

WBGU

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung
Globale Umweltveränderungen

Hauptgutachten

Welt im Wandel

Menschheitserbe Meer





Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung
Globale Umweltveränderungen

Welt im Wandel

Menschheitserbe Meer

In memoriam Prof. Dr. Jürgen Schmid

Mitglieder des WBGU

Prof. Dr. Dr. h. c. mult. Hans Joachim Schellnhuber CBE (Vorsitzender)

Direktor des Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, External Professor am Santa Fe Institute und Vorsitzender im Governing Board des Climate-KIC des European Institute of Innovation and Technology

Prof. Dr. Dirk Messner (stellv. Vorsitzender)

Direktor des Deutschen Instituts für Entwicklungspolitik (DIE), Bonn und Co-Direktor des Center for Advanced Studies on Global Cooperation Research, Universität Duisburg-Essen

Prof. Dr. Dr. h. c. Claus Leggewie

Direktor des Kulturwissenschaftlichen Instituts Essen, Forschungskolleg der Universitätsallianz Metropole Ruhr und Co-Direktor des Center for Advanced Studies on Global Cooperation Research, Universität Duisburg-Essen

Prof. Dr. Reinhold Leinfelder

Geologe und Paläontologe mit dem Schwerpunkt Geobiologie, Integrative Biodiversitätsforschung und Wissenskommunikation; Professor an der Freien Universität Berlin, Institut für Geologische Wissenschaften, AG Geobiologie und Anthropozänforschung sowie affiliated Carson Professor am Rachel Carson Center for Environment and Society München

Prof. Dr. Nebojsa Nakicenovic

Systemanalytiker und Energiewirtschaftler, Professor für Energiewirtschaft, Technische Universität Wien (TU Wien) und Deputy Director, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Österreich

Prof. Stefan Rahmstorf, PhD

Professor für Physik der Ozeane, Universität Potsdam, und Leiter der Abteilung Klimasystem am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung

Prof. Dr. Sabine Schlacke

Professorin für Öffentliches Recht mit dem Schwerpunkt deutsches, europäisches und internationales Umweltrecht, Verwaltungsrecht, Universität Bremen

Prof. Dr. Jürgen Schmid †

Leiter des Fraunhofer-Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik (IWES), Kassel

Prof. Dr. Renate Schubert

Professorin für Nationalökonomie und Direktorin des Instituts für Umweltentscheidungen, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich

WBGU

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung
Globale Umweltveränderungen

Welt im Wandel

Menschheitserbe Meer

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU)

Geschäftsstelle
Luisenstraße 46
10117 Berlin
Tel.: 030 263948 0
Fax: 030 263948 50
Email: wbgu@wbgu.de
Web: <http://www.wbgu.de>

Redaktionsschluss: 28.02.2013

Bibliographische Information der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie;
detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

ISBN 978-3-936191-39-4

© WBGU Berlin 2013

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt.

Das diesem Bericht zu Grunde liegende F&E-Vorhaben wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unter dem Förderkennzeichen 01RIO708A2 durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt liegt beim Autor.

Gestaltung: WERNERWERKE GbR, Berlin
Titelbild: © Doreen Wild (www.mobilefotografie.net)

Herstellung: WBGU
Satz: WBGU
Druck und Bindung: AZ Druck und Datentechnik GmbH



Gedruckt auf umweltfreundlichem, zertifiziertem Papier

Mitarbeiter des Beirats

Dieses Gutachten wurde nicht zuletzt ermöglicht durch die großartige wissenschaftliche und editorische Arbeit der WBGU-Geschäftsstelle und das bemerkenswerte Engagement der Referentinnen und Referenten der Beiräte.

Wissenschaftlicher Stab der Geschäftsstelle

Dr. Inge Paulini
(Generalsekretärin)

Dr. Carsten Loose
(Stellvertretender Generalsekretär)

Dr. Karin Boschert
(bis 30.04.2012)

Dr. Rüdiger Haum

Dr. Benno Pilardeaux
(Medien- und Öffentlichkeitsarbeit)

Rasmus Relotius, MPP
(01.06.2012 bis 31.05.2013)

Dr. Astrid Schulz

Dr. Birgit Soete

Sachbearbeitung, Lektorat und Sekretariat in der Geschäftsstelle

Vesna Karic-Fazlic (Sachbearbeitung Finanzen)

Mario Rinn, B. Sc. (Systemadministration)

Martina Schneider-Kremer, M. A. (Lektorat)

Margot Weiß (Sekretariat)

Wissenschaftliche Mitarbeiter der Beiratsmitglieder

Dipl.-Volksw. Julia E. Blasch (Institut für Umweltentscheidungen, ETH Zürich)

Dipl.-Kfm. Sebastian Busch (TU Wien, Institut für Energiesysteme und Elektrische Antriebe)

Hannes Hotz, M. Sc. (Deutsches Institut für Entwicklungspolitik, DIE, Bonn; bis 31.10.2012)

Dipl.-Pol. Jan-Hendrik Kamlage (Kulturwissenschaftliches Institut Essen, KWI; seit 01.09.2012)

Dr. Daniel Klingefeld (Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, PIK; bis 31.05.2012)

Dipl.-Soz. Silvia Kodeih (Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, PIK)

Dr. Susanna Much (Universität Bremen, Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht; bis 31.05.2011)

Dr. Carsten Pape (Fraunhofer-Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik, IWES, Kassel)

Alexander Schülke, M.Sc., MPP
(Museum für Naturkunde, Berlin; Institut für Biologie an der Humboldt-Universität Berlin; bis 29.02.2012)

Verena Seemann, L.L.M. (Universität Bremen, Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht; 01.06.2011 bis 31.05.2012)

Olivia Serdeczny, M. A.
(Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, PIK)

Ass. iur. Michael Stadermann (Universität Bremen, Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht; seit 01.06.2012)

Dr. Bernd Sommer (Kulturwissenschaftliches Institut Essen, KWI; bis 31.08.2012)

Danksagung

Den externen Gutachtern dankt der Beirat für die Zuarbeit und wertvolle Hilfe. Im Einzelnen flossen folgende Expertisen und Stellungnahmen, die auf der WBGU-Website verfügbar sind, in das Gutachten ein:

- › Prof. Dr. Bela H. Buck und Dr. Gesche Krause (SeaKult, Bremerhaven): „Short Expertise on the Potential Combination of Aquaculture with Marine-Based Renewable Energy Systems“, 2012.
- › Dr. Till Markus (Universität Bremen, Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht): Die EU-Fischereihandelspolitik: Analyse und Handlungsbedarf, 2012.
- › Prof. Dr. Dr. h. c. Rüdiger Wolfrum und Johannes Fuchs (Max-Planck-Institut für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht, Heidelberg und Universität Kiel): Ocean Governance und das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen, 2011.

Wertvolle Anregungen bekam der Beirat während seiner regulären Sitzungen durch Expertenanhörungen:

Prof. Dr. Boris Worm (Dalhousie University, Kanada); Prof. Dr. Bela S. Buck (Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung – AWI, Bremerhaven); Poul Degnbol (The International Council for the Exploration of the Sea – ICES, Kopenhagen).

Danken möchte der Beirat darüber hinaus jenen Personen, die durch Gespräche, Kommentare, Beiträge, Beratung, Recherche oder Peer Reviews einzelner Teile des Gutachtens dem Beirat wertvolle Dienste erwiesen haben:

Dipl.-Phys. Jochen Bard (Fraunhofer-IWES, Kassel); Prof. Dr. Antje Boetius (Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung – AWI, Bremerhaven); Prof. Dr. Bela H. Buck (Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung – AWI, Bremerhaven); Ass. jur. LL.M. Miriam Dross (Sachverständigenrat für Umweltfragen – SRU, Berlin); Dr. Rainer Froese (Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung – GEOMAR, Kiel); Prof. Dr. Rüdiger Gerdes (Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung – AWI – Sea Ice Physics, Bremerhaven); Dr. Kristin Gunnarsdóttir von Kistowski (The Pew Charitable Trusts, USA); Dorothee Herr (IUCN, Marine Programme Officer, Global Marine and Polar Programme, Berlin); Dr. Christoph Humrich (Assistant Professor for International Relations an der Universität Groningen, Wissenschaftlicher Mitarbeiter der Hessischen

Stiftung Friedens- und Konfliktforschung – Internationale Organisationen und Völkerrecht, Frankfurt/M.); Dr. Inge Kaul (Global Policy Studies, Berlin); Markus Knigge (The Pew Charitable Trusts, European Marine Programme, USA); PhD John Roald Isaksen (Norwegian Institute of Food, Fishery and Aquaculture – Nofima, Tromsø); Dr. Gesche Krause (Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung – AWI – Earth System Knowledge Platform, Bremerhaven); Dr. Birgit Lode (Stiftung Wissenschaft und Politik – SWP, Berlin); Francisco J. Marí (Brot für die Welt – Evangelisches Werk für Diakonie und Entwicklung e. V., Berlin); Dr. Till Markus (Universität Bremen, Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht); Prof. Dr. Nele Matz-Lück (Universität Kiel, Rechtswissenschaftliche Fakultät); Dr. Juliane Müller (Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung – AWI, Bremerhaven); Dr. Markus Salomon (Sachverständigenrat für Umweltfragen – SRU, Berlin); Judith Schett, BSc (TU Wien, Institut für Energiesysteme und Elektrische Antriebe); Prof. Dr. Boris Worm (Dalhousie University, Kanada).

Für ein internes Gespräch in Berlin danken wir den Mitarbeitern des Umweltbundesamts (UBA): DirProf. Ulrich Claussen, Hans-Peter Damian und Wulf Hülsmann.

Dank gebührt auch den Vertreterinnen und Vertretern des Konsortium Deutsche Meeresforschung (KDM), die mit dem WBGU eine angeregte Diskussion zu zentralen Forschungsfragen im Umgang mit den Meeren sowie zur Ausbeutung der Ressourcen und dem Schutz der Meere geführt haben:

Prof. Dr. Gerhard Bohrmann (Universität Bremen); Dr. Gerd Kraus (Johann Heinrich von Thünen-Institut für Seefischerei, Hamburg); Prof. Dr. Karin Lochte (Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung – AWI, Bremerhaven); Prof. Dr. Harry W. Palm (Universität Rostock); Prof. Dr. Carsten Schulz (Universität Kiel, Büsum); Prof. Dr. Klaus Wallmann (GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung, Kiel); Prof. Dr. Dr. h. c. Gerold Wefer (MARUM, Universität Bremen); Prof. Dr. Hildegard Westphal (Leibniz-Zentrum für Marine Tropenökologie – ZMT, Bremen).

Der Beirat bedankt sich auch bei MinDir Dr. Karl Eugen Huthmacher und MinR Karl Wollin (Bundesministerium für Bildung und Forschung – BMBF, Bonn) für ihre Teilnahme an der genannten Diskussion mit dem KDM.

Inhaltsverzeichnis

Mitarbeiter des Beirats	V
Danksagung	VI
Kästen	XIV
Tabellen	XV
Abbildungen	XVI
Akronyme	XIX
Zusammenfassung	1
Einleitung	23
1 Die Meere im Anthropozän	25
1.1 Nutzung der Meere	27
1.1.1 Mythos Meer – die kulturelle Bedeutung der Meere	27
1.1.2 Nahrung aus dem Meer	29
1.1.3 Seeschifffahrt und Seehandel	31
1.1.4 Das Meer als Senke für Abfall und Abwasser	33
1.1.5 Energie aus dem Meer	35
1.1.6 Meeresbergbau und Ressourcenextraktion	37
1.1.7 Der ökonomische Wert von Meeresökosystemen	38
1.2 Die Bedrohung der Meere	39
1.2.1 Physische Zerstörung von Ökosystemen	39
1.2.2 Überfischung	42
1.2.3 Auswirkungen der Meeresverschmutzung	43
1.2.3.1 Folgen chemischer Verschmutzung	43
1.2.3.2 Folgen der Verschmutzung mit Plastik	44
1.2.3.3 Radioaktive Belastungen von mariner Fauna und Meeresökosystemen	45
1.2.4 Erwärmung	45
1.2.5 CO ₂ -Eintrag und Versauerung	47
1.2.6 Sauerstoffarme Zonen	48
1.2.7 Meeresspiegelanstieg	49
1.2.8 Aggregierte Effekte	51
1.3 Mögliche neue Nutzungen	53
1.3.1 Erneuerbare Energien	53
1.3.2 Rohstoffe	53
1.3.3 Marine genetische Ressourcen	57
1.3.4 Neue Entwicklungen in der marinen Aquakultur	58
1.4 Die Zukunft des Ökosystems Meer gestalten	59
1.4.1 Primäre Prinzipien und Werte	59
1.4.2 Leitbild für den Umgang mit den Meeren	60
1.4.2.1 Systemisch denken: Das Meer als Ökosystem und Teil des Erdsystems betrachten und erhalten	60
1.4.2.2 Vorsorglich handeln: Unsicherheiten und Nichtwissen einkalkulieren	61
1.4.2.3 Zusammenarbeiten: Die Tragik der Allmende überwinden	61

1.4.3	Exemplarische Konkretisierung des Leitbilds für den nachhaltigen Umgang mit dem Ökosystem Meer	62
2	Weltgesellschaft und Gesellschaftsvertrag	63
2.1	Weltgesellschaft und Weltmeere	63
2.1.1	Die Weltgesellschaft erscheint im Anthropozän	63
2.1.2	Die entstehende Weltgesellschaft und Weltgesellschaftstheorie	64
2.1.3	Die kosmopolitische Herausforderung	66
2.1.4	Die globale Wertschätzung der Meere	67
2.2	Ein Gesellschaftsvertrag für die Meere	67
2.2.1	Ein Gesellschaftsvertrag als Grundlage der Großen Transformation	67
2.2.2	Reform der Meeres-Governance	68
3	Governance anthropogener Meeresnutzung	71
3.1	Spezifika der Meere	71
3.1.1	Meere als Teil des Erdsystems	71
3.1.2	Anforderungen an die Meerespolitik aufgrund von Wissensdefiziten	72
3.1.3	Meere als globales Kollektivgut	72
3.1.4	Prüfsteine zur Bewertung der bestehenden Governance der Meere	74
3.1.5	Gemeinsames Erbe der Menschheit	75
3.2	Völkerrechtlicher Rahmen der Meeres-Governance: UNCLOS	76
3.2.1	Zonierung der Meere durch UNCLOS	77
3.2.1.1	Küstenmeer	77
3.2.1.2	Anschlusszone	78
3.2.1.3	Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ)	78
3.2.1.4	Festlandssockel	79
3.2.1.5	Hohe See	80
3.2.1.6	Gebiet	80
3.2.2	Regelungen von UNCLOS zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meere	80
3.2.3	Institutionen von UNCLOS	81
3.2.3.1	Internationaler Seegerichtshof	81
3.2.3.2	Internationale Meeresbodenbehörde und das Meeresbodenregime	82
3.2.4	Bewertung von UNCLOS	84
3.2.4.1	Systemische Perspektive	84
3.2.4.2	Vorsorgeprinzip	85
3.2.4.3	Adaptives Management	85
3.2.4.4	Anreize für Innovationen	86
3.2.4.5	Zuweisung von Nutzungsrechten	86
3.2.4.6	Kooperation	86
3.2.4.7	Subsidiäre Entscheidungsstrukturen	86
3.2.4.8	Transparente Information	86
3.2.4.9	Partizipative Entscheidungsstrukturen	86
3.2.4.10	Faire Verteilungsmechanismen	87
3.2.4.11	Konfliktlösungsmechanismen	87
3.2.4.12	Durchsetzungsmechanismen	87
3.2.5	Kernprobleme und Herausforderungen künftiger Meeres-Governance	88
3.3	Globale Meeres-Governance: UN-Institutionen und Aktivitäten	89
3.3.1	Akteure: UN-Organen und -Sonderorganisationen	89
3.3.1.1	UN-Generalversammlung und der UN-Generalsekretär	89
3.3.1.2	Rio-Prozess	90
3.3.1.3	Internationale Seeschiffahrtsorganisation (IMO)	90
3.3.1.4	Zwischenstaatliche Ozeankommission der UNESCO (IOC)	90

3.3.1.5	UN-Umweltprogramm (UNEP)	91
3.3.1.6	UN-Oceans	91
3.3.1.7	Globale Umweltfazilität (GEF)	91
3.3.1.8	Weltbankgruppe	91
3.3.2	UN-Übereinkommen mit Meeresbezug	92
3.3.2.1	Biodiversitätskonvention (CBD)	92
3.3.2.2	Verhandlungen über ein neues Durchführungsabkommen zu mariner Biodiversität auf der Hohen See	92
3.3.2.3	UN-Klimarahmenkonvention (UNFCCC)	93
3.3.2.4	UNESCO-Welterbekonvention und World Heritage Marine Programme ...	93
3.3.2.5	MARPOL und SOLAS	93
3.3.2.6	London-Übereinkommen und London-Protokoll	95
3.4	Regionale Governance der Meere	95
3.4.1	UNEP Regional Seas Programme	95
3.4.2	Regionale Meeresabkommen	96
3.4.2.1	Aufgabenbereiche	97
3.4.2.2	Institutionalisierung: Governance-Mechanismen und Kapazitäten	97
3.4.2.3	Kooperation, Koordination, Kohärenz und Komplementarität	98
3.4.3	Meerespolitik der EU	98
3.5	Private Governance der Meere	100
3.5.1	Potenziale und Grenzen	100
3.5.2	Beispiel Umwelt- und Nachhaltigkeitssiegel	101
3.6	Ausgewählte Instrumente	106
3.6.1	Umwelt-Monitoring	106
3.6.2	Meeresschutzgebiete und marine Raumplanung	107
3.6.2.1	Meeresschutzgebiete	107
3.6.2.2	Marine Raumplanung	108
3.6.3	Integriertes Küstenzonenmanagement	109
3.6.4	Umweltstandards	110
3.6.5	Umwelthaftung	111
3.6.6	Sanktionen	112
3.6.7	Verbandsklage	112
3.6.8	Internationale Finanztransfers	114
3.7	Folgerungen	114
4	Nahrung aus dem Meer	117
4.1	Marine Fischerei	117
4.1.1	Zustand und Trends der Fischerei	117
4.1.2	Bedeutung und Auswirkungen der Fischerei	122
4.1.2.1	Ernährung und Ernährungssicherheit	122
4.1.2.2	Sozioökonomische Bedeutung und Auswirkungen	122
4.1.2.3	Ökologische Bedeutung und Auswirkungen	125
4.1.2.4	Marine Kleinfischerei im globalen Kontext	127
4.1.3	Nachhaltiges Fischereimanagement: Methoden und Instrumente	131
4.1.3.1	Ökosystemansatz und Vorsorgeprinzip als Basis nachhaltiger Fischerei ...	131
4.1.3.2	Wissensbasiertes Fischereimanagement	134
4.1.3.3	Instrumente nachhaltiger Bestandsbewirtschaftung	134
4.1.3.4	Verminderung ökologischer Risiken und Nebenwirkungen der Fischerei ..	139
4.1.3.5	Überwachung und Durchsetzung	141
4.1.3.6	Kosten und Finanzierung des Übergangs in eine nachhaltige Fischerei ...	141
4.1.4	Internationale Governance der Fischerei: Institutionen und Brennpunkte	143
4.1.4.1	Politische Zielsetzungen	143

4.1.4.2	Die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO)	144
4.1.4.3	Der FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei	145
4.1.4.4	Fischerei-Governance auf der Hohen See: Das UN Fish Stocks Agreement und regionale Fischereiorganisationen	146
4.1.4.5	Illegale, nicht gemeldete und unregulierte Fischerei	152
4.1.4.6	Die externe Dimension der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU	156
4.1.4.7	Subventionen in der Fischereiwirtschaft	158
4.1.4.8	Internationaler Handel und Handelspolitik	161
4.2	Aquakultur	164
4.2.1	Definitionen und Grundlagen	164
4.2.2	Zustand und Trends in der Aquakultur	166
4.2.2.1	Wachstum und regionale Übersicht	166
4.2.2.2	Beitrag zur Ernährungssicherung und Armutsbekämpfung	168
4.2.2.3	Umweltrisiken durch Aquakultur und Nutzungskonflikte an Küsten	169
4.2.2.4	Förderung ökologisch nachhaltiger Aquakultur	172
4.2.3	Governance der Aquakultur	173
4.2.3.1	Grundlegende Voraussetzungen für eine nachhaltige Aquakultur	174
4.2.3.2	Ausgewählte Instrumente zur Förderung einer nachhaltigen Aquakultur	177
4.2.3.3	Forschung und Entwicklung für eine nachhaltige Aquakultur	179
4.2.4	Internationale und regionale Governance in der Aquakultur	180
4.2.4.1	Internationale Ebene	180
4.2.4.2	Europäische Union	181
4.2.4.3	Regionale Meeresabkommen	182
4.3	Wechselwirkungen zwischen Fischerei und Aquakultur	182
4.3.1	Futterfischerei und Aufzucht von Wildfang	182
4.3.2	Nutzungskonkurrenzen	184
4.3.3	Reduzierung des Anteils von Fischmehl und -öl im Aquakulturfutter	186
4.4	Systemische Wirkungen: Land/Meer-Interaktionen und Rückkopplungen mit dem Erdsystem	187
4.4.1	Klimawandel	187
4.4.2	Versauerung	190
4.4.3	Sauerstoffarme Zonen und Eutrophierung	192
4.4.4	Anthropogene Verschmutzung	193
4.4.5	Synergistische Wirkungen	196
4.5	Folgerungen	197
5	Energie aus dem Meer	201
5.1	Fossile Energieträger aus dem Meer	201
5.1.1	Ressourcenverfügbarkeit fossiler Energieträger	202
5.1.2	Technologien der Offshore-Förderung	207
5.1.3	Umweltauswirkungen fossiler Energienutzung	210
5.1.4	Infrastruktur	211
5.1.4.1	Erdöl	211
5.1.4.2	Erdgas	212
5.1.4.3	Kohlendioxid	213
5.1.5	Kosten	214
5.1.6	Perspektiven der Gewinnung fossiler Energieträger in den Meeren	216
5.1.7	Folgerungen	218
5.2	Erneuerbare Energien	218
5.2.1	Technologische Möglichkeiten der Offshore-Windenergie und der Meeresenergien	218

5.2.1.1	Entwicklungsstand der Offshore-Windenergie	218
5.2.1.2	Entwicklungsstand der Technologien zur Meeresenergienutzung	221
5.2.2	Globale Potenziale meerbasierter regenerativer Stromerzeugung	226
5.2.2.1	Offshore-Windenergie	226
5.2.2.2	Meeresenergien	226
5.2.3	Umweltauswirkungen mariner erneuerbarer Energiebereitstellung	229
5.2.4	Infrastruktur	236
5.2.4.1	Offshore-Logistik für erneuerbare Energien	236
5.2.4.2	Offshore-Speichertechnologien	236
5.2.5	Kosten	239
5.2.5.1	Offshore-Windenergie	239
5.2.5.2	Meeresenergien	240
5.3	Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft	241
5.3.1	Der Status quo der marinen Energiegewinnung	241
5.3.2	Ein zukünftiges erneuerbares marines Energiesystem	241
5.3.3	Transformation des marinen Energiesystems – vom Status quo zum zukünftigen Energiesystem	244
5.4	Governance	245
5.4.1	Energiepolitik	246
5.4.2	Meerespolitik	247
5.4.2.1	Marine Raumplanung	249
5.4.2.2	Errichtung von Anlagen im Meer	250
5.4.2.3	Regulierung der Öl- und Gasförderung	251
5.4.2.4	Regelungen zur Einlagerung von CO ₂ im Meer oder Meeresboden	252
5.4.3	Innovationsförderung	252
5.4.3.1	Systemische Innovationsförderung	252
5.4.3.2	Technologieentwicklung	253
5.4.3.3	Innovationspotenzial	254
5.4.3.4	Maßnahmen	255
5.5	Folgerungen	256
6	Synthese: Die blaue Revolution	259
6.1	Die Meere als gemeinsames Erbe der Menschheit	259
6.2	Expansion in die Meere	259
6.3	Eine neue Initiative für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere	260
6.4	Elemente einer neuen Meerespolitik	260
7	Handlungsempfehlungen	263
7.1	Handlungsleitende Prinzipien einer künftigen Meeres-Governance	264
7.1.1	Das Prinzip „gemeinsames Erbe der Menschheit“	265
7.1.2	Der systemische Ansatz	265
7.1.3	Das Vorsorgeprinzip	266
7.1.4	Zehn Kriterien für eine künftige Meeres-Governance	266
7.1.5	Umsetzung und Durchsetzung	267
7.1.6	Gesellschaftsvertrag für die Meere	267
7.2	Die WBGU-Vision einer umfassenden Reform des internationalen Seerechts	268
7.2.1	Menschheitserbe, systemischer Ansatz und Vorsorge als Leitprinzipien für die Bewirtschaftung der Meere	269
7.2.2	Institutionelle Neuerungen	269
7.2.2.1	Ein globaler Sachwalter für die Meere: die World Oceans Organisation ...	269

7.2.2.2	Regionale Sachwalter für die Meere: Regional Marine Management Organisations	272
7.2.2.3	Zuständigkeit des Internationalen Seegerichtshofs erweitern	273
7.2.3	Rechte und Pflichten der Vertragsstaaten auf der Hohen See und in der AWZ	273
7.2.3.1	Schutz und nachhaltige Nutzung der Hohen See	273
7.2.3.2	Schutz und nachhaltige Nutzung der AWZ	274
7.2.4	Instrumentelle Ausgestaltung	274
7.3	Handlungsempfehlungen: Der Weg zu einer umfassenden Seerechtsreform	275
7.3.1	Wissens- und Handlungsbasis der Meeres-Governance stärken	276
7.3.1.1	Umwelt-Monitoring der Meere verbessern	276
7.3.1.2	Wissenschaftliche Erkenntnisse für die Politik aufbereiten und den „Regular Process“ unterstützen	276
7.3.1.3	Multistakeholder-Forum gründen	277
7.3.2	Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung schaffen	277
7.3.3	Strategien für eine künftige Meeres-Governance entwickeln	278
7.3.3.1	Oceans Compact zu einer Integrierten Strategie für die Weltmeere weiterentwickeln	278
7.3.3.2	Regionale, nationale und lokale Meeresstrategien verabschieden	279
7.3.3.3	Vorreiterrolle übernehmen – subglobale Allianzen schmieden	279
7.3.4	Das internationale Seerecht stützen und konkretisieren	279
7.3.4.1	Zeichnung, Ratifizierung und Umsetzung des UN-Seerechtsübereinkommens fördern	280
7.3.4.2	Ein neues Durchführungsübereinkommen zur biologischen Vielfalt auf der Hohen See vereinbaren	280
7.3.4.3	UN Fish Stocks Agreement und regionale Fischereiorganisationen (RFMO) weiterentwickeln	280
7.3.5	Regionale Meeres-Governance stärken	284
7.3.5.1	UNEP Regional Seas Programme stärken und ausweiten	284
7.3.5.2	Regionale Meeresabkommen stärken	284
7.3.5.3	Verzahnung regionaler Meeres-Governance verbessern	285
7.3.6	Konzepte zur gemeinschaftlichen Finanzierung der Meeres-Governance entwickeln	286
7.3.6.1	Internationale Finanzierungsmechanismen stärken	286
7.3.6.2	Finanzierung über Mechanismen der Klimarahmenkonvention nutzen	287
7.3.6.3	Nutzungsentgelte als Finanzierungsquelle erschließen	288
7.3.7	Anreizinstrumente und Finanzierungsstrukturen einsetzen	288
7.3.7.1	Ökonomische Anreize für nachhaltige Nutzungen setzen	288
7.3.7.2	Finanzierungsstrukturen für langfristig ausgerichtete Investitionen entwickeln	289
7.3.8	Private Governance stärken und ausbauen	290
7.3.8.1	Europaweit einheitliches Zertifizierungssystem für Fische und Meerestiere aus Wildfang einführen	290
7.3.8.2	Rechtssicherheit zur WTO-Konformität von Nachhaltigkeitsstandards verbessern	291
7.3.9	Meeresschutzgebiete und Raumplanung erheblich ausweiten	291
7.3.9.1	Meeresschutzgebiete ausweiten	291
7.3.9.2	Grenzüberschreitende marine Raumplanung ausbauen	293
7.3.10	Die Harmonisierung bestehender Haftungsregime fördern	293
7.4	Nahrung aus dem Meer	293
7.4.1	Handlungsempfehlungen zur Meeresfischerei	295
7.4.1.1	Übergreifende Empfehlungen für eine Trendwende in der Fischerei	295
7.4.1.2	Voraussetzungen für eine wissensbasierte Fischerei verbessern	296
7.4.1.3	Subventionen abbauen	297

7.4.1.4	Verschwendung stoppen	297
7.4.1.5	Illegale, nicht gemeldete und unregulierte Fischerei bekämpfen	298
7.4.1.6	Klimawandel, Ozeanversauerung und andere systemische Wirkungen berücksichtigen	299
7.4.1.7	Gemeinsame Fischereipolitik in der Europäischen Union reformieren	299
7.4.1.8	Marine Kleinfischerei im globalen Kontext	302
7.4.2	Handlungsempfehlungen zur Aquakultur	303
7.4.2.1	Wissens- und Datenbasis verbessern	304
7.4.2.2	Entwicklung nachhaltiger Aquakultursysteme fördern	304
7.4.2.3	Internationale und EU-weite Empfehlungen umsetzen	305
7.4.2.4	Wirtschaftspolitik für eine nachhaltige Aquakultur stärken	306
7.4.2.5	Kooperationen fördern, Konflikten vorbeugen	308
7.4.3	Fischerei und Aquakultur als Bausteine für integrierte Strategien zur Ernährungssicherung	308
7.5	Energienutzung aus dem Meer für die Energiesystemtransformation	309
7.5.1	Integrierte Energie-, Meeres- und Innovationspolitik für die Energiesystemtransformation	310
7.5.1.1	Energiepolitik	310
7.5.1.2	Meerespolitik	311
7.5.1.3	Innovationspolitik	312
7.5.2	Marines Hochleistungsnetz (Supergrid) aufbauen	312
7.5.3	Auf den Abbau mariner Methanhydrate verzichten	313
7.5.4	Regelungen für CCS im Meeresboden entwickeln	314
8	Empfehlungen für Forschung und Bildung	317
8.1	Forschung im Kontext der Transformation zur Nachhaltigkeit	317
8.1.1	Zentrale Forschungstypen	318
8.1.2	Innovative Ansätze in der deutschen Meeresforschung	318
8.2	Transformationsforschung für die Meere	321
8.2.1	Konzeptioneller Hintergrund	321
8.2.2	Forschungsempfehlungen	322
8.3	Transformative Forschung für die Meere	325
8.3.1	Forschung zum globalen Wandel	326
8.3.2	Meeres-Governance	327
8.3.2.1	Meeres-Governance für die Transformation zur Nachhaltigkeit	327
8.3.2.2	Politikinstrumente für neue Herausforderungen	328
8.3.3	Nahrung aus dem Meer	330
8.3.3.1	Fischerei	330
8.3.3.2	Aquakultur	332
8.3.3.3	Übergreifende Fragen	336
8.3.4	Energie aus dem Meer	336
8.3.4.1	Technologieforschung	336
8.3.4.2	Forschung zu Umweltgefahren und Risiken	338
8.4	Empfehlungen zur Forschungspolitik	340
8.4.1	Stärkere Integration interdisziplinärer Meeresforschung in Forschungsprogramme	340
8.4.2	Stärkere Institutionalisierung interdisziplinärer Meeresforschung	340
8.4.3	Verstärkung des Science-Society-Interface der Meeresforschung	342
9	Literatur	345
10	Glossar	381

Kästen

Kasten 1	Zehn Kriterien für eine künftige Meeres-Governance	4
Kasten 2	Regionaler Schwerpunkt Arktis: Umfassender Schutz eines einzigartigen Naturraums	13
Kasten 1-1	Leitplanken für den Meeresschutz	26
Kasten 1.1-1	Küsten- und Meerestourismus	34
Kasten 1.2-1	Ökonomische Verluste durch die Umwandlung von Mangroven für Shrimp- Aquakultur in Thailand	39
Kasten 1.2-2	Blue Carbon	40
Kasten 1.2-3	Die Arktis im Anthropozän	46
Kasten 1.2-4	Korallenriffe im Anthropozän	54
Kasten 3.1-1	Die Meere als globales Kollektivgut – Nicht nachhaltige Geschäftsmodelle als Folge falscher Anreize	73
Kasten 3.2-1	Konkretisierung von UNCLOS durch Durchführungsübereinkommen	77
Kasten 3.2-2	Geschichte des Seerechts: Wem gehört das Meer?	78
Kasten 3.2-3	Geplante Festlandsockelerweiterungen in der Arktis: Wem gehört die Arktis?	81
Kasten 3.2-4	Verfahren zur Änderung von UNCLOS	82
Kasten 3.2-5	Finanzieller Ausgleich für die Meeresbodennutzung	84
Kasten 3.3-1	Oceans Compact – Healthy Oceans for Prosperity	94
Kasten 3.4-1	Regionale Governance der Arktis	99
Kasten 3.4-2	Die Méditerranée: Ausgangspunkt einer verstärkten Kooperation im Mittelmeerraum?	102
Kasten 3.6-1	Bestehende internationale Fonds und Programme zu Finanzierung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Meere	113
Kasten 4.1-1	Fischerei in der Arktis	120
Kasten 4.1-2	Artificial Upwelling	124
Kasten 4.1-3	Die FAO-Leitlinien für Kleinfischerei	130
Kasten 4.1-4	Interaktion von Kleinfischerei, Landnutzung und globalen wirtschaftlichen Prozessen in Ghana	131
Kasten 4.1-5	Was ist nachhaltige Fischerei? Das Konzept des höchstmöglichen Dauerertrags (MSY)	132
Kasten 4.1-6	Fallstudie nachhaltige Fischerei I: Australien	137
Kasten 4.1-7	Fallstudie nachhaltige Fischerei II: Namibia	138
Kasten 4.1-8	UNCLOS und Fischerei	144
Kasten 4.1-9	Fischerei auf der Hohen See: Kooperation und Nachhaltigkeit	148
Kasten 4.1-10	Das neue Protokoll des Partnerschaftlichen Fischereiabkommens der EU mit Mauretanien	158
Kasten 4.2-1	Algenzucht und Nutzung	165
Kasten 4.2-2	Förderung kleinskaliger Aquakultur: Aquaclubs in Asien	170
Kasten 4.2-3	Mangrovenwälder: Bedeutung und Gefährdung durch Aquakultur	171
Kasten 4.2-4	Fallstudie I: Lachszucht in Chile	176
Kasten 4.2-5	Fallstudie II: Lachszucht in Norwegen	177

Kasten 4.3-1	Nachhaltige Bewirtschaftung in der Futterfischerei	184
Kasten 5.1-1	Ressourcenkonflikte im Pazifik	204
Kasten 5.1-2	Öl- und Gasförderung in der Arktis	206
Kasten 7.3-1	Regionaler Schwerpunkt Arktis: Umfassender Schutz eines einzigartigen Naturraums	282
Kasten 8.1-1	Forschungsempfehlungen in Anlehnung an die ICSU Grand Challenges	319
Kasten 8.1-2	Strukturelle Herausforderungen für die Meeresforschung	320
Kasten 8.2-1	Forschung als „Zukunftslabor“: Anthropozän und Global Governance der Meere	325
Kasten 8.4-1	Stärkere Institutionalisierung interdisziplinärer Meeresforschung	342

Tabellen

Tabelle 1.1-1	Länder mit der größten Handelsflotte	32
Tabelle 1.1-2	Die zehn größten Containerschiffseigner nach Nationalität	33
Tabelle 1.2-1	Küstenökosysteme und Kohlenstoffkreislauf	41
Tabelle 4.1-1	Beispiele für Instrumente zur Überwachung von Fischereiaktivitäten	142
Tabelle 4.2-1	Globale Aquakulturproduktion	165
Tabelle 4.2-2	Die zehn weltweit führenden Aquakulturproduzenten im Jahr 2010	167
Tabelle 4.3-1	Anteil des Fischmehls in industriell gefertigtem Futter für verschiedene Fischarten und Artengruppen	185
Tabelle 5.1-1	Globale fossile Reserven und Ressourcen	203
Tabelle 5.1-2	Kosten der Ölförderung	215
Tabelle 5.1-3	Kostenschätzungen für geologische Kohlendioxidspeicher im Meeresboden	216
Tabelle 5.1-4	Aktueller und projizierter Gasverbrauch	217
Tabelle 5.2-1	Die ermittelten Potenziale für Offshore-Windenergie	227
Tabelle 5.4-1	Offshore-Windenergie: Innovationspotenzial für die Bereiche Ressourcen- abschätzung, Anlagentechnologie und Wertschöpfungskette	255
Tabelle 7.3-1	Zusammenstellung der Kostenschätzungen	287

Abbildungen

Abbildung 1	Status quo der Meeres-Governance	6
Abbildung 2	Vision für eine künftige Meeres-Governance	7
Abbildung 1.1-1	Mittlere Dichte des globalen Schiffsverkehrs	30
Abbildung 1.1-2	Internationaler Seehandel	31
Abbildung 1.1-3	Globale Produktion von Plastik	35
Abbildung 1.2-1	Vorgefundenes PCB in marinen Organismen (Fisch und Meeresfrüchte)	44
Abbildung 1.2-2	Verlauf der globalen oberflächennahen Meerestemperaturen	45
Abbildung 1.2-3	Fläche des arktischen Meereises im September	46
Abbildung 1.2-4	Seewege und Meereseisbedeckung in der Arktis	46
Abbildung 1.2-5	Globale Verteilung eutrophierungsbedingter sauerstoffarmer Zonen sowie des spezifischen Düngemittleinsatzes	49
Abbildung 1.2-6	Regionen mit besonderer Anfälligkeit gegenüber den durch die anthropogenen CO ₂ -Emissionen bedingten Stressoren Meereseiswärmung, Meeresversauerung und Sauerstoffabnahme	50
Abbildung 1.2-7	Anstieg des globalen Meeresspiegels	51
Abbildung 1.2-8	Kumulative Auswirkungen menschlichen Handelns auf die Ozeane	52
Abbildung 3.2-1	Ordnung der Meereszonen nach dem UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS)	79
Abbildung 3.2-2	Die Internationale Meeresbodenbehörde	83
Abbildung 4.1-1	Globale Produktion der Meeresfischerei	118
Abbildung 4.1-2	Entwicklungsstatus der weltweiten Fischbestände	119
Abbildung 4.1-3	Die Effektivität des Fischereimanagements in den AWZ der Welt	119
Abbildung 4.1-4	Regionale Verteilung der Fischereierträge	121
Abbildung 4.1-5	Beitrag von Fisch und Meeresfrüchten zur Versorgung mit tierischen Proteinen	123
Abbildung 4.1-6	Gegenüberstellung von mariner industrieller Fischerei und Kleinfischerei	128
Abbildung 4.1-7	Verlagerung von Fischereiaktivitäten aus Industrienationen in afrikanische Länder	129
Abbildung 4.1-8	Wirkung unterschiedlicher Befischungsraten auf Fangmengen und Fischbestände	132
Abbildung 4.1-9	Nutzung individueller Fangquoten in den AWZ der Welt	136
Abbildung 4.1-10	Weltweites Vorkommen von Dynamit- und Giftfischerei	140
Abbildung 4.1-11	Unterschiedliche Typen von Beständen mit Bezug zur Hohen See	147
Abbildung 4.1-12	Regionale Fischereiorganisationen (RFMO) mit Bezug zur Hohen See	150
Abbildung 4.2-1	Aquakulturproduktion sowie Trends in Arten der Produktion (Süß-, Brack- und Salzwasser)	167
Abbildung 4.2-2	Produktionsmengen der Küstenaquakultur verschiedener Länder	168
Abbildung 4.2-3	Norwegische Lachszucht: Antibiotikaeinsatz und Lachsproduktion	172
Abbildung 4.3-1	Aktuelle und vorausgesagte Entwicklung des Fischmehlverbrauchs und seines Anteils an der globalen Produktion von Aquakulturfertigfutter	183
Abbildung 4.4-1	Absolute Veränderung des Fangpotenzials unter dem Klimaszenario A1B	188
Abbildung 4.4-2	Verwundbarkeit der nationalen Volkswirtschaften gegenüber potenziellen Klimawirkungen auf die Fischerei	189

Abbildungen

Abbildung 4.4-3	Projektionen für die atmosphärische CO ₂ -Konzentration und den durchschnittlichen pH-Wert im Oberflächenwasser für eine Bandbreite von IPCC-Emissions-szenarien	191
Abbildung 4.4-4	Küstengebiete, in denen Sauerstoffarmut beobachtet wurde	193
Abbildung 4.4-5	Flussdiagramm für die direkten Ursachen für Ozeanversauerung sowie die Wirkungen auf die Ozeanchemie, marine Ökosysteme und Gesellschaft	196
Abbildung 5.1-1	Verteilung der Reserven an konventionellem Erdöl 2007 onshore und offshore nach Regionen	202
Abbildung 5.1-2	Menge an Methanhydratvorkommen nach Art der Ablagerung	205
Abbildung 5.1-3	Nationale Öl- und Gasreserven an Land und im Meer sowie deren Förderung in der Arktis	207
Abbildung 5.1-4	Verschiedene Offshore-Förderkonzepte je nach Wassertiefe und Bohrinseltyp	208
Abbildung 5.1-5	Geologische Standorte zur Speicherung von Kohlendioxid unter dem Meeresboden	213
Abbildung 5.1-6	Produktionskostenschätzung für 2008 für die globale Ölversorgung mit konventionellen sowie unkonventionellen Reserven und Ressourcen	215
Abbildung 5.1-7	Transportkosten für Erdöl und Erdgas in Abhängigkeit von der Strecke und der Transportart (Schiff, Pipeline)	216
Abbildung 5.2-1	Verschiedene Verankerungen und ihre Kosten für Offshore-Windkraftanlagen in Abhängigkeit von der Wassertiefe.	219
Abbildung 5.2-2	Entwicklung der Anzahl installierter Offshore-Windenergieanlagen und deren kumulierte Leistung in Europa	220
Abbildung 5.2-3	Verschiedene Technologien zur Meeresenergienutzung und deren Entwicklungsstand	221
Abbildung 5.2-4	Weltweite Verteilung der halbtägigen Hauptmondtide M2	223
Abbildung 5.2-5	Strömungskraftwerk (SeaGen).	224
Abbildung 5.2-6	Weltweite Verteilung durchschnittlicher Temperaturunterschiede zwischen der nahen Wasseroberfläche und der Meerestiefe von 1.000 m.	225
Abbildung 5.2-7	Unterschiedliche Ebenen der Umweltwirkungen mariner erneuerbarer Energiebereitstellung.	230
Abbildung 5.2-8	Einsatz eines großen Blasenschleiers zur Schalldämpfung während der Rammarbeiten für Verankerungen von Offshore-Windkraftanlagen	232
Abbildung 5.2-9	Schematische Darstellung von elektromagnetischen Feldern an unterseeischen Kabeln	233
Abbildung 5.2-10	Flugbewegungen von Meeresvögeln nach Inbetriebnahme eines Windparks	235
Abbildung 5.2-11	Schematische Darstellung einer möglichen Ausgestaltung eines Offshore-Netzes . .	237
Abbildung 5.2-12	Schematische Darstellung eines Tiefseepumpspeicherkraftwerks	238
Abbildung 5.3-1	Schematische Darstellung des Status quo der fossilen Offshore-Energiegewinnung und Integration in das Energiesystem an Land	242
Abbildung 5.3-2	Vision einer integrierten, meerbasierten Energieversorgung	243
Abbildung 7.2-1	Status quo der Meeres-Governance	270
Abbildung 7.2-2	Vision für eine künftige Meeres-Governance	271
Abbildung 7.3-1	Seerechtliche Hoheitsbereiche und Grenzen in der Arktis	282

Akronyme

ABNJ	Areas Beyond National Jurisdiction <i>Gebiete außerhalb nationaler Hoheitsbefugnisse</i>
ACCOBAMS	Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area <i>Übereinkommen zum Schutz der Wale des Schwarzen Meeres, des Mittelmeeres und der angrenzenden Atlantischen Zonen</i>
AEPS	Arctic Environmental Protection Strategy
AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
ALLFISH	The Alliance for Responsible Fisheries
AMAP	Arctic Monitoring and Assessment Programme (UNEP)
AOSIS	Alliance of Small Island States
ASC	Aquaculture Stewardship Council (WWF, IDH)
ASCOBANS	Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (CMS)
AWTS	Advanced Wastewater Treatment Systems
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BBNJ	Biological Diversity Beyond Areas of National Jurisdiction (UNGA) <i>Biodiversität in Gebieten außerhalb nationaler Hoheitsbefugnisse</i>
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMP	Best Management Practices
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVBS	Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
BMZ	Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
BSAP	Baltic Sea Action Plan (HELCOM, EU)
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
C	Carbon <i>Kohlenstoff</i>
CBD	Convention on Biological Diversity <i>Übereinkommen über die biologische Vielfalt, auch: Biodiversitätskonvention</i>
CBM	Community-Based Management
CCAMLR	Convention for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
CCS	Carbon Dioxide Capture and Storage <i>CO₂-Abscheidung und -Speicherung</i>
CCSBT	Commission for the Conservation of Southern Bluefin Tuna
CDM	Clean Development Mechanism (Kioto-Protokoll, UNFCCC) <i>Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung</i>
CGIAR	Consultative Group on International Agricultural Research <i>Konsultativgruppe für internationale landwirtschaftliche Forschung</i>
CH ₄	Methan (Hauptbestandteil von Erdgas)
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (UN)

Akronyme

	<i>Übereinkommen der Vereinten Nationen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen, auch: Washingtoner Artenschutzübereinkommen</i>
CMS	The Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, auch: Bonn Convention (UNEP) <i>Übereinkommen zur Erhaltung wandernder wild lebender Tierarten</i>
CNG	Compressed Natural Gas
CoC	FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries <i>FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei</i>
COFI	Committee on Fisheries (FAO) <i>FAO-Fischereikomitee</i>
COP	Conference of the Parties <i>Vertragsstaatenkonferenz</i>
CO ₂	Kohlendioxid
CtL	Coal-to-Liquid <i>Kohleverflüssigung</i>
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan (Insektizid)
DG Devco	Directorate-General Development and Cooperation (EU) <i>EU-Generaldirektion für Entwicklungszusammenarbeit</i>
DG Mare	Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries (EU) <i>EU-Generaldirektion für Maritime Angelegenheiten und Fischerei</i>
DOALOS	Division for Ocean Affairs and the Law of the Sea (UN)
EASAC	European Academies Science Advisory Council <i>Wissenschaftlicher Rat der europäischen Akademien</i>
EBSAs	Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (CBD)
EFF	European Fisheries Fund (EU)
EGKS	Europäische Gemeinschaft für Kohle und Stahl (Montanunion)
EIA	Energy Information Administration (USA) <i>Amt für Energiestatistik innerhalb des US-amerikanischen Energieministeriums</i>
EJ	Exajoule (10 ¹⁸ Joule)
EOR	Enhanced Oil Recovery <i>Verbesserte Ölgewinnung</i>
EPA	Environmental Protection Agency (USA) <i>Umweltschutzbehörde der USA</i>
ERICA	Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management <i>EU-Projekt zur Bewertung von Umweltrisiken durch radioaktive Substanzen</i>
EU	Europäische Union
EWEA	Europäische Windenergieagentur
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations <i>Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen</i>
FAOSTAT	Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics Division
FCR	Feed Conversion Ratio <i>Futtermittelverwertungsrate, Futtereffizienz</i>
FFH	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (EU)
FONA	Rahmenprogramm Forschung für nachhaltige Entwicklung (BMBF)
F&E	Forschung und Entwicklung
FOS	Friend of the Sea
FSA	Fish Stocks Agreement (UN) <i>Durchführungsübereinkommen in Bezug auf die Erhaltung und Bewirtschaftung gebietsübergreifender Fischbestände und weit wandernder Fischbestände</i>
GAA	Global Aquaculture Alliance
GAPI	Global Aquaculture Performance Index
GATT	General Agreement on Tariffs and Trade <i>Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen</i>
XX	GEA Global Energy Assessment

GEF	Global Environment Facility (UNDP, UNEP, World Bank) <i>Globale Umweltfazilität</i>
GFCM	General Fisheries Commission for the Mediterranean
GFP	Gemeinsame Fischeipolitik (EU)
GAA	Global Aquaculture Alliance
GIZ	Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
GLOMAR	Global Change in the Marine Realm (Bremer Graduiertenschule für Meereswissenschaften)
GOOS	Global Ocean Observing System <i>Globales Ozean-Monitoring-System</i>
GPS	Global Positioning System <i>Globales Navigations satellitensystem</i>
Gt	Gigatonnen (10 ⁹ t, Mrd. t)
GtL	Gas to Liquids
GW	Gigawatt (10 ⁹ W, Mrd. W)
HELCOM	Baltic Marine Environment Protection Commission, auch: Helsinki Commission
HEPCA	Hurghada Environmental Protection and Conservation Association <i>Ägyptische Naturschutzorganisation</i>
HFO	Heavy Fuel Oil <i>Schweröl</i>
HGÜ	Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung
HVDC	High-Voltage Direct Current Electric Power Transmission System; s. auch HGÜ
IAASTD	International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development <i>Weltagrarbericht</i>
IATTC	Inter-American Tropical Tuna Commission
ICCAT	International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas
ICSEAF	International Commission for the South East Atlantic Fisheries
ICSID	International Centre for Settlement of Investment Disputes (FAO) <i>Internationales Zentrum zur Beilegung von Investitionsstreitigkeiten</i>
IDH	Dutch Sustainable Trade Initiative
IEA	International Energy Agency (OECD) <i>Internationale Energieagentur</i>
IKZM	Integriertes Küstenzonenmanagement
IMTA	Integrated Multi-Trophic Aquaculture <i>Integrierte Multitrophische Aquakultursysteme</i>
IMO	International Maritime Organization (UN) <i>Internationale Seeschiffahrts-Organisation</i>
IOC	Intergovernmental Oceanographic Commission (UNESCO) <i>Zwischenstaatliche Ozeanographische Kommission</i>
IODE	International Oceanographic Data and Information Exchange (IOC)
IOTC	Indian Ocean Tuna Commission
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (WMO, UNEP) <i>Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen</i>
IRENA	International Renewable Energy Agency <i>Internationale Agentur für Erneuerbare Energien</i>
ISA-Virus	Infectious Salmon Anaemia Virus <i>Ansteckende Blutarmut der Lachse</i>
ISA	International Seabed Authority (UNCLOS) <i>Internationale Meeresbodenbehörde</i>
ISGH	Internationaler Seegerichtshof; s. auch ITLOS
ISSC	International Social Science Council <i>Internationaler Rat für Sozialwissenschaften</i>

Akronyme

ITLOS	International Tribunal for the Law of the Sea (UNCLOS); s. auch ISGH <i>Internationaler Seegerichtshof</i>
ITQs	Individual Transferable Quotas <i>Individuelle handelbare Quoten</i>
IUCN	International Union for Conservation of Nature, auch: World Conservation Union
IUU	Illegal, Unreported and Unregulated Fishing <i>Illegale, nicht gemeldete und unregulierte Fischerei</i>
JCOMM	Joint Technical Commission for Oceanography and Marine Meteorology (IOC)
KfW	KfW Bankengruppe
KRAV	Kontrollföreningen för Alternativ Odling (Ökosiegel, Schweden) <i>Kontrollvereinigung für alternativen Anbau</i>
LCA	Life-Cycle Assessment <i>Ökobilanz</i>
LIFDC	Low-Income Food-Deficit Countries (FAO, WFP) <i>Länder mit niedrigem Einkommen und Nahrungsmitteldefizit</i>
LIFE	Low-Impact, Fuel-Efficient Fishing (FAO)
LNG	Liquid Natural Gas
MARPOL	International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (IMO) <i>Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe</i>
MCEB	Marine and Coastal Ecosystems Branch (UNEP)
MCS	Monitoring, Control and Surveillance
MDG	Millennium Development Goals (UN) <i>Millenniumentwicklungsziele der Vereinten Nationen</i>
MFMR	Ministry of Fisheries and Marine Resources (Namibia)
MMSY	Maximum Multispecies Sustainable Yield
MPAs	Marine Protected Areas <i>Meeresschutzgebiete</i>
MSC	Marine Stewardship Council <i>Rat zur Bewahrung der Meere</i>
MSD	Marine Sanitation Devices
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU)
MSY	Maximum Sustainable Yield <i>Höchstmöglicher Dauerertrag</i>
MW	Megawatt (10 ⁶ W, Mio. W)
N	Nitrogen <i>Stickstoff</i>
NAFO	Northwest Atlantic Fisheries Organisation
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NatMIRC	Ministry's National Marine Information and Research Centre (Namibia)
NATO	North Atlantic Treaty Organization <i>Organisation des Nordatlantikvertrags</i>
NEAFC	North East Atlantic Fisheries Commission
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration <i>Wetter- und Ozeanografiebehörde der Vereinigten Staaten</i>
NPFC	North Pacific Fisheries Commission
NRC	National Research Council (USA) <i>Nationaler Forschungsrat der USA</i>
NRO	Nichtregierungsorganisation
NTC	Nutrient Trading Credits <i>Nährstoffzertifikate</i>
NTZ	No-Take Zone <i>Fischereisperrgebiet</i>
N ₂ O	Distickstoffoxid, Lachgas

OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development <i>Organisation für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung</i>
OPRC	International Convention on Oil Pollution Preparedness, Response and Co-operation (IMO) <i>Internationales Übereinkommen über Schutzvorkehrungen, Gegenmaßnahmen und Zusammenarbeit bei Ölverschmutzungen</i>
ORECCA	Offshore Renewable Energy Conversion Platform Coordination Action (EU) <i>EU-Koordinationsmaßnahme zu Offshore-Plattformen für Wind-, Strömungs- und Wellenenergie</i>
OSPAR	Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic <i>Völkerrechtlicher Vertrag zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks, auch: Oslo-Paris-Abkommen</i>
OSS	Offshore Site Selection für nachhaltige und multifunktionale Nutzung von Meeresgebieten in stark genutzten Meeren am Beispiel der Nordsee (BMELV)
OTEC	Ocean Thermal Energy Conversion <i>Meereswärmekraftwerke, ozeanothermisches Gradientkraftwerk</i>
OWC	Oscillating Water Column <i>Prinzip der schwingenden Wassersäule</i>
P	Phosphor <i>Phosphorus</i>
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PES	Payments for Ecosystem Services <i>Zahlungen für Ökosystemleistungen</i>
PFA	Partnerschaftliche Fischereiabkommen (EU)
PFCs	Polyfluorinated Compounds <i>Polyfluorierte Verbindungen</i>
Pg	Petagramm (10 ¹⁵ g, Gt)
POPs	Persistent Organic Pollutants <i>Langlebige organische Schadstoffe</i>
PRO	Pressure Retarded Osmosis <i>Druckreduzierte Osmose</i>
PROFISH	The Global Program for Fisheries (World Bank)
PSMA	Port State Measures Agreement (FAO) <i>FAO-Abkommen über Hafenstaatmaßnahmen zur Verhinderung, Bekämpfung und Unterbindung der IUU-Fischerei</i>
PSSA	Particularly Sensitive Sea Area (IMO) <i>Besonders sensibles Meeresgebiet</i>
RAS	Rezirkulierende Aquakultursysteme
REDD	Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries (UNFCCC) <i>Reduktion von Emissionen aus Entwaldung und Walddegradation in Entwicklungsländern</i>
RFMO	Regional Fisheries Management Organizations (UN) <i>Regionale Fischereiorganisationen</i>
RMMO	Regional Marine Management Organisations (Vorschlag WBGU)
RSP	Regional Seas Programme (UNEP)
SCO	Single Cell Oils <i>Proteine und Öle aus Einzellern</i>
SEAFO	South East Atlantic Fisheries Organisation
SIDS	Small Island Developing States <i>Kleine Inselentwicklungsländer</i>
SIOFA	South Indian Ocean Fisheries Agreement
SOLAS	International Convention for the Safety of Life at Sea (UN) <i>Internationales Übereinkommen zum Schutz des menschlichen Lebens auf See</i>
SPRFMO	South Pacific Regional Fisheries Management Organisation
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen

Akronyme

SRÜ	Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen, auch: UNCLOS
SUP	Strategische Umweltprüfung
TAC	Total Allowable Catch <i>Gesamtfangzahlen für einen Fischbestand</i>
TEU	Twenty feet Equivalent Unit <i>Maßeinheit für 20-Fuß-Standardcontainer</i>
TTS	Temporary Threshold Shift <i>Temporäre Hörschwellenverschiebung</i>
TURFs	Territorial Use Rights in Fisheries <i>Territoriale Nutzungsrechte in der Fischerei</i>
TWh	Terrawattstunde
UN	United Nations <i>Vereinte Nationen</i>
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development <i>Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung, auch: „Rio-Konferenz“</i>
UNCLOS	United Nations Convention on the Law of the Sea <i>Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen, s. auch SRÜ</i>
UNCSD	United Nations Conference on Sustainable Development <i>Konferenz der Vereinten Nationen für Nachhaltige Entwicklung, auch: „Rio+20-Konferenz“</i>
UNDP	United Nations Development Programme <i>Entwicklungsprogramm der Vereinten Nationen</i>
UNEP	United Nations Environment Programme <i>Umweltprogramm der Vereinten Nationen</i>
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization <i>Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur</i>
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change <i>Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen</i>
UNGA	United Nations General Assembly <i>Generalversammlung der Vereinten Nationen</i>
UNICPOLOS	United Nations Open-ended Informal Consultative Process on Oceans and the Law of the Sea <i>Offener informeller Beratungsprozesses der Vereinten Nationen über Ozeane und Seerecht</i>
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VECTORS	Vectors of Change in Ocean and Seas Marine Life (EU-Projekt)
VME	Vulnerable Marine Ecosystems (FAO)
VMS	Vessel Monitoring Systems <i>Automatisches satellitengestütztes Überwachungssystem für Schiffe</i>
WAVES	Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem Services (World Bank)
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WCD	World Commission on Dams <i>Weltkommission für Staudämme</i>
WCMC	World Conservation Monitoring Centre (UNEP)
WCPFC	Western and Central Pacific Fisheries Commission
WMO	World Meteorological Organization (UN)
WOO	World Oceans Organization (vom WBGU empfohlen)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates
WSSD	World Summit on Sustainable Development <i>Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung, auch: „Rio+10-Konferenz“</i>
WTO	World Trade Organization <i>Welthandelsorganisation</i>
WVK	Wiener Übereinkommen über das Recht der Verträge
WWF	World Wide Fund for Nature

Zusammenfassung

Die Meere neu denken

Lange Zeit dachte man, das Meer sei unerschöpflich. Angesichts der schieren Größe der Ozeane erschien es unvorstellbar, dass der Mensch den „blauen Kontinent“ nennenswert beeinflussen könnte.

