managementregeln MURSWIEK in: SACHS 2009, Artikel 20a GG Rn. 37 f.). Diese durch die Nachhaltigkeit vorgegebenen Minimalanforderungen gilt es als Grenzen einzuhalten, damit die Umwelt auch den zukünftigen Generationen als Grundlage erhalten bleibt. Nach überwiegender Meinung in der Literatur darf eine allgemeine oder unzumutbare Verschlechterung der ökologischen Gesamtsituation nicht hinterlassen werden. Daher muss bei Eingriffen in die Umwelt – sofern sie nicht vermieden werden können – ein entsprechender Ausgleich geschaffen werden (so z. B. EPINEY in: von MANGOLDT/KLEIN/STARCK 2010, Artikel 20a GG Rn. 65; MURSWIEK in: SACHS 2009, Artikel 20a GG Rn. 44; REHBINDER 2007, S. 149 f.; KLOEPFER 2004, § 4 Rn. 35; kritisch hierzu etwa SCHINK 1997, S. 226 f.).

Jenseits dieser Grenze liegt die Konkretisierung des Schutzkonzeptes – etwa über Umweltqualitätsziele (REESE 2010, S. 345) – in den Händen der zuständigen Staatsorgane. Sie haben dabei einen Optimierungsauftrag, wonach der Umweltschutz – bezogen auf die rechtlichen und tatsächlichen Möglichkeiten – in einem möglichst hohen Maße zu realisieren ist (BRÖNNEKE 1999, S. 269 ff.; SOMMERMANN 1997, S. 360 f.). Im Rahmen der Interessenabwägung mit anderen Verfassungsbelangen gilt es wegen der Zukunfts- und Langzeitverantwortung des Staates den Vorgaben des Vorsorgeprinzips Rechnung zu tragen (von MANGOLDT/KLEIN/STARCK 2010; SCHULZE-FIELITZ in: DREIER 2006, Artikel 20a GG Rn. 53; vgl. hierzu ausführlich CALLIESS 2001, S. 181). Weil Kausalketten oft nur partiell nachvollziehbar sind und der Punkt, an dem die Grenzen überschritten werden, nicht genau bestimmt werden kann, sind Sicherheitsabstände einzuhalten, die es im Einzelfall zu bestimmen gilt. Dementsprechend muss das Schutzkonzept auch am Maßstab der Risikovorsorge bestimmt werden (CALLIESS 2001, S. 153 ff.).

669. Konkreter als über Artikel 20a GG lassen sich dem Unionsziel Umweltschutz des Artikels 191 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) bzw. der Integrationsklausel des Artikels 11 AEUV entsprechende Vorgaben für die Europäische Union entnehmen. So zielt die Umweltpolitik der Europäischen Union nach Artikel 191 Absatz 1 AEUV unter anderem auf die Erhaltung der Umwelt ab und muss damit – im Sinne eines ökologischen Bestandsschutzes – Verschlechterungen entgegenwirken (CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2011, Artikel 191 AEUV Rn. 10; KÄLLER in: SCHWARZE 2009, Artikel 174 EGV Rn. 8). Darüber hinaus gilt es – wie auch im Rahmen des Artikels 20a GG – den Umweltschutz im Rahmen der Abwägung mit anderen Belangen zu optimieren, also bestmöglich zu realisieren

(CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2011, Artikel 191 AEUV Rn. 44; KAHL 1993, S. 69 ff.).

Relevant für die Pflicht der Europäischen Union, für die Einhaltung ökologischer Grenzen zu sorgen, ist aber vor allem die Integrationsklausel des Artikel 11 AEUV, wonach gilt:

„Die Erfordernisse des Umweltschutzes müssen bei der Festlegung und Durchführung der Unionspolitiken und -maßnahmen insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung einbezogen werden.“

Hierdurch wird der Tatsache Rechnung getragen, dass der Zustand der Umwelt in hohem Maße von Entscheidungen in anderen Politikbereichen – wie zum Beispiel der Verkehrs-, Landwirtschafts- oder Energiepolitik – beeinflusst wird und die Umsetzung des Umweltschutzes entsprechend ein hohes Maß an Integration verlangt. Gesetzgeber und Verwaltung sind daher gehalten, Umweltschutz als Querschnittsaufgabe zu verstehen und alle Politiken frühzeitig auf ihre Umweltverträglichkeit hin zu überprüfen. Entscheidungen in umweltrelevanten Politikbereichen dürfen nicht ausschließlich an deren immanenten Zielen ausgerichtet, sondern müssen mit Rücksicht auf die Umweltauswirkungen getroffen werden (CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2011, Artikel 11 AEUV Rn. 6; KÄLLER in: SCHWARZE 2009, Artikel 6 EGV Rn. 13). Durch die Bezugnahme auf den Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung wird dabei auch für die Ebene der Europäischen Union die Aufnahmefähigkeit der Umweltmedien bzw. Regenerationsrate der Ressourcen im Sinne der ökologischen Nachhaltigkeit als Grenze definiert.

670. Damit sind sowohl auf nationaler als auch auf europäischer Ebene die im Sinne der ökologischen Nachhaltigkeit zu konkretisierenden Grenzen einzuhalten. Wegen der Ungewissheiten im Konkretisierungsprozess sollten die Grenzen nicht ausgereizt werden, vielmehr gilt es von ihnen vorsorglich Abstand zu halten. Dies durch geeignete Verfahren und Maßnahmen sicherzustellen, ist sowohl dem Staat als auch der Europäischen Union aufzugeben, wobei sich aus Artikel 11 AEUV allerdings hinsichtlich der Umsetzung der Nachhaltigkeit und Integration des Umweltschutzes in andere Politikbereiche konkretere Vorgaben ergeben, als dies bei Artikel 20a GG der Fall ist. Eine nach dem Vorbild des EU-Rechts konzipierte Regelung wäre daher auch für das nationale Verfassungsrecht wünschenswert (vgl. Tz. 712).

11.2.2 Politische Herausforderungen

671. Während die technologischen und ökonomischen Kapazitäten für die erfolgreiche Bewältigung ökologischer Herausforderungen zumindest für wesentliche Teilbereiche recht optimistisch eingeschätzt werden dürfen (IPCC 2011; SRU 2011c), liegt nach Einschätzung des SRU die größte Herausforderung darin, die politischen, institutionellen und rechtlichen Voraussetzungen für entsprechende Transformationsprozesse zu schaffen.

Wie solche Transformationsprozesse auf nationaler, europäischer oder gar globaler Ebene in angemessener Geschwindigkeit initiiert und gesteuert werden können, ist Gegenstand intensiver wissenschaftlicher und politischer

Debatten. Aus politikwissenschaftlicher Sicht ist dabei zu berücksichtigen, dass die staatlichen Steuerungskapazitäten begrenzt sind (MAYNTZ 2005). Dies ergibt sich aus einer Reihe verschiedener Faktoren, beispielsweise aus der – auch verfassungsrechtlich garantierten – Autonomie wirtschaftlicher und gesellschaftlicher Akteure, dem Widerstandspotenzial von Regelungs-betroffenen, dem Einfluss von Partikularinteressen in korporatistischen Entscheidungsstrukturen und der Politikverflechtung im föderalen politischen System. Zusätzlich zu den allgemeinen Grenzen der Steuerungsfähigkeit von staatlicher Politik stellen ökologische Probleme spezifische Herausforderungen dar (JACOB et al. 2007). Dazu gehören unter anderem die Schwierigkeiten bei der Bewirtschaftung öffentlicher Güter sowie das zeitliche und geografische Auseinanderfallen von Ursachen und Wirkungen von Umweltproblemen. Aus Sicht einer politischen Mobilisierung für einen Umsteuerungsprozess besteht eine besondere Schwierigkeit darin, dass ökologische Grenzüberschreitungen für Bürger häufig nicht unmittelbar erfahrbar sind. Dies gilt aus drei Gründen insbesondere auch für ein hoch entwickeltes Industrieland wie Deutschland: Erstens haben erfolgreiche Umweltschutzmaßnahmen die unmittelbar erfahrbare Umweltbelastung in Deutschland stark reduziert, während viele der verbleibenden negativen ökologischen Trends – beispielsweise die Nährstoffbelastung von Gewässern und Stoffeinträge ins Grundwasser – weniger sichtbar sind (JÄNICKE und VOLKERY 2001). Zweitens entstehen viele der negativen Umweltfolgen der Produktion und des Konsums in Deutschland in anderen Teilen der Erde, beispielsweise indem umweltintensiv hergestellte (Vor-)Produkte – wie Erze (Kap. 2) oder Futtermittel in der Landwirtschaft (Kap. 3) – importiert werden. Drittens betreffen Grenzüberschreitungen häufig globale Gemeinschaftsgüter mit der Folge, dass einzelne Länder ihre Problemverantwortung und Handlungskapazität als gering wahrnehmen. Aus wissenschaftlicher, vor allem langfristiger und globaler Perspektive stellen sich die ökologischen Herausforderungen daher wesentlich drängender dar als dies in Politik und Gesellschaft wahrgenommen wird.

672. Trotz all dieser Probleme und Einschränkungen zeigt nicht zuletzt die aktuelle Klima- und Energiepolitik in Deutschland, dass der Staat sehr wohl handlungsfähig sein kann, wenn sich in der Gesellschaft parteiübergreifend ein gemeinsames Verständnis über bestimmte Handlungsnotwendigkeiten herausgebildet hat (vgl. SRU 2011c, Abschn. 6.4.2). Vor allem bei schleichenden Degenerationsprozessen mit geringer Sichtbarkeit, wie beispielsweise dem Artenverlust und der Grundwasserkontamination, muss die Wissenschaft dabei einen erheblichen Beitrag zur Problemwahrnehmung leisten (JÄNICKE und VOLKERY 2001). Notwendige Voraussetzung für die erforderlichen zielgerichteten Umsteuerungsprozesse sind daher funktionierende Schnittstellen zwischen der Wissenschaft auf der einen und Politik und Gesellschaft auf der anderen Seite (vgl. Abschn. 1.6.1). Sie sollten die Herstellung relevanten und robusten Wissens über ökologische Grenzen fördern und die Herausbildung wissenschaftlich fundierter politischer und gesellschaftlicher Konsense in Bezug auf angestrebte Umweltziele unter-

stützen. Da Grenzüberschreitungen in vielen Bereichen auf der Ebene von globalen Systemen ermittelt und kommuniziert werden müssen, kommt global vernetzten Institutionen des Wissenstransfers eine Schlüsselrolle zu.

11.2.3 Ökologische Grenzen in der Umweltpolitik

673. Umweltpolitische Ziele sind eine grundlegende Voraussetzung für eine erfolgreiche Umweltpolitik. Sie beschreiben die „sachlich, räumlich und zeitlich angestrebte Umweltqualität und damit auch die maximal zulässige Nutzung der Umwelt“ und sollten grundsätzlich in einem gestuften, beteiligungsfreundlich ausgestalteten Prozess auf der Basis des vorhandenen Wissens um ökologische Grenzen festgelegt werden (ausführlich dazu SRU 1994, Kap. 2.1). Zwar sind in den letzten beiden Dekaden in diesem Sinne vor allem im Rahmen von europäischen Richtlinien qualitätszielorientierte Politikansätze und darauf abgestimmte Maßnahmenprogramme für viele Umweltmedien entwickelt worden. Dies gilt beispielsweise für den Klimaschutz, die Luftreinhaltspolitik, den Gewässer- und Meeresumweltschutz sowie mit Einschränkungen auch für den Boden- und den Naturschutz. Die Qualitätsziele sind aber im Sinne einer dynamischen und mittelfristigen Fortschreibung vielfach aktualisierungsbedürftig. Zudem ist das Zielsystem noch stark auf lokale und regionale Umweltprobleme fokussiert, zu wenig aber auf „planetarische Grenzen“ (ROCKSTRÖM et al. 2009; 2011).

674. Systematisch herauszuarbeiten, wo „die maximal zulässige Nutzung der Umwelt“ liegt, ist allerdings in mehrfacher Hinsicht anspruchsvoll. Das Konzept der ökologischen Grenzen (und verwandte Konzepte wie „ökologische Tragfähigkeit“, „planetarische Grenzen“ und „kritisches Naturkapital“, vgl. Abschn. 1.2.3) zielt auf die grundlegende Einsicht, dass sich die anthropogene Ressourceninanspruchnahme im Rahmen der Reproduktionskapazität der Natur bewegen muss und dass es kritische Belastungsschwellen für wichtige globale Ökosysteme gibt, jenseits derer die Gefahr von abrupten, möglicherweise katastrophalen Veränderungsprozessen besteht. Allerdings ist die konkrete Identifizierung solcher Schwellen mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, etwa weil komplexe biophysische Systeme und die Regenerationsprozesse, die zur Eigenstabilität beitragen, nicht ausreichend verstanden werden. Angesichts dieser Unsicherheiten muss regelmäßig auf das Vorsorgeprinzip zurückgegriffen werden (SRU 2011b; ROCKSTRÖM et al. 2011).

675. Umweltziele basieren zwar auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen, beispielsweise über die Aufnahmefähigkeit von Senken und die Regenerationsfähigkeit von erneuerbaren Ressourcen. Dennoch handelt es sich dabei letztlich um die Festlegung von normativen Grenzen für gesellschaftlich akzeptable Risiken, die keine rein naturwissenschaftliche Aufgabe sein kann (am Beispiel der Luftreinhaltspolitik: BRUCKMANN 2010). Zumindest implizit wird immer auch eine Abwägung zwischen dem Aufwand für die Zielerreichung und den erhofften positiven Effekten getroffen. Auch die Frage international und

intergenerativ gerechter Nutzungsansprüche an natürliche Ressourcen muss politisch beantwortet werden. Eine reine Kosten-Nutzen-Abwägung bei der Umweltzielbestimmung stößt auch wegen der Komplexität der Zusammenhänge zumeist an Bewertungsgrenzen. Die Umweltzielbildung kann sich daher nicht gänzlich den politischen Abwägungsprozessen zwischen Schutz- und Verursacherinteressen entziehen (REESE 2010, S. 343). Zugleich muss sie aber darauf achten, dass die Schutzinteressen nicht gegenüber ökonomischen Belangen weggewogen werden. Entscheidend in diesem Prozess sind wissenschaftliche, technische und ökonomische Handlungskapazitäten (JÄNICKE 2010; von PRITTWITZ 1990; 2011), die zum einen den umweltpolitischen Veränderungsbedarf öffentlichkeitswirksam verdeutlichen, zum anderen aber auch die Lösungsoptionen auf den verschiedenen Ebenen (z. B. Technikwahl, Wirtschaftsstruktur, Wachstumsdynamik) veranschaulichen. Zielbildung und Handlungskapazitäten können sich dabei in einem über Jahrzehnte verlaufenden Prozess gegenseitig verstärken (JÄNICKE 2010).

676. Wie selbstverstärkendes Policy-Feedback (JORDAN und RAYNER 2010; vgl. auch Tz. 710) und Akzeleration (JÄNICKE 2010) auf der Basis eines robusten weltweiten wissenschaftlichen Konsenses im Sinne ökologischer Grenzziehungen funktionieren können, lässt sich am Beispiel der Klimapolitik illustrieren. Das 2°-Ziel, das 2010 bei der Weltklimakonferenz in Cancún nach einer etwa 15-jährigen Debatte international akzeptiert wurde, basiert im Wesentlichen auf den schrittweise robuster gewordenen wissenschaftlichen Erkenntnissen des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (vgl. Kap. 1, Tz. 84), einer erfolgreichen weltweiten Kommunikation der ökonomischen Folgen klimapolitischer Untätigkeit durch den Stern-Bericht (STERN 2007; vgl. auch HEY 2009) und medienwirksamer Illustrationen dieser Folgen durch Extremereignisse, die mit dem Klimawandel in Zusammenhang gebracht werden können. Zugleich waren aber auch die Handlungskapazitäten einer ehrgeizigen Klimapolitik gewachsen, zumal sich aus Sicht der Akteure mehrere Technologien als Problemlöser anboten (erneuerbare Energien, Atomenergie und Kohlenstoffsequestrierung) (SRU 2011c, Kap. 5) und eine Erfolg versprechende klimapolitische Instrumentierung zur Verfügung stand (z. B. Emissionshandel, Einspeisevergütung). Die damit verbundenen ökonomischen Chancen haben in der Industrie die Akzeptanz für das 2°-Ziel und für entsprechende Emissionsreduktionsziele erhöht. Die sowohl national als auch europäisch mittlerweile akzeptierten Reduktionserfordernisse bilden die Grundlage eines breiten energie- und klimapolitischen Handlungsprogramms. Dies allein sichert zwar weder den Erfolg der internationalen Klimadiplomatie noch eine hinreichend zielführende Umsetzung, muss aber dennoch als ein fortgeschrittenes Beispiel für die politische Anerkennung ökologischer Grenzen gewertet werden.

677. Die Operationalisierung von ökologischen Grenzen ist folglich eine langfristige Herausforderung, die auf verschiedenen politischen Handlungsebenen koordiniert geleistet werden muss. An Umweltzielen ausgerichtete Handlungsstrategien sollten trotz der evident hohen Vo-

raussetzungen in Politik und Recht weiter vorangetrieben werden.

11.3 Politische Strategien als Instrumente zur Thematisierung ökologischer Grenzen

11.3.1 Strategien im Regierungshandeln

678. Sowohl in Deutschland als auch auf europäischer Ebene werden einzelne Problembereiche zunehmend mithilfe von Strategieprozessen bearbeitet. Ziel der Strategien ist es in der Regel, unter Einbindung gesellschaftlicher Akteure eine Problemformulierung zu einem Themengebiet vorzunehmen, Handlungserfordernisse zu formulieren, mittel- bis langfristige Ziele zu setzen und koordinierte Maßnahmenbündel auszuarbeiten. In der politikwissenschaftlichen Literatur wird die Tendenz zur Strategiebildung dadurch erklärt, dass komplexe und instabile Bedingungen der Politik zu einem „Paradox wachsender Kalkulationsnotwendigkeit bei abnehmender Kalkulationsmöglichkeit“ führen, die in einen zunehmenden Bedarf an politischer Strategie mündet (RASCHKE und TILS 2007).

679. Vor dem Hintergrund ökologischer Herausforderungen kann man drei Arten von Strategien unterscheiden: Nachhaltigkeitsstrategien, Umweltstrategien und Sektorstrategien mit Umweltrelevanz:

- *Nachhaltigkeitsstrategien* sollen Entwicklungsprozesse auf langfristige ökologische, soziale und ökonomische Ziele ausrichten und haben damit einen umfassenden thematischen Anspruch. Nach dem Steuerungskonzept der Agenda 21 sind Nachhaltigkeitsstrategien als partizipative, lernorientierte und kapazitätsbildende Prozesse angelegt, die Situationsanalysen mit Umsetzungsstrategien und Mechanismen der Ergebniskontrolle verbinden (MEADOWCROFT 2007). Obwohl Nachhaltigkeitsstrategien auch die Verbindlichkeit von Zielen erhöhen sollen, dürfen keine überhöhten Erwartungen an ihre Steuerungsfähigkeit gestellt werden. Nachhaltigkeitsstrategien können ein umfassendes, integriertes Planungs- und Umsetzungs-

instrumentarium nicht ersetzen. In der politikwissenschaftlichen Literatur werden sie daher auch als neue Form des „strategic public management“ (STEURER 2007; STEURER und MARTINUZZI 2005) oder „new mode of reflexive governance“ (MEADOWCROFT 2007) verstanden. Bei Nachhaltigkeitsstrategien handelt es sich somit nicht um hierarchische Lenkungsinstrumente, sondern um eine interaktive und partizipative Form der Selbstbeobachtung und -steuerung von Politik und Gesellschaft.

- Unter *Umweltstrategien* sind Prozesse oder Programme zu verstehen, die von Umweltverwaltungen federführend erarbeitet werden, um auf das Erreichen von Zielen – in erster Linie Umweltzielen – in verschiedenen Handlungsbereichen hinzuwirken. Dabei ist zu unterscheiden zwischen thematischen Umweltstrategien, die einzelne Problembereiche in den Blick nehmen (z. B. nationale Strategie zur biologischen Vielfalt), und übergreifenden Umweltstrategien (z. B. Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 und Umweltaktionsprogramme auf EU-Ebene). Umweltstrategien sollen ökologischen Handlungsbedarf thematisieren, Ziele und Maßnahmen formulieren und unterschiedliche Handlungsebenen koordinieren.
- Auch die politischen Strategien von anderen Ministerien und Verwaltungen (z. B. in den Bereichen Verkehr, Landwirtschaft, Forschung, Energie und Strukturpolitik) haben zunehmend eine ökologische Dimension. Im Vordergrund stehen bei solchen *Sektorstrategien mit Umweltrelevanz* in der Regel die Ziele und Interessen des federführenden Ressorts und der von ihm vertretenen Akteure (z. B. Landwirtschaft oder Industrie), obwohl im Einzelfall auch Umweltziele handlungsleitend sein können (so z. B. beim Energiekonzept der Bundesregierung).

Sektorstrategien und Umweltstrategien besitzen einen selektiven thematischen Fokus, während Nachhaltigkeitsstrategien eine übergreifende Perspektive einnehmen. Die Tabellen 11-1 und 11-2 zeigen Beispiele für die verschiedenen Strategietypen auf nationaler und EU-Ebene.

Tabelle 11-1

Beispiele für umweltrelevante Strategien auf Bundesebene

Strategie	Federführende Ressorts
Nachhaltigkeitsstrategien	
Nationale Nachhaltigkeitsstrategie	Bundeskanzleramt
Umweltstrategien	
Deutsches Ressourceneffizienzprogramm	BMU
Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt	BMU
Strategie der Bundesregierung zur Windenergienutzung auf See	BMU
Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel	BMU

noch Tabelle 11-1

Strategie	Federführende Ressorts
Sektorstrategien mit Umweltrelevanz	
Aktionsplan der Bundesregierung zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe	BMELV
Aktionsplan Güterverkehr und Logistik	BMVBS
Aktionsprogramm „Energie für morgen – Chancen für ländliche Räume“	BMELV
Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung	BMWi / BMU
Hightech-Strategie 2020	BMBF / BMWi
Nationaler Entwicklungsplan Elektromobilität	BMWi / BMVBS
Rohstoffstrategie	BMWi
Waldstrategie 2020	BMELV
Weißbuch Innenstadt	BMVBS
BMU: Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit, BMELV: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, BMVBS: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, BMWi: Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, BMBF: Bundesministerium für Bildung und Forschung	
SRU/UG 2012/Tab. 11-1	

Tabelle 11-2

Beispiele für umweltrelevante Strategien auf EU-Ebene

Strategie	Federführende Ressorts
Übergreifende Strategien	
EU-Nachhaltigkeitsstrategie	Generalsekretariat
Europa 2020	Generalsekretariat
Umweltstrategien	
Fahrplan für eine kohlenstoffarme Wirtschaft 2050	GD Klimapolitik
Fahrplan für ein ressourceneffizientes Europa	GD Umwelt
EU-Biodiversitätsstrategie 2020	GD Umwelt
Überprüfung der EU-Politik für Luftqualität	GD Umwelt
Sektorstrategien mit Umweltrelevanz	
Energiefahrplan 2050	GD Energie
Energieeffizienzplan	GD Energie
Leitinitiative Innovationsunion	GD Forschung und Innovation
Weißbuch: Fahrplan zu einem einheitlichen europäischen Verkehrsraum	GD Mobilität und Verkehr
Grundstoffmärkte und Rohstoffe: Herausforderungen und Lösungsansätze	GD Unternehmen und Industrie
Leitinitiative Industriepolitik im Zeitalter der Globalisierung	GD Unternehmen und Industrie
Aktionsplan für Nachhaltigkeit in Verbrauch und Produktion und für eine nachhaltige Industriepolitik	GD Umwelt / GD Unternehmen und Industrie
Mitteilung Handel, Wachstum und Weltgeschehen	GD Handel
GD: Generaldirektion	
SRU/UG 2012/Tab. 11-2	

11.3.2 Politische Strategien und ihre Funktionen in Bezug auf ökologische Grenzen

680. Der SRU sieht politische Strategieprozesse als wichtige Ansatzpunkte, um politische Entscheidungen stärker auf die Einhaltung ökologischer Grenzen auszurichten. Die verschiedenen Strategietypen – Nachhaltigkeitsstrategien, Umweltstrategien und Sektorstrategien mit Umweltrelevanz – können dabei jeweils unterschiedliche, sich gegenseitig ergänzende und verstärkende Beiträge zu einer systematisch an der Einhaltung von Grenzen ausgerichteten Umweltpolitik leisten (vgl. Abb. 11-1). Wichtig sind hierbei aber eine realistische Einschätzung des möglichen Beitrags der verschiedenen Strategieansätze und ihr Zusammenspiel.

Eine wichtige Funktion von *Nachhaltigkeitsstrategien* ist es, einen breiten gesellschaftlichen Konsens über Nachhaltigkeitsziele herzustellen. Im Hinblick auf die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen ist es dabei entscheidend, dass langfristige, Schutzgut orientierte Umweltziele im Zielsystem von Nachhaltigkeitsstrategien eine zentrale Rolle spielen. Ergänzt werden sollten sie durch kurz- und mittelfristige Umwelthandlungsziele. Beispielpflicht für die

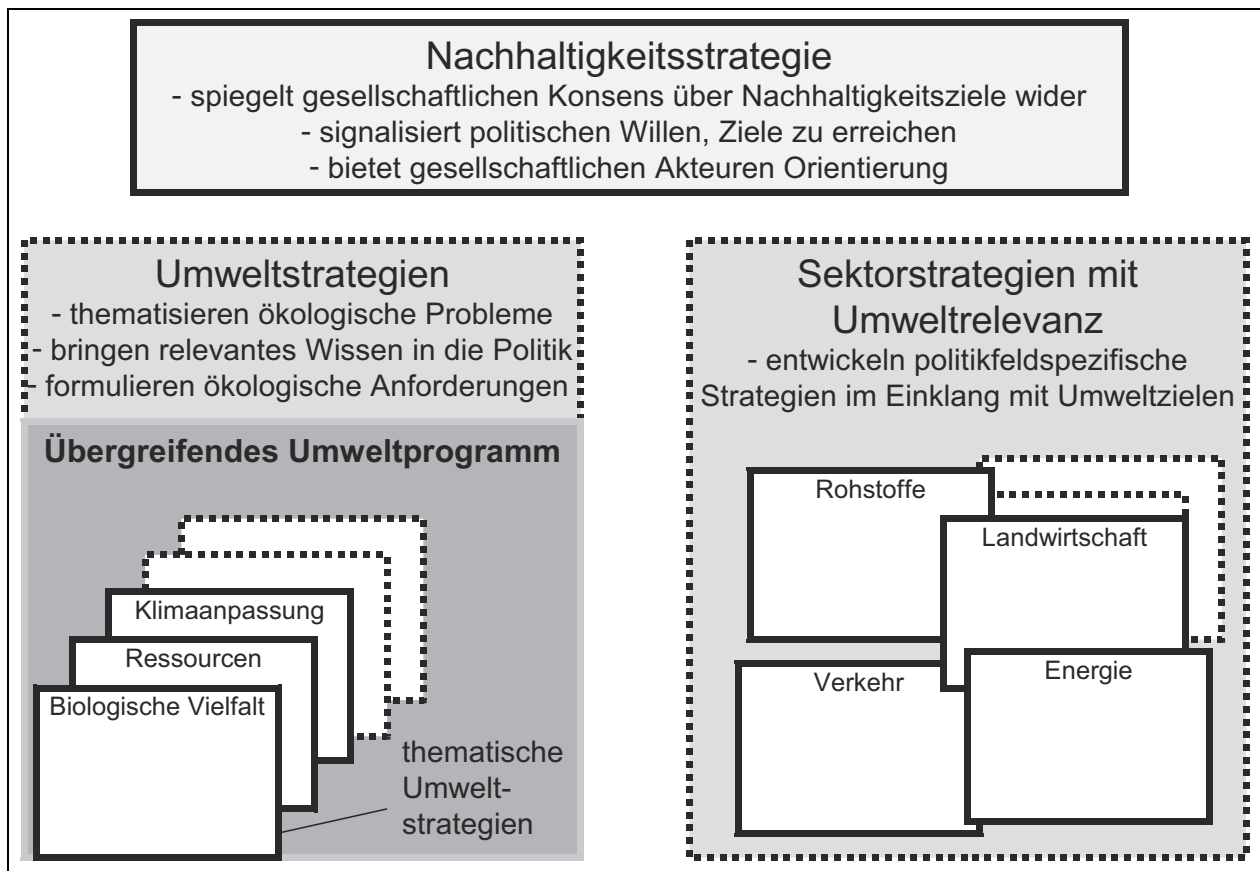
Signal- und Orientierungswirkung, die von solchen Zielen ausgehen kann, sind die internationalen und nationalen Klimaschutzziele.