Die vom Menschen verursachten Veränderungen laufen schleichend ab und sind bis heute nur mit großem Aufwand mess- und wahrnehmbar. So blieb es lange unentdeckt, dass mit der Industrialisierung der menschliche Einfluss auf die Meere immer stärker zunahm und schließlich ein besorgniserregendes Ausmaß erreicht hat. Die marinen Fischbestände sind infolge der Überfischung in einem schlechten Zustand, knapp zwei Drittel müssen sich wieder erholen. Ein Fünftel der artenreichen Korallenriffe ist bereits verschwunden und drei Viertel sind gefährdet. Nicht zuletzt dienen die Meere als Müllhalde für unsere Gesellschaften: Nährstoffe, Gifte und Plastik bedrohen Arten und Ökosysteme. Dazu gehören auch die CO₂-Emissionen aus fossilen Quellen, die zunehmend zur Versauerung der Meere und damit zur Gefährdung von Meeresökosystemen führen. Seit Beginn der Industrialisierung hat die Säurekonzentration bereits um knapp ein Drittel zugenommen, was erhebliche Auswirkungen auf Meeresökosysteme und Fischerei haben kann.

Großräumige Verschmutzungen wie durch den katastrophalen Unfall der Ölplattform „Deepwater Horizon“ im April 2010, der plötzliche Zusammenbruch des einst unerschöpflich scheinenden Kabeljaubestands vor Neufundland Anfang der 1990er Jahre oder die zunehmende Erwärmung der Weltmeere, die bereits zu einem dramatischen Rückgang des arktischen Meereises geführt hat, zeigen beispielhaft den gewaltigen Einfluss des Menschen. Insgesamt befinden sich die Meere in einem unbefriedigenden Zustand: Der zum großen Teil noch unentdeckte „blaue Kontinent“ erweist sich als fragil und teilweise bereits als irreversibel verändert. Aus diesen Gründen geraten die Meere – ihre Schätze wie auch ihre Bedrohungen – immer wieder ins Blickfeld der öffentlichen Aufmerksamkeit.

Der Einfluss des Menschen verstärkt sich mit der technologischen Entwicklung. Heute sind neue Meeresnutzungen möglich, die sowohl große Chancen versprechen als auch neue Belastungen für die Meere und ihre Ökosysteme mit sich bringen können. Die Nutzung der gewaltigen Windkraftpotenziale auf dem Meer kann zu einer klimaverträglichen Energieversorgung beitragen. Die technisch zunehmend mögliche Förderung der fossilen Öl- und Gasressourcen aus Tiefsee und Arktis sowie der Abbau von Methanhydraten bergen dagegen Risiken bislang unbekanntes Ausmaßes. Auch die immer effektiveren Methoden zum Aufspüren und Fangen von Fisch in weit abgelegenen Regionen der Hohen See und in immer größeren Wassertiefen bedeuten große Belastungen für die Fischbestände und die Meeresökosysteme.

Der Mensch ist auf die Meere, ihre Ökosystemleistungen und ihre biologische Vielfalt angewiesen – etwa für Ernährung, Energiegewinnung und medizinische Produkte, für den Tourismus, für klimaregulierende Funktionen und die CO₂-Aufnahme durch den Ozean. Vor dem Hintergrund des heute bereits großen und morgen potenziell noch erheblich größeren Einflusses des Menschen auf die Meere und angesichts ihrer zentralen Bedeutung für unsere Gesellschaften fragt der WBGU, wie ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren aussehen kann.

In welchem Zustand werden wir die Meere Mitte des Jahrhunderts an kommende Generationen übergeben? Werden wir jetzt Verantwortung übernehmen und uns in der realen Welt – und nicht nur auf dem Papier – auf den Pfad der Nachhaltigkeit begeben? Viel wird von der Gestaltung des Meeresschutzes und der Meeresnutzungen abhängen, also von der Meeres-Governance. Im Zentrum des Gutachtens steht daher die Frage nach den globalen, regionalen und nationalen Regeln für den nachhaltigen Umgang mit den Meeren und vor allem die Frage, wie ihre Umsetzung gesichert werden kann, die bisher mangelhaft war.

Der WBGU stellt den Diskurs zu den Meeren in den Kontext der Großen Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft, der er 2011 das

Zusammenfassung

Hauptgutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ gewidmet hat. Dort hat der WBGU argumentiert, dass bei einer ungebremsen Weiterentwicklung der Treibhausgasemissionen das Erdsystem innerhalb weniger Jahrzehnte planetarische Leitplanken durchbrechen und in Bereiche gesteuert würde, die mit einer nachhaltigen Entwicklung unvereinbar sind. Um dies zu verhindern, ist nach Ansicht des WBGU nichts weniger als eine neue industrielle Revolution erforderlich. Dafür muss innerhalb der nächsten Jahrzehnte weltweit der Ausstieg aus der fossilen Energieerzeugung, aus der energieintensiven Urbanisierung und der emissionsintensiven Landnutzung gelingen. Insbesondere wegen drohender Irreversibilitäten sollten nach Ansicht des WBGU die Meere eng in diese Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft einbezogen werden. Die Meere haben das Potenzial, die Transformation wesentlich zu unterstützen und die Transformation ist wiederum notwendig für den langfristigen Erhalt der Meeresökosysteme.

Der WBGU hat sich bereits 2006 in seinem Sondergutachten „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“ mit den Meeren beschäftigt und dort insbesondere die Schnittstelle zwischen Treibhausgasemissionen und den Meeren (z. B. Erwärmung, Meeresspiegelanstieg, Ozeanversauerung) näher beleuchtet. Im vorliegenden Gutachten betrachtet der WBGU beispielhaft die Themen Nahrung und Energie, die bereits in seinem Hauptgutachten 2011 zur Transformation im Mittelpunkt standen. Er fragt nach der nachhaltigen Nutzung von Fischbeständen und nachhaltiger Aquakultur sowie nach der Entwicklung mariner erneuerbarer Energiesysteme und zeigt, wie die Meere einen gewichtigen Beitrag zur Transformation leisten können. Gleichzeitig sind die Meere und ihre Ökosysteme durch die Auswirkungen des Klimawandels und der Meeresversauerung bedroht.

Der WBGU zeigt, dass ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren dringend notwendig ist, dass eine Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft auch mit den Meeren möglich ist und dass sie weltweit erhebliche Vorteile für eine nachhaltige Energieversorgung sowie für die Ernährungssicherheit bringen kann.

Handlungsleitende Prinzipien einer künftigen Meeres-Governance

Für eine Trendwende in Richtung eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren wird die künftige Meeres-Governance, also die Gestaltung von Schutz und Nutzung der Meere, eine entscheidende Rolle spielen. Dabei ist die Ausgangssituation durchaus günstig: Mit

dem Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS) gibt es bereits einen umfassenden internationalen Vertrag, der gemeinsam mit begleitenden Abkommen als eine Art „Verfassung der Meere“ fungiert. Das Seerechtsübereinkommen wurde allerdings bereits 1982 verabschiedet, weshalb jüngere Erkenntnisse darin nicht oder nur unzureichend berücksichtigt sind. Insbesondere setzte sich seither zunehmend die Einsicht durch, dass die Menschheit mittlerweile zu einem dominierenden Faktor im gesamten Erdsystem geworden ist. Die neue, prägende Wirkungsmacht des Menschen findet ihren Ausdruck im Begriff „Anthropozän“ als Bezeichnung für das heutige Erdzeitalter. Im Anthropozän sollte die Menschheit Verantwortung für einen nachhaltigen Umgang mit der natürlichen Umwelt übernehmen. Das gilt auch für die Meere.

Die bestehende Meeres-Governance hat in verschiedenen Bereichen versagt, nicht nur, weil die zwischenstaatlich vereinbarten Regelungen nicht ausreichend sind, sondern vor allem, weil es an der konsequenten Umsetzung dieser Regelungen fehlt und weil Fehlverhalten kaum durch Sanktionen verhindert wird.

Angesichts dieser Herausforderungen empfiehlt der WBGU, den Umgang mit den Meeren an drei handlungsleitenden Prinzipien auszurichten. Sie sind entscheidend für die Ausgestaltung eines Schutz- und Nutzungsregimes für die Meere, das in Kombination mit zehn Kriterien für eine nachhaltige Meeres-Governance (Kasten 1) die langfristige Erhaltung von Ökosystemleistungen, biologischer Vielfalt und Erträgen aus nachhaltiger Meeresnutzung sichern kann. Ausgangspunkt ist ein fundamentaler Standpunkt- bzw. Perspektivenwechsel und die Anwendung der folgenden drei Prinzipien:

1. *Die Meere als Menschheitserbe:* Die Meere sind ein globales Kollektivgut, für das klar definierte, an Nachhaltigkeitskriterien orientierte Schutzverpflichtungen und Nutzungsrechte fehlen. Die Idee, dass die Meere ein „gemeinsames Erbe der Menschheit“ sind, wurde von Arvid Pardo und Elisabeth Mann Borgese bereits in den 1960er Jahren im Zuge der Entwicklung des Seerechtsübereinkommens vorgeschlagen. Sie konnte als völkerrechtliches Prinzip nicht für die Meere insgesamt durchgesetzt werden, wurde aber für den Meeresboden jenseits nationalstaatlicher Grenzen („das Gebiet“) und seine mineralischen Ressourcen verankert. Aus dem Menschheitserbeprinzip folgt aus Sicht des WBGU, dass globale Kollektivgüter allen Menschen zugänglich sein müssen und keinem Staat, Individuum oder Unternehmen uneingeschränkt zur Verfügung stehen. Die Erhaltung und

nachhaltige Nutzung des Menschheitserbes erfordert Sachwalter, ein Schutz- und Nutzungsregime sowie Teilungsregeln, mit denen Kosten und Vorteile des Regimes gerecht verteilt werden. Daraus ergibt sich, aus politikwissenschaftlicher Perspektive, ein System geteilter Souveränitätsrechte zwischen Staaten, basierend auf einem globalen, an Nachhaltigkeitszielen ausgerichteten Ordnungsrahmen. Die Kollektivgüter sollen erhalten sowie ihre kurzfristige Ausbeutung und Übernutzung vermieden werden, damit ihre Nutzung auch zukünftigen Generationen ermöglicht wird.

2. *Der systemische Ansatz:* Der weithin in der Meeres-Governance vorherrschende sektorale Ansatz, der durch einen engen Blick auf die jeweilige Nutzung (z.B. Fischerei, Ölförderung, Naturschutz) geprägt ist, wird den systemischen Anforderungen der Nachhaltigkeit nicht gerecht. Der WBGU beabsichtigt mit der Einführung eines systemischen Ansatzes eine Integration der verschiedenen Systemebenen sowie eine Integration der Interaktionen natürlicher und sozialer Systeme, die beim Umgang mit den Meeren berücksichtigt werden sollten. Der Ansatz beinhaltet folgende Ebenen: *Erstens* sind Meeresökosysteme selbst komplexe Systeme, die nach einem „ökosystemaren Ansatz“ geschützt und genutzt werden sollten. Der ökosystemare Ansatz wurde im Rahmen der Biodiversitätskonvention entwickelt und ist mittlerweile weithin zwischenstaatlich anerkannt. *Zweitens* sollte der systemische Ansatz über die Nutzungen der Meeresökosysteme weit hinausgehen und auch Land/Meer-Interaktionen berücksichtigen, denn viele Risiken für die Meere haben ihre Ursache in der Wirtschaftsweise an Land. Beispielsweise kann industrielle Produktion die Meere schädigen, wenn etwa Plastikprodukte oder langlebige Schadstoffe über die Atmosphäre oder Flüsse in das Meer gelangen; ihre Regulierung kann daher zum Meeresschutz beitragen. Nicht zuletzt ist auch die Landwirtschaft für erhebliche Einträge von Nährstoffen und Sediment in die Meere verantwortlich. *Drittens* sollten im Zeitalter des Anthropozäns auch die Kopplungen im Erdsystem berücksichtigt werden, beispielsweise CO₂-Emissionen aus fossilen Energieträgern, die Meeresökosysteme indirekt über den Klimawandel durch Temperaturanstieg sowie direkt über die Versauerung des Meerwassers schädigen. Auf allen diesen Ebenen ist *viertens* zu berücksichtigen, dass komplexe und dynamische Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Natur bestehen. Daher hält der WBGU die integrierte Betrachtung dieser Wechselwirkungen zwischen Meeresökosystemen und Gesellschaften in einem umfassenden systemischen

Ansatz für unverzichtbar.

3. *Das Vorsorgeprinzip:* Das Vorsorgeprinzip sieht vor, dass nach dem (neuesten) Stand von Wissenschaft und Technik Vorsorge gegen mögliche Umweltschäden getroffen wird, auch wenn keine vollständige wissenschaftliche Gewissheit über die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadens oder über die Schadenshöhe besteht. Bei komplexen Systemen, zu denen die Meeresökosysteme mitsamt ihrer Land/Meer-Interaktionen ohne Zweifel gehören, ist die Anwendung des Vorsorgeprinzips besonders wichtig, da ihre Reaktion auf Einflüsse oder Störungen schwer abschätzbar ist. Daher sollte Spielraum für Flexibilität und Reversibilität von Entscheidungen vorgesehen werden. Das Vorsorgeprinzip findet sich zwar bereits in vielen Regelungen und Entscheidungen zur Meeres-Governance wieder, kommt aber nur selten zur konkreten und stringenten Anwendung.

Wege zu einer künftigen Meeres-Governance

Die Notwendigkeit einer Trendwende beim Umgang mit den Meeren und ihre Richtung sind zwar weithin bekannt und zum Teil bereits in der bestehenden Meeres-Governance verankert, die entsprechenden Regelungen werden aber in der Praxis durch die Staaten nicht ausreichend umgesetzt bzw. befolgt. Nicht zuletzt klaffen auch Regelungslücken im bestehenden internationalen Seerecht. Daher hat der WBGU in diesem Gutachten das Seerechtsübereinkommen anhand der drei handlungsleitenden Prinzipien und zehn Kriterien auf den Prüfstand gestellt. Die zukünftige Meeres-Governance sollte aber nicht nur den genannten Prinzipien und Kriterien entsprechen, sondern auch geeignete Mechanismen etablieren, um Befolgung und Vollzug der Regeln zu sichern und Fehlverhalten zu sanktionieren.

Die gemeinsame Verantwortung für den Erhalt der Meere nach dem Menschheitserbprinzip steckt den Ordnungsrahmen ab, der eingehalten werden muss, aber innerhalb dessen sich die Akteure möglichst autonom und ungehindert bewegen dürfen. Letztlich ist aber dafür ein grundlegendes Umdenken im Umgang mit den Meeren auf allen Governance-Ebenen und bei allen Nutzern notwendig. Die Menschheit muss die vorherrschende, häufig auf kurzfristige Gewinne ausgerichtete Bewirtschaftung der Meere beenden. Daher sollte der Meeresschutz zugunsten der heutigen und künftigen Generationen mitsamt der Erhaltung der marinen Ökosystemleistungen und der biologischen Vielfalt im Zentrum stehen.

Der WBGU ist davon überzeugt, dass tiefgreifende

Kasten 1

Zehn Kriterien für eine künftige Meeres-Governance

Der WBGU hat in diesem Gutachten zehn Kriterien entwickelt, die zur Analyse der bestehenden Meeres-Governance auf den verschiedenen Ebenen von lokal bis global dienen und gleichzeitig handlungsleitend für die Neugestaltung der künftigen Meeres-Governance sein sollen.

1. *Adaptives Management* zielt darauf, die Wissensbasis für die Governance kontinuierlich zu verbessern und sie zeitnah für den Umgang mit den Meeren zu nutzen. *Adaptives Management* soll im Sinne eines Lernprozesses das Wissen über Ökosystemstruktur und -dynamik vertiefen und somit Schutz und Bewirtschaftung der Meere iterativ verbessern.
2. *Anreize für Innovationen* für eine nachhaltige und risikoarme Nutzung der Meere sollen Akteure belohnen, die statt kurzfristiger Gewinnmaximierung langfristig gedachte, nachhaltige Geschäftsmodelle für Nutzung und Schutz der Meere entwickeln.
3. Eine *klare Zuweisung von Nutzungsrechten* ist notwendig, um die Übernutzung des Kollektivguts Meer zu verhindern. Dies ermöglicht die Ausschließbarkeit von Nutzern und somit eine Koordinierung der Nutzung, sei es über Märkte oder über Verhandlungen. Zudem können die gesellschaftlichen Kosten der Nutzung nach dem Verursacherprinzip den Nutzern angelastet werden, so dass die externen Kosten internalisiert werden.
4. Ohne ein bisher unerreichtes Niveau globaler Kooperationskultur und *globaler Kooperationsmechanismen* sind Schutz und nachhaltige Nutzung des globalen Kollektivguts Meer unmöglich. Globale Kooperation ist Grundlage für die Entwicklung internationaler Übereinkommen für Meeresschutz und -nutzung sowie für deren gemeinschaftliche Umsetzung.
5. *Subsidiäre Entscheidungsstrukturen*, die Entscheidungskompetenzen primär bei dezentralen Entscheidungsträgern auf regionaler oder lokaler Ebene und sekundär bei zentralen internationalen Stellen ansiedeln, sind für die Akzeptanz globaler und nationaler Regulierungen entscheidend. Darüber hinaus wird durch eine derart verstandene Subsidiarität die effiziente Durchsetzung der Regulierungen erleichtert.
6. *Transparente Informationen* stellen sicher, dass die relevanten Daten für alle Akteure zugänglich sind.
7. *Partizipative Entscheidungsstrukturen* ermöglichen es, Interessen offenzulegen und führen zu Entscheidungen, die für alle Akteure nachvollziehbar sind.
8. *Faire Verteilungsmechanismen* sollen die gerechte Aufteilung der Gewinne aus mariner Ressourcennutzung sowie der Kosten, z. B. von Schutz, Monitoring, Überwachung und Sanktionierung, gewährleisten. Dies gilt für die Kosten- und Nutzenteilung sowohl zwischen Staaten als auch zwischen verschiedenen Verwaltungsebenen eines Staates.
9. *Konfliktlösungsmechanismen* sind notwendig, um die vielfältigen Nutzungsinteressen verschiedener Akteure (z. B. Staaten und Individuen) abzustimmen.
10. *Sanktionsmechanismen* auf den verschiedenen Governance-Ebenen sind zentrale Instrumente, um die Einhaltung von Nutzungsregelungen durchzusetzen.

Veränderungen in der Governance der Meere notwendig und angemessen sind, um zu geeigneten institutionellen und politischen Rahmenbedingungen für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren zu kommen. Eine konsequente Umsetzung der vorgeschlagenen handlungsleitenden Prinzipien würde allerdings gravierende Änderungen des Seerechtsübereinkommens erfordern. Eine derartige Initiative hat nach Einschätzung des WBGU derzeit kaum Chancen auf Umsetzung, weil der Graben zwischen den aus der Nachhaltigkeitsperspektive notwendigen Veränderungen in der Meeres-Governance und der politischen Realisierbarkeit derzeit zu tief erscheint.

Vor diesem Hintergrund hat sich der WBGU dazu entschieden, zwei Pfade mit unterschiedlicher Ambition und Geschwindigkeit auszuleuchten. *Erstens* wird die Vision einer grundsätzlichen Reform des bestehenden Seerechts skizziert, die unabhängig von der gegenwärtigen Realisierbarkeit eine Orientierung bieten soll, wie den Herausforderungen für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere am sinnvollsten begegnet werden kann. *Zweitens* werden Handlungsempfehlungen entwickelt, die an laufende politische Prozesse anknüpfen, leichter realisierbar sind und sich daher als Schritte in Richtung der Vision eignen, ohne eine Reform des Seerechtsüber-

einkommens vorauszusetzen.

Für seine Vision eines reformierten Seerechts empfiehlt der WBGU, das Menschheitserbprinzip als verbindliches Leitprinzip auf sämtliche Nutzungen aller biologischen und mineralischen Ressourcen der Meere in jeweils differenzierter Ausprägung für die Meereszonen seewärts des Küstenmeeres (Ausschließliche Wirtschaftszone – AWZ, Festlandsockel, Hohe See und Gebiet) auszuweiten. In der Vision wird auch die institutionelle Ausgestaltung eines entsprechenden Schutz- und Nutzungsregimes skizziert: Mit der World Oceans Organisation (WOO) soll ein globaler Sachwalter des Menschheitserbes etabliert werden. Nach dem Subsidiaritätsprinzip sollte die nachhaltige Bewirtschaftung des Kollektivguts Meer möglichst dezentral erfolgen und regionalen und nationalstaatlichen Institutionen auf der Basis der Prinzipien eines reformierten Seerechtsübereinkommens überlassen werden. Auf der Hohen See sollten neu gegründete Regional Marine Management Organisations (RMMO) den Schutz und die Nutzung der Meere gestalten. Die Küstenstaaten sollten als Treuhänder strenge Berichtspflichten erfüllen, mittels derer sie der Weltgemeinschaft Rechenschaft über die Nachhaltigkeit des Umgangs mit den

ihnen anvertrauten Meereszonen ablegen.

Es ist offensichtlich, dass diese vom WBGU für notwendig und angemessen gehaltene Vision angesichts der erforderlichen langwierigen Verhandlungen, der Komplexität des weltweiten Meeresschutzes sowie der Nutzungskonflikte um marine Ressourcen sehr ambitioniert und damit weit entfernt von einer raschen politischen Umsetzung ist. Dennoch skizziert der WBGU diese ambitionierte Vision einer Meeres-Governance, denn die Erfahrung gerade der jüngsten Zeit belegt, dass politische Realisierbarkeit schwer vorherzusehen ist. Zahlreiche politische Ereignisse oder Krisen des jüngsten Zeitgeschehens – wie beispielsweise der deutsche Atomausstieg nach Fukushima oder die Eurokrise – zeigen, dass angesichts dringlicher Herausforderungen oder Ereignisse Reformen möglich werden, deren Radikalität sie vorher als völlig unrealistisch erscheinen ließ. Ebenso könnten sich für die Meerespolitik eines Tages heute noch nicht absehbare umfassende Gestaltungsmöglichkeiten eröffnen. Solche Reformen sollten zuvor schon durchdacht und diskutiert werden; dazu möchte der WBGU mit dieser Vision beitragen.

Um dem Fernziel der Vision näher zu kommen, gibt der WBGU zusätzlich an laufende oder angedachte Politikprozesse anschlussfähige Handlungsempfehlungen, die ohne Veränderung des Seerechtsübereinkommens auskommen und sich daher als Schritte auf dem Weg zur ambitionierten Vision eignen. Insgesamt soll das Gutachten als Kompass dienen, an dem sich Reformen beim Umgang mit den Meeren langfristig ausrichten können.

Die Schwerpunkte

Analog zum Gutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ betrachtet der WBGU auch für die Meere beispielhaft die Schwerpunkte Nahrung und Energie. Sie sind zentrale Handlungsfelder der Großen Transformation zu einer klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft, zu denen die Meere einen wesentlichen Beitrag leisten können. Hier fragt der WBGU nach der nachhaltigen Nutzung von Fischbeständen bzw. Aquakulturen sowie nach marinen erneuerbaren Energieformen und skizziert an diesen Beispielen eine Reform der Meeres-Governance.

› *Fischerei: Raubbau stoppen und Erträge langfristig steigern.* Nahrung aus dem Meer kann dazu beitragen, die Ernährung einer wachsenden Weltbevölkerung zu sichern und damit den steigenden Druck auf die Landnutzung etwas zu mindern. Eine auf Nachhaltigkeit basierte Fischerei und Aquakultur kann somit einen wichtigen Beitrag für die Transformation zur klimaverträglichen Gesellschaft leisten.

Es wird immer deutlicher, dass Überfischung nicht nur weltweit ökologische Schäden anrichtet, sondern auch volkswirtschaftlich ineffizient ist. Ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren setzt also voraus, dass der Raubbau an Fischbeständen gestoppt wird. Mit dem UN Fish Stocks Agreement, dem Verhaltenskodex der FAO für verantwortungsvolle Fischerei, den Zielen des Rio-Folgeprozesses und den Beschlüssen der Biodiversitätskonvention gibt es bereits eine gute völkerrechtliche und Soft-law-Basis für das moderne, nachhaltige Management von Fischbeständen. Diese Regelungen und Beschlüsse werden in der Praxis aber nur unzureichend umgesetzt. Dabei würden sich die Wende zur Nachhaltigkeit und damit das Ende der Überfischung doppelt lohnen: Die Meeresökosysteme und ihre biologische Vielfalt würden geschont und die Erträge würden mit Nachlassen des Fischereidrucks und dem Wiederaufbau der Bestände sogar steigen.

› *Meeresenergie: Dynamik für die Energiewende.* Für die Transformation zur klimaverträglichen Gesellschaft sollten die bislang von fossilen Energieträgern dominierten Energiesysteme auf erneuerbare Energieerzeugung umgestellt werden. Die großen Potenziale der Windkraft auf dem Meer und die Nutzung anderer Meeresenergien können einen wesentlichen Beitrag für eine emissionsfreie Zukunft eines dekarbonisierten Energiesystems leisten. Jetzt kommt es darauf an, die sich bereits entwickelnde Dynamik durch gezielte staatliche Innovationsförderung zu beschleunigen. Damit die Nutzung nachhaltig erfolgt, muss die Umweltverträglichkeit bei erneuerbaren Meeresenergienutzungen bereits in sehr frühen technologischen Entwicklungsphasen ein zentrales Entwicklungskriterium sein. Mit dem Ausbau der erneuerbaren Energien rücken auch der Ausstieg aus der fossilen Offshore-Öl- und Gasnutzung sowie ein Verzicht auf den Einstieg in den Abbau klimaschädlicher Methanhydrate näher.

› *Arktis: Der Wettlauf um Ressourcen.* Die beiden zuvor genannten thematischen Perspektiven ergänzt der WBGU um den regionalen Schwerpunkt Arktis (Kasten 2), in dem – neben anderen wertvollen Ressourcen – sowohl der Zugang zu Energie als auch der Zugang zu Fischbeständen eine wesentliche Rolle spielen und der aktuell erhebliches Konfliktpotenzial bergen. In der Arktis wird der Wettlauf um die Ausbeutung der Meeresressourcen, insbesondere der Öl- und Gasreserven, immer deutlicher spürbar. Die Verantwortung für den Schutz des Menschheitserbes rund um den Nordpol mit seinen wertvollen und gleichzeitig äußerst fragilen Polarökosystemen gerät angesichts der erhofften kurzfristigen Gewinne aus dem Blickfeld. Der klimaschädliche fossile Energiepfad wird durch diese hochriskante Expansion ver-

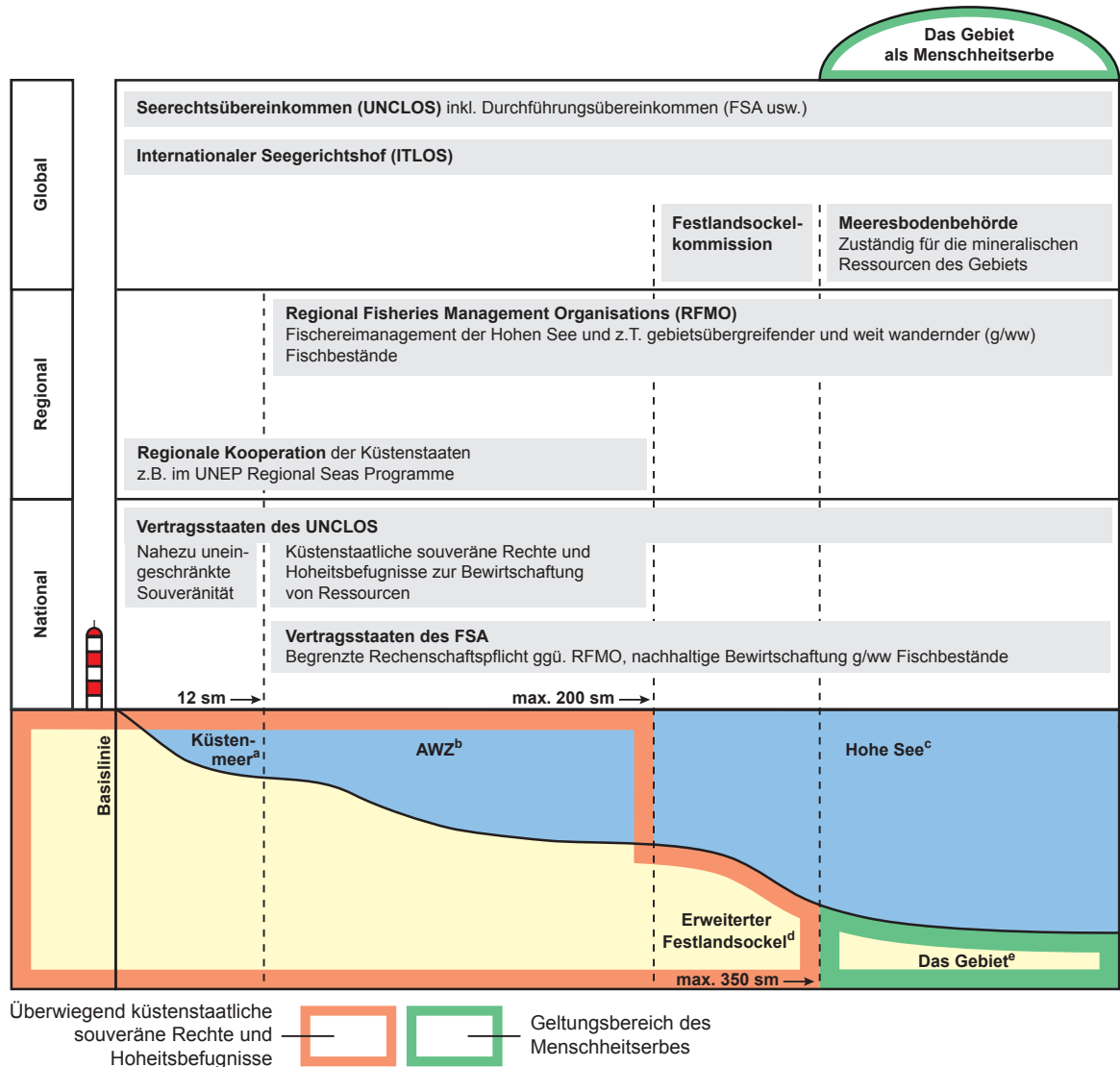


Abbildung 1: Status quo der Meeres-Governance, vereinfachte Darstellung.

Das Menschheitserbe beschränkt sich heute lediglich auf die mineralischen Ressourcen des Meeresbodens seewärts nationaler Hoheitsbefugnisse („das Gebiet“), die von der Meeresbodenbehörde verwaltet werden. Das UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS) mitsamt seiner bestehenden Durchführungsübereinkommen (vor allem das UN Fish Stocks Agreement, FSA) definiert den Rahmen der Meeres-Governance. Die Regional Fisheries Management Organisations (RFMO) organisieren die Bewirtschaftung der Fischbestände auf der Hohen See sowie der gebietsübergreifenden und weit wandernden (g/ww) Fischbestände in den Ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ). Die Küstenstaaten haben weitgehend souveräne Nutzungsrechte über sämtliche Ressourcen in der AWZ sowie über die mineralischen Ressourcen des Festlandsockels. Die regionale Kooperation der Küstenstaaten ist im Rahmen von Programmen bzw. Abkommen (vor allem UNEP Regional Seas Programme) organisiert.

- a Das Küstenmeer erstreckt sich bis zu 12 Seemeilen (sm) von der Basislinie. Es umfasst u. a. den Meeresboden und -untergrund. Im Küstenmeer verfügt der Küstenstaat über Gebietshoheit.
- b Die AWZ umfasst das Meeresgebiet seewärts des Küstenmeeres mit einer maximalen Ausdehnung von 200 sm, gemessen ab der Basislinie. Die AWZ umfasst die Wassersäule sowie den Meeresboden und -untergrund.
- c Die Hohe See beginnt seewärts der AWZ und ist begrenzt auf die Wassersäule. Sie unterliegt keiner nationalen Souveränität; es gilt u. a. die Freiheit der Schifffahrt, der Fischerei und der Forschung.
- d Der Festlandsockel umfasst den Meeresboden und -untergrund seewärts des Küstenmeeres. Regelmäßig überschneidet sich der Festlandsockel mit der AWZ und erhält keine eigenständige Bedeutung. Die Ausdehnung des Festlandsockels kann allerdings die seewärtige Begrenzung der AWZ überschreiten („erweiterter Festlandsockel“). Die äußere Grenze des Festlandsockels darf nicht weiter als 350 sm von der Basislinie entfernt sein (alternativ 100 sm von der 2500-m-Wassertiefenlinie).
- e Das Gebiet umfasst den Meeresboden und Meeresuntergrund seewärts nationaler Hoheitsbefugnisse.

Quelle: WBGU

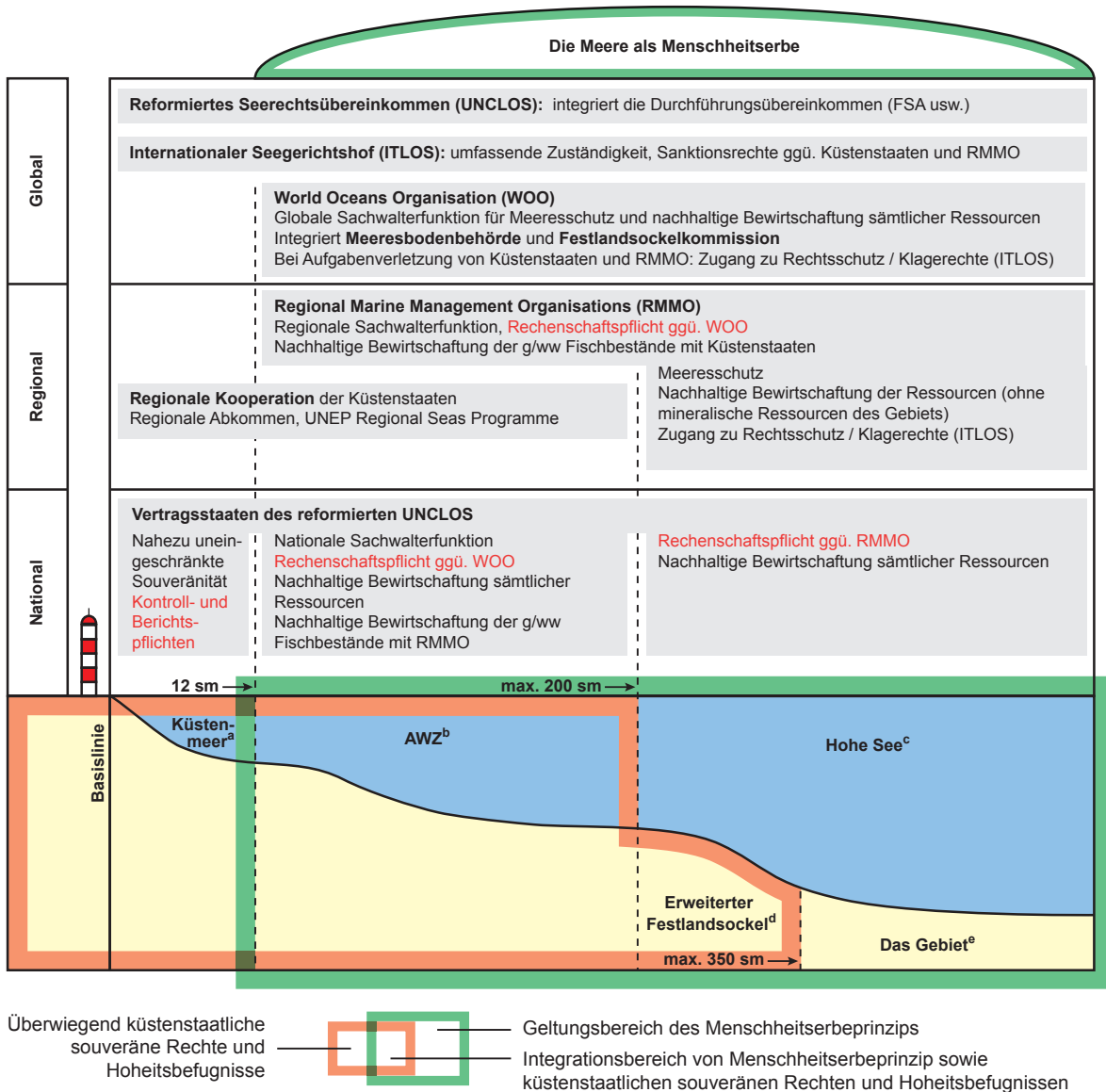


Abbildung 2: Vision für eine künftige Meeres-Governance, vereinfachte Darstellung.

Alle Meeresgebiete mit Ausnahme der Küstengewässer erhalten den Status eines Menschheitserbes. Dies umfasst sämtliche Ressourcen seawärts der Küstenmeeres, einschließlich der mineralischen und biologischen Ressourcen. Die Küstenstaaten behalten die Nutzungsrechte über die Ressourcen in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) sowie die mineralischen Ressourcen des Festlandssockels. Als Sachwalter der Meeresumwelt im Bereich der AWZ sind die Küstenstaaten zu einer nachhaltigen Nutzung dieser Ressourcen verpflichtet. Deshalb gehen die Nutzungsrechte mit Rechenschaftspflichten gegenüber der neuen World Oceans Organisation (WOO) einher. Meeresbodenbehörde und Festlandssockelkommission werden in die WOO integriert. Die Regional Fisheries Management Organisations (RFMO) gehen in Regional Marine Management Organisations (RMMO) auf, die die nachhaltige Bewirtschaftung sämtlicher Ressourcen der Hohen See organisieren. Sie organisieren zudem in Zusammenarbeit mit den Küstenstaaten die Bewirtschaftung der gebietsübergreifenden und weit wandernden (g/ww) Fischbestände. Die WOO übernimmt die Rolle des globalen Sachwalters der Meere und überwacht die Einhaltung von Schutz und nachhaltiger Nutzung. Sie hat Zugang zu Rechtsschutz, insbesondere Klagerechte, beim Internationalen Seegerichtshof (ITLOS). Die regionale Kooperation der Küstenstaaten im Rahmen von Programmen bzw. Abkommen bleibt erhalten.

Roter Text: Rechenschaftspflichten gegenüber übergeordneten Governance-Ebenen.

a-e: Erklärungen siehe Abb. 1.

Quelle: WBGU

Zusammenfassung

längert; die nationalen Interessen drohen gegenüber dem Menschheitserbe und den Interessen künftiger Generationen die Oberhand zu gewinnen. Ein umfassendes, grenzüberschreitendes Meeresschutzgebiet für die Arktis könnte dem entgegenwirken (Kasten 2).

Forschung im Kontext der Transformation

Bei der Transformation zu einem nachhaltigen Umgang mit den Meeren spielt Forschung eine zentrale Rolle. Sie sollte die Funktion der Meere im Erdsystem, den Einfluss menschlichen Handelns und die Rückwirkungen von Veränderungen auf menschliche Gesellschaften untersuchen. Gleichzeitig sollte sie Visionen eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren vordenken, konkrete nachhaltige Nutzungsmöglichkeiten untersuchen sowie politische Strategien zu deren Erreichung entwerfen. Die vom WBGU als „transformativ“ bezeichnete Forschung fördert die Transformation dadurch, dass sie nachhaltige Innovationen in relevanten Sektoren generiert und deren Verbreitung unterstützt. Zusätzlich wird eine „Transformationsforschung“ für die Analyse gesellschaftlicher Transformationsprozesse benötigt. Sie sollte Rahmenbedingungen und Schlüsselfaktoren für übergreifende gesellschaftliche Transformationsprozesse bei Meeresschutz und -nutzungen sowie deren Interaktionen mit technischen Systemen und Ökosystemen untersuchen, um alternative Transformationspfade zu entwickeln und Vorschläge für deren politische Gestaltung zu machen. Transformationsforschung ist in der deutschen Meeresforschung bislang allerdings kaum etabliert. Für die Nutzung der Meere als gemeinsames Menschheitserbe erscheint sie besonders wesentlich.

Ein Gesellschaftsvertrag für die Meere

Voraussetzung für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren ist die Verständigung auf einen virtuellen globalen „Gesellschaftsvertrag für die Meere“. Damit würden auch die Wirksamkeit und die Legitimation einer reformierten Meeres-Governance gestärkt. Ein solcher Gesellschaftsvertrag für die Meere wäre gewissermaßen ein Teil des Gesellschaftsvertrags für eine Große Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft. Die Menschheit sollte damit vor allem die Verantwortung für die dauerhafte Erhaltung gesunder, leistungsfähiger und resilienter Meeresökosysteme für heutige und künftige Generationen übernehmen und diese Verantwortung in politisches Handeln übersetzen. Die Übernahme der Verantwortung

für das Menschheitserbe bezieht sich darüber hinaus auch auf die verantwortliche und faire Aufteilung von Meeresressourcen unter allen Menschen, wie sie im Seerecht bereits angelegt ist. Dies setzt „gestaltende Staaten“ voraus, insbesondere Küstenstaaten, die sich für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Meere einsetzen und die international vereinbarten Regelungen durchsetzen. Die Ausgestaltung des Gesellschaftsvertrags für die Meere ist ein offener Prozess, bei dem die Teilhabe der Zivilgesellschaften ein zentrales Element sein sollte. Diese Teilhabe setzt auf Mitwirkung, Transparenz und Kontrolle von Entscheidungen über die Meere, die durch die gestaltenden Staaten getroffen werden. Pionieren des Wandels kommt beim nachhaltigen Umgang mit den Meeren eine zentrale Rolle zu: Unterstützt durch gestaltende Staaten treiben sie die Transformation durch Entwicklung und Erprobung von neuen Technologien und Verhaltensweisen zunächst in Nischen voran und verbreiten diese durch selbst geschaffene oder sich anderweitig eröffnende Gelegenheiten.

Die WBGU-Vision einer umfassenden Reform des internationalen Seerechts

In den folgenden Abschnitten werden die Vision, die empfohlenen Schritte zu einer umfassenden Seerechtsreform sowie die Forschungsempfehlungen des WBGU im Einzelnen dargestellt.

Der WBGU empfiehlt, den Umgang mit den Meeren auf eine neue Grundlage zu stellen, die den Nutzungsrealitäten und Schutzerfordernissen der Meere Rechnung trägt und den heute lebenden wie auch den künftigen Generationen die langfristige Aufrechterhaltung von Ökosystemleistungen und Erträgen aus nachhaltiger Meeresnutzung sichert. Dazu formuliert der WBGU eine neue übergreifende Vision einer künftigen Governance der Meere, die sich an der Überzeugung orientiert, dass das Meer als ein gemeinsames Erbe der Menschheit zu begreifen ist. Im Folgenden wird diese Vision skizziert:

- *Menschheitserbprinzip, systemischen Ansatz und Vorsorgeprinzip verankern:* Der WBGU empfiehlt, die oben genannten drei Leitprinzipien Menschheitserbe, systemischer Ansatz und Vorsorge für jegliche Nutzung des globalen Kollektivguts Meer in einem reformierten Seerechtsübereinkommen völkerrechtlich zu verankern. Das zum Menschheitserbprinzip gehörende Schutz- und Nutzungsregime soll in jeweils differenzierter Ausprägung für die Meereszonen seewärts des Küstenmeeres (AWZ, Festlandssockel, Hohe See, Gebiet) sowie deren sämtliche Ressourcen gelten.
- *World Oceans Organisation gründen:* Der Ausdehnung des Aufgabenbereichs und der Kompeten-

- zen des Seerechtsübereinkommens entsprechend soll als globaler Sachwalter der Meeresumwelt und ihrer Ressourcen eine internationale Organisation gegründet werden. Diese World Oceans Organisation (WOO) soll keine „Super-Meeresbehörde“ werden, sondern nur dann eingreifen, wenn die an Vertragsstaaten (AWZ und Festlandsockel) bzw. RMMO (Hohe See) überantworteten Bewirtschaftungs- und Überwachungsaufgaben nicht wahrgenommen werden. Dementsprechend soll die WOO mit Klagerechten vor dem Internationalen Seegerichtshof (International Tribunal for the Law of the Sea, ITLOS) ausgestattet werden. Die WOO soll darüber hinaus Kompetenzen zur Standardsetzung erhalten. Die Meeresbodenbehörde und die Festlandsockelkommission des bisherigen Seerechtsübereinkommens würden in die neue Organisationsstruktur der WOO als eigenständige Einheiten integriert und behielten ihre Zuständigkeiten.
- *Regional Marine Management Organisations einrichten:* Regional Marine Management Organisations (RMMO) sollen als regionale zwischenstaatliche Abkommen Schutz und nachhaltige Nutzung der regionalen Ressourcen der Hohen See gestalten (z. B. Fischbestände, Meeresenergie, genetische Ressourcen). Ebenso sollen sie für die Meeresschutzgebiete und die Umsetzung einer regionalen marinen Raumplanung auf der Hohen See zuständig sein. Zu ihren Aufgaben würde es auch gehören, die Erträge aus der Meeresnutzung gerecht zu verteilen, sei es über die entgeltliche Ausgabe oder über die Versteigerung von Nutzungsrechten unter den Vertragsstaaten. Von einem Teil der Erlöse können Meeresschutz, Monitoring und Kapazitätsaufbau in Entwicklungsländern finanziert werden. Die RMMO wären als regionale Sachwalter der WOO gegenüber rechenschaftspflichtig, insbesondere was die Nachhaltigkeit der Nutzung angeht. Sie sollten jeweils ein regionales Meeresgebiet abdecken, so dass die gesamte Hohe See flächendeckend und überlappungsfrei erfasst wird.
 - *Zuständigkeit des Internationalen Seegerichtshofs erweitern:* Der Internationale Seegerichtshof (ITLOS) soll gestärkt werden, um eine gerichtliche Referenz im Bereich des internationalen See- und Umweltrechts zu schaffen. Verfahren, die als Streitgegenstand die Auslegung von See- und Umweltvölkerrecht betreffen, sowie Verfahren zur Ahndung von Meeresverschmutzungen sollten zukünftig vorrangig dem ITLOS zugewiesen werden. Auch die Auslegung des Seerechtsübereinkommens bliebe dem ITLOS als „Hüter der Verträge“ vorbehalten. Die neu zu errichtende WOO soll mit Klagerechten vor dem ITLOS ausgestattet werden. Zudem sollten ausgewählten und anerkannten Nichtregierungsorganisationen Verbandsklagerechte eingeräumt werden.
 - *Schutz und nachhaltige Nutzung der Hohen See:* Der WBGU empfiehlt, die Hohe See zum gemeinsamen Erbe der Menschheit zu erklären. Künftig sollen auch marine biologische Ressourcen (z. B. Fischbestände, genetische Ressourcen) dem Menschheitserbprinzip gemäß nachhaltig bewirtschaftet und die aus der Bewirtschaftung entstehenden Vorteile in Analogie zur Regelung für die mineralischen Ressourcen des Meeresbodens gerecht verteilt werden. Das UN Fish Stocks Agreement (FSA) würde in dem reformierten Seerechtsübereinkommen aufgehen. Gemäß dem Subsidiaritätsprinzip sollte die Bewirtschaftung der marinen Ressourcen auf der Hohen See dezentral erfolgen und den RMMO übertragen werden. Finanzielle Vorteile, die aus der Nutzung mariner Ressourcen der Hohen See resultieren, sollten zum Nutzen der gesamten Menschheit unter besonderer Berücksichtigung der Interessen der Entwicklungsländer verwendet werden.
 - *Schutz und nachhaltige Nutzung der AWZ:* Das Menschheitserbprinzip soll in die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) ausgedehnt werden. Den Küstenstaaten würde die treuhänderische Verwaltung des Menschheitserbes in ihrer AWZ und auf dem Festlandsockel übertragen. Eine Verletzung des Menschheitserbprinzips müsste sanktionierbar sein, um eine nachhaltige Meeresnutzung zu erreichen. Die Küstenstaaten behielten ihre gewohnten, weitreichenden Nutzungsrechte der AWZ, die ihnen gemäß des bestehenden Seerechtsübereinkommens bereits zugewiesen sind. Sie würden aber von der Völkergemeinschaft zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung des Menschheitserbes verpflichtet und wären darüber der WOO gegenüber rechenschaftspflichtig.
 - *Klagerechte und Sanktionen einführen:* Vertragsstaaten, die ihren Berichts- bzw. Schutzverpflichtungen nicht nachkommen, sollen vor dem ITLOS durch die WOO und Vertragsstaaten verklagt werden können, woraufhin das ITLOS Sanktionen verhängen könnte. Als Sanktionen sind z. B. Export- bzw. Importbeschränkungen für illegal gewonnene Ressourcen denkbar. Auch könnte ein vertragsbrüchiger Staat von der Teilnahme an Lizenzauktionen für die Ressourcen der Hohen See ausgeschlossen werden. Als letztes Mittel soll dem ITLOS die Möglichkeit offen stehen, einem missbräuchlich agierenden Staat seine Hoheitsrechte in der AWZ einzuschränken.
 - *Verschärftes Haftungsregime etablieren:* Ein erheblich wirksameres internationales Haftungsregime soll sektorenübergreifend sämtliche Tätigkeiten mit einem Gefährdungspotenzial für die Meere umfassen (Gefährdungshaftung mit staatlicher Residual-

haftung).

- › *Zivilgesellschaftliches Engagement stärken*: Die Zivilgesellschaft, insbesondere dem Meeresschutz verpflichtete Nichtregierungsorganisationen, soll Zugang zu meerespezifischen Informationen erhalten, über see- bzw. meeresumweltrechtliche Planungs- und Zulassungsverfahren informiert werden sowie entsprechende Mitwirkungs- und Klagerechte erhalten.
- › *Meeresschutzgebiete ausweiten und Raumplanung verankern*: Ein ökologisch repräsentatives und effektiv betriebenes Meeresschutzgebietssystem soll mindestens 20–30% der Fläche mariner Ökosysteme umfassen. Dieses System der Meeresschutzgebiete müsste zudem im Sinne abgestufter Zonen unterschiedlicher Nutzungsintensität Kernbestandteil einer marinen Raumplanung sein, die als Instrument auf den nationalen, regionalen und globalen Ebenen der Meeres-Governance zu verankern ist. Für die Hohe See würde die WOO Koordinierung und Aufsicht über Schutzgebiete und Raumplanung übernehmen, während die RMMO Planung und Management durchführen würden.
- › *Umweltverträglichkeitsprüfung vorsehen*: Eingriffe durch geplante Tätigkeiten in den Meeren sollen nur vorgenommen werden dürfen, wenn obligatorisch und im Vorfeld die hiervon ausgehenden Gefahren für die bestehenden Ökosysteme erfasst, bewertet und gegenüber den Vorteilen des Eingriffs abgewogen wurden. Für Pläne und Programme im Bereich der Meere empfiehlt sich entsprechend eine strategische Umweltprüfung. Für landbasierte Aktivitäten sollte eine „Meeresverträglichkeitsprüfung“ verankert werden. Damit würde für die Industrieproduktion an Land bereits bei der Anlagenzulassung berücksichtigt, dass nur solche Stoffe und Produkte in die Meere gelangen können, die dort keine schädigenden Wirkungen nach sich ziehen.

Der Weg zu einer umfassenden Seerechtsreform: Handlungsempfehlungen

Es ist offensichtlich, dass die Vision des WBGU angesichts der notwendigen langwierigen Verhandlungen, der Komplexität des Meeresschutzes sowie der Nutzungs- und Interessenskonflikte um Meeresressourcen sehr ambitioniert und damit weit von einer raschen politischen Umsetzung entfernt ist. Um dem Fernziel dieser Vision näher zu kommen, hat der WBGU unmittelbar an laufende oder angedachte Politikprozesse anschlussfähige Handlungsempfehlungen erarbeitet, die ohne Veränderung des Seerechtsübereinkommens auskommen und daher schneller politisch umsetzbar scheinen.

Meeres-Governance

Die folgenden Handlungsempfehlungen sind so gestaltet, dass sie als Türöffner für weitergehende Reformen fungieren können. Sie sind damit die vom WBGU empfohlenen ersten Schritte zur Realisierung einer nachhaltigen Meeres-Governance im Sinne der skizzierten Vision einer ambitionierten Seerechtsreform.

- › *Wissens- und Handlungsbasis der Meeres-Governance stärken*: Um die wissenschaftliche Grundlage zu verbessern, empfiehlt der WBGU den raschen Ausbau des globalen Monitoring-Systems für die Meere. Die bestehenden Aktivitäten (z.B. von GOOS, IOC, FAO, WMO, WCMC) sollten erweitert, besser koordiniert und zusammengeführt werden. Das Monitoring sollte mit der Weiterentwicklung und Überwachung politischer Ziele für die Meere eng verzahnt werden. Zudem sollte der Politik durch die integrierte Aufbereitung wissenschaftlicher Erkenntnisse ein verlässlicher Überblick über den Stand des Wissens und die Handlungsmöglichkeiten in Bezug auf die Meere gegeben werden. Dazu hat die UN-Generalversammlung bereits 2005 beschlossen, einen regelmäßigen globalen Report zum Zustand der Meeresumwelt zu erarbeiten („Regular Process“), der sowohl naturwissenschaftliche als auch sozioökonomische Aspekte berücksichtigt und mit den Berichten des IPCC vergleichbar ist. Der Regular Process ist in der deutschen Meereswissenschaft wenig bekannt. Der WBGU empfiehlt, das Vorhaben sehr viel stärker zu unterstützen und in die bestehende wissenschaftliche Infrastruktur einzubinden. Zudem sollte für die Unterfütterung einer wissenschaftsbasierten Handlungsgrundlage ein internationaler, konsensorientierter Multistakeholder-Prozess initiiert werden, der (etwa nach dem Vorbild der Weltstaudammkommission und des Weltagrарberichts) Leitlinien für den zukünftigen Umgang mit den Meeren entwickeln soll. Die im Oceans Compact in Aussicht gestellte „Ocean Advisory Group“ könnte zur Keimzelle dieses Prozesses werden.
- › *Rahmenbedingungen für eine langfristig nachhaltige Bewirtschaftung schaffen*: Um die vorherrschende, häufig auf kurzfristige Gewinne ausgerichtete Bewirtschaftung der Meere zu beenden und zu langfristigen und nachhaltigen Geschäftsmodellen überzugehen, sind geeignete institutionelle und politische Rahmenbedingungen unverzichtbar. Die Bewertung und Bepreisung von Ökosystemleistungen sollte bei Entscheidungen über staatliche Investitions- und Entwicklungsprojekte berücksichtigt werden und in das ökonomische Kalkül der Meeresnutzer einfließen. Schädliche Subventionen in der Fischerei sollten abgebaut und Infrastrukturu-

- ren für eine nachhaltige Nutzung sowie Forschung und Entwicklung für eine nachhaltige Bewirtschaftung gefördert werden (Kapazitätsaufbau).
- › *Strategien für eine nachhaltige Meeres-Governance entwickeln:* Der vom UN-Generalsekretär Ban Ki-moon im Jahr 2012 initiierte Oceans Compact sollte gefördert und genutzt werden, um eine strategische Vision der Vereinten Nationen für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren zu etablieren. Unter Einbeziehung des in diesem Gutachten skizzierten Neuanfangs für eine nachhaltige und systemische Meeres-Governance sollte der Oceans Compact zu einer „Integrated World Oceans Strategy“ weiterentwickelt werden. Sie sollte in Anlehnung an die Millenniumentwicklungsziele (Millennium Development Goals, MDG) oder im Kontext der noch zu entwickelnden Nachhaltigkeitsziele (Sustainable Development Goals, SDG) mit einem Zielkatalog für die Meere („Oceans MDG“ bzw. „Oceans SDG“) ausgestattet und im Rahmen der UN-Generalversammlung vereinbart werden. Eine solche globale Strategie für die Meere wäre am ehesten vergleichbar mit der Rio-Deklaration von 1992 und sollte die für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren fundamentalen Prinzipien, Leitlinien, Entwicklungspfade und Ziele bündeln, die auf regionalen, nationalen und lokalen Ebenen aufgegriffen und umgesetzt werden sollten. Zur Förderung einer kohärenten Transformationspolitik sollten die vorgeschlagenen Leitprinzipien und Ziele auch in regionalen und nationalen Meeresstrategien verankert werden. Deutschland und die EU sollten zudem in Zusammenarbeit mit gleich gesinnten Staaten Allianzen schmieden und zu Vorreitern der subglobalen Meeres-Governance werden. Solche Allianzen sollten die Bemühungen zur Entwicklung des Oceans Compact unterstützen.
 - › *Beitritt und Umsetzung des Seerechtsübereinkommens verbessern:* Der WBGU erachtet das Seerechtsübereinkommen als Grundlage eines Gesellschaftsvertrags für die Meere und empfiehlt die Fortentwicklung dieses Übereinkommen Vertragsstaaten sollten ihre diplomatischen Bemühungen intensivieren, um die verbliebenen Nichtmitgliedstaaten zu einem Beitritt zu bewegen und die Umsetzung der vereinbarten politischen Zielsetzungen zu verbessern.
 - › *Durchführungsübereinkommen zur biologischen Vielfalt auf der Hohen See unterstützen:* Es sind vor allem drei konkrete Regelungslücken auf der Hohen See, die durch das geplante Durchführungsübereinkommen zum Seerechtsübereinkommen geschlossen werden sollen: die Nutzung mariner genetischer Ressourcen, Meeresschutzgebiete und Umweltverträglichkeitsprüfungen. Der WBGU empfiehlt, konkrete Verhandlungen über dieses neue Durchführungsübereinkommen baldmöglichst aufzunehmen. Zudem sollte das Übereinkommen mit einem Finanzierungsmechanismus ausgestattet werden.
 - › *UN Fish Stocks Agreement und RFMO weiterentwickeln:* Die Ratifizierung des UN Fish Stocks Agreement (FSA) mit seinem vorsorgeorientierten und wissensbasierten Ansatz sollte auf diplomatischen Wegen gefördert werden. Längerfristig sollte das FSA um das Menschheitserbprinzip ergänzt und ihre Zuständigkeit auf sämtliche genutzte Arten der Hohen See ausgedehnt werden. Es besteht dringender Handlungsbedarf, die Regionalen Fischereimanagementorganisationen (RFMO) zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung ihrer Fischbestände zu bringen. Positive Fallbeispiele sollten dabei aufgegriffen werden. Die Bestimmungen des FSA und des FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei sollten in den regionalen Abkommen der RFMO aufgenommen, und es sollten regelmäßige und transparente Performance Reviews durchgeführt werden. Für alle Fischerboote, die in RFMO-Gebieten auf der Hohen See operieren wollen, sollte es ein weltweit zugängliches Register sowie den Zwang zur Lizenzierung geben, um illegale, nicht gemeldete und unregulierte (IUU-)Fischerei zu erschweren. Die RFMO sollten ihre Rechte gemäß Seerechtsübereinkommen und FSA so weitgehend wie möglich ausschöpfen, um Schiffen aus nicht-kooperierenden Staaten die Nutzung der RFMO-Bestände zu verweigern oder zu erschweren.
 - › *Regionale Meeres-Governance stärken und ausweiten:* Die Bundesregierung und die EU sollten sich im Rahmen des UNEP Regional Seas Programme dafür stark machen, dass für alle Meeresregionen möglichst flächendeckend eigene Abkommen entwickelt werden. Der WBGU empfiehlt eine Aufwertung des Programms und seine Integration in den Oceans Compact. Zudem sollte die Umsetzung der bestehenden regionalen Meeresabkommen gestärkt werden, u. a. durch die Vereinbarung ambitionierter Protokolle und Aktionspläne. Ferner wird eine weitergehende Institutionalisierung empfohlen, etwa durch die vermehrte Übertragung von Aufgaben an Kommissionen (wie z. B. HELCOM), die u. a. Wissen und Kompetenzen regional bündeln sollten.
 - › *Verzahnung regionaler Meeres-Governance verbessern:* Die Zusammenarbeit zwischen aneinander angrenzenden Meeresschutzabkommen sowie zwischen aneinander angrenzenden RFMO im Fall der Fischerei sollte vertieft werden. Die bestehenden interregionalen Kooperationen sollten sich am Menschheitserbprinzip, am systemischen Ansatz und am Vorsorgeprinzip orientieren. Auch innerhalb einer Meeresregion ist eine deutlich verbes-

serte Kooperation und Koordinierung zwischen den Akteuren zu empfehlen, z.B. zwischen regionalen Abkommen, RFMO und dem UNEP Regional Seas Programme, um die Harmonisierung von Zielen und Maßnahmen voranzutreiben.

- ▶ *Internationale Finanzierung für Schutz und nachhaltige Nutzung der Meere stärken:* Dem Gleichheitsprinzip folgend sollten sich alle Staaten an der Finanzierung des Meeresschutzes beteiligen, wobei sich die Höhe der Zahlungen der einzelnen Staaten an deren wirtschaftlicher Leistungsfähigkeit orientieren sollte. Für eine Wende der Bewirtschaftung der Meere zur Nachhaltigkeit ist nach groben Abschätzungen weltweit mindestens mit einmaligen Kosten im Bereich von 200–300 Mrd. US-\$ zu rechnen. Hinzu kommen jährlich anfallende Kosten in Höhe von mindestens 20–40 Mrd. US-\$. Angesichts dieser Summen sind die bestehenden Finanzierungsmechanismen als völlig unzureichend einzustufen. Der WBGU empfiehlt die Einrichtung von zwei zusätzlichen internationalen Fonds: einen (subsidiären) Fonds zur Unterstützung von Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meere innerhalb der AWZ sowie einen Fonds zur Finanzierung des Schutzes der Hohen See. Die Mittel zur Alimentierung der Fonds sollten unter anderem aus Nutzungsentgelten gewonnen werden.
 - ▶ *Investitionsanreize für Schutz und nachhaltige Nutzung der Meere schaffen:* Gezielte positive und negative ökonomische Anreize wie Nutzungsentgelte, Zahlungen für Ökosystemleistungen oder vorübergehende Subventionen sollten eingesetzt werden, um nachhaltige und langfristig orientierte Nutzungen zu unterstützen. Über öffentliche Finanzierungsmechanismen sollten potenziellen Nutzern und Investoren außerdem günstiges Fremdkapital und Instrumente zur Risikoabsicherung für Investitionen in die nachhaltige Nutzung der Meere zur Verfügung gestellt werden.
 - ▶ *Private Governance stärken und ausbauen:* Private Akteure haben in den vergangenen Jahren jenseits staatlicher Regulierungen Governance-Formen in Bezug auf den nachhaltigen Umgang mit den Meeren entwickelt. Dazu gehören vor allem Initiativen der privaten Zertifizierung mit dem Ziel einer nachhaltigen Nutzung der Meere (z.B. Marine Stewardship Council, Friend of the Sea, Aquaculture Stewardship Council). Die Anzahl der durch solche Programme zertifizierten Fischereien sowie der gekennzeichneten Fisch- und Meeresfrüchteerzeugnisse ist in den vergangenen Jahren stark angestiegen, was die Gefahr einer Aufweichung der Standards sowie schwindender Glaubwürdigkeit der Zertifizierungen birgt. Der WBGU empfiehlt, innerhalb Europas
- Mindestanforderungen für private Nachhaltigkeitsstandards für Produkte aus Wildfischerei festzulegen. Außerdem sollte im Rahmen der WTO-Verhandlungen die Konformität freiwilliger – sowohl privater als auch staatlicher – Nachhaltigkeitsstandards mit geltendem Welthandelsrecht geklärt werden.
 - ▶ *Meeresschutzgebiete erheblich ausweiten:* Das Flächenziel der Biodiversitätskonvention (CBD) von 10% für Meeresschutzgebiete bis 2020 erscheint nicht ambitioniert genug. Der WBGU empfiehlt, mindestens 20–30% der Fläche mariner Ökosysteme für ein ökologisch repräsentatives und effektiv betriebenes Schutzgebietssystem auszuweisen. Angesichts der derzeitigen weltweiten Ausdehnung der Meeresschutzgebiete von nur 1,6% erscheint allerdings die Beschleunigung einer wissenschaftsbasierten Umsetzung der bisherigen Zielsetzungen als noch dringender. Die Erfolge auf der regionalen Ebene (OSPAR-Kommission) sollten verstetigt und möglichst auf andere Regionen übertragen werden. Die Bundesregierung sollte sich zudem weiter mit hoher Priorität dafür einsetzen, dass die politischen Blockaden auf dem Weg zu einem Abkommen zu Schutzgebieten auf der Hohen See überwunden werden.
 - ▶ *Marine Raumplanung einrichten:* Der WBGU empfiehlt eine multilaterale, länderübergreifende aufeinander abgestimmte marine Raumplanung, um künftig großflächige und zonenübergreifende Nutzungen umweltschonend zu realisieren. In der EU sollte das Instrument der marinen Raumplanung verpflichtend in der integrierten Meerespolitik verankert werden. Deutschland sollte dazu eine Vorreiterrolle einnehmen und einen europäischen Erfahrungsaustausch organisieren. Ein übergreifendes System von Meeresschutzgebieten ist ein unverzichtbarer Bestandteil mariner Raumplanungssysteme.
 - ▶ *Harmonisierung bestehender Haftungsregime fördern:* Das geltende Haftungsrecht weist Lücken und Defizite auf. Der WBGU unterstützt daher das Vorhaben der EU-Kommission, eine Vereinheitlichung des Haftungsrechts für Offshore-Aktivitäten zu etablieren.

Schwerpunkt: Nahrung aus dem Meer

Fisch spielt in vielen Entwicklungsländern eine wichtige Rolle für Ernährung, Einkommen und Gesundheit der Bevölkerung. Allerdings werden bis heute weltweit die meisten Fischbestände ökologisch wie volkswirtschaftlich mangelhaft bewirtschaftet. Überfischung ist eine

Kasten 2**Regionaler Schwerpunkt Arktis: Umfassender Schutz eines einzigartigen Naturraums**

Im Gegensatz zur Antarktis, die ein von Meer umgebener, eisbedeckter Kontinent ist, handelt es sich bei der Arktis um ein von Land umschlossenes Meer, das bislang in großen Teilen eine ganzjährige Eisbedeckung aufweist. Der arktische Ozean ist nach der Vision des WBGU dem Menschheitserbe Meer zuzuordnen. Gleichzeitig handelt es sich bei der Arktis mit ihren marinen und terrestrischen Ökosystemen um einen einzigartigen besonders schützenswerten Naturraum, dessen Nutzung sehr anspruchsvollen Schutzanforderungen unterliegen sollte. Die arktischen Ökosysteme sind deutlich fragiler und sensibler als diejenigen in niedrigeren Breiten. Die Arktis erfüllt zudem eine wichtige Funktion für die marine Nahrungsmittelproduktion. Die Auswirkungen des Anthropozäns, insbesondere des Klimawandels, zeigen sich dort besonders deutlich.

Durch fortschreitende technologische Entwicklung und den Rückgang des arktischen Eises ist der Zugang zu arktischen Ressourcen wie Öl, Gas, Gold, Zink, seltenen Erden und Fischbeständen sowie die Passierbarkeit der arktischen Gewässer erleichtert. Aus einer stärkeren Nutzung ergäben sich durch Verschmutzung und Unfälle erhebliche Risiken für die fragilen Polarökosysteme, wobei je nach Schwere irreversible Schäden drohen.

Ein umfassendes, grenzüberschreitendes Meeresschutzgebiet, das sowohl die arktischen Gebiete der Hohen See als auch die angrenzenden AWZ umfasst und Ressourcenabbau sowie Fischfang ausschließt, würde den Schutzanforderungen am ehesten gerecht. Solange ein solches Schutzgebiet nicht etabliert ist, sind folgende Empfehlungen Schritte in die gewünschte Richtung:

- › *Arktisschutzgebiet für die hohe Arktis:* Die hohe Arktis sollte zum Schutzgebiet erklärt werden. Mit dem Status des

Schutzgebiets gehen eingeschränkte Nutzungsrechte einher.

- › *Ausbau und Förderung der bestehenden Schutzgebiete in der Arktis:* Eine Arbeitsgruppe des Arktischen Rats hat 2004 einen „Marine Strategic Plan“ entworfen, der auf die Förderung von Netzwerken bestehender Schutzgebiete abzielt. Die Bundesregierung sollte die Bemühungen der Arbeitsgruppe unterstützen. Innerhalb der Territorien verschiedener Anrainerstaaten der Arktis gibt es bereits eine Reihe mariner Schutzgebiete, wie z.B. in Kanada, Norwegen und Grönland. Auch diese Bemühungen sollten gewürdigt und gefördert werden.
- › *Nachhaltige Nutzung der Arktis institutionalisieren:* Der WBGU empfiehlt, dass die internationale Gemeinschaft und die arktischen Anrainerstaaten sich darauf verständigen, das ökologische Gleichgewicht des arktischen Ozeans als Teil des Menschheitserbes zu wahren. Der arktische Ozean sollte auch innerhalb der AWZ nur nachhaltig genutzt werden. Nutzungen, insbesondere die Offshore-Förderung von Erdöl und Erdgas, sollten nur nach anspruchsvollen Sicherheits- und Umweltschutzstandards erfolgen.
- › *Umsetzung eines verbindlichen „Polar Code“:* Deutschland sollte die Bemühungen der Europäischen Kommission zur Entwicklung eines verbindlichen Verhaltenskodex (Polar Code), angesiedelt bei der IMO, für die Schifffahrt in der Region unterstützen. Damit soll Umweltrisiken begegnet werden, die mit der vermehrten Schifffahrt in der Arktis einhergehen, und es sollten entsprechende Sicherheitsmaßnahmen vereinbart werden.
- › *Haftungsregime etablieren:* Bisher gibt es kein Haftungsregime für den arktischen Ozean, welches bei Umweltschäden zur Anwendung kommt. Ein solches Haftungsregime sollte vereinbart werden. Es müsste das Prinzip der Vorsorge der Staaten in den Mittelpunkt stellen und einen klaren Handlungsrahmen mit Haftungsbedingungen für einzelne Nutzergruppen und Verursacher liefern.

der wichtigsten Ursachen für die Gefährdung der Meeresökosysteme. Gleichzeitig steigt die Nachfrage nach Fisch und Meeresfrüchten und somit der Nutzungsdruck auf Fischbestände. Trotz des stetig steigenden Fischereiaufwands gehen die weltweiten Erträge mittlerweile zurück. Für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren muss der Raubbau an den Fischbeständen gestoppt werden. In einigen Ländern hat eine solche Transformation zur Nachhaltigkeit bereits begonnen: Bestände werden wieder aufgebaut, nachhaltig bewirtschaftet und Meeresökosysteme geschützt. So könnten langfristig die Fangmengen sogar dauerhaft größer sein als heute. Dazu müssten allerdings der Fischereidruck und die Überkapazitäten der Fischereiflotten reduziert werden. Für eine Übergangszeit wird dies mit politischen, sozialen und ökonomischen Kosten verbunden sein. Die potenziell größeren Erträge aus den wiederaufgebauten Fischbeständen werden erst in Jahren oder Jahrzehnten anfallen.

Angesichts des unbefriedigenden Zustands der meis-

ten Fischbestände und der steigenden Nachfrage nach Fisch richten sich viele Hoffnungen auf die Aquakultur. Die heute gängige marine Aquakultur kann aber die Erwartung steigender nachhaltiger Fischproduktion nicht erfüllen. Sie züchtet in erster Linie Raubfischarten, deren Futter zu großen Teilen aus Futterfisch hergestellt wird, der wiederum durch konventionelle Fischerei gefangen wird. Je nach Fischart muss pro Kilogramm gezüchtetem Fisch ein Mehrfaches an Futterfisch aufgewendet werden. Andere Formen der Aquakultur, etwa von pflanzenfressenden Süßwasserarten oder Muscheln, vermeiden diese Probleme weitgehend. Daher sollte eine nachhaltige Aquakultur gefördert werden, die sozial verträglich und ökologisch verantwortungsvoll wirtschaftet.

Wichtige Voraussetzungen für die Transformation im Bereich der Fischerei sind bereits vorhanden. So bestehen anspruchsvolle völkerrechtliche Regelungen und politische Zielsetzungen, um die Überfischung bis zum Jahr 2015 zu stoppen; auf der Rio+20-Konferenz 2012 wurde dies erneut bekräftigt. Ein wichtiger Ansatz-

punkt zur Umsetzung sind Rahmenbedingungen und Anreizsysteme. Sie bieten heute immer noch häufig Fehlanreize, wie z. B. Subventionen für den Aufbau von Fischereikapazitäten oder für Treibstoff. Ökologische Schäden werden nicht internalisiert. Auch für eine verantwortungsvolle Aquakultur existieren Empfehlungen auf internationaler Ebene. Die technischen Instrumente und Managementoptionen für eine nachhaltige Fischerei und Aquakultur sind bekannt oder deren Entwicklung zeichnet sich ab. Jetzt sind vor allem die wirksame Um- und Durchsetzung der vereinbarten Regeln und Ziele gefragt. Dann kann die Überfischung gestoppt werden, die Erträge könnten steigen und der Beitrag zur Ernährungssicherung einer wachsenden Weltbevölkerung wäre gewährleistet. Um dies zu erreichen, empfiehlt der WBGU:

- ▶ Der Ökosystemansatz und das Vorsorgeprinzip sollten stringent angewandt und nachhaltige Ertragsgrenzen für die Fischbestände auf wissenschaftlicher Basis festgelegt und möglichst weitgehend berücksichtigt werden. Der höchstmögliche Dauerertrag (maximum sustainable yield, MSY) sollte nicht als Zielgröße, sondern nur als oberste Bewirtschaftungsgrenze angesehen werden, zu welcher aus ökologischen Gründen ein deutlicher Sicherheitsabstand einzuhalten ist. Diese neue Rolle des MSY sollte in der Fischerei-Governance auf allen Ebenen festgeschrieben werden. Auf dieser Basis sollten ökosystembasierte, mehrjährige Managementpläne erstellt und eingehalten werden. Die effektive Überprüfung der Einhaltung von Nutzungs- und Zugangsrechten sowie entsprechende Sanktionierungen sind von entscheidender Bedeutung.
- ▶ Die Kapazitäten der Fischereiflotten sollten weltweit dringend verringert werden. Entscheidend hierfür ist der Abbau von Subventionen, welche bisher die Überfischung und Überkapazitäten der Flotten fördern. Der WBGU empfiehlt, den Subventionsabbau mit Nachdruck in den entsprechenden WTO-Verhandlungen zu verfolgen.
- ▶ Die ökologischen Risiken und Nebenwirkungen der Fischerei sollten dringend verringert werden. Zerstörerische oder verschwenderische Fangmethoden sollten verboten und umweltschonende Fangmethoden zur Verringerung von Beifang zur Pflicht werden. Der WBGU empfiehlt eine Anlandungspflicht für Beifang.
- ▶ Ein Ende der illegalen, nicht gemeldeten und unregulierten (IUU-)Fischerei wird nur durch bessere Abkommen mit scharfen Kontrollen und Sanktionen zu erreichen sein. Durch eine weit verbreitete Akzeptanz des UN Fish Stocks Agreement sowie konsequente Reformen der Regionale Fischereiorganisationen (RFMO) dürfte die IUU-Fischerei auf Hoher See erheblich erschwert werden. Die internationale Kooperation sollte deutlich verbessert werden, um eine ausreichende Datengrundlage über die Hochseefischerei zu bekommen. Der internationale Aktionsplan der FAO gegen IUU-Fischerei verdient stärkere Unterstützung. Kontrollen der Hafenstaaten werden als besonders effektiv betrachtet; daher ist es wichtig, dass das FAO-Hafenstaatenabkommen rasch in Kraft tritt und umgesetzt wird. In der Europäischen Union ist eine IUU-Verordnung bereits in Kraft getreten, deren Wirksamkeit allerdings noch nicht abschließend beurteilt werden kann.
- ▶ Die EU-Fischerei ist in schlechtem Zustand, auch wenn sich die Lage langsam bessert. Die Reformvorschläge der EU-Kommission zur Gemeinsamen Fischereipolitik der EU sollten verabschiedet und entschlossen vollzogen werden, sonst ist das international vereinbarte Ziel einer nachhaltigen Fischerei bis 2015 nicht erreichbar. Auch die partnerschaftlichen Fischereiabkommen mit Entwicklungsländern müssen grundlegend reformiert werden, damit sie ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Nachhaltigkeitskriterien genügen. Da die EU der größte Fischimporteur der Welt ist, sollte sie alle handelspolitischen Optionen nutzen, um die nachhaltige Bewirtschaftung in den Exportländern zu stärken.
- ▶ Die EU und Deutschland sollten verstärkt Entwicklungsländer beim Aufbau einer nachhaltigen Bestandsbewirtschaftung und entsprechender Wertschöpfungsketten unterstützen. Insbesondere die Belange und die Sicherung der Teilhabe von Kleinfischern sollten in globalen und nationalen Politiken stärker berücksichtigt werden. Mögliche Ertragsminderungen beim Übergang zur nachhaltigen Fischerei sollten für solche einkommensschwachen Bevölkerungsgruppen, die einen großen Anteil ihres tierischen Proteinbedarfs durch Fisch und Meeresfrüchte abdecken, kompensiert werden.
- ▶ Die Futterfischerei für die Aquakultur von Raubfischen sollte so rasch wie möglich durch Alternativen ersetzt werden, damit die Aquakultur befähigt wird, wilde Fischbestände zu entlasten. Stattdessen sollten die Futterfischbestände so weit wie möglich für den direkten menschlichen Verzehr genutzt werden. Anstelle der Zucht von Raubfischen sollte eine nachhaltige Aquakultur verstärkt auf omnivore und herbivore Süßwasserfisch- und Krebsarten, Muscheln, Schnecken und Algen setzen, um die Notwendigkeit des Inputs aus Wildfischerei (Fischmehl und Fischöl bzw. Setzlinge) zu verringern.
- ▶ Auch in der Aquakultur sollten Ökosystem- und Vorsorgeansatz als Grundlage des Managements dienen. Die für Aquakultur relevanten Regelungen des FAO-Verhaltenskodex für eine verantwortungsvolle

Fischerei sollten durch die Staaten verbindlich im nationalen Recht festgeschrieben und durch geeignete politische, institutionelle, ökonomische Rahmenbedingungen und Steuerungsinstrumente sowie durch Kontrollen und Sanktionen umgesetzt werden.

- › Die Entwicklungszusammenarbeit sollte vor allem kleine und mittelständische Aquakulturbetriebe in Entwicklungs- und Schwellenländern verstärkt unterstützen und dort eine nachhaltige Produktion fördern. Sie sollte insbesondere dazu beitragen, die weitere Zerstörung von Mangrovenwäldern durch Shrimp-Farmen zu stoppen.
- › Die Bundesregierung sollte sich international sowie in der EU dafür einsetzen, die Zertifizierungen für eine nachhaltige Aquakultur zu verbessern, zu vereinheitlichen und auszuweiten. Der Einzelhandel sollte verstärkt nach Nachhaltigkeitskriterien zertifizierte Aquakulturprodukte anbieten. Verbraucher sollten u.a. durch Aufklärung zu einer größeren Nachfrage nach nachhaltig produzierten Produkten bewegt werden.
- › Die technologische Entwicklung nachhaltiger Aquakultursysteme sollte unterstützt werden. Vor allem integrierte, poly- und multitrophische sowie geschlossene Produktionssysteme könnten Umweltbelastungen verringern helfen. Die Entwicklung verantwortungsvoll produzierter Substitute für Fischmehl und -öl sollte gefördert werden. Es sollte außerdem geprüft werden, inwieweit nachhaltige, möglichst multitrophische Offshore-Aquakulturen, eventuell in Kombination mit Offshore-Windparks, Raumnutzungskonkurrenzen an Küsten verringern können.

Schwerpunkt: Energie aus dem Meer

Bei der Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft spielen die Energiesysteme eine zentrale Rolle. Klimaverträgliche Energieversorgung setzt eine entsprechende nationale Energiepolitik voraus. Weiterhin ist eine internationale Energiepolitik förderlich. Derzeit dominiert bei der Energienutzung aus dem Meer die Förderung von Öl und Gas, wobei Förder- und Transportunfälle katastrophale Folgen für die Meeresökosysteme haben können. Gleichzeitig tragen die bei Abbau, bei Unfällen und bei der Nutzung entstehenden Emissionen von Methan und Kohlendioxid zum Klimawandel bei. Deshalb erfordert eine klimaverträgliche Energiepolitik eine klimaverträgliche Energieerzeugung auch im Meer. Diese zeichnet sich durch den Einsatz von Offshore-Wind- und Meeresenergie-technologien und das langfristige Ziel einer Ein-

stellung der Förderung fossiler Energieträger im Meer aus. Da klimafreundliche Meeresenergie-technologien teilweise noch in einem frühen Stadium der Entwicklung sind und erhebliche Potenziale aufweisen, sollten sie durch gezielte Innovationsförderung unterstützt werden. Gleichzeitig sollten rechtliche Rahmenbedingungen geschaffen werden, die den Schutz der marinen Ökosysteme ermöglichen und die umweltverträgliche Nutzung der Meere gewährleisten.

Bei der Erkundung fossiler Energieträger fernab der Küste zeichnet sich ein Trend zu immer größeren Wassertiefen ab. Schwimmende Plattformen, Unterwasserroboter und Horizontalbohrsysteme erlauben die Förderung auch in großen Tiefen und schwer zugänglichen Meeresgebieten wie etwa der Arktis. Die vermuteten großen Vorkommen und der weltweit steigende Energiebedarf lassen eine weitere Expansion des Offshore-Abbaus fossiler Energieträger befürchten. Zusätzlich könnte die weitere Technologieentwicklung den Abbau mariner Methanhydrate zu einem attraktiven Geschäftsfeld werden lassen. Die damit verbundenen Risiken sind heute jedoch noch weitgehend unbekannt. Weder für die zukünftige, weltweite klimaverträgliche Energieversorgung noch für die Umbauphase der Energiesysteme sind marine Methanhydrate notwendig. Für die Energiesystemtransformation reichen die vorhandenen Reserven und Ressourcen an konventionellem Gas bei weitem aus. Im Sinne der Klima- und Meerespolitik plädiert der WBGU dafür, auf die Förderung mariner Methanhydrate zu verzichten. Außerdem empfiehlt der WBGU strengere Umweltauflagen bei der Vergabe von Bohrlizenzen und die Etablierung eines internationalen Haftungsregimes für die Betreiber von Offshore-Öl- und -Gasanlagen sowie im Meeresbergbau. Im Übrigen kann die anthropogene Klimaerwärmung nur dann mit einer angemessenen Wahrscheinlichkeit unter der Grenze von 2 °C gehalten werden, wenn die Gesamtmenge der anthropogenen CO₂-Emissionen in diesem Jahrhundert beschränkt bleibt. Es dürfte daher ohnehin nur noch ein kleiner Teil der bekannten Vorkommen fossiler Energieträger genutzt werden.

Die Politik sollte also den Ausbau und die Entwicklung von Offshore-Wind- und anderen nachhaltigen Meeresenergie-technologien sowie von länderübergreifenden, marinen Stromnetzen vorantreiben. Einige Länder betreiben bereits erfolgreich Offshore-Windparks, andere Länder sind noch in der Erprobungsphase. Auf dem Meer herrschen höhere und stetigere Windgeschwindigkeiten als an Land, so dass die Windenergie hier eine höhere Auslastung und mehr Konstanz erzielen kann. Perspektivisch könnten mit schwimmenden Strukturen Windparks auch in größeren Wassertiefen und in größerer Entfernung zur Küste betrieben werden. Je mehr erneuerbare Energietechnologien ins Meer

verlagert werden können, desto weniger Energie muss an Land erzeugt werden. Erneuerbare Energietechnologien in den Meeren bergen erheblich geringere Risiken als die Förderung von Öl und Gas im Meer. Dennoch gibt es auch hierbei Gefährdungspotenziale für Meeres-ökosysteme und Arten, etwa durch drehende Rotoren, Lärm in der Bauphase und elektromagnetische Felder, die beim Stromtransport entstehen. Dies muss beim Ausbau und bei zukünftigen technologischen Entwicklungen berücksichtigt werden.

Zukünftig wird das Meer auch für weitere Formen der regenerativen Energiegewinnung genutzt werden können. Die Offshore-Bioenergiegewinnung, z.B. mit Hilfe von Algen, hat zwar heute noch keine große Bedeutung, die Potenziale scheinen jedoch erheblich zu sein. Für das globale marine Energiesystem der Zukunft könnten sogenannte Multi-use-Plattformen ökonomische und ökologische Vorteile bieten, denn sie verbinden die Erzeugung mit der Speicherung nachhaltiger Energie. Dafür ist allerdings ein Offshore-Energieleitungssystem notwendig, das in entsprechende Transportnetze an Land integriert wird. Neben Öl- und Gaspipelines werden in Zukunft noch weitere Netze zum Transport von Strom und CO₂ benötigt. Zum Teil könnten diese Transportaufgaben kombiniert werden. Im Einzelnen empfiehlt der WBGU:

- *Nationale Energiestrategien entwickeln:* Es sollten weltweit nationale Energiestrategien vereinbart werden, mit Ausbauzielen für erneuerbare Energietechnologien und damit auch Zielen für Offshore-Wind- oder nachhaltige Meeresenergietechnologien. Zusätzlich sollten marine Raumplanungs- und Genehmigungsverfahren für technische Anlagen im Meer sowie Haftungsregime entwickelt werden. Der WBGU empfiehlt der Bundesregierung eine intensive wissenschaftliche Begleitforschung, aus der Empfehlungen für gesetzliche Vorgaben zum Design, Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen oder Meeresenergietechnologien abgeleitet werden können.
- *Marine Raumplanung nutzen:* Da marine erneuerbare Energiesysteme Raum beanspruchen und mit bestehenden Meeresnutzungen sowie mit dem Meeres- und Küstenschutz konkurrieren, empfiehlt der WBGU insbesondere die Anwendung und Weiterentwicklung der marinen Raumplanung. Aufgrund der grenzüberschreitenden Wirkungen technischer Anlagen im Meer auf Ökosysteme und die Schifffahrt sollte die marine Raumplanung auf Ebene der regionalen Meeresabkommen, wie OSPAR oder HELCOM, koordiniert werden.
- *Regulativen Rahmen stärken:* Insbesondere für die Gas- und Ölförderung empfiehlt der WBGU, in den europäischen Gewässern wie auch welt-

weit, den regulativen Rahmen zu stärken, um das Unfallrisiko zu reduzieren, die Schadensbeseitigung zu verbessern und die Haftung zu regeln. Für die Europäische Union empfiehlt der WBGU strengere Umweltauflagen bei der Vergabe von Bohrlizenzen. Das bestehende EU-Haftungsregime für den Betrieb von Offshore-Öl- und Gasanlagen sollte in seinem Geltungsbereich auf die AWZ und den Festlandsockel der Mitgliedstaaten ausgedehnt werden. Die Bundesregierung sollte insoweit auf eine zügige Verabschiedung des bereits vorliegenden Verordnungsentwurfs drängen.

- *Innovationen unterstützen:* Als politisches Signal an potenzielle Investoren bedarf es einer flankierenden Innovationsförderung, da die meisten Technologien zur marinen erneuerbaren Energieerzeugung noch wenig ausgereift sind. Der WBGU empfiehlt der Bundesregierung, die relevanten Technologieentwicklungen und die Marktintegration politisch zu unterstützen und dafür Sorge zu tragen, dass dies partizipativ geschieht. Sie sollte sich in internationalen Kooperationen dafür einsetzen, dass die Umwelt Risiken der Meerestechnologien erforscht, neue Regelungen und Standards entwickelt und internationale Vereinbarungen zum Schutz der Umwelt getroffen werden.
- *Marines Hochleistungsnetz (Supergrid) aufbauen:* Ein Offshore-Stromnetz, das verschiedene Energieerzeugungsanlagen im Meer untereinander sowie verschiedene Länder miteinander verbindet, erleichtert die Integration fluktuierender Stromerzeuger durch die Glättung der Erzeugungsleistung. Dadurch wird der Speicherbedarf reduziert. Deshalb empfiehlt der WBGU der Bundesregierung, den im Energiekonzept sowie im Entwicklungsplan Meer angekündigten Aufbau eines Offshore-Netzes in der Nordsee schnellstmöglich umzusetzen. Die Vision und die Planung eines integrierten, länderübergreifenden Offshore-Stromnetzes in Europa sollte insbesondere mit den nationalen Planungen der relevanten Nordseeanrainer umfassend abgestimmt werden.
- *Auf marinen Methanhydratabbau verzichten:* Der Abbau mariner Methanhydrate ist mit einer Reihe bislang nicht quantifizierbarer Umwelt Risiken verbunden. Daher spricht sich der WBGU zum jetzigen Zeitpunkt dagegen aus. Trotzdem sollte weiter zu den Vorkommen, deren Stabilität und Umwelt Risiken geforscht werden. Da sich allerdings abzeichnet, dass innerhalb der nächsten Jahre einige Staaten, z.B. Japan, mit dem kommerziellen Abbau von Methanhydraten beginnen könnten, bekräftigt der WBGU seine Empfehlung aus dem Sondergutachten „Die Zukunft der Meere“ von 2006, die Risiken des

Methanhydratabbaus im Einzelfall sorgfältig zu prüfen. Für die Methanhydratvorkommen seewärts der küstenstaatlichen Hoheitsgewalt ist die internationale Meeresbodenbehörde zuständig. Der WBGU spricht sich auch hier aufgrund der Prinzipien Menschheitserbe, systemischer Ansatz und Vorsorge für ein Abbauverbot von Methanhydraten aus. Außerdem ist dieser fossile Energieträger für die nachhaltige und klimaverträgliche globale Energieversorgung der Zukunft nicht notwendig. Angesichts des sich abzeichnenden Abbaus von Methanhydraten empfiehlt der WBGU den Vertragsstaaten des Seerechtsübereinkommens als Minimallösung, internationale Standards für den Abbau mariner Methanhydrate zu vereinbaren, an die die Meeresbodenbehörde ihre Lizenzvergabe knüpfen kann.

- *Regelungen für CCS im Meeresboden entwickeln:* Der WBGU hält die Einbringung von CO₂ in das Meerwasser aufgrund nicht kontrollierbarer Risiken und der unzureichenden Verweildauer für keine nachhaltige Option. Die Einlagerung von CO₂ in Speicher unter dem Meeresboden schätzt der WBGU dagegen als risikoärmer ein als die Lagerung in Speichern an Land und empfiehlt deshalb, Forschungsaktivitäten auf diese Nutzungsform zu fokussieren. Zweifel über die Rückhaltefähigkeit sollten umfassend geprüft werden. Die CCS-Technologie sollte nicht großskalig zum Einsatz kommen, bevor in wissenschaftlichen Studien nachgewiesen werden kann, dass die erforderlichen Rückhaltezeiten von mindestens 10.000 Jahren gewährleistet werden können. Außerdem sollte vor dem Einsatz geklärt sein, wie ein langfristiges Monitoring realisiert werden kann, und es sollte ein (internationaler) rechtlicher Rahmen entwickelt werden, der nicht nur die Haftung für das Entweichen von CO₂ im Zeitraum über Jahrzehnte regelt, sondern auch die klimarelevante Frage des langfristigen Entweichens über Jahrtausende abdeckt.

..... Forschungsempfehlungen

Der Forschung kommt eine zentrale Rolle bei der erforderlichen Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft zu. Die Transformation ist ein gesellschaftlicher Suchprozess, der durch Forschung unterstützt werden sollte. Forschung sollte, insbesondere im Zusammenspiel mit Politik, Wirtschaft und Gesellschaft, Visionen eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren aufzeigen, unterschiedliche Entwicklungspfade beschreiben sowie nachhaltige technologische und soziale Innovationen entwickeln. Die deutsche naturwissenschaftliche Meeresforschung ist im internationalen

Vergleich sehr gut aufgestellt. Für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren ist aber die verstärkte Kooperation von Natur-, Gesellschafts- und Technikwissenschaften unverzichtbar. Um die Forschungslandschaft weiterzuentwickeln, unterscheidet der WBGU zwischen Transformationsforschung und transformativer Forschung.

Transformationsforschung versucht Transformationsprozesse zu verstehen, um zukünftige Transformationen besser gestalten und beschleunigen zu können. Sie beinhaltet die interdisziplinäre, wissenschaftliche Analyse gesellschaftlicher Transformationsprozesse als solcher, um Aussagen über Faktoren und kausale Relationen zu treffen und die „Bedingungen der Möglichkeit“ (Immanuel Kant) sozialer und technologischer Innovationen inklusive ihrer möglichen Effekte auf Ökosysteme zu identifizieren. Transformationsforschung wendet sich auch gezielt der bevorstehenden Gestaltungsaufgabe zu, indem sie Visionen sowie mögliche Pfade der Transformation skizziert, mögliche negative Umwelteffekte identifiziert und Vorschläge zur politischen Gestaltung macht. Schwerpunkte einer marinen Transformationsforschung umfassen: Forschung zu adäquater Meeres-Governance angesichts multipler Nutzungen der Meere, die Bedeutung der Ozeane im Kontext der Weltgesellschaft, interkulturelle Forschung zum Umgang mit den Meeren, Umbrüche in der Meeresnutzung vor und während der Industrialisierung einschließlich der Wechselwirkungen mit Ökosystemen sowie Visionen einer zukünftigen Meeresnutzung und die Bewertung verschiedener Pfade dorthin. Der WBGU empfiehlt, interdisziplinäre Forschungseinrichtungen und -programme zu schaffen, um die skizzierten Themen aufzugreifen.

Transformative Forschung umfasst die Gesamtheit aller wissenschaftlichen Aktivitäten, die in den für eine Transformation zur nachhaltigen Nutzung der Meere relevanten Sektoren entscheidende Neuerungen generieren können – und damit die Transformation erst ermöglichen. Der WBGU hebt folgende Forschungsthemen besonders hervor, die im Hinblick auf einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren unmittelbar miteinander verbunden sind: Die Global-Change-Forschung liefert die Problemdiagnose und das grundlegende Systemverständnis, das für eine gute Meeres-Governance unabdingbar ist. Governance-Forschung liefert Raster für Institutionen und Politiken und ermöglicht so zielgerichtetes politisches Handeln; Global-Change-Forschung und Governance-Forschung befruchten die Forschung in den einzelnen Handlungsfeldern. Ernährung und Energie sind zentrale Handlungsfelder der Großen Transformation zu einer klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft, zu denen die Meere einen wesentlichen Beitrag leisten können. Der WBGU betrachtet in diesem Gutachten die beiden Schwerpunkte Ernährung und Energie, für die exem-

Zusammenfassung

plarisches Forschungsempfehlungen für nachhaltige Problemlösungen und Nutzungen sowie spezifische Governance-Mechanismen gegeben werden.

Die im Folgenden genannten Empfehlungen sollten auch im Rahmen bereits bestehender Forschungseinrichtungen und -programme unterstützt werden.

Global-Change-Forschung

Die Forschung zum globalen Wandel befasst sich schwerpunktmäßig mit physikalischen und biogeochemischen Umweltveränderungen, die sich natürlich oder durch den Menschen verursacht ergeben. Zunehmend erforscht sie auch die Wirkungen der Änderungen auf Gesellschaften und die Möglichkeiten, ökonomische und gesellschaftliche Entwicklung mit der Reduzierung von schädlichen Umwelteinflüssen zu verbinden. Ein zentrales Thema der marinen Global-Change-Forschung ist die Wechselwirkung zwischen Klimawandel und den Meeren: Die Erwärmung des Meerwassers, die Veränderung von Meeresströmungen oder der Anstieg des Meeresspiegels sind zwar als Probleme erkannt und rechtfertigen präventives Handeln gemäß dem Vorsorgeprinzip, die vor- und nachgelagerten Prozesse sind aber nur teilweise verstanden und Zukunftsprojektionen oder Risikoabschätzungen sind nach wie vor mit großen Unsicherheiten verbunden. Dies betrifft auch den Schwund der Meereisdecke oder die Auswirkungen der Meereserwärmung auf das Kontinentaleis. Hinzu kommen einschneidende, aber ungenügend verstandene Veränderungen in der Meereschemie, wie die Versauerung der Meere oder die Ausbreitung sauerstoffarmer Zonen in den Weltmeeren. Auch die Auswirkungen multipler Stressfaktoren wie Erwärmung, Versauerung, Verschmutzung und Überfischung auf die Meeresökosysteme müssten intensiver erforscht werden. Unser Verständnis der ablaufenden Prozesse hält derzeit nicht mit dem Tempo der Veränderungen in den Meeren schritt. Dennoch ist aber in vielen Problem- und Handlungsfeldern ausreichendes Wissen vorhanden, um bereits jetzt entschieden handeln zu können und die Reform der existierenden Meeres-Governance im vom WBGU vorgeschlagenen Sinn anzugehen.

Forschung zur Meeres-Governance

Forschung sollte visionäre Entwürfe für neue, den Herausforderungen des Anthropozäns gerecht werdende Strukturen der Meeres-Governance erarbeiten. Gleichzeitig ist eine verstärkte Zusammenarbeit zwischen sozial- und rechtswissenschaftlicher Global Governance-Forschung und den Natur- und Technikwissen-

schaften erforderlich, um auf Basis eines besseren Verständnisses der Interaktion der ökologischen, sozioökonomischen und technischen Systeme entsprechende Governance-Muster zu entwickeln. Ein Schwerpunkt sollte dabei auf der theoretischen Fundierung und konzeptionellen Entwicklung von globalen Leitbildern – z.B. dem Welterbeprinzip – und deren institutioneller und materieller Ausgestaltung liegen.

Um entsprechende Schritte in Richtung Transformation zu ermöglichen, sollte die Governance-Forschung Beiträge zu einer sektorenübergreifenden und kohärenten Analyse und Bewertung der Governance-Strukturen sowie zu rechtlichen und ökonomischen Bedingungen und Anforderungen in Bezug auf die derzeitige und zukünftige Nutzung der Meere leisten. Hier sollten die Bedeutung der Meere als globales Kollektivgut, die institutionelle Fragmentierung der globalen Meeres-Governance, Steuerungs- und Gestaltungsmöglichkeiten zu neuen Nutzungsformen der Meere (z.B. erneuerbare Meeresenergien, Offshore-Aquakultur) sowie eine bessere Verzahnung zwischen regionaler und globaler Governance im Mittelpunkt stehen.

Zur Entwicklung einer polyzentrischen globalen Governance im Mehrebenensystem sollte ein weiterer Forschungsschwerpunkt auf der vergleichenden Analyse von Mechanismen und Institutionen auf regionaler und nationaler Ebene liegen, um Best-practice-Beispiele zu identifizieren sowie konkretere Aussagen zur Fragmentierung der Meeres-Governance und zu Möglichkeiten der Verbesserung von Kooperation und Kohärenz zu ermöglichen. Auch hier gilt es, über Kooperation mit den Naturwissenschaften festzustellen, welche ökosystemaren Wirkungen die erarbeiteten Lösungen haben könnten und ob sie den tatsächlichen Umweltproblemen angemessen sind.

Ferner sollte die Forschung zu Politikinstrumenten, welche der Eingriffstiefe menschlichen Handelns im Anthropozän gerecht werden, z.B. Forschung zur marinen Raumplanung, zu Nutzungsentgelten und zur Entwicklung eines globalen Evaluierungssystems für die Meeresumwelt (Zustands- und Zielindikatoren), verstärkt werden. Zu untersuchen ist, wie derartige Instrumente ausgestaltet und in systemische Mehrebenen-Governance institutionell eingebettet werden können.