An ökologischen Grenzen orientierte *Umweltstrategien* sollten ein umfassendes Set ökologischer Leitplanken für die Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen und Senken festlegen und diese dynamisch fortschreiben. Bei der Zielformulierung sind nicht nur nationale Schutzgüter, sondern prioritär auch globale Gemeinschaftsgüter und deren faire Inanspruchnahme durch Deutschland und die EU zu berücksichtigen. Die Zielvorgaben sollten sowohl auf die Vermeidung kritischer Umkip- und Schwellenwerte ausgerichtet sein als auch technisch-ökonomische Vermeidungskapazitäten und deren Kosten auf den verschiedenen Wirkungsebenen der Umweltpolitik berücksichtigen. Dies erfordert einen breiten und wissensintensiven Vorbereitungsprozess.

Andere Politikbereiche sollten bei der Entwicklung von *Sektorstrategien mit Umweltrelevanz* die betroffenen Umweltziele aufnehmen und ihre Maßnahmen darauf ausrichten. Umweltziele bilden die Grundlage für eine Bewirtschaftung innerhalb der Tragfähigkeitsgrenzen und

Abbildung 11-1

Vorschlag des SRU für eine Architektur politischer Strategien und ihre Funktionen in Bezug auf ökologische Grenzen



SRU/UG 2012/Abb. 11-1

damit für Nutzungszuteilungen und -beschränkungen durch marktwirtschaftliche oder ordnungsrechtliche Instrumente sowie durch sektorale Transformationsstrategien. Sie bedürfen damit eines längerfristigen Planungs- und Zeithorizonts.

11.3.3 Das Leitbild der „Green Economy“ in politischen Strategien

681. Der Begriff der grünen Wirtschaft (green economy) hat sich auf globaler Ebene als neues umweltpolitisches Leitbild etabliert (BÄR et al. 2011; OECD 2011; UNEP 2011). Der Diskurs der grünen Wirtschaft, des grünen Wachstums oder des nachhaltigen Wirtschaftens nimmt auch in Strategieprozessen auf nationaler und europäischer Ebene eine zunehmend wichtige Rolle ein. Dabei eröffnet das Leitbild der grünen Wirtschaft einerseits neue umweltpolitische Gestaltungschancen, gerade im Hinblick auf eine Verankerung ökologischer Grenzen beinhaltet er andererseits aber auch Risiken, die im Folgenden erläutert werden sollen.

Die Karriere des Leitbilds der grünen Wirtschaft baut auf einer schon länger zu beobachtenden Ökonomisierung des umweltpolitischen Diskurses auf. Zu verstehen ist darunter die zunehmende Bedeutung eines Argumentationsrahmens, der die verschiedenen Aspekte der Umweltpolitik zentral mit ökonomischen Kategorien analysiert (Kosten, Nutzen, Kapital, Markt, Effizienz, Produktivität etc.) und daraus Handlungsbedarf ableitet sowie Lösungsansätze entwickelt. Die Analyse von Umweltproblemen aus ökonomischer Sicht ist keineswegs neu, sondern besitzt eine lange wissenschaftliche und politische Tradition (PEARCE 2002). Bemerkenswert an der derzeitigen Entwicklung ist jedoch die Dominanz, die der ökonomische Argumentationsrahmen inzwischen erreicht hat.

682. Gemeinsame Kernaussage der aktuellen Green-Economy-Diskurse ist, dass Umweltschutz nicht generell als Kostenfaktor angesehen werden darf, sondern große ökonomische Chancen birgt. Jenseits dieses zentralen Motivs sind die auf nationaler und internationaler Ebene geführten Diskussionen jedoch sehr heterogen – nicht nur im Hinblick auf die verwendeten Schlüsselbegriffe, sondern auch in Bezug auf Schwerpunktsetzungen, Begründungszusammenhänge und Schlussfolgerungen (s. Tab. 11-3). So basiert das Konzept der grünen Wirtschaft, wie es vom United Nations Environment Programme (UNEP) verwendet wird, auf einer Analyse nicht nur der ökonomischen und ökologischen Krisen, sondern auch von deren sozialen Ursachen und Auswirkungen (UNEP 2011). Betont wird etwa die große Bedeutung stabiler Ökosysteme für die Armutsbekämpfung, nicht zuletzt angesichts der Abhängigkeit der ländlichen Bevölkerung in Entwicklungsländern von lokalen Umweltbedingungen. Die Analyse der Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) steht demgegenüber in einer Tradition der Förderung von effizienten und marktfreundlichen Wirtschaftspolitiken und erweitert sie um eine Auseinandersetzung mit ökologischen Grenzen. Sie stellt somit das Ziel in den Mittelpunkt, trotz begrenzter Rohstoffe und un-

ter Druck stehender Ökosysteme das globale Wirtschaftswachstum dauerhaft fortzusetzen. Wirtschaftswachstum bleibt damit die wesentliche Messlatte für ökonomischen Erfolg, auch wenn festgestellt wird, dass es notwendig sei, ein „breiteres Konzept des Fortschritts“ zu entwickeln (OECD 2011, S. 22). Kontroverse Auseinandersetzungen über das Konzept der grünen Wirtschaft wurden auch im Vorfeld der Rio+20-Konferenz geführt. Kritiker des Konzepts, vor allem aus Entwicklungs- und Schwellenländern, äußerten hier die Befürchtung, dass der Begriff der nachhaltigen Entwicklung geschwächt werden soll und dass die neue Agenda zu einer Vernachlässigung von sozialer Gerechtigkeit und zu Umweltprotektionismus führen könnte (KHOR 2011; AS-PTA et al. 2012).

683. Trotz der Vielfalt und Heterogenität der Analysen sind drei wiederkehrende und miteinander verbundene Argumentationsstränge zu beobachten:

- *Die Umwelt als ökonomische Ressource:* Basis dieses Diskurses ist der Grundgedanke der Umweltökonomie, dass die Übernutzung natürlicher Ressourcen und Senken im Wesentlichen als Problem von Marktversagen zu interpretieren ist. Weil Umweltgüter häufig öffentliche Güter sind, die wegen ihrer Nicht-Ausschließbarkeit nicht über den Markt gehandelt werden können, werden Knappheiten nicht durch den Preis angezeigt und es kommt zu einer Übernutzung. So verschiedenartige Entwicklungen und Ereignisse, wie die dramatischen Warnungen des UN-Weltklimarates, erneut ansteigende Energiepreise, erhöhte und stark schwankende Preise für Agrarprodukte, ein zunächst unerklärliches Bienensterben in den USA und Europa und der sich abzeichnende globale Wettbewerb um knappe strategische Rohstoffe, haben zu einem erhöhten Bewusstsein dafür beigetragen, dass auch technologisch und ökonomisch hoch entwickelte Länder auf funktionierende ökologische Grundlagen angewiesen und anfällig für ökologische Krisen sind. Um die volkswirtschaftlichen Kosten, die mit einer Übernutzung von Ressourcen verbunden sein können, besser zu erfassen, wurden in den letzten Jahren zahlreiche Analysen und Studien durchgeführt, die die Abhängigkeit der Menschen und ihrer wirtschaftlichen Aktivitäten von der Natur aufgezeigt haben (REID et al. 2005). Vielfach wurde dabei auch versucht, den ökonomischen Wert der Dienstleistungen abzuschätzen, die durch Ökosysteme erbracht werden (COSTANZA et al. 1997; STERN 2007; TEEB 2010). Die Studien zeigen auch, im Einklang mit den Erkenntnissen ökologischer Ökonomie, dass viele mit dem Naturkapital verbundene Dienstleistungen nicht oder nur sehr begrenzt durch andere Kapitalformen ersetzbar sind.
- *Die ökonomischen Chancen des Umweltschutzes:* In Abgrenzung zum traditionellen Diskurs, der Umweltschutz als Kostenfaktor angesehen hat, wird hier hervorgehoben, dass Umweltpolitik in mehrfacher Hinsicht positive ökonomische Effekte haben kann. Dies betrifft nicht nur direkte Kostenersparnisse auf Seiten der Industrie, sondern auch die Initiierung von Modernisierungsprozessen mit positiven Folgen für die

Leitbilder des umweltpolitischen Diskurses

Leitbild	Kernaussage	Quellen
Grüne Wirtschaft	Ökologische Nachhaltigkeit und wirtschaftlicher Fortschritt sind keine Gegensätze. Die Schaffung einer sozial gerechteren und ökologischeren Wirtschaft ist ein Instrument für nachhaltige Entwicklung, sowohl für Industrie-, als auch für Entwicklungsländer. Der Übergang zu einer grünen Wirtschaft setzt allerdings voraus, dass die Politik günstige Bedingungen dafür schafft. Ansatzpunkte für die Förderung einer grünen Wirtschaft sind u. a. die Umschichtung öffentlicher und privater Investitionen in Richtung Klimaschutz und Ressourceneffizienz sowie in die Erhaltung von Naturkapital.	UNEP 2011
Grünes Wachstum	Grünes Wachstum bedeutet die Förderung ökonomischen Wachstums bei gleichzeitigem Schutz der Ressourcen und Ökosystemleistungen, auf die wir angewiesen sind. Ökologische Investitionen und Innovationen können dabei Wachstum erhalten und neue ökonomische Chancen eröffnen.	OECD 2011
Green New Deal	Die Wirtschaftskrise ist eine Chance für einen ökologischen Umbau der Wirtschaft. Ökologisch ausgerichtete Programme zur Stimulierung der Wirtschaft können das Fundament schaffen für technologischen Wandel, umweltfreundliche öffentliche Infrastruktur und „grüne“ Arbeitsplätze.	BARBIER 2010; FRENCH et al. 2009
Nachhaltiges Wachstum	Nachhaltiges Wachstum bedeutet, eine ressourceneffiziente, nachhaltige und wettbewerbsfähige Wirtschaft aufzubauen. In einer Welt, die CO ₂ -Emissionen mindert und in der Ressourcen knapp sind, soll die Führungsrolle Europas im Wettbewerb um die Entwicklung neuer Verfahren und Technologien ausgenutzt werden. Dadurch sollen nicht nur der wirtschaftliche Erfolg der EU gesichert, sondern gleichzeitig die Umwelt geschützt und der soziale und territoriale Zusammenhalt Europas gestärkt werden.	Europäische Kommission 2010
Ökologische Industriepolitik	Große Leitmärkte werden in der Zukunft eine starke ökologische Dimension aufweisen. Daher werden Länder, die eine Technologieführerschaft in den grünen Märkten erreichen, globale Wettbewerbsvorteile erlangen und Wohlstand und Arbeitsplätze sichern. Gefördert werden muss eine solche Technologieführerschaft aber durch eine aktive ökologische Industriepolitik, die die Wirtschaft auf knapper werdende Ressourcen einstellt, die strategische Zukunftsindustrien stärkt, Technologiesprünge initiiert und die Marktdiffusion innovativer Technologien fördert.	BMU 2006
Ökologische Modernisierung	Wirtschaft und Umwelt sind nicht notwendigerweise Gegensätze. Unter bestimmten Umständen kann die Entwicklung und Diffusion effizienter Technologien eine Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Umweltnutzung herbeiführen. Dies erfordert jedoch politische Strategien, die eine solche ökologische Modernisierung befördern. Dazu gehören unter anderem verbindliche Umweltziele, dynamische Steuerungsinstrumente, konsensorientierte Politikprozesse, langfristige Politikplanung und horizontale wie vertikale Politikintegration.	JÄNICKE 1984; 1993; HAJER 1997; MOL 2001
SRU/UG 2012/Tab. 11-3		

Volkswirtschaft (JÄNICKE 2008), sekundären Nutzen in anderen Sektoren und nicht zuletzt die internationalen Wettbewerbsvorteile auf zukünftig wachsenden grünen Märkten für Umwelttechnologien (OECD 2011; BMU 2006).

- *Marktkonforme Umweltpolitik*: Kern dieses Argumentationsstrangs ist die Begründung einer marktkonformen Umweltpolitik. Um die Umwelt als ökonomische Ressource zu erhalten und dabei ökonomische Chan-

cen zu maximieren, sollte Umweltpolitik darauf ausgerichtet sein, das konstatierte Marktversagen durch die Internalisierung externer Kosten zu korrigieren (OECD 2011). Dabei sollten umweltpolitische Instrumente wirtschafts- und innovationsfreundlich ausgestaltet werden, um die ökologischen Ziele zu möglichst geringen Kosten zu erreichen. Diese Position schließt an die schon lange anhaltende Kritik ordnungsrechtlicher Steuerung an und betont die Vorzüge ökonomischer Instrumente.

Der Diskurs der grünen Wirtschaft unter dem Aspekt ökologischer Grenzen

684. Für die Entwicklung von Strategien zur Einhaltung ökologischer Grenzen ist die steigende Bedeutung des Diskurses der grünen Wirtschaft aus Sicht des SRU grundsätzlich positiv, hat jedoch auch Risiken. Positiv ist, dass das Konzept der grünen Wirtschaft auf die ökonomische Bedeutung von funktionsfähigen Ökosystemen hinweist. Auch wenn die Funktionsverluste von Ökosystemen selektiv nur aus ökonomischer Perspektive betrachtet werden, ist dies eine wichtige Voraussetzung für die Entwicklung problemadäquater Strategieansätze, die ökologische Belastungsgrenzen thematisieren. Der Diskurs der grünen Wirtschaft stärkt die ökonomische Legitimation der Umweltpolitik und kann damit ein starker Treiber für Maßnahmen und Instrumente sein, deren positive Kosten-Nutzen-Bilanz eindeutig ist. Ebenso verbessert er die Akzeptanz von Instrumenten, die dazu geeignet sind, zu einer Internalisierung externer Kosten beizutragen und damit dem grundsätzlich als legitim angesehenen Ziel der Korrektur von Marktversagen dienen (OECD 2011).

685. Andererseits kann der Diskurs der grünen Wirtschaft auch zu unzulässigen Verengungen führen. Dies betrifft zunächst die Verengung der Legitimation des Umweltschutzes auf den ökonomischen Nutzen. Dies ist nicht nur aus ethischer und rechtlicher Perspektive zu hinterfragen, sondern ist vor allem angesichts von Wissensgrenzen, Unsicherheiten und methodischen Schwierigkeiten problematisch. In der Praxis ist zu beobachten, dass sich die Ökonomisierung des umweltpolitischen Diskurses als Herausforderung für Umweltverwaltungen darstellt, die bei Maßnahmen, bei denen den unmittelbaren Kosten ein unsicherer oder methodisch nicht abschätzbarer Nutzen gegenübersteht, unter einem erhöhten Rechtfertigungsdruck kommen (z. B. GINZKY und RECHENBERG 2010, die in diesem Zusammenhang von einer „Beweislastumkehr“ sprechen). Damit entsteht eine systematische Verzerrung zuungunsten von Umweltgütern und Problemstellungen, deren Funktionsweisen komplexer und bei denen die Wissensbasis schwächer ausgeprägt ist. Insbesondere ist zu vermeiden, dass solchen Umweltaspekten, die mit größerer Zuverlässigkeit und geringerem Aufwand monetarisierbar sind, eine größere Bedeutung in der Güterabwägung gegeben wird, als solchen, die ökonomisch schwierig zu fassen sind. Eine Gefahr liegt auch darin, dass ökonomische Bewertungen auf einer bestimmten räumlichen Ebene die möglichen Auswirkungen auf andere Ebenen nicht berücksichtigen und damit Verdrängungs- und Verlagerungseffekte vernachlässigt werden (BRONDÍZIO und GATZWEILER 2010). Noch problematischer ist es jedoch, wenn der Argumentationsstrang der „ökonomischen Chancen des Umweltschutzes“ allein handlungsleitend wird – ein Begründungszusammenhang, der beispielsweise in der europäischen Wachstumsstrategie „Europa 2020“ anklingt (vgl. Abschn. 11.3.4.1). Hier besteht die Gefahr, dass Umweltpolitik ihre eigenständige Begründung und damit auch an politischem Einfluss verliert.

11.3.4 Analyse von Nachhaltigkeitsstrategien

11.3.4.1 EU Ebene: EU Nachhaltigkeitsstrategie und Europa 2020

686. Seit dem Jahr 2000 ist die Strategiediskussion in der EU durch zwei teilweise politisch konkurrierende, teilweise komplementäre Strategieprozesse gekennzeichnet: zum einen die wirtschaftspolitische Lissabon-Strategie, zum anderen die stärker umwelt- und sozialpolitische Ziele verfolgende europäische Nachhaltigkeitsstrategie. Das ungeklärte Verhältnis dieser beiden Strategien zueinander, ihre unbefriedigende Problemangemessenheit und Steuerungskraft und ihre schwache Verkoppelung mit nationalen und internationalen Strategieprozessen wurden wiederholt deutlich kritisiert (zusammenfassend: SRU 2008, Kap. 1; RNE 2009; EHNMARK 2009; BERGER und HAMETNER 2008; zum schwachen Steuerungsansatz der Lissabon-Strategie: SCHÄFER 2005; HOMEYER 2010).

687. Mit ihrer Europa 2020-Strategie für ein „intelligentes, nachhaltiges und integratives Wachstum“ (Europäische Kommission 2010; s. Tab. 11-2) vom März 2010 hat die EU ein übergreifendes Strategiedokument für die Dekade bis 2020 vorgelegt, das die Nachfolge der wirtschaftspolitischen Lissabon-Strategie antritt, aber nach derzeitiger Auffassung der Europäischen Kommission auch die europäische Nachhaltigkeitsstrategie ersetzen soll. Auch der Europäische Rat hat bis Ende 2011 darauf verzichtet, einen Termin für eine umfassende Überprüfung der Nachhaltigkeitsstrategie festzulegen, obwohl dies ursprünglich vorgesehen war (Rat der Europäischen Union 2006). Ob die Europa 2020-Strategie tatsächlich einen so umfassenden Charakter hat, dass sie auch die Umweltziele einer Nachhaltigkeitsstrategie bzw. eines Umweltaktionsprogramms aufnehmen könnte, wird jedoch skeptisch gesehen (so kritisch BERGER et al. 2010, S. 9). Zudem gibt es grundlegende Zieldifferenzen zwischen einer Strategie, die an Konzepte des grünen Wachstums und der ökologischen Modernisierung anknüpft, und einem Nachhaltigkeitsverständnis, das zumindest in seiner originären Bedeutung auch ökologische Grenzen und damit grundlegendere Veränderungen der Industrienationen deutlich thematisiert (BAKER 2007).

Das breite Themenspektrum der Europa 2020-Strategie deckt wichtige Handlungsfelder der Nachhaltigkeitsstrategie ab. Konkretisiert wird die Strategie insbesondere durch sieben sogenannte Leitinitiativen. Die für die Weiterentwicklung der europäischen Umweltpolitik zentrale Leitinitiative für ein „ressourcenschonendes Europa“ enthält wiederum die Ankündigung zahlreicher, teilweise außerordentlich weitreichender Programme für die Klimapolitik bis 2050, für die Reform der europäischen Agrar- und Strukturpolitik oder für die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Das Ziel der effizienten Ressourcennutzung wird sehr breit gefasst und betrifft viele wichtige umweltpolitische Handlungsfelder. Insgesamt sind von der Europa 2020-Strategie wesentlich weiterreichende und stärker innovatorische Impulse zu erwarten als von der EU-Nachhaltigkeitsstrategie. Sie stößt zu einer neuen komplexen Politikprozesse an, die weitreichende Ziele ver-

folgen, wie zum Beispiel die Klimaneutralität der Stromversorgung. Der Umsetzungsprozess wird zudem deutlich straffer und hierarchischer vom Generalsekretariat der Europäischen Kommission gesteuert.

Die Europa 2020-Strategie lässt sich in ihren Umweltteilen als Beispiel für eine am Leitbild einer grünen Wirtschaft orientierten Strategie – inklusive ihrer unzulässigen Verengungen (vgl. Abschn. 11.3.3) – interpretieren. So finden sich zwar durchaus anspruchsvolle Ziele im Fahrplan für eine wettbewerbsfähige und CO₂-arme Wirtschaft für 2050 (Europäische Kommission 2011a), im Verkehrsweißbuch (Europäische Kommission 2011f; vgl. Kap. 4) oder auch in der erneuerten Biodiversitätsstrategie (Europäische Kommission 2011c). Diese Ziele werden aber nicht systematisch durch ein glaubhaftes Maßnahmenprogramm unterlegt (EEAC 2011a). Diese verschiedenen umweltpolitischen Strategien der EU stehen zudem unter einem Wachstumsimperativ, der vom Europäischen Rat in seinen Schlussfolgerungen nochmals deutlich akzentuiert wurde (Rat der Europäischen Union 2010a; BERGER et al. 2010). Eindeutig sind Wachstum und Wettbewerbsfähigkeit das zentrale Leitmotiv der Europa 2020-Strategie („intelligent“, „nachhaltig“, „integrativ“ sind lediglich Nebenbedingungen). Der Europäische Rat betrachtet die Strategie als „eine neue europäische Strategie für Beschäftigung und Wachstum“ (Rat der Europäischen Union 2010b, S. 1). Selbst die Leitinitiative für ein ressourcenschonendes Europa, die einzige umweltpolitische Säule der Europa 2020-Strategie, betont: „Angesichts dieser Entwicklung wird eine effizientere Ressourcennutzung der entscheidende Faktor der Wachstums- und Beschäftigungspolitik sein“ (Europäische Kommission 2011d, S. 4). Der primär ökonomische Begründungsrahmen gilt auch für die EU-Biodiversitätsstrategie (NeFo 2011). Wie im Konfliktfall, jenseits von Win-Win-Konstellationen von Umwelt und Ökonomie, „zwischen gegenläufigen Interessen abgewogen werden“ soll, lassen die im Rahmen der Europa 2020-Strategie entwickelten umweltbezogenen Strategien offen. Eine eigenständige Begründung von Umweltzielen, wie das Ziel der „Bewahrung der Fähigkeit der Erde, das Leben in all seiner Vielfalt zu beherbergen und die Achtung der Grenzen ihrer natürlichen Ressourcen“ in der Europäischen Nachhaltigkeitsstrategie (Rat der Europäischen Union 2006), findet sich in der Europa 2020-Strategie nicht mehr.

2006 konnte man noch von einer Dualität zwischen Wachstums- und Nachhaltigkeitszielen ausgehen, wobei die Nachhaltigkeitsstrategie die Funktion eines übergeordneten langfristigen Rahmens (Rat der Europäischen Union 2006, Ziffer 7) hatte. Mit Europa 2020 wird diese Rangordnung nun offensichtlich umgekehrt: Umweltziele müssen weitgehend ökonomisch begründet werden. Da übergeordnete Ziele und der Diskursrahmen insbesondere in der EU Einflusschancen verteilen (DAVITER 2007) und kollektive Identitäten symbolisieren (BAKER 2007), ist der Leitbildwechsel der Europäischen Kommission kritisch zu sehen.

688. Aus diesen Gründen bedarf es weiterhin einer eigenständigen Europäischen Nachhaltigkeitsstrategie (Deut-

scher Bundestag 2011a; Bundesregierung 2012, S. 66; EEAC 2011b). Die im Lichte der Zukunftsverantwortung und globalen Gerechtigkeit zu setzenden ökologischen Leitplanken haben im Sinne einer Langfristökonomie Priorität gegenüber kurzfristigen Wachstumszielen (s. Kap. 1.2) und bedürfen einer eigenständigen und nicht nur abgeleiteten Zielbestimmung. Daher sollte die EU-Nachhaltigkeitsstrategie als übergeordnete Langfriststrategie fortgeschrieben werden.

Wichtig ist eine europäische Nachhaltigkeitsstrategie auch für eine wirksame Mehrebenensteuerung. Sie bildet das europäische Bindeglied zwischen der internationalen Rio-Agenda (SRU 2004, Kap. 13) und den nationalen und regionalen Nachhaltigkeitsstrategien. Damit verbunden ist auch die Bildung von Institutionen und Netzwerken wie dem European Sustainable Development Network, dem Sustainable Development Observatory des Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschusses und dem europäischen Netzwerk der Umwelt- und Nachhaltigkeitsräte (REIMER 2009; SCHOMERUS 2011; Bundesregierung 2012). Diese im Rahmen der Nachhaltigkeitspolitik entstandenen Institutionen sind ohne eine erneuerte europäische Nachhaltigkeitsstrategie gefährdet. Die erneuerte EU-Nachhaltigkeitsstrategie sollte zudem mit dem zu entwickelnden umweltpolitischen Zielsystem des 7. Umweltaktionsprogramms (UAP) verknüpft werden (s. Abschn. 11.3.5.1), sei es, dass sie den allgemeinen Begründungsrahmen für solche Ziele formuliert, sei es, dass sie einzelne Ziele aufgreift.

11.3.4.2 Deutschland: Nationale Nachhaltigkeitsstrategie

689. Im April 2002 hat die Bundesregierung eine nationale Nachhaltigkeitsstrategie unter dem Titel „Perspektiven für Deutschland“ veröffentlicht. Vier weitere Berichte (2004, 2005, 2008 und 2012) hatten die Aufgabe, über den Fortgang der Strategie zu berichten und wichtige Handlungsfelder weiterzuentwickeln. Der nachfolgende Abschnitt ist eine Aktualisierung des im September 2011 vorgelegten Kommentars zum Entwurf des Fortschrittsberichts 2012 (SRU 2011a).

Der SRU begrüßt die Fortschreibung der Nachhaltigkeitsstrategie. Im internationalen Vergleich ist die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie vorbildlich (NIESTROY 2005; OECD 2006). Ihre Stärken liegen insbesondere in ihrem zielorientierten Ansatz sowie der Verankerung von Managementinstrumenten und einem unabhängigen Monitoringverfahren (SRU 2008, s. Kap. 1.3). Positiv ist auch, dass die Strategie institutionell gut eingebettet ist, durch das Kanzleramt koordiniert wird und Aufmerksamkeit auf höchster politischer Ebene erhält (STIGSON et al. 2009). Der Fortschrittsbericht belegt, dass die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie ein ernsthafter und aktiver Prozess ist, der Kontinuität über mehrere Legislaturperioden und unterschiedliche Regierungen aufweist, das Regierungshandeln auf Nachhaltigkeitsziele verpflichtet und wichtige Impulse in die Gesellschaft gibt. Dennoch bedarf es weiterer Nachbesserungen, um die selbst gesteckten Ziele der Nachhaltigkeitsstrategie zu erreichen.

Indikatoren- und Zielsystem

690. Das Nachhaltigkeitsmodell der Bundesregierung sieht die drei Bereiche Wirtschaft, Umwelt und Soziales als grundsätzlich gleichrangige Elemente des Zieldreiecks der Nachhaltigkeit an, stellt aber gleichzeitig klar, dass die „Erhaltung der Tragfähigkeit der Erde“ eine „absolute äußere Grenze“ (Bundesregierung 2012, S. 27) für Abwägungsprozesse darstellt. Dass die Bewahrung der natürlichen Lebensgrundlagen damit eine Vorrangstellung einnimmt, wird nun auch in der grafischen Darstellung des Nachhaltigkeitsmodells besser deutlich (s. Abb. 11-2).

Abbildung 11-2

Nachhaltigkeitsmodell der Bundesregierung

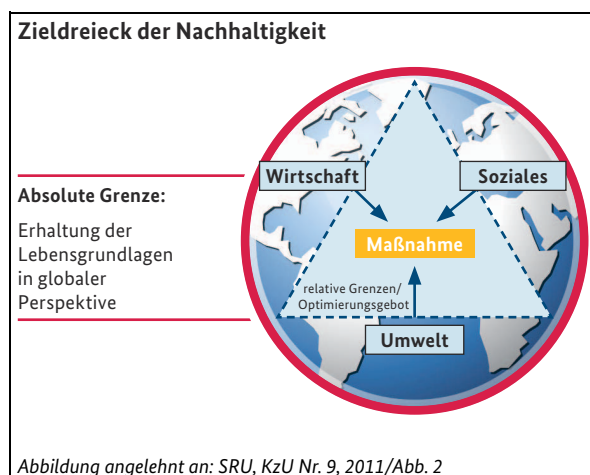


Abbildung angelehnt an: SRU, KzU Nr. 9, 2011/Abb. 2

Quelle: Bundesregierung 2012

691. Ein wesentliches Defizit der Strategie liegt jedoch weiterhin in der unzureichenden Ausarbeitung dieses Kernaspekts nachhaltiger Entwicklung. Nach Auffassung des SRU sollte die Nachhaltigkeitsstrategie die Bedrohung natürlicher Lebensgrundlagen, die das stabile Funktionieren von Wirtschaft und Gesellschaft erst ermöglichen, stärker in den Blick nehmen. In der Operationalisierung von Nachhaltigkeit durch Indikatoren und Ziele wird die Aufgabe der Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen nur sehr unzureichend bearbeitet (für eine vollständige Analyse der Indikatoren und Ziele vgl. SRU 2011a):

- Von den insgesamt 38 Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie bilden nur fünf den Zustand der Umwelt ab. Wichtige ökologische Herausforderungen werden nicht (z. B. Gewässerschutz) oder nur unzureichend (z. B. Biodiversität) berücksichtigt. Es wird zudem nicht angemessen erfasst, inwieweit Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft natürliche Ressourcen nachhaltig bewirtschaften.
- Die gesetzten Ziele sind nicht durchgängig problemadäquat. So müssten beispielsweise die Ziele für die Begrenzung von Flächeninanspruchnahme und Stickstoffüberschuss sowie für einzelne Luftschadstoffe auf längere Sicht noch verschärft werden.

- Vielfach sind Umweltziele außerdem nicht ausreichend langfristig gesetzt. So bestehen beispielsweise für die Verbesserung der Luftqualität und für die Reduzierung der Stickstoffüberschüsse nur Ziele für 2010. Nicht zuletzt die Klimapolitik zeigt, dass erst der Blick auf *langfristige* ökologische Erfordernisse es ermöglicht, einerseits den angemessenen Handlungsbedarf zu identifizieren und andererseits hinreichende Kapazitäten für einen weitreichenden technischen und institutionellen Wandel aufzubauen.
- Schließlich beziehen sich eine Reihe der Ziele auf Effizienzindikatoren, das heißt, sie sind als relative Größen definiert (z. B. Personenbeförderungsleistung je Einheit Bruttoinlandsprodukt). Dies hat zur Folge, dass nur die relative „Belastungsintensität“ im Verhältnis zur Wirtschaftsleistung ausgedrückt wird, nicht aber die tatsächliche Zu- oder Abnahme der Belastung (SRU 2002, Tz. 280). Dies ist vor allem deshalb problematisch, weil Effizienzsteigerungen aufgrund verschiedener Effekte indirekt verbrauchserhöhend wirken können (Rebound-Effekt). Wenn – wie beispielsweise beim Personentransport – zwar eine gewisse Entkopplung gelingt, aber das absolute Niveau der Belastungen weiterhin über akzeptablen Grenzen liegt, wird durch Effizienzindikatoren ein unangemessen positives Bild der Entwicklung gezeichnet.

Empfehlungen

692. Insgesamt ist das Indikatoren- und Zielsystem der Nachhaltigkeitsstrategie in seiner Bandbreite, seinem Zielniveau und seinem Zeithorizont noch nicht dazu geeignet, den Entscheidungen von politischen und gesellschaftlichen Akteuren eine Orientierungsfunktion im Hinblick auf die Bedrohung natürlicher Lebensgrundlagen zu bieten. Nach Ansicht des SRU ist es möglich, das bestehende Indikatoren- und Zielsystem mit begrenztem Aufwand so zu verändern, dass es in stärkerem Maße eine Orientierungsfunktion für die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen bieten kann. Dabei kann insbesondere auf die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt zurückgegriffen werden, in deren Rahmen ein anspruchsvolles und robustes Zielsystem entwickelt worden ist, das stärkeren Niederschlag in der Nachhaltigkeitsstrategie finden sollte. Mittelfristig hält es der SRU – auch angesichts der zunehmend miteinander vernetzten ökologischen Ziele – für notwendig, das umweltpolitische Zielsystem im Rahmen eines integrierten Umweltprogramms auf nationaler Ebene weiterzuentwickeln (vgl. Abschn. 11.3.5.2).

693. Kurzfristig sollte die Bundesregierung:

- die Ziele zur Ressourcenschonung sowie zum Güter- und Personentransport auf absolute Größen umstellen, um sie wirkungssicher zu machen und unangemessene Entwarnungsbotschaften zu vermeiden,
- die Ziele mit relativ engem Bezug zur Umweltqualität (Flächeninanspruchnahme, Stickstoffüberschuss, ökologischer Landbau, Schadstoffbelastung der Luft) für die Zeithorizonte 2030 und 2050 fortschreiben und

- eine Reihe von Indikatoren ergänzen, die wichtige ökologische Schutzgüter betreffen, eine erhebliche Gesundheitsrelevanz besitzen bzw. die Nachhaltigkeit von Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft messen. Dazu sollten Indikatoren in den folgenden Bereichen ergänzt werden: ökologischer Gewässerzustand, Erhaltungszustand der FFH-Lebensräume und FFH-Arten (FFH – Fauna-Flora-Habitat), gefährdete Arten, Verlust von biologischer Vielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen, nachhaltige Forstwirtschaft, nachhaltige Meeresfischerei, Belastung durch Straßenlärm und Schadstoffbelastung der Luft (für eine vollständige Darstellung und Begründung siehe SRU 2011a, S. 10).

694. In der kommenden Berichtsperiode (2012 bis 2016) sollte die Bundesregierung das Ziel der Erhaltung der Lebensgrundlagen in globaler Perspektive konzeptionell weiter ausarbeiten. Zunächst sollte dabei die Bedeutung globaler und lokaler Ökosystemdienstleistungen analysiert werden, um aufzuzeigen, mit welchen Nachteilen und Risiken eine weitere Übernutzung natürlicher Ressourcen verbunden ist. Aus einer Analyse der besonders wichtigen und bedrohten Schutzgüter sollten prioritäre ökologische Handlungsfelder abgeleitet werden. Im Lichte dieser Erkenntnisse sollte dann – in einem transparenten Verfahren unter Beteiligung relevanter gesellschaftlicher Gruppen – das bestehende Indikatoren- und Zielsystem auf seine Problemangemessenheit überprüft werden. Bei wichtigen, bisher nicht berücksichtigten Schutzgütern (z. B. Grundwasserschutz und genetische Vielfalt) sollte die Entwicklung von geeigneten Indikatoren und Datengrundlagen vorangetrieben werden (vgl. Kap. 10). Langfristig sollten die Indikatoren stärker auch die ökologischen Wirkungen in anderen Ländern abbilden.

695. Wirtschaftlicher Wohlstand wird trotz einer ausführlichen Würdigung der Diskussion über alternative Indikatoren (Bundesregierung 2012, S. 192 ff.) weiterhin lediglich durch den Indikator „Bruttoinlandsprodukt je Einwohner“ operationalisiert. Dass das Bruttoinlandsprodukt jedoch kein adäquates Maß für gesellschaftlichen Wohlstand ist, ist weitgehend unstrittig (vgl. Kap. 1, Tz. 91). Der SRU empfiehlt daher, den Indikator des Bruttoinlandsproduktes in der kommenden Berichtsperiode durch weitere Indikatoren zu ergänzen, um auf mögliche Divergenzen zwischen Wirtschaftswachstum und gesellschaftlicher Wohlfahrt aufmerksam zu machen.

696. Der SRU begrüßt, dass das Statistische Bundesamt regelmäßig, umfassend und in eigener Verantwortung über die Entwicklung der Nachhaltigkeitsindikatoren berichtet und dass die Bilanzierung durch das Statistische Bundesamt nun durch eine politische Bewertung seitens der Bundesregierung ergänzt wird. Allerdings bleibt die Auseinandersetzung mit den Problembereichen bislang cursorisch. In den Schlussfolgerungen der Bundesregierung aus der Analyse des Statistischen Bundesamtes werden von den 19 Indikatoren mit problematischer Entwicklung nur drei („Staatsdefizit“, „Transportintensität“ und „Verdienstabstand zwischen Frauen und Männern“) ausdrücklich angesprochen. Von den fünf Indikatoren, die den Zustand der Umwelt unmittelbar oder mittelbar abbilden, zeigt nur der

Indikator Treibhausgasemissionen einen Trend, der zur Zielerreichung führen würde (s. Tab. 11-4). Die vier anderen Indikatoren zeigen eine Entwicklung, die die Ziele der Nachhaltigkeitsstrategie zum Teil deutlich verfehlen würde. Besonders besorgniserregend ist die statistisch signifikante Verschlechterung des Indikatorwertes „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“, der im Jahr 2009 nur 67 % des Zielwertes erreichte.

697. Insbesondere dort, wo Ziele deutlich verfehlt werden oder gar gegenläufige Trends zu konstatieren sind, sollte die negative Bilanz der Ausgangspunkt für eine Analyse mit der Fragestellung sein, in welchen Sektoren weitergehende Maßnahmen zur Einhaltung ökologischer Belastungsgrenzen unvermeidlich sind, weil bisherige Strategien an ihre Grenzen stoßen. Wie auch im Rahmen des Peer-Reviews der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie gefordert (STIGSON et al. 2009), sollte die Nachhaltigkeitsstrategie stärker darauf ausgerichtet werden, gemeinsam mit gesellschaftlichen Gruppen ehrgeizige Zukunftskonzepte (Road Maps) für bestimmte Sektoren zu entwickeln. Nach Einschätzung des SRU gehören dazu beispielsweise die Landwirtschaft (SRU 2009) und der Güterverkehr (Kap. 4). Insbesondere in Sektoren mit hohen Wachstumsraten und langlebigen Infrastrukturen sowie bei sich kumulierenden Umweltfolgen ist eine Zeiterperspektive 2050 sinnvoll, um langwierige Umsteuerungsprozesse frühzeitig einzuleiten. Beispiele für bestehende Langfristkonzepte sind die Klimaschutzziele und die Ausbauziele für erneuerbare Energien, wie sie im Rahmen des im Juli 2011 revidierten Energiekonzeptes der Bundesregierung beschlossen wurden (vgl. SRU 2011c).






Nachhaltigkeitsmanagement

698. Die seit dem Fortschrittsbericht 2008 unter den Oberbegriff „Nachhaltigkeitsmanagement“ gestellten Institutionen und Prozesse sind nach Einschätzung des SRU ein wertvoller Beitrag zur Erhöhung der Steuerungsfähigkeit der Nachhaltigkeitsstrategie. In welchem Maße die bereits umgesetzten institutionellen Reformen konkrete Entscheidungen beeinflusst haben, kann allerdings nicht umfassend bewertet werden. Zum einen liegen – auch aufgrund der Aktualität der Prozesse – noch keine Evaluierungen vor, zum anderen ist eine solche Bewertung methodisch problematisch. Aufgrund der Beobachtung laufender Prozesse ist allerdings davon auszugehen, dass Veränderungen eher inkrementeller Natur sind. Trotz institutioneller Verbesserungen bleibt die Verbindung der Strategie mit der Tagespolitik ein wesentliches Defizit. Es ist daher grundsätzlich zu begrüßen, dass der Fortschrittsbericht eine weitere Stärkung der Nachhaltigkeitsstrategie anstrebt. Allerdings bleiben die dazu bisher vorgeschlagenen Initiativen – gemessen an den Herausforderungen – zu unverbindlich und zu wenig ambitioniert.

699. Zentrales Element des Nachhaltigkeitsmanagements ist die Nachhaltigkeitsprüfung. Sie wurde 2009 eingeführt und ergänzt das bestehende Verfahren der Gesetzesfolgenabschätzung um den Aspekt der Nachhaltigkeit. Die geänderte Fassung der Gemeinsamen Geschäfts-

Tabelle 11-4

Status der Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie, die den Umweltzustand abbilden¹

Indikator Nr.	Ziel	Status ²	Zielwerte aus ökologischer Sicht problemadäquat?
Klimaschutz			
2) THG-Emissionen	Reduktion um 21 % bis 2008/2012, um 40 % bis 2020 und um 80 bis 95 % bis 2050, jeweils gegenüber 1990		ja ³
Flächeninanspruchnahme			
4) Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche	Reduzierung des täglichen Zuwachses auf 30 ha bis 2020		langfristig ist eine weitere Senkung nötig ⁴
Artenvielfalt			
5) Artenvielfalt und Landschaftsqualität	Anstieg auf den Indexwert 100 bis zum Jahr 2015		ja
Landbewirtschaftung			
12a) Stickstoffüberschuss	Verringerung bis auf 80 kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche bis 2010, weitere Absenkung bis 2020		langfristige Zielsetzung fehlt; langfristig ist stärkere Senkung nötig ⁵
Luftqualität			
13) Schadstoffbelastung der Luft (SO ₂ , NO _x , NH ₃ , NMVOC)	Verringerung auf 30 % gegenüber 1990 bis 2010		langfristige Zielsetzung fehlt; bei NH ₃ und NO _x sind stärkere Minderungen notwendig, dies kommt im pauschalen Zielwert für alle Schadstoffe nicht zum Ausdruck ⁶
<p>¹ Bei den Indikatoren „Treibhausgasemissionen“ und „Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche“ handelt es sich um Belastungsindikatoren. Aufgrund ihrer engen Kopplung mit dem Umweltzustand wurden sie hier jedoch den Umweltzustandsindikatoren zugerechnet.</p> <p>² Symbole zur Beschreibung des Status: Sonne: Entwicklung hin zum Zielwert (Abweichung < 5 %) bzw. Zielwert ist erreicht, Sonne/Wolke: Indikator entwickelt sich in die richtige Richtung, aber Abweichung 5 – 20 %, Wolke: Indikator entwickelt sich in die richtige Richtung, aber Abweichung > 20 %, Gewitterwolke: Indikator entwickelt sich in die falsche Richtung.</p> <p>³ Die Ziele stellen einen angemessenen deutschen Beitrag zu den globalen Bemühungen um eine Begrenzung der globalen Erwärmung auf 2 °C dar. Nach derzeitigem Wissensstand ist diese Begrenzung ausreichend, um gefährlichen Klimawandel zu vermeiden, s. SRU 2011c, Abschn. 2.3.2</p> <p>⁴ SRU 2008, Tz. 535</p> <p>⁵ UBA 2009</p> <p>⁶ SRU 2008, Tz. 240 ff.</p>			
			SRU/UG 2012/Tab. 11-4

ordnung der Bundesministerien legt fest, dass die Ressorts darstellen, „ob die Wirkungen des Vorhabens einer nachhaltigen Entwicklung entsprechen, insbesondere welche langfristigen Wirkungen das Vorhaben hat“. Der Parlamentarische Beirat für nachhaltige Entwicklung (PBNE) des Deutschen Bundestages hat es sich zur Aufgabe gemacht, als „Wächter“ für die Durchführung der Nachhaltigkeitsprüfung zu fungieren. Er prüft relevante Gesetzesvorlagen daraufhin, ob die Nachhaltigkeitsstrategie bei der Gesetzesfolgenabschätzung berücksichtigt worden ist und ob die Auswirkungen des Vorhabens plausibel dargestellt sind. Eine Evaluation des Verfahrens der Nachhaltigkeitsprüfung im Zeitraum März 2010 bis Juni

2011 durch den Parlamentarischen Beirat hat ergeben, dass bei mehr als der Hälfte der 306 bewerteten Gesetze und Verordnungen die Nachhaltigkeitsprüfung als mangelhaft eingestuft wurde, weil die Vorlagen keine oder unplausible Aussagen zur nachhaltigen Entwicklung enthielten (Deutscher Bundestag 2011b). Außerdem stellt der PBNE fest, dass „die Nachhaltigkeitsprüfungen häufig eher oberflächlich erfolgen oder zumindest nicht vertieft genug dargestellt sind“ (Deutscher Bundestag 2011b, S. 5). Da sich aber im Zeitverlauf der Evaluierung der Anteil der zu beanstandenden Prüfungen verringerte, sieht der PBNE die Nachhaltigkeitsprüfung insgesamt „auf einem guten Weg“ (ebd., S. 4).

700. Der SRU sieht die Nachhaltigkeitsprüfung als wichtigen und grundsätzlich positiv zu bewertenden Ansatz an, um den Zielen der Nachhaltigkeitsstrategie in Rechtsetzungsprozessen mehr Gewicht zu geben. Es muss jedoch auch konstatiert werden, dass die Nachhaltigkeitsprüfung durch die gleichen strukturellen Schwächen gekennzeichnet ist wie die Gesetzesfolgenabschätzung insgesamt (HERTIN et al. 2009b; VEIT 2010). Das Hauptproblem besteht darin, dass die Gesetzesfolgenabschätzung vom eigentlichen Prozess der Politikanalyse und -formulierung weitgehend abgekoppelt ist. In der Praxis verfasst das federführende Ressort die Darstellung der Gesetzesfolgen in der Gesetzesbegründung erst dann, wenn es sich bereits auf eine bestimmte Ausgestaltung des Regelungsvorhabens festgelegt hat. Dementsprechend ist die Darstellung der Gesetzesfolgen in der Gesetzesbegründung auf die Rechtfertigung des Vorhabens ausgerichtet. Auf eine Darstellung von negativen Folgen und von Regelungsalternativen wird so weit wie möglich verzichtet. Solange die Folgenabschätzung nicht integraler Bestandteil des Politikformulierungsprozesses ist, kann auch die Nachhaltigkeitsprüfung nur sehr begrenzt ihren Zweck erfüllen, das Bewertungsspektrum für Gesetzesvorhaben zu erweitern. Eine Öffnung und Formalisierung der vorparlamentarischen Entscheidungsprozesse, zu der die Gesetzesfolgenabschätzung eigentlich beitragen sollte, wird aufgrund struktureller Hemmnisse (HERTIN et al. 2009a; JACOB et al. 2008; VEIT 2010) kurzfristig kaum zu erreichen sein.

701. Im Ergebnis bewertet der SRU die Bilanz der Nachhaltigkeitsprüfung etwas kritischer als der PBNE. Positiv hervorzuheben ist, dass die ausdrückliche Behandlung von Nachhaltigkeitsfolgen in der Gesetzesbegründung die Nachhaltigkeitsstrategie aufwertet. Referenten aller Ressorts müssen sich mit den Zielen und Managementregeln der Strategie vertraut machen und werden dabei möglicherweise für bestimmte Problembereiche und Langfristentwicklungen sensibilisiert. Dass das Instrument der Nachhaltigkeitsprüfung in seiner derzeitigen Ausgestaltung tatsächlich in nennenswertem Maße Entscheidungen im Sinne der Nachhaltigkeit beeinflusst, hält der SRU aufgrund der bisherigen Erfahrungen für unwahrscheinlich. Mit einer gewissen Besorgnis betrachtet der SRU darüber hinaus, dass die Erweiterung des Mandats des Normenkontrollrats einseitig die Berücksichtigung von Erfüllungskosten (z. B. bei umweltpolitischen Maßnahmen) stärkt, ohne spiegelbildlich die ökologischen Konsequenzen von sektoralen Regelungsvorhaben in gleichem Maße aufzuwerten. Um sicherzustellen, dass tatsächlich „mögliche unbeabsichtigte Nebenwirkungen eines Rechtsetzungsvorhabens – in generationenübergreifender und globaler Betrachtung – möglichst frühzeitig im Normsetzungsverfahren in den Blick genommen werden“ (Bundesregierung 2008), sind nach Auffassung des SRU weitere Veränderungen nötig.

Kurzfristig empfiehlt der SRU folgende Maßnahmen:

- Die Bundesregierung sollte darauf hinwirken, dass die Ressorts die Nachhaltigkeitsprüfung bei allen Regelungsvorhaben in frühen Stadien der Politikformulie-

– rung (Eckpunktepapier, Referentenentwurf) beginnen und angemessen dokumentieren.

- Die Bundesregierung sollte sich stärker darum bemühen, die Qualität der Nachhaltigkeitsprüfungen zu erhöhen und dafür zu sorgen, dass nicht nur die (im Sinne der nachhaltigen Entwicklung) positiven, sondern auch die negativen Folgen benannt werden.
- Die Reichweite der Nachhaltigkeitsprüfung sollte gestärkt werden, indem sie nicht nur auf Regelungsentwürfe aus den Ministerien angewendet, sondern auch für solche obligatorisch durchgeführt wird, die von Bundesrat und Bundestag initiiert werden.

Mittelfristig spricht sich der SRU dafür aus, eine umfassende, mit einheitlichen Anforderungen, Leitlinien und Handreichungen ausgestattete, integrierte Politikfolgenabschätzung nach dem Vorbild des Impact-Assessment-Verfahrens der EU zu entwickeln (Europäische Kommission 2009), die auch Langfristfolgen und Konsequenzen außerhalb Deutschlands berücksichtigt. Ein solches Verfahren zur integrierten Politikfolgenabschätzung sollte transparent ausgestaltet sein, frühzeitig im Stadium der Gesetzesformulierung beginnen sowie einen separaten, im Internet zu veröffentlichen Bericht zur Folgenabschätzung vorsehen. Das Verfahren sollte einer unabhängigen Qualitätskontrolle unterliegen, vergleichbar mit der bestehenden Prüfung durch den Normenkontrollrat, die sich jedoch bislang nur auf wirtschaftliche Kosten bezieht. Ein entsprechendes Gremium zur Qualitätskontrolle sollte mit erweiterten Befugnissen ausgestattet werden. Zu erwägen wäre beispielsweise das Recht, Nachbesserungen zu verlangen, bevor die Gesetzesvorlage der Bundesregierung zum Beschluss vorgelegt werden kann.

11.3.5 Analyse von Umweltstrategien

11.3.5.1 EU Ebene: Umweltaktionsprogramme

702. Die Umweltaktionsprogramme (UAP) der EU haben nach Artikel 192 AEUV eine generelle Orientierungsfunktion, indem sie die allgemeinen Ziele und Grundlinien der Umweltpolitik abstecken (CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2011, Artikel 192 AEUV Rn. 33; KNILL 2003, S. 48 f.). Während frühere Umweltaktionsprogramme alle fünf Jahre neu aufgelegt wurden, haben das 5. und das aktuell gültige 6. UAP jeweils eine Laufzeit von zehn Jahren (2002 bis 2012). Umweltaktionsprogramme formulierten bereits in der Vergangenheit den grundlegenden umweltpolitischen Ansatz ihrer jeweiligen Periode (HEY 2005; HOMEYER 2009) und bieten Gelegenheit für eine bilanzierende Gesamtschau (Europäische Kommission 2011e). Auch wenn ihre unmittelbare Steuerungskraft zum Teil skeptisch eingeschätzt wird (HOMEYER 2010; HOMEYER und WITHANA 2011), haben UAP im Vergleich zu einfachen Kommissionsmitteilungen eine deutlich höhere Legitimität. Sie werden im ordentlichen Gesetzgebungsverfahren durch Europäisches Parlament und Rat beschlossen (vgl. auch CALLIESS in: CALLIESS/RUFFERT 2011, Artikel 192 AEUV Rn. 34) und können damit auch zu ei-

ner verbreiterten Identifikation beitragen (Europäische Kommission 2011e; Rat der Europäischen Union 2011).

Als eines der weitestreichenden europäischen Umweltprogramme gilt das 5. UAP von 1992, insbesondere weil es nach dem Vorbild des niederländischen Umweltplans entwickelt wurde, in dem an ökologischen Leitplanken ausgerichtete umweltpolitische Ziele formuliert wurden (SRU 1994; 2000). Das 5. UAP verfolgte das Ziel, durch die Formulierung sektoraler Handlungsansätze die Integration von Umweltaspekten in andere Sektoren voranzutreiben. Hinsichtlich eines zielorientierten Umweltpolitikansatzes war das 6. UAP von 2002 deutlich zurückhaltender. Zwar gelang es, einige strategische Ziele im Sinne übergeordneter Leitlinien zu formulieren (Artikel 2). Die Konkretisierung und quantitative Operationalisierung von Zielen erfolgte jedoch nur teilweise im 6. UAP selbst (HOMEYER und WITHANA 2011, S. 11 f.). Diese Aufgabe wurde, allerdings mit sehr unterschiedlicher Erfolgsbilanz, auf sieben thematische Strategien verlagert. Als Folge war der Beitrag des 6. UAPs zu einer originären umweltpolitischen Zielbildung insgesamt begrenzt (SRU 2008; HOMEYER und WITHANA, 2011).