Forschung zu Nahrung aus dem Meer

➤ *Nachhaltige Fischerei:* Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischbeständen sollte sich insbesondere auf die technische Weiterentwicklung von Fanggeräten zur Vermeidung von Beifang bzw. zum selektiven Fang der jeweiligen Zielarten sowie auf die Weiterentwicklung von Indikatoren in Bezug auf öko-

systemare Verknüpfungen ausrichten. Zudem sind Methoden gefragt, die auch bei schlechter Datenlage eine Abschätzung des höchstmöglichen Dauerertrags (maximum sustainable yield, MSY) ermöglichen. Es gibt außerdem Forschungsbedarf zur Nutzung von Meeresschutzgebieten als Instrument des Fischereimanagements. Als Beitrag zur Ernährungssicherung sollte erforscht werden, wie bislang nur als Futterfisch genutzte Fischarten direkt für den menschlichen Verzehr verwendbar gemacht werden können. Für die Fischerei-Governance ist sozioökonomische Forschung zu Rahmenbedingungen und Anreizstrukturen für ein nachhaltiges Fischereimanagement sinnvoll. Dabei sollte Deutschland einen Forschungsschwerpunkt bei einer nachhaltigen EU-Fischerei in Drittstaaten setzen. Hierfür bietet unter anderem die Forschung zur ökonomischen Bewertung biologischer Vielfalt und mariner Ökosystemleistungen einen Ansatzpunkt. Wichtige Forschungsaspekte sind weiter die Bekämpfung illegaler, nicht gemeldeter und unregulierter (IUU)-Fischerei sowie Regelungs- und Umsetzungslücken in der Governance und Lösungsansätze, um diese Lücken zu schließen. Schließlich sollte ein wissenschaftlicher Konsens zur Frage angestrebt werden, welche Governance-Mechanismen zur Förderung von nachhaltiger Kleinfischerei (u. a. Optimierung von Wertschöpfungsketten, soziale Absicherung kleinbetrieblicher Fischer) besonders empfehlenswert sind.

- ▶ *Nachhaltige Aquakultur*: Die Forschung zur Weiterentwicklung umweltschonender integrierter, multitrophischer und geschlossener Aquakultursysteme sollte, mit dem ökosystemaren Ansatz als Grundlage, prioritär gefördert werden. Forschung zur Offshore-Aquakultur sollte Synergien mit anderen Offshore-Installationen wie Windparks mit umfassen. Angesichts erster Erfolge und Anwendungen sollte die Forschung zur Substitution von Fischmehl und -öl in den Futtermitteln weiter gestärkt werden, wobei auch mögliche Folgen einer verstärkten pflanzenbasierten Futtermittelsubstitution auf die Landnutzung untersucht werden sollten. Die Forschung zu Ertragspotenzialen einer nachhaltigen Aquakultur sowie zu deren Beitrag zur Ernährungssicherung und Armutsbekämpfung sollte intensiviert werden. Insbesondere werden Aussagen zu globalen Ertragspotenzialen unterschiedlicher Aquakulturszenarien benötigt. Außerdem sollten verschiedene Governance-Ansätze und ihre Potenziale zur Unterstützung einer umweltverträglichen und sozial verantwortungsvollen Aquakulturentwicklung untersucht werden. Zur Förderung der Aquakulturforschung sollten nationale und internationale Forschungs Kooperationen gestärkt werden, vor allem mit und in Entwicklungsländern.

Forschung zu Energie aus dem Meer

Für eine nachhaltige marine Energieerzeugung sollten zentrale Technologien weiterentwickelt werden. Dazu gehören schwimmende Multi-use-Plattformen, die verschiedene Energieerzeugungstechnologien sowie die Kultivierung von Algen integrieren können. Ebenfalls von Bedeutung ist die Entwicklung meerbasierter Speicheranwendungen wie z. B. Tiefseespeicher, elektrolytische Erzeugung von Wasserstoff sowie der Transport von Methan als künstlich erzeugtes Hydrat. Als Voraussetzung für die Errichtung eines marinen Hochleistungsnetzes (Supergrid) ist die Weiterentwicklung der Hochspannungsgleichstromübertragung notwendig. Generell empfiehlt der WBGU auch verstärkte Forschung zu den Risiken und Umweltgefahren, besonders im Hinblick auf kumulierte und langfristige Effekte beim Abbau fossiler Energieträger, bei der Einlagerung von CO₂ in den Meeresboden und bei erneuerbaren Energieerzeugungstechnologien. Die Erforschung der Wechselwirkungen von Magnetfeldern mit marinen Ökosystemen und die Reduktion von Lärmemissionen bei der Errichtung mariner erneuerbarer Energietechnologien sollten besondere Aufmerksamkeit erfahren.

Forschungspolitik

Im Hinblick auf die Forschungspolitik hebt der WBGU folgende Empfehlungen hervor:

- ▶ *Stärkere Integration interdisziplinärer Meeresforschung in Forschungsprogramme*: Der WBGU empfiehlt, nachhaltige Meeresforschung stärker in bestehende Forschungsprogramme zu integrieren. Dabei sollten die Gesellschaftswissenschaften enger mit den Naturwissenschaften verzahnt werden. Auf EU-Ebene sollten ein Programm für nachhaltige Meeresinfrastrukturen beim Wissenschaftlichen Rat der europäischen Akademien (EASAC) etabliert sowie innerhalb des 8. Forschungsrahmenprogramms der „Horizont 2020“ Ausschreibungen für Forschungsprojekte zum Themenkomplex „Nachhaltiger Umgang mit den Meeren“ entwickelt werden. In das BMBF-Rahmenprogramm „Forschung für die Nachhaltigkeit“ (FONA) sollte ebenfalls ein Querschnittsthema „Nachhaltiger Umgang mit den Meeren“, ähnlich dem existierenden Querschnittsthema „Nachhaltiges Landmanagement“, integriert werden.
- ▶ *Stärkere Institutionalisierung interdisziplinärer Meeresforschung*: Der WBGU empfiehlt die institutionelle Basis für interdisziplinäre Forschungsfragenstellungen im Hinblick auf einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren zu stärken. Das Konsortium Deut-

sche Meeresforschung scheint ein geeigneter Nukleus für eine entsprechende strategische Weiterentwicklung der deutschen Meeresforschung zu sein und sollte als Koordinierungs- und Kommunikationsplattform ausgebaut werden. Möglich wäre die Förderung von Netzwerken, die Integration fehlender Disziplinen in bestehende Forschungseinrichtungen, die Errichtung eines eigenen Forschungsinstituts mit wirtschafts-, gesellschafts- und kulturwissenschaftlichen Schwerpunkten oder die Einrichtung eines neuen interdisziplinären Instituts. Außerdem empfiehlt der WBGU die Einrichtung einer experimentellen Programmvariante im Rahmen der DFG-Sonderforschungsbereiche, die Interdisziplinarität, gesellschaftliche Problemrelevanz und den Bezug zum nachhaltigen Umgang mit den Meeren als Bewilligungskriterien umfasst. Wegen der steigenden Relevanz der Meeres- und Polarpolitik im Kontext der Sicherheits-, Umwelt- und Wissenschaftspolitik, empfiehlt der WBGU zusätzlich die Einrichtung einer Forschungsstelle „Meeres- und Polarpolitik“.

- *Stärkere Integration von Wissenschaft, Politik und Zivilgesellschaft:* Der WBGU empfiehlt bei der Durchführung technologiepolitischer Maßnahmen im Bezug auf die Meeresnutzung stärker solche Forschungsperspektiven zu integrieren, die sich mit marinen Ökosystemen und deren Schutz sowie mit Technologiefolgenabschätzung beschäftigen. Außerdem empfiehlt der WBGU, Vorschläge für ein innovatives marines Science-Policy-Interface zu entwickeln. Mit Blick auf die Verbesserung der zukünftigen Kooperationen von Wissenschaft und Politik empfiehlt der WBGU eine Analyse der Erfahrungen aus dem Pakt für Forschung und Innovation, um für eine weitergehende Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft, Politik, Wirtschaft und Gesellschaft zu lernen. Dabei sollte die Nachhaltigkeit im Vordergrund stehen. Zusätzlich empfiehlt der WBGU eine stärkere Beteiligung der Zivilgesellschaft an Themensetzung und Programmgestaltung meeresbezogener Forschung sowie an der Vergabe öffentlicher Forschungsmittel hierfür. Der WBGU empfiehlt Informations- und Bildungskampagnen, um das Wissen über den ökologischen Zustand und die Bedrohung der Meere zu stärken. Zusätzlich sollten bestehende Initiativen der Zivilgesellschaft zum Schutz der Meeresumwelt von staatlicher Seite gezielt unterstützt werden.

Epilog

Am Ende dieses Gutachtens bleibt die Frage, wie die zahlreichen Empfehlungen ihren Weg in die Umsetzung auf lokaler, nationaler und internationaler Ebene finden können. Erfahrungsgemäß dauern solche Prozesse viele Jahre, und grundlegende Veränderungen oder Systemwechsel werden oft erst durch nicht vorhersehbare, neue Entwicklungen oder Ereignisse ermöglicht, wie etwa die deutsche Energiewende vor dem Hintergrund der Reaktorkatastrophe in Fukushima zeigte. Dennoch gibt es Raum, die Meere aktiv und verstärkt in das öffentliche Blickfeld zu rücken. Ein Trend in dieser Richtung ist bereits erkennbar: 1998 erklärten die Vereinten Nationen zum Jahr der Meere, seit 2009 wird jährlich weltweit der Tag des Meeres begangen und auf der Rio+20-Konferenz standen die Meere weit oben auf der Agenda. Dies zeigt das wachsende öffentliche Bewusstsein für die Probleme des „blauen Kontinents“. Diese wachsende Aufmerksamkeit könnte sich zu einem Konsens für den nachhaltigen Umgang mit den Meeren in Form eines „marinen Gesellschaftsvertrags“ verdichten. Das wäre ein starker Impuls für die Weiterentwicklung einer nachhaltigen Meerespolitik. Es geht im Sinne von Elisabeth Mann Borgese darum, „mit den Meeren zu leben“. Dazu möchte dieses Gutachten einen Beitrag leisten.

Einleitung

Das Leben mit dem Meer zwingt uns, anders zu denken; neu zu denken und anders zu handeln.

Elisabeth Mann Borgese (1918–2002,
Meeresschutz-Pionierin)

Die Nutzung der Meere reicht bis in die frühe Menschheitsgeschichte zurück. Heute leben 40% der Menschen nicht weiter als 100 km von einer Küste entfernt und mehr als 90% des Welthandels erfolgt über die Meere. In den letzten 50 Jahren hat die Menschheit in den Meeren Veränderungen angestoßen, die seit Jahrmillionen beispiellos sind. Die Meere werden nicht nur höher, saurer und wärmer (WBGU, 2006), sie werden auch massiv überfischt, verschmutzt und zunehmend auch als letzte große Ressourcenquelle der Erde erschlossen. Neue technologische Möglichkeiten und der Zugang zu bisher eisbedeckten Gebieten leisten diesem Trend Vorschub. In der Arktis herrscht derzeit fast Goldgräberstimmung unter den Anrainerstaaten, auf die damit verbundenen Risiken hat das Umweltprogramm der Vereinten Nationen jüngst hingewiesen (UNEP, 2013a). Auch die Überfischung der Meere geht bisher fast ungebremt weiter. Die Meere sind längst nicht mehr die unerschöpfliche Quelle, für die man sie einst hielt: Sie sind inzwischen ein fragiler und von der Menschheit intensiv genutzter, teilweise übernutzter Lebensraum. Dessen ungeachtet erfüllen die Meere für das gesamte Erdsystem unersetzbare Funktionen, nicht zuletzt als Speicher für CO₂.

Bemühungen, die Meere in einem guten Zustand zu halten, gibt es bereits seit den 1960er Jahren. Seither wurden zahlreiche völkerrechtliche Abkommen und Institutionen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meere initiiert. Es gibt eine Reihe wichtiger Wegbereiter für einen an der Nachhaltigkeit orientierten Blick auf die Meere, darunter Arvid Pardo, der als Botschafter Maltas 1967 in der UN-Generalversammlung eine historische Rede hielt, in der er die Ozeane als „gemeinsames Erbe der Menschheit“ definierte. Der Welterbegeedanke wurde im 1982 beschlossenen UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS) verankert, allerdings beschränkt auf die mineralischen Ressourcen im

Meeresboden. Ebenso einflussreich war das von der Meeresschutz-Pionierin Elisabeth Mann Borgese 1975 veröffentlichte Buch „Das Drama der Meere“, das in dreizehn Sprachen übersetzt wurde. Auf einer ganz anderen Bühne spielte der französische Meeresforscher Jacques Yves Cousteau, ein Pionier des Meeresschutzes, der die Schönheit der Unterwasserwelt in die Wohnzimmer der 1970er und 1980er Jahre brachte und damit in das Bewusstsein der Menschen. Mit dem ausgemusterten Minensuchboot Calypso erkundete er die Meere, drehte über 100 Filme und prägte damit für Generationen die Wahrnehmung der Meere.

In der Öffentlichkeit etablierte sich in dieser Zeit zunehmend ein Verständnis von den Meeren als integraler Bestandteil des globalen Umweltsystems. Diese systemische Sichtweise etablierte sich in der internationalen Meerespolitik durch ihre Verankerung in der Agenda 21 des Erdgipfels von Rio de Janeiro 1992 (UNCED). Elisabeth Mann Borgese schreibt dazu rückblickend: „Der Umweltgipfel erfüllte eine unentbehrliche Aufgabe: Er machte deutlich, dass die Probleme der Ozeane nicht nur untereinander eng verknüpft sind, sondern auch mit denen des Festlands, der Atmosphäre und des Weltraums.“ (Mann Borgese, 1999: 303).

Ein Meilenstein der internationalen Meerespolitik war schließlich der von Elisabeth Mann Borgese verfasste Bericht an den Club of Rome mit dem Titel „Mit den Meeren leben“ (Mann Borgese, 1999). Darin entwickelte sie eine integrierte Sicht auf die Ozeane und skizzierte, wie eine wirksame, sektorenübergreifende globale Ordnungspolitik für den „blauen Kontinent“ aussehen könnte.

In den Folgejahren entwickelte sich die internationale Meerespolitik schrittweise weiter: Auf dem Nachhaltigkeitsgipfel 2002 in Johannesburg wurde beschlossen, ein Netzwerk von Schutzgebieten auf den Weltmeeren einzurichten. Auf der Vertragsstaatenkonferenz der Biodiversitätskonvention 2010 in Nagoya einigte sich die Staatengemeinschaft darauf, bis 2020 10% der weltweiten Meeresflächen unter Schutz zu stellen. Von diesem Ziel ist man derzeit aber noch weit entfernt. Auf der „Rio+20-Konferenz“ im Jahr 2012

wurde zwar vereinbart, unter dem UN-Seerechtsübereinkommen ein zusätzliches Durchführungsübereinkommen zur biologischen Vielfalt auf Hoher See zu entwickeln, der Beginn der konkreten Verhandlungen blieb jedoch offen – ein eher schwaches Ergebnis. Im gleichen Jahr initiierte die Weltbank die Global Oceans Alliance, von der neue Impulse für die multilaterale Entwicklungszusammenarbeit im Bereich Schutz und nachhaltige Nutzung der Meere zu erwarten sind.

Bereits 2005 beschloss die Generalversammlung der Vereinten Nationen, einen regelmäßigen wissenschaftlichen Bericht zum Zustand der Meeresumwelt (sog. „Regular Process“) zu etablieren. 2015 soll der UN Generalversammlung das „First global integrated marine assessment“ vorgelegt werden.

An Bemühungen zur Verbesserung des Zustands der Meere mangelt es also nicht. Dennoch haben die alten Probleme an Schärfe gewonnen, neue sind hinzugekommen und die Expansion von Nutzungen ins offene Meer oder in bislang nicht zugängliche Regionen schreitet aufgrund neuer technologischer Möglichkeiten und des Klimawandels weiter fort.

Diese Problemlage veranlasste UN-Generalsekretär Ban Ki-moon anlässlich der „Rio+20-Konferenz“ 2012 die Initiative „The Oceans Compact: Healthy Oceans for Prosperity“ ins Leben zu rufen. Sie soll als Plattform für die Entwicklung einer strategischen Vision für die meeresbezogenen Aktivitäten der Vereinten Nationen dienen. Mit der Initiative „The Oceans Compact“ wurde auch die Bildung einer „Ocean Advisory Group“ in Aussicht gestellt.

Vor diesem Hintergrund zeigt das vorliegende Gutachten, dass sich alte Herausforderungen mit neuer Schärfe stellen und stellt die Zukunft der Meere in den Kontext der Großen Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft (WBGU, 2011). Darin unterscheidet sich dieses Gutachten von dem 2006 vom WBGU veröffentlichten Buch „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“, wo primär der Einfluss des Klimawandels auf die Meere im Vordergrund stand.

Die Herausforderung in diesem Jahrhundert wird sein, die negativen Trends umzukehren, das globale Gemeinschaftsgut Meer wieder zu stabilisieren und in den Bereich der Nachhaltigkeit zurückzuführen. Wird die Menschheit Verantwortung für ihr Wirken auf das globale Gemeinschaftsgut Meer übernehmen? Der WBGU setzt darauf, die Meere insgesamt als „Erbe der Menschheit“ anzusehen und UNCLOS entsprechend weiter zu entwickeln. Diese paradigmatisch neue Sichtweise unterscheidet das vorliegende Gutachten von bisherigen Arbeiten. Im Vordergrund dieses Gutachtens stehen die Anwendungsfelder Energie und Ernährung. Meere bieten mit Wind, Wellen und Gezeiten ein großes Potenzial an erneuerbaren Energien. Welche Rolle

könnten sie für die globale Energiewende spielen? Bis Mitte des Jahrhunderts wird die Weltbevölkerung auf etwa 9 Mrd. Menschen ansteigen. Damit muss nicht nur ein weltweit wachsender Energiehunger, sondern auch eine erhöhte Nachfrage nach Nahrungsmitteln befriedigt werden: Welche Rolle kann und sollte dabei die Ernährung aus dem Meer spielen? Wie werden sich Änderungen der Ernährungsweisen in aufstrebenden Schwellen- und Entwicklungsländern auswirken? Und vor allem: Wie kann der gemeinschaftliche Umgang der Staaten mit den Meeren so weiterentwickelt werden, dass auch künftige Generationen eine intakte Meeresumwelt vorfinden? Wie können Schutz und nachhaltige Nutzung des „blauen Kontinents“ auch in Zukunft gesichert werden?

Viel wird von der Steuerung von Meeresnutzungen und Meeresschutz abhängen, also von der Meeres-Governance. Im Zentrum stehen daher Fragen nach den Regeln für den nachhaltigen Umgang mit den Meeren und vor allem die Frage, wie ihre Umsetzung gesichert werden kann. Neben Antworten auf diese Fragen will das vorliegende Gutachten eine integrierte Vision für einen langfristig nachhaltigen Umgang mit den Meeren liefern. Eine entsprechende neue Meerespolitik sollte ein Leitprojekt der Großen Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft sein.

Die Meere im Anthropozän

Der überwiegende Teil der Menschheitsgeschichte war von der Auffassung geprägt, das Meer sei unerschöpflich. Noch im 17. Jahrhundert nahm man an, es sei nicht möglich, die Meere leer zu fischen, und die Schifffahrt habe keinen nennenswerten Einfluss auf die Meere (Vidas, 2010). Tatsächlich begann der Mensch aber schon vor Tausenden von Jahren, zunächst lokal, marines Leben zu dezimieren (Census of Marine Life; McIntyre, 2010; Roberts, 2007). Mit der Industrialisierung hat das Ausmaß der vom Menschen verursachten Beeinträchtigung eine neue Qualität erreicht.

Die Menschheit ist zu einem dominierenden Faktor im Erdsystem geworden. Zunehmend wird die industrielle Gegenwart daher als neue erdgeschichtliche Epoche angesehen, als „Anthropozän“ (Crutzen und Stoermer, 2000). Die kollektive Fähigkeit der Menschen, Veränderungen planetarischen Ausmaßes herbeizuführen, hat bereits zur Gefährdung wichtiger Lebensgrundlagen geführt. Mit dem Anthropozän beginnt daher auch eine neue Ära der Verantwortung. In vielen Bereichen zeichnen sich krisenhafte Entwicklungen ab, die ein rasches Gegensteuern erfordern, etwa in Bezug auf Wasserressourcen, Böden, Wälder und auch die Übernutzung der Meere. Der WBGU hat in seinem Hauptgutachten 2011 die Notwendigkeit einer Großen Transformation von Wirtschaft und Gesellschaft in Richtung Nachhaltigkeit beschrieben und deren Umsetzbarkeit am Beispiel des Klimaschutzes analysiert (WBGU, 2011). Zentral ist dabei die Vorstellung eines neuen Gesellschaftsvertrags, der die gemeinsame Gestaltung des Veränderungsprozesses durch den Staat und die Zivilgesellschaft ermöglicht. Das vorliegende Gutachten knüpft an diese Analyse an und stellt dabei die Meere in den Mittelpunkt.

Erstens geht es in diesem Gutachten um die Rolle der Meeresnutzung bei der Transformation zur Nachhaltigkeit: Für den Klimaschutz müssen die globalen Treibhausgasemissionen in den nächsten Jahrzehnten auf ein absolutes Minimum sinken, was einen Umbau der weltweiten Energiesysteme notwendig macht. Energie aus dem Meer kann hier einen Beitrag leisten, und stellt daher einen der beiden Schwerpunkte des vorliegenden Gutachtens dar. Weiterhin ist, wie der WBGU in seinem

Gutachten zur Transformation (WBGU, 2011) gezeigt hat, auch eine nachhaltige Landnutzung von hoher Bedeutung für die Transformation – über die Ernährung ergeben sich auch hier Wechselwirkungen mit der Meeresnutzung. Nahrung aus dem Meer bildet daher einen weiteren Schwerpunkt des vorliegenden Gutachtens.

Zweitens stellt sich die Frage, was Nachhaltigkeit für die Meere bedeutet: Welchen Einfluss hat der Mensch auf die Meere genommen? Welche krisenhaften Entwicklungen gilt es zu verhindern? Welche Nachhaltigkeitsziele gilt es anzustreben? Dabei geht es um den Erhalt von Ökosystemleistungen wie Stoffkreisläufe, Hochwasserschutz oder Primärproduktion sowie um die direkte Nutzung von Ressourcen und Räumen. Viele Bedrohungen für die Meere erwachsen nicht direkt aus ihrer Nutzung, wie etwa der Einfluss des Klimawandels; diese Zusammenhänge hat der WBGU bereits in einem Sondergutachten ausführlich erörtert (WBGU, 2006). Auch der Eintrag von Chemikalien und Müll hängt nur zu einem geringen Teil direkt mit der Nutzung der Meere zusammen. Eines der größten Probleme, der dramatische und nahezu weltweite Verlust an Fischbeständen, ist jedoch derzeit fast ausschließlich auf Übernutzung zurückzuführen. Wider besseres Wissen wird vielerorts immer noch eine Überfischung vorangetrieben, die sich so über kurz oder lang ihrer eigenen Grundlage beraubt. Wie für den Klimaschutz gilt auch hier: Viele Lösungen sind bekannt, politische und ökonomische Instrumente liegen auf dem Tisch, aber es mangelt an der Umsetzung.

Die Frage, wie wir die Meere im Anthropozän tatsächlich nutzen und möglicherweise gestalten wollen, ist noch nicht konsistent beantwortet. Was also fehlt, ist eine konsensfähige, umsetzbare positive Vision eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren – sowohl bei der Nutzung der Meere selbst als auch in anderen Bereichen, die Auswirkungen auf die Meere haben. Die zentrale Frage dieses Gutachtens lautet damit: Wie sieht ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren im Kontext der Großen Transformation zur Nachhaltigkeit aus?

Seerechtliche Regelungen bestehen seit Jahrhunderten. Mit der Handelsschifffahrt der großen See-

Kasten 1-1

Leitplanken für den Meeresschutz

Der WBGU hat zur Operationalisierung des Begriffs „nachhaltige Entwicklung“ das Leitplankenkonzept entwickelt, das hier in Kurzform und z.T. wörtlich aus früheren Gutachten (z.B. WBGU, 2003; 2006) referiert wird. Leitplanken sind quantitativ definierbare Schadensgrenzen, deren Überschreitung heute oder in Zukunft intolerable Folgen mit sich brächte, so dass auch großer Nutzen in anderen Bereichen diese Schäden nicht ausgleichen könnte. Der Raum wünschenswerter nachhaltiger Entwicklungen wird also durch Leitplanken umrissen. Ein Beispiel für eine vom WBGU vorgeschlagene Leitplanke ist eine globale Temperaturerhöhung um mehr als 2°C gegenüber dem vorindustriellen Niveau, die vermieden werden sollte. Jenseits dieses Wertes beginnt ein Bereich der Klimaänderung, der durch nicht tolerierbare Entwicklungen und Risiken gekennzeichnet ist.

Ausgangspunkt für das Leitplankenkonzept ist die Einsicht, dass es kaum möglich ist, eine wünschenswerte, nachhaltige Zukunft positiv, also im Sinne eines zu erreichenden Ziels oder Zustands zu definieren. Man kann sich aber auf die Abgrenzung eines Bereichs einigen, der als inakzeptabel anerkannt wird und den die Gesellschaft vermeiden will. Innerhalb der Leitplanken gibt es zunächst keine weiteren Vorgaben und die Gesellschaft kann sich im freien Spiel der Kräfte entfalten. Erst wenn das System sich auf Kollisionskurs mit einer Leitplanke befindet, sollen Maßnahmen ergriffen werden, um eine Verletzung der Leitplanke zu verhindern. Das Einhalten aller Leitplanken bedeutet allerdings nicht, dass alle sozioökonomischen Missstände oder ökologischen Schäden abgewendet werden können, denn globale Leitplanken können nicht sämtliche regionalen und sektoralen Auswirkungen des Globalen Wandels berücksichtigen. Zudem ist das Wissen begrenzt und Fehleinschätzungen sind möglich. Daher ist die Einhaltung der Leitplanken eine notwendige, aber nicht hinreichende Bedingung für die Nachhaltigkeit der künftigen Entwicklung.

Das Leitplankenkonzept kann mit einer Analogie zum Straßenverkehr verdeutlicht werden: Leitplanken verhalten sich wie Geschwindigkeitsbeschränkungen, die z.B. in Ortschaften nur maximal 50 km pro Stunde zulassen. Dabei lassen sich zwar empirisch die Auswirkungen einer Begrenzung auf 40, 50 oder 60 km pro Stunde ermitteln, die Wahl des Zahlenwertes ist am Ende aber eine normative Entscheidung und repräsentiert eine sinnvolle Art, kollektiv mit einem Risiko umzu-

gehen. Die Einhaltung des Tempolimits kann nicht garantieren, dass keine schweren Unfälle vorkommen, aber sie vermag das Risiko in einem gesamtgesellschaftlich akzeptierten Rahmen zu halten. Die vom WBGU formulierten Leitplanken fußen auf grundlegenden Normen und Prinzipien, auf die sich die Weltgemeinschaft in unterschiedlicher Formulierung geeinigt hat. Sie können allerdings nur Vorschläge sein, denn die Festlegung nicht tolerierbarer Belastungen obliegt nicht allein der Wissenschaft, sondern sie muss – unterstützt durch wissenschaftliche Expertise – in einem weltweiten demokratischen Entscheidungsprozess erfolgen. So ist z.B. die Einhaltung der Klimaschutzleitplanke (nicht mehr als 2°C globale Erwärmung) mittlerweile anerkanntes Ziel innerhalb der Klimarahmenkonvention (UNFCCC).

In seinem Gutachten zu den Meeren aus dem Jahr 2006 (WBGU, 2006) hat der WBGU, aufbauend auf früheren Gutachten, das Leitplankenkonzept auf den Meeresschutz angewendet. Über die Klimaschutzleitplanke hinaus, die durch das Meeresgutachten erhardt wurde, wurden weitere Leitplanken entwickelt, die den Zusammenhang zwischen Klimawandel und den Meeren betreffen. Dabei handelt es sich im Überblick um folgende Leitplanken:

- **Klimaschutz:** Auch aus Gründen des Meeresschutzes sind die Auswirkungen von Klimaänderungen intolerabel, die mit einem mittleren globalen Anstieg der bodennahen Lufttemperatur um mehr als 2°C gegenüber dem vorindustriellen Wert oder einer Temperaturänderungsrate von mehr als 0,2°C pro Jahrzehnt verbunden sind.
- **Meeresökosysteme:** Mindestens 20–30% der Fläche mariner Ökosysteme sollten als ökologisch repräsentatives und effektiv betriebenes Schutzgebietssystem ausgewiesen werden.
- **Meeresspiegelanstieg:** Der absolute Meeresspiegelanstieg sollte dauerhaft nicht mehr als 1 m betragen, und die Anstiegsgeschwindigkeit sollte stets unter 5 cm pro Jahrzehnt bleiben. Ansonsten würden mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht tolerierbare Schäden und Verluste für Menschen und Ökosysteme eintreten.
- **Versauerung der Meere:** Um zu verhindern, dass die Kalkbildung der Meeresorganismen gestört wird und dadurch das Risiko besteht, dass die marinen Nahrungsnetze umstrukturiert werden, sollte folgende Leitplanke eingehalten werden: Der pH-Wert der obersten Meeresschicht sollte in keinem größeren Ozeangebiet (d.h. auch nicht im globalen Mittel) um mehr als 0,2 Einheiten gegenüber dem vorindustriellen Wert absinken.

fahremationen, der Eroberung von Fischgründen und Ausbeutung von Bodenschätzen kam im 17. Jahrhundert die Notwendigkeit auf, Regeln für die Nutzung der Meere zu finden. Die kardinale Frage war, wem das Meer gehört und wer über die Ressourcen verfügen darf. Der niederländische Rechtsphilosoph Hugo de Groot (Grotius) vertrat dabei die Idee der Freiheit der Meere („mare liberum“), wonach alle Nationen das Recht hätten, die Meere zu nutzen. Dagegen verfasste der englische Rechtsgelehrte John Selden das „mare clausum“-Konzept, welches einzelnen Staaten individuelle Nutzungsansprüche zuwies. Diese Grundkon-

flikte um territoriale Grenzen und Ressourcenaneignung bildeten im 20. Jahrhundert die wesentlichen Treiber für die Entwicklung des UN-Seerechtsübereinkommens (UNCLOS) von 1982 (Shackelford, 2010). Auch heute noch stehen territoriale Fragen und Ressourcennutzung im Vordergrund, vor allem wenn neuartige marine Ressourcen neue Geschäftsfelder eröffnen oder fossile Ressourcen unter der Arktis nunmehr erreichbar und ausbeutbar erscheinen.

Zu den aktuellen Gefährdungen des Ökosystems Meer gesellen sich neue Risiken alter und neuer Nutzungen der Meere (Fischerei, Energiesysteme, abioti-

sche Ressourcennutzung usw.), die den Meeresschutz vor bislang nicht gekannte Herausforderungen stellen und Anlass geben, von „mare crisiu“ (Vidas, 2010), dem Meer in der Krise, zu sprechen. Ob die in UNCLOS enthaltenen Vorschriften zum Meeresschutz, die in erster Linie eine Verpflichtung zur Kooperation der Vertragsstaaten beinhalten, dem Ausmaß der Meereskrise gerecht werden, ist fraglich. Eine Verpflichtung zur Verantwortung im Sinne einer „responsibility for the seas“ (Vidas, 2010), die Verantwortungsinhalte und Verantwortungsträger klar benennt, enthält UNCLOS nicht. Ziele einer zukünftigen Governance für die Meere sollten die Überwindung der Krise der Meere und das Einhalten planetarischer Grenzen bzw. Leitplanken (WBGU, 2006, 2011; Rockström et al., 2009; Kasten 1-1) sein. Inwiefern das internationale Seerecht als multilaterales Vertragswerk solch einer Verantwortung für die Meere im Anthropozän (Vidas, 2010; Gjerde, 2011) gerecht werden kann und den angemessenen Rahmen für eine Transformation zur nachhaltigen Nutzung im Rahmen der planetarischen Grenzen bietet ist eine der Kernfragen, die in diesem Gutachten zu untersuchen und zu beantworten ist.

1.1 Nutzung der Meere

Die Nutzung der Meere reicht bis in die frühe Menschheitsgeschichte zurück. Analysen von Halpern et al. (2008) zeigen, dass der menschliche Einfluss mittlerweile in allen Teilen der Meere nachweisbar ist. Heute leben 40% der Menschen nicht weiter als 100 km von der Küste entfernt und mehr als 90% des Welthandels erfolgt über die Meere. In den folgenden Abschnitten werden direkte Nutzungen der Meere durch den Menschen diskutiert. Die Meere stellen zahlreiche Ökosystemleistungen zur Verfügung, die den Menschen zugute kommen (MA, 2005a), hier aber nicht alle im Detail beschrieben werden. Viele Ökosystemleistungen und ihre Nutzung sind auf die marine Biosphäre und ihre Vielfalt angewiesen – etwa die Nutzung mariner Organismen für Ernährung, Energieerzeugung und medizinische Produkte, der Tourismus, klimaregulierende Funktionen und Interaktionen mit der Atmosphäre wie die CO₂-Aufnahme durch den Ozean oder die Sauerstoffproduktion (COML, 2011). Einige dieser Nutzungen generieren direkten ökonomischen Nutzen, während der Wert von anderen weniger gut messbar, aber nicht weniger wichtig ist.

1.1.1 Mythos Meer – die kulturelle Bedeutung der Meere

Eine Auseinandersetzung mit der Nutzung der Meere durch die Menschen muss ihren symbolisch-kulturellen Bedeutungshorizont einschließen. Auffällig ist hier die dauernde Ambivalenz des Meeres als Sehnsuchts- und Gefahrenquelle für die Menschheit. Kultur- und mentalitätsgeschichtliche Studien (Corbin, 1994; Mollat du Jourdin, 1993) zeigen, dass das Meer, auch wenn es seit langem als Nahrungsressource, Fortbewegungsmedium und Abfalldéponie genutzt wurde, affektiv bis in die Neuzeit vornehmlich als Hort des Schreckens und Quelle ständiger Gefährdungen galt. Die Bibel hat beispielsweise lange die kollektive Meeres-Imagination bestimmt. Die über lange Perioden der Menschheitsgeschichte kaum bekannten Weltmeere wurden als ein Instrument göttlicher Strafen gedeutet und bargen ein permanentes Katastrophenpotenzial; sie erinnern an die Sündhaftigkeit des Menschen und symbolisieren die Möglichkeit des universellen Chaos. Küstenzonen und der Limes zwischen Meer und Himmel am Horizont erschienen als Orte der Spannung, von denen aus es möglichst rasch „festen Boden“ unter den Füßen zu gewinnen galt. Die mediterranen genau wie die keltischen, skandinavischen, slawischen und germanischen Mythen (analoges gilt für außereuropäische) sind voll von Ängsten vor Stürmen, Flutwellen, Nebeln, Seeungeheuern und Schiffbrüchen. Ein Tod auf See ist die größte Angstvorstellung, denn es droht die Unaufindbarkeit des Leichnams und damit ewiges Umherirren und Verweigerung der Auferstehung. Deswegen, nimmt Mollat du Jourdin (1993:248) an, blieb „die religiöse Bindung der Seeleute so dauerhaft“. Alle möglichen Tabus und abergläubischen Praktiken sind an die See geknüpft, sie ist die Quelle von Vorzeichen und bösen Vorahnungen. Beängstigend war vor allem die Ausdehnung: „Dem Raum und der Zeit trotzend, ist das Meer den flüchtigen Generationen der Menschen, die an einen begrenzten Raum gebunden sind, durch seine Dauerhaftigkeit und seine unendliche Weite überlegen.“ Aber: „Der Beständigkeit des Kontinents setzt es seine sprunghaften Launen entgegen, die menschliche Betriebsamkeit erwidert es mit strengem Schweigen. Die See zwingt den Menschen, sich ihr ganz zu überlassen; denn sie ist unumschränkte Herrin“ (Mollat du Jourdin, 1993:241).

Diesem Zwang wollte sich die moderne Menschheit nicht unterwerfen. Vorbereitet durch die Säkularisierung und Verwissenschaftlichung der Weltbilder und Kosmologien sowie durch ästhetische Neubetrachtungen wurden die Ozeane und Meere in der Neuzeit zu Anlässen der Bewunderung und Medien der Welter-

schließung, es entwickelt sich „Meereslust“ (Corbin, 1994). Aus der Angst vor der elementaren Urgewalt der Meere wird ein Traum vom Glück, materialisiert in einer Insel der Glückseligkeit, und eine Projektionsfläche des Risikos, symbolisiert im Vorgang des Inseestechens. Zwar behält die See ihren faktischen Schrecken, aber es überwiegt die Faszination und die Versachlichung der möglichen Gefährdungen durch die Entwicklung nautischer Technologie, der Küstenbefestigung und des internationalen Seetransportwesens. Die Herausbildung der modernen Staatlichkeit und Ökonomie wird wesentlich durch die auf den Weltmeeren vollzogene erste Welle der Globalisierung („Zeitalter der Entdeckungen“) vorangetrieben; internationale Beziehungen, Völkerrecht und freier Welthandel entwickeln sich auf dieser Grundlage. Die Ladekapazität der Schiffe, ihre Geschwindigkeit und Sicherheit, etwa durch Außenbordverkleidung, wachsen und mit ihnen die Sicherheit der Seefahrer durch verbesserte Hygiene, Trinkwasserversorgung und medizinische Versorgung.

Damit übernimmt das Meer eine soziale und kulturelle Rolle, es kam regelrecht in Mode. Bevölkerungen, die in Meeresnähe leben, entdecken die Küsten und Häfen als ästhetisch-utilityären Vorzugs- und Besichtigungsraum. Im 19. Jahrhundert beginnen der Strandtourismus und die friedliche Kreuzfahrerei in Gestalt von Vergnügungs- und Wettfahrten, die sich im Verlauf des 20. Jahrhunderts vom Privileg der Aristokratie und Oberschichten zum egalitären Konsumgut entwickeln. In dieser Phase bilden sich auch die verschiedenen, im Gutachten näher beleuchteten Nutzungsformen des Allmendeguts Weltmeere heraus, die zur Degradation der Meeresumwelt, vor allem durch Überfischung und Verwendung als Abfalldeponie, geführt haben.

Der Widerstand dagegen setzte erstaunlich früh ein. Bereits der große französische Historiker Jules Michelet entwickelte in den 1860er Jahren, obwohl er nie eine längere Seereise unternommen hatte, mit seinem ungewöhnlichen Buch „Das Meer“ einen systemischen Blick auf die Übernutzung der See. „Die Ausrottung einer einzigen Art kann einen fatalen Eingriff in die Ordnung, in die Harmonie des Ganzen darstellen“ (Michelet, 2006[1861]:241). Während die Menschheit die Angst vor dem Meer verliert und den Meeren gegenüber übermütig wird, erkennt er – etwa an der Zerstörung der Küstenfauna, an dem Verschwinden amphibischer Säugetiere und an der Ausrottung der Wale – zukunftsweisend ihre Gefährdung, lehrt er einen holistischen Blick auf Natur und Kultur. In diese Periode fällt die Einrichtung bzw. Aushandlung der mittlerweile unzureichenden Nutzungs- und Schutzregulierungen auf globaler und nationaler Ebene, die in Kapitel 3 ausführlich erörtert werden. Michelet hat sie so antizipiert: „Die großen Nationen – er dachte an

Frankreich, England und die USA – müssen eine Übereinkunft erzielen und an die Stelle dieses chaotischen Zustands einen Zustand der Zivilisation setzen, in dem der besonnene Mensch nicht mehr sein eigenes Gut vergeudet und sich selbst keinen Schaden mehr zufügt (...). Die alten, speziellen Regelungen der Küstenfischerei sind in der modernen Seefahrt unbrauchbar geworden. Es bedarf eines gemeinsamen Kodex der Nationen, anwendbar auf alle Meere, ein Kodex, der nicht allein die Beziehungen der Menschen untereinander, sondern zugleich die Beziehung des Menschen zu den Tieren festschreibt“ (Michelet, 2006[1861]:242ff.). Es folgen, aus einer naturnah geschriebenen Kulturgeschichte des Meeres heraus entwickelte, erst in den 1950er Jahren weiterentwickelte Skizzen einer globalen Rücksichtnahme auf die Meere.

Heute dominieren in der kulturellen Wahrnehmung des Meeres auf Tourismus bezogene Ikonen, Narrative und Erfahrungen, z.B. Kreuzfahrten, Segeltörns, Strandurlaube, (der Kampf um und gegen) Naturschutzgebiete, Tauchen, Inselleben, Walbeobachtung, Meeresbestattung, Extremsportarten usw. Ein anderer Aspekt ist die symbolische Deutung der Meeresfrüchte als globale und kulturell ausdifferenzierte Nahrungsquelle: Fisch (etwa die Sushi-Welle außerhalb Japans), Kombüsen-Kulinarik, Tiefkühlprodukte für die Schnellküche usw. Zunehmend ins Bewusstsein treten dann auch lokal differenzierte Bedrohungsszenarien wie der Anstieg des Meeresspiegels, der für Insel- und Küstenbewohner von besonderer Bedeutung ist (AOSIS, 2013). Küstenlandschaften sind spezielle Symbolräume, die sozioprofessionelle Milieus mit hoher bzw. dubioser Reputation hervorgebracht haben (Fischer, Händler, nautisches Personal, Seeräuber, Schmuggler usw.). Küsten und Inseln werden durch Meeresenergie in ihrer Landschaftsphysiognomie und Symbolik verändert. Auch die wissenschaftliche Ozeanologie adressiert indirekt noch den Mythos Meer: Fabelwesen, Götter (Poseidon, Neptun), Seeungeheuer, Piraterie, Ebbe und Flut (Mondrhythmus), Verirren und Entdecken; Fundstücke und Flaschenpost, Wind und Wellen, Christliche Seefahrt. Diese werden in diversen literarischen und visuellen Narrativen kolportiert: in der Seemannssprache, in der gehobenen Belletristik (Herman Melville, Moby Dick), im Film und in der Fotografie, im Schlager (Shanties, Weltschlager La Paloma) und auch in der Kunst. Diese Hervorbringungen der populären Massen- und der Hochkultur bilden eine Art maritimes Weltwissen, das auch für politische Entscheidungen und sozialkulturelle Präferenzen bedeutsam ist.

Meere begründen aber auch eigene Kulturräume, wie von Paul Gilroy paradigmatisch am Beispiel des „Black Atlantic“ (1993) herausgearbeitet worden ist. Gilroy erzählt anhand der Biographien zahlreicher afroame-

rikanischer Intellektueller (wie W.E.B. Du Bois, Olaudah Equiano oder Richard Wright) und Musiker (wie Jimi Hendrix) die Kulturgeschichte der Black Atlantic Diaspora, die Geschichte von Menschen und ihrer kulturellen Praktiken, die weder einfach „afrikanisch“, „amerikanisch“ oder „europäisch“ sind, sondern etwas darstellen, das erst durch den (z.T. brutal durch Sklaverei erzwungenen) Austausch und Transfer zwischen diesen, den Atlantik umspannenden Kulturräumen entstanden ist. Ähnliches gilt für die „mediterrane Kultur“ des Mittelmeerraums, welcher jenseits der nationalen Besonderheiten seiner Anrainerstaaten etwas gemeinsames Drittes zugesprochen wird, und die als kollektive Identität stiftendes Narrativ für den Süden Europas und projektiver Sehnsuchtsort der Nordeuropäer („mediterranes Flair“) dient (Leggewie, 2012).

Die Länder der Europäischen Union bilden, wenigstens in einem neo-merkantilen Sinn, eine der größten globalen Seemächte. Auch wenn ihre Marineflotten die Weltmeere schon lange nicht mehr beherrschen, stellen die Handels- und Fischereiflotten einen Eckpfeiler der wirtschaftlichen Globalisierung dar und entnehmen die europäischen Konsumenten einen beträchtlichen Teil der Nahrungs- und Rohstoffressourcen aus dem Meer. An Ost- und Nordsee, am Atlantik, am Mittelmeer und am Schwarzen Meer haben Europäer lange Küstenstreifen, dort stellen sich im Blick auf die Tourismusfolgen, die Einträge aus landwirtschaftlichen und industriellen Nutzungen und Offshore-Bohrungen auch elementare Aufgaben des Meeresschutzes.

Für den Diplomaten und Dichter Alexis Léger alias Saint-John Perse war das Meer eine Frage, die sich an die „großen Einiger der friedlichen Völker richtet! Meer, das Verbindungen und Bündnisse schafft!“ (Mollat du Jourdin, 1993). Daraus entwickelte sich die Idee des Gemeinsamen Erbes. Im Bewusstsein der überwiegenen Zahl der Europäer ist dies nicht so präsent, und dies gilt nicht zuletzt für das deutsche Publikum und die politischen Eliten, die sich der hohen Bedeutung der direkten und indirekten Abhängigkeit von maritimen Bereichen kaum bewusst sind. Das ist umso überraschender, als Deutschland in der Meeresforschung zu den führenden Nationen zählt und das Meer in Deutschland zahlreiche Freunde und Liebhaber hat, ablesbar etwa an der Beliebtheit des Küsten- und Sporttourismus, an Zeitschriften wie „mare“ und zahllosen direkt oder mittelbar auf das Meer bezogenen Vereinen. Aus dieser Diskrepanz erklärt sich auch, dass trotz einer wachsenden Zahl von Konsumenten, die ihr Ernährungs- und Einkaufsverhalten in Bezug auf Meeresprodukte überprüfen und Zertifizierungen zu Rate ziehen, die Zahl der „Pioniere des Wandels“, die sich (analog zu den „Graswurzel“-Bewegungen im terrestrischen Bereich) speziell mit marinen und maritimen Themen ausein-

andersetzen, im internationalen Vergleich eher niedrig ist. Dies gilt auch für Aktivitäten von Unternehmen im Bereich der Corporate Responsibility.

1.1.2 Nahrung aus dem Meer

Eng mit der kulturellen Bedeutung verknüpft ist die Nutzung der Meere für die Ernährung. Die Meere dienen der Menschheit traditionell als Nahrungsquelle, denn Meeresfische und andere marine Organismen sind reich an wertvollen Proteinen, Vitaminen, Mineralien und Fettsäuren.

Hinsichtlich der Fischerei unterscheiden Jackson et al. (2001) drei Phasen der anthropogenen Nutzung mariner Ökosysteme, die sich geographisch verteilt zu unterschiedlichen Zeiten entwickelten: erstens die frühe Nutzung küstennaher Ökosysteme zu Subsistenzzwecken mit relativ einfachen Technologien; zweitens die koloniale Phase der Ausbeutung von Küsten- und Schelfregionen durch koloniale Kräfte unter Einspeisung der Gewinne in eine sich entwickelnde Marktwirtschaft; drittens die globale Phase einer intensiveren und weiterreichenden Ausbeutung von Fischereigründen, getrieben von globalen Konsummustern und begleitet von häufig kollabierenden Beständen. Dabei konnten auch ursprüngliche Nutzungsformen bereits vor Jahrhunderten bzw. Jahrtausenden signifikante Veränderungen der befischten Populationen bewirken. Beispielsweise weisen archäologische Funde auf der Insel St. Thomas in der Karibik auf einen starken Rückgang der Größe von verspeisten Riffischen zwischen der ersten Besiedlung der Insel um 1500 v. Chr. und 560 v. Chr. hin (Pinnegar und Engelhard, 2007).

Schon vor Jahrhunderten wurden die Kontinental-schelfe um Nordamerika und Europa nach kommerziell wichtigen Fischarten befischt, später dehnte sich diese Entwicklung weltweit aus. Die Angelfischerei wich im 18. Jahrhundert der Baumkurrenfischerei, die im 19. Jahrhundert aufgrund des Einsatzes von diesel- und dampfbetriebenen Schiffen stark intensiviert wurde (Jackson et al., 2001). Die ersten gezielt für den Fischfang gebauten Dampfschiffe wurden in den 1880er Jahren in der Nordsee eingesetzt und erzielten im Vergleich zu Segelschiffen vierfach höhere Erträge (Mackinson, 2001; Pinnegar und Engelhard, 2008). Auch in Australien breitete sich Mitte des 19. Jahrhunderts die Fischerei auf großer Skala entlang des Great Barrier Riffs und der subtropischen Ostküste Australiens aus. In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden die ersten dampfbetriebenen Schiffe nach Australien importiert, woraufhin die Erträge der drei am meisten befischten Arten schnell sanken und später vollends einbrachen (Klaer, 2004).

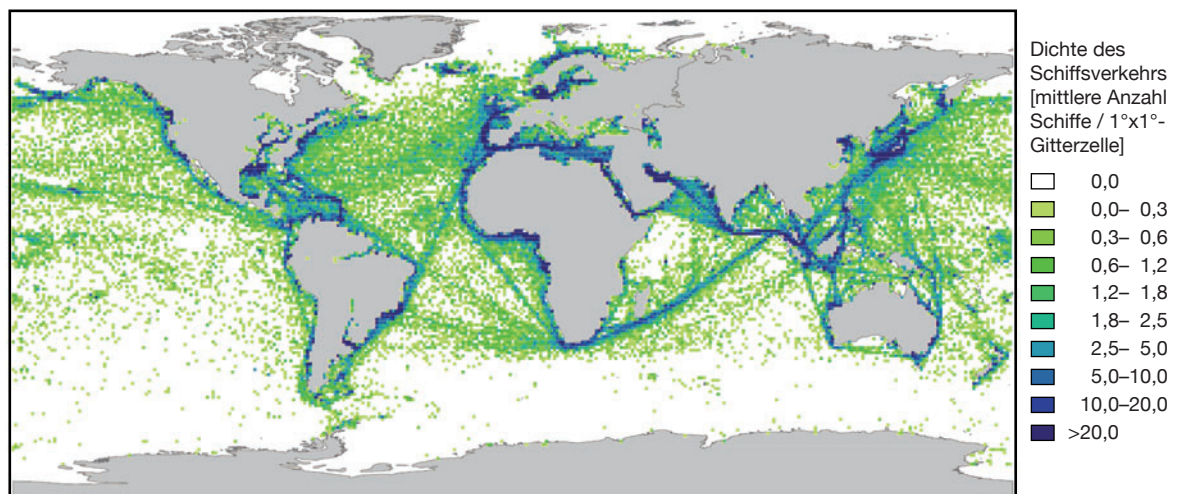


Abbildung 1.1-1

Mittlere Dichte des globalen Schiffsverkehrs. Gezeigt ist für jede 1°x1°-Gitterzelle die mittlere Anzahl von Schiffen für den Zeitraum November 2009 bis Januar 2010.

Quelle: Eiden und Goldsmith, 2010

Heute befindet sich die globale Fischerei in einem kritischen Zustand. Trotz steigenden Fischereiaufwands und der Befischung bisher ungenutzter Gebiete, wie z. B. der Tiefsee, stagnieren die Erträge seit Jahren. Mittlerweile gelten knapp 90% der globalen Bestände als überfischt oder voll ausgeschöpft (FAO, 2012b: 11; Kap. 1.2.2, 4.1). Die weltweit wachsende Nachfrage nach Fisch und Meeresfrüchten kann durch Fischerei allein nicht mehr gedeckt werden, sie wird daher in zunehmendem Maße durch Aquakultur, vor allem in Binnengewässern, aber auch an Küsten und in den Meeren, bedient.

Aquakultur besitzt eine sehr lange Tradition und wurde beispielsweise in China schon vor 4.000 Jahren in Fischteichen praktiziert; ab dem 1. bis 3. Jahrhundert begann man dort, Fisch in Reisfeldern zu züchten (FAO, 2000). Im Verlaufe des 12. und 13. Jahrhunderts hatte sich die Zucht von Süßwasserfischen mittels Becken- und Dammbaus in weiteren Teilen Europas ausgebreitet, so dass zu Hochzeiten dieser Entwicklung 25.000 ha Land in Oberschlesien und 40.000 ha in Frankreich für Süßwasserbecken zur Fischzucht beansprucht wurden (Roberts, 2007: 26). Vermutlich war es die kostengünstige Erschließung reicher mariner Jagdgründe, die den Bedarf an Süßwasserfisch senkte und die Süßwasseraquakultur gegen Ende des Mittelalters wieder zum Erliegen kommen ließ (Roberts, 2007).

Die weltweit älteste Küstenaquakultur entwickelte sich wahrscheinlich in Ägypten mittels Brackwasserbecken vor 2000 oder 3000 Jahren; Brackwasserkulturen mit Milchfisch reichen auf Java 600–800 Jahre zurück. Die Algenzucht begann vor ca. 400 Jahren in Japan, die Muschelzucht vor ca. 600 Jahren in Frankreich. Die meisten anderen Arten von Küstenaquakul-

tur sind relativ jung und entwickelten sich erst in den letzten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts (Edwards und Demaine, 1998).

Seit den 1970er Jahren erfuhr die Aquakultur (vor allem Süßwasser, aber auch marin) hinsichtlich Produktionsvolumen und wirtschaftlicher Bedeutung weltweit einen sehr großen Aufschwung und ist heute einer der sich am stärksten entwickelnden Wirtschaftszweige, insbesondere in Asien. Im Jahr 2010 lag der Beitrag der Aquakultur zur weltweiten Fischerei- und Aquakulturproduktion für den menschlichen Konsum bereits bei rund 47%, der Trend ist steigend (FAO, 2012b: 24, 26). Der Anteil der Salz- und Brackwasserzucht an der gesamten Aquakultur (ohne Pflanzen) liegt heute, bezogen auf die Menge, bei ca. 38%. In der marinen Aquakultur dominiert mengenmäßig bei weitem die Muschelzucht (ca. 75%), gefolgt von Fischen und Krustentieren (FAO, 2012b: 34, 36; Kap. 4.2.2.1).

Gegenwärtig ist die Aquakultur vielfach mit erheblichen negativen Auswirkungen auf Umwelt und Ökosysteme verbunden, vor allem durch Verschmutzungen, Übertragung von Krankheiten und Gefährdung des Genpools wilder Bestände (Tacon et al., 2010; Kap. 4.2.2.3). Ein besonderes Problem ist nach wie vor die Zucht karnivorer Arten, weil diese Sparte der Aquakultur weiterhin von der Fischerei nach Futterfischen abhängt und die Überfischung mariner Bestände dadurch noch verstärkt (Naylor und Burke, 2005; Bostock et al., 2010; Kap. 4.3). Es werden jedoch Produktionssysteme (wie Kreislaufwirtschaft, integrierte multitrophische Systeme, Futtermittelsubstitution) entwickelt, mit deren Hilfe die negativen Auswirkungen der Aquakulturproduktion verringert werden können (Kap. 1.3.4, 4.2.2.4, 4.3.3).

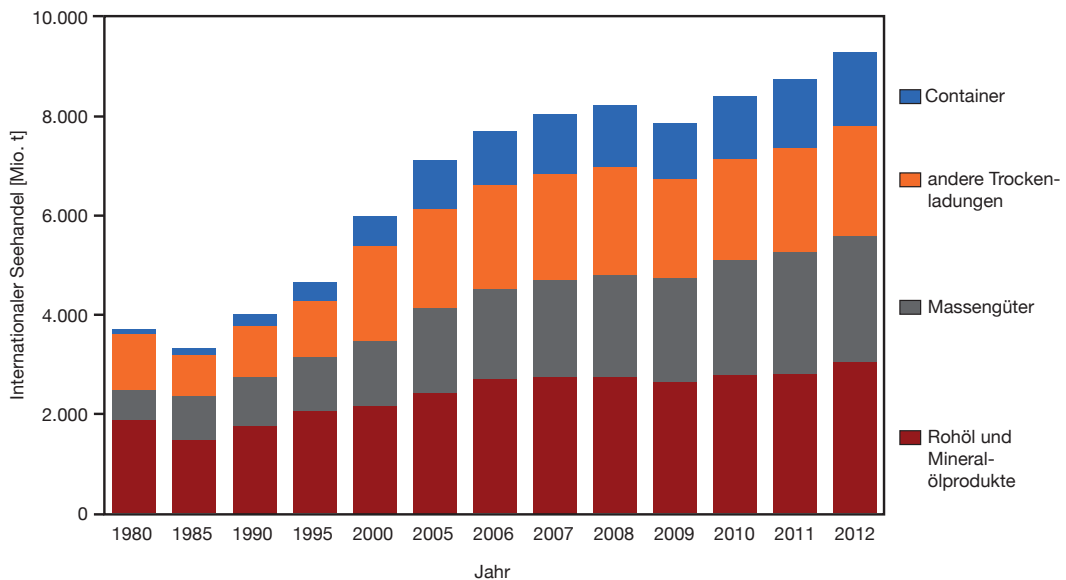


Abbildung 1.1-2

Internationaler Seehandel. Die fünf wichtigsten Massengüter sind Eisenerz, Kohle, Bauxit, Aluminiumoxid und Phosphat.
Quelle: UNCTAD, 2011

1.1.3

Seeschifffahrt und Seehandel

Auch die Nutzung der Meere als Transportmedium reicht in die frühe Menschheitsgeschichte zurück. Während der Flugverkehr die Mobilität der Menschen rund um den Globus zunehmend bestimmt, ist für den Handel mit Rohstoffen und Gütern das Meer das mit Abstand wichtigste Transportmedium zwischen den Kontinenten geblieben.

Maritimer Welthandel

Der weltweite Ferngüterhandel findet fast ausschließlich (95%) über den Seeweg statt (Flottenkommando der Marine, 2011:94) und hat in den letzten Jahren ein deutliches Wachstum erfahren. Es gibt kaum noch Meeresregionen ohne Seeverkehr (Abb. 1.1-1). Insbesondere die Containerschifffahrt, und in diesem Bereich wiederum der Seehandel mit Asien, waren und sind auf Wachstumskurs. Von den über den Seeweg gehandelten Gütern entfielen im Jahr 2010 32,7% auf Rohöl und mineralische Ölprodukte, 27,7% auf die fünf wichtigsten Massengüter Eisenerz, Kohle, Bauxit, Aluminiumoxid und Phosphat sowie 23,5% auf sonstige Güter (Abb. 1.1-2). 16% der über See gehandelten Güter wurden 2010 über Containertransporte abgewickelt (UNCTAD, 2011:10). Asien ist heute die bedeutendste Seehandelsregion, gefolgt von Amerika und Europa (UNCTAD, 2011). Gegenüber 1968 hat sich in einem Zeitraum von 40 Jahren das Volumen des internationalen Seehandels vervierfacht. Im Jahr 2009

transportierten allein die Reedereien im Liniendienst Waren im Wert von 4,5 Mrd. US-\$ (World Shipping Council, 2012), was fast einem Zehntel des Weltsozialprodukts entspricht. Hinzu kommt noch in ähnlicher Größenordnung der Transport von Öl und Schüttgut, wie Kohle und Eisenerz.

Abhängigkeit Deutschlands vom Seehandel

Rund ein Viertel der nach Deutschland transportierten Waren kommt über die Meere: Der Anteil der über den Seeweg transportierten Waren von und nach Deutschland lag 2010 wertbezogen bei 21,5% und mengenbezogen bei 25,9%. Obwohl der Anteil Deutschlands am Welthandel über den Seeweg nur 3% beträgt (2010), verfügt Deutschland über die drittgrößte Handelsflotte der Welt (Tab. 1.1-1), wobei der Anteil der Tonnage unter fremder Flagge bei 85% liegt (UNCTAD, 2011:11). Bezogen auf die Größe bzw. Kapazität der Containerhandelsflotte ist Deutschland im weltweiten Ländervergleich sogar die Nummer eins (Tab. 1.1-2). Rund 70% der weltweiten Containerschiffskapazität ist allerdings nicht im Land der Eigentümer registriert, sondern fährt unter einer anderen Flagge (Flottenkommando der Marine, 2011:39).

Die führenden Seehandelsnationen, darunter auch Deutschland, flaggen einen bedeutenden Anteil ihrer Handelsflotte aus, insbesondere an Malta, Bahamas, Marshallinseln, Liberia und Panama.

Tabelle 1.1-1

Länder mit der größten Handelsflotte (Eigner).
dwt = deadweight ton (Schwerguttonne)
Quelle: UNCTAD, 2011:43

Herkunft des Schiffseigners	Anzahl der Schiffe			Bruttotragfähigkeit [Mio. dwt] gerundet			Anteile [%]	
	Unter nationaler Flagge	Unter fremder Flagge	Gesamt	Unter nationaler Flagge	Unter fremder Flagge	Gesamt	Anteil unter fremder Flagge	Gesamtanteil an Welttonnage
Griechenland	758	2.455	3.213	65	138	202	68,05	16,17
Japan	724	3.071	3.795	19	178	197	90,40	15,76
Deutschland	442	3.356	3.798	17	98	115	85,06	9,17
China	2.044	1.607	3.651	46	62	108	57,20	8,63
Südkorea	736	453	1.189	18	29	47	61,78	3,79
USA	971	1.001	1.972	24	22	46	47,46	3,71
Norwegen	818	1.166	1.984	15	28	43	65,45	3,43
Hongkong	399	313	712	24	13	37	35,18	2,97
Dänemark	383	592	975	14	21	35	60,13	2,81
Taiwan	97	565	662	4	29	33	87,57	2,63
Singapur	659	362	1.021	19	13	32	40,90	2,53
Bermudas	17	268	285	2	28	31	92,48	2,44
Italien	616	220	836	17	7	23	29,03	1,86
Großbritannien	366	412	778	9	13	22	60,01	1,78
Türkei	551	648	1.199	8	12	20	60,22	1,58
Russland	1.406	485	1.891	6	14	20	71,55	1,56
Kanada	210	226	436	2	17	19	87,06	1,53
Indien	460	74	534	15	3	18	19,01	1,45

Containerhandel und Passagiertransport

Der globale Containerhandel über die Meere wird von nur wenigen großen Reedereien dominiert: Die 15 größten Reedereien für Containertransporte kontrollieren rund 67% der Containerschiffe und 78% der Stellplatzkapazitäten (Zahlen für Anfang 2011; Flottenkommando der Marine, 2011:35). Das größte Unternehmen im Containerhandel ist die Maersk Line. Sie verfügt über eine Flotte von 530 Schiffen mit 2,048 Mio. TTEU = Twenty feet Equivalent Unit – Maßeinheit für 20 Fuß-Standardcontainer). Die Schweizer Reederei MSC nimmt mit 387 Schiffen und 1,783 Mio. TEU Platz 2 ein, gefolgt von der französischen Reedereigruppe CMA-CGM mit 299 Schiffen und 1,134 Mio. TEU. Die beiden großen deutschen Reedereien Hapag Lloyd und Hamburg Süd liegen auf den Plätzen fünf und zwölf (Flottenkommando der Marine, 2011:35).

Im Vergleich zu Gütertransportschiffen spielt der Passagierverkehr auf den Meeren eine untergeordnete Rolle. Im Jahr 2011 waren von 47.833 Handelsschiffen nur 4.131 Passagierschiffe. Derzeit gibt es etwa

300 Kreuzfahrtschiffe auf der Welt. 2011 gab es rund 19 Mio. Kreuzfahrtpassagiere. Seit 1990 konnte die Kreuzfahrtindustrie jährliche Wachstumsraten von über 7% verzeichnen (Kasten 1.1-1). Dabei sind zahlreiche weitere Schiffsneubauten in Arbeit, die allein bis 2014 eine Steigerung der jährlich beförderten Passagierzahlen auf über 21 Mio. erlauben (Cruisemarketwatch, 2010).

Umweltwirkungen des Seeschiffsverkehrs

Der Seeschiffsverkehr wird überwiegend mit Dieselmotoren angetrieben und trägt zu etwa 3% zu den globalen Treibhausgasemissionen bei. Nach Angaben der International Maritime Organization (IMO) könnte sich dieser Anteil bis 2050 etwa verdreifachen (UNCTAD, 2011:27).

Die globalen Schwefelemissionen sind nach einem Rückgang in den 1990er Jahren zuletzt wieder angestiegen, angetrieben durch Kohleverstromung in China, aber auch durch das Wachstum in der Seeschifffahrt (Smith et al., 2011). Derzeit verwendet ein Großteil der Hochseeflotte Schweröl (HFO: heavy fuel oil) mit extrem

Tabelle 1.1-2

Die zehn größten Containerschiffseigner nach Nationalität.

TEU = Twentyfeet Equivalent Unit (Maßeinheit für 20-Fuß-Standard-Container)

Quelle: Flottenkommando der Marine, 2011

Land	Unter nationaler Flagge		Unter fremder Flagge		Gesamt	
	Anzahl	[1.000 TEU]	Anzahl	[1.000 TEU]	Anzahl	[1.000 TEU]
Deutschland	291	1.205	1.485	3.603	1.776	4.808
Japan	2	9	320	1.187	322	1.197
Dänemark	89	499	135	512	224	1.010
VR China	184	415	148	354	332	770
Griechenland	31	178	180	549	211	727
Taiwan	26	52	157	504	183	556
Frankreich	24	159	77	350	101	509
Südkorea	69	63	65	293	134	356
Großbritannien	31	151	38	203	69	355
Singapur	128	276	28	69	156	345
Welt gesamt	1.309	3.686	3.050	8.700	4.845	14.066
davon EU-27	525	2.260	1.985	5.363	2.510	7.623

hohem Schwefelanteil. Dieser liegt bei bis zu 4,5%. Zum Vergleich: Laut geltenden EU- Standards darf Diesel im Straßentransport lediglich 10 ppm, d. h. 0,001% Schwefelanteil enthalten. Das derzeitige Hauptinstrument zur Verringerung der Schwefelemissionen (wie auch anderer durch Schiffe verursachter Verschmutzungen) ist das MARPOL-Abkommen mit seinen unterschiedlichen Protokollen (Kap. 3.3.2.5). Dieses Vertragswerk sieht die Reduzierung des Schwefelanteils im Schweröl auf 0,5% bis zum Jahr 2020 vor und schafft die Möglichkeit für eine Reduzierung auf 0,1% bereits im Jahr 2015 in einigen Ländern.

Durch Ballastwasser wird zudem die Ausbreitung invasiver Tier- und Pflanzenarten durch die oft große räumliche Distanz zwischen Wasseraufnahme und -abgabe begünstigt. Zudem gibt es häufig Verunreinigungen des Meerwassers.

Parallel zum gestiegenen Transportaufkommen auf den Weltmeeren hat auch die Lärmbelastung deutlich zugenommen. Neben der Belastung durch Schraubengeräusche sind Erkundungsaktivitäten für die Öl- und Gasförderung (mittels sogenannter Airguns) sowie der weit verbreitete Einsatz von Sonar problematisch (IFAW, 2008).

Auch Müll- und Abwassereinträge sind ein wachsendes Problem. Zwar regeln MARPOL-Standards das Einleiten von Müll und Abwasser und definieren Mindestentfernungen von der Küste, doch sind die Mengen erheblich und können insbesondere angesichts der örtlichen Konzentration der Emissionen im Fall großer Schiffe Schaden anrichten. So fallen z. B. auf einem gro-

ßen Kreuzfahrtschiff pro Tag rund 160.000 l Abwasser sowie bis zu 2 Mio. l Brauchwasser an, die in der Regel weitgehend unbehandelt in die Meere eingeleitet werden. Für küstennah eingeleitete Abwässer werden auf Kreuzfahrtschiffen am häufigsten sogenannte Marine Sanitation Devices (MSD) eingesetzt. Dabei werden Abwässer zerkleinert und desinfiziert, bevor sie in das Meer eingeleitet werden. Eine Untersuchung aus dem Jahr 2000 zeigte, dass 79 von 80 untersuchten Alaska-Kreuzfahrtschiffen die durch das MSD-Verfahren vorgegebenen Umweltstandards nicht erfüllen (Klein, 2009:3). In den letzten Jahren hat die Kreuzfahrtindustrie verbesserte technische Reinigungssysteme eingeführt, die sogenannten Advances Wastewater Treatment Systems (AWTS), bei denen aber auch noch umweltbelastende Abwässer (vor allem aus Toiletten) zurückbleiben, insbesondere die Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor (Klein, 2009). Dieses Reinigungssystem ist für manche Gebiete, wie der innere Teil Alaskas, bereits vorgeschrieben. Die Einleitung von Brauchwasser (Duschwasser, Waschmaschinen usw.), welches das größte Volumen des von Kreuzfahrtschiffen eingeleiteten Wassers ausmacht, ist weitgehend unregelt.

1.1.4

Das Meer als Senke für Abfall und Abwasser

Die Meere werden schon seit langem unbewusst oder bewusst als „Auffangbecken“ für Abfälle, Abwässer

Kasten 1.1-1

Küsten- und Meerestourismus

Die Tourismusbranche zählt heute zu den größten Wirtschaftszweigen der Welt, wobei dem küstennahen Tourismus (Strand- und Badeurlaub) traditionell eine große Bedeutung zukommt (Miller, 1993; Hall, 2001). In den vergangenen Jahren hat zudem Ozeantourismus (Tiefseetauchen und -fischen, Boots- und Segelsport sowie insbesondere Kreuzfahrttourismus) stark an Popularität gewonnen (Hall, 2001). Aufgrund des Wohlstandszuwachses in zahlreichen Entwicklungs- und Schwellenländern sowie der damit einhergehenden Herausbildung einer innergesellschaftlichen Mittelklasse ist zu erwarten, dass der globale Wachstumstrend in der Tourismusbranche weiter anhält, und damit auch der maritime Tourismus weiter zunimmt.

Obgleich allgemein von erheblichen Umweltfolgen des Küstentourismus und maritimen Tourismus ausgegangen wird, ist das diesbezügliche Wissen äußerst fragmentarisch und bezieht sich bislang lediglich auf spezifische Regionen

oder auf die Auswirkungen auf bestimmte Spezies (Hall, 2001). Als direkte Umweltfolgen von Tourismusaktivitäten benennt Hall u. a. die Abholzung von Mangrovenwäldern und die Zerstörung von Korallenriffen etwa durch Tauchen, Schnorcheln, „Reef Walking“, großmaßstäblichen Abbau für Souvenir- und Schmuckartikel sowie Abbau zur Zementherstellung für Hotels oder Flughafeneinrichtung für Riffinseln. Indirekte Folgen, die sich nicht ausschließlich auf Tourismusaktivitäten zurückführen lassen, sind z. B. ein erhöhter Nährstoff- und Abwassereintrag, oder eine Verschärfung der Müllproblematik in Küstennähe (Hall, 2001). Durch Bootstourismus sind insbesondere Ankerschäden zu verzeichnen. Zusätzlich sind die Umweltfolgen des stark wachsenden Segments des Kreuzfahrttourismus von Bedeutung. Galt Kreuzschiffahrt lange Zeit als elitärer Luxuszeitvertreib, befindet die Branche seit Anfang der 1990er Jahre weltweit auf Expansionskurs und stellt heute eine Form des Massentourismus dar. Einige Beobachter sprechen daher auch von einer „McDonaldization“ des Kreuzfahrttourismus (Weaver, 2005), verbunden mit beträchtlichen Umwelteinwirkungen und neuen Regulierungsanforderungen.

und Giftstoffe aller Art genutzt. Sie sind eine Senke für verschiedenste, oft schädliche Substanzen, die über die Flüsse oder das Grundwasser eingeleitet, von Schiffen (Kap. 1.1.3) und Bohrschiffen verklappt, aus Aquakulturanlagen eingespült, aus der Atmosphäre und über Land eingetragen werden oder bei der Erdölförderung (Kap. 1.1.5) ins Meer gelangen. In der Tiefsee, die aufgrund ihrer Unzugänglichkeit lange dem direkten Zugriff der Menschen versperrt war, war der Eintrag von Müll in der Vergangenheit der stärkste Eingriff des Menschen; dies ist mittlerweile abgelöst worden durch den starken Einfluss der Fischerei und der Förderung fossiler Energieträger und Mineralien, der in Zukunft seinerseits durch die Auswirkungen des Klimawandels und des CO₂-Eintrags aus der Atmosphäre in die Meere (Kap. 1.2.5) überboten werden könnte (COML, 2011).

Ein Großteil der landseitig eingetragenen Stoffe entstammt der landwirtschaftlichen und industriellen Produktion oder den Abwässern von Haushalten und Kommunen. Es handelt sich dabei z. B. um Nährstoffe, Pestizide, Schwermetalle, toxische Stoffe aus der Industrieproduktion sowie Plastik- und sonstigen Müll. Hinzu kommen radioaktive Einträge und Verklappungen. Am stärksten von Verschmutzungen und ihren Folgeerscheinungen betroffen sind die Küstenregionen, da dort die Stoffkonzentrationen am größten sind, aber auch unbewohnte und weit von urbanen Zentren entfernte Gebiete wie die Arktis oder die Tiefsee sind durch Verschmutzungen, z. B. durch Plastikmüll oder toxische Stoffe, gefährdet.

Im Folgenden wird der Stoffeintrag in die Meere anhand einiger Beispiele und Größenordnungen verdeutlicht. Die Auswirkungen der Verschmutzungen

und das damit verbundene Gefährdungspotenzial für Umwelt und Mensch werden detaillierter in den Kapiteln 1.2.3 und 4.4.4 beschrieben.

Nährstoffe aus der Landwirtschaft

Anorganische Düngemittel als Pflanzennährstoffe für die Landwirtschaft werden seit den späten 1940er Jahren industriell hergestellt (Mackenzie et al., 2002) und seither in steigenden Mengen eingesetzt. Insgesamt hat sich die anthropogene Produktion reaktiven Stickstoffs seit der Industrialisierung von ca. 15 auf ca. 156 Mt N pro Jahr verzehnfacht und übersteigt mittlerweile die natürlichen Flüsse. Bis 2050 wird eine weitere Steigerung auf ca. 267 Mt N pro Jahr erwartet (Galloway et al., 2004; Bouwman et al., 2009). Ein erheblicher Teil dieser Nährstoffe endet in Binnengewässern und Küstenregionen. So haben sich die Einträge von Phosphor in die Ozeane von geschätzten 1,1 Mt pro Jahr in der „vorlandwirtschaftlichen“ Zeit auf ca. 9 Mt pro Jahr erhöht (Rockström et al., 2009). Diese können vermehrtes Algenwachstum und Eutrophierung mit zunehmender Sauerstoffknappheit und Schädigung lokaler Ökosysteme zur Folge haben (Kap. 1.2.6, 4.4.3).

POPs und Schwermetalle als Beispiele chemischer Schadstoffe

Chemische Schadstoffe, die ins Meer gelangen, sind beispielsweise Schwermetalle wie Blei, Quecksilber und Kadmium sowie langlebige organische Schadstoffe (Persistent Organic Pollutants, POPs) wie das Insektizid DDT, die vormals in der Industrie eingesetzten polychlorierten Biphenyle (PCB) und polyfluorierte Verbindungen (Polyfluorinated Compounds, PFCs). Teil-

weise wurden und werden diese Stoffe für Landwirtschaft oder Industrie hergestellt, teilweise fallen sie bei industriellen und Verbrennungsprozessen als Nebenprodukte an; Schwermetalle werden aber auch gezielt gefördert oder beim Abbau anderer Metalle eingesetzt (WHO, 2007a). Eine globale Bestimmung der Quellen und Emissionen von POPs gestaltet sich immer noch schwierig, da Produktions- und Nutzungsdaten oft vertraulich sind oder nicht regulär verzeichnet werden, allerdings wurden mittlerweile mehrere globale und vor allem regionale Emissionskataster aufgebaut (Lohmann et al., 2007). Datenreihen für die EU und Untersuchungen mariner Organismen zeigen einen zurückgehenden Eintrag von POPs (Islam und Tanaka, 2004; Denier van der Gon et al., 2005; Lohmann et al., 2007) und Schwermetallen in die Meere, wie z.B. in Teilen des Nordostatlantiks (OSPAR, 2010b). Gefahren gehen von POPs und Schwermetallen vor allem dadurch aus, dass sie über eine Anreicherung in der Nahrungskette die marine Fauna und schließlich auch die menschliche Gesundheit belasten können (Kap. 1.2.3.1, 4.4.4).

Plastikmüll und Mikroplastik

Die globale Plastikproduktion hat sich seit den 1950er Jahren mehr als ver Hundertfacht und liegt heute bei mehr als 280 Mio. t jährlich, wovon etwa 20% in der EU produziert werden (Abb. 1.1-3). Im Schnitt steigt die globale Produktion von Plastik um 9% jährlich (PlasticsEurope, 2012). Einen erheblichen Teil der Produktion machen Einwegverpackungen aus, in Europa sind dies etwa 38% (UNEP, 2011c).

Jährlich gelangen große, jedoch schwierig zu quantifizierende Mengen an Plastikmüll in die Meere. Der überwiegende Teil davon stammt aus landbasierten Quellen, z.B. aus Flüssen oder von Stränden (Andrady, 2011:1597; Cole et al., 2011). Seeseitige Quellen sind z.B. Schiffsverkehr Bohrinseln. Insgesamt wird der Plastikmüll im Ozean mittlerweile auf ca. 100 Mio. t geschätzt (UNEP, 2011c). Die Lebensdauer von Plastik in der marinen Umgebung ist weitgehend unbekannt, Schätzungen gehen von bis zu mehreren Hundert Jahren aus (UNEP, 2011c). Dabei kann durch UV-Strahlung, mechanische und biologische Prozesse aus größeren Plastikteilen Mikroplastik entstehen; Mikroplastik wird aber auch als Industrierohstoff (Granulate) gezielt hergestellt und kann aus den Produktionszentren oder beim Transport ins Meer gelangen (UNEP, 2011c; Cole et al., 2011). Von größeren Plastikteilen und Mikroplastik geht ein starkes Gefährdungspotenzial für die marine Umwelt und marine Organismen aus (Kap. 1.2.3.2, 4.4.4).

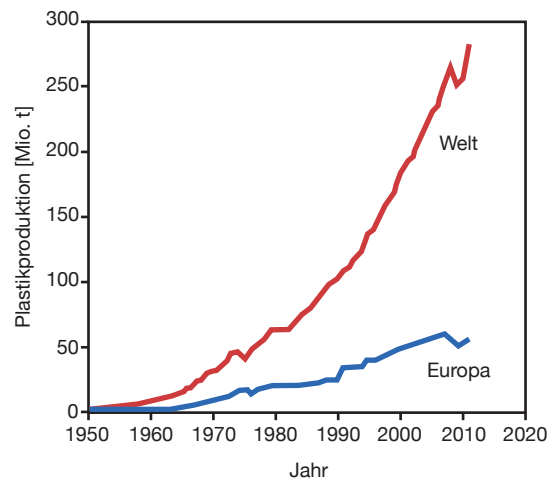


Abbildung 1.1-3

Globale Produktion von Plastik. In den Zahlen enthalten sind thermoplastische Kunststoffe, Polyurethane, Elastomere, Klebstoffe, Beschichtungen, Dichtstoffe und PP-Fasern. Nicht enthalten sind PET, PA und Polyacryl.

Quelle: nach PlasticsEurope, 2012

Radioaktive Substanzen

Anthropogene radioaktive Substanzen gelangen seit den 1940er Jahren in die Umwelt und enden aufgrund des Land/Meer-Verhältnisses unseres Planeten vor allem in den Meeren (Aarkrog, 2003; Kap. 1.2.3.3, 4.4.4). Die größte Quelle sind die aus atmosphärischen Nuklearwaffentests (vor allem der 1950er und 1960er Jahre) resultierenden globalen radioaktiven Niederschläge, deren Auswirkungen auch heute noch messbar sind (UNSCEAR, 2000). Der Reaktorunfall in Tschernobyl im Jahr 1986 ist eine weitere wichtige Quelle (Aarkrog, 2003), der Unfall im japanischen Fukushima im Jahr 2011 übertrifft aber die Effekte von Tschernobyl auf die Meere (Buessler et al., 2011). Die vierte große Quelle sind die bis heute legal durchgeführten Einleitungen radioaktiver Abwässer aus nuklearen Wiederaufbereitungsanlagen (Livingston und Povinec, 2000). Andere anthropogene Quellen wie die Verklappung radioaktiver Abfälle oder kleinere AKW-Unfälle können lokale oder regionale Auswirkungen haben, spielen aber, global betrachtet, eine geringere Rolle (Aarkrog, 2003). Allerdings können die Substanzen (wie auch andere Schadstoffe) durch Meeresströmungen schnell global verteilt werden (AMAP, 2010).

1.1.5 Energie aus dem Meer

Die Förderung fossiler Energieträger aus dem Meer hat in der Vergangenheit zunehmend an Bedeutung gewonnen. Während sie Mitte des 20. Jahrhunderts

noch vernachlässigbar war (Priest, 2007), lag der Anteil der Förderung aus Offshore-Feldern in 2007 für Erdöl bei 37% und für Erdgas bei 27% (BGR, 2009:44, 80). Sowohl bei Erdöl als auch bei Erdgas ist ein Trend einer gegenüber der Förderung an Land stärker steigenden Offshore-Förderung erkennbar – so hat etwa der Anteil der Offshore-Erdgasförderung allein zwischen 2001 und 2007 um 20% zugenommen (BGR, 2009). Von den Reserven, d. h. den bekannten Vorkommen, die mit großer Genauigkeit erfasst und heute aus technischer und ökonomischer Sicht jederzeit förderbar sind, befinden sich derzeit etwa 26% (Erdöl) bzw. ein Drittel (Erdgas) im Offshore-Bereich. Neue Technologien ermöglichen zunehmend auch die Erschließung von Ölquellen und Gasfeldern in tieferen Gewässern. Im Golf von Mexiko etwa nahm die Offshore-Ölproduktion von 2003 an ab – erst als es möglich wurde, auch in mehr als 1.500 m Wassertiefe Öl zu fördern, drehte sich dieser Trend wieder um (Kerr, 2012). Verstärkt werden auch Technologien entwickelt, die die Förderung von Erdöl und Erdgas in eisbedeckten Gewässern ermöglichen.

Spätestens seit der Explosion der Ölbohrplattform „Deepwater Horizon“ im April 2010 im Golf von Mexiko, bei der nach Schätzungen von Crone und Tolstoy (2010) etwa 4,4 Mio. Barrel Öl ins Meerwasser gelangten, sind der internationalen Öffentlichkeit aber auch die Gefahren einer solchen Förderung bewusst geworden.

Eine Studie der National Academy of Science der USA (Committee on Oil in the Sea, 2003) kam (allerdings vor der Katastrophe) zu dem Schluss, dass global nur etwa 5% des anthropogenen Öleintrags in die Meere durch die Exploration und Förderung von Erdöl verursacht werden, und bis zu 22% durch den Transport von Erdöl. Der mit 70% weitaus größte Anteil des anthropogenen Eintrags von Öl in die Meere wird durch die Nutzung verursacht, d. h. durch Schiffe, Autos oder den Abfluss vom Land, etwa von zunehmend versiegelten urbanen Flächen. Obwohl Exploration, Förderung und Transport nur einen kleinen Teil des Öleintrags ausmachen, ist dieser nicht vernachlässigbar, da er potenziell große Schäden verursachen kann, weil er in konzentrierter Menge auftritt, während der Eintrag aus der Ölnutzung kontinuierlich und über große Flächen verteilt erfolgt. Zusätzlich gibt es auch einen natürlichen Eintrag von Erdöl in die Ozeane durch Quellen am Meeresgrund, der von der Menge her etwa dem anthropogenen Eintrag entspricht. Oft findet dieser naturgemäß in Regionen statt, in denen aufgrund der Ölvorkommen auch Öl gefördert wird, so dass die Zuordnung nicht immer eindeutig erfolgen kann.

Neben Erdöl und konventionellem Erdgas lagern im Meer auch Gashydrate, d. h. eisähnliche, feste Verbindungen aus Wasser und Methangas. Marine Methanhy-

drate entstehen, ähnlich wie terrestrische Gashydrate in Permafrostböden, bei niedrigen Temperaturen und hohem Druck und kommen im Meer in Tiefen ab 400 m und zumeist an den Rändern von Kontinentalhängen vor. Die Bestimmung der Vorkommen ist schwierig, aktuelle Schätzungen variieren zwischen 500 und 3.000 Gt Kohlenstoff (WBGU, 2006), also bis zum 300fachen der derzeitigen jährlichen fossilen Kohlenstoffemissionen. Vorkommen vor den Küsten der USA, Kanadas, Russlands, Japans, sowie einigen Ländern Mittelamerikas und Westafrikas sind bestätigt. Vermutet werden Vorkommen vor den Küsten Indiens, Chinas, den Philippinen, Südafrikas, Australiens, Neuseelands und verschiedenen Ländern Südamerikas (Tréhu et al., 2006). Japan, Indien, China, Kanada und die USA unternehmen Forschungsanstrengungen, um marine Gashydrate kommerziell abbauen zu können. Sollten marine Methanhydrate kommerziell abbaubar werden, werden sich nicht nur die fossilen Energieressourcen beträchtlich erhöhen und der Übergang zu einem auf erneuerbaren Energiequellen basierenden Energiesystem wahrscheinlich weiter verzögert. Es ist auch davon auszugehen, dass ähnlich wie durch die sich ausweitende kommerzielle Förderung von Schieferöl und -gas, mehr Länder als bisher ihren Bedarf an Gas durch eigenen Abbau decken könnten und nicht mehr auf Importe angewiesen wären. Eine Verschiebung der Nachfrage und der Handelsströme von Erdgas durch die Förderung mariner Methanhydrate, wie die International Energieagentur (IEA) sie bereits jetzt durch die Exploration von Schiefergas erwartet, wird höchstwahrscheinlich bislang allerdings schwer absehbare Implikationen haben, die u. a. die Rahmenbedingungen für internationale Klimapolitik verändern können.

Zunehmend rückt auch der Meeresboden als Depo- nie für unerwünschte Stoffe bei der Förderung fossiler Energieträger in den Blickpunkt: Bereits seit 1996 injiziert der norwegische Konzern Statoil jährlich etwa 1 Mio. t CO₂ in eine Sandsteinformation 800–1.000 m unter dem Meeresboden (WBGU, 2006:86; Schrag, 2009). Das CO₂ entsteht vor Ort bei der Offshore-Erdgasförderung, wird also nicht eigens zur Einlagerungs- ort transportiert. Insbesondere der öffentliche Widerstand gegen CCS-Projekte an Land lässt aber auch eine Offshore-Einlagerung von an Land anfallendem CO₂ in der Nähe dicht besiedelter Küsten attraktiv erscheinen (Schrag, 2009). Noch liegen aber keine Erfahrungen mit der Einlagerung größerer Mengen an CO₂ vor, wie sie bei der CO₂-Abscheidung in Kraftwerken anfallen würden, und die Gefahr von Leckage aus den Speichern ist nicht hinreichend geklärt.

Erneuerbare Energien aus dem Meer haben eine sehr viel kürzere Geschichte als die Nutzung fossiler Energieträger aus dem Meer. Meeresenergie im engeren

Sinne umfasst Technologien zur Nutzung von Bewegungsenergie und von Temperatur- bzw. Salzkonzentrationsgradienten. Obwohl die Grundprinzipien zum Teil schon über Jahrzehnte oder Jahrhunderte bekannt sind, begann die technologische Entwicklung erst in den 1970er Jahren Fuß zu fassen (Lewis et al., 2011). Mit Ausnahme von Gezeitenkraftwerken befinden sich die Technologien noch in der Entwicklungs- oder Demonstrationsphase. Die installierte Leistung betrug Ende 2009 gerade einmal 300 MW (Lewis et al., 2011). Meeresenergie wird daher eher als langfristige Option im Energiesystem betrachtet. Offshore-Windenergie ist ebenfalls eine relativ neue Nutzung, Ende 2009 waren erst 1,3% der globalen Windenergieerzeugungskapazität auf dem Meer installiert (Lewis et al., 2011). Erneuerbare Energien aus dem Meer haben aber das Potenzial, einen substanziellen Beitrag zur globalen Energiewende in Richtung Nachhaltigkeit zu leisten (Kap. 1.3.1, 5.2).

1.1.6 Meeresbergbau und Ressourcenextraktion

Unter Meeresbergbau wird der Abbau mariner mineralischer Ressourcen verstanden, in Abgrenzung zur Förderung von Öl und Gas (Scholz, 2011:72). Dazu zählen der Abbau von Sand, Kies und Salz. In den flachen Schelf- und Strandbereichen werden vor allem Diamanten, Zinn, Titan und Gold abgebaut. Kleinräumig bedeutsam ist auch der Abbau von Korallen und die Gewinnung von Perlen in den Küstenzonen. Aus der Tiefsee werden Massivsulfide und Sulfidschlämme und an den Schelfkanten Phosphorite abgebaut. In jüngerer Zeit werden in der Tiefsee auch Manganknollen und Gashydrate exploriert (Kap. 1.3.2). Der Abbau dieser Ressourcen kann zum Teil beträchtliche Umweltschäden wie Habitat- und Meeresbodenzerstörung verursachen (ICES, 2000; Sutton und Boyd, 2009).

Sand und Kies

Von den mineralischen Meeresressourcen werden die Meeressedimente Sand und Kies in den größten Mengen abgebaut (Rona, 2008:632). Die Gewinnung von Sand und Kies aus dem Meer ist wirtschaftlich attraktiv, da ein Abbau vergleichbarer Mengen an Land deutlich aufwändiger wäre (Scholz, 2011). Strände sind die wichtigsten Lagerstätten der Erde für Sand. Sand und Kies sind universell verwendbar, u. a. für die Bauwirtschaft (Beton), für die Aufschüttung von Stränden und den Küstenschutz. Im Jahr 2000 entsprach der marine Sand- und Kiesabbau einem Marktwert von rund 3.000 Mio. US-\$, bei einem Preis von 15 US-\$ pro t (Rona, 2008:632). Der industrielle Abbau von Sand

und Kies begann in den 1960er Jahren und hat seither zugenommen (ICES, 2012a:6).

Beim marinen Sedimentabbau durch Saugbagger werden zwei Verfahren angewendet, die unterschiedliche Umweltauswirkungen haben (von Nordheim und Boedeker, 1998:22). Stationäre Baggerung verursacht Löcher von bis zu 10 m Tiefe und einem Durchmesser von 10–50 m. Die Meeresumwelt ist hier langfristig, teilweise sogar dauerhaft verändert. Beim Schleppbaggerverfahren, das wesentlich größere Areale betrifft, wird das Sediment flach vom Meeresboden abgesaugt. Hier entstehen ca. 30 cm tiefe und 2 m breite Furchen. Die Regeneration vollzieht sich hier deutlich schneller als bei der stationären Baggerung (von Nordheim und Boedeker, 1998:22). Es gibt zahlreiche Studien zu den Folgen der Sand- und Kiesextraktion auf die benthische Fauna. Untersuchungen an Orten mit intensivem Abbau vor den Küsten Großbritanniens zeigen beispielsweise Störungen des Meeresbodens und der Wiederbesiedelung durch die Bodenfauna auch noch nach 4 bis 6 Jahren (Boyd und Banzhaf, 2005; Costello et al., 2008; Foden et al., 2010). Sand- und Kiesabbau verursacht außerdem externe Effekte auf die Fischerei durch erhöhte Sterblichkeit der Eier und Larven aufgrund der Sedimentfahnen und letztendlich Fangverluste (Kim und Grigalunas, 2009; Stelzenmüller et al., 2010).

Diamanten, Gold und andere Mineralien

Die mineralischen Rohstoffe aus dem Meer enthalten oft einen hohen Anteil an Edelmetallen, was sie zu einer begehrten Ressource macht. Die Förderung von Mineralien auf dem Meeresboden konzentriert sich auf den Diamantenabbau vor den Küsten Südafrikas und Namibias sowie den Abbau von Zinn, Titan und Gold entlang der Küsten Afrikas, Asiens und Südamerikas (Maribus, 2010). An den Schelfkanten lagern auch Phosphoritvorkommen, die für die Düngerproduktion abgebaut werden. Daneben gibt es auch sulfidische Erzschlämme, deren Hauptbestandteile Eisen, Kupfer, Zink und Mangan sind, sowie Massivsulfide, die sich als Krusten am Meeresgrund gebildet haben. Massivsulfide enthalten vor allem Kupfer und Zink, in geringeren Mengen auch technische Metalle wie Indium, Germanium, Wismut, Selen oder Tellur (Scholz, 2011:73). Der Abbau von Massivsulfiden steht kurz vor der kommerziellen Umsetzung (Kap. 1.3.2).

Korallen

Korallen werden in vielfältiger Weise genutzt, etwa zur Herstellung von Kalk, Mörtel und Zement für lokale Bautätigkeiten. Kalk und Korallengranulat werden als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt. Korallen werden auch zur Schmuckherstellung verwendet und für die Ausstattung von Aquarien gehandelt (Clifton et al.,

2010; Moberg und Folke, 1999). Der Abbau von Korallen zur Herstellung von Schmuck hat z.B. auf den Philippinen, im Indischen Ozean und in Indonesien teilweise zu starken Schäden oder Zerstörungen am Korallenökosystem geführt (Charles, 2005; Kumara et al., 2005).

Der Korallenabbau zur (überwiegenden) Gewinnung von Baumaterial findet in tropischen Küstenregionen, vor allem in Süd- und Südostasien, der Pazifikregion und Ostafrika statt und ist dort eine Hauptursache für die Zerstörung der Riffe. Eine weitere Nutzung von Korallen (z.B. Weichkorallen) für pharmazeutische Zwecke ist vielversprechend, da viele Korallenarten Chemikalien zum Selbstschutz produzieren (Kasten 1.2-4; Kap. 1.3.3).

Unterhalb alter Korallenriffe werden auch Öl- und Gasvorräte vermutet und ein potenzieller Abbau dieser Ressourcen wäre eine ernsthafte Bedrohung für die empfindlichen Korallen. Die Auswirkungen des Korallenabbaus auf die marine Umwelt sind noch ungenügend erforscht (Caras und Pasternak, 2009), jedoch zeigen lokale Studien, dass sich die Riffökosysteme bei solchen Eingriffen stark verändern (Guzmán et al., 2003) und sich kaum erholen können, insbesondere wenn weitere Beeinträchtigungen wie etwa Überdüngung oder Überfischung vorhanden sind (Kasten 1.2-4). Beispielsweise wurden zwischen 1968 und 1987 in der Lagune um Moorea (Französisch Polynesien) 974.000 m³ Korallen abgebaut und für den Bau der Inselstraße verwendet, was zu schweren langanhaltenden Schäden an den Korallenriffen führte. Heute ist die Korallenextraktion dort verboten (Charles, 2005:46). Die Zerstörung von Korallenriffen kann weitreichende Folgen haben. So wurde in Bali, wo über Jahre kleinskaliger Korallenabbau zur Kalkproduktion stattgefunden hatte, ein starker Rückgang der Korallendecke festgestellt, was die Küstenerosion dramatisch verschärfte (Caras und Pasternak, 2009). Auf den Malediven führte der Korallenabbau für die Bauindustrie zu einer drastischen Reduktion der Fischbestände und der Anzahl an Fischarten (Clifton et al., 2010). In vielen Ländern ist deshalb der Korallenabbau mittlerweile verboten, was diesen jedoch nicht überall stoppen konnte. Es sind aber auch einige Erfolge bei der Verringerung des illegalen Korallenabbaus zu verzeichnen, wie z.B. in Indien (Wilkinson, 2008). Eine Studie im Wakatobi-Nationalpark in Indonesien zeigt jedoch, dass sich selbst 20 Jahre nach der Beendigung des intensiven Korallenabbaus das Riff in Bezug auf Artenvielfalt und Anteil lebender Korallen nicht völlig erholt hat (Caras und Pasternak, 2009).

Meersalz

Große Mengen an Salz werden in Meerwassersalinen und vor allem in Meerwasserentsalzungsanlagen produziert. Durch Einleitung von Meerwasser in künstlich angelegten Becken („Salzgärten“) wird seit vielen Jahrhunderten an Küsten durch Verdunstung Seesalz gewonnen. Dies ist verglichen mit der Salzgewinnung in Salzbergwerken eine relativ umweltfreundliche Salzproduktion. Die Salzgewinnung findet im ganzen Mittelmeerraum statt (Frankreich, Spanien, Portugal, Italien), aber auch in den Küstenregionen des Schwarzen Meeres, Afrikas, Indiens und Chinas. Es wird geschätzt, dass 30% der Weltsalzproduktion (2009:260 Mio. t; Lohmann, 2012:149) aus Meerwasser und Salzseen stammt (K+S, 2013). Durch Meerwasserentsalzung wird nicht nur Salz gewonnen, sondern auch Süßwasser für die Bewässerungswirtschaft und als Trinkwasser aufbereitet. Meerwasser wird darüber hinaus zur Kühlung von Kraftwerken eingesetzt.

1.1.7

Der ökonomische Wert von Meeresökosystemen

Der ökonomische Wert der Meeres- und Küstenökosysteme ist schwer zu bestimmen. Die bisher einzige Studie zum Gesamtwert der Meeresökosysteme ist eine Untersuchung von Wissenschaftlern um Robert Costanza aus dem Jahr 1997, die allerdings methodisch äußerst umstritten ist. Darin wurde der Gesamtwert der weltweiten Biosphäre auf etwa 33.000 Mrd. US-\$ pro Jahr (zu Preisen von 1994) geschätzt, wovon etwa zwei Drittel, d.h. ca. 21.000 Mrd. US-\$ jährlich, auf Meeres- und Küstenökosysteme entfielen (Costanza et al., 1997). Von den 21.000 Mrd. US-\$ entfielen wiederum 8.400 Mrd. US-\$ auf die Ozeane und 12.600 Mrd. US-\$ auf die Küstenökosysteme, d.h. Mündungsgebiete, Seegrasswiesen und Algenwälder, Korallenriffe und den Festlandsockel. Der Wert der Meeres- und Küstenökosysteme entsprach dieser Studie zufolge damit etwa 80% des damaligen globalen BIP, welches bei rund 27.000 Mrd. US-\$ lag (zu Preisen von 1994; IWF, 2012). Auch wenn diese Zahlen auf vereinfachten und methodisch umstrittenen Berechnungen beruhen, zeigen sie doch die Größenordnung des Wertes der Meeresökosystemleistungen auf (UNDP und GEF, 2012a). Bis heute gehen Wissenschaftler davon aus, dass die Meeres- und Küstenökosysteme zwei Drittel des gesamten Naturkapitals der Erde ausmachen (Beaudoin und Pendleton, 2012).

Berechnungen wie die von Costanza et al., 1997 offenbaren dabei die großen methodischen Herausforderungen, die sich bei der Bemessung des ökonomischen Gesamtwerts von Meeres- und Küstenöko-

Kasten 1.2-1**Ökonomische Verluste durch die Umwandlung von Mangroven für Shrimp-Aquakultur in Thailand**

Thailand hat seit 1961 etwa 50–60% der ursprünglich in den Küstengebieten vorhandenen Mangroven aufgrund von Umnutzungen verloren. Wiederum 50–65% dieser Umnutzungen sind dem Aufbau von Shrimp-Farmen geschuldet (Hanley und Barbier, 2009). Mangroven dienen in erster Linie als Brut- und Aufzuchtstätte für Fische sowie als natürlicher Küsten- bzw. Sturmschutz. Zudem werden sie häufig als Quelle von Feuerholz, Harz sowie kleinen Krebsen und Schalentieren genutzt (siehe auch Kasten 4.3-4).

Bei einer Gegenüberstellung des Nutzwertes aus Shrimp-Farmen und des Nutzwertes aus Mangroven im Zeitraum von 1996 bis 2004 überwog der jährliche Nutzwert der Mangroven den Nutzwert der Shrimp-Farmen gemäß Schätzungen um rund 10.000 US-\$ pro Hektar (zu Preisen von 1996). Der hohe Nutzwert der Mangroven ist vor allem durch deren Bedeutung für den Sturmschutz zu erklären. Selbst der Nettonutzen einer Restaurierung von bereits umgewandelten, degradierten Mangroven lag im selben Betrachtungszeitraum

im Bereich von 1.300–3.000 US-\$ pro ha und damit höher als der Wert einer Nutzung für Shrimp-Farmen, der bei rund 1.000–1.200 US-\$ pro ha lag (Hanley und Barbier, 2009).

Dies heißt allerdings nicht, dass jegliche Umnutzung von Mangroven ökonomische Verluste generiert. Bei der Ermittlung des Wertes von Ökosystemleistungen müssen Nicht-linearitäten berücksichtigt werden. So wird beispielsweise davon ausgegangen, dass der Wert von Mangroven für den Sturmschutz insbesondere in den ersten 100 Metern, die die Mangroven ins Meer hineinragen, sehr hoch ist und danach abnimmt. Somit kann aus ökonomischer Sicht durchaus gerechtfertigt werden, einige für den Sturmschutz weniger bedeutungsvolle Teile der Mangrovenwälder – nach Abwägung aller Kosten und Nutzen – für Shrimp-Farmen freizugeben (Hanley und Barbier, 2009; UNEP-WCMC, 2011).

Eine Gesamtnutzenabschätzung ist allerdings häufig dadurch erschwert, dass Ökosysteme voneinander abhängig sind. So erfüllen Mangroven auch eine wichtige Funktion für Korallenriffe, insbesondere durch Ausfiltern von terrigener Sediment- und Nährstofffracht. Diese Externalitäten gehen bislang in der Regel nicht in die Kosten/Nutzen-Berechnungen ein, so dass Nutzenberechnungen, aber auch Berechnungen von Schadenskosten, in der Regel nur einen Minimalwert darstellen können.

systemen stellen, denn nicht alle Aspekte der Meeres-ökosysteme können sinnvoll monetarisiert werden – so etwa der Nährstoffkreislauf, das Funktionieren der Ökosysteme oder die genetischen Ressourcen (Noone et al., 2012). So ist an der Schätzung von Costanza et al. (1997) unter anderem problematisch, dass – mangels verfügbarer Studien – nicht alle Biome und nicht alle Typen von Ökosystemleistungen in der Gesamtschätzung berücksichtigt wurden. Weiter beruhten die herangezogenen Studien auf der Zahlungsbereitschaft der zum Zeitpunkt der Befragung lebenden Bevölkerung, während die Bewertungen künftiger Generationen unbeachtet blieben. Ergebnisse aus diesen Studien wurden (linear) auf die globale Ebene hochgerechnet, was Ungenauigkeiten verursachte. Ebenso blieben Kippunkte und Irreversibilitäten in der Studie unberücksichtigt. Letztlich handelt es sich außerdem um eine Addition verschiedener Teilwerte, was den komplexen Verflechtungen zwischen verschiedenen Biomen und Ökosystemleistungen nicht gerecht wird.

Neuere Studien versuchen die Schwachpunkte von Costanza et al. (1997) zu verbessern. Eine aktuelle, umfassende Bewertung der globalen Meeres- und Küstenökosystemleistungen, die auch die Interdependenzen zwischen den verschiedenen Ökosystemen berücksichtigt, liegt allerdings bisher nicht vor. Nur wenige Studien befassen sich bislang mit dem Wert mariner Ökosysteme, und davon wiederum nur wenige mit Tiefseeökosystemen (Naber et al., 2008). Es gibt Bewertungsstudien für einzelne Ökosystemleistungen oder Biome, vor allem für Korallenriffe und Küsten-

zonenökosysteme sowie für Mangroven (TEEB, 2009; Beaudoin und Pendleton, 2012). In TEEB (2009) wird z. B. der Wert von Korallenriffen auf der Basis verschiedener Studien auf bis zu 1,2 Mio. US-\$ pro ha jährlich beziffert. Ein weiteres Beispiel ist eine Studie von UNEP über den jährlichen Wert der Ökosystemleistungen des Mittelmeeres, dessen Untergrenze auf 26 Mrd. € für das Jahr 2005 geschätzt wurde. Diese Zahl umfasst die Bereitstellung von Nahrungsmitteln, Freizeitnutzung, Klimaregulierung, die Regulierung von Naturgefahren und Abfallaufnahme (UNEP-WCMC, 2011). Alle diese Studien untermauern die hohe ökonomische Bedeutung der Meeres- und Küstenökosysteme.

1.2 Die Bedrohung der Meere

Die direkte und indirekte Nutzung der Meere hat bereits zu tiefgreifenden Änderungen geführt, die das Ökosystem Meer und die vom Menschen genutzten Ökosystemleistungen stark beeinträchtigen. Trends zeigen vielfach eine weiter zunehmende Bedrohung der Meere durch menschliche Aktivitäten.

1.2.1 Physische Zerstörung von Ökosystemen

Die augenfälligsten Eingriffe des Menschen in die marinen Ökosysteme betreffen die physische Zerstörung

Kasten 1.2-2

Blue Carbon

Im Umfeld der internationalen Klimapolitik wird unter dem Schlagwort „Blue Carbon“ der Kohlenstoff verstanden, der von Pflanzen und Böden in marinen bzw. Küstenökosystemen aufgenommen wird (Nellemann et al., 2009). Diskutiert wird die Anerkennung von Klimaschutzmaßnahmen, die in Zusammenhang mit diesen Ökosystemen stehen – d. h. Maßnahmen, um die Zerstörung und Degradation von Ökosystemen und die damit verbundenen CO₂-Emissionen zu vermeiden oder Maßnahmen, um die Ökosysteme zu schützen und so ihre Senkenfunktion zu erhalten; seltener geht es auch um Maßnahmen zum Management der Ökosysteme, die darauf zielen, möglichst viel CO₂ aufzunehmen.