Dennoch haben Umweltrat und Europäische Kommission in Folge der Evaluation des 6. UAPs übereinstimmend wichtige Aufgaben und Funktionen von Umweltaktionsprogrammen identifiziert (Rat der Europäischen Union 2010a; 2011; Europäische Kommission 2011e; HOMEYER und WITHANA 2011, S. X und 21). Von herausragender Bedeutung ist die umweltpolitische Orientierungsfunktion eines UAPs und die gestärkte Legitimation und politische Rückendeckung durch ein gemeinsam von Rat und Parlament angenommenes Programm. Es kann einen übergeordneten Begründungsrahmen für verschiedene umweltpolitische Initiativen und Strategien liefern und damit zu deren Kohärenz beitragen, die Kommunikation und Vermittlung einzelner Ziele und Maßnahmen erleichtern und übergeordnete Ziele, wie sie in der europäischen Nachhaltigkeitsstrategie formuliert worden sind, durch instrumentelle Vorschläge konkretisieren. Insgesamt kann es damit einen wichtigen Beitrag zur politischen Sichtbarkeit leisten und somit einen hohen Stellenwert der europäischen Umweltpolitik symbolisieren. Nicht zuletzt ist das Fehlen vergleichbarer Umweltstrategien in vielen Mitgliedstaaten, so auch in Deutschland (Abschn. 11.3.5.2), ein wichtiges Argument für ein 7. UAP als allgemeiner Orientierungsrahmen. Damit diese Funktionen auch erfüllt werden, ist es aber notwendig, dem Programm ein klares Profil mit einem übergeordneten Ansatz zu geben und erkennbare Schwerpunkte zu setzen (VOLKERY et al. 2011).

703. Programmatisch hat der Umweltministerrat bereits im Dezember 2010 die folgenden Anforderungen an ein 7. UAP formuliert (Rat der Europäischen Union 2010a):

- eine ehrgeizige Vision für die Umweltpolitik bis 2050 mit Prioritäten und realistischen Zielen für 2020,
- die Verbesserung der Kohärenz, der Komplementarität und der Synergien mit anderen EU-Strategien und die

bessere Integration der Umweltdimension in andere Gemeinschaftspolitiken,

- die Berücksichtigung der globalen Umweltauswirkungen, die von ökonomischem und politischem Handeln in der EU ausgehen und
- Anreize zu einer absoluten Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Umweltschädigung.

704. Bei der konkreten Umsetzung dieser allgemeinen Grundsätze und Anforderungen stellt sich konzeptionell die Frage, wo der programmatische Mehrwert gegenüber der Vielzahl der in jüngster Zeit vorgelegten umweltbezogenen Strategien der Europäischen Kommission liegen könnte (VOLKERY et al. 2011). Von der Europäischen Kommission wurde in diesem Zusammenhang der „Fahrplan für ein ressourceneffizientes Europa“ (Europäische Kommission 2011b) problematisiert, der einem die gesamte Umwelt umfassenden Ressourcenbegriff folgt und somit programmatisch einem Umweltaktionsprogramm vorgreift. Der Fahrplan enthält einige weitreichende und thematisch breit gefächerte Visionen für 2020 und 2050. So erwähnt die Kommission das Ziel, ökologische Grenzen zu respektieren. Sie strebt an, umweltschädliche Subventionen bis zum Jahr 2020 abzuschaffen. Eine ökologische Steuerreform in den Mitgliedstaaten soll durch Umschichtung der Steuerbasis von Lohneinkommen hin zu Umweltgütern geschehen. Dabei soll das Niveau der Vorreiterländer erreicht werden. Bis 2050 soll die Nettoflächeninanspruchnahme auf null gesenkt werden. Weitreichende Umweltziele werden auch für die Bereiche Abfall, Gewässerbewirtschaftung, Luft und Biodiversität formuliert. Zudem greift sich der Fahrplan die drei Konsumbereiche mit der höchsten Umweltrelevanz heraus: Ernährung, Gebäude und Verkehr. Insgesamt werden viele umweltpolitische Handlungsfelder unter dem Leitmotiv thematisiert, dass die Umwelt eine zentrale wirtschaftliche Ressource darstellt und dass Effizienz der Schlüssel zur Lösung ist. Vor diesem Hintergrund kann ein 7. UAP einen programmatischen Mehrwert bieten, wenn eine Profilbildung hinsichtlich der folgenden Aspekte gelingt:

- Ein UAP kann eine grundlegendere Begründungsbasis liefern als der effizienzorientierte Ansatz des Ressourcenfahrplans. So wird die Formulierung und Einhaltung ökologischer Grenzen sicher nicht alleine oder vorrangig durch technologische Effizienzstrategien gelingen können. Erforderlich wäre ein angemessenes, längerfristiges und an ökologischen Grenzen orientiertes Zielsystem, zu dessen Erstellung das 7. UAP einen Beitrag leisten sollte.
- Umwelt- und Klimaschutz sind in der europäischen Kommission auf zwei unterschiedliche Generaldirektionen aufgeteilt worden. Diese etwas willkürliche und von den wenigsten Mitgliedstaaten gespiegelte Organisationsstruktur führt dazu, dass die Wechselwirkungen, insbesondere zwischen Klimaschutz und Naturschutz, programmatisch unzureichend abgebildet werden. Wegen der Federführung der Generaldirektion Umwelt für den Ressourcenfahrplan wird das Thema Klimaschutz nicht systematisch behandelt. Das

7. UAP sollte die Kohärenz insbesondere zwischen diesen beiden umweltpolitischen Zielen sichern, um die sich abzeichnende Problemverlagerung zu vermeiden.

- Der Fahrplan entwickelt noch keine schlüssige umweltrechtspolitische Agenda, um den „visionären Zielen“ näher zu kommen. Sein Fokus liegt bei marktkonformen und informatorischen Instrumenten und ersten Vorschlägen für Indikatoren. Es besteht durchgängig Konkretisierungs- und Weiterentwicklungsbedarf hinsichtlich des umweltrechtlich gebotenen Schutzniveaus und der Ziele des Ressourcenfahrplans.
- Neben dem Recht ist das Geld ein zentrales Steuerungsmedium der Umweltpolitik und der Umweltpolitikintegration. Wie das EU-Budget auf die Erhaltung öffentlicher Umweltgüter und auf Investitionen in zukunftsfähige Infrastrukturen ausgerichtet werden kann, ist eine zentrale Gestaltungsaufgabe dieses Jahrzehnts (EEAC 2009). Im Hinblick auf das EU-Budget, also die Integration der Ziele der Ressourceneffizienz in die Ausgaben der EU, enthält der Fahrplan keine programmatischen Aussagen. Hier kann das 7. UAP dazu beitragen, das von der Europäischen Kommission im Rahmen des mehrjährigen Finanzrahmens vorgeschlagene Ziel umzusetzen, 20 % des EU-Budgets für klimabezogene Ausgaben aufzuwenden.
- Schließlich ist aus dem „Fahrplan für ein ressourceneffizientes Europa“ noch kein hinreichender Beitrag zur umweltpolitischen Schwerpunktbildung für die kommende Dekade zu erkennen. Das 7. UAP sollte einige wenige, klar erkennbare thematische Handlungsschwerpunkte formulieren, um begrenzte Handlungskapazitäten Erfolg versprechend bündeln zu können.

705. Derzeit sind vor allem drei Optionen für eine Profilierung des 7. UAPs in der Diskussion: besserer Vollzug und bessere Koordinierung der Umweltpolitik, Beitrag zur Umsetzung und Konkretisierung des Ressourcenfahrplans und Vermittlung des neuen Konzepts ökologischer Grenzen (VOLKERY et al. 2011). Von diesen Optionen verspricht die Bezugnahme auf das Konzept der ökologischen Grenzen die anspruchsvollste und der Problemlage angemessenste Variante. Hierbei sollte im Hinblick auf die Zielformulierung und den konzeptionellen Rahmen auf die Vorarbeiten des Ressourcenfahrplans zurückgegriffen werden. Wichtig ist es dabei, einen wissenschaftlichen Prozess zur dynamischen Fortschreibung ausgewählter mittelfristiger Umweltziele zu etablieren, insbesondere für zentrale Themen wie Stickstoffeintrag, Flächeninanspruchnahme und Landnutzung, Wasserverfügbarkeit sowie die Funktionserhaltung wichtiger Ökosysteme (z. B. Meere, Wälder, Feuchtgebiete). Ein Programm, das lediglich bereits vereinbarte Ziele dokumentiert oder nur auf die bessere Umsetzung beschlossener Maßnahmen zielt, würde zu kurz greifen. Von einem 7. UAP sollten gut vorbereitete und fachlich begründete Impulse für eine verbesserte Umweltpolitikintegration und eine europäische Nachhaltigkeitsstrategie ausgehen. Mit dem Bericht zur Lage der Umwelt der Europäischen Umweltagentur existiert

bereits eine Bestandsaufnahme der Grenzüberschreitungen, mittelfristigen Problementwicklungen und des Handlungsbedarfs (EEA 2007; 2010a; 2010b).

11.3.5.2 Deutschland: Ein neues Umweltprogramm

706. Die Bundesrepublik Deutschland hat keine ausgeprägte Tradition einer übergreifenden Strategieentwicklung. Das 1971 entwickelte 1. Umweltprogramm wurde nicht dauerhaft fortgeschrieben, auch weil ein solcher planerisch-zukunftsorientierter Ansatz nicht in das eher reaktive deutsche Muster der Umweltpolitik passte (SRU 2002, S. 162). Ein zweiter Anlauf, der Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms im Jahr 1998, wurde wegen des Regierungswechsels nicht formell vom Bundeskabinett verabschiedet. Es wurden jedoch einige Ziele des umweltpolitischen Schwerpunktprogramms in der Nachhaltigkeitsstrategie von 2002 aufgegriffen und haben damit eine deutliche Aufwertung erfahren (SRU 2000, S. 89 ff; SRU 2002, S. 162). Die faktische Bedeutung der konzeptionellen Vorarbeiten für das Schwerpunktprogramm kommt insbesondere dadurch zum Ausdruck, dass ein in den Jahren 1996 bis 1998 aufwendig erarbeitetes Programm 14 Jahre später noch die Zielstruktur der aktuellen Nachhaltigkeitsstrategie in ihrer Umweltdimension prägt. Eine deutliche Aktualisierung des Zielsystems fand durch das Energiekonzept der Bundesregierung (SRU 2011c) sowie durch die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt statt (DOYLE et al. 2010; BMU 2010; 2007). Dennoch ist das umweltpolitische Zielsystem Deutschlands insgesamt aktualisierungsbedürftig. Ein eigenständiges nationales Umweltprogramm kann einerseits einen Beitrag zur Konkretisierung und politischen Akzeptanz des europäischen Umweltaktionsprogramms im nationalen Kontext leisten, andererseits auch weiterreichende Impulse für die EU setzen. Die Umweltpolitik der Pionierstaaten war in der Vergangenheit Voraussetzung und Vorläufer für eine anspruchsvolle europäische Umweltpolitik (HÉRITIER et al. 1994; ANDERSEN und LIEFFERINK 1997; JÖRGENS 2004).

707. Auch in Deutschland sollte daher das umweltpolitische Zielsystem umfassend und dynamisch überarbeitet sowie auf den aktuellen Wissensstand gebracht werden. Eine solche Verknüpfung zwischen dem Stand der Forschung in den relevanten Wissensbereichen und der Politik ist nach Auffassung des SRU am besten im Rahmen eines integrierten Umweltprogramms zu realisieren. Ein umfassendes Umweltprogramm könnte die Integration des Umweltschutzes in relevante Politikbereiche fördern, Wechselwirkungen zwischen verschiedenen umweltpolitischen Zielen aufzeigen, die Effektivität und Umsetzung des geplanten 7. UAPs auf der nationalen Ebene stärken und gleichermaßen neue Impulse für die europäische und nationale Umweltpolitik geben. Nicht zuletzt würde es auch die Sichtbarkeit und Bedeutung der Umweltpolitik jenseits des Klimaschutzes erhöhen und neue Impulse für die Aktualisierung der umweltbezogenen Ziele und Indikatoren in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie setzen.

Die letzte veröffentlichte Bestandsaufnahme von Umweltzielen wurde im Jahr 2000 durch das Umweltbundesamt erstellt (UBA 2000). Im Rahmen eines aktuellen Forschungsprojektes (Umweltforschungsplan, Forschungskennzahl UM10 17 907) erfolgt derzeit eine Sammlung der heute bestehenden Umweltqualitäts- und Handlungsziele. Diese Arbeiten sowie die Ziele, die im Rahmen von Sektorstrategien und thematischen Umweltstrategien entwickelt worden sind (z. B. Energiekonzept, nationales Ressourceneffizienzprogramm), können als Grundlage für ein aktualisiertes nationales Umweltprogramm genutzt werden (für eine Analyse einzelner Umweltstrategien vgl. z. B. Kap. 6.3 (Waldstrategie 2020) und Kap. 10 (nationale Strategie zur biologische Vielfalt)).

11.3.6 Analyse von Sektorstrategien mit Umweltrelevanz

708. Sektorale Strategien im Zuständigkeitsbereich des Landwirtschafts-, Verkehrs- oder Wirtschaftsministeriums bieten eine Chance sektorale, zumeist wirtschaftsnahe Interessen und Politikpfade mit Umwelterfordernissen abzugleichen und dabei möglicherweise Synergien zu entwickeln. Umwelterfordernisse werden gelegentlich aber nur sehr selektiv aufgegriffen oder die Ministerien verfolgen Politikansätze, die zu Problemverlagerungen führen.

709. Mit der Vereinbarung über regelmäßige – allerdings freiwillige – Ressortberichte besteht grundsätzlich ein Verfahrensinstrument der Verankerung der Ziele der Nachhaltigkeitsstrategie in den einzelnen Ministerien (BMU 2009; BMWi 2009; BMVBS 2009; 2011; BMBF 2009). Da jedoch bisher keine Einigkeit über die Schwerpunkte der Ressortberichte sowie die darin abzudeckenden Nachhaltigkeitsaspekte besteht, unterscheiden sie sich stark in ihrer Konzeption und Ausrichtung sowie in ihrem Verhältnis zur Nachhaltigkeitsstrategie (BERGER und STEURER 2009). Sie zeigen, dass Umweltziele oftmals noch nicht systematisch genug in die zentralen und strategischen Schwerpunktsetzungen integriert werden (JORDAN und LENSCHOW 2010; vgl. auch STIGSON et al. 2009, S. 59). Allein durch die integrativen Impulse von Sektor übergreifenden Institutionen (Staatssekretärsausschuss für nachhaltige Entwicklung, Nachhaltigkeitsrat, Parlament), die auf den umfassenden Charakter nachhaltiger Entwicklung abzielen, sind die Widerstände derjenigen Akteure, deren Interessen in sektoralen Entscheidungsstrukturen und -verfahren solide verankert sind, oft nicht zu überwinden. Zum Teil scheinen die sektoralen Strategien auch als Mittel der nachträglichen Erklärung und Legitimierung von politischen Initiativen zu fungieren, die aus anderen politischen und institutionellen Prozessen hervorgegangen und nicht immer an Nachhaltigkeitszielen orientiert sind (VOLKERY et al. 2006, S. 2061).

In einigen Politikbereichen werden ökologische Probleme nicht hinreichend aufgegriffen. Dies gilt insbesondere für den Schutz der biologischen Vielfalt, zum Beispiel in der Waldstrategie (vgl. Kap. 6), der Politik zu den erneuerbaren Energien (insbesondere zur energetischen Nutzung von Biomasse, vgl. SRU 2011c; 2007), der Verkehrspolitik

(vgl. Kap. 4) oder der Haltung der Bundesregierung zur Reform der europäischen Agrarpolitik (vgl. SRU 2007). Zum Teil haben die praktizierten Lösungsansätze zur Folge, dass Probleme in andere Bereiche oder ins Ausland verschoben werden. Darüber hinaus ist die Kohärenz zwischen den einzelnen Politikbereichen bislang noch unzureichend, sodass es zu nicht aufeinander abgestimmten und gegenläufigen Handlungen kommt (z. B. umweltschädliche Subventionen, vgl. UBA 2010; GRUNWALD und KOPFMÜLLER 2006, S. 134).

So ist etwa die Förderung eines vermehrten Einsatzes von Biokraftstoffen ein eindrückliches Beispiel für eine mit strategischen Sektorinteressen kompatible Strategie, die jedoch neue Umweltprobleme schafft. Mit den Ausbauzielen für Biokraftstoffe sind unterschiedliche Risiken der Problemverlagerung verbunden (OECD und FAO 2011; LABORDE 2011; BERINGER et al. 2011; BOWYER und KRETSCHMER 2011; GOKLANY 2011; HIEDERER et al. 2010; WBGU 2009; SRU 2007; EEA 2011). Hohe Biokraftstoffanteile sind in der Verkehrspolitik als Ersatz für herkömmliche, klimaschädliche Treibstoffe interessant, können aber durch direkte und indirekte Landnutzungsänderungen zu weitreichenden sozialen und ökologischen Problemen führen. Auch eine Umstellung auf Elektromobilität schließt Problemverlagerungen nicht aus. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn die benötigte Elektrizität nicht regenerativ erzeugt wird bzw. sich die Steigerung des Anteils der erneuerbaren Energien an der Stromversorgung durch den steigenden Stromverbrauch verlangsamt. Die Einführung der Elektromobilität ist als Klimaschutzmaßnahme auch dann zweifelhaft, wenn damit verbunden ist, dass Anstrengungen zur Verbrauchssenkung herkömmlicher Fahrzeuge vernachlässigt werden. Der massive Flächenverbrauch durch den Individualverkehr kann auch bei Einführung der Elektromobilität nur gesenkt werden, wenn eine Integration in nachhaltige urbane Mobilitätskonzepte gelingt (vgl. Kap. 5). Hingegen könnten sehr anspruchsvolle Effizienzstandards für Pkw oder eine weiterreichende Steuerung der Verkehrsmittelwahl Umweltentlastungen ohne Risiken der Problemverlagerung erreichen – diese Maßnahmen sind jedoch weit aus schwerer mit sektoralen Interessen in Einklang zu bringen. Eine weitere Dimension der Problemverlagerung entsteht durch die Verlagerung von Produktionen ins Ausland, so zum Beispiel in der Holzwirtschaft. Ein Großteil des in Deutschland genutzten Holzes und der Holzprodukte wird importiert (vgl. Kap. 6, Tz. 365). Die Importe kommen zu einem erheblichen Teil aus Ländern mit geringeren gesetzlichen Standards als in Deutschland und aus nicht-nachhaltiger Waldbewirtschaftung, ein Teil davon stammt sogar aus illegalem Einschlag (HIRSCHBERGER 2008).

710. Solche Beispiele illustrieren zum einen, dass mittlerweile umweltbezogene Strategien in verschiedenen Sektorpolitiken verankert sind, zum anderen aber, dass Umweltthemen nur selektiv aufgegriffen werden und eine Neuausrichtung strategischer Sektorinteressen mit Schwierigkeiten verbunden ist (JACOB 2008). Die Hauptursache hierfür liegt darin, dass ökologische Erfordernisse nicht mit sektoralen Interessen vereinbar erscheinen. Deshalb

stößt auch die innerbehördliche Koordination zwischen Umwelt- und Sektorpolitik an Grenzen. Eine Beschleunigung des umwelttechnischen Fortschritts kann jedoch durch positive Rückkopplungen zwischen Politikprozess, Innovationsgeschehen und Marktdynamik gelingen (JÄNICKE 2010). Hier spielt das Leitbild des umweltverträglichen Wachstums der Bundesregierung (Bundesregierung 2002, S. 110; vgl. auch Kap. 1) insofern eine wichtige Rolle, als es auch zu einer Neudefinition sektoraler Interessen führen kann: Die Marktdynamik umweltfreundlicher Lösungen bringt Synergien mit ökonomischen Interessen sowie neue politische Akteure ins Spiel, die das sektorale Interessengefüge verändern. Die Rolle der Branche der erneuerbaren Energien bei der Energiewende dürfte hierfür das aktuellste Beispiel sein (SRU 2011c, S. 193 ff. und 225). Politikinnovationen, die meist nur in kleinen Schritten eingeführt werden, schaffen über längere Zeiträume die Bedingungen dafür, dass sich Veränderungsimpulse immer weiter verstärken. Ein neuer, sich langfristig verstärkender Politikpfad kann entstehen, wenn erste, noch unzureichende institutionelle Innovationen und Maßnahmen den Ruf nach weitergehenden Reformen auslösen und hierdurch der neue Pfad vertieft werden kann (Policy-Feedback, vgl. PIERSON 1993; JORDAN und RAYNER 2010).

Von besonderer Bedeutung für sektorale, umweltorientierte Transformationen ist die Mobilisierung und Stärkung von „Pionieren des Wandels“ (WBGU 2011; zu „Helferinteressen“ vgl. von PRITTWITZ 1990) und Akteurskoalitionen, die dem traditionellen Übergewicht von Verursacher- gegenüber Umweltschutzinteressen entgegenwirken können. Sektorale Umweltpolitik kann dann erfolgreich sein, wenn der Zugang von Innovateuren zu den informellen und formellen Netzwerken der sektoralen Politikberatung gezielt erleichtert und etablierte Akteursnetzwerke systematisch durchmischt werden. Auch die Umweltpolitik kann sich hier zielgerichtet als Innovationsmotor profilieren (vgl. z. B. die Ausführungen zu Trolley-Truck-Systemen in Abschn. 4.3.5.1).

Mit wachsenden Handlungs- und Lösungskompetenzen von Innovateuren gelingt auch die Thematisierung anspruchsvoller Umweltprobleme besser, weil sie als lösbar erkannt werden (von PRITTWITZ 1990; 2011). In diesem Sinne kommt einer gezielten Forschungs- und Markteinführungspolitik eine wichtige Rolle zu. Hierdurch werden Handlungskapazitäten gestärkt, die die Voraussetzungen für eine verbesserte sektorale Akzeptanz anspruchsvoller Umweltziele schaffen.

Neben der Wahrnehmung von Problemen und der Ausbildung von Lösungskapazitäten sind politische Opportunitäten und Entscheidungsgelegenheiten maßgeblich für die Umsetzung von sektoralen Umweltstrategien (KINGDON 2011). Solche situativen Erfolgsbedingungen sind nicht direkt steuerbar. Es ist aber von hoher Bedeutung, dass robuste, nachhaltige Lösungsansätze verfügbar sind, wenn sich günstige Konstellationen oder zeitlich begrenzte Gelegenheiten einstellen. Die Abkehr von der Laufzeitverlängerung für Atomkraftwerke nach dem Unfall von Fukushima ist ein interessantes Beispiel für eine solche

günstige situative Konstellation, in der auf eine vorhandene Lösung zurückgegriffen werden konnte (MATTHES 2011; GLASER 2011).

Von hoher Bedeutung für die Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik sind weiterhin die Strategien des Umweltsektors wie das Integrierte Energie- und Klimaschutzprogramm oder die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Sie tragen dazu bei, einen übergeordneten Rahmen für die Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik zu schaffen sowie den politischen Willen für die Festsetzung von Zielen und Zeitplänen und deren Umsetzung aufzubauen.

Empfehlungen

711. Der SRU sieht folgende Ansatzpunkte, um sektorale Strategien für die Bearbeitung auch anspruchsvoller Umweltziele zu öffnen:

- *Regulativer Rahmen aufbauend auf ökologischen Leitplanken:* Basis für den Erfolg sektoraler Umweltstrategien ist ein wirkungsvoller regulativer Rahmen, der aus den politisch definierten ökologischen Leitplanken operationale Handlungsziele und Maßnahmenpakete ableitet. Dazu können verbindliche und überprüfbare Grenzwerte und Indikatoren, Aktionspläne, Maßnahmenkataloge, ökonomische Anreize sowie Evaluation und Monitoring gehören. Ein Positivbeispiel ist die ressortübergreifende Strategie der Bundesregierung zur Förderung der Windenergienutzung auf See (BMU et al. 2002), die von einem Forschungs- und Monitoringprozess zu den Auswirkungen auf die Biodiversität begleitet wird, dessen Informationen wiederum für die Planung von und für Standards zur Errichtung von Windparks genutzt werden.
- *Sektorale Verantwortung für die Einhaltung ökologischer Grenzen und das Erkennen von Risiken:* Sowohl der europäische Fahrplan für eine CO₂-arme Wirtschaft (Europäische Kommission 2011a) als auch das Energiekonzept der Bundesregierung (BMW und BMU 2010) zeigen exemplarisch ein schrittweises Verfahren sektoraler Verantwortungszuweisung. Aus dem allgemeinen Handlungsziel einer weitgehenden Verminderung von Treibhausgasen werden sektorale Handlungsziele abgeleitet, die Orientierung für die Weiterentwicklung von Sektorpolitiken geben. Ein solchermaßen systematisches Vorgehen sollte auch in anderen umweltpolitischen Handlungsfeldern gezielt vorangetrieben werden. Darüber hinaus sind Strategien des Umweltsektors ein unverzichtbarer Bestandteil der Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik. Sie sind durch langfristige Umweltqualitätsziele zu ergänzen und mit den umweltrelevanten Fachpolitiken zu koppeln.
- *Etablierte Strukturen transformieren bzw. stärken:* Eine wichtige institutionelle Flankierung einer schrittweisen Veränderung sektoraler Handlungsstrategien sind veränderte Berichtspflichten, Evaluationsverfahren sowie Verantwortungs- und Ressourcenstrukturen (VOLKERY et al. 2006, S. 2051 ff.). Durch die Ministerien angefertigte Nachhaltigkeitsberichte mit res-

sortspezifischen Zielen und fundierten Arbeitsprogrammen sollten insbesondere darstellen, wie die Ziele der Nachhaltigkeitsstrategie systematisch in das operative Tagesgeschäft transformiert werden und wie eine entsprechende Allokation von Verantwortlichkeiten erfolgt. Die Ressortberichte sollten obligatorisch in der Nachhaltigkeitsstrategie verankert, nach einem einheitlichen Muster vergleichbar gestaltet und mit verbindlichen Zielen, Maßnahmen und Zeitplänen konkretisiert werden. Die Ministerien sollten verpflichtet sein, in regelmäßigen Abständen zu berichten und die Berichte zu veröffentlichen. Die Fortschritte der sektoralen Nachhaltigkeitspolitik sind von unabhängiger Seite zu evaluieren und bei Fehlentwicklungen sollten wirksame Instrumente zur Gegensteuerung eingesetzt werden (Deutscher Bundestag 2010, S. 5).

- *Innovateure stärken und Asymmetrien entgegenwirken:* Ökonomische Aspekte werden oft unmittelbar von durchsetzungsstarken Interessenverbänden vertreten. Dagegen werden ökologische Belange durch vergleichsweise schwache Organisationen vermittelt und vertreten (ADEN 2012; FEINDT und SARETZKI 2010). Um die Einhaltung ökologischer Ziele im administrativen System besser zu verankern und die Aufmerksamkeit für unerwünschte potenzielle Nebenwirkungen von Maßnahmen in einem Politikfeld zu verbessern, ist denjenigen Akteuren mehr Gehör zu verschaffen, die auf solche Auswirkungen hinweisen oder konkretes Interesse an einer Problemlösung haben. Diejenigen Kapazitäten sollten gestärkt werden, mit denen aus systemischer Perspektive zu bevorzughende Lösungen erreicht und durch die Umweltschäden verhindert oder beseitigt werden können.
- Dies kann beispielsweise geschehen, indem Umwelttechnologien gefördert, Vertreter von Umweltbelangen an Entscheidungsprozessen beteiligt oder Nachhaltigkeitsstandards gesetzt werden. Von großer Bedeutung ist hierbei die Einbeziehung von Umwelt- und Naturschutzverbänden, die oftmals frühzeitig auf die Nebenfolgen einer einseitig ökonomisch ausgerichteten Sektorstrategie hinweisen (Oswald von Nell-Breuning-Institut für Wirtschafts- und Gesellschaftsethik der Philosophisch-Theologischen Hochschule Sankt Georgen 1996). Auch können projektbezogene, ressortübergreifende Arbeitsgruppen hilfreich sein, zu deren Aufgaben explizit die Beachtung ökologischer Ziele im politischen Prozess gehört. Zudem sollte die personelle Ausstattung des Bundesumweltministeriums für ressortabstimmungsrelevante Prozesse verbessert werden (JACOB 2008).
- *Subnationale Vorreiter:* Kommunen und Bundesländer können als Vorreiter fungieren. Hier werden vielfach innovative Konzepte entwickelt, deren mögliche Projektion auf die nationale Ebene zu prüfen ist. Beispiele hierfür sind die Förderung erneuerbarer Energien im Wärmebereich durch Baden-Württemberg (NAST et al. 2009, S. 74 ff.), zahlreiche Regionen, die eine Elektrizitätsversorgung zu 100 % mit erneuerbaren Energien anstreben (SRU 2011c, S. 226), gented-

nckfreie Regionen (PICK 2009, S. 162 ff.) oder die beispielgebende Abfall-, Verkehrs- oder Klimapolitik einzelner Bundesländer und Kommunen (JÖRGENSEN 2002; 2008; SCHREURS 2008).

11.4 Zur Notwendigkeit von institutionellen Reformen

712. Strategieprozesse können im Hinblick auf eine Ausrichtung von Regierungshandeln auf ökologische Ziele wichtige Funktionen erfüllen. Nach Auffassung des SRU sind jedoch weitere institutionelle Vorkehrungen nötig, um Umweltinteressen im politischen Prozess zu stärken.

- *Umweltintegrationsklausel:* Voraussetzung für die Einhaltung ökologischer Grenzen ist, dass Umweltpolitik nicht nur vom Umweltressort gemacht wird, sondern dass auch Entscheidungen in anderen, verursachernahen Politikfeldern mit Rücksicht auf die Umwelt getroffen werden. Dies gilt gerade auch angesichts der Tatsache, dass ökologische Grenzen inzwischen in mehreren Bereichen erreicht sind oder in absehbarer Zeit erreicht werden (vgl. Abschn. 1.2.4). Um die Wahrnehmung von Umweltschutz als Querschnittsaufgabe zu fördern, ist es aus Sicht des SRU sinnvoll, das Ziel der Integration von Umweltschutz in alle Politikbereiche verfassungsrechtlich zu verankern, wie es auf europäischer Ebene bereits gelungen ist (vgl. Abschn. 11.2.1). Angelehnt an die Querschnittsklausel des Artikels 11 AEUV könnte eine solche (verfassungs-)rechtliche Verpflichtung in einem neuen Artikel 20a Absatz 2 GG wie folgt formuliert werden: „Die Erfordernisse des Umweltschutzes müssen bei der Festlegung und Durchführung aller staatlichen Politiken und Maßnahmen, insbesondere im Interesse künftiger Generationen, berücksichtigt werden. Insoweit haben Bundesregierung und Bundestag geeignete institutionelle und organisatorische Vorkehrungen zu treffen.“
- *Initiativrecht des Umweltministeriums in anderen Geschäftsbereichen:* Der SRU spricht sich dafür aus, dem Umweltministerium ein Initiativrecht außerhalb des eigenen Geschäftsbereiches zu geben, um umweltpolitische Initiativen in anderen Politikbereichen anzustoßen. Dies könnte den Handlungsspielraum und Einfluss des Umweltministeriums deutlich stärken. Nach § 15a der Geschäftsordnung der Bundesregierung besitzt bereits das Ministerium für Familie, Senioren, Frauen und Jugend ein solches Initiativrecht in Angelegenheiten von frauenpolitischer Bedeutung.
- *Suspensives Widerspruchsrecht des Umweltministeriums:* Darüber hinaus könnte dem Umweltminister ein suspensives Widerspruchsrecht im Kabinett zukommen, wenn es um Fragen von erheblicher ökologischer Bedeutung geht. Nach § 26 der Geschäftsordnung der Bundesregierung besitzt bereits der Bundesfinanzminister das Recht, in Fragen von finanzieller Bedeutung Widerspruch gegen einen Beschluss der Bundesregierung einzulegen. Es kann allerdings in einer weiteren Sitzung überstimmt werden (Absatz 1). Das

Gleiche gilt für den Justiz- und den Innenminister, hier allerdings nur, wenn der Widerspruch mit einer Unvereinbarkeit mit bestehendem Recht begründet wird (Absatz 2). Ein solches suspensives Widerspruchsrecht wird schon seit längerem in der wissenschaftlichen Literatur diskutiert (CALLIESS 2001, S. 515 ff.; JACOB und VOLKERY 2007; MÜLLER 1995; 2002; PEHLE 1998) und ist gerade auch in Analogie zur Haushaltspolitik gut zu begründen. Auch hinsichtlich der Einhaltung ökologischer Grenzen geht es um eine institutionalisierte Vorkehrung, die gewährleisten soll, dass das Regierungshandeln ein politisch vorgegebenes Budget respektiert. Die Effektivität eines solchen Instrumentes steht freilich in Wechselwirkung mit dem gesellschaftlichen Stellenwert der Erhaltung natürlicher Lebensgrundlagen. Es ist dabei nicht davon auszugehen, dass das Widerspruchsrecht regelmäßig ausgeübt wird – dies ist auch bisher nicht der Fall (BUSSE und HOFMANN 2010, S. 87). Vielmehr soll eine antizipative Wirkung erzielt werden, das heißt, das suspensive Widerspruchsrecht soll einen weiteren Ansatz für einen frühzeitigen konstruktiven Dialog mit dem Umweltministerium geben und dessen Verhandlungsmacht in ökologisch besonders bedeutsamen Angelegenheiten stärken (MÜLLER 1995; PEHLE 1998). Es kann gleichzeitig aber auch als Auftrag an das Umweltministerium verstanden werden, Vorhaben anderer Ressorts mit mehr Nachdruck und Aufmerksamkeit zu prüfen. Falls der Umweltminister von seinem Widerspruchsrecht im Einzelfall tatsächlich Gebrauch macht, hätte das Instrument lediglich zur Folge, dass eine Entscheidung verschoben, nicht aber, dass sie blockiert wird. Sowohl das Initiativ- als auch das suspensive Widerspruchsrecht für den Umweltminister könnten durch einfachen Regierungsbeschluss eingeführt werden.

- *Interministerielle Arbeitsgruppe „Natur- und Umweltschutz“*: Im Zuge eines Mainstreamings ökologischer Themen setzen sich auch andere Ressorts als das Umweltministerium zunehmend mit ökologischen Herausforderungen auseinander (vgl. Tz. 666). Hierdurch entstehen Abstimmungserfordernisse, die nicht ausschließlich im Rahmen von Strategieprozessen erfüllt werden können, sondern auch institutionellen Niederschlag finden müssen. Um eine intensivere und frühzeitige Koordination zwischen den Ressorts zu ermöglichen und einen Abgleich von Ressortaktivitäten mit übergreifenden Umweltqualitätszielen zu erlauben, könnte eine interministerielle Arbeitsgruppe (IMA) „Natur- und Umweltschutz“ unter Federführung des BMU ins Leben gerufen werden. Daran sollten alle Ministerien beteiligt sein, deren Aktivitäten unmittelbar oder mittelbar einen erheblichen Einfluss auf den Zustand der Umwelt haben, wie beispielsweise die Bundesministerien für Wirtschaft und Verkehr. Aufgabe der interministeriellen Arbeitsgruppe wäre es, die Verwirklichung der prioritären Umweltschutzziele der Bundesregierung – wie sie in einem integrierten Umweltprogramm festgeschrieben sein sollten (Abschn. 11.3.5.2) – in den entsprechenden Ressorts zu begleiten. Sie sollte dem Bundeskabinett regelmäßig

darüber berichten, ob ökologische Ziele – wie beispielsweise in den Bereichen Klimaschutz, Artenschutz und Ressourcenschonung – eingehalten werden. Die bestehende IMA „Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ könnte in eine solche erweiterte IMA „Natur- und Umweltschutz“ integriert werden.

- *Mobilität von Mitarbeitern der Bundesbehörden*: Das querschnittsorientierte Arbeiten innerhalb der Bundesregierung ist darüber hinaus dadurch zu verbessern, dass Mitarbeiter verstärkt dazu motiviert werden, in sinnvollen Zeitabständen ihre Positionen innerhalb und zwischen den Ministerien zu wechseln. Die deutsche Bundesverwaltung zeichnet sich – beispielsweise im Vergleich zur Verwaltung der EU und in angelsächsischen Ländern – durch eine hohe fachliche Spezialisierung und relativ geringe Mobilität zwischen den Ressorts aus. Das damit verbundene Problem ressortloyaler „Fachbrüderschaften“ als mentale Barriere für integrative Problemlösungsansätze ist kritisch analysiert worden (HEY 1998, S. 52).
- *Umweltbezogenes Subventionscontrolling*: Ein weiterer wichtiger Ansatzpunkt für ein ökologisches Mainstreaming innerhalb des Regierungsapparates ist die Bewertung der Umweltverträglichkeit bei Haushaltsentscheidungen. Prioritär sollten bestehende umweltschädliche Subventionen überprüft und abgebaut werden. Dafür eignet sich ein systematisches umweltbezogenes Subventionscontrolling, wie es vom Umweltbundesamt vorgeschlagen wurde (UBA 2010).
- *Umweltfreundliche öffentliche Beschaffung*: Bestehende Bemühungen, das Instrument der öffentlichen Beschaffung zur Förderung von Umweltzielen einzusetzen, sollten fortgeführt und intensiviert werden. Ein Beispiel dafür ist die Anpassung der Vergabeverordnung des Bundes, die nunmehr vorsieht, dass Produkte und Dienstleistungen beschafft werden, die im Hinblick auf ihre Energieeffizienz die höchsten Leistungsniveaus haben und zur höchsten Effizienzklasse gehören. Solche Vorgaben sollten verstärkt auch in anderen Bereichen sowie auf Ebene der Länder und Kommunen gemacht werden.
- *Vertikale Integration*: Die Einhaltung ökologischer Grenzen ist eine Aufgabe, die von Bund, Ländern und Kommunen gemeinsam wahrgenommen werden muss. Die fachliche Zusammenarbeit in etablierten Bund-Länder-Gremien (v. a. im Rahmen der Umweltministerkonferenz) sollte stärker auch die übergreifenden und strategischen Fragen des Umweltschutzes thematisieren. Darüber hinaus ist auch in der Nachhaltigkeitspolitik eine engere Kooperation zwischen Bund und Ländern notwendig. Ansätze für eine intensivere Zusammenarbeit der Regierungszentralen im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie bestehen bereits seit 2008 (Bundesregierung 2012, S. 58 f.). In einer ad hoc zusammentretenden „AG Nachhaltigkeit“ hatten sich zeitweise Vertreter der Länder (Staats- und Senatskanzleien sowie Umweltressorts) mit Vertretern des Bundes (Bundeskanzleramt sowie einzelne Ressorts)

im Nachhaltigkeitsmodell sowie im Indikatoren- und Zielsystem finden. Die Nachhaltigkeitsprüfung sollte gestärkt, besser in den Politikformulierungsprozess integriert und langfristig in Richtung einer integrierten Folgenabschätzung nach Vorbild des europäischen Impact-Assessment-Verfahrens fortentwickelt werden.

- Sektorale Strategien mit Umweltrelevanz sollten einen stärkeren und systematischeren Bezug zu Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen herstellen, um zu vermeiden, dass der Fokus auf isolierte, technische Lösungen gesetzt wird, die zu einer Problemverlagerung führen oder quantitativ hinter den notwendigen Verbesserungen zurückbleiben.

Stärkung umweltpolitischer Institutionen

716. Wesentliches Hemmnis für den Schutz der Umwelt bleibt die strukturelle Durchsetzungsschwäche von dispersen, langfristigen Umweltinteressen der Allgemeinheit im Vergleich zu relativ konzentrierten und politisch gut repräsentierten Verursacherinteressen. Auch wenn dieser Gegensatz durch das anhaltende Wachstum von Märkten für Umwelt- und Effizienztechnologien abgeschwächt wird, bleibt es notwendig, Umweltschutz und Langfristinteressen institutionell zu stärken. Ansatzpunkte dafür könnten nach Auffassung des SRU die folgenden sein:

- eine Umweltintegrationsklausel nach europäischem Vorbild, durch die das Ziel der Berücksichtigung von Umweltbelangen in allen Politikbereichen verfassungsrechtlich verankert wird,
- ein Initiativrecht des Umweltministeriums in anderen Geschäftsbereichen, um umweltpolitische Initiativen in anderen Politikbereichen anzustoßen,
- ein suspensives Widerspruchsrecht des Umweltministers im Kabinett bei Fragen von erheblicher ökologischer Bedeutung,
- eine interministerielle Arbeitsgruppe „Natur- und Umweltschutz“, die eine intensivere und frühzeitigere Koordination zwischen den Ressorts ermöglicht und vor allem einen Abgleich von Ressortaktivitäten mit übergreifenden Umweltqualitätszielen erlaubt,
- eine Förderung der Mobilität von Mitarbeitern der Bundesbehörden, sowohl innerhalb als auch zwischen den einzelnen Einrichtungen,
- ein umweltbezogenes Subventionscontrolling,
- die Förderung einer umweltfreundlichen öffentlichen Beschaffung sowie
- die Umsetzung von Integrationsmechanismen auf der Ebene der Bundesländer.

11.6 Literatur

Aden, H. (2012): Umweltpolitik. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. <http://www.springerlink.com/content/m3073121x67t3383/fulltext.pdf> (06.02.2012).

Andersen, M. S., Liefferink, D. (1997): European Environmental Policy. The Pioneers. Manchester: Manchester University Press.

AS-PTA (Agricultura Familiar e Agroecologia), EED (Evangelischer Entwicklungsdienst), CTDT (Community Technology Development Trust), ECASARD (Ecumenical Association for Sustainable Agriculture and Rural Development), EJM (Ecumenical Justice Network), FASE (Federação de Órgãos para Assistência Social e Educacional), FLD (Fundação Luterana de Diaconia), GeED (Gender Empowerment and Development), IBASE (Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas), INESC (Instituto de Estudos Socioeconômicos), UBINIG (Policy Research for Development Alternatives), Third World Network (2012): The Future They Want. A Critique of the Rio+20 Zero Draft. Bonn: EED. http://www.eed.de/fix/files/doc/eed_ua_critique_zero%20drafteng_2012.pdf (13.02.2012).

Baker, S. (2007): Sustainable development as symbolic commitment: Declaratory politics and the seductive appeal of ecological modernisation in the European Union. *Environmental Politics* 16 (2), S. 297–317.

Bär, H., Jacob, K., Werland, S. (2011): Green Economy Discourses in the Run-up to Rio 2012. Berlin: Forschungszentrum für Umweltpolitik. FFU-Report 07–2011.

Barbier, E. B. (2010): A global green new deal. Rethinking the economic recovery. Cambridge: Cambridge University Press.

Berger, G., Hametner, M. (2008): Post-2010: The Future of the EU SDS and its Interface with the Lisbon Process. Workshop Report of the 3rd ESDN Workshop. Brüssel: European Sustainable Development Network, Sustainable Development Observatory of the European Economic and Social Committee. <http://www.sd-network.eu/?k=ESDN%20workshops&s=workshop%20documentation&year=2008a> (15.04.2011).

Berger, G., Sedlacko, M., Gjoski, N. (2010): Towards an Economy compatible with Sustainable Development Principles: „Green Strategies in the context of Sustainable Development“. Conference Discussion Paper. Ghent: European Sustainable Development Network.

Berger, G., Steurer, R. (2009): Horizontal Policy Integration and Sustainable Development: Conceptual remarks and governance examples. *ESDN Quarterly Report 2009* (June). http://www.sd-network.eu/?k=quarterly%20reports&report_id=13 (03.02.2012).

Beringer, T., Lucht, W., Schaphoff, S. (2011): Bioenergy production potential of global biomass plantations under environmental and agricultural constraints. *GCB Bioenergy* 3 (4), S. 299–312.

BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) (2009): Ressortbericht des BMBF zum St-Ausschuss für Nachhaltige Entwicklung. Berlin: BMBF.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur

- Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin: BMU.
- BMU (2009): Nachhaltige Entwicklung durch moderne Umweltpolitik. Perspektiven für Generationengerechtigkeit, Lebensqualität, Sozialen Zusammenhalt und Internationale Verantwortung. Berlin: BMU.
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Berlin: BMU.
- BMU (2006): Ökologische Industriepolitik. Memorandum für einen „New Deal“ von Wirtschaft, Umwelt und Beschäftigung. Berlin: BMU.
- BMU, BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie), BMVBW (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen), BMVEL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft), BMVg (Bundesministerium für Verteidigung), dena (Deutsche Energie-Agentur) (2002): Strategie der Bundesregierung zur Windenergienutzung auf See im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung. Berlin: BMU, BMWi, BMVBW, BMVEL, BMVg, dena.
- BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2011): Verantwortung tragen – Zukunft gestalten. Nachhaltigkeitsbericht des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Berlin: BMVBS.
- BMVBS (2009): Weichen stellen für morgen. Nachhaltigkeitsbericht des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung Berlin: BMVBS.
- BMWi (2010): Rohstoffstrategie der Bundesregierung. Sicherung einer nachhaltigen Rohstoffversorgung Deutschlands mit nicht-energetischen mineralischen Rohstoffen. Berlin: BMWi.
- BMWi (2009): Nachhaltiges Wirtschaftswachstum sichern. Wirtschaftskrise bewältigen. Vertrauen schaffen. Bericht des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie zur Information des Staatssekretärsausschusses für nachhaltige Entwicklung auf der Sitzung am 9. Februar 2009. Berlin: BMWi.
- BMWi, BMU (2010): Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung. Berlin: BMWi, BMU.
- Borgstedt, S., Christ, T., Reusswig, F. (2010): Repräsentativumfrage zu Umweltbewusstsein und Umweltverhalten im Jahr 2010. Berlin, Dessau-Roßlau: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt.
- Bowyer, C., Kretschmer, B. (2011): Anticipated Indirect Land Use Change Associated with Expanded Use of Biofuels and Bioliquids in the EU – An Analysis of the National Renewable Energy Action Plans. London: Institute for European Environmental Policy. http://www.ieep.eu/assets/786/Analysis_of_ILUC_Based_on_the_National_Renewable_Energy_Action_Plans.pdf (06.02.2012).
- Brondizio, E. S., Gatzweiler, F. (2010): Socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation. In: Kummer, P. (Hrsg.): The economics of ecosystems and biodiversity – Economical and ecological foundations. London: Earthscan, S. 149–182.
- Brönneke, T. (Hrsg.) (1999): Umweltverfassungsrecht. Der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen im Grundgesetz sowie in den Landesverfassungen Brandenburgs, Niedersachsens und Sachsens. Baden-Baden: Nomos. Studien und Materialien zur Verfassungsgerichtsbarkeit 76.
- Bruckmann, P. (2010): Umsetzung wissenschaftlicher Erkenntnisse in die Politik am Beispiel der EU Luftqualitäts-Richtlinien. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 15 (2), S. 113–121.
- Bundesregierung (2012): Nationale Nachhaltigkeitsstrategie. Fortschrittsbericht 2012. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Bundesregierung (2008): Für ein nachhaltiges Deutschland. Fortschrittsbericht 2008 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Berlin: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- Busse, V., Hofmann, H. (2010): Bundeskanzleramt und Bundesregierung. Aufgaben, Organisation, Arbeitsweise. 5., neu bearb. und aktualisierte Aufl. Heidelberg, München, Landsberg, Frechen, Hamburg: Müller.
- Calliess, C. (2001): Rechtsstaat und Umweltstaat: Zugleich ein Beitrag zur Grundrechtsdogmatik im Rahmen mehrpoliger Verfassungsrechtsverhältnisse. Tübingen: Mohr Siebeck. Jus Publicum 71.
- Calliess, C., Ruffert, M. (2011): EUV/AEUV. Das Verfassungsrecht der Europäischen Union mit Europäischer Grundrechtecharta. Kommentar. 4. Aufl. München: Beck.
- Costanza, R., D'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Belt, M. van den (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387 (6630), S. 253–260.
- Daviter, F. (2007): Policy Framing in the European Union. Journal of European Public Policy 14 (4), S. 654–666.
- Deutscher Bundestag (2011a): Unterrichtung durch den Parlamentarischen Beirat für nachhaltige Entwicklung. Europäische Nachhaltigkeitsstrategie. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/5295.
- Deutscher Bundestag (2011b): Unterrichtung durch den Parlamentarischen Beirat für nachhaltige Entwicklung. Bericht des Parlamentarischen Beirats über die Nachhaltigkeitsprüfung in der Gesetzesfolgenabschätzung und die Optimierung des Verfahrens. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/6680.
- Deutscher Bundestag (2010): Unterrichtung durch den Parlamentarischen Beirat für nachhaltige Entwicklung.

- Stellungnahme des Parlamentarischen Beirats für nachhaltige Entwicklung – Peer Review der deutschen Nachhaltigkeitspolitik. Berlin: Deutscher Bundestag. Bundestagsdrucksache 17/1657.
- Doyle, U., Vohland, K., Ott, K. (2010): Biodiversitätspolitik in Deutschland. Defizite und Herausforderungen. *Natur und Landschaft* 85 (7), S. 308–313.
- Dreier, H. (Hrsg.) (2006): Grundgesetz. Kommentar. Bd. 2: Art. 20–82. 2. Aufl. Tübingen: Mohr Siebeck.
- EEA (European Environment Agency) (2011): Opinion of the EEA Scientific Committee on the greenhouse gas accounting in relation to bioenergy. Copenhagen: EEA.
- EEA (2010a): The European environment – State and outlook 2010. Assessment of global megatrends. Copenhagen: EEA.
- EEA (2010b): The European environment – State and outlook 2010. Synthesis. Copenhagen: EEA.
- EEA (2007): The pan-European environment: Glimpses into an uncertain future. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. EEA Report 4/2007.
- EEAC (European Environment and Sustainable Development Advisory Councils) (2011a): A Road Map for a competitive Low Carbon Economy and lessons for the Energy and Transport 2050 Roadmaps. Brussels: EEAC.
- EEAC (2011b): UNCSD – Rio^{20plus}. The „Green Economy“ Agenda in the context of SD. Institutional Framework for SD at national level. EEAC statement and background papers with national and regional good practice examples on a green(er) economy. Brussels: EEAC.
- EEAC (2009): Towards Sustainable European Infrastructures. Statement and background document. Brüssel: EEAC.
- Ehnmark, E.-E. (2009): Opinion of the European Economic and Social Committee on the Outlook for the sustainable development strategy (exploratory opinion). Brussels: European Economic and Social Committee. NAT/440 – CESE 1706/2009 EN/o.
- Epiney, A., Scheyli, M. (1998): Strukturprinzipien des Umweltvölkerrechts. Baden-Baden: Nomos. Forum Umweltrecht 29.
- Europäische Kommission (2011a): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Fahrplan für den Übergang zu einer wettbewerbsfähigen CO₂-armen Wirtschaft bis 2050. KOM(2011) 112 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011b): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa. KOM(2011) 571 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011c): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Lebensversicherung und Naturkapital. Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. KOM(2011) 244 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011d): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Ressourcenschonendes Europa – eine Leitinitiative innerhalb der Strategie Europa 2020. KOM(2011) 21 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011e): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Sechstes Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft. Abschließende Bewertung. KOM(2011) 531 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2011f): Weissbuch. Fahrplan zu einem einheitlichen europäischen Verkehrsraum – Hin zu einem wettbewerbsorientierten und ressourcenschonenden Verkehrssystem. KOM(2011) 144 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2010): Mitteilung der Kommission. Europa 2020. Eine Strategie für intelligentes, nachhaltiges und integratives Wachstum. KOM(2010) 2020 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- Europäische Kommission (2009): Leitlinien zur Folgenabschätzung. SEK(2009) 92. Brüssel: Europäische Kommission.
- Feindt, P. H., Saretzki, T. (Hrsg.) (2010): Umwelt- und Technikkonflikte. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- French, H. F., Renner, M., Gardner, G. (2009): Auf dem Weg zu einem Green New Deal. Die Klima- und die Wirtschaftskrise als transatlantische Herausforderungen. Berlin: Heinrich-Böll-Stiftung. Schriften zur Ökologie 3.
- Frenz, W. (1999): Nachhaltige Entwicklung nach dem Grundgesetz. Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts 49, S. 37–80.
- Gethmann, C. F., Kloepfer, M., Nutzinger, H. G. (1993): Langzeitverantwortung im Umweltstaat. Bonn: Economica-Verlag.
- Ginzky, H., Rechenberg, J. (2010): Die Ökonomisierung im Umweltrecht – Von der dunklen Seite der Macht! *Zeitschrift für Umweltrecht* 21 (5), S. 252–255.
- Glaser, A. (2011): After Fukushima: Preparing for a More Uncertain Future of Nuclear Power. *The Electricity Journal* 24 (6), S. 27–35
- Goklany, I. M. (2011): Could Biofuel Policies Increase Death and Disease in Developing Countries? *Journal of American Physicians and Surgeons* 16 (1), S. 9–13.