Blue Carbon – Quellen, Senken, Reservoirs

In der Regel bezieht sich die Debatte um Blue Carbon auf eine eng begrenzte Auswahl an Küstenökosystemen, deren Kohlenstoffvorräte sowie ihre Funktion als CO₂-Senke oder -Quelle. Ökosysteme, die dabei genannt werden, sind Mangrovenwälder, Seegraswiesen und Salzmarschen sowie selten auch Kelp (Braunalgen). Nicht genannt werden in der Regel Korallenriffe; der Grund mag darin liegen, dass diese für die Atmosphäre auf einer gesellschaftsrelevanten Zeitskala eher eine CO₂-Quelle als eine Senke darstellen (Laffoley und Grimsditch, 2009).

Küstenökosysteme wirken als CO₂-Senke, wenn die Menge an Kohlenstoff, die durch Photosynthese in Pflanzenmaterial umgewandelt und schließlich als organischer Kohlenstoff im Boden aufgenommen und langfristig gespeichert wird (Sedimentation) diejenige Menge übersteigt, die durch die Blätter oder Pflanzenanatomie wieder freigesetzt wird. Wie andere Feuchtgebiete auch können einige Arten von Küstenökosystemen lokal große Kohlenstoffspeicher im Boden aufbauen (Donato et al., 2011) und Senkenleistungen pro Fläche erreichen, die diejenigen von terrestrischen Ökosystemen übersteigen. Aufgrund der insgesamt beschränkten Flächen der Küstenökosysteme ist die globale Bedeutung für das Klima aber begrenzt.

Duarte et al. (2005) schätzen die gesamte organische Sedimentation in den Ozeanen auf 0,22–0,24 Pg C pro Jahr, wozu die bewachsenen Küstenhabitate etwa 50% beitragen (1 Pg C = 1 Gt C). Zum Vergleich: Die globalen CO₂-Emissionen aus fossilen Quellen entsprechen derzeit (2010) mehr als 9 Pg C pro Jahr bei einem Anstieg von etwa 3% pro Jahr (Peters et al., 2012). Allein der jährliche Anstieg der CO₂-Emissionen aus fossilen Quellen übersteigt damit bereits die gesamte Senkenfunktion im Bereich „Blue Carbon“ deutlich. Es ist also offensichtlich, dass die „Blue Carbon“-Senke den globalen CO₂-Emissionen nur sehr wenig entgegenzusetzen hat. Maßnahmen, die dem Verlust der Senke entgegenwirken, können damit kaum als relevanter Baustein für den globalen Klimaschutz angesehen werden.

Tabelle 1.2-1 gibt einen Überblick über verschiedene Abschätzungen der Senkenfunktion der einzelnen Küstenökosysteme, der derzeitigen oder geschätzten Emissionen aus der Zerstörung bzw. Degradierung der Ökosysteme sowie der in den Ökosystemen gespeicherten Kohlenstoffvorräte, die freigesetzt werden könnten.

Auch die Bedrohung des Klimas durch die Emissionen aus der Zerstörung von Küstenökosystemen ist vergleichsweise gering: nach Siikamäki et al. (2012) sind global in Mangrovenwäldern (inklusive ihres Bodens) etwa 6,5 Pg C gespeichert

– selbst eine vollständige Zerstörung aller Mangrovenwälder würde also weniger CO₂ freisetzen als in einem einzigen Jahr durch die Nutzung fossiler Energieträger freigesetzt wird. Der gesamte „total carbon stock at risk“ für Mangrovenwälder, Seegraswiesen und Salzwälder wird von Murray et al. (2011) mit etwa 12 Pg C angegeben. Zum Vergleich: Die potenziellen CO₂-Emissionen allein aus den globalen fossilen Reserven (ohne Ressourcen und weitere Vorkommen) betragen insgesamt 1.500 Pg C (WBGU, 2011).

Was mit Blue Carbon nicht gemeint ist

In Zusammenhang mit der Debatte um Blue Carbon wird manchmal angeführt, dass etwa die Hälfte der globalen Nettoprimärproduktion, d. h. der Aufbau von Biomasse mit Hilfe der Photosynthese, in den Meeren erfolgt (Nellemann et al., 2009). Dies führt aber nicht dazu, dass sich auch viel Biomasse in den Meeren befindet: Die durchschnittliche Lebensdauer pflanzlicher organischer Biomasse in den Meeren beträgt nur 2–6 Tage, während sie an Land bei 19 Jahren liegt (Field et al., 1998). Deshalb befinden sich in den Meeren trotz der hohen Produktivität nur 0,2% der globalen pflanzlichen Biomasse. Für den CO₂-Kreislauf bedeutet das: Es wird von den pflanzlichen Meeresorganismen während des Wachstums zwar viel CO₂ aufgenommen, aber nicht lange in Form von Kohlenstoff in der Biomasse gespeichert, sondern zum ganz überwiegenden Teil sogleich wieder freigesetzt. Nur der Anteil des aufgenommenen CO₂, der auch längerfristig gespeichert bleibt, ist für die CO₂-Senkenwirkung relevant. Die Nettoprimärproduktion allein ist damit kein geeigneter Indikator für eine CO₂-Senke, und ihre Nennung ist im Zusammenhang mit Blue Carbon eher irreführend.

Tatsächlich nehmen die Meere einen erheblichen Teil der anthropogenen CO₂-Emissionen auf – für 2010 wird die Senke Meer mit 2,4 Pg C angegeben, das entspricht etwa einem Viertel der anthropogenen Emissionen dieses Jahres (Peters et al., 2012). Ein weiteres Viertel (2,6 Pg C) wurde im selben Zeitraum durch die terrestrische Biosphäre aufgenommen. Während die Landsenke überwiegend durch das Pflanzenwachstum bestimmt wird, ist die Ozeansenke zunächst eine rein physikalisch-chemische: Angetrieben durch die steigende CO₂-Konzentration in der Atmosphäre löst sich so lange CO₂ in der oberen Wasserschicht, bis die Partialdrücke zwischen Meeresoberfläche und Atmosphäre angeglichen sind. Die globale CO₂-Aufnahmerate der Meere wird dabei erstens durch die CO₂-Konzentration der Atmosphäre bestimmt und zweitens durch die Geschwindigkeit der Zirkulationsprozesse in den Meeren, die das Oberflächenwasser, dessen CO₂-Gehalt im Gleichgewicht mit der Atmosphäre steht, durch CO₂-ärmeres Wasser aus tieferen Schichten austauschen (z. B. Doney, 2010). Bei diesem Transport von Kohlenstoff in die Tiefe spielt auch die sogenannte „biologische Pumpe“ eine Rolle: Absterbende Organismen sinken ab und ihre organische Substanz wird in unterschiedlichen Wassertiefen wieder zersetzt. Dabei werden Nährstoffe und Kohlenstoff wieder freigesetzt und gelangen zum Teil durch vertikale Durchmischung wieder in die oberste Meeresschicht. Zum Teil erreichen sie aber auch tiefere Wasserschichten, wo sie über längere Zeit von der Atmosphäre isoliert sind.

Versuche, durch externe Nährstoffzufuhr (z. B. Eisen) in die Meeresoberfläche die Primärproduktion zu erhöhen und damit die „biologische Pumpe“ zu verstärken, um so die Ozeansenke zu vergrößern („Eisendüngung“, WBGU, 2003; Smetacek et al., 2012), fallen in den Bereich des „Geoengineering“. Inwieweit solche Maßnahmen überhaupt effektiv wären und welche unbeabsichtigten Nebeneffekte sie hätten ist derzeit

Tabelle 1.2-1

Küstenökosysteme und Kohlenstoffkreislauf. Globale Senkenfunktion, derzeitige globale CO₂-Emissionen durch Zerstörung und Degradierung sowie der insgesamt gespeicherte Kohlenstoff, der freigesetzt werden könnte, für die ausgewählten Küstenökosysteme. Die Zahlen geben jeweils die Bandbreite der in der angegebenen Literatur genannten Werte an. Die Zeile „Gesamt: Mangroven, Seegras und Salzwiesen“ bezieht sich auf Werte in der angegebenen Literatur, sie ist nicht die Summe der Werte für einzelne Ökosysteme in den Zeilen darüber.

Quelle: WBGU, auf Basis von: ^a Laffoley und Grimsditch, 2009; ^b Breithaupt et al., 2012; ^c Donato et al., 2011; ^d Pendleton et al., 2012; ^e Murray et al., 2011; ^f Siikamäki et al., 2012; ^g Kennedy et al., 2010; ^h Fourqurean et al., 2012; ⁱ Duarte et al., 2005

Ökosystem	Globale Senkenfunktion	Globale CO ₂ -Emissionen durch Zerstörung und Degradierung	Insgesamt gespeicherter Kohlenstoff, der freigesetzt werden könnte
	[Pg C pro Jahr]	[Pg C pro Jahr]	[Pg C]
Mangrovenwälder	0,018–0,026 ^{a,b}	0,024–0,12 ^{c,d}	1,2–6,6 ^{a,e,f}
Seegraswiesen	0,027–0,11 ^g	0,014–0,3 ^{h,d}	2,2–8,4 ^{a,e,h}
Salzmarschen	0,027–0,04 ^a	0,005–0,065 ^d	0,4–1,3 ^{a,e}
Gesamt: Mangroven, Seegras und Salzwiesen	0,11 ⁱ	0,04–0,28 ^d	12,1 ^e

noch ungeklärt und Gegenstand wissenschaftlicher Debatten (Lampitt et al., 2008). In völkerrechtlichen Vereinbarungen werden kommerzielle Ozeandüngungsmaßnahmen abgelehnt (z.B. Entscheidungen im Rahmen von CBD, London-Übereinkommen und London-Protokoll); Ausnahmen betreffen wissenschaftliche Experimente. Die hier beschriebene Ozeansenke sowie mögliche Maßnahmen, sie durch Ozeandüngung zu verstärken, sind in der Regel nicht unter dem Schlagwort „Blue Carbon“ gemeint.

Erhalt von Küstenökosystemen nicht auf Klimaschutz fokussieren

Die Ökosystemleistungen von Küstenökosystemen sind vielfältig – sie reichen vom Küstenschutz gegenüber Stürmen, Hochwasser und Erosion über Nährstoff- und sonstige Runoff-Filter bis hin zu einem Beitrag zur Ernährungssicherung über die Bereitstellung von Habitaten für Fische und Meeresfrüchte. Mangroven sind beispielsweise extrem wichtig für andere ökosystemare Dienstleistungen, insbesondere für Küstenschutz, als Brutstätte für Fische sowie in ihrer Filterfunktion von landseitig eingetragenen Sediment und Nährstoffen. Darüber hinaus sind die Ökosysteme Korallenriffe, Seegraswiesen und Mangroven vernetzt: Ohne intakten Mangrovengürtel leiden auch Seegraswiesen und Korallenriffe.

Der Erhalt von Küstenökosystemen ist daher aus verschiedenen Gründen zu empfehlen, nicht jedoch überwiegend mit Klimaschutz zu begründen. Insbesondere ist es wenig sinnvoll, den Küstenökosystemschutz auf diejenigen Ökosysteme zu fokussieren, die die stärksten Senkenfunktionen haben. Angesichts der großen Dynamik der Emissionssteigerungen durch die Nutzung fossiler Energieträger ist auch die Tatsache, dass der durch Küstenökosysteme in die Böden eingebrachte Kohlenstoff dort für Jahrtausende verbleiben kann, für das Klima in diesem Jahrhundert wenig relevant. Geht man von den Zahlen für die Sedimentation von Duarte et al. (2005) aus, so benötigen die Küstenökosysteme etwa ein Jahrhundert, um die anthropogenen CO₂-Emissionen eines einzigen Jahres aufzunehmen und dauerhaft zu speichern. Der Schutz von Küstenökosystemen sollte daher eher einem integrativen

Ansatz folgen, der die Gesamtheit der biologischen Vielfalt und Ökosystemleistungen adressiert.

Aus Sicht des WBGU spricht nichts dagegen, die CO₂-Emissionen aus Küstenökosystemen mit in die nationalen Inventare der Staaten aufzunehmen, in denen sie ihre klimarelevanten Emissionen an die UNFCCC berichten, insbesondere da Art 4.1(d) der UNFCCC explizit den Erhalt von Senken und Kohlenstoffvorräten auch in Küsten- und marinen Ökosystemen einfordert. Eine eigene Kategorisierung als „Blue Carbon“ scheint aber eher irreführend und unangemessen: vielmehr sollten die Küstenökosysteme in die vorhandenen Schemata integriert werden. So sollte etwa der Schutz von Mangroven in die Überlegungen zur Ausgestaltung eines „REDD plus“-Regimes unter der UNFCCC einbezogen werden. Der IPCC erarbeitet derzeit mögliche Richtlinien für die Einbeziehung von Feuchtgebieten („wetlands“) in die nationalen Inventare und berücksichtigt dabei auch Küstenfeuchtgebiete („coastal wetlands“), was Mangroven, Salzmarschen und Seegraswiesen einschließt (IPCC, 2013).

Der WBGU hat empfohlen, die Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderungen getrennt von den Emissionen aus der Nutzung fossiler Energieträger zu behandeln, da sie sich in grundlegenden Eigenschaften (Messbarkeit, Reversibilität, langfristige Kontrollierbarkeit, zwischenjährliche Schwankungen) erheblich von diesen unterscheiden (z.B. WBGU, 2009a: 240, 2009b: 40). Diese Empfehlung ist analog auch für den Schutz von Küstenökosystemen anzuwenden. Vor allem auch angesichts der wenig ambitionierten Emissionsminderungsziele vieler Staaten ist die Einbeziehung neuer „Blue Carbon“-Methoden in den Clean Development Mechanism (CDM) nicht zielführend: Kurzfristig die CO₂-Preise in Kohlenstoffmärkten durch die Einbeziehung neuer Offsetting-Methoden zu senken kann nicht im Sinne des Klimaschutzes sein. Im Gegenteil: Ausreichend hohe CO₂-Preise sind unbedingt notwendig, um die Transformation der Energiesysteme voranzutreiben (WBGU, 2011). Eine finanzielle Unterstützung von Entwicklungsländern für den Erhalt ihrer Küstenökosysteme sollte daher eher maßnahmenbasiert aus einem Fonds als emissionsbasiert über Kohlenstoffmärkte erfolgen.

von Habitaten, vor allem an den Küsten. Treiber der Zerstörung sind etwa Tourismus, die Ausweitung urbaner Infrastruktur, Shrimp-Aquakulturen oder der Ausbau von Häfen mit der zugehörigen Baggertätigkeit (CBD, 2010a). So ging nach Schätzung der FAO zwischen 1980 und 2005 etwa ein Fünftel der weltweiten Mangrovenfläche verloren. Stark betroffen sind auch Seegraswiesen und Salzmarschen, von denen insgesamt etwa ein Drittel bzw. ein Viertel verlorengegangen sind. Der „Census of Marine Life“ kommt zu dem Schluss, dass der Mensch insgesamt über die Jahrhunderte 65% der Seegraswiesen und Küstenfeuchtgebiete zerstört hat (COML, 2011). Noch gefährdeter sind Muschelbänke – so wird geschätzt, dass bereits 85% der Austernbänke weltweit zerstört wurden (CBD, 2010a). Prominentestes Beispiel für den Verlust von Küstenökosystemen sind sicherlich tropische Korallenriffe, von denen in den letzten Jahrzehnten 20% zerstört sowie weitere 20% degradiert wurden (MA, 2005a:515). Nach Burke et al. (2012) sind mittlerweile 60% der Korallenriffe weltweit unmittelbar von lokalen Stressoren wie Überfischung, destruktiven Fischereimethoden, Verschmutzung und Zerstörung bedroht. Hinzu kommen global wirkende Faktoren wie die Erwärmung des Meerwassers (Kap. 1.2.4), was die Anfälligkeit der Riffe erhöht. Tropische Korallenriffe bedecken zwar nur 1,2% der globalen Kontinentalschelfe, sind aber von Bedeutung für etwa 25% der Meeressfischarten (CBD, 2010a) und beherbergen insgesamt etwa ein Viertel aller marinen Spezies (siehe auch Kasten 1.2-4).

Der Wert einzelner Ökosystemleistungen kann durchaus erheblich sein – insbesondere im Vergleich zum Nutzen aus der Konversion von Ökosystemen, wie sich am Beispiel der Umnutzung von Mangroven in Thailand zeigt (Kasten 1.2-1). Gerade in den am wenigsten entwickelten Ländern macht Umwelt- bzw. Naturkapital etwa 36% des Gesamtvermögens aus (World Bank, 2012a). Die Zerstörung dieses Kapitals beraubt diese Länder eines bedeutenden Teils ihrer Ressourcen.

Weniger bekannt sind die direkten Schäden, die der Mensch den Ökosystemen der Tiefsee zufügt, etwa Seebergen und Kaltwasserkorallen, die erst in jüngerer Zeit durch moderne Fischereimethoden zugänglich wurden. Insbesondere die Grundschleppnetzfisherei kann hier verheerende Auswirkungen haben, die mit der Abholzung von Tropenwäldern verglichen werden können (CBD, 2010a; Kap. 4.1.2.3). Puig et al. (2012) legen dar, dass durch Grundschleppnetze großskalige Veränderungen der Morphologie der Kontinentalschelfe verursacht werden, die dem Einfluss des landwirtschaftlichen Pflügens an Land ähnelt. Die Datenlage in der Tiefsee ist viel schlechter als in den Küstenregionen. Da die Fischerei durch Überfischung der leicht zugänglichen Bestände immer stärker in schwer

zugängliche Gebiete ausweicht (Kap. 4.1.1), kann hier aber mit einer zunehmenden Zerstörung gerechnet werden. Auch die zunehmende Explorationstätigkeit für Öl und Gas wirkt sich aus, und zukünftig ist auch mit negativen Effekten durch den Meeresbergbau zu rechnen (Smith et al., 2008; Kap. 1.3.2).

Der Schutz mariner Ökosysteme ist im Vergleich zu terrestrischen Ökosystemen noch sehr wenig ausgeprägt. Marine Schutzgebiete (Marine Protected Areas, MPAs) bedecken insgesamt nur 1,6% der globalen Meeresfläche (Bertzky et al., 2012). Die Schutzbemühungen konzentrieren sich bisher stark auf die Kontinentalschelfe; der Flächenanteil von MPAs in den ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ) der Staaten liegt bei 4%, derjenige in Küstengewässern bei 7,2% (Bertzky et al., 2012). Im Jahr 2010 wurde im Nordostatlantik jedoch ein erstes Schutzgebietsnetzwerk in der Hohen See eingerichtet (O’Leary et al., 2011). Das derzeitige Schutzniveau ist damit immer noch weit entfernt von dem auf der 10. Vertragsstaatenkonferenz der Biodiversitätskonvention (CBD) beschlossenen Flächenziel von 10% für Meeresschutzgebiete bis 2020. Der WBGU hat darüber hinaus vorgeschlagen, mindestens 20–30% der Fläche mariner Ökosysteme für ein ökologisch repräsentatives und effektiv betriebenes Schutzgebietsystem auszuweisen (Kasten 1-1; WBGU, 2006) und greift diese Empfehlung im vorliegenden Gutachten wieder auf (Kap. 7.3.9.1).

Speziell der Küstenökosystemschutz wird in jüngster Zeit auch im Rahmen der UNFCCC diskutiert, hier allerdings vor allem in Hinblick auf seine Klimaschutzwirkung. Zu diesem Thema, das unter dem Schlagwort „Blue Carbon“ firmiert, nimmt der WBGU in Kasten 1.2-2 Stellung.

1.2.2 Überfischung

Überfischung, d.h. die dauerhafte Dezimierung von Fischbeständen durch Fischfang, dessen Umfang das natürliche Nachwachsen und die Zuwanderung von Fischen übersteigt, gilt als eine der wichtigsten Ursachen für den Verlust biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen in Meeresökosystemen (Kap. 4.1.2.3). Folgen von Überfischung sind Verschiebungen der Alters- und Größenstruktur der Fischbestände sowie Änderungen in der Zusammensetzung der Ökosysteme. Überfischung ist zu einem globalen Problem geworden: Nach Angaben der FAO sind 30% der globalen Bestände derzeit überfischt, weitere 57% der Bestände werden bereits voll ausgeschöpft (FAO, 2012b:11; Kap. 4.1). Große Raubfische wie Thunfische oder Kabeljau sind durch Überfischung besonders gefährdet; ihre Biomasse

hat seit Beginn der industriellen Fischerei weltweit um mindestens zwei Drittel abgenommen; andere Autoren nennen Verluste von bis zu 90% (Kap. 4.1.2.3). Gerade die großen Raubfische haben einen prägenden Einfluss auf Ökosystemstrukturen und Nahrungsnetze, so dass ihre Dezimierung sich kaskadenartig auf andere Arten auswirken kann – so können etwa die Populationen kleinerer Fische zunehmen, deren Futterarten als Konsequenz wiederum stark dezimiert werden. Auf diese Weise kann sich durch Überfischung die Zusammensetzung der betroffenen Ökosysteme fundamental verändern. Andere mögliche Effekte betreffen Änderungen der Populationen herbivorer Fische, die sich etwa auf Korallenriffe und den Kelp-Bewuchs auswirken können, bis hin zu Änderungen in der Kohlenstoffaufnahme (Jensen et al., 2012). Je nach Fischereimethode können auch Nichtzielarten direkt durch die Fischerei beeinträchtigt werden, etwa durch Beifang bei nicht selektiven Fischereimethoden. Verschärft wird das Problem der Überfischung zum Teil durch destruktive Methoden der Fischerei, die eine physische Zerstörung von Ökosystemen zur Folge haben können, z.B. die Grundschleppnetzfisherei (Kap. 1.2.1)

Für die Menschen zeigt sich die Überfischung am deutlichsten dadurch, dass immer mehr Aufwand getrieben werden muss, um die gegenwärtigen Fangmengen aufrecht zu erhalten, da die leicht zugänglichen Bestände zunehmend reduziert werden (Kap. 4.1.1). Die Auswirkungen der Fischerei auf die marinen Ökosysteme wurden lange unterschätzt. Sie haben sich mit der erheblichen Steigerung des Fischereiaufwands und der Erschließung neuer Fanggründe in weit entfernten Regionen oder großen Wassertiefen in den vergangenen Jahrzehnten drastisch verschärft, so dass die Fischerei, global gesehen, heute in einem besorgniserregenden Zustand ist. Es gibt aber positive Anzeichen dafür, dass dies zunehmend erkannt wird. Die Fischereiregeln wurden in einigen Regionen deutlich verbessert, was regional zur Trendumkehr geführt hat. Bei einem Wandel der Bewirtschaftung hin zu einem ökosystemaren, langfristigen Denken besteht durchaus Aussicht auf Verbesserung der Lage, so dass die Bestände wieder aufgebaut, die Erträge gesteigert und weitere ökosystemare Schäden vermieden werden können. Die gute Nachricht lautet, dass eine Transformation der Fischerei zur Nachhaltigkeit möglich ist und teils sogar schon begonnen hat.

Auf die Überfischung wird in Kapitel 4.1 ausführlich eingegangen.

1.2.3

Auswirkungen der Meeresverschmutzung

1.2.3.1

Folgen chemischer Verschmutzung

Mehr als 300 chemische Substanzen werden für die Meeresumwelt als gefährlich eingestuft (OSPAR, 2010b). Einige, wie z. B. langlebige organische Substanzen (POPs) und Schwermetalle, gelangen seit Jahrzehnten in die Meere und können schwere Schädigungen der marinen Fauna hervorrufen. Über die Nahrungskette akkumulieren diese Schadstoffe in marinen Organismen, so dass sie bei deren Verzehr auch durch den Menschen aufgenommen werden können (Kap. 4.4.4).

POPs werden aufgrund ihrer Langlebigkeit mittels Luft- und Meeresströmungen in weit von den Schadstoffquellen entfernte Regionen transportiert, etwa in die Arktis, wo sie in teilweise gesundheitsgefährdenden Konzentrationen in Organen von Top-Prädatoren wie Eisbären, Walen und Seevögeln nachgewiesen werden konnten. Dies kann Reproduktionsstörungen hervorrufen und die Anfälligkeit für Krankheiten verstärken (OSPAR, 2010b). Über die konkreten Wirkungen von POPs auf den tierischen und menschlichen Organismus ist allerdings noch zu wenig bekannt, und es liegen nur wenige Daten zu Gesundheitseinwirkungen von POPs auf den Menschen vor (Domingo et al., 2007; Islam und Tanaka, 2004). Dennoch stehen sie im Verdacht, krebserregend zu sein und hormonelle sowie weitere Störungen zu verursachen (Platt McGinn, 2000; UNEP-AMAP, 2011).

Die gesundheitlichen Auswirkungen des Schwermetalls Quecksilber, das über Fisch und Meeresfrüchte aufgenommen werden kann, sind dagegen gut bekannt. Es wirkt toxisch auf das zentrale und periphere Nervensystem; Kinder, Neugeborene und Föten sind besonders gefährdet (WHO, 2007b). Ähnlich wie bei Menschen können auch bei Meeressäugern Störungen des Embryos durch Quecksilber auftreten. Untersuchungen beruhen jedoch, wie auch bei den POPs, oft auf Labortests mit einzelnen Stoffen, so dass Auswirkungen auf ganze Ökosysteme und kumulative Effekte weitgehend unbekannt sind (UNEP, 2002; Nakayama et al., 2005). Die Anreicherung in Tieren am oberen Ende der Nahrungskette ist mittlerweile allerdings so hoch, dass in bestimmten Regionen vor dem Verzehr von Fisch und Walfleisch gewarnt wird.

Trotz zurückgehender Konzentrationen in Sedimenten und Organismen, was auch ein Erfolg bestehender Regulierungen wie der Stockholm-Konvention zur Regulierung von POPs ist, liegen die Werte einzelner Schadstoffe wie PCB und Quecksilber z.B. in einigen Regionen des Nordost-Atlantiks weiterhin im Risiko-

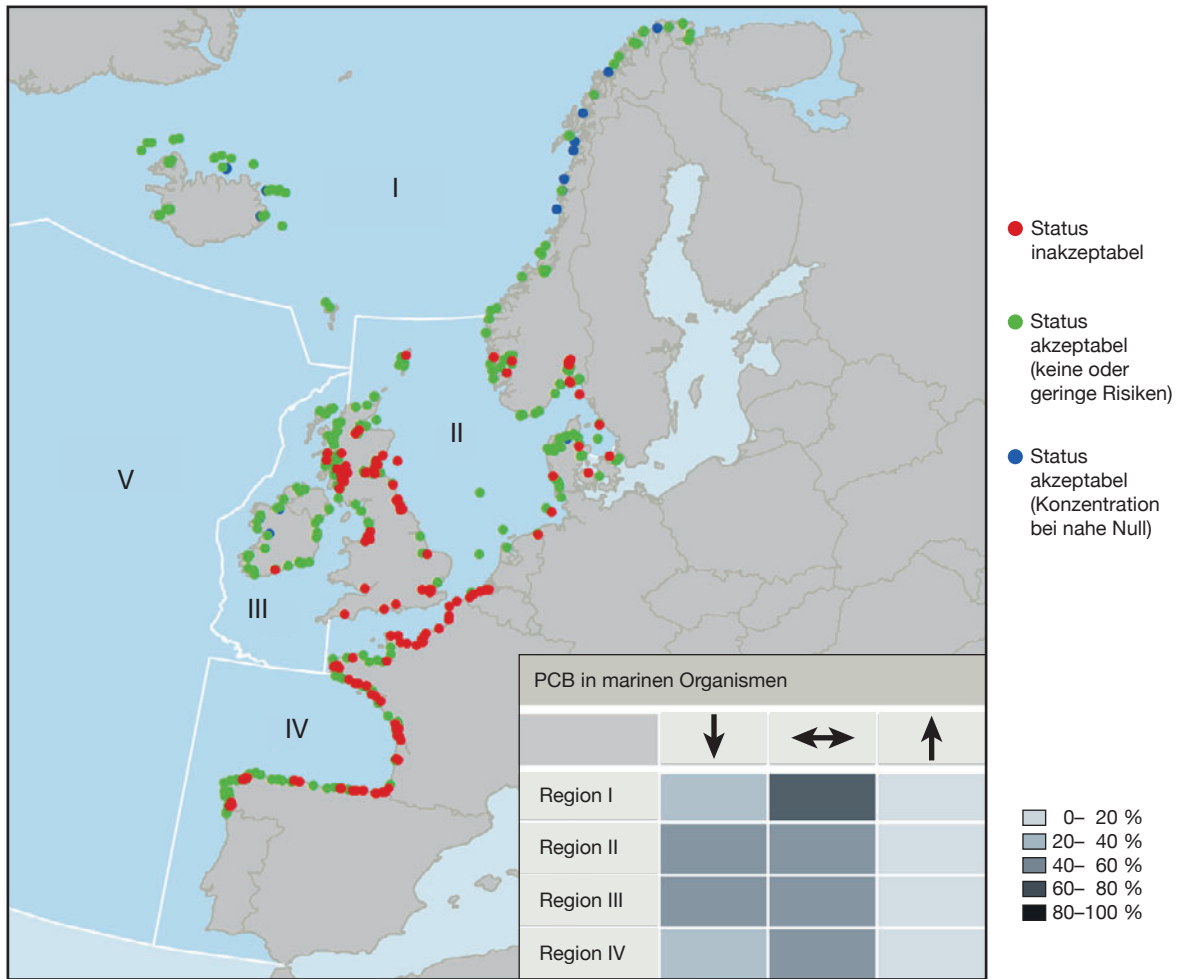


Abbildung 1.2-1

Vorgefundenes PCB in marinen Organismen (Fisch und Meeresfrüchte). Rote Punkte geben hohe Konzentrationen an, die laut OSPAR ein nicht akzeptables Risiko für chronische Schädigungen mariner Organismen bergen bzw. über den Grenzwerten für menschlichen Verzehr liegen. Grüne Punkte bedeuten akzeptable Konzentrationen, von denen kein Risiko für Umwelt und Mensch ausgeht. Die gezeigten Werte beziehen sich auf Untersuchungen aus dem Zeitraum 2003 bis 2007. Das Inset zeigt Trendanalysen für Zeitreihen mit Daten für fünf oder mehr Jahre im Zeitraum 1998 bis 2007 für die Regionen I–IV. Die Grauschattierungen geben die Anteile mit abnehmendem Trend (↓), ohne Trend (↔), bzw. mit zunehmendem Trend (↑) an. Quelle: OSPAR, 2010b: 45

bereich für die tierische und menschliche Gesundheit, und die lange Verweildauer einiger Umweltgifte unterstreicht die Notwendigkeit vorsorgender Regulierungen für alle Schadstoffe (OSPAR, 2010b; Abb. 1.2-1).

1.2.3.2 Folgen der Verschmutzung mit Plastik

Seit ca. 40 Jahren akkumulieren größere Plastikteile und Mikroplastik (mit Größen von <10 mm bis <1 mm; Cole et al., 2011) aufgrund ihrer Langlebigkeit an Stränden, in entlegenen Regionen, der Tiefsee und in großen ozeanischen Wirbeln (Barnes et al., 2009; UNEP, 2011c; Maribus, 2010). Der Plastikmüll eintrag ist somit zu einem sehr ernst zu nehmenden Umweltproblem geworden (Kap. 4.4.4). Die Auswirkungen grö-

ßerer Plastikteile auf Meeresorganismen und Umwelt sind bekannt und werden vielfach auch durch Umweltschutzorganisationen an die Öffentlichkeit gebracht. Bilder von in Fischernetzen oder Plastikteilen strangulierten und ertrunkenen Delphinen, Robben, Schildkröten, Haien oder verendeten Vögeln rütteln auf. Neben solchen Todesfällen sind häufig Verletzungen zu beobachten, oder die Tiere (vor allem Seevögel) verschlucken Plastikteile, was Mangelernährung und Verstopfungen zu Folge haben kann (Young et al., 2009).

Über die Wirkung von Mikroplastik in der marinen Umwelt und in Meeresorganismen wie auch über den Verbleib ist noch nicht sehr viel bekannt, es wurde jedoch in den Geweben verschiedener Meerestiere nachgewiesen (Maribus, 2010). Mikroplastik kann

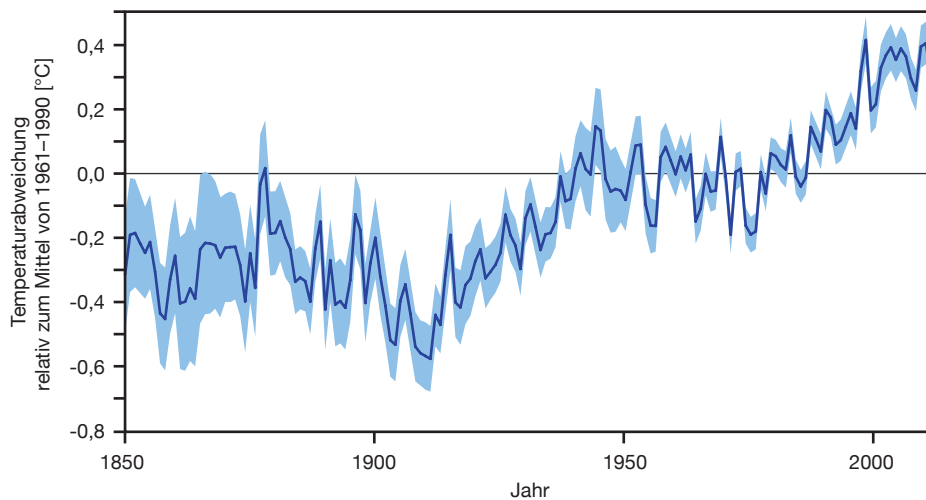


Abbildung 1.2-2

Verlauf der globalen oberflächennahen Meerestemperaturen von 1850 bis 2012. Gezeigt sind die Jahresmittelwerte sowie der Unsicherheitsbereich.

Quelle: WBGU nach Daten von Met Office, 2012

toxische Substanzen an sich binden, die, in der Nahrungskette akkumulieren und so zur Schädigung der Tiere und letztendlich des Menschen beitragen (Cole et al., 2011; Andrady, 2011).

1.2.3.3

Radioaktive Belastungen von mariner Fauna und Meeresökosystemen

Radioaktive Strahlung kann genetische Veränderungen, Reproduktionsstörungen und Krebs hervorrufen, und besitzt somit das Potenzial, marine Organismen und den Menschen durch den Konsum radioaktiv strahlender Stoffe zu schädigen. Die durchschnittlichen Dosen durch Radionuklide liegen aber, abgesehen von den Belastungen bei akuten Unfällen wie in Fukushima, für marine Organismen und Menschen weit unter international und EU-weit festgelegten Grenzwerten, und die stärkste Belastung stammt aus natürlichen Quellen (UNEP und GPA, 2006; Livingston und Povinec, 2000). Die natürliche Hintergrundstrahlung kann bis zu 1.000mal höher sein als die derzeitigen anthropogenen Beiträge. Problematisch ist jedoch die Langlebigkeit radioaktiver Verschmutzung und ihre Akkumulation entlang von Nahrungsketten. Auch gibt es potenzielle neue Quellen radioaktiver Substanzen, etwa stillgelegte nuklear betriebene Schiffe (AMAP, 2010). Daher müssen weitere Anstrengungen unternommen werden, um den Eintrag anthropogener radioaktiver Substanzen in die marine Umwelt zu verringern und zukünftige Unfälle und Einträge zu verhindern (OSPAR, 2010b; Kap. 4.4.4).

1.2.4

Erwärmung

In seinem Gutachten „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“ (WBGU, 2006) hat der WBGU ausführlich die Problematik der Erwärmung und Versauerung der Meere und des Meeresspiegelanstiegs beschrieben. Sowohl der Anstieg der für die Versauerung verantwortlichen CO_2 -Konzentration als auch der Anstieg von globaler Temperatur und Meeresspiegel, schreiten nach wie vor weiter fort.

Die CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre hat im Jahr 2012 mit im Mittel 394 ppm einen neuen Höchstwert erreicht. Die globale Temperatur erreichte im Mittel über die verfügbaren Datenreihen im Jahr 2010 den höchsten Wert seit Beginn der Aufzeichnungen (WMO, 2010) – trotz einer anhaltend geringen Leuchtkraft der Sonne, die in 2010 und vorangegangenen Jahren so schwach strahlte wie nie zuvor seit Beginn der Satellitenmessungen in den 1970er Jahren (Gray et al., 2010). Rechnet man den Effekt bekannter kurzfristiger Schwankungen wie El Niño aus der globalen Temperatur heraus, wird der anhaltende Erwärmungstrend umso deutlicher (Foster und Rahmstorf, 2012).

Auch die oberflächennahen Meerestemperaturen steigen und liegen heute bereits rund $0,7^\circ\text{C}$ höher als in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts (Abb. 1.2-2).

Die tieferen Schichten des Meerwassers haben sich erst sehr viel weniger erwärmt (weniger als $0,004^\circ\text{C}$ zwischen 1955 und 1998). Der Temperaturunterschied zwischen der Meeresoberfläche und den darunterliegenden Schichten hat also zugenommen, was zu einer

Kasten 1.2-3

Die Arktis im Anthropozän

Im Gegensatz zur Antarktis, die ein von Meer umgebener, eisbedeckter Kontinent ist, handelt es sich bei der Arktis um ein von Land umschlossenes Meer, das noch in großen Teilen eine ganzjährige Eisbedeckung aufweist. Gleichzeitig ist die Arktis mit ihren marinen und terrestrischen Ökosystemen ein einzigartiger, besonders schützenswerter Naturraum, der sich durch Lebensgemeinschaften auszeichnet, die unter extremen Umweltbedingungen überleben. Im Vergleich zu klimatisch gemäßigten Breiten findet sich in der Arktis eine geringere Artenvielfalt, und durch die lange Polarnacht ist die Vegetationsperiode im Vergleich kurz. Beides trägt dazu bei, dass die arktischen Ökosysteme deutlich fragiler und sensibler sind als diejenigen in gemäßigten Breiten. Im arktischen Meer gibt es produktive Meeresökosysteme mit großen Fischbeständen (Kasten 4.1-1).

Im globalen Klimasystem hat die Arktis eine besondere Rolle und dient als Frühwarnsystem für Änderungen. Die Eisbedeckung sorgt dafür, dass ein Teil der auf die Arktis treffenden Sonneneinstrahlung reflektiert wird. Schmelzen nun die arktischen Schnee- und Eismassen, kommen die dunkleren Land- und Meeresoberflächen zum Vorschein, die Sonneneinstrahlung wird absorbiert und verstärkt so die

Erwärmung. Dieser und weitere Faktoren führen dazu, dass die globale Erwärmung sich in der Arktis durch eine weit überdurchschnittliche Temperaturerhöhung manifestiert und die Arktis derzeit durch den Klimawandel besonders raschen Veränderungen unterworfen ist. Dadurch ergeben sich fundamentale Änderungen der Charakteristiken arktischer Ökosysteme, einschließlich Habitatverlust und Verlust biologischer Vielfalt, und auch die arktische Bevölkerung steht vor neuen Herausforderungen (AMAP, 2012).

Das Abschmelzen der Meereisdecke auf dem Arktischen Ozean hält unvermindert an und vollzieht sich deutlich rascher als erwartet (Abb. 1.2-3). Das arktische Meereis ist nicht nur in seiner Ausdehnung, sondern auch in seiner Mächtigkeit (Dicke) rückläufig. Dadurch hat das sommerliche Eisvolumen in den letzten vierzig Jahren sogar bereits um 80% abgenommen (Laxon et al., 2013).

Das Schmelzen des Meereises wirkt sich auf die darunter liegenden Meeresschichten aus – so kann es etwa durch zunehmend verfügbares Sonnenlicht zu stärkerem Planktonwachstum kommen, so dass das Nahrungsangebot einiger Arten zunimmt. Dies kann dazu führen, dass die Produktivität insgesamt zunimmt. Gleichzeitig geht aber das Eis als Schutz- und Lebensraum verloren. Meereis dient verschiedenen Säugetieren als Plattform zur Aufzucht von Nachwuchs oder zur Jagd. Auch zahlreiche Kleinkrebsarten leben im und am Meereis und bilden die Nahrungsgrundlage für verschiedene

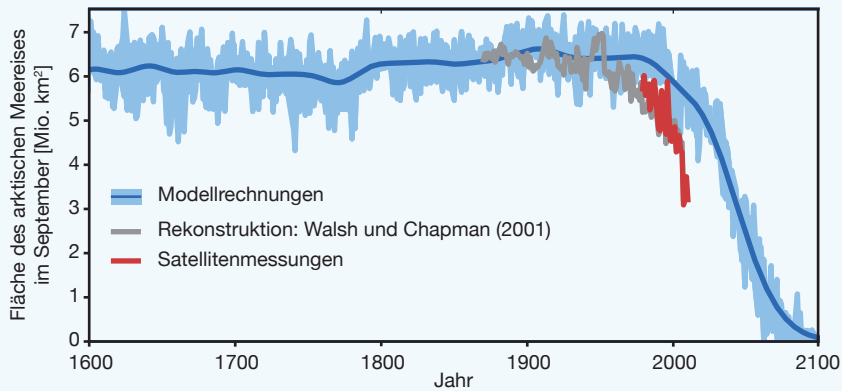


Abbildung 1.2-3

Fläche des arktischen Meereises im September nach Beobachtungsdaten, Rekonstruktion (Walsh und Chapman, 2001) und einer Serie von Modellrechnungen des Max-Planck-Instituts für Meteorologie Hamburg (nach Jungclaus et al., 2010).

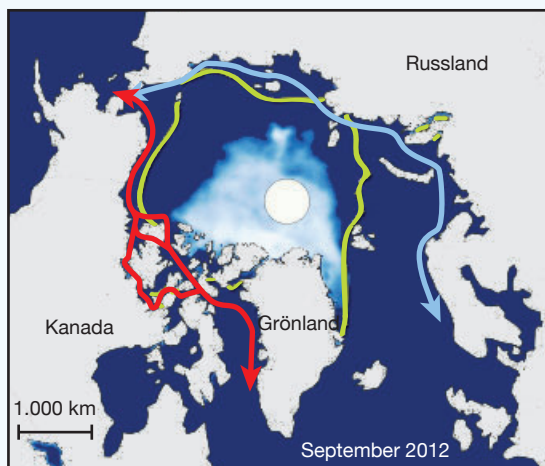


Abbildung 1.2-4

Seewege und Meereseisbedeckung in der Arktis. Gezeigt ist das Meereis im September 2012 aus Satellitendaten sowie der Verlauf der Nordwestpassage (rot) und der Nordostpassage (blau). Die grüne Linie zeigt die mittlere Eisausdehnung im Monat September für die Jahre 1979 bis 2000. Quelle: WBGU auf Basis von NASA, 2013

Vögel, Fische und Wale, u.a. für den arktischen Kabeljau (AMAP, 2012). Bei einigen Seehundarten etwa kann bereits ein Rückgang der Populationen beobachtet werden, der auf den Schwund des Meereises zurückzuführen ist.

Für die menschlichen Gesellschaften sind die Änderungen im Zugang zu den arktischen Gebieten von besonderer Bedeutung (AMAP, 2012). Einige Regionen, die zuvor von Seeeis bedeckt waren, werden leichter zugänglich, während Transport und Verkehr über Eis erschwert wird. Die Nordost- und die Nordwestpassage (Abb. 1.2-4) waren Ende August 2008 erstmals beide eisfrei. Seither ist die Nordostpassage bereits von mehreren Frachtschiffen durchfahren worden. Es wird erwartet, dass der Arktische Ozean innerhalb der nächsten 30 bis 40 Jahre während der Sommermonate weitgehend eisfrei sein wird.

Mit dem Abschmelzen des arktischen Meereises wächst auch das Interesse an den in der Region vermuteten Rohstoffvorkommen (Kasten 5.1-2). Die Erschließung der arktischen Bodenschätze birgt allerdings erhebliche Umweltrisiken. In der Arktis ist es schwieriger als in anderen Regionen, mit Problemen oder Unfällen umzugehen. Hilfsschiffe sind aufgrund der großen räumlichen Distanz nicht so schnell verfügbar, das Winterhalbjahr über ist es nahezu vollkommen dunkel und das Eis birgt zusätzliche Gefahren. Aber auch durch die Zunahme der Schifffahrt im arktischen Raum wird mit Umweltbelastungen gerechnet. Ablagerungen von Ruß aus den Schiffsabgasen auf dem Eis verringern zudem dessen Reflektionsfähigkeit von Sonnenstrahlung (Albedo) und füh-

ren zu einer weiteren Erwärmung.

Auch die indigenen Bevölkerungsgruppen sind durch die Folgen der Erderwärmung betroffen und Umweltbelastungen in der Arktis ausgesetzt. Die Jagd, die Lebensmittelversorgung und der Personentransport werden durch das zunehmende Abschmelzen des Meereises und den tauenden Permafrost extrem erschwert (Seidler, 2011; AMAP, 2012). Das Auftauen der Permafrostböden und verstärkte Küstenerosion gefährden zudem die Stabilität von Infrastruktur wie Straßen oder Häusern. In Regionen, die zum traditionellen Jagdgebiet zählten, ist das Eis mitunter zu dünn, um die Hundeschlitten zu tragen. Weil sich das Eis zurückzieht, haben traditionelle Jäger auch immer größere Schwierigkeiten, ihre Beutetiere, die am Eisrand leben, zu erreichen. In erlegten Tieren finden sich immer mehr Gifte wie Quecksilber oder langlebige organische Schadstoffe (POPs). Die schleichende Vergiftung der arktischen Lebenswelt führt vielfach dazu, dass sich die Gesundheitssituation der Arktisbewohner verschlechtert. Über die Muttermilch werden die schädlichen Substanzen von Mensch zu Mensch weitergegeben und reichern sich an.

Am Beispiel der Arktis zeigen sich die Herausforderungen des Anthropozäns sehr deutlich: Der Mensch verändert die natürliche Umwelt hier in einem Ausmaß, das die Nutzung der Arktis stark und die Lebensbedingungen der dort lebenden Menschen verändern wird. Die Herausforderung besteht darin, den menschlichen Einfluss in Grenzen zu halten und verantwortlich mit den neuen Möglichkeiten umzugehen (s. auch Kästen 3.4-1, 4.1-1 und 5.1-2).

stabileren Schichtung des oberflächennahen Meerwassers führt (Gruber, 2011). Sowohl die erhöhten Meerestemperaturen als auch die stabilere Schichtung und damit verbundene Reduktionen des Sauerstoffgehalts (Kap. 1.2.6) haben deutliche Auswirkungen auf die Meeresökosysteme, insbesondere führen sie zu Änderungen der Artenzusammensetzung, räumlichen Verschiebungen von Populationen sowie veränderten Nahrungsnetzen (Kap. 4.4.1).

Die Eisbedeckung des arktischen Ozeans hat in den letzten Jahrzehnten im Sommer bereits um fast die Hälfte abgenommen – im September 2012 wurde ein neues Rekordminimum erreicht (NSIDC, 2012a). Die Veränderungen in der Arktis mit ihren Auswirkungen und Erfordernissen werden in diesem Gutachten in einer Serie von Kästen behandelt (Kasten 1.2-3, 3.4-1, 4.1-1 und 5.1-2). Im antarktischen Ozean hat die flächenhafte Eisausdehnung in den letzten Jahrzehnten im Winter dagegen um einige Prozent zugenommen (Trend +0,9% pro Jahrzehnt; NSIDC, 2012b). Die leichte Zunahme trotz einer auch in der Antarktis verzeichneten Erwärmung wird auf eine Zunahme der Winde zurückgeführt, die das Meereis in den Wintermonaten weiter vom antarktischen Kontinent in Richtung Norden blasen (Holland und Kwok, 2012).

1.2.5 CO₂-Eintrag und Versauerung

Die Meere spielen eine zentrale Rolle im Kohlenstoffkreislauf der Erde und haben bisher etwa ein Drittel der anthropogenen CO₂-Emissionen (die im wesentlichen aus fossilen Quellen und aus Landnutzungsänderungen stammen) aufgenommen (Khatriwala et al., 2012). Dies entspricht von der Menge her 45% der fossilen CO₂-Emissionen. In den Meeren befinden sich insgesamt rund 38.000 Gt Kohlenstoff, was den Kohlenstoffgehalt der Atmosphäre um das 50fache und den der terrestrischen Biosphäre und der Böden um das 20fache übersteigt (WBGU, 2006). Vor der Industrialisierung gab der Ozean an seiner Oberfläche jährlich etwa 0,6 Gt C an die Atmosphäre ab, etwa dieselbe Menge, die in Form organischen Materials über die Flüsse eingetragen wurde (Watson und Orr, 2003). Da der Kohlenstoff des organischen Materials letztlich über die Photosynthese aus der Atmosphäre stammt, änderte dieser Austausch den CO₂-Gehalt der Atmosphäre nicht, das System war im Gleichgewicht. Erst die anthropogene Störung des Kohlenstoffkreislaufs, vor allem die Verbrennung fossiler Energieträger, machte das Meer zu einer CO₂-Senke: Steigt die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, gibt diese so lange CO₂ an den Ozean ab, bis die Partialdrücke in Oberflächenwasser und Atmosphäre wieder ausgeglichen sind.

Da das Meer und die Atmosphäre auf diese Weise gekoppelt sind und ein Gleichgewicht anstreben, führt eine Emission von CO_2 in die Atmosphäre zwangsläufig auch zu einem Übergang von CO_2 in den Ozean. Jährlich nimmt der Ozean mehr als 2 Gt C (7,3 Gt CO_2) in Form von CO_2 aus der Atmosphäre auf (Le Quére et al., 2009). Dieser Eintrag ist demnach direkt und vollständig durch die Menschen verursacht.

Das CO_2 löst sich im Meerwasser und bildet eine schwache Säure, d. h. der Eintrag führt zu einer Absenkung des pH-Werts, die als Versauerung bezeichnet wird (Caldeira und Wicket, 2003). Seit Beginn der Industrialisierung ist der pH-Wert der Meeresoberflächen bereits um 0,1 Einheiten gefallen, was einer Zunahme des Säuregehalts um 30% entspricht. Der Zusammenhang zwischen dem Anstieg der atmosphärischen CO_2 -Konzentration und der Versauerung der Meere ist sehr gut bekannt und mit weniger Unsicherheiten behaftet als der Klimawandel (Feely et al., 2009). So sinkt etwa pro 100 ppm CO_2 -Anstieg in der Atmosphäre der pH-Wert der Meeresoberfläche im globalen Mittel um ca. 0,07 Einheiten (Gruber, 2011). Beispielsweise würde bei einem Anstieg der CO_2 -Konzentration auf 800 ppm bis zum Jahr 2100 der mittlere pH-Wert der Meeresoberflächen um weitere 0,3 Einheiten sinken und läge dann 0,4 Einheiten unter dem vorindustriellen Wert (Feely et al., 2009). Die Versauerung der Meere ist nur auf extrem langen Zeitskalen reversibel.

Mit dem pH-Wert ändert sich auch die Konzentration an Karbonat-Ionen im Meerwasser, die von verschiedenen Meeresorganismen benötigt werden, um Kalkschalen oder Skelettstrukturen zu bilden (Kap. 4.4.2). Dabei bilden einige Organismen das etwas leichter lösliche Aragonit, andere das schwerer lösliche Kalzit. Relevant für die Meeresökosysteme ist daher vor allem, dass das Meerwasser eine ausreichende Übersättigung in Bezug auf Aragonit aufweist.

Simulationen von Steinacher et al. (2009) zeigen, dass die stärksten pH-Änderungen zukünftig in der Arktis auftreten könnten. Hier verstärkt der Klimawandel die Prozesse noch, da sich als Reaktion auf das schmelzende Seeeis die CO_2 -Aufnahme erhöht und Süßwassereinträge die Sättigung mindern. Bereits in der nächsten Dekade kann es demnach in Teilgebieten der Arktis zu einer zeitlich begrenzten Aragonituntersättigung kommen. Sollten die CO_2 -Emissionen einem Business-As-Usual-Szenario folgen, wäre noch in diesem Jahrhundert die gesamte Wassersäule in der Arktis untersättigt. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass nur eine Begrenzung der atmosphärischen CO_2 -Konzentration auf nicht mehr als 450 ppm das Risiko großer Änderungen in den Meeresökosystemen vermeiden könnte.

Ein Bericht der britischen Royal Society (2005) verschaffte dem Thema Ozeanversauerung erstmals hohe

politische Aufmerksamkeit. Der WBGU hat im Jahr 2006 für die Meeresversauerung folgende Leitplanke vorgeschlagen: Der pH-Wert der obersten Meeresschicht sollte in keinem größeren Ozeangebiet um mehr als 0,2 Einheiten gegenüber dem vorindustriellen Wert absinken. Rockström et al. (2009) schlagen vor, die Aragonitsättigung als Indikator zu verwenden: Diese sollte nicht unter 80% des vorindustriellen Werts fallen.