- Grunwald, A., Kopfmüller, J. (2006): Nachhaltigkeit. Frankfurt am Main, New York: Campus.
- Hajer, M. A. (1997): The politics of environmental discourse. Ecological modernization and the policy process. Oxford, New York: Clarendon Press.
- Héritier, A., Mingers, S., Knill, C., Becka, M. (1994): Die Veränderung von Staatlichkeit in Europa. Ein regulativer Wettbewerb: Deutschland, Großbritannien und Frankreich in der Europäischen Union. Opladen: Leske + Budrich.
- Hertin, J., Jacob, K., Pesch, U., Pacchi, C. (2009a): The production and use of knowledge in Regulatory Impact Assessment: An empirical analysis. *Forest Policy and Economics* 11 (5-6), S. 413–421
- Hertin, J., Turnpenny, J., Jordan, A., Nilsson, M., Russel, D., Nykvist, B. (2009b): Rationalising the policy mess? Ex ante policy assessment and the utilisation of knowledge in the policy process. *Environment and Planning/A* 41 (5), S. 1185–1200.
- Hey, C. (2009): Vom Paradigma zur Politik: der lange Marsch durch die Institutionen. In: Egan-Krieger, T. von, Schultz, J., Thapa, P. P., Voget, L. (Hrsg.): *Die Greifswalder Theorie starker Nachhaltigkeit: Ausbau, Anwendung und Kritik*. Marburg: Metropolis. Beiträge zur Theorie und Politik starker Nachhaltigkeit 2.
- Hey, C. (2005): EU environmental policies: A short history of the policy strategies. In: EEB (European Environmental Bureau) (Hrsg.): *EU environmental policy handbook. A critical analysis of EU environmental legislation. Making it accessible to environmentalists and decision makers*. Brüssel: EEB, S. 17–30.
- Hey, C. (1998): Nachhaltige Mobilität in Europa. Akteure, Institutionen und politische Strategien. Opladen: Westdeutscher Verlag.
- Hiederer, R., Ramos, F., Capitani, C., Koeble, R., Blujdea, V., Gomez, O., Mulligan, D., Marelli, L. (2010): Biofuels: a New Methodology to Estimate GHG Emissions from Global Land Use Change. A methodology involving spatial allocation of agricultural land demand and estimation of CO₂ and N₂O emissions. Ispra: European Commission – Joint Research Centre. http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/esdb_archive/eusoiils_docs/other/EUR24483.pdf (06.02.2012).
- Hirschberger, P. (2008): Illegaler Holzeinschlag und Deutschland. Eine Analyse der Außenhandelsdaten. Frankfurt am Main: WWF Deutschland.
- Homeyer, I. von (2010): Emerging Experimentalism in EU Environmental Governance. In: Sabel, C. F., Zeitlin, J. (Hrsg.): *Experimentalist Governance in the EU: Towards a New Architecture?* Oxford: Oxford University Press, S. 121–150.
- Homeyer, I. von (2009): The Evolution of EU Environmental Governance. In: Scott, J. (Hrsg.): *Environmental Protection. European Law and Governance*. Oxford: Oxford University Press, S. 1–26.
- Homeyer, I. von, Withana, S. (2011): Final Report for the Assessment of the 6th Environment Action Programme. Berlin, Brussels: Ecologic Institute, IEEP. DG ENV.1/SER/2009/0044.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2011): Summary for Policy Makers. In: IPCC (Hrsg.): *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, S. 3–26.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Genf: IPCC.
- Jacob, K. (2008): Die schwierige Integration von Nachhaltigkeitsaspekten. Zur Praxis der Politikfolgenabschätzung in Europa. *Ökologisches Wirtschaften* 2008 (4), S. 15–17.
- Jacob, K., Feindt, P. H., Busch, P.-O., Biermann, F. (2007): Einleitung: Politik und Umwelt – Modernisierung politischer Systeme und Herausforderung an die Politikwissenschaft. In: Jacob, K., Biermann, F., Busch, P.-O., Feindt, P. H. (Hrsg.): *Politik und Umwelt*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 39, S. 11–37.
- Jacob, K., Hertin, J., Hjerp, P., Radaelli, C., Meuwese, A., Wolf, O., Pacchi, C., Rennings, K. (2008): *Improving the practice of Impact Assessment*. Berlin: Freie Universität Berlin. Project No. 028889.
- Jacob, K., Volkery, A. (2007): Umweltpolitikintegration und Selbstregulierung: Ein Vergleich von Instrumenten zur Umweltpolitikintegration in den OECD-Ländern. In: Jacob, K., Biermann, F., Busch, P.-O., Feindt, P. H. (Hrsg.): *Politik und Umwelt*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 39, S. 360–381.
- Jänicke, M. (2010): Die Akzeleration von technischem Fortschritt in der Klimapolitik – Lehren aus Erfolgsfällen. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 33 (4), S. 367–389.
- Jänicke, M. (2008): Megatrend Umweltinnovation. Zur ökologischen Modernisierung von Wirtschaft und Staat. München: oekom.
- Jänicke, M. (1993): Über ökologische und politische Modernisierungen. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 16 (2), S. 159–175.
- Jänicke, M. (1984): Umweltpolitische Prävention als ökologische Modernisierung und Strukturpolitik. Berlin: WZB. IIUG Discussion Papers 84–1.
- Jänicke, M., Volkery, A. (2001): Persistente Probleme des Umweltschutzes. *Natur und Kultur* 2 (2), S. 45–59.
- Jordan, A., Lenschow, A. (2010): Environmental policy integration: a state of the art review. *Environmental Policy and Governance* 20 (3), S. 147–158.
- Jordan, A., Rayner, T. (2010): The evolution of climate policy in the European Union: An historical overview. In:

- Jordan, A., Huitema, D., Asselt, H. van, Rayner, T., Berkhout, F. (Hrsg.): *Climate Change Policy in the European Union. Confronting the Dilemmas of Mitigation and Adaptation*. Cambridge: Cambridge University Press, S. 52–80.
- Jörgens, H. (2004): *Governance by Diffusion: Implementing Global Norms Through Cross-National Imitation and Learning*. In: Lafferty, W. M. (Hrsg.): *Governance for Sustainable Development. The Challenge of Adapting Form to Function*. Cheltenham: Edward Elgar, S. 246–283.
- Jörgensen, K. (2008): *Länder und Kommunen als Motoren des Umweltschutzes*. Informationen zur politischen Bildung 287, S. 57–62.
- Jörgensen, K. (2002): *Ökologisch nachhaltige Entwicklung im föderativen Staat. Das Beispiel der deutschen Bundesländer*. Berlin: Freie Universität, Forschungsstelle für Umweltpolitik. FFU-report 04–2002.
- Kahl, W. (1993): *Umweltprinzip und Gemeinschaftsrecht. Eine Untersuchung zur Rechtsidee des „bestmöglichen Umweltschutzes“ im EWG-Vertrag*. Heidelberg: Müller. *Augsburger Rechtsstudien* 17.
- Khor, M. (2011): *The „Green Economy“ Debate: a Sustainability Perspective*. Presentation on the Green Economy, in the context of sustainable development, at the United Nations (New York), 10–11 January 2011. *South Bulletin. Individual Articles*. http://www.southcentre.org/index.php?option=com_content&view=article&id=1539%3Asb54&catid=144%3Asouth-bulletin-individualarticles&Itemid=287&lang=en (13.02.2012).
- Kingdon, J. W. (2011): *Agendas, Alternatives and Public Policies*. 2nd, undated ed. Boston, Mass.: Pearson, Longman.
- Kloepfer, M. (2004): *Umweltrecht*. 3. Aufl. München: Beck.
- Kloepfer, M. (1996): *Umweltschutz als Verfassungsrecht: Zum neuen Art. 20a GG*. *Deutsches Verwaltungsblatt* 111 (2), S. 73–80.
- Knill, C. (2003): *Europäische Umweltpolitik. Steuerungsprobleme und Regulierungsmuster im Mehrebenensystem*. Opladen: Leske + Budrich. *Governance* 4.
- Laborde, D. (2011): *Assessing the Land Use Change Consequences of Biofuel Policies. Final Report*. Washington, DC: International Food Policy Research Institute. http://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2011/october/tradoc_148289.pdf (06.02.2012).
- Mangoldt, H. von, Klein, F., Starck, C. (Hrsg.) (2010): *Kommentar zum Grundgesetz*. Bd. 2: Art. 20–82. 6., vollst. neubearb. Aufl. München: Vahlen.
- Matthes, F. C. (2011): *Energiewende in Deutschland – Der Weg in die Umsetzung*. *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* 61 (9), S. 2–5.
- Mayntz, R. (2005): *Governance Theory als fortentwickelte Steuerungstheorie?* In: Schuppert, G. F. (Hrsg.): *Governance-Forschung. Vergewisserung über Stand und Entwicklungslinien*. Baden-Baden: Nomos. *Schriften zur Governance-Forschung* 1, S. 11–20.
- Meadowcroft, J. (2007): *National sustainable development strategies: features, challenges and reflexivity*. *European Environment* 17 (3), S. 152–163.
- Mol, A. P. J. (2001): *Globalization and Environmental Reform. The Ecological Modernization of the Global Economy*. Cambridge, Mass.: MIT Press.
- Müller, E. (2002): *Environmental Policy Integration as a Political Principle: The German Case and the Implications of European Policy*. In: Lenschow, A. (Hrsg.): *Environmental Policy Integration: Greening sectorial policies in Europe*. London: Earthscan, S. 57–77.
- Müller, E. (1995): *Innenwelt der Umweltpolitik. Sozialliberale Umweltpolitik – (Ohn)macht durch Organisation?* 2. Aufl. Opladen: Westdeutscher Verlag.
- Murswiek, D. (1985): *Die staatliche Verantwortung für die Risiken der Technik. Verfassungsrechtliche Grundlagen und immissionsschutzrechtliche Ausformung*. Berlin: Duncker & Humblot. *Schriften zum Umweltrecht* 3.
- Nast, M., Ragwitz, M., Schulz, W., Bürger, V., Leprich, U., Klinski, S. (Hrsg.) (2009): *Ergänzende Untersuchungen und vertiefende Analysen zu möglichen Ausgestaltungsvarianten eines Wärmegesetzes*. Endbericht. Stuttgart, Berlin, Freiburg, Saarbrücken, Karlsruhe, Bremen: Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Fachhochschule für Wirtschaft Berlin, Öko-Institut, Institut für Zukunfts-EnergieSysteme, Fraunhofer Institut Systemtechnik und Innovations-Forschung, Bremer Energie Institut.
- NeFo (Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland) (2011): *Die EU Biodiversitätsstrategie 2020. Eine Einschätzung aus dem Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland*. Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ.
- Niestroy, I. (2005): *Sustaining Sustainability. A benchmark study on national strategies towards sustainable development and the impact of councils in nine EU member states*. Utrecht: Lemma. *EEAC series, Background Study* 2.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2011): *Towards Green Growth*. Paris: OECD.
- OECD (2006): *Good Practices in the National Sustainable Development Strategies of OECD Countries*. Paris: OECD.
- OECD, FAO (Food and Agriculture Organization) (2011): *OECD-FAO Agricultural Outlook 2011–2020*. Paris: OECD.
- Oswald von Nell-Breuning-Institut für Wirtschafts- und Gesellschaftsethik der Philosophisch-Theologischen Hochschule Sankt Georgen (1996): *Die Rolle der Umweltverbände in den demokratischen und umweltethischen Lernprozessen der Gesellschaft*. Stuttgart: Metzler-Poeschel. *Materialien zur Umweltforschung* 25.

- Pearce, D. (2002): An intellectual history of environmental economics. *Annual Review of Energy and the Environment* 27 (1), S. 57–81.
- Pehle, H. (1998): Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Ausgegrenzt statt integriert? Das institutionelle Fundament der deutschen Umweltpolitik. Wiesbaden: Deutscher Universitäts-Verlag.
- Pick, D. (2009): Nachhaltige Landwirtschaft in ländlichen Räumen. In: Friedel, R., Spindler, E. A. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung ländlicher Räume. Chancenverbesserung durch Innovation und Traditionspflege. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 150–167.
- Pierson, P. (1993): When Effect becomes Cause: Policy Feedback and Political Change. *World Politics* 45 (4), S. 595–628.
- Prittwitz, V. von (2011): Das Katastrophenparadox. Wie Probleme wahrgenommen und kommuniziert werden: Finanzkrise, Dioxin, Fukushima, arabische Despoten ... Berlin: Volker von Prittwitz. http://www.volkervonprittwitz.de/katastrophenparadox_26032011.htm (15.12.2011).
- Prittwitz, V. von (1990): Das Katastrophenparadox. Elemente einer Theorie der Umweltpolitik. Opladen: Leske + Budrich.
- Raschke, J., Tils, R. (2007): Politische Strategie: Eine Grundlegung. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Rat der Europäischen Union (2011): Assessment of the sixth community environment action programme and the way forward: Towards a 7th EU environment action programme. Council Conclusions. 3118th ENVIRONMENT Council Meeting. Luxembourg, 10 October 2011. Brüssel: Rat der Europäischen Union.
- Rat der Europäischen Union (2010a): Improving environmental policy instruments. Council Conclusions. 3061st ENVIRONMENT Council meeting. Brussels, 20 December 2010. Brüssel: Rat der Europäischen Union.
- Rat der Europäischen Union (2010b): Schlussfolgerungen des Vorsitzes. Europäischer Rat (Brüssel), 25./26. März 2010. Brüssel: Rat der Europäischen Union. EUCO 7/10.
- Rat der Europäischen Union (2006): Die erneuerte EU-Strategie für nachhaltige Entwicklung. Brüssel: Rat der Europäischen Union. 10917/06. http://www.nachhaltigkeit.at/monthly/2006-07/pdf/EU-SDS_final_version_2006_June26_de.PDF.
- Reese, M. (2010): Leitbilder des Umweltrechts. Zur Zukunftsfähigkeit leitender Schutzkonzepte. *Zeitschrift für Umweltrecht* 21 (7–8), S. 339–346.
- Rehbinder, E. (2007): Ziele, Grundsätze, Strategien und Instrumente des Umweltschutzes. In: Hansmann, K., Sellner, D. (Hrsg.): Grundzüge des Umweltrechts. 3. völlig neu bearb. und erw. Aufl. Berlin: Erich Schmidt, S. 123–284.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraipapp, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leemans, R., May, R. M., McMichael, T., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R. T., Zakri, A. H., Shidong, Z., Ash, N. J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M. J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J., Zurek, M. B. (2005): *Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- Reimer, I. (2009): Europäische Union: Kurzfallstudie im Rahmen des Projektes „Meta-Analyse: Nachhaltigkeitsstrategien in Politik und Wirtschaft“ Berlin: Forschungszentrum für Umweltpolitik.
- RNE (Rat für Nachhaltige Entwicklung) (2009): *Maturing the Sustainability Strategy – Statement Regarding the 2009 Review of the European Union Strategy for Sustainable Development*. Berlin: RNE.
- Rockström, J., Costanza, R., Will, S. (2011): How defining planetary boundaries can transform our approach to growth. *Solutions* 2 (3). <http://www.thesolutionsjournal.com/node/935> (15.12.2011).
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., Wit, C. A. de, Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., K.Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461 (7263), S. 472–475.
- Sachs, M. (2009): *Grundgesetz. Kommentar*. 5. Aufl. München: Beck.
- Schäfer, A. (2005): *Die neue Unverbindlichkeit. Wirtschaftspolitische Koordinierung in Europa*. Frankfurt am Main: Campus. Schriften aus dem Max-Planck-Institut für Gesellschaftsforschung Köln 55.
- Schink, A. (1997): Umweltschutz als Staatsziel. *Die Öffentliche Verwaltung* 50 (6), S. 221–229.
- Schomerus, T. (2011): Nachhaltigkeit braucht Institutionen – Zur Institutionalisierung von Nachhaltigkeitsräten. *Natur und Recht* 33 (1), S. 1–7.
- Schreurs, M. (2008): From the Bottom Up: Local and Subnational Climate Change Politics. *The Journal of Environment and Development* 17 (4), S. 343–355.
- Schwarze, J. (Hrsg.) (2009): *EU-Kommentar*. 2. Aufl. Baden-Baden: Nomos.
- Sommermann, K.-P. (1997): *Staatsziele und Staatszielbestimmungen*. Tübingen: Mohr Siebeck. Jus Publicum 25.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2011a): *Ökologische Leitplanken setzen, natürliche Lebensgrundlagen schützen – Empfehlungen zum Fortschrittbericht 2012 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie*. Berlin: SRU. *Kommentar zur Umweltpolitik* 9. http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/05_Kommentare/20101

- KOM_09_Nachhaltigkeitsstrategie.pdf?__blob=publicationFile (19.10.2011).
- SRU (2011b): Vorsorgestrategien für Nanomaterialien. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2011c): Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2009): Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP). Berlin: SRU. Stellungnahme 14.
- SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
- SRU (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden-Baden: Nomos.
- SRU (2002): Umweltgutachten 2002. Für eine neue Vorreiterrolle. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (2000): Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Stern, N. (2007): The Economics of Climate Change. The Stern Review. Cambridge: Cambridge University Press.
- Steurer, R. (2007): From government strategies to strategic public management: an exploratory outlook on the pursuit of cross-sectoral policy integration. *European Environment* 17 (3), S. 201–214.
- Steurer, R., Martinuzzi, A. (2005): Towards a new pattern of strategy formation in the public sector: first experiences with national strategies for sustainable development in Europe. *Environment and Planning/C: Government and Policy* 23 (3), S. 455–472.
- Stigson, B., Babu, S. P., Bordewijk, J., O'Donnell, P., Haavisto, P., Morgan, J., Osborn, D. (2009): Sustainability „Made in Germany“. We know you can do it. *Peer Review der deutschen Nachhaltigkeitspolitik*. Berlin: Rat für Nachhaltige Entwicklung.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems & Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Mriehele: Progress Press.
- UBA (Umweltbundesamt) (2010): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland. Aktualisierte Ausgabe. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2009): Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen. Dessau-Roßlau: UBA.
- UBA (2000): Ziele für die Umweltqualität. Eine Bestandsaufnahme. Berlin: UBA.
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2011): Towards a GREEN economy. Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication. A Synthesis for Policy Makers. Genf: UNEP.
- Veit, S. (2010): Bessere Gesetze durch Folgenabschätzung? Deutschland und Schweden im Vergleich. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften. Schriftenreihe interdisziplinäre Organisations- und Verwaltungsforschung 16.
- Volkery, A., Swanson, D., Jacob, K., Pinter, L. (2006): Coordination, Challenges, and Innovations in 19 National Sustainable Development Strategies. *World Development* 24 (12), S. 2047–2063.
- Volkery, A., Withana, S., Baldock, D. (2011): Towards a 7th Environment Action Programme: Potential Options and Priorities. Policy Paper for IEEP Project on: „Charting Europe's environmental policy future“. London, Brussels: Institute for European Environmental Policy.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2011): Welt im Wandel. Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation. Hauptgutachten. Berlin: WBGU.
- WBGU (2009): Factsheet Bioenergie. Berlin: WBGU. Factsheet 1/09. http://www.wbgu.de/fileadmin/templates/dateien/veroeffentlichungen/factsheets/fs2009-fs1/wbgu_factsheet_1.pdf (06.02.2012).

Abkürzungsverzeichnis

AEG	=	Allgemeines Eisenbahngesetz
AEUV	=	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
ALARA	=	As Low As Reasonable Achievable
APUG	=	Aktionsprogramm Umwelt und Gesellschaft
AWZ	=	ausschließliche Wirtschaftszone
AWZ Nordsee-ROV	=	Verordnung über die Raumordnung in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone in der Nordsee
AWZ Ostsee-ROV	=	Verordnung über die Raumordnung in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone in der Ostsee
BAFU	=	Bundesamt für Umwelt (Schweiz)
BArtSchV	=	Bundesartenschutzverordnung
BAT	=	Best Available Technique (dt. BVT = beste verfügbare Technik(en))
BattG	=	Batteriegesetz
BauGB	=	Baugesetzbuch
BBergG	=	Bundesberggesetz
BBodSchG	=	Bundesbodenschutzgesetz
BBOP	=	Business and Biodiversity Offset Programme
BDM	=	Biodiversitätsmonitoring (Schweiz)
BfN	=	Bundesamt für Naturschutz
BfR	=	Bundesinstitut für Risikobewertung
BfS	=	Bundesamt für Strahlenschutz
BFStrMG	=	Bundesfernstraßenmautgesetz
BGH	=	Bundesgerichtshof
BGR	=	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BImSchG	=	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	=	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BINATS	=	Monitoringsystem Biodiversity – Nature – Savety
BiomasseV	=	Biomasseverordnung
BIP	=	Bruttoinlandsprodukt
BISE	=	Biodiversity Information System for Europe
BJagdG	=	Bundesjagdgesetz
BLE	=	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMBF	=	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV	=	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMF	=	Bundesministerium der Finanzen
BMG	=	Bundesministerium für Gesundheit

Abkürzungsverzeichnis

BMU	=	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVBS	=	Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
BMWi	=	Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
BMZ	=	Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
BNatSchG	=	Bundesnaturschutzgesetz
BREFs	=	BAT Reference Documents
BSAP	=	Baltic Sea Action Plan
BSH	=	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BSPA	=	Baltic Sea Protected Areas
Bt	=	Bacillus thuringiensis
BtL	=	Biomass-to-Liquid
BVerfG	=	Bundesverfassungsgericht
BVerfGE	=	Entscheidungen des Bundesverfassungsgerichts
BVerwG	=	Bundesverwaltungsgericht
BVT	=	beste verfügbare Technik(en) (engl. BAT = Best Available Technique)
BWaldG	=	Bundeswaldgesetz
BWI	=	Bundeswaldinventur
BZE	=	Bodenzustandserhebung im Wald
C	=	Kohlenstoff
CAFE	=	Clean Air for Europe
CBD	=	Convention on Biological Diversity – Übereinkommen über die biologische Vielfalt
CFP	=	Carbon Footprints of Products
CH ₄	=	Methan
CICES	=	Common International Classification of Ecosystem Goods and Services
CIS	=	Common Implementation Strategy – gemeinsame Einführungsstrategie
CITES	=	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora – Washingtoner Artenschutzübereinkommen
CMA	=	Centrale Marketing-Gesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft
CMR	=	carcinogen, mutagen, reproduktionstoxisch (krebserzeugend, erbgutverändernd, fortpflanzungsgefährdend)
CO ₂	=	Kohlendioxid
CO _{2eq}	=	CO ₂ -Äquivalent
CORINE	=	Coordination of Information on the Environment
dB(A)	=	Dezibel (korrigiert nach Bewertungskurve A)
DBV	=	Deutscher Bauernverband
DG Env	=	Environment Directorate-General – Generaldirektion Umwelt
DGE	=	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
DLG	=	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
DLR	=	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
DMC	=	Domestic Material Consumption – Inländischer Materialverbrauch
DMC _{RÄ}	=	DMC in Rohstoffäquivalenten

Abkürzungsverzeichnis

DMI	=	Direct Material Input – Direkter Materialeinsatz
DMI _{RÄ}	=	DMI in Rohstoffäquivalenten
DüV	=	Düngeverordnung
EBCC	=	European Bird Census Council
ECHA	=	Europäische Chemikalienagentur
EEA	=	European Environment Agency – Europäische Umweltagentur
EEAC	=	European Environment and Sustainable Development Advisory Councils
EEG	=	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	=	Europäische Gemeinschaft
EGV	=	Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
EIONET	=	European Environment Information and Observation Network
EIPPC-Büro	=	European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau
ElektroG	=	Elektro- und Elektronikgerätegesetz
ELER	=	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
EnWG	=	Energiewirtschaftsgesetz
EPER	=	European Pollutant Emission Register – Europäisches Schadstoffregister
EU	=	Europäische Union
EU ETS	=	European Union Emission Trading System – Emissionshandelssystem der Europäischen Union
EuGH	=	Europäischer Gerichtshof
EuMon	=	EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest
EWG	=	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
F	=	fischereiliche Sterblichkeit
FAO	=	Food and Agriculture Organization of the United Nations – Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen
FFH	=	Fauna-Flora-Habitat
FFH-Richtlinie	=	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FLEGT	=	Forest Law Enforcement, Governance and Trade
Fm	=	Festmeter
F _{MSY}	=	Fischereiliche Sterblichkeit, bei der der höchstmögliche Dauerertrag erhalten oder erreicht wird
FoVG	=	Forstvermehrungsgutgesetz
FSC	=	Forest Stewardship Council
FTOH	=	Fluortelomeralkohole
FuE	=	Forschung und Entwicklung
GAP	=	Gemeinsame Agrarpolitik
GATT	=	General Agreement on Tariffs and Trade – Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen
GEF	=	Global Environment Facility
GenTG	=	Gentechnikgesetz
GFP	=	Gemeinsame Fischereipolitik
GG	=	Grundgesetz

Abkürzungsverzeichnis

GIS	=	Geoinformationssysteme
GLUA	=	Global Land Use Accounting – Globale Landnutzungsbilanzierung
GLUA _{cropland}	=	Global Land Use Accounting of Agricultural Cropland
Gt	=	Gigatonne(n)
Gtkm	=	Giga-Tonnenkilometer
GV	=	Gemeinschaftsverpflegung
GVFG	=	Gemeindeverkehrsfinanzierungsgesetz
GVO	=	gentechnisch veränderter Organismus
GVZ	=	Güterverkehrszentren
HELCOM	=	Helsinki-Commission – Kommission des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets von 1992
HNV	=	High Nature Value
HolzSiG	=	Holzhandels-Sicherungs-Gesetz
IARC	=	International Agency for Research on Cancer
ICES	=	International Council for the Exploration of the Sea – Internationaler Rat für Meeresforschung
ICG-MSFD	=	Intersessional Correspondence Groups for the Implementation of the Marine Strategy Framework Directive
ICMM	=	International Council on Mining and Metals
ICP Forests	=	International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests
IEA	=	International Energy Agency – Internationale Energieagentur
IED	=	industrial emissions directive – Industrieemissionsrichtlinie
IEKP	=	Integriertes Energie- und Klimaschutzprogramm
IKT	=	Informations- und Kommunikationstechnologie
IKZM	=	Integriertes Küstenzonenmanagement
ILO	=	International Labour Organization – Internationale Arbeitsorganisation
IMA	=	Interministerielle Arbeitsgruppe
IMO	=	International Maritime Organization – Internationale Seeschiffahrts-Organisation
infas	=	Institut für angewandte Sozialwissenschaft
INSPIRE	=	Infrastructure for Spatial Information in the European Community
InVeKos	=	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
IÖW	=	Institut für ökologische Wirtschaftsforschung
IPBES	=	Intergovernmental Science-Policy Platform for Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC	=	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPSRM	=	International Panel on Sustainable Resource Management
IRP	=	International Resource Panel
ISO	=	Internationale Organisation für Normung
ITTA	=	International Tropical Timber Agreement – Internationales Tropenholz-Übereinkommen
IUCN	=	International Union for Conservation of Nature
IVG	=	integrierte Vorhabengenehmigung
JRC	=	Joint Research Centre

Abkürzungsverzeichnis

kcal	=	Kilokalorie
KEP-Dienste	=	Kurier-, Express- und Paketdienste
KrWG	=	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KUP	=	Kurzumtriebsplantagen
L _{DEN}	=	Lärmschallpegel im Tag-Abend-Nacht-Index
LEH	=	Lebensmitteleinzelhandel
LIFE+	=	L'Instrument Financier pour l'Environnement – Finanzierungsinstrument für die Umwelt
lit.	=	Buchstabe
L _{Night}	=	Lärmschallpegel in der Nacht
LULUC	=	Land Use and Land Use Change – Landnutzung und Landnutzungsänderungen
MA	=	Millennium Ecosystem Assessment
MAK	=	maximale Arbeitsplatzkonzentration
MaRes	=	Projekt Materialeffizienz und Ressourcenschonung
MARPOL (-Übereinkommen)	=	International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships – Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MiD	=	Mobilität in Deutschland
MJ	=	Megajoule
MON810	=	eine gegen den Maiszünsler resistente Maislinie
MONARPOP	=	Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent Organic Pollutants
MOP	=	Deutsches Mobilitätspanel
MPA	=	Marine Protected Area – Meeresschutzgebiet
MSC	=	Marine Stewardship Council
MSRL	=	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MSY	=	maximum sustainable yield – höchstmöglicher Dauerertrag
Mt	=	Megatonne(n)
N	=	Stickstoff
N ₂ O	=	Lachgas
NABU	=	Naturschutzbund Deutschland
NAP	=	Nationaler Aktionsplan (zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln)
NaWaRo	=	nachwachsende Rohstoffe
NeFo	=	Netzwerk-Forum zur Biodiversitätsforschung Deutschland
NEM	=	Network Ecologische Monitoring (Niederlande)
NGOs	=	Non-Governmental Organisations – Nichtregierungsorganisationen
NH ₃	=	Ammoniak
NMVO	=	non methane volatile organic compounds – flüchtige organische Verbindungen ohne Methan
NNatG	=	Niedersächsisches Naturschutzgesetz
NO	=	Stickstoffmonoxid
NO ₂	=	Stickstoffdioxid
NO _x	=	Stickstoffoxide
NRMM	=	Non-Road Mobile Machinery – nichtstraßengebundene mobile Maschinen und Geräte
NRW	=	Nordrhein-Westfalen
NWI	=	nationaler Wohlfahrtsindex

Abkürzungsverzeichnis

OECD	=	Organisation for Economic Co-operation and Development – Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
ÖFS	=	ökologische Flächenstichprobe
ÖkoKennzG	=	Ökokennzeichengesetz
ÖPNV	=	öffentlicher Personennahverkehr
OSPAR (-Übereinkommen)	=	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (Oslo-Paris-Übereinkommen)
PBNE	=	Parlamentarischer Beirat für nachhaltige Entwicklung
PBT	=	persistent, bioakkumulierbar und toxisch
PCB	=	Polychlorierte Biphenyle
PCF	=	Product Carbon Footprint
PEFC	=	Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes
PFAS	=	Perfluoralkyl- und Polyfluoralkylsubstanzen
PFOA	=	Perfluorooctansäure
PFOS	=	Perfluorooctansulfonsäure
PFT	=	perfluorierte Tenside
PGM	=	Platingruppenmetalle
PJ	=	Petajoule
PM	=	Particulate Matter – Partikel mit einem Durchmesser von z. B. 2,5 µm (PM _{2,5}), 10 µm (PM ₁₀)
PNEC	=	Predicted no Effect Concentration – abgeschätzte höchste Stoffkonzentration, bei der kein Effekt auftritt
ppm	=	parts per million
ProgRess	=	Deutsches Ressourceneffizienzprogramm
PRTR	=	Pollutant Release and Transfer Register – Deutsches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister
r	=	Rohholzäquivalent
RegG	=	Regionalisierungsgesetz
RIPE	=	Réseaux IP Européens (REACH-Informationsportal)
RKI	=	Robert-Koch-Institut
ROG	=	Raumordnungsgesetz
RoHS	=	Restriction of Hazardous Substances
SCHER	=	Scientific Committee on Health and Environmental Risks
SEEA	=	System of Integrated Environmental and Economic Accounting – internationales System der umweltökologischen Gesamtrechnungen
SEIS	=	Shared Environmental Information System – gemeinsames europäisches Umweltinformationsnetzwerk
SEK	=	Schwedische Kronen
SO ₂	=	Schwefeldioxid
SPEAR	=	species-at-risk
SRU	=	Sachverständigenrat für Umweltfragen
SRÜ	=	Seerechtsübereinkommen
SrV	=	System repräsentativer Verkehrsverhaltensbefragungen
SSB	=	Spawning Stock Biomass – Biomasse laichreifer Tiere

Abkürzungsverzeichnis

STOA	=	Science and Technology Options Assessment
SUP	=	Strategische Umweltprüfung
SVHC	=	substances of very high concern – besonders besorgniserregende Stoffe
TA Luft	=	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TBT	=	Tributylzinn
TEEB	=	The Economics of Ecosystems and Biodiversity – Die Ökonomie der Ökosysteme und Biodiversität
THG	=	Treibhausgas
TierSchG	=	Tierschutzgesetz
tkm	=	Tonnenkilometer
TMC	=	Total Material Consumption – Vollständiger Materialverbrauch
TMR	=	Total Material Requirement – Vollständiger Materialaufwand
TMR _{RA}	=	TMR in Rohstoffäquivalenten
TWh	=	Terawattstunde(n)
UAP	=	Umweltaktionsprogramm
UBA	=	Umweltbundesamt
UGB	=	Umweltgesetzbuch
UNDP	=	United Nations Development Programme – Entwicklungsprogramm der Vereinten Nationen
UNECE	=	United Nations Economic Commission for Europe – Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen
UNEP	=	United Nations Environment Programme – Umweltprogramm der Vereinten Nationen
UNESCO	=	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization – Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur
UNFCCC	=	United Nations Framework Convention on Climate Change – Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen
UNFF	=	United Nations Forum on Forests – Waldforum der Vereinten Nationen
UNIDO	=	United Nations Industrial Development Organization – Organisation der Vereinten Nationen für industrielle Entwicklung
UVP	=	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	=	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
vPvB	=	very persistent, very bioaccumulative – sehr persistent und sehr (hoch) bioakkumulierbar
vTI	=	Johann Heinrich von Thünen-Institut
VwVfG	=	Verwaltungsverfahrensgesetz
WBGU	=	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WCRF	=	World Cancer Research Fund – internationale Krebsforschungsorganisation
WEEE	=	Waste Electrical and Electronic Equipment Directive
WHG	=	Wasserhaushaltsgesetz
WHO	=	World Health Organization – Weltgesundheitsorganisation
WRRL	=	Wasserrahmenrichtlinie
WTO	=	World Trade Organization – Welthandelsorganisation
WWF	=	World Wide Fund For Nature
WZE	=	Waldzustandserhebung

Stichwortverzeichnis

Die Zahlenangaben beziehen sich auf Textziffern. *Kursiv* aufgeführte Angaben beziehen sich auf *Kapitel* oder *Ab-schnitte*.

2°-Ziel / 80%- bzw. 95%-Reduktionsziel (84, 248)

Abfallwirtschaft (120 ff.)

Agrarumweltmaßnahmen (184, 222, 235)

- im Wald (387)
- Monitoring der Wirkung (583, 636, 647, 660)

Angleichung von Raum und Geschwindigkeiten (5.5.2)

Anlagenzulassungsrecht (9)

Antibiotika (3.2.5, 180 f.)

- Einsatz (3.2.5, 180 f.)
- Resistenzen (3.2.5, 180 f.)

Arbeits- und Umwelttoxizität (108)

Arten, gebietsfremde (8.1.1, 374, 448)

Aufenthaltsräume (290, 291, 294)

Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) (501, 8.5.1)

Ballungsräume (5)

Behördenkooperation (433)

Belastungen durch den motorisierten Straßenverkehr (242, 5.2)

Bevölkerungsentwicklung und Szenarien für den Personenverkehr (5.3.3)

Biodiversität (2, 46, 51, 575 f., 635, 2.2.1, 7.6.1.2)

- Arten (2, 30, 579, 653)
- genetische (2, 635, 653)
- in Waldökosystemen (347 ff.)
- Monitoring (394, 637, 660, 10.3.1, 10.4.2)
- Ökosysteme (2, 14, 18, 30, 32 f., 37, 105)
- und Agro-Gentechnik (10.3.3)
- und Klimawandel (362, 10.3.2)
- Verlust von (40 ff., 3.2.2, 51, 347, 576, 579 f., 606, 693)

Biodiversitätskonvention (*siehe* Übereinkommen über die biologische Vielfalt)

Biodiversitätsstrategie (*siehe* nationale Strategie zur biologischen Vielfalt)

biologische Vielfalt (*siehe* Biodiversität)

Bundesberggesetz (134)

Bundesverkehrswegeplan (BVWP) (4.4.3)

Carsharing (332)

Chemikalien (*siehe auch* REACH und Stoffe)

- Belastungen (10.3.4.1–10.3.4.3)
- Regulierung (10.3.5, 628 f., 634, 657)
- Risiken (10.3.4.2, 10.3.4.3, 659)

Chemikalienrecht (Chemikalienregulierung) (601 f.)

- EU-Rechtsakte (10.3.5.1)
- REACH (10.3.5.2, 646, 658)

CO₂

- aus Moorböden (405)
- Bepreisung von CO₂-Emissionen (4.4.1.1)
- CO₂-bezogene Kfz-Steuer (318 ff.)
- Emissionen des Güterverkehrs (242, 248)
- Emissionsgrenzwerte (268, 287, 318)

Dematerialisierung (250)

Dienstwagenprivileg (321)

Effizienzsteigerung (117 ff.)

- im Güterverkehr (250, 253, 268, 286)

Einschränkung von Lebensräumen (5.2.1)

Elektrifizierung des Straßengüterverkehrs (257, 284, 286)

Elektroautos (336)

Elektromobilität (336)

Emissionen (108 f.)

emissionsarme Fahrzeuge, Förderung (5.5.5)

Emissionshandel (141)

- im Straßenverkehr (265)

Energiesteuer (264, 319)

Energieverbrauch (111 f.)

Entflechtungsgesetz (327)

Entkopplung (1.4, 1.6.2, 2.3.1, 2.3.2, 2.3.3)

- absolute und relative Entkopplung (62)
- Rebound-Effekt (66, 268)
- und Thermodynamik (67)
- von Wirtschaftswachstum und Güterverkehr (4.3.2)

Ernährungsgewohnheiten (3.2, 3.5)

Europäische Meerespolitik (8.2, 520)

- Blaubuch (460, 516)
- Deutsche Umsetzung (462)
- Grünbuch (457 ff., 516)

Europäischer Binnenmarkt (247, 283)

Externe Kosten

- des Kfz-Personenverkehrs (316)
- Internalisierung im Güterverkehr (4.4.1)
- Internalisierung externer Kosten des Lebensmittelkonsums (200, 204 ff.)

Fahrradverkehr (328 ff.)

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (137, 259, 347, 394, 400, 422, 479, 495, 583, 636, 660)

FFH-Gebiete (137, 155, 347, 394, 422, 498 ff., 592)

FFH-Richtlinie (*siehe* Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie)

Finanzierung

- von Moorschutzmaßnahmen (439)

Fischerei (445, 448 f., 450, 452, 520)

- Eingriffe (448 f.)

Flächeninanspruchnahme des Verkehrs (5.2.1)

Förderung (*siehe* emissionsarme Fahrzeuge und Umweltverbund)

Forststrategie der EU (393)

Forstwirtschaft (363 ff.)

Fußgängerverkehr (328 ff.)

Gemeindeverkehrsfinanzierungsgesetz (327)

Gemeinsame Agrarpolitik (409, 452, 492 f.)

Gemeinsame Fischereipolitik (452, 492 f., 520)

Gesättigte-Fettsäuren-Steuer (3.6.1, 206 ff.)

Geschwindigkeitsbeschränkungen (Tab. 5-2, 325, 329)

Grüne Wirtschaft (58, 11.3.3)

Güternutzung (119)

Gütertransportintensität (238, 249 ff.)

Güterverkehr (4)

- Aufkommen (238, 240, 242)
- Güterverkehrsleistung (238)
- Historische Entwicklung und Status quo (240, 242)
- Trends (244)
- Szenarien (244, 251)

- in Ballungsräumen (309, 314)

- Straßengüterverkehr (4, 309)

- Modi (238 ff.)

- Güterverkehrszentren (GVZ) (252)

Helsinki-Konvention (455, 472)

Holzeinschlag, illegaler (395)

Holzexporte (365)

Holzimporte (365)

Holzprodukte (361, 365)

Immissionen (556, 571)

Indikatoren (1.2.4, 129 ff.)

Industrieemissionsrichtlinie (9.3.3)

Infrastrukturengpässe (252, 269 ff., 286)

Integration (9)

- externe (525, *siehe auch* Umweltpolitikintegration)
- formelle (527, 538 ff., 558 ff.)
- interne (526 ff.)
- materielle (527, 542 ff., 563 ff.)
- integrierter Umweltschutz (9, 523 ff.)

Integrierte Verkehrsentwicklungsplanung (5.5.6)

Integrierte Vorhabengenehmigung (560 ff.)

Integriertes Küstenzonenmanagement (8.5.2)

Intermodale Verkehrsdienstleistungen (5.5.4)

Kfz-bezogene Steuern (318 ff.)

Klimaschutz (3.2.3, 577)

- im Verkehr (4)
- im Wald (359 ff., 375, 397)
- Moorböden (422 f., 7.5)

Klimawandel

- Adaptation (362)
- Mitigation (362)
- und Waldökosysteme (6.2.3)

Kohlendioxid (*siehe* CO₂)

Kohlenstoffkreislauf (345)

- in Waldökosystemen (359 f.)

Konsum (3)

Konsumentenpräferenzen (3.5.1, 213 ff.)

Korrektur verkehrserzeugender ökonomischer Anreize (317)

Kostentransparenz und -internalisierung

- im Verkehr (4.4.1, 287, 5.5.1)

Kraftstoffe

- Besteuerung fossiler Kraftstoffe (264)
- Biokraftstoffe (258 f.)
- Upstream-Emissionshandel für Kraftstoffe (265)
- Wasserstoff und synthetische Kohlenwasserstoffe (260)

Kreislaufführung (2.4.3)

Lärm (siehe Straßenverkehrslärm)

Lebensmittel (3)

- Außer-Haus-Verzehr (3.6.2)
- Biodiversität (3.2.2, 177 ff., 184)
- Eutrophierung (3.2.4)
- Flächenverbrauch (3.2.1)
- Klimarelevanz (3.2.3)
- Label (219 ff.)
- Mindesthaltbarkeitsdatum (218)
- Pflanzenschutzmittel (3.2.4)
- Ressourcenverbrauch (3.2.1)
- Umweltauswirkungen (3.2)
- Wasserverbrauch (3.2.6)
- Werbung (3.6.3)

Lebensmittelverluste (3.2.7, 216, 218, 223, 225 f., 228 f.)

Lebensqualität (1.6.3, 289, 358)

Lock-in (266)

Luftbelastung

- Dieselruß (298)
- durch den Verkehr (5.2.4)
- Feinstaub (298)
- Ozon (bodennahes) (300)
- Rohstoffabbau (108 f.)
- Stickstoffoxide (NO_x) (299, 370)
- Stickstoffdioxid (NO₂) (299)
- Wirkungen (298 ff.)

Luftqualitätsgrenzwerte (298, 556)

Marine Raumordnung (8.5.1, 520)

- Eignungsgebiete (509 ff.)
- Europäischen Initiativen zur (516)
- Vorbehaltsgebiete (509 ff.)
- Vorranggebiete (509 ff.)
- Wirkung (509 ff.)

Maritime Wirtschaft (450 ff.)

Maßnahmen für einen umweltfreundlichen Verkehr (5.5)

Materialflussindikatoren (129 f.)

Materialinputsteuer (140)

Maut und Straßenbenutzungsgebühren (267, 287)

Meeresbundesamt (476 f.)

Meeresschutz (8)

- Herausforderungen (8.1.2)
- Interessen (8.1.2)
- Politiken (8.3)
- Relevante Sektorpolitiken (450, 8.3.4)
- und Rohstoffgewinnung (503 ff.)

Meeresschutzgebiete (8.3, 520)

- In der deutschen AWZ (502 ff.)

Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) (445 ff., 8.3, 520)

- Deskriptoren (467)
- Guter Umweltzustand (467)
- Maßnahmenprogramme (466, 468)
- Regionale Umsetzung (8.3.3)
- Umsetzung in Deutschland (8.3.2)
- Umweltziele (482 f.)
- Ziel der (465)

Mehrwertsteuer (205 ff.)

Miniaturisierung (117)

Ministerielle Zusammenarbeit (11.3.1)

- zur Waldpolitik (396)

Mobilität (289)

Mobilitätseingeschränkte Personen (293)

Mobilitätsmanagement (331)

Mobilitätsverhalten (5.3.1)

Mobility Pricing (322)

Modal Split (303, 306)

- im Güterverkehr (238, 240)

Monitoring (10)

- der Biodiversität (10.3.1, 10.3.2, 655)
- im Wald (394, 584, 589, 602)
- Finanzierung (10.4.5, 663)
- fragmentiertes (10.2.3, 654)
- medienübergreifendes (10.2.4, 656 ff., 10.4.1)
- Monitoringstandards (10.4.4, 660, 662)

- und Natura 2000 (394, 642)
- von Chemikalien (10.3.4, 656 ff.)
- Moor**
 - Biodiversität von Mooren (7.6.1.2)
 - Bundesinitiative Moorschutz (7.7.1)
 - Klimarelevanz von Mooren (7.3.2)
 - Moorflächen (7.3.1)
 - Moornutzungsformen (407)
 - Moorrenaturierung (420)
 - Moorschutzprogramm (7.6.2)
 - Nutzungsextensivierung von Mooren (409)
 - THG-Vermeidungskosten (421)
 - Wasserhaushalt von Mooren (424)
 - Wiedervernässung von Mooren (420)
- motorisierter Individualverkehr (MIV) (5)**
- Nachhaltigkeit**
 - Nachhaltigkeitsmodelle (1.2.1, 690 f.)
 - starke und schwache Nachhaltigkeit (41 f., 50)
- Nachhaltigkeitsmodelle (690 f.)**
- Nachhaltigkeitsprüfung (699 ff., 715)**
- Nachhaltigkeitsstrategien**
 - EU Nachhaltigkeitsstrategie (679, 11.3.4, 11.3.4.1)
 - Nationale Nachhaltigkeitsstrategie (679, 11.3.2, 11.3.4, 11.3.4.2)
- Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (426)**
 - und Nachhaltigkeitsstrategie (379, 391, 661, 679 f.)
 - Umsetzung im Lebensraum Wald (351 ff.)
 - Ziele für den Lebensraum Moor (426)
 - Ziele für den Lebensraum Wald (349)
- Nationaler Radverkehrsplan (326, 329)**
- Natura 2000**
 - Berichtspflichten (394)
 - Monitoring (394)
 - Management (394)
 - Moorböden (422)
 - Netzwerk (Gebietsnetz) (498 ff., 505)
 - im Wald (394, 396 f.)
 - Rohstoffabbau (137)
- Naturschutz**
 - Biotopverbund (355, 373, 394, 422)
 - Bundeskompetenz für den (434)
 - Finanzierung, in Waldökosystemen (387)
 - Rohstoffabbau (2.4.1)
 - und Bildung (357, 388)
- Nordsee (447 ff.)**
 - Belastungen (8.1.1, 479)
 - Kies- und Sandabbau in der (503)
 - Klimawandel (449)
 - Nutzungen (447 f.)
 - Raumordnungsplan für die (507 ff.)
 - Schutzziele (482 ff.)
- Normenkontrollrat (701)**
- Nutzungsgrenzen im Wald (385, 397)**
- Öffentliche Zugänglichkeit von Daten (577, 638, 644, 647, 664)**
- Öffentlicher Personennahverkehr, Finanzierung (327)**
- Offshore-Windenergienutzung (510)**
- Ökologische Flächenstichprobe (10.4.2, 593, 595 ff, 600, 637, 660)**
- Ökologische Grenzen (1.2.3, 98, 575, 578 f., 588)**
 - Grenzüberschreitungen (49, 1.4.2)
 - Planetarische Grenzen (49, 55)
 - Umkippeffekte (49)
 - Umweltziele (1.6.1)
 - Verzahnung von Politik und Wissenschaft (1.6.1, 98, 589, 11.2.2, 11.2.3, 714)
- Ökologische Mindeststandards in der Forstwirtschaft (6.4.2)**
 - Definition (383 f.)
 - rechtliche Implementierung (377, 383, 397)
 - Umsetzung in den Ländern (379, 386)
- Ökologischer Landbau (3.2.7)**
- Ökosystemarer Ansatz (8.1.3)**
- Ökosystemleistungen (auch Ökosystemdienstleistungen) (1.2.2, 51, 423, 444, 575, 579, 665, 674, 682 ff., 694, 705)**
 - Definition (44)
 - im Wald (354, 381, 386 f., 392, 396)
 - Inwertsetzung (1.2.2)
 - Monitoring (591, 594, 638, 661)
- Ökotoxizität**
 - Rohstoffabbau (109)
- Ölpreisentwicklung (251)**
- OSPAR (455, 472)**
- Ostsee (449)**
 - Belastungen (8.1.1)
 - Raumordnungsplan (507 ff.)

- Paludikulturen** (7.4.3)
- Parkraummanagement** (323)
- Pendlerpauschale** (317)
- Pendlerverkehr, Pendlerverflechtung** (315)
- Personenverkehr**
- Personenverkehrsleistung (302 ff.)
 - Personenverkehrsaufkommen (302 ff.)
 - Szenarien für den Personenverkehr (311)
- Personenwirtschaftsverkehr** (309, 314)
- Pfand** (149)
- Politische Strategien** (II, II.1, II.3, 715)
- Primärbaustoffsteuer** (139)
- Produzentenverantwortung** (143 ff.)
- REACH** (10.3.5.2)
- Registrierung (10.3.4.1, 621, 626 ff., 651)
 - Stoffsicherheitsbeurteilung (604, 624, 627, 640, 661)
- Recycling** (120 ff.)
- Regelgeschwindigkeit** (325)
- Regenerative Energiequellen/Erneuerbare Energien** (709 ff.)
- im Güterverkehr (254 ff., 4.5)
- Regionale Wirtschaftsförderung/Regionalvermarktung** (252, 286)
- Regionalisierungsgesetz** (327)
- Ressourcen** (99)
- ressourcenschonende Nutzung von Holz (397)
- Ressourcennutzung** (I.2, I.3)
- Verteilungsgerechtigkeit (I.2.1)
 - Verallgemeinerbarkeit der Nutzungsansprüche (I.2.1)
- Rohstoffe**
- Metallische (104)
 - Mineralische (104)
 - Materialeffizienz (117 f.)
- Rohstoffpartnerschaften** (151 f.)
- Rohstoffrahmenabkommen** (153)
- Schifffahrtsrouten** (510)
- Seeschifffahrt** (8.1)
- Eingriffe (448)
 - Regulierung (450)
- Wirtschaftliche Bedeutung (451)
 - und Raumordnung (510)
- Sektorale Fahrverbote** (283)
- Sektorstrategien** (679, II.3.2, II.3.6, II.5)
- Seltene Erden** (108, 144, 153)
- Staatliche Verantwortung**
- Optimierungsauftrag (4.3.2, II.2.1)
 - Staatszielbestimmung Umweltschutz (II.2.1)
 - Umbau des Verkehrssystems (286)
 - Untermaßverbot (II.2.1)
- Stadtregionen** (288)
- Stoffe**
- Charakterisierung umweltrelevanter Stoffe (10.3.4.1)
 - diffuse Stoffeinträge (1, 184, 424, 448, 535, 576, 632, 655)
 - Kenntnislücken in der Umweltbewertung von Stoffen (10.3.4.3)
 - Monitoring (10.3.4, 10.4)
 - Regulierung (10.3.5)
- Stoffströme** (128)
- Straßenverkehrslärm** (267, 297)
- Strategische Umweltprüfung** (SUP) (274, 278, 530)
- Tempo 30** (Tab. 5-2, 325)
- Tertiärisierung** (250, 286)
- Thermodynamik** (I.2.1)
- THG** (siehe Treibhausgasemissionen)
- Torf**
- Torfimport (410)
 - Torfabbau (410)
 - Torfnutzung (410)
 - Torfersatzstoffe (410)
- Treibhausgasemissionen** (7.3.2)
- Trolley-Trucks** (257, 286)
- Übereinkommen über die biologische Vielfalt**
- Umsetzung in Deutschland: Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (350, 376, 396)
 - Ziele (14, 46, 454, 498, 576)
- umweltfreundlicher Verkehr**
- Indikatoren (313)
 - Leitbild (312)
 - Qualitätsziele (312)

Umweltgerechtigkeit (301)

Umweltpolitik

- Mainstreaming (11.1, 11.4)
- Steuerungsprobleme (11.1, 11.2, 11.3.3, 11.3.4, 11.3.6)
- Transformationsprozesse (*15, 72, 11.1, 11.2.2)
- Umweltziele (11.2, 11.3, 11.4, 11.5)

Umweltpolitikintegration

- Integrationsklausel AEUV (669)
- Integrationsklausel GG (11.4, 716)
- Initiativrecht des Umweltministeriums (11.4, 716)
- Interministerielle Arbeitsgruppe „Umwelt“ (11.4, 716)
- Suspensives Vetorecht des Umweltministeriums (*15, 11.4, 716)

Umweltstrategien (11)

- Umweltaktionsprogramme der EU (11.3.4.1, 11.3.5.1, 11.3.5.2)
- Umweltprogramme in Deutschland (11.3.1, 11.3.2, 692, 11.3.5.2, 11.4, 11.5)

Umweltverbund, Förderung (312, 5.5.3)

Umweltzonen (334 ff.)

UVP (529)

Verantwortung (43, siehe auch Staatliche Verantwortung)

Verbraucherverhalten (119, 3.5, 3.6)

Verkehrsaufkommen (siehe Güterverkehr und Personenverkehr)

Verkehrsentwicklung in Ballungsräumen (5.3)

Verkehrsleistung (siehe Güterverkehr und Personenverkehr)

Verkehrsunfälle (295 ff.)

- innerorts (295 ff.)

Verkehrsvermeidung (252, 263)

Verlagerung auf die Schiene (4.3.4, 286)

Vogelschutzgebiete (498 ff.)

Volkswirtschaftliche Kosten des Verkehrs (316)

Vorbildwirkung

- des öffentlichen Waldes (381, 397)

Vorsorgeprinzip (11.2.1)

Wachstum (1.1, 1.3, 1.5)

- Grenzen des Wachstums (1.1)
- Grünes Wachstum (58)
- Postwachstumsgesellschaft (59 ff.)
- und Investitionen (1.5.1, 95)
- Verteilungskonflikte (93)
- Wachstumszwänge (1.5)
- Wachstumsunabhängigkeit (1.6.3)
- Wohlfahrt (91, 114)
- Wohlfahrtsmessung (91 f.)