Unabhängig davon, wie die Schadensgrenze genau definiert wird, ist ihre Einhaltung nur über eine Begrenzung des Anstiegs der atmosphärischen CO_2 -Konzentration und damit eine Minderung der anthropogenen CO_2 -Emissionen erreichbar. Sollte es gelingen, die CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre unterhalb von 450 ppm zu stabilisieren, würde die Reduktion des pH-Wertes im globalen Mittel etwa 0,17 betragen und die vom WBGU vorgeschlagene Leitplanke eingehalten (WBGU, 2006). Ob diese Leitplanke eingehalten werden kann, wird also im Wesentlichen von der Klimaschutzpolitik abhängen. Derzeit steigen die globalen CO_2 -Emissionen allerdings ungebremst, in der letzten Dekade durchschnittlich um 2,7% jährlich (Olivier et al., 2012).

In seinem Gutachten von 2006 hat der WBGU empfohlen, in der Klimapolitik alle Auswirkungen der Emissionen von Treibhausgasen auf den Lebensraum Meer zu beachten, d. h. auch die direkten Auswirkungen des CO_2 -Eintrags auf die Meeresökosysteme. Dies könnte es erforderlich machen, CO_2 nicht nur als Teil eines Korbes verschiedener Treibhausgase zu betrachten, deren relative Bedeutung allein über ihr Erwärmungspotenzial definiert wird. Unabhängig von der Reduktion anderer Treibhausgase sollte auch die Stabilisierung der CO_2 -Konzentration auf einem Niveau sichergestellt werden, das die Einhaltung der vom WBGU vorgeschlagenen Leitplanke erlaubt (WBGU, 2006).

1.2.6 Sauerstoffarme Zonen

Für die marine Biosphäre von großer Bedeutung ist die Verteilung von Sauerstoff im Ozean. Sauerstoffmangelzonen („dead zones“) in Küstengewässern sind zu einem weltweiten Problem geworden, das die Struktur und Funktion von Ökosystemen zerstört (Zhang et al., 2010). Haupttreiber für diesen küstennahen Sauerstoffmangel ist der Eintrag von Nährstoffen aus Flüssen und über die Atmosphäre. Aber auch im offenen Ozean wird mit zunehmendem Klimawandel eine Abnahme der Sauerstoffkonzentration erwartet, die durch die Erwärmung und zunehmend stabilere Schichtung der oberen Wasserschichten bedingt ist (Gruber, 2011; Keeling et al., 2010). Die Erwärmung des Ober-

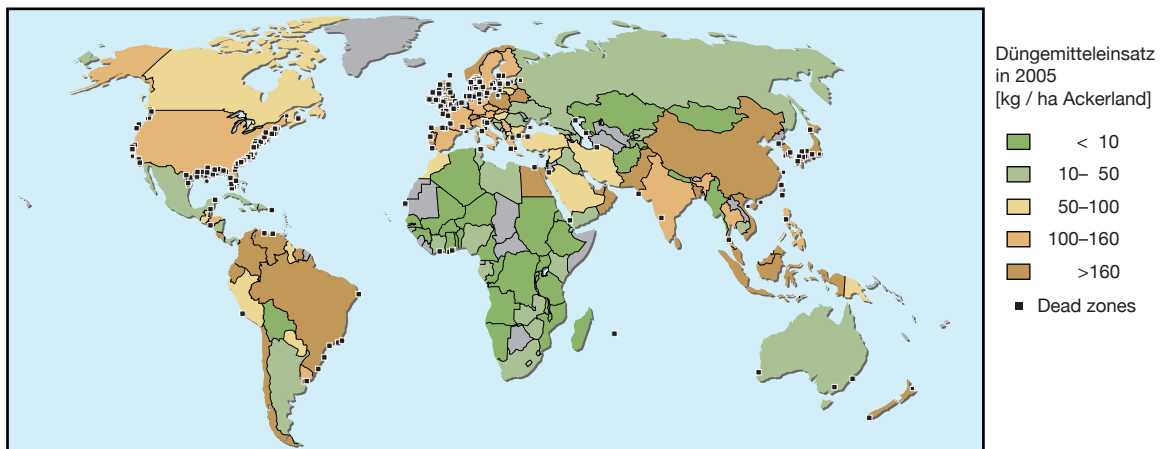


Abbildung 1.2-5

Globale Verteilung eutrophierungsbedingter sauerstoffarmer Zonen („dead zones“; schwarze Quadrate) sowie des spezifischen Düngemittelseinsatzes. Dead zones erschweren das Überleben vieler mariner Organismen.

Quelle: UNEP, FAO, IMO, UNDP, IUCN, World Fish Center and GRID Arendal 2012; UNEP, 2012a

flächenwassers verringert die Löslichkeit von Sauerstoff im Meerwasser, die stabilere Schichtung reduziert den Transport des sauerstoffreichen Oberflächenwassers in tiefere Schichten, wo der Sauerstoff kontinuierlich von Meeresorganismen aufgezehrt wird (Deutsch et al., 2011).

Sauerstoffarme Zonen der ersten Kategorie finden sich entlang dicht besiedelter Küsten, wo intensive Landwirtschaft betrieben wird oder wo ungeklärte Abwässer in die Ozeane gelangen. Der seit den 1960er Jahren im Zuge der „Grünen Revolution“ stark angestiegene Stickstoffeintrag erfolgt in der Regel über die Flüsse in die Meere. Schwerpunktregionen des landwirtschaftlich bedingten Düngereintrags sind die Küsten Europas, die nordamerikanischen Ost- und Westküsten, der Golf von Mexiko, Japans Küsten sowie der südliche Bereich der brasilianischen Küste (Abb. 1.2-5). In einem deutlich geringeren Umfang werden Küstenzonen in den Entwicklungsländern durch ungeklärte Abwässer belastet – in der Regel dort, wo sich Millionenmetropolen befinden.

Das zukünftige Ausmaß der klimawandelbedingten Sauerstoffabnahme in den Meeren wird im Wesentlichen von der Wärmemenge bestimmt, die der Ozean aufnimmt (Gruber, 2011). Der größte Sauerstoffverlust wird dabei in mittleren und höheren Breiten erwartet; die ohnehin sauerstoffärmeren und weniger produktiven tropischen und subtropischen Gebiete zeigen in Modellsimulationen geringere Änderungen (Gruber, 2011). Die Forschung steht hier jedoch noch am Anfang, die Unsicherheiten sind entsprechend hoch. Im globalen Mittel könnte der Sauerstoff in diesem Jahrhundert um 1–7% abnehmen (Keeling et al., 2010). Messungen zeigen, dass während der letzten 50 Jahre in den meisten Regionen der tropi-

schen Meere die Sauerstoffkonzentration bereits abgenommen hat und sich sauerstoffarme Zonen ausbreiten (Stramma et al., 2010). Auch im Nordpazifik ist eine Sauerstoffabnahme zu beobachten (Keeling et al., 2010).

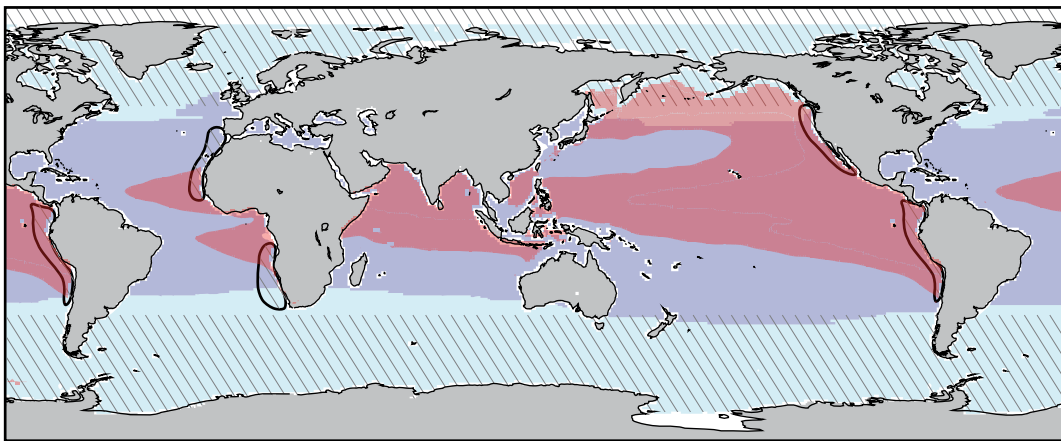
Insgesamt ist erst seit kurzem bekannt, dass der Klimawandel die Sauerstoffkonzentration in den Meeren signifikant verändern kann, so dass genauere Prognosen noch weiterer Forschung bedürfen. Es deutet jedoch alles darauf hin, dass die Sauerstoffabnahme ein Ausmaß erreichen kann, das marine Habitate und die Fischerei beeinträchtigt (Kap. 4.4.3; Keeling et al., 2010; Stramma et al., 2011). Auch die Versauerung der Meere (Kap. 1.2.5) kann ihrerseits noch zu einer Sauerstoffabnahme im Ozean beitragen (Hofmann und Schellnhuber, 2009).

Die klimawandelbedingte Sauerstoffabnahme ist, wie auch die Versauerung und die Erwärmung der Ozeane, auf gesellschaftlich relevanten Zeitskalen praktisch irreversibel (Gruber, 2011). Abbildung 1.2-6 gibt einen Überblick über die Regionen, die nach Analysen von Gruber (2011) durch diese global wirkenden Stressoren besonders bedroht sind.

1.2.7 Meeresspiegelanstieg

Der globale Meeresspiegel steigt seit Beginn der Satellitenmessungen im Jahr 1993 um 3,2 mm pro Jahr (Abb. 1.2-7). Dies ist fast das Doppelte der mittleren Anstiegsrate über das 20. Jahrhundert und das Dreifache der Anstiegsrate zu Beginn des 20. Jahrhunderts.

Neue paläoklimatische Daten aus Sedimentablagerungen haben erstmals eine detaillierte Rekonstruktion



- Erhöhte Schichtungsstabilität, die Produktivität senkt (Zunahme der Nährstofflimitierung)
- Erhöhte Schichtungsstabilität, die Produktivität steigert (Abnahme der Lichtlimitierung)
- Sauerstoffarme Regionen mit hoher Anfälligkeit für weitere Sauerstoffreduktion
- Aragonituntersättigung
- Küstennahe Auftriebszonen

Abbildung 1.2-6

Regionen mit besonderer Anfälligkeit gegenüber den durch die anthropogenen CO₂-Emissionen bedingten Stressoren Meerereswärmung, Meeresversauerung und Sauerstoffabnahme. Die Erwärmung des Meerwassers führt zu einer erhöhten Schichtungsstabilität, die sich je nach Region unterschiedlich auswirken kann: In den niedrigen Breiten, die ohnehin eine hohe Schichtungsstabilität aufweisen und deren Produktivität nährstofflimitiert ist, ist mit einer Reduktion der Produktivität zu rechnen. In den höheren Breiten dagegen gibt es eine stärkere Durchmischung und der limitierende Faktor ist der Lichteinfall, so dass eine höhere Schichtungsstabilität die Produktivität erhöhen kann.

Quelle: Gruber, 2011

des Meeresspiegelverlaufes im Nordatlantik über die letzten zweitausend Jahre erlaubt (Kemp et al., 2011). Sie zeigen, dass die Anstiegsrate im 20. Jahrhundert dreimal größer war als in irgendeinem anderen Jahrhundert zuvor, und decken sich mit Küstenpegeldata, seit diese verfügbar sind (ab dem Jahr 1750).

Auch für die Deutsche Bucht zeigen Auswertungen der Küstenpegel einen Anstieg des lokalen Meeresspiegels um ca. 40 cm seit dem Jahr 1840 und eine Zunahme der Anstiegsrate über die letzten fünfzig Jahre (Wahl et al., 2011).

Auf einer Skala von Jahrhunderten bis Jahrtausenden wird der Meeresspiegelanstieg vor allem von der Stabilität der großen Eisschilde in Grönland und der Antarktis bestimmt, die zusammengenommen über genug Eis verfügen, um weltweit den Meeresspiegel um 65 m anzuheben. Schon der Verlust von einem kleinen Prozentsatz dieses Eises hätte daher massive Folgen für die Küsten. Neue NASA-Daten zeigen, dass beide Eisschilde in den letzten Jahrzehnten beschleunigt an Masse verlieren (Rignot et al., 2011).

Für den grönländischen Eisschild ist bekannt, dass er eine kritische Erwärmungsschwelle besitzt (einen sogenannten „tipping point“ oder Kipppunkt), oberhalb derer ein Teufelskreis einsetzt, der langfristig zum nahezu kompletten Verlust des Eisschildes führen

dürfte, mit der Folge von rund 7 m Meeresspiegelanstieg. Während der letzte IPCC-Bericht noch davon ausging, dass diese kritische Schwelle zwischen 1,9 und 4,6°C globaler Erwärmung liegen könnte, legt eine neue, wesentlich detailliertere Analyse nahe, dass der Kipppunkt eher zwischen 0,8 und 3,2°C globaler Erwärmung liegen dürfte (Robinson et al., 2012). Wegen der zunächst sehr trägen, dann aber auch für viele Jahrhunderte nahezu unaufhaltsamen Reaktion der großen Eismassen auf eine Erwärmung ist hier die Anwendung des Vorsorgeprinzips ganz besonders wichtig.

Der Meeresspiegel wird nicht global gleichförmig ansteigen, da mehrere physikalische Effekte zu regionalen Abweichungen führen. Insgesamt ist vor allem ein stärkerer Anstieg in den Tropen und ein geringerer in hohen Breiten zu erwarten (Perrette et al., 2013). Neben den regionalen Unterschieden im Anstieg des Meeres selbst treten noch lokale Landabsenkungen oder Hebungen auf, z. B. die Landabsenkung durch Grundwasserentnahme (Beispiel Venedig) oder Ölbohrungen (Beispiel New Orleans), oder die anhaltende Landhebung nach der Entlastung durch die eiszeitlichen Eismassen (Beispiel Skandinavien). Die Folgen des Meeresspiegelanstiegs sind dort am ehesten zu spüren, wo steigender Meeresspiegel auf sinkendes Küstenland trifft.

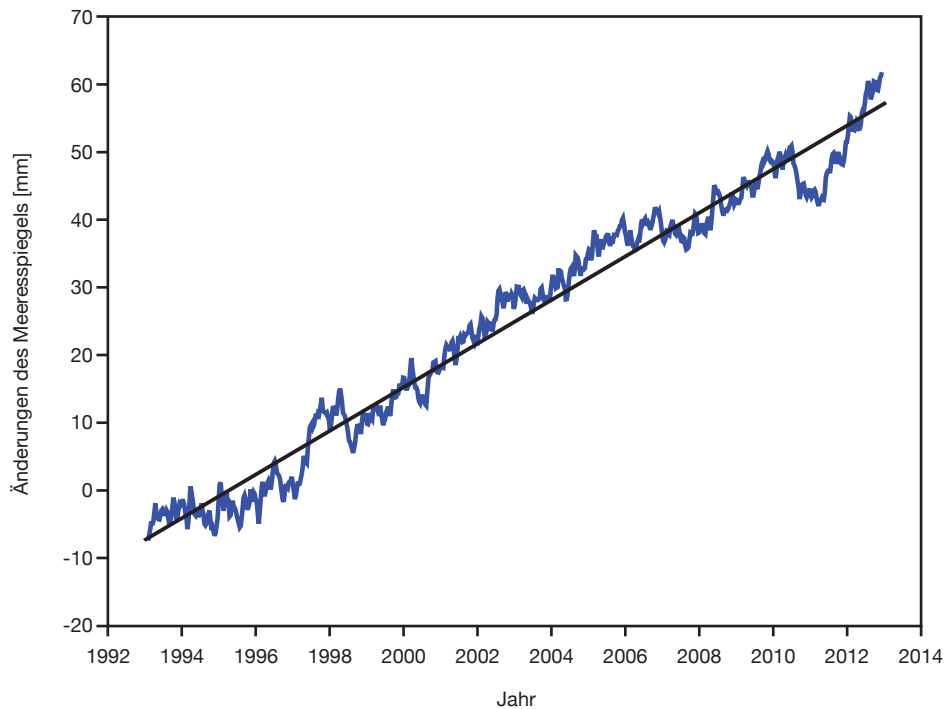


Abbildung 1.2-7

Der von Satelliten gemessene Anstieg des globalen Meeresspiegels seit 1993. Gezeigt sind jeweils über 60 Tage geglättete Messdaten.

Quelle: Nerem et al., 2010, 2013

1.2.8 Aggregierte Effekte

Der menschliche Einfluss auf die Meeresökosysteme variiert räumlich stark. Nach einer Analyse von Halpern et al. (2008) finden sich die stärksten kumulativen Effekte in Bezug auf die Ökosysteme in den Kontinentalschelfen und Küstenregionen, da hier sowohl landbasierte als auch ozeanbasierte Treiber einen Einfluss haben (Abb. 1.2-8). Große Regionen mit starken menschlichen Einflüssen finden sich demnach in der Nordsee und der Norwegischen See, im süd- und ostchinesischen Meer, in der östlichen Karibik, vor der nordamerikanischen Ostküste, im Mittelmeer, dem persischen Golf, der Beringsee sowie den Gewässern um Sri Lanka. Die geringsten Einflüsse (mit Ausnahme atmosphärischer Einträge, die in der Arktis besonders hoch sein können) finden sich derzeit noch in den Polargebieten, vor allem dort, wo permanentes oder saisonales Eis den menschlichen Zugriff erschwert. Mit dem Rückgang der Meereisbedeckung ist hier aber mit stark steigenden menschlichen Einflüssen auf die Ökosysteme zu rechnen (siehe auch Kasten 1.2-3). Tendenziell sind die Einflüsse in weniger besiedelten Gebieten geringer, gerade Schifffahrt, Fischerei und Klimawandel betreffen aber auch abgelegene Regionen wie etwa die patagonische Küste stark (Halpern et al., 2008).

In einer jüngeren Studie stellen Halpern et al. (2012) einen Index vor, um die Gesundheit der Meeresökosysteme und die Nutzungsmöglichkeiten der Menschen integriert zu bewerten. In die Analyse wurden bisher nur die Ausschließlichen Wirtschaftszonen der Staaten (AWZ) aufgenommen, die Einbeziehung der Hohen See ist geplant. Der Index stützt sich auf zehn als allgemein akzeptiert eingestufte Ziele, die von extraktiven Nutzungen wie Ernährung aus dem Meer (Fischerei und Marikultur) sowie artisanale Fischerei und Naturprodukte (Korallen, Pflanzen) über Nutzungsmöglichkeiten für Tourismus und Lebensunterhalt, immaterielle Eigenschaften wie „Sense of Place“ bis hin zu Kohlenstoffspeicherung, Küstenschutz, Wasserqualität und Biodiversität reichen und bewertet anhand verschiedener Indikatoren, inwieweit diese Ziele erreicht werden. Dabei geht auch Nachhaltigkeit im Sinne einer langfristigen Aufrechterhaltung der Nutzung mit in die Bewertung ein. Während einzelne Punkte wie Fischerei (25 von 100 Punkten), Marikultur (10 Punkte) oder Tourismus (10 Punkte) im globalen Mittel relativ schlecht abschneiden, wird der globale Gesamtindex auf 60 von 100 Punkten berechnet. Bei etwa der Hälfte der Ziele ist ein negativer Trend zu beobachten. Auch eine geographische Aufgliederung des Index liegt vor, wobei nur 5% der Länder einen Wert von mehr als 70 Punkten und 32% weniger als 50 Punkte erreichen. Ein solcher Index liefert aller-

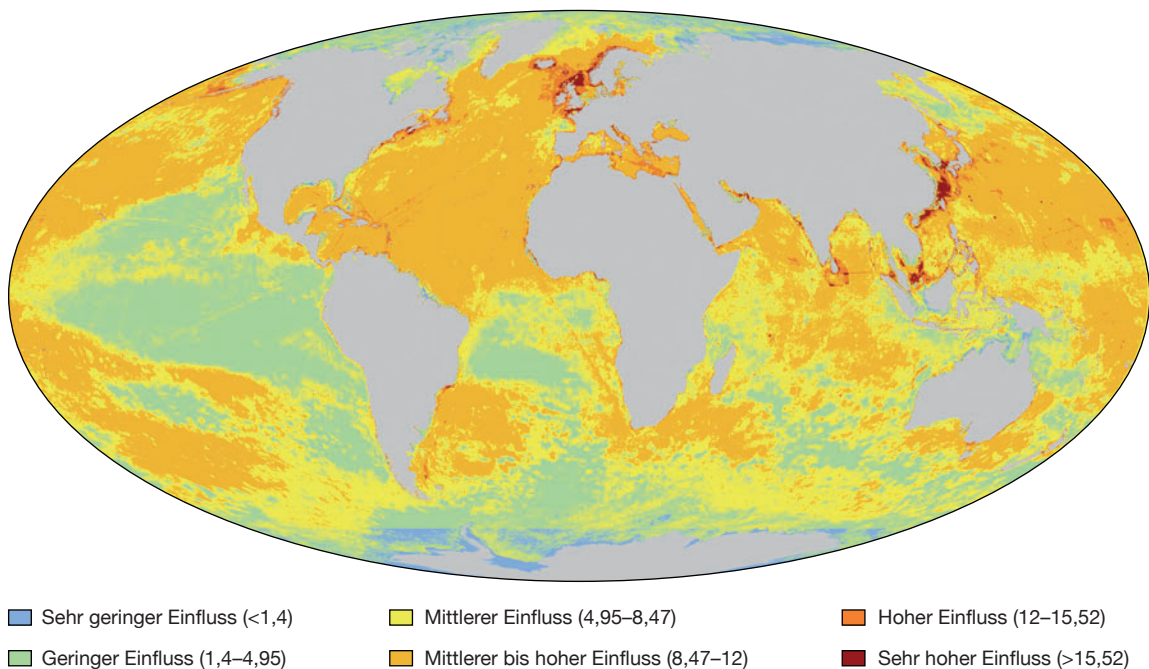


Abbildung 1.2-8

Kumulative Auswirkungen menschlichen Handelns auf die Ozeane. Dargestellt ist ein Index, in den sowohl die Stärke anthropogener Treiber als auch ihre (angenommene) Auswirkung auf vorhandene Ökosysteme eingeht. Dabei wurden 17 verschiedene anthropogene Treiber und 20 Ökosystemtypen berücksichtigt. Der Index nimmt in der Studie Werte zwischen 0,01 und 90,1 an, die von den Autoren kategorisiert wurden. Werte von mehr als 15,52 bezeichnen danach einen sehr hohen Einfluss des Menschen, Werte von weniger als 1,4 einen sehr geringen Einfluss.

Quelle: Halpern et al., 2008

dings aufgrund der stark vereinfachenden Annahmen zunächst nur einen ersten groben Überblick; er stellt allerdings einen sinnvollen Rahmen dar, um die Analyse künftig mit verbesserter Datengrundlage zu verfeinern.

Für die einzelnen marinen Ökosysteme von Bedeutung ist die jeweilige Gesamtwirkung der direkten und indirekten menschlichen Einflüsse. Es geht dabei um die Überlagerung lokaler und globaler Einflüsse, um die kombinierten Auswirkungen des Handelns unterschiedlicher Akteure, die an unterschiedlichen Orten und zu unterschiedlichen Zeiten agieren oder agiert haben. Einige dieser Veränderungen der Meere sind irreversibel, andere reversibel; leicht kontrollierbar sind die wenigsten.

Die Summe der einzelnen Einflüsse ist vielfach nur als Untergrenze der tatsächlichen Belastung anzusehen; an Korallenriffen zeigt sich etwa, dass die Effekte interagieren und sich beschleunigen, bis hin zur Gefahr eines plötzlichen Kippens großflächiger mariner Ökosysteme in andere Zustände. So können sich Korallenriffe zwar von einzelnen Schädigungen durch Temperaturspitzen, von mechanischen Schäden durch Hurrikane bzw. Schiffshavarien, oder von einzelnen Überdüngungsereignissen rasch erholen, jedoch nur, wenn die Riffe nicht anderweitig vorgeschädigt bzw. unter Stress sind,

etwa durch Überfischung oder generelle Überdüngung. In diesen Fällen wird eine plötzliche Umstrukturierung des Korallenökosystems, etwa von Steinkorallenriffen hin zu Weichorganismen und algendominierten Systemen wahrscheinlicher. Damit verbunden ist ein häufig irreversibles Verschwinden biologischer Vielfalt und wesentlicher Ökosystemleistungen (Kasten 1.2-4).

Ähnliche Schlussfolgerungen gelten für den gesamten Meeresbereich. Die Meere werden in vielen Bereichen stark übernutzt und ihre Ökosysteme sind durch eine ganze Reihe von Belastungsfaktoren in ihrer Funktion bedroht. Dabei überlagern sich die lokal kumulierten Effekte mit den globalen Effekten. Aus diesem Gemisch entstehen Wechselwirkungen, die zum Überschreiten regionaler, vielleicht auch globaler Kippunkte in den Ozeansystemen führen könnten (Scheffer et al., 2001). Ein internationaler Expertenworkshop zu den Bedrohungen der Ozeane formuliert in seinem Abschlussdokument: „Die Analyse synergistischer Bedrohungen führt zu dem Schluss, dass wir die Gesamtrisiken unterschätzt haben, dass die marine Degradation insgesamt größer ist als die Summe seiner Teile und dass die Degradation schneller voranschreitet als vorhergesagt“ (Rogers und Laffoley, 2011). Der Verlust mariner Arten und ganzer Ökosysteme innerhalb

von Jahrzehnten könnte die Folge sein. Ohne Gegensteuerung könnte der Mensch also über die kombinierten Effekte von Klimawandel, Übernutzung, Verschmutzung und Ökosystemzerstörung das nächste global signifikante Artensterben in den Ozeanen auslösen (Rogers und Laffoley, 2011). Solche kumulativen bzw. synergistischen Wirkungen verschiedener, parallel wirkender anthropogener Stressoren in den Ozeanen sind allerdings mit den vorhandenen Ökosystemmodellen kaum abschätzbar (Boyd et al., 2010). Hier besteht also noch erheblicher Forschungsbedarf, auch in Hinblick auf eine bessere Abschätzung möglicher Kippunkte in den verschiedenen Meeresökosystemen.

Unzweifelhaft ist aber, dass Umdenken und vor allem Handeln dringend geboten sind, wenn großskalige Verluste mariner Ökosysteme und Ökosystemleistungen vermieden werden sollen. Dabei gibt bereits einige positive Trends (etwa im Bereich der Fischerei; Kap. 4.1), die belegen, dass durch ein verbessertes Management eine Wende zu einer verträglichen, nachhaltigen Nutzung erreicht werden kann.

1.3 Mögliche neue Nutzungen

Neben den heutigen Nutzungen zeichnen sich neue zukünftige Technologien und Nutzungen der Meere ab, die einerseits zusätzliche Herausforderungen für den Schutz der Meere darstellen können, andererseits aber auch Chancen für eine nachhaltige Nutzung der Meere bieten.

1.3.1 Erneuerbare Energien

Derzeit ist der Beitrag der auf dem bzw. im Meer gewonnen erneuerbaren Energie zur globalen Energieversorgung noch marginal (Kap. 1.1.5). Die Meere sind die größten Sonnenkollektoren der Welt und absorbieren etwa 1 Mio. EJ pro Jahr – eine gigantische Energiemenge, die natürlich nur zu einem sehr geringen Anteil technisch und ökonomisch nutzbar gemacht werden kann (GEA, 2012:432).

Die theoretischen Potenziale von Offshore-Wind- und Meeresenergie (Gezeitenströmung, Wellenenergie, Strömungsenergie, Meereswärme) sowie die bereits vorhandenen technologischen Entwicklungsfortschritte legen eine Nutzung der Meere für eine zukünftige, nachhaltige Energiegewinnung nahe. Auch ist davon auszugehen, dass sich mit fortschreitender Technologieentwicklung Konkurrenzen der Meeresnutzung entschärfen werden, da einerseits der Flä-

chenbedarf durch die räumliche Integration von Nutzungen sinken und andererseits die Stromerzeugung durch Wind- und Ozeanenergie mit größerem Abstand von intensiv genutzten Küsten erfolgen kann. Energie aus dem Meer könnte sich bei entsprechender Planung wesentlich konfliktfreier gewinnen lassen als an Land.

Eine zukünftige Energiegewinnung aus dem Meer, wie der WBGU sie vorschlägt, bestünde aus einem modularen System, das, je nach Standortbedingungen sowie gesellschaftlichen Präferenzen, verschiedene Meeresenergie-technologien, wie Offshore-Windenergieerzeugung, und Makroalgenzucht mit modernen Speichern (Kugelspeicher und Methanisierung) über ein modernes Offshore-Übertragungsnetz verbindet. Eine ausführliche Diskussion zu dieser Vision findet sich in Kapitel 5.3.

1.3.2 Rohstoffe

Durch schnell wachsende Schwellenländer wie China und Indien ist die Nachfrage nach mineralischen Rohstoffen in den vergangenen Jahren deutlich gestiegen. Dies spiegelt sich auch in steigenden Weltmarktpreisen wider. Der Anstieg der Rohstoffpreise in den Jahren 2003 bis 2008 und die Perspektive endlicher Ressourcen an Land hat das Interesse an der wirtschaftlichen Erschließung diverser Rohstoffquellen in und unter den Meeren erneut geweckt. Bereits in den 1970er und 1980er Jahren wurde in Reaktion auf einen Bericht des Club of Rome (1972 – Limits to Growth) mit Explorations mariner Lagerstätten begonnen. Diese Aktivitäten hatten einen engen Bezug zu den Verhandlungen für das UN-Seerechtsübereinkommen und zur Gründung der Internationalen Meeresbodenbehörde.

Auf dem Gebiet der Meere kommen verschiedene Lagerstätten und Quellen für eine zukünftige kommerzielle Nutzung in Frage. Diese unterscheiden sich u.a. hinsichtlich geologischer Entstehung, mineralischer Zusammensetzung und Vorkommen. Zahlreiche Basismetalle (Mangan, Kobalt, Nickel) werden in der Stahlindustrie eingesetzt, während sich zudem in den vergangenen Jahren für viele Elemente durch den Einsatz in Zukunftstechnologien eine absehbare Nachfragesteigerung abzeichnete. Hierzu zählen z.B. Lithium (Akkus), Tellur (Solarzellen), Neodym (Magnete für Motoren und Generatoren), Tantal (Mikroelektronik), Platin und Scandium (Brennstoffzellen) und viele weitere (IZT und ISI, 2009).

Massivsulfide

Massivsulfide sind schwefelhaltige Metallerze, die in Bereichen vulkanischer Aktivität an den Plattengren-

Kasten 1.2-4

Korallenriffe im Anthropozän

Korallenriffe stellen das artenreichste Ökosystem der Meere dar. Bis heute wurden etwa 800 Arten riffbildender Korallen sowie 4.000 mit den Riffen assoziierte Arten von Fischen aus heutigen Riffen beschrieben, darüber hinaus leben in den Riffen noch Hunderttausende oder gar Millionen weiterer Arten wie Schwämme, Seeigel, Krebse, Weichtiere usw. (Knowlton, 2008; Burke et al., 2011). Tropische, riffbildende Korallen sind auf einen engen Korridor an Umweltbedingungen festgelegt: Aufgrund des Lichtbedarfs der spezialisierten Algen (Zooxanthellen), die mit den Korallen in Symbiose leben, gedeihen sie nur in flachem Wasser bei einer Wassertiefe von meist deutlich weniger als 100 m; weiterhin benötigen sie warme und thermisch stabile Bedingungen, bei denen die Wassertemperaturen nicht unter 18°C absinken; der dritte wichtige Faktor ist eine ausreichende Konzentration von Karbonat im Meerwasser (Hoegh-Guldberg, 2011). Riffbildende Korallen finden sich daher vor allem in den flachen, nährstoffarmen Gewässern der Tropen, bis etwa 30° nördlicher und südlicher Breite. Auch in kühleren und tieferen Gewässern kommen Korallen vor, diese ernähren sich jedoch heterotroph, leben nicht in Symbiose mit Algen und sind daher nicht auf das Sonnenlicht angewiesen. Auch sie können extensive Rasen (z. T. auch Riffe) im tiefen Wasser bilden, welche als Brutstätten für Fische wesentlich sind (Freiwald und Roberts, 2005).

Korallenriffe bieten zahlreiche Ökosystemleistungen für die Menschen. 275 Mio. Menschen leben nicht weiter als 30 km entfernt von einem Korallenriff, d. h. in Regionen, in denen Riffische einen wichtigen Beitrag zur Proteinversorgung leisten (Burke et al., 2011). Auch für viele Lagunen- und Hochseefische sind sie als Fress- oder Laichplätze von überragender Bedeutung. Korallenriffe sind weiterhin ein wichtiger Faktor für die pharmazeutische Industrie (Kap. 1.3.3; Bruckner, 2002; Cesar et al., 2003; Sipkema et al., 2005; NCR, 2011) sowie für den Tourismus; sie bieten Attraktionen für Taucher und Schnorchler und sind die Quelle für den weißen Sandstrand. Ihre Kalkstrukturen schützen insgesamt etwa 150.000 km Küstenlinie in über 100 Ländern vor Erosion (Burke et al., 2011).

Korallenriffe sind ein tragisches Beispiel für die negativen Auswirkungen der Überlagerung lokaler und globaler Stressoren im Anthropozän. Der Druck durch menschliche Aktivitäten entsteht lokal zum einen durch schlechte Praktiken des Landmanagements, wodurch Sedimente, Nährstoffe und Schadstoffe freigesetzt und ins Meer gespült werden, die dann die Riffe schädigen. Zum anderen reduzieren Überfischung und vor allem die Fischerei mit destruktiven Methoden (Dynamit, Zyanid, schwere Fischereigeschirre) die Populationen von Schlüsselarten im Riff, wodurch die Funktion des Ökosystems geschädigt und die Produktivität gesenkt wird. Nach einer Schädigung sind dann z. B. Makroalgen im Wachstum gegenüber Korallen bevorteilt, weil der Fraßdruck durch Fische sinkt, die sich von diesen Algen ernährten und die selektiv gefangen wurden. Burke et al. (2011) kommen zu dem Schluss, dass mehr als 60% aller Korallenriffe direkt und unmittelbar durch lokale Stressoren bedroht sind, etwa durch Überfischung, zerstörerische Fischereimethoden, Küstenerschließung, direkte Schadstoffeinträge oder solche über Flüsse oder durch direkte Zerstörung. Der wichtigste Faktor, dem mehr als 55% aller Riffe ausgesetzt sind, ist dabei die Überfischung. Noch am Beginn der Erforschung stehen Belastungen der Korallen durch Schwermetalleintrag (Berry et al., 2013)

Zu diesen lokalen Stressoren kommen die Auswirkungen globaler Umweltveränderungen, vor allem die Auswirkungen der zunehmenden Treibhausgasemissionen und des Klimawandels. Als neues Phänomen wird etwa seit 1979 mit zunehmender Häufigkeit und geografischer Ausdehnung die Korallenbleiche beschrieben (WBGU, 2006). Sie bezeichnet den Verlust der Zooxanthellen, die mit den Korallen in Symbiose leben. Gerät eine Koralle in eine Stresssituation, die in der Natur wie im Labor durch hohe oder niedrige Temperaturen, intensives Licht, Veränderungen im Salzgehalt und andere physikalische, chemische und mikrobielle Stressoren hervorgerufen werden kann, können die Algen aus dem Korallengewebe ausgestoßen werden. Das lebende Gewebe der Korallen ist ohne Algenzellen nur blass gefärbt oder durchsichtig, so dass das weißliche Kalkskelett durchscheint – daher der Begriff Korallenbleiche. Dieses Phänomen ist teilweise reversibel, weil Zooxanthellen wieder in das Körpergewebe aufgenommen werden können. Hughes et al. (2007) berichten, dass sich nach einem Bleichereignis solche Riffe weitaus schneller erholten, die einen intakten Fischbestand aufwiesen als solche, bei denen die Pflanzen fressenden Fische reduziert waren. Bei längerem Andauern der Korallenbleiche sterben die Korallen jedoch durch Verhungern ab, da sie auf die Nährstoffe aus der Symbiose mit den Algen angewiesen sind. Zwischen 1998 und 2007 waren fast 40% der Korallen mindestens einmal Wassertemperaturen ausgesetzt, die hoch genug waren, um starkes Korallenbleichen auszulösen. Betrachtet man die kombinierten Auswirkungen von lokalen Stressoren und thermischem Stress durch die Ozeanerwärmung, können derzeit 75% der Riffe als bedroht gelten (Burke et al., 2011).

Die Zukunft der Korallenriffe im Anthropozän

Durch Bevölkerungswachstum, die zunehmende Nachfrage nach Fisch und Agrarprodukten sowie die weitere Küstenerschließung wird sich der Druck auf die Korallen erhöhen. Die am schnellsten wachsende Bedrohung für die Riffe ist jedoch der weiter zunehmende Ausstoß von CO₂ und anderen klimawirksamen Gasen (Burke et al., 2011). Neben der Temperaturerhöhung geht es dabei auch verstärkt um die Versauerung der Ozeane und den damit verbundenen Rückgang der Konzentration der Karbonationen im Meerwasser (Kap. 1.2.5). Eine ausreichende Übersättigung des Meerwassers mit Karbonationen ist notwendig, damit Kalk gebildet werden kann. Kalkbildung ist nicht nur Grundlage für das Wachstum der Korallenriffe, sie wirkt auch dem Prozess der Erosion der Riffe entgegen. Hoegh-Guldberg et al. (2007) weisen darauf hin, dass der Kalkaufbau in Riffen verschwindet, sobald die Aragonitübersättigung unter den Wert von 3,3 fällt – was bei einer atmosphärischen CO₂-Konzentration von 480 ppm in weiten Teilen des Ozeans zu erwarten ist. Neben Temperaturerhöhung und Versauerung kommen für die Riffe auch noch weitere Faktoren, die mit dem Klimawandel verbunden sind, zum Tragen. Der Meeresspiegelanstieg (Kap. 1.2.7), mögliche Änderungen von Sturmintensitäten, Dürren und Änderungen der Sedimentflüsse können sich regional stark auf die Korallenriffe auswirken (Hoegh-Guldberg, 2011). So zeigt der erdgeschichtliche Befund zwar, dass Korallenriffe bevorzugt bei Meeresspiegelanstieg wachsen und damit ihre Schutzfunktion für dahinterliegende Lagunen und Küsten aufrecht erhalten können. Dies gilt jedoch nur bei ansonsten ungestörten Wachstumsverhältnissen. So verringert Versauerung die Kalzifizierungsrate und damit das „Mitwachsen“ mit dem Meeresspiegelanstieg; Überfischung und Überdüngung verursachen die Ausbreitung von Algenaufwuchs auf Korallen und damit wiederum eine Verringerung des

Wachstums- und Regenerationspotenzials. Viele Korallenarten, etwa die aufgrund ihrer hohen Regenerationsfähigkeit an Hurrikaneignisse angepassten Elchgeweihkorallen, sind durch Überdüngung bereits stark dezimiert. Einige Korallenriffe könnten sich in andersartige Korallengemeinschaften mit stark reduzierten Ökosystemleistungen umbauen (Leinfelder et al., 2012; Seemann et al., 2012), während für die meisten Riffe gerade durch die Kombination der Faktoren ihre Resilienz überfordert wird. Sie kippen dadurch in andere Ökosystemzustände, wie Weichorganismendominanz bzw. Mikrobendominanz, welche mit produktiven hochdiversen Korallenriffen keine Ähnlichkeit mehr haben (Bellwood et al., 2004; Hoegh-Guldberg et al., 2007).

Frieler et al. (2013) zeigen, dass bei einer globalen Temperaturerhöhung von mehr als 2°C Korallenriffe als Küstenökosysteme kaum noch von Bedeutung sein werden. Selbst unter optimistischen Annahmen bezüglich der thermischen Anpassungsfähigkeit der Korallen und unter Annahme eines ambitionierten Klimaschutzes, der die globale Temperaturerhöhung auf 1,5–2°C begrenzt, ist damit zu rechnen, dass ein Drittel der weltweiten Korallenriffe langfristig degradiert wird.

Burke et al. (2011) schätzen, dass in den 2030er Jahren 90% aller Riffe von lokalen menschlichen Aktivitäten, Erwärmung und Versauerung bedroht sein werden, wobei die Bedrohung bei 60% der Riffe als hoch, sehr hoch oder kritisch einzustufen ist. Bis zu diesem Zeitraum wird die Bedro-

hung durch die Erwärmung diejenige durch die Versauerung übertreffen, allerdings werden etwa 50% aller Riffe von beiden Einflüssen bedroht sein. Für 2050 erwarten die Autoren, dass die Bedrohung für 75% aller Riffe als hoch, sehr hoch oder kritisch einzustufen ist, und für den überwiegenden Rest als mittelhoch. Nur in einigen wenigen Regionen in Australien und im Südpazifik könnten sich dann noch Riffe finden, die nur einer geringen Bedrohung ausgesetzt sind.

Korallenriffe sind resiliente Systeme, die vorübergehende Störungen durchaus überstehen können, sofern sie nicht vorgeschädigt sind. Kommen jedoch diese Störungen zu häufig vor oder sind manche von ihnen dauerhaft, so sind Korallenriffe ein trauriges Beispiel für kaskadenartige Kippunkteffekte. Korallenriffe sind damit besonders exakte Monitore für Ausmaß, Häufigkeiten und Geschwindigkeiten von Umweltveränderungen im Anthropozän. Deren Verlauf wird bestimmen, ob Korallenriffe ihre Resilienz bewahren oder gar wieder verbessern können, ob sie sich teilweise in andere Ökosysteme mit deutlich geringeren Ökosystemleistungen für den Menschen umwandeln oder in einer Kaskade von Kippunkten in kürzester Zeit verschwinden werden. Damit würden „blaue Apotheken“, natürlicher Küstenschutz, Fischgründe und vor allem alle Menschen faszinierende geobiologische Systeme zumindest für die Epoche des Anthropozäns verschwinden.

zen meist in Wassertiefen zwischen 1.500 und 3.500 m zu finden sind (Baker und German, 2008). Von wirtschaftlichem Interesse sind diese Ablagerungen vor allem aufgrund ihres Gehalts an Basismetallen wie Cadmium, Blei, Kupfer sowie Edelmetallen wie Gold, Silber und Platin (Glover und Smith, 2003; Baker und German, 2008).

Etwa 40% der bekannten Vorkommen liegen innerhalb der Ausschließlichen Wirtschaftszonen von Nationalstaaten und unterliegen somit nicht der Internationalen Meeresbodenbehörde (Hoagland et al., 2010). Die gesamte Ressource lässt sich mit heutigem Kenntnisstand nur mit großen Unsicherheiten abschätzen, insbesondere, da sich die Stärke der Schichten nur durch aufwändige Bohrungen sicher bestimmen lässt. Nach aktuellen Schätzungen beläuft sich die gesamte erschließbare Ressource auf ca. 600 Mio. t, entsprechend ca. 30 Mio. t Kupfer und Zink (Hannington et al., 2011). Für eine langfristige Deckung des steigenden Bedarfs wird dies nach Ansicht von Hannington et al. (2011) nicht ausreichen.

Der Abbau der Massivsulfide steht kurz vor der kommerziellen Umsetzung. Mehrere teilweise börsennotierte Firmen führen intensive Erkundungsbemühungen durch und planen für die kommenden Jahre die großskalige Umsetzung (Schrope, 2007; Baker und German, 2008). Ob sich die Aktivitäten der Firmen in naher Zukunft wirtschaftlich lohnen oder ob diese Anstrengungen eher durch Hoffnung auf Sicherung strategischer Vorteile motiviert sind, lässt sich aktuell kaum abschätzen.

Manganknollen

Manganknollen finden sich überwiegend in Tiefen von 4.500–5.500 m auf der Oberfläche meist sehr feinen Sediments. Dabei können die 3 bis 10 cm großen Knollen bis zu 70% des Meeresgrunds bedecken. Manganknollen enthalten durchschnittlich ca. 28% Mangan, 1,3% Nickel, 1,1% Kupfer, 0,2% Kobalt und ca. 0,7% weitere Spurenmetalle wie Molybdän, Lithium und Neodym (Kuhn et al., 2010), so dass der Metallwert (März 2011) der Knollen ca. 370 € pro t beträgt (Kuhn et al., 2011). Insbesondere der relativ hohe Anteil an (schweren) Seltenen Erden kann für ihre strategische Bedeutung relevant sein (Hein, 2012).

Die gesamte Ressource an Manganknollen wurde von Mero (1965) auf 1.500 Mrd. t geschätzt, was jedoch nachfolgend auf 500 Mrd. t reduziert wurde (Archer, 1981) und wovon nur ein kleiner Teil in Zukunft wirtschaftlich gefördert werden kann. Bei einer weltweiten jährlichen Förderung von 20 Mio. t (0,004% der Vorkommen), würde dies bereits ein Drittel der heutigen Weltförderung an Kobalt und Mangan decken (Deutscher Bundestag, 2012).

Die sogenannte Clarion-Clipperton-Zone im zentralen Pazifischen Ozean weist besonders reiche Vorkommen auf und wurde von der internationalen Meeresbodenbehörde als Explorations- und mögliches Abbaugelände ausgewiesen. Hier hat Deutschland für den Zeitraum von 2006 bis 2021 für ein Gebiet von 75.000 km² die Erkundungsrechte mit anschließender Abbaupoption

erworben. Ob es im Anschluss an die Explorationsphase inklusive Umweltverträglichkeitsstudien zum kommerziellen Tiefseebergbau kommt, entscheidet die Meeresbodenbehörde gegen Ende dieser Voruntersuchungen im Jahr 2021.

Die Technologie zum Abbau von Manganknollen könnte relativ bald verfügbar sein. Die Förderung der Knollen zur Meeresoberfläche ist aufgrund der größeren Wassertiefe jedoch noch problematischer als bei den Massivsulfiden. Neben den wassertiefenbedingten Anforderungen stellt vor allem das sehr feine Sediment, das während des Abbaus in großen Mengen in die Wassersäule eingebracht wird, eine wesentliche Herausforderung für die umweltverträgliche Erschließung dieser Ressource dar. Aufgrund geringerer Tiefen der Massivsulfide und ebenfalls sehr hoher Erträge bei gleichzeitig geringeren negativen Umwelteffekten erscheint es wahrscheinlich, dass eine Erschließung der Manganknollen erst einige Jahre nach dem ersten Abbau von Massivsulfiden erfolgt. Hierzu trägt auch die Tatsache bei, dass sich durch die Lage in internationalen Gewässern der Genehmigungsprozess komplizierter gestaltet.

Kobaltkrusten

Kobaltkrusten (auch: Mangankrusten) spielen bei der aktuellen Diskussion eine eher untergeordnete Rolle, obwohl diese in vergleichsweise geringen Wassertiefen ab 400 m (bis 4.000 m) vorkommen und aufgrund ihres hohen Gehalts an Kobalt, Titan, Cer, Nickel, Platin, Mangan und weiteren Metallen wirtschaftlich interessant sind (Hein, 2002). Die Kobaltkrusten erreichen Dicken von bis zu 25 cm, wobei die Trennung vom direkt darunter liegenden Gestein besondere Anforderungen an die Abbautechnologie stellt, da sonst die Reinheit des Erzes reduziert und wertloses Gestein unter großem Aufwand an die Meeresoberfläche befördert würde (Hein, 2002).

Umweltauswirkungen des Abbaus mineralischer Ressourcen vom Meeresgrund

Eine Erschließung der verschiedenen Vorkommen weist eine Reihe von Risiken auf, die auf alle drei Arten von Lagerstätten zutreffen. Es kommt im Zusammenhang mit dem Abbau zu verstärktem Schiffsverkehr und damit einhergehend zu stofflichen Emissionen und erhöhten Havarierisiken. Weiterhin wird durch den Abtrag oder die Durchpflügung das Benthohabitat der oberen Meeresbodenschicht mitsamt der aufwachsenden Fauna zerstört. Zur Bewertung dieses Eingriffs sind drei Faktoren relevant.

Erstens gilt es abzuschätzen, wie groß das hierbei zerstörte Gebiet sein wird. Hierbei lassen sich die drei Ressourcen klar unterscheiden. Während bei Massivsulfiden eine relativ kleine, bis zu mehr als 100 m dicke

Schicht abgetragen und somit nur eine vergleichsweise geringe Fläche zerstört wird, führt der Abbau der nur bis zu 25 cm dicken Kobaltkrusten zur Zerstörung deutlich größerer Habitatflächen am Meeresgrund. Den größten Flächenverbrauch hätte jedoch der Manganknollenabbau. Glover und Smith (2003) schätzen, dass sich die Fläche, die zwei bis drei Abbauprojekte über einen Zeitraum von 15 Jahren zerstören würden, auf bis zu 180.000 km² belaufen könnte. Dies entspricht der Hälfte der Fläche der Bundesrepublik Deutschland. Über das direkte Abbaugelände hinaus hängt die beeinträchtigte Fläche maßgeblich von der Ausdehnung des zusätzlichen Sedimenteintrags ab. Aufgrund der sehr feinen Partikelgröße verteilen sich die aufgewirbelten Partikel über weite Entfernungen und verbleiben über lange Zeit in der Wassersäule. Bei den vorherrschenden hydrologischen Bedingungen erfolgt eine Sedimentation von über 99% der in Bodennähe aufgewirbelten Partikel jedoch innerhalb eines Monats in einer Entfernung von weniger als 100 km von der Entnahmestelle (Rolinski et al., 2001). Dies führt zu hohen Sedimenteinträgen in der Nähe des Abbaugeländes und somit zu hohen Belastungen der Meeresfauna. Ebenso entstehen beim Transport an die Meeresoberfläche Sedimentfahnen durch an den Manganknollen anhaftendes Sediment. Die hierdurch in die Wassersäule eingebrachten Sedimentmengen sind jedoch um Größenordnungen geringer als das in Bodennähe aufgewirbelte Sediment (Oebius et al., 2001). Die Sedimenteinträge in die Wassersäule verteilen sich über sehr große Bereiche (vermutlich 10⁵–10⁶ km²; Rolinski et al., 2001), so dass die resultierenden Ablagerungsraten signifikant kleiner sind als die natürliche Sedimentationsrate in der Region (Jahnke, 1996).

Zudem spielen die Einzigartigkeit der zerstörten Fauna (z.B. endemische Arten) und die Wiederbesiedlungsgeschwindigkeit eine entscheidende Rolle. Allgemein laufen biologische Prozesse in der Tiefsee aufgrund der niedrigen Temperaturen und meist geringer Nahrungsverfügbarkeit sehr langsam ab, so dass auch die Wiederbesiedlung relativ langsam erfolgt. Im Fall der Manganknollen wird durch den Abbau das einzige Hartsubstrat entfernt. Untersuchungen zur Wiederbesiedlung auf experimentellen Abbaufeldern haben gezeigt, dass zwar bereits nach wenigen Jahren eine weitgehende Wiederbesiedlung erfolgte, die Artenzusammensetzung aber auch 26 Jahre nach dem Eingriff gegenüber den Referenzflächen verändert war (Miljutin, et al., 2011). Während sich aktive hydrothermale Massivsulfidlagerstätten durch eine spezielle Fauna auszeichnen, unterscheidet sich die Fauna inaktiver Gebiete kaum von der auf normalem Hartsubstrat. Daher konzentrieren sich aktuelle Abbauprojekte für Massivsulfide auf solche inaktiven Standorte. Es liegen

bislang nur wenige Informationen zu den Umweltwirkungen eines möglichen Abbaus der Kobaltkrusten vor. Seeberge, auf denen Kobaltkrusten zu finden sind, stellen jedoch häufig die einzige Erhebung in einem großen Umkreis dar, so dass sich hier vergleichsweise häufig endemische Arten entwickeln konnten, die durch einen möglichen Abbau bedroht wären.

Das Ausmaß der zukünftigen Nutzung von Rohstoffen aus dem Meer ist derzeit noch nicht abzuschätzen. Aus Sicht des WBGU ist es von großer Bedeutung, dass neue Nutzungen nicht zu einer großskaligen weiteren Bedrohung für die ohnehin multiplen Stressoren ausgesetzten Meeresökosysteme werden. Dies wird u.a. davon abhängen, wie die Internationale Meeresbodenbehörde (Kap. 3.2.3) ihre Rolle zukünftig erfüllen und Abbauaktivitäten regeln wird. Die zukünftige Nutzung mineralischer Ressourcen ist kein Schwerpunkt dieses Gutachtens und wird daher nicht vertieft behandelt.