Wald

- Diffuse Stoffeinträge (347, 370)
- und Funktionen des Waldes (6.2)
- und Klimawandel (6.2.3)
- und Nachhaltigkeit (6.1)
- und Nutzungsgrenzen (385, 397)
- Waldbesitz (346)
- Waldumbau (6.2.6.2)
- Zustand des Waldes (6.2.6)

Waldstrategie

- der Länder (351, 377, 379)
- Waldstrategie 2020 (6.3)

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (424, 8.3.5)

Wasserverbrauch

- Rohstoffabbau (110)

Wild

- Wald-Wild-Konflikt (6.2.6.1)
- Wildschaden (362, 6.2.6.1, 6.4.6, 397)

Wildnis

- im Wald (6.2.2, 397)
- in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (355)
- rechtlich sichern (6.4.4)

Windkraft

- im Wald (367)
- Monitoring der Wirkungen (595)
- Offshore (447, 450, 468, 503, 505, 8.5.1)

Wohlfahrt (siehe Wachstum)

Zertifizierung

- von Rohstoffen (150)
- der Holzproduktion (366)

Rechtsquellenverzeichnis

13. BImSchV	Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen)
2. BImSchV	Zweite Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Emissionsbegrenzung von leichtflüchtigen halogenierten organischen Verbindungen)
39. BImSchV	Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen
9. BImSchV	Neunte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über das Genehmigungsverfahren)
Abfallrahmenrichtlinie	Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien
Abfallverbrennungsanlagenrichtlinie	Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungs-Richtlinie)
AEG	Allgemeines Eisenbahngesetz
AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen	Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen (General Agreement on Tariffs and Trade – GATT)
Altauto-Richtlinie	Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge
AWZ Nordsee-ROV	Verordnung über die Raumordnung in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone in der Nordsee
AWZ Ostsee-ROV	Verordnung über die Raumordnung in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone in der Ostsee
Badegewässer-Richtlinie	Richtlinie 2006/7/EG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG
Batteriegesetz – BattG	Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Batterien und Akkumulatoren
BauGB	Baugesetzbuch
BBergG	Bundesberggesetz
Biomasseverordnung – BiomasseV	Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse in ihrer durch die 1. Verordnung zur Änderung der Biomasseverordnung vom 9. August 2005 geänderten Fassung
Biozid-Richtlinie	Richtlinie 98/8/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Februar 1998 über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten
BJagdG	Bundesjagdgesetz

Bundesartenschutzverordnung – BArtSchV	Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten
Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten
Bundesfernstraßenmautgesetz – BFStrMG	Gesetz über die Erhebung von streckenbezogenen Gebühren für die Benutzung von Bundesautobahnen und Bundesstraßen
Bundes-Immissionsschutzgesetz – BImSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge
Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG	Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege
Bundesschienenwegeausbaugesetz	Gesetz über den Ausbau der Schienenwege des Bundes
Bundeswaldgesetz – BWaldG	Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft
CBD	Übereinkommen über die biologische Vielfalt vom 5. Juni 1992 (Convention on Biological Diversity)
CLP-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006
Düngeverordnung – DüV	Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen
EG-Öko-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates vom 28. Juni 2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91
EGV	Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
Elektro- und Elektronikgerätegesetz – ElektroG	Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten
ELER-Durchführungsverordnung	Verordnung (EG) Nr. 1974/2006 der Kommission vom 15. Dezember 2006 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)
ELER-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)
EMAS-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 1221/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. November 2009 über die freiwillige Teilnahme von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 761/2001, sowie der Beschlüsse der Kommission 2001/681/EG und 2006/193/EG
Emissionshandelsrichtlinie	Richtlinie 2009/29/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des Gemeinschaftssystems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten

Energiesteuerrichtlinie	Richtlinie 2003/96/EG des Rates vom 27. Oktober 2003 zur Restrukturierung der gemeinschaftlichen Rahmenvorschriften zur Besteuerung von Energieerzeugnissen und elektrischem Strom
Energiewirtschaftsgesetz – EnWG	Gesetz über die Elektrizitäts- und Gasversorgung
Entflechtungsgesetz – EntflechtG	Gesetz zur Entflechtung von Gemeinschaftsaufgaben und Finanzhilfen
EPER-Entscheidung	Entscheidung 2000/479/EG der Kommission vom 17. Juli 2000 über den Aufbau eines Europäischen Schadstoffemissionsregisters (EPER) gemäß Artikel 15 der Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IPPC)
Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG	Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien
Erneuerbare-Energien-Richtlinie	Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG
Eurovignetten-Richtlinie	Richtlinie 2011/76/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. September 2011 zur Änderung der Richtlinie 1999/62/EG über die Erhebung von Gebühren für die Benutzung bestimmter Verkehrswege durch schwere Nutzfahrzeuge
Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie – FFH-Richtlinie	Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen
Fernstraßenausbaugesetz – FStrAbG	Gesetz über den Ausbau der Bundesfernstraßen
FLEGT-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 2173/2005 des Rates vom 20. Dezember 2005 zur Einrichtung eines FLEGT-Genehmigungssystems für Holzeinfuhren in die Europäische Gemeinschaft
Forstschäden-Ausgleichsgesetz – ForstSchAusglG	Gesetz zum Ausgleich von Auswirkungen besonderer Schadensereignisse in der Forstwirtschaft
FoVG	Forstvermehrungsgutgesetz
Freisetzungsrichtlinie	Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. März 2001 über die absichtliche Freisetzung genteisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates
Gemeindeverkehrsfinanzierungsgesetz – GVFG	Gesetz über Finanzhilfen des Bundes zur Verbesserung der Verkehrsverhältnisse der Gemeinden
Gemeinschaftskodex für Humanarzneimittel	Richtlinie 2001/83/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. November 2001 zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel
Genfer Luftreinhalteübereinkommen	Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung vom 13. November 1979
Gentechnikgesetz – GenTG	Gesetz zur Regelung der Gentechnik
Gesetz zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie	Gesetz zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie sowie zur Änderung des Bundeswasserstraßengesetzes und des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes
Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie	Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz vom 27. Juli 2001

GG	Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland
Gleisanschlussförderrichtlinie	Richtlinie (Verwaltungsvorschrift) zur Förderung des Neu- und Ausbaus sowie der Reaktivierung von privaten Gleisanschlüssen
Großfeuerungsanlagenrichtlinie	Richtlinie 2001/80/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft
Grundwasserrichtlinie	Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung
Helsinki-Übereinkommen	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area)
Holzhandels-Sicherungs- Gesetz – HolzSiG	Gesetz gegen den Handel mit illegal eingeschlagenem Holz
Industrieemissionsrichtlinie – IED	Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung)
INSPIRE-Richtlinie	Richtlinie 2007/2/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2007 zur Schaffung einer Geodateninfrastruktur in der Europäischen Gemeinschaft (INSPIRE)
ITTA	Internationales Tropenholz-Übereinkommen (International Tropical Timber Agreement)
IVU-Richtlinie	Richtlinie 96/61/EG, kodifiziert als Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
Klimarahmenkonvention – UNFCCC	Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (United Nations Framework Convention on Climate Change)
Kommunale Abwasserrichtlinie	Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG)
Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG	Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen
Lösemittelrichtlinie – VOC-Richtlinie	Richtlinie 1999/13/EG des Rates vom 11. März 1999 über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösungsmittel entstehen
Luftqualitätsrichtlinie	Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa
MARPOL	Internationales Übereinkommen von 1973 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe in der Fassung des Protokolls von 1978 zu diesem Übereinkommen (International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships – MARPOL 73/78)
Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – MSRL	Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt

Rechtsquellenverzeichnis

Naturschutzgesetz Baden-Württemberg	Gesetz zum Schutz der Natur, zur Pflege der Landschaft und über die Erholungsvorsorge in der freien Landschaft
Nitratrichtlinie	Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen
NNatG	Niedersächsisches Naturschutzgesetz
Ökodesign-Richtlinie	Richtlinie 2005/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. Juli 2005 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energiebetriebener Produkte und zur Änderung der Richtlinie 92/42/EWG des Rates sowie der Richtlinien 96/57/EG und 2000/55/EG des Europäischen Parlaments und des Rates
Ökokennzeichengesetz – ÖkoKennzG	Gesetz zur Einführung und Verwendung eines Kennzeichens für Erzeugnisse des ökologischen Landbaus
OSPAR-Übereinkommen	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic)
Pflanzenschutzmittel-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates
Pflanzenschutz-Rahmenrichtlinie	Richtlinie 2009/128/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden
POP-Übereinkommen	Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe
POP-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG
PRTR-Protokoll	UN/ECE Protokoll über Register zur Erfassung der Freisetzung und Verbringung von Schadstoffen (PRTR)
PRTR-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates
REACH-Verordnung	Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission
Regionalisierungsgesetz – RegG	Gesetz zur Regionalisierung des öffentlichen Personennahverkehrs
Richtlinie 1999/32/EG	Richtlinie 1999/32/EG des Rates vom 26. April 1999 über eine Verringerung des Schwefelgehalts bestimmter flüssiger Kraft- oder Brennstoffe und zur Änderung der Richtlinie 93/12/EWG

Rechtsquellenverzeichnis

Richtlinie 2004/107/EG	Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft
Richtlinie 2008/105/EG	Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG
Richtlinie 2010/77/EU	Richtlinie 2010/77/EU der Kommission vom 10. November 2010 zur Änderung der Richtlinie 91/414/EWG hinsichtlich des Ablaufs der Fristen für die Aufnahme bestimmter Wirkstoffe in Anhang I
Richtlinie 78/176/EWG	Richtlinie 78/176/EWG des Rates vom 20. Februar 1978 über Abfälle aus der Titandioxid-Produktion
Richtlinie 82/883/EWG	Richtlinie 82/883/EWG des Rates vom 3. Dezember 1982 über die Einzelheiten der Überwachung und Kontrolle der durch die Ableitungen aus der Titandioxidproduktion betroffenen Umweltmedien
Richtlinie 92/112/EWG	Richtlinie 92/112/EWG des Rates vom 15. Dezember 1992 über die Modalitäten zur Vereinheitlichung der Programme zur Verringerung und späteren Unterbindung der Verschmutzung durch Abfälle der Titandioxid-Industrie
ROG	Raumordnungsgesetz
RoHS-Richtlinie	Richtlinie 2011/65/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 8. Juni 2011 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten
Schwefeldioxid-Richtlinie	Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1980 über Grenzwerte und Leitwerte der Luftqualität für Schwefeldioxid und Schwebstaub (80/779/EWG)
Seerechtsübereinkommen – SRÜ	Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982
SUP-Richtlinie	Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme
Tabakwerbe-Richtlinie	Richtlinie 2003/33/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 26. Mai 2003 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten über Werbung und Sponsoring zugunsten von Tabakerzeugnissen
Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft	Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 24. Juli 2002
TierSchG	Tierschutzgesetz
Umgebungslärmrichtlinie	Richtlinie 2002/49/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm
Umweltinformationsrichtlinie	Richtlinie 2003/4/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28. Januar 2003 über den Zugang der Öffentlichkeit zu Umweltinformationen und zur Aufhebung der Richtlinie 90/313/EWG des Rates

Rechtsquellenverzeichnis

Umweltzeichenverordnung	Verordnung (EG) Nr. 66/2010 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. November 2009 über das EU-Umweltzeichen
Urbarmachungsedikt	Erlass des preußischen Königs Friedrich II. vom 22. Juli 1765
UStG	Umsatzsteuergesetz
UVP-Änderungsrichtlinie	Richtlinie 97/11/EG vom 3. März 1997 zur Änderung der Richtlinie 85/337/EWG über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
UVP-Richtlinie	Richtlinie des Rates vom 27. Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (85/337/EWG)
Verordnung (EG) Nr. 726/2004	Verordnung (EG) Nr. 726/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 zur Festlegung von Gemeinschaftsverfahren für die Genehmigung und Überwachung von Human und Tierarzneimitteln und zur Errichtung einer Europäischen Arzneimittel-Agentur
Verwaltungsstruktur-Reformgesetz Baden-Württemberg	Gesetz zur Reform der Verwaltungsstruktur, zur Justizreform und zur Erweiterung des kommunalen Handlungsspielraums
Vogelschutzrichtlinie	Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung)
VwVfG	Verwaltungsverfahrensgesetz
Washingtoner Artenschutzübereinkommen – CITES	Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora)
Wasserhaushaltsgesetz – WHG	Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts
Wasserrahmenrichtlinie – WRRL	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
WEEE-Richtlinie	Richtlinie 2002/96/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Januar 2003 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte
WRRL-Tochterraichtlinie	Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Erlass über die Einrichtung eines Sachverständigenrates für Umweltfragen bei dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Vom 1. März 2005

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und Umweltbedingungen der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird ein Sachverständigenrat für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen besteht aus sieben Mitgliedern, die über besondere wissenschaftliche Kenntnisse und Erfahrungen im Umweltschutz verfügen müssen.

(2) Die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder -lehrerin oder als Mitarbeiter oder Mitarbeiterin eines wissenschaftlichen Instituts, angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentant oder Repräsentantin eines Wirtschaftsverbandes oder einer Arbeitgeber- oder Arbeitnehmerorganisation sein oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen; sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Sachverständigenrates für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 3

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen. Er soll Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

§ 4

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlass begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 5

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen gibt während der Abfassung seiner Gutachten den jeweils fachlich betroffenen Bundesministerien oder ihren Beauftragten

Gelegenheit, zu wesentlichen sich aus seinem Auftrag ergebenden Fragen Stellung zu nehmen.

§ 6

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen kann zu einzelnen Beratungsthemen Behörden des Bundes und der Länder hören sowie Sachverständigen, insbesondere Vertretern und Vertreterinnen von Organisationen der Wirtschaft und der Umweltverbände, Gelegenheit zur Äußerung geben.

§ 7

(1) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen erstattet alle vier Jahre ein Gutachten und leitet es der Bundesregierung jeweils im Monat Mai zu.

Das Gutachten wird vom Sachverständigenrat für Umweltfragen veröffentlicht.

(2) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen erstattet zu Einzelfragen zusätzliche Gutachten oder gibt Stellungnahmen ab. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit kann den Sachverständigenrat für Umweltfragen mit der Erstattung weiterer Gutachten oder Stellungnahmen beauftragen. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen leitet Gutachten oder Stellungnahmen nach Satz 1 und 2 dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu.

§ 8

(1) Die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen werden vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit nach Zustimmung des Bundeskabinetts für die Dauer von vier Jahren berufen. Dabei wird auf die gleichberechtigte Teilhabe von Frauen und Männern nach Maßgabe des Bundesgremienbesetzungsgesetzes hingewirkt. Wiederberufung ist möglich.

(2) Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklären.

(3) Scheidet ein Mitglied vorzeitig aus, so wird ein neues Mitglied für die Dauer der Amtszeit des ausgeschiedenen Mitglieds berufen; Wiederberufung ist möglich.

§ 9

(1) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte einen Vorsitzenden oder eine Vorsitzende für die Dauer von vier Jahren. Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Sachverständigenrat für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

(3) Vertritt eine Minderheit bei der Abfassung der Gutachten zu einzelnen Fragen eine abweichende Auffassung, so hat sie die Möglichkeit, diese in den Gutachten zum Ausdruck zu bringen.

§ 10

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen wird bei der Durchführung seiner Arbeit von einer Geschäftsstelle unterstützt.

§ 11

Die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen und die Angehörigen der Geschäftsstelle sind zur Verschwiegenheit über die Beratungen und die vom Sachverständigenrat als vertraulich bezeichneten Beratungs-

unterlagen verpflichtet. Die Pflicht zur Verschwiegenheit bezieht sich auch auf Informationen, die dem Sachverständigenrat gegeben und als vertraulich bezeichnet werden.

§ 12

(1) Die Mitglieder des Sachverständigenrates für Umweltfragen erhalten eine pauschale Entschädigung sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit dem Bundesministerium des Innern und dem Bundesministerium der Finanzen festgesetzt.

(2) Die Kosten des Sachverständigenrates für Umweltfragen trägt der Bund.

§ 13

(1) Im Hinblick auf den in § 7 Abs. 1 neu geregelten Termin für die Zuleitung des Gutachtens an die Bundesregierung kann das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit die bei Inkrafttreten dieses Erlasses laufenden Berufungsperioden der Mitglieder des Sachverständigenrates ohne Zustimmung des Bundeskabinetts bis zum 30.06.2008 verlängern.

§ 14

Der Erlass über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 10. August 1990 (GMBI. 1990, Nr. 32 , S. 831) wird hiermit aufgehoben.

Berlin, den 1. März 2005

Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Jürgen Trittin

Publikationsverzeichnis

Umweltgutachten, Sondergutachten, Materialienbände, Stellungnahmen Kommentare zur Umweltpolitik und Thesenpapiere

Ab **2007** sind Umweltgutachten und Sondergutachten im Buchhandel oder über die Erich-Schmidt-Verlag GmbH und Co., Genthiner Str. 30 G, 10785 Berlin, zu beziehen.

Umweltgutachten und Sondergutachten von **2004 bis 2006** sind erhältlich im Buchhandel oder direkt bei der Nomos-Verlagsgesellschaft Baden-Baden; Postfach 10 03 10, 76484 Baden-Baden, im Internet unter www.nomos.de.

Bundestagsdrucksachen können bei der Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 100534, 50445 Köln, im Internet unter www.bundesanzeiger.de erworben werden.

Ab 1998 stehen die meisten Publikationen als Download im Adobe PDF-Format auf der Webseite des SRU zur Verfügung (www.umweltrat.de).

Umweltgutachten

Umweltgutachten 2012 Verantwortung in einer begrenzten Welt

Berlin: Erich Schmidt Verlag, erscheint Herbst 2012,
ISBN 978-3-503-13898-2

Umweltgutachten 2008 Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2008, 597 S.,
ISBN 978-3-503-11091-9
(Bundestagsdrucksache 16/9990)

Umweltgutachten 2004 Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern

Baden-Baden: Nomos, 2004, 669 S.,
ISBN: 3-8329-0942-7
(Bundestagsdrucksache 15/3600)

Umweltgutachten 2002 Für eine neue Vorreiterrolle

Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 550 S.,
ISBN: 3-8246-0666-6
(Bundestagsdrucksache 14/8792)

Umweltgutachten 2000 Schritte ins nächste Jahrtausend

Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 688 S.,
ISBN: 3-8246-0620-8
(Bundestagsdrucksache 14/3363)

Sondergutachten

Vorsorgestrategien für Nanomaterialien

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2011, 354 S.,
ISBN 978-3-503-13833-3
(Bundestagsdrucksache 17/7332)

Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2011, 396 S.,
ISBN 978-3-503-13606-3
(Bundestagsdrucksache 17/4890)

Klimaschutz durch Biomasse

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2007, 124 S.,
ISBN 978-3-503-10602-8
(Bundestagsdrucksache 16/6340)

Umweltverwaltungen unter Reformdruck Herausforderungen, Strategien, Perspektiven

Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2007, 250 S.,
ISBN 978-3-503-10309-6
(Bundestagsdrucksache 16/4690)

Umwelt und Straßenverkehr Hohe Mobilität – Umweltverträglicher Verkehr

Baden-Baden: Nomos, 2005, 347 S.,
ISBN 3-8329-1447-1
(Bundestagsdrucksache 15/5900)

Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee

Baden-Baden: Nomos, 2004, 265 S.,
ISBN 3-8329-0630-4
(Bundestagsdrucksache 15/2626)

Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes

Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 211 S.,
ISBN 3-8246-0668-2
(Bundestagsdrucksache 14/9852)

Materialien zur Umweltforschung

Nr. 44

Systemkonflikt in der Transformation der Stromversorgung

Fraunhofer IWES
Berlin: SRU, 2011, 24 S.

Nr. 43

Planungs-, genehmigungs- und naturschutzrechtliche Fragen des Netzausbaus und der untertägigen Speichererrichtung zur Integration erneuerbarer Energien in die deutsche Stromversorgung

Prof. Dr. Jens-Peter Schneider
Berlin: SRU, 2011, 99 S.

Nr. 42

Möglichkeiten und Grenzen der Integration verschiedener regenerativer Energiequellen zu einer 100% regenerativen Stromversorgung der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2050

Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
Berlin: SRU, 2010, 80 S.

Nr. 41

Optionen der elektrischen Energieübertragung und des Netzausbaus – Technische Möglichkeiten und Kosten transeuropäischer Elektrizitätsnetze als Basis einer 100% erneuerbaren Stromversorgung in Deutschland mit dem Zeithorizont 2050

Prof. Dr. Heinrich Brakelmann, Prof. Dr. Istvan Erlich
Berlin: SRU, 2010, 87 S.

Nr. 40

Möglichkeiten des großräumigen (transeuropäischen) Ausgleichs von Schwankungen großer Teile intermittierender Elektrizitätseinspeisungen aus regenerativen Energiequellen in Deutschland im Rahmen einer 100% regenerativen Stromversorgung mit dem Zeithorizont 2050

Dr. Gregor Czisch
Berlin: SRU, 2010, 135 S.

Nr. 34

Die umweltpolitische Dimension der Osterweiterung der Europäischen Union: Herausforderungen und Chancen

Alexander Carius, Ingmar von Homeyer, Stefani Bär

Nr. 39

Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland – Bestandsaufnahme, Monitoring, Öffentlichkeitsbeteiligung und wichtige Bewirtschaftungsfragen

Tanja Leinweber
Berlin: SRU, 2009, 51 S.

Nr. 38

Zwischen Wissenschaft und Politik 35 Jahre Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen

Hans-Joachim Koch, Christian Hey
Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2009, 304 S.,
ISBN: 978-3-503-11642-3

Nr. 37

Szenarien der Agrarpolitik – Untersuchung möglicher agrarstruktureller und ökonomischer Effekte unter Berücksichtigung umweltpolitischer Zielsetzungen

Stephan Hubertus Gay, Bernhard Osterburg, Thomas Schmidt
Berlin: SRU, 2004, 208 S.

Nr. 36

Analyse der Bedeutung von naturschutzorientierten Maßnahmen in der Landwirtschaft im Rahmen der Verordnung (EG) 1257/1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums

Bernhard Osterburg
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2002, 103 S.,
ISBN: 3-8246-0680-1

Nr. 35

Waldnutzung in Deutschland – Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung

Harald Plachter, Jutta Kill, Karl-Reinhard Volz, Frank Hofmann, Roland Meder
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 298 S.,
ISBN: 3-8246-0622-4

Stuttgart: Metzler-Poeschel, 2000, 138 S.,
ISBN: 3-8246-0621-6

Stellungnahmen

Nr. 16

Fischbestände nachhaltig bewirtschaften – Zur Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik
November 2011, 50 S.

Nr. 15

100% erneuerbare Stromversorgung bis 2050: klimaverträglich, sicher, bezahlbar
Mai 2010, 92 S.

Nr. 14

Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP)
November 2009, 28 S.

Nr. 13

**Abscheidung, Transport und Speicherung von Kohlendioxid
Der Gesetzentwurf der Bundesregierung im Kontext der Energiedebatte**
April 2009, 23 S.

Nr. 12

Arzneimittel in der Umwelt
April 2007, 51 S.

Nr. 11

**Die nationale Umsetzung des europäischen Emissionshandels:
Marktwirtschaftlicher Klimaschutz oder Fortsetzung der energiepolitischen Subventionspolitik mit anderen Mitteln?**
April 2006, 15 S.

Nr. 10

Der Umweltschutz in der Föderalismusreform
Februar 2006, 23 S.

Nr. 9

**Auf dem Weg zur Europäischen Ressourcenstrategie:
Orientierung durch ein Konzept für eine stoffbezogene Umweltpolitik**
November 2005, 15 S.

Nr. 8

Die Registrierung von Chemikalien unter dem REACH-Regime – Prioritätensetzung und Untersuchungstiefe
Oktober 2005, 53 S.

Nr. 7

Kontinuität in der Klimapolitik – Kyoto-Protokoll als Chance
September 2005, 19 S.

Nr. 6

Feinstaub durch Straßenverkehr – Bundespolitischer Handlungsbedarf
Juni 2005, 22 S.

Nr. 5

Rechtsschutz für die Umwelt – die altruistische Verbandsklage ist unverzichtbar
Februar 2005, 33 S.

Nr. 4

Zur Wirtschaftsverträglichkeit der Reform der Europäischen Chemikalienpolitik
Juli 2003, 36 S.

Nr. 3

Zur Einführung der Strategischen Umweltprüfung in das Bauplanungsrecht
Mai 2003, 17 S.

Nr. 2

Windenergienutzung auf See
April 2003, 20 S.

Nr. 1

Zum Konzept der Europäischen Kommission für eine gemeinsame Meeresumweltschutzstrategie
Februar 2003, 13 S.

Stellungnahme zum Referentenentwurf einer novellierten 17. BImSchV
August 2002, 24 S.

Stellungnahme zur Anhörung der Monopolkommission zum Thema „Wettbewerb in der Kreislauf- und Abfallwirtschaft“
Februar 2002, 7 S.

Stellungnahme zum Regierungsentwurf zur deutschen Nachhaltigkeitsstrategie
Februar 2002, 4 S.

Stellungnahme zum Ziel einer 40-prozentigen CO₂-Reduzierung
Dezember 2001, 3 S.

Stellungnahme zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes
März 2001, 9 S.

Kommentare zur Umweltpolitik

Nr. 8

Laufzeitverlängerung gefährdet Erfolg der erneuerbaren Energien
September 2010, 12 S.

Nr. 9

Ökologische Leitplanken setzen, natürliche Lebensgrundlagen schützen – Empfehlungen zum Fortschrittbericht 2012 zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie
September 2011, 22 S.

Nr. 7

**Towards Sustainable Fisheries
Comment to the Commission's Green Paper "Reform of the Common Fisheries Policy" (COM(2009)163 final)**
Oktober 2009, 10 S.
(nur in englischer Sprache)

Nr. 6

Klimaschutz in der Finanzkrise
Dezember 2008, 23 S.

Nr. 5

Der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Meeresschutzstrategie – Rückzug aus der europäischen Verantwortung?
April 2006, 15 S.

Nr. 4

Koexistenz sichern: Zur Novellierung des Gentechnikgesetzes
März 2004, 14 S.

Nr. 3

Nationale Umsetzung der Reform der europäischen Agrarpolitik
März 2004, 7 S.

Nr. 2

Emissionshandel und Nationaler Allokationsplan
März 2004, 15 S.

Nr. 1

Das Dosenpfand im Rechtsstreit
November 2002, 5 S.

Thesenpapiere

Weichenstellungen für eine nachhaltige Stromversorgung
Mai 2009, 25 S.

Die umweltpolitische Debatte wird in Zukunft mehr und mehr durch den Leitbegriff der ökologischen Grenzen bestimmt werden: In einer begrenzten Welt kann es keine unbegrenzte Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen geben. Nachhaltiges Wirtschaften erfordert eine Entkopplung von Wohlfahrt und Ressourcennutzung durch grundlegende Innovationen, veränderte Lebensstile und die Aufwertung überlebenswichtiger Ökosystemleistungen.

Im vorliegenden Umweltgutachten hat sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) bewusst auf wenige Schwerpunktthemen konzentriert, für die er einen besonderen Handlungs- oder Orientierungsbedarf sieht. Diese hat er zu den drei thematischen Clustern „Wohlfahrt und Ressourcennutzung entkoppeln“, „Ökosystemleistungen aufwerten“ und „Integrative Konzepte stärken“ gebündelt.

Der SRU berät die Bundesregierung seit 1972 in Fragen der Umweltpolitik. Die Zusammensetzung des Rates aus sieben Professorinnen und Professoren verschiedener Fachdisziplinen gewährleistet eine wissenschaftlich unabhängige und umfassende Begutachtung sowohl aus naturwissenschaftlich-technischer als auch aus ökonomischer, rechtlicher und politikwissenschaftlicher Perspektive.