1.3.3

Marine genetische Ressourcen

Eine weitere Meeresnutzung, die zukünftig an Bedeutung gewinnen kann, ist die Nutzung mariner genetischer Ressourcen. Das Studium von Arten hat generell einen immensen Einfluss auf die medizinische Forschung und auf die Entwicklung von Medikamenten (Chivian et al., 2008). Die Meeresorganismen sind für die medizinische Forschung aus verschiedenen Gründen besonders interessant: Es gibt Hinweise darauf, dass zumindest bei den Mikroorganismen die Vielfalt im Meer erheblich größer ist als bislang vermutet und vielleicht größer sein könnte als an Land. Auch ist die Vielfalt ihrer genetischen Baupläne und Stoffwechselwege besonders groß, u.a. wegen der extremen Bedingungen in der Tiefsee (Sogin et al., 1996), und damit auch ihre Bedeutung und ihr Wert für die Humanmedizin (Bathnagar und Kim, 2010). Die Bioprospektierung, also die Erkundung biologischen Materials zum Zweck der Aufbereitung für eine potenzielle industrielle Nutzung (WBGU, 2000), führt in marinen Ökosystemen sogar häufiger zum Erfolg als in terrestrischen (Arrieta et al., 2010). Dabei wurde bisher nur ein Bruchteil der Ozeane untersucht, und besonders in der Tiefsee sind die Kenntnisse noch sehr gering (Pimm et al., 2008).

Trotz der großen Wissenslücken sind Meeresorganismen eine reiche Quelle für bioaktive Substanzen, die vielfach Eigenschaften aufweisen, die an Land nicht gefunden werden (ten Kate und Laird, 2000:44). Die Liste reicht von antiviralen Substanzen aus Rotalgen über Wirkstoffe aus Braunalgen, Moostierchen und Schwämmen, die gegen Krebs wirken, bis zu schmerzhemmenden Mitteln aus Kegelschnecken und Antibio-

tika aus Korallen (Chivian und Bernstein, 2008; Leary et al., 2009). Die genannten Beispiele unterstreichen den erheblichen Optionswert der genetischen Ressourcen der Meere (Kap. 1.4.1). Dieser Reichtum wird erst seit kurzer Zeit genutzt, so dass bislang nur wenige Medikamente aus marinen genetischen Ressourcen zugelassen wurden. Die Erforschung mariner genetischer Ressourcen findet stark zunehmendes Interesse, und der globale Markt für Biotechnologieprodukte zeigt jährliche Wachstumsraten von 4–5% (Imhoff et al., 2011). Auch in Europa erfährt die marine Biotechnologie in den letzten Jahren eine dynamische Entwicklung (Børresen et al., 2010). Die Meere gelten als eine der wichtigsten und vielversprechendsten Quellen zur Entdeckung zukünftiger natürlicher Wirkstoffe für die Medizinforschung und für weitere Anwendungen, wie z.B. Nahrungsergänzungsmittel, Enzyme, oder Kosmetik (UNU, 2007; Børresen et al., 2010).

Auch in der Bionik spielt das Studium von Meeresorganismen eine wichtige Rolle bei der Entwicklung neuer Werkstoffe und Konstruktionen (z.B. siliziumbasierte Biomaterialien aus Schwämmen: Wang et al., 2012). Die biologischen und genetischen Baupläne mariner Arten stellen also eine bedeutende Zukunftsressource für Forschung und Entwicklung dar (Erwin et al., 2010; Imhoff et al., 2011).

Bislang sind aus der Untersuchung mariner genetischer Ressourcen über 18.000 Naturstoffe und 4.900 Patente entstanden (Arrieta et al., 2010). Der Wert dieser Ressourcen ist allerdings nur schwer zu schätzen. In einem Übersichtsartikel von Leary et al. (2009) wird der Verkaufswert ausgewählter Produkte der pharmazeutischen Industrie, des Enzymmarkts und der Kosmetikindustrie, die aus marinen genetischen Ressourcen stammen, mit derzeit insgesamt ca. 1,5 Mrd. US-\$ pro Jahr angegeben. Diese Zahlen repräsentieren allerdings nur eine Auswahl der Produkte und sind mit Unsicherheiten behaftet. Børresen et al. (2010) schätzen den globalen Markt für Produkte und Prozesse aus mariner Biotechnologie im Jahr 2010 auf 2,8 Mrd. US-\$. Andere Quellen nennen noch deutlich größere Zahlen (Slobodian et al., 2012). Bisher beschäftigen sich nur wenige wissenschaftliche Studien mit der Bewertung mariner Bioressourcen und Ökosystemleistungen, dies gilt insbesondere für die Tiefsee (Armstrong et al., 2010). Es gibt allerdings Überlegungen, diese Wissenslücken im Rahmen des Projekts TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) anzugehen (Beaudoin und Pendleton, 2012).

Wie groß der Wert mariner genetischer Ressourcen auch sein mag; er spielt bislang bei den Entscheidungen über den Umgang mit Meeresökosystemen kaum eine Rolle. Daher schreitet gleichzeitig mit der Erkundung dieser wertvollen Quellen für neue Wirkstoffe und

1 Die Meere im Anthropozän

Materialien auch die Zerstörung mariner Habitate voran. Es sind bereits Fälle bekannt geworden, in denen nach Entdeckung der vielversprechenden Wirkung die Organismen an den ursprünglichen Standorten nicht mehr wiedergefunden werden konnten, weil sie inzwischen zerstört worden waren (Newman et al., 2008). Wenn aber eine Art ausgestorben ist, dann sind ihre anatomischen, genetischen, biochemischen und physiologischen Baupläne irreversibel verloren, die u. a. für die Medizin von großem Wert sein können (WBGU, 2000: 3). Da Genbanken, zoologische und botanische Gärten sowie andere Ex-situ-Sammlungen nur einen Bruchteil der biologischen Vielfalt bewahren können, gibt es keine Alternative für den Schutz von Arten und Ökosystemen (WBGU, 2000: 143). Auch aus diesem Grund ist der Meeresnaturschutz von besonderer Bedeutung (Arrieta et al., 2010; Kap. 3.6.2, 7.3.9).

Die möglichen Auswirkungen der Nutzung genetischer Ressourcen auf die marine Umwelt sind nur unzureichend bekannt (Leary et al., 2009). Die Probenahme vor allem von in Bodennähe lebenden Meeresorganismen ist zwar immer mit Eingriffen und potenziell auch mit Schäden verbunden, aber die größeren Probleme entstehen dann, wenn interessante Bioprodukte in großen Mengen aus natürlichen Ökosystemen entnommen werden, was zur Übernutzung der gewünschten Meeresorganismen und zu Kollateralschäden an den Ökosystemen durch die Sammlungsaktivität führen kann. Die Eingriffe scheinen allerdings im Vergleich zu anderen menschlichen Aktivitäten im Meer, vor allem Fischerei, insgesamt eher gering zu sein und können zudem durch Kultur der Meeresorganismen oder durch synthetische Herstellung der Wirkstoffe vermieden werden (Hunt und Vincent, 2006).

Während der Zugang zu den marinen genetischen Ressourcen im Küstenmeer und den AWZ klar geregelt ist, gibt es Regelungslücken seewärts nationaler Hoheitsgewalt, in der Hohen See und im „Gebiet“ (Abb. 3.2-1), die in den letzten Jahren zunehmend in den Fokus zwischenstaatlicher Politik gekommen sind (UNU, 2007; Glowka, 2010; Leary, 2012; Fedder, 2013). Sie werden bei der Diskussion des neuen Durchführungsübereinkommens zur biologischen Vielfalt auf der Hohen See (Kap. 3.3.2.2) sowie in den Handlungsempfehlungen (Kap. 7.2.3.1, 7.3.4.2) wieder aufgegriffen.

1.3.4 Neue Entwicklungen in der marinen Aquakultur

Die industrielle Aquakultur ist in den letzten Jahrzehnten sehr stark gewachsen, was neben wirtschaftlichen Gewinnen regional auch Umweltprobleme und negative soziale Auswirkungen mit sich brachte. In der marinen

Aquakultur sind hinsichtlich neuer Produktionssysteme und Technologien seit mehreren Jahren vor allem zwei Entwicklungen von Bedeutung: die integrierte multitrophische Aquakultur (IMTA) und die Offshore-Aquakultur sowie die Kombination beider Ansätze (Ferreira et al., 2012; Kap. 4.2.2.4).

IMTA ist die integrierte Kultur von Arten auf verschiedenen Stufen des Nahrungsnetzes, wie Fischen, Algen, Filtrierern oder Detritusfressern, um Umweltverträglichkeit und Profitabilität der Aquakultur im Vergleich zu Monokulturen zu erhöhen, indem Nahrung, Abfälle und Energie durch die Zucht weiterer marktfähiger Organismen besser ausgenutzt werden (Troell et al., 2009). Multitrophische Aquakultur wird zwar bereits seit Jahrhunderten in Asien vor allem an Land in Teichen betrieben, und unter tropischen Bedingungen sind IMTA-Prinzipien gut erforscht. In den Küstenregionen der gemäßigten Breiten steckt der Ansatz aber noch in den Kinderschuhen. Auch sind Effektivität und Auswirkungen von IMTA in offenen Gewässern aufgrund der hydrodynamischen Bedingungen viel schwerer zu bemessen (Holmer, 2010; Ferreira et al., 2012). Außerhalb Asiens wurden ca. seit den 1970er Jahren Experimente zur Intensivkultur von Seetang und Muscheln zwecks Behandlung von Abwässern und seit den 2000er Jahren zwecks Nutzung von Abflüssen aus Aquakulturanlagen durchgeführt. Zudem fördert das schnelle Wachstum der Marikultur und die Verlagerung von Fischfarmen in weiter von der Küste entfernte Regionen (wie z. B. in Norwegen, Chile, Spanien, Irland, USA; Holmer, 2010) ein verstärktes Interesse an IMTA. Allerdings befassen sich die meisten Studien zu diesem Ansatz mit kleineren und landbasierten Systemen und nur einige mit IMTA in offenen Gewässern. In den letzten 15 bis 20 Jahren konzentrierte sich die Forschung vor allem auf die Integration von Seetang, Muscheln oder Austern mit Fischfarmen (Troell et al., 2009).

Die Integration multitrophischer Systeme in die Offshore-Aquakultur könnte die Nährstoffbelastung der Gewässer reduzieren, die aufgrund der Offenheit des Systems und unvollständig genutzten Futters entsteht. Die soziale Akzeptanz solcher Fischzuchtanlagen könnte dadurch erhöht werden. Einige kommerzielle IMTA-Anlagen existieren bereits in China im Offshore-Bereich, in anderen Ländern entwickeln sie sich in Richtung Kommerzialisierung. Weitere Forschung hinsichtlich Anpassung an verschiedene Umweltbedingungen und Übertragung auf andere Arten sind jedoch nötig (Troell et al., 2009).

Die Offshore-Aquakultur (also die Aquakultur unter rauen marinen Bedingungen und meist mehrere Seemeilen von der Küste entfernt) bietet eine mögliche Lösung zunehmender Flächenkonflikte an immer stärker beanspruchten Küsten. Wegen der großen technischen

Herausforderungen und hoher Kosten steht die Aquakultur in küstenferneren Gewässern aber erst am Beginn einer kommerziellen Nutzung (Bostock et al., 2010; Holmer, 2010), z. B. in den USA (Naylor und Burke, 2005). Es wird geschätzt, dass in den nächsten 10–20 Jahren noch nicht die Mehrheit der Aquakulturindustrie in Offshore-Regionen vordringen wird (Dempster und Sanchez-Jerez, 2008). Teilweise oder ganz versenkbare Käfige in Küstengewässern bieten eine derzeit schon besser verfügbare Alternative zur Eindämmung von Nutzungskonflikten an Küsten, da Kollisionsgefahren und Schäden durch Stürme verringert und aus ästhetischen Gründen resultierende Konflikte mit der Küstenbevölkerung vermieden werden. Anwendung findet diese Technologie bereits in Italien, auf Hawaii und in New Hampshire/USA. Einer weiten Verbreitung stehen vorerst noch technische und operationale Hindernisse im Wege (Dempster und Sanchez-Jerez, 2008).

Eine Zukunftstechnologie sind frei mit der Strömung im offenen Meer schwimmende Fischkäfige, die vor kurzem erstmals erfolgreich vor Hawaii getestet wurden. Die Fische konnten sehr schnell gemästet werden und zeigten nach Auskunft der Betreiber sehr gute Gesundheitswerte, Verluste waren gering (Kampachi Farms, 2011). Die kugelförmigen Käfige werden bereits vor den Küsten Koreas, Panamas, Mexikos und den USA eingesetzt, allerdings fest am Boden verankert (Sims und Key, 2011; Lubbadah, 2013). Interessant könnte zudem die Integration von Aquakultur mit erneuerbaren Energien sein, z. B. die Zucht von Muscheln und Algen in Offshore-Windparks (Buck et al., 2008). Mehrere EU-Pilotprojekte erforschen darüber hinaus derzeit die Entwicklung neuer Multifunktionsplattformen, in denen Energiegewinnung aus erneuerbaren Quellen mit Aquakultur und transportbezogenem Service verknüpft werden soll (Kap. 4.2.2.4).

Geschlossene Kreislaufsysteme an Land sind eine weitere neue Technologie, in denen u. a. Organismen in Salzwasser gezüchtet werden können (z. B. Stockstad, 2010). Da dies keine Nutzung des Küsten- und Meeresraumes ist, sondern die Produktion räumlich abgekoppelt erfolgt, wird hier nicht weiter darauf eingegangen (Kap. 4.2.2.4).

Die hier erwähnten Produktionssysteme können einige Umweltbelastungen und Konflikte verringern helfen, allerdings ist das Gefährdungspotenzial und die Abfalllast großer zukünftiger Offshore-Aquakulturanlagen noch unbekannt (Troell et al., 2009; Holmer, 2010). Außerdem bleibt, solange marine Fische gezüchtet werden, das Problem der Abhängigkeit von der Fischerei nach Futterfischen zur Herstellung von Fischmehl und -öl für das Futter, obwohl auch hier die Forschung in den letzten Jahren Fortschritte erzielt hat (Kap. 4.3).

1.4

Die Zukunft des Ökosystems Meer gestalten

Wie in den vorangegangenen Abschnitten deutlich wurde, hat der Mensch bereits tief in das Ökosystem Meer eingegriffen. Das Anthropozän manifestiert sich auch in den Ozeanen, und damit erwächst eine neue Ära der gestaltenden Verantwortung des Menschen für die Zukunft des Ökosystems Meer. Eine Rückkehr zu einem Zustand, in dem der Einfluss des Menschen wieder auf das Niveau vor der Industrialisierung sinkt, erscheint weder möglich noch erstrebenswert. Auch die Fortführung der gegenwärtigen Dynamiken anthropogener Veränderungen kann kein Ziel sein, da dies hohe Risiken für den Erhalt der Ökosystemfunktionen und -leistungen birgt. Es stellt sich also die Frage, woran sich die Gestaltung durch den Menschen ausrichten sollte. Dabei ist die Wissenschaft gefordert, durch Abschätzung der Folgen verschiedener Handlungsoptionen den Raum der Möglichkeiten zukünftiger Entwicklungen zu erforschen und darzustellen. Die Frage nach den Grundlagen zur Bewertung der Handlungsoptionen und zur Erstellung von handlungsleitenden Normen fällt in den Bereich der Ethik (WBGU, 1999), während die Entscheidung darüber, welche Folgen und Entwicklungen wünschenswert sind, eine gesellschaftliche sein muss.

Aus Sicht des WBGU ist es an der Zeit, eine neue Ethik für das Anthropozän zu entwickeln. Ein Ansatzpunkt dafür ist, solche anthropogenen Entwicklungen zu vermeiden, die Lebensgrundlagen der heutigen oder zukünftigen menschlichen Zivilisation gefährden.

1.4.1

Primäre Prinzipien und Werte

In seinem Gutachten „Umwelt und Ethik“ aus dem Jahr 1999 beschreibt der WBGU zunächst zwei unterschiedliche Perspektiven, die für die Bewertung von Ökosystemleistungen und Biodiversität eingenommen werden können: Anthropozentrismus und Biozentrismus (WBGU, 1999). Bei der anthropozentrischen Sichtweise steht der Mensch mit seinen Bedürfnissen im Mittelpunkt, während der Natur keine eigenen, originären Ansprüche zugestanden werden. Eingriffe in die Natur sind erlaubt, wenn sie dem Menschen dienlich sind. Eine Pflicht, für die Zukunft vorzusorgen und Natur zu erhalten, besteht im anthropozentrischen Weltbild nur insoweit, wie natürliche Systeme für die Menschen heute und die nachfolgenden Generationen als wertvoll eingestuft werden und wie Natur als Mittel und Garant menschlichen Lebens und Erlebens einzuordnen

1 Die Meere im Anthropozän

ist. Dagegen stehen bei der biozentrischen Sichtweise die Belange des Menschen nicht über jenen der Natur, sondern jedem Lebewesen, sei es nun Mensch, Tier oder Pflanze, werden hier Rechte in Bezug auf die prinzipielle Chance zur eigenen Lebensentfaltung im Rahmen einer natürlichen Ordnung zugestanden. Schutzwürdigkeit begründet sich in der biozentrischen Sicht in einem inneren Wert, der jedem Lebewesen eigen ist. Natur hat einen Eigenwert, der nicht von den Funktionen abhängt, den sie aus der Sicht des Menschen heute erfüllt oder später einmal erfüllen könnte (WBGU, 1999).

Weder ein reiner Anthropozentrismus noch ein reiner Biozentrismus schien dem WBGU seinerzeit vertretbar, vielmehr bevorzugte er einen moderaten Anthropozentrismus. Bei dieser Betrachtung steht der Mensch mit seinen Bedürfnissen im Vordergrund, der Wert der Biosphäre für den Menschen wird aber weit gefasst. In WBGU (1999) wurden für den ökonomischen „Gesamtwert“ biosphärischer Leistungen folgende Wertekategorien unterschieden:

- *Nutzungsabhängige Werte:* Dies beinhaltet den wirtschaftlichen Nutzen etwa für Produktions- oder Konsumzwecke (z. B. Getreide als Nahrung, Holz für Bioenergie, Entspannung in einer Naturlandschaft), den funktionalen Nutzen (Ökosystemleistungen wie z. B. Küstenschutz durch Mangroven oder den hydrologischen Kreislauf) sowie den Symbolwert für religiöse oder spirituelle Nutzungen (z. B. heilige Bäume oder Wappentiere).
- *Nicht nutzungsabhängige Werte:* Hierunter fällt der Existenzwert, der die Wertschätzung des Menschen für das Bestehen von Natur, Arten oder Ökosystemen zum Ausdruck bringt, ohne dass damit ein konkreter Nutzen verbunden ist.
- *Optionswerte:* Diese betreffen potenzielle Nutzungen, die in der Zukunft liegen, heute noch nicht konkret absehbar und daher nur schwierig einzuschätzen sind, z. B. der potenzielle medizinische Nutzen zur Medikamentenentwicklung aus genetischen Ressourcen (Kap. 1.3.3).

Ein gemäßiger Anthropozentrismus und ein moderater Biozentrismus dürften in der Praxis zu ähnlichen Schlussfolgerungen bezüglich der Handlungsnormen führen. Solange eine neue Ethik für das Anthropozän noch nicht entwickelt ist, stützt sich der WBGU auch im vorliegenden Gutachten auf diese Sichtweise.

1.4.2 Leitbild für den Umgang mit den Meeren

Die Herausforderung für den Umgang mit den Meeren im Anthropozän besteht aus Sicht des WBGU darin, zwei Ziele zu vereinen: erstens einen „guten Zustand“

der Meere zu erhalten oder zu erreichen, der marine Biodiversität und Ökosystemleistungen langfristig für die heutigen wie für die zukünftigen Generationen sichert, sowie zweitens eine nachhaltige Nutzung der Meere zu ermöglichen, damit sie einen wichtigen Beitrag zur Ernährung, zur Energieversorgung und allgemeiner zur notwendigen Transformation zur Nachhaltigkeit leisten können. Der Umgang mit den Meeren sollte sich dazu an den folgenden drei grundlegenden Betrachtungsweisen orientieren.

1.4.2.1 Systemisch denken: Das Meer als Ökosystem und Teil des Erdsystems betrachten und erhalten

Ein Ökosystem ist ein dynamischer Komplex aus Pflanzen, Tieren, Mikroorganismen sowie der unbelebten Umwelt, die als funktionale Einheit interagieren (MA, 2005a). Der Mensch hängt fundamental von Ökosystemleistungen ab, für die wiederum die Aufrechterhaltung biologischer Vielfalt die Voraussetzung ist (CBD, 2010a). Gleichzeitig sind Menschen integraler Bestandteil der Ökosysteme. Anzustreben sind aus Sicht des WBGU gesunde, leistungsfähige und widerstandsfähige Meeresökosysteme inklusive ihrer biologischen Vielfalt.

Eine Voraussetzung für die Erreichung dieses Ziels ist, schädliche Einwirkungen auf die Meere zu vermeiden, die Ökosysteme gefährden können. Dazu gehören Verschmutzung (Schadstoffe, Nährstoffe, Sedimente), Versauerung, Klimawandel usw. Die Vermeidung des Raubbaus an marinen Bioressourcen sowie die Verhinderung des fortlaufenden drastischen Verlusts biologischer Vielfalt in den Meeren sind weitere Voraussetzungen. Der ökosystemare Ansatz, der im Rahmen der Biodiversitätskonvention entwickelt wurde (CBD, 2000, 2004c), ist mittlerweile im zwischenstaatlichen Bereich und darüber hinaus ein anerkanntes Konzept, das in viele Bereiche des praktischen Ökosystemmanagements Eingang gefunden hat. So fordert z. B. der Implementierungsplan der „Rio+10-Konferenz“ in Johannesburg dazu auf, den Ansatz in der Fischerei bis 2010 zu etablieren (WSSD, 2002:§29d), und die FAO hält den ökosystemaren Ansatz für einen Weg, um zur Nachhaltigkeit in der Fischerei bzw. Aquakultur zu kommen (FAO, 2003, 2009a; Kap. 4.1.3.1, 4.2.3.1). Der WBGU unterstützt diesen Ansatz. Er bleibt allerdings relativ abstrakt und muss jeweils für spezifische Anwendungen konkretisiert werden.

Das Ökosystem Meer ist darüber hinaus ein integraler Bestandteil des Erdsystems. Als riesiger Speicher für Wärme und Kohlenstoff bestimmt es, auch über die Meeresströmungen, das Erdklima wesentlich mit. Korallenriffe und Mangroven schützten einst Zehntausende von Kilometern Festlands- und Inselküsten vor

Stürmen und Hochwässern. Nicht nur das Ökosystem Meer, auch andere Teile des Erdsystems zeigen krisenhafte Entwicklungen, die einer nachhaltigen Entwicklung zuwider laufen – wichtiges Beispiel ist der anthropogene Klimawandel. Daher kann das Management des Ökosystems Meer nicht isoliert betrachtet werden, sondern ist immer auch im Kontext der Interaktion mit anderen Teilsystemen des Erdsystems zu bewerten. So ist z.B. Meeresschutz, der die Erfordernisse des Klimaschutzes oder des Schutzes der terrestrischen Biosphäre nicht berücksichtigt, nicht empfehlenswert. In vielen Fällen dient diese Sichtweise indirekt wieder dem Meeresschutz, da die Teilsysteme des Erdsystems interagieren – beispielsweise bremsen eine Reduktion der CO₂-Emissionen gleichzeitig die Erwärmung und die Versauerung der Meere. Zur systemischen Betrachtung gehört nicht zuletzt die Berücksichtigung der vom WBGU entwickelten Leitplanken für den Meeresschutz (Kasten 1-1).

1.4.2.2

Vorsorglich handeln: Unsicherheiten und Nichtwissen einkalkulieren

Das Vorsorgeprinzip ist im Kontext der Umwelt- und Entwicklungspolitik seit langem etabliert. Nach diesem Prinzip soll „angesichts der Gefahr irreversibler Umweltschäden (...) ein Mangel an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit nicht als Entschuldigung dafür dienen, Maßnahmen hinauszuzögern, die in sich selbst gerechtfertigt sind“ (UNCED, 1992a). Für die Meere ist dies von ganz besonderer Bedeutung, denn viele systemische Zusammenhänge sind erst in jüngerer Zeit bekannt geworden, und die komplexen Interaktionen lassen vielfach keine genauen Prognosen über die zukünftigen Entwicklungen zu. Viele Meeresökosysteme sind gleichzeitig verschiedenen Belastungen ausgesetzt, etwa der zunehmenden Versauerung des Meerwassers, Schadstoffeinträgen und Überfischung oder der physischen Zerstörung von Ökosystemen, deren Zusammenspiel nur schlecht erforscht ist (Kap. 1.2.8). Es ist daher häufig nicht absehbar, ob und unter welchen Umständen weitreichende Schäden an den Ökosystemen auftreten könnten. Hinzu kommen große Trägheiten im System Meer, so dass viele Auswirkungen menschlichen Handelns erst verzögert sichtbar werden und schnelle Korrekturen unmöglich sind. Nach Ansicht des WBGU ist es daher angemessen, bei der Nutzung der Meere eine große Vorsicht walten zu lassen. Entscheidungen über den Umgang mit den Meeren sollten darüber hinaus flexibel und reversibel sein, um eine Reaktion auf neue wissenschaftliche Erkenntnisse über die Auswirkungen des Handelns zu ermöglichen.

1.4.2.3

Zusammenarbeiten: Die Tragik der Allmende überwinden

Das Meer ist in vielen Teilen als Gemeingut frei zugänglich, vielfach unkontrolliert nutzbar, und viele Eingriffe der Menschen folgen dem Muster der so häufig beschriebenen „Tragik der Allmende“, nach der frei verfügbare, aber begrenzte Ressourcen von Übernutzung bedroht sind (Hardin, 1968). Gleichzeitig sind die Meere einer Vielzahl neuer Nutzungen ausgesetzt, etwa sich öffnenden Schifffahrtsrouten durch Schmelzen arktischer Eismassen, Exploration und Förderung energetischer und mineralischer Ressourcen in der Tiefsee, erneuerbarer Energie auf und im Meer oder Offshore-Aquakultur. Diese erzeugen – auch kumulierend – neuen Nutzungsdruck und neue Risiken für die marinen Ökosysteme und stehen zudem oftmals in Konkurrenz zueinander. Untersuchungen von Ostrom et al. (1999) für lokale Allmendegüter (Wasser, Seen, Weideland) zeigen, dass eine Übernutzung von Allmendegütern vor allem auf fehlende Regeln zurückzuführen ist, beispielsweise die fehlende Zuordnung von Nutzungsrechten. Es muss aus Sicht des WBGU also darum gehen, die Nutzung der Meere als Gemeingut weiterhin zu ermöglichen, sie aber klaren Regeln zu unterwerfen, um eine Übernutzung zu vermeiden.

Als Ausgangspunkt für Regeln eines nachhaltigen Umgangs mit dem Meer eignet sich nach Ansicht des WBGU der Gedanke, das Meer als „Gemeinsames Erbe der Menschheit“ zu betrachten. Dieses Konzept ist durch das UN-Seerechtsübereinkommen (Kap. 3.2) bereits völkerrechtlich für die mineralischen Ressourcen des Meeresbodens jenseits nationalstaatlicher Hoheitsbefugnisse verankert. Der WBGU schlägt vor, es konsequent auf die Meere anzuwenden, die damit heute und in Zukunft allen Menschen gehören sollten (Kap. 7.2.1). Das Konzept sollte mit dem Gedanken der Verantwortungsübernahme im Anthropozän und dem Konzept der Nachhaltigkeit verbunden werden. Eine klare Zuweisung von Rechten an der Nutzung und Pflichten zum Schutz des Menschheitserbes sowie eine gerechte Verteilung der damit verbundenen Vorteile und Kosten könnten schließlich den unregelmäßigen Zugang zu den Meeresökosystemen und die daraus häufig erfolgende Übernutzung verhindern. Auf diese Weise kann der Charakter der Meere als globales Gemeinschaftsgut, das allen zugänglich ist und von dessen Nutzung alle profitieren können, erhalten bleiben, während gleichzeitig den Erfordernissen des Erhalts der Lebensgrundlagen Rechnung getragen wird.

1.4.3

Exemplarische Konkretisierung des Leitbilds für den nachhaltigen Umgang mit dem Ökosystem Meer

Ausgehend von einer globalen Transformation zur Nachhaltigkeit, bei der dem Klimawandel eine besondere Bedeutung zukommt, hat der WBGU den notwendigen Übergang in eine klimafreundliche Gesellschaft ausführlich in einem vorangehenden Gutachten behandelt (WBGU, 2011). In zwei der drei vom WBGU identifizierten Transformationsfelder für den Klimaschutz spielt auch die Meeresnutzung eine große Rolle: im Transformationsfeld Energie, wo die Nutzung von Meeresenergie direkt zur Transformation der Energiesysteme beitragen kann, sowie im Transformationsfeld Landnutzung, die über die Ernährung mit der Nahrungsversorgung aus dem Meer verknüpft ist. Der WBGU greift im vorliegenden Gutachten diese beiden Transformationsfelder auf und analysiert sie für die Meere. Er stellt die Frage, welchen Beitrag eine nachhaltige Nutzung der Meere für die beiden zentralen menschlichen Bedürfnisfelder Energie und Ernährung und ihre Transformation leisten kann:

- › Wie kann in und auf den Meeren nachhaltig und klimafreundlich Energie erzeugt werden?
- › Wie kann nachhaltig gefischt werden und wie kann nachhaltig Nahrung in Aquakultur erzeugt werden, so dass das Ökosystem Meer geschützt wird?

Über allem schwebt jedoch die zentrale Frage, wie eine weitere Übernutzung wider besseren Wissens verhindert und ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren tatsächlich umgesetzt werden kann:

- › Wie sieht eine Governance der Meere aus, die den Herausforderungen des Anthropozäns gewachsen ist?

2.1

Weltgesellschaft und Weltmeere

2.1.1

Die Weltgesellschaft erscheint im Anthropozän

Für die vom WGBU vorgeschlagene Weiterentwicklung der Meeres-Governance ist entscheidend, dass die Meere *das* Medium der Globalisierung und die „liquide“ Grundlage der Weltgesellschaft sind. Wenn der Mensch im Holozän erscheint, wie eine Erzählung des Schweizer Romanciers Max Frisch (1979) metaphorisch (und wissenschaftlich nicht ganz korrekt) besagt, kommt analog die Menschheit im Anthropozän zum Bewusstsein ihrer globalen Vergesellschaftung und Verantwortung. Entstanden ist und verfestigt hat sich dieses Bewusstsein mit der Erschließung des Globus durch die transkontinentale Seefahrt und damit verbundene Himmelsbeobachtungen. Im Hegelschen Sinne kommt die Menschheit auf den Meeren zum globalen Bewusstsein ihrer selbst, beginnend mit den zeitgenössisch noch wenig reflektierten Raubzügen der Wikinger, die im 9.–11. Jahrhundert bis nach Nordafrika und Nordamerika ausgriffen, nachdem Phönizier, Griechen und Römer über die Kolonisation des Mittelmeeres bereits erste, meeresbezogene, regionale Identitäten geschaffen hatten. Bei den Römern geschah dies in Form eines politischen Imperiums (Mare nostrum) und einer universalistischen Rechtsordnung. Der Hansebund und die kolonialen Expeditionen der europäischen Mächte im „Zeitalter der Entdeckungen“ haben dieses globale Bewusstsein gefestigt und sowohl eine Meereskultur wie auch ein auf die Meere bezogenes Recht hervorgebracht. Dieses Recht trägt insofern universalistische oder globale Züge, als es nicht auf territorialer Begrenzung fußen kann und die Hohe See als globales Gemeinschaftsgut und sinngemäß als „Erbe der Menschheit“ definiert. Dieses Potenzial gilt es im Zuge der Bewusstwerdung globaler Interdependenzen und „globaler“ Governance

im Sinne eines Weltgesellschaftsvertrags auszubauen.

Die Weltmeere bildeten die natürliche Umwelt des entstehenden internationalen Staatensystems. Die Herausbildung moderner Staatlichkeit und der Weltwirtschaft wurde wesentlich durch die auf den Weltmeeren vollzogene erste Welle der Globalisierung im Früh- und Hochkolonialismus, zunächst unter portugiesischer und spanischer, dann niederländischer, britischer und schließlich US-amerikanischer Ägide vorangetrieben. Internationale Beziehungen, Völkerrecht und freier Welthandel entwickelten sich auf dieser Grundlage. Die Globalisierung, die vor etwa fünfhundert Jahren einsetzte, ist durch die offene See charakterisiert. Die Expansion ins Meer unterscheidet sich wesentlich von der auf den Landflächen, weil sie nicht durch Grenzmarkierungen geleitet und behindert war. Dieser spontan-praktische Universalismus und Kosmopolitismus kennzeichnen das Seerecht und die weltumspannenden Handels- und Verkehrsbeziehungen, immer im Dualismus zur Entwicklung an Land, die auf der Konstitution, Konzentration und Kooperation, aber auch auf der Abschottung und dem exklusiven Geltungsanspruch nationalstaatlicher Systeme beruhte.

Zugleich übernahmen die Meere ausgleichende Funktionen. Das gilt vor allem für die Küstenstädte, die sich durch globale Vernetzung immer ein Stück aus der Umklammerung der nationalen bzw. imperialen Ordnungen zu befreien trachteten. Touristen und alle die in der Nähe der Meere lebten, entdeckten die Küsten als ästhetisch-utilitären Vorzugsraum und im 19. Jahrhundert die Strände als Ort der Erholung und Sommerfrische. Hinzu kam der Kreuzfahrttourismus, der sich im Verlauf des 20. Jahrhunderts vom Privileg der Aristokratie und Oberschichten zum Meeres-Massentourismus entwickelte. In dieser Phase vervielfältigten sich die verschiedenen, im Folgenden näher beleuchteten Nutzungsformen des Allmendeguts Weltmeere (Kap. 1.1), die zu Übernutzung und Verschmutzung geführt haben (Kap. 1). In diese Periode fallen auch erste – mittlerweile als unzureichend erkannte – Nutzungs- und Schutzregulierungen auf nationaler, regionaler und globaler Ebene (du Jourdin, 1993; Rother-

2 Weltgesellschaft und Gesellschaftsvertrag

mund, 2002; Weigelin-Schwiedrzik, 2004; Benjamin, 2009; Abulafia, 2011; Thornton, 2012; Winchester und Müller, 2012; Kupperman, 2012; Arthus-Bertrand und Skerry, 2013; Hattingois-Fornier, 2013; Roberts, 2013).

2.1.2

Die entstehende Weltgesellschaft und Weltgesellschaftstheorie

Die Verdichtung globaler Trends – wie die Herausbildung einer globalen Marktwirtschaft, einer weltweiten Kommunikations- und Wissensinfrastruktur, eines den Erdball umspannenden Verkehrs- und Transportnetzes sowie einer zunehmend global vernetzten und agierenden Zivilgesellschaft – hat in den vergangenen Jahrzehnten schrittweise zur Herausbildung globaler Interdependenzen geführt. Diese globalen Verflechtungen beeinflussen zunehmend die Entwicklungen in den einzelnen Nationalstaaten. Die Meere spielen als Transportmedium für Güter und Personen nach wie vor eine zentrale Rolle bei der Herausbildung dieser globalen Zusammenhänge. Heute werden ca. 95% des globalen Ferngüterhandels (mengenmäßig in Tonnen) über die See abgewickelt (Flottenkommando der Marine, 2011:94). Der Personen- und Güterverkehr über die Meere umfasst heute den gesamten Erdball (Abb. 1.1-1).

Wichtiger Bestandteil der globalen Interdependenzen sind heute auch die von Menschen verursachten globalen Umweltveränderungen, die direkt oder indirekt – über den Einfluss von Aktivitäten an Land auf das Meer – das marine Ökosystem betreffen. Wenn das kollektive Ausmaß menschlicher Aktivitäten im Anthropozän zu einer dominierenden planetarischen Kraft geworden und die Weltgesellschaft zum zentralen Subsystem des Erdsystems avanciert ist, betrifft dies nicht nur die Landoberfläche, sondern ebenso die Weltmeere. Neuere Analysen (Halpern et al., 2008) zeigen, dass heute 40% der Meere *stark* durch menschliche Aktivitäten beeinflusst sind, kaum ein Gebiet ist noch unberührt. Werden die Erdatmosphäre, Böden, Wasser und Ressourcen weiter in steigendem Maße übernutzt, droht die Überschreitung planetarischer Leitplanken und damit die irreversible Schädigung der natürlichen Lebensgrundlagen der Menschheit (WBGU, 1995, 1998, 2000, 2003, 2011; Rockström et al., 2009).

Derartige globale Erdsystemrisiken untergraben die operative Logik der bestehenden nationalstaatlichen Institutionen, denn sie lassen sich nicht mehr geographisch auf deren Territorium und Zuständigkeit beschränken. Die Globalisierung der Umwelteinflüsse bedeutet, dass wir uns zunehmend alle gegenseitig beeinflussen, egal wo wir leben („Environmental glo-

balization means that we all increasingly affect each other regardless of where we live“; Harris, 2010: 141). Zwar sind nicht alle Erdregionen gleichermaßen von den Auswirkungen globaler Umweltveränderungen betroffen, es stehen aber auch nicht allen Gesellschaften die gleichen infrastrukturellen, technischen und ökonomischen Anpassungskapazitäten zur Verfügung. Gleichwohl lassen sich in einer „Weltrisikogesellschaft“ (Beck, 2007), für die ein historisch einzigartiges Ausmaß an Konnektivität zwischen einer Vielzahl von Akteuren konstitutiv ist, verschiedene krisenhafte Erscheinungen kaum noch regional eingrenzen, was insgesamt die Vulnerabilität des sozialen Systems erhöht (Homer-Dixon, 2006: 112ff.). So ist ein gescheiterter Staat (failed state) wie Somalia eben nicht nur ein Problem für seine eigene Bevölkerung und Anrainerstaaten wie Äthiopien oder Kenia; die vom somalischen Festland ausgehende Piraterie bedroht auch wichtige internationale Schifffahrtsrouten und hat zu anhaltenden militärischen Operationen wie der NATO, der EU oder China in der Region geführt.

Die räumliche Ausweitung sozialer und ökonomischer Verflechtungen bei gleichzeitigem Fehlen eines adäquaten Ordnungsrahmens sowie handlungsfähiger internationaler Institutionen haben dazu geführt, dass kein Nationalstaat – so mächtig er auch sein mag – heute noch dazu in der Lage ist, die Probleme, welche sich der Menschheit in einer globalisierten Welt stellen, alleine zu lösen (Beck, 2007: 356ff.). Die Ohnmacht nationaler Politikmaßnahmen bleibt nicht auf die Eindämmung globaler Umweltprobleme beschränkt, sondern betrifft auch die wirtschaftlichen und sozialen Problemfelder, die aus einer weitgehend ungesteuerten und beschleunigten Globalisierung resultieren. Damit kehren regional und global Herausforderungen wieder, die durch umweltpolitische und wohlfahrtsstaatliche Maßnahmen auf nationaler Ebene gelöst zu sein schienen (Messner, 2000: 55). Globale Umweltprobleme wie der Klimawandel oder die Bedrohung der Meere, aber auch die globale Finanz- und Wirtschaftskrise wirken wie ein „Makroskop“, das den Menschen das weltumspannende Netz ihrer Interdependenzen verdeutlicht und die entstehende Weltgesellschaft ins Bewusstsein der Menschheit treten lässt.

Die Bindung des Gesellschaftsbegriffs an den Nationalstaat – „methodologischer Nationalismus“ (Regieren jenseits des Nationalstaates; Zürn, 1998) – hat lange Zeit verhindert, die Welt in ihrer Gesamtheit als soziale Einheit eigener Art zu denken (Greve und Heintz, 2005: 89). Dabei beschreibt Erasmus von Rotterdam bereits im frühen 16. Jahrhundert die Welt als „gemeinsames Vaterland aller Menschen“ (von Rotterdam, 1521; Leggewie, 2001). In den Schriften der französischen Freimaurer von 1740 wurde die Welt als große

Republik bezeichnet, der jede Nation als eine Familie und jedes Individuum als Kind angehöre (Messner, 2000:45). Im Jahr 1784 hat Immanuel Kant den Begriff der „Weltbürgergesellschaft“ eingeführt und in seiner Schrift „Zum Ewigen Frieden“ (1795) präzisiert. Die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde durch zwei Weltkriege und die große Weltwirtschaftskrise geprägt. Die berühmten Bilder vom „blauen Planeten“, die durch die bemannte Raumfahrt Ende der 1960er Jahre möglich wurden, übersetzten sich in das Verständnis von der „Einen Welt“ (Messner, 2000:45). Diese Bilder stellen somit eine „objektive“ Entsprechung zur subjektiven Selbstvergewisserung auf den Meeren in der frühen Neuzeit dar, die in Kapitel 2.1.1 als Bewusstsein der globalen Vergesellschaftung und Verantwortung beschrieben wurde.

Während Begriffe wie „Weltwirtschaft“, „Weltliteratur“, „Weltbürger“ oder „Weltfrieden“ Teil des täglichen Sprachgebrauchs sind, bleibt das Konzept der „Weltgesellschaft“ umstritten (Messner, 2000:46). Anfang der 1970er Jahre führte eine Reihe von Autoren nahezu zeitgleich und dennoch unabhängig voneinander das Theorem „Weltgesellschaft“ (Greve und Heintz, 2005) in die wissenschaftlichen Debatten ein. Dazu zählen John Burton (1972), Niklas Luhmanns (1975) systemtheoretische Weltgesellschaftstheorie, die im Kontext der Entwicklungssoziologie entstandene Weltgesellschaftstheorie von Peter Heintz (1974) sowie die World-polity-Theorie von John Meyer (1980). Alle Weltgesellschaftstheorien teilen die Vorstellung, dass im Laufe der historischen Entwicklung ein umfassender globaler Zusammenhang entstanden ist, der eine eigene Form der Sozialorganisation bildet. Die Weltgesellschaft zeichnet sich durch nicht reduzierbare Strukturmerkmale aus, und alle sozialen Prozesse und Einheiten sind als Folge dieser sich herausbildenden globalen Strukturmerkmale aufzufassen (Greve und Heintz, 2005).

Dies unterscheidet Weltgesellschaftstheorien von konventionellen Globalisierungstheorien, die überwiegend bei der Beobachtung einer zunehmend vernetzten Welt stehen bleiben. „Weltgesellschaft“ hat dagegen eine doppelte Bedeutung. Zunächst meint der Begriff – hier besteht Übereinstimmung mit dem Globalisierungstheorem – dass ein globaler Wirkungszusammenhang entstanden ist, der nationale Grenzen überschreitet (Greve und Heintz, 2005:110). Darüber hinaus seien aber innerhalb dieses globalen Interdependenzgeflechts übergeordnete Strukturen entstanden, die auf die Ereignisse und Prozesse der unteren Systemebenen einwirken (Greve und Heintz, 2005:110). Damit sind nicht allein supranationalstaatliche Organisationen gemeint, sondern auch übergeordnete Ordnungsstrukturen und Institutionen wie eine weltweit zu beob-

achtende makroökonomische Konvergenz (Marktwirtschaft), transnationale Milieus und Mentalitäten (eine internationale Business Class sowie weltweite Migranten-Diasporas) sowie grenzüberschreitende normative Ordnungen (wie Menschenrechte, Demokratisierung, die Rechtsformel „Responsibility to Protect“ usw.). Diese zweite Bedeutungsebene der Weltgesellschaftstheorie ist umstritten. Kritiker des Konzeptes argumentieren, dass eine Weltgesellschaft ein Minimum an Konsens, d.h. einen impliziten oder expliziten Gesellschaftsvertrag voraussetze. Dies sei gegenwärtig nicht gegeben und die Voraussetzungen eines solchen gemeinsamen geteilten Verständnisses – wie vergleichbare sozioökonomische Lebensbedingungen oder ein gemeinsames Wir-Gefühl – fehlten (Messner, 2000:46).

Die sich entwickelnde Weltgesellschaft unterscheidet sich von nationalstaatlich organisierten Gesellschaften vor allem in Bezug auf das Fehlen einer wirksamen Exekutivgewalt. Im Völkerrecht bilden sich aber vielfältige entsprechende Regularien oder Institutionen, deren Bedeutung stetig zunimmt (lex mercatoria, Welthandelsrecht; WTO und Weltbank; regionale Menschenrechtsgerichtshöfe, Internationaler Seegerichtshof, ständiger Internationaler Strafgerichtshof, Überwachungsorgane der universellen Menschenrechtspakte, die „Rio-Konventionen“ zu Klima, Biodiversität und Desertifikation usw.). Diese Entwicklung findet ihren Niederschlag aber auch in der wachsenden Bedeutung globaler Rating-Agenturen oder privater Schiedsgerichte für Streitschlichtung zwischen transnationalen Unternehmen, wie etwa des Internationalen Zentrums zur Beilegung von Investitionsstreitigkeiten ICSID (Fischer-Lescano und Möller, 2012:17ff.) Das Staatensystem bildet weiterhin die Legitimationsgrundlage und gewissermaßen das Gerippe dieser supra- und transnationalen Übereinkünfte und Gremien, aber die Nationalstaaten haben kein Gestaltungsprimat: „Die Weltgesellschaft ist eine Gesellschaft ohne Spitze und ohne Zentrum. (...) Diese Dezentrierung und Ausdifferenzierung (...) ist janusköpfig. Sie bietet neue Chancen und verändert die Machtverhältnisse, produziert aber auch massive Gefährdungslagen“ (Fischer-Lescano und Möller, 2012:16ff.).

Während an der Existenz der Weltgesellschaft im Sinne eines globalen Interdependenzgeflechts kaum noch gezweifelt werden kann, sind übergeordnete Ordnungsstrukturen bislang in einem unterschiedlichen Maße realisiert.

Erschwert wird der Aufbau globaler Ordnungsstrukturen und Institutionen durch die vergleichsweise großen räumlichen sowie die kulturellen und sozialen Distanzen zwischen Akteuren, die an der Genese und Reproduktion globaler Strukturen beteiligt sind (Greve und Heintz, 2005:111). Das Problem der räumlichen

Distanz verlor in der letzten Dekade zunehmend an Gewicht, vor allem durch deutlich erleichterte Reismöglichkeiten und die Revolution in den Kommunikationstechnologien. Das Vorhandensein einer technischen Infrastruktur reicht jedoch nicht aus, um weltumspannende Zusammenhänge entstehen zu lassen: „Um der kulturellen und sozialen Heterogenität entgegenzutreten, bedarf es zusätzlich einer kulturellen, Infrastruktur“ (Greve und Heintz, 2005: 112).

Die Meere haben als Globalisierungsmedium wesentlich zur Herausbildung der Weltgesellschaft beigetragen und stellen noch immer ihr Rückgrat dar. Eine reformierte Meeres-Governance könnte daher auch Anstöße für eine zukunftsfähige Gestaltung der Weltgesellschaft bieten. Längst hat sich für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere ein internationaler Ordnungsrahmen herausgebildet (z.B. zu Fischerei, Schifffahrt), der zwar noch weiter entwickelt werden muss, der aber bereits jetzt weit über das Niveau hinausreicht, das wir in anderen Bereichen der internationalen Beziehungen bzw. zur Governance anderer globaler öffentlicher Güter vorfinden (Kap. 3). Trotz der Bedeutung der Meere als Beispiel für ein vergleichsweise weit entwickeltes internationales Institutionalisierungsniveau haben die Meere und die Meeres-Governance in den verschiedenen Versuchen zur Theoretisierung der Weltgesellschaft bislang kaum Berücksichtigung gefunden.

2.1.3 Die kosmopolitische Herausforderung

Die Entstehung der Weltgesellschaft ist weder automatisch friedensfördernd noch führt sie geradezu zu mehr Wohlfahrt. Die politische sowie institutionell-rechtliche Einhegung der marktgetriebenen Globalisierungsprozesse ist eine der Zukunftsaufgaben des 21. Jahrhunderts (Messner, 2010: 53, 71). Eine Möglichkeit, die Voraussetzungen dafür zu schaffen, dass sich die politischen Entscheidungsspielräume wieder vergrößern, liegt in der Etablierung „kosmopolitischer Formen der Staatlichkeit“ (Beck 2007: 128), wie sie im Prozess der europäischen Integration, der Herausbildung internationaler Organisationen sowie verschiedener Varianten der Global Governance zum Ausdruck kommen (Beck, 2007: 126ff.). Die Europäisierung und – auf globaler Ebene – Kosmopolitisierung des politischen Ordnungsrahmens wie auch der Institutionen böten nicht nur die Möglichkeit, Probleme wie die globale Finanz- und Wirtschaftskrise, sozioökonomische Ungleichheit oder auch die Herausforderungen, vor welche uns globale Umweltveränderungen wie die Schädigung der marinen Ökosysteme stellen, effektiver

zu bearbeiten. Hieraus ergäben sich auch grundlegend neue Partizipations- und Demokratiemöglichkeiten; die Weltgesellschaft muss nicht zwangsläufig in einer undemokratischen Weltregierung münden, wie mahnende Stimmen befürchten. Beispielsweise verfügen heute an vielen Orten der Welt Menschen über keine oder nur eingeschränkte politische Teilhaberechte, weil ihre nationalstaatliche Zugehörigkeit nicht mit dem Staat identisch ist, in dem sie leben. Wie Formen der „kosmopolitischen Demokratie“ (Gilroy, 2004: 7) genau aussehen könnten, ist aber gegenwärtig noch nicht zu sagen; Paul Gilroy spricht daher auch von einem „cosmopolitan yet-to-come“ (Gilroy, 2004: 334).

Solche kosmopolitischen Perspektiven sowie Diskussionen um die Weltgesellschaft und eine Weltregierung werden in der Regel als realitätsfern und Wunschdenken abgetan. Doch ist Kosmopolitismus nicht länger ein utopisches Prinzip sozialwissenschaftlicher bzw. philosophischer Elfenbeinturmdebatten, sondern im Erdzeitalter des Menschen die Einsicht in bereits existierende Zwänge und Interdependenzen. Aus dieser Perspektive sind nicht die Verfechter einer kosmopolitischen Ordnung welt- und realitätsfremd, sondern all jene, die in einer global verflochtenen Welt am primären Organisationsrahmen des Nationalstaats festhalten wollen (Beck, 2007).

Die Unzulänglichkeit der internationalen Kooperationen und Institutionen, die z.B. bei der politischen Bearbeitung des anthropogenen Klimawandels oder der Weltfinanz- und -wirtschaftskrise beobachtet werden kann, darf nicht den Blick darauf verstellen, dass bereits zahlreiche globale Institutionen existieren, die mehr oder weniger gut funktionieren. So z.B. die Weltbank, die Weltgesundheitsorganisation, aber auch internationale Nichtregierungsorganisationen wie das Rote Kreuz, Amnesty International oder Greenpeace. Für Schutz und Nutzung der Meere gibt es heute bereits umfassende internationale Arrangements, wie das UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS) oder private Initiativen transnationalen Zuschnitts, wie den Marine Stewardship Council (MSC; Kap. 3.5.2).

Die Existenz solcher transnationalen Institutionen bedeutet selbstverständlich nicht, dass die starken Widerstände außer Acht gelassen werden können, die der Etablierung kosmopolitischer Formen der Governance entgegenwirken. Dieser Widerstand kann von nationalen politischen Entscheidungsträgern ausgehen, die Machtverlust fürchten, oder von Akteuren der Wirtschaft, deren Gewinninteressen die organisierte globale Unverantwortlichkeit in die Karten spielt. Nicht zu vernachlässigen ist auch die Bedeutung der angewöhnten Fixiertheit auf den Nationalstaat („Habituszwang“), die es Menschen heute erschwert, sich mit übernational-staatlichen gesellschaftlichen Einheiten und Institutio-

nen zu identifizieren (Elias, 1987:301 ff.). Beobachtet werden kann dies etwa im europäischen Einigungsprozess. Diese Widerstände sind enorm und es ist möglich, dass alle Bemühungen, eine Kosmopolitisierung des Institutionsgefüges herbeizuführen, scheitern werden. Die Schwierigkeit besteht darin, einerseits das Denken und Empfinden („Wir-Gefühle“) und andererseits die sozialen und politischen Institutionen mit den faktisch bereits bestehenden globalen Verflechtungen in Einklang zu bringen. In diesem Sinne beschreibt Kosmopolitismus nicht einfach den Namen einer Lösung, sondern einer Herausforderung (Appiah, 2007: 11).

2.1.4 Die globale Wertschätzung der Meere

„Wir müssen die Meere in unser Herz schließen“ erklärte die deutsche Bundeskanzlerin Angela Merkel anlässlich einer Meeresschutzkonferenz ihrer Partei im Jahr 2011 (Merkel, 2011). Sie hat damit einerseits überrascht, da die Meere und ihr Zustand in Deutschland kein Spitzen Thema sind, andererseits breite Zustimmung hervorgerufen, da auch in Deutschland die Meere von der Bevölkerung als sehr wichtig bewertet werden und ihr Schutz hohe Priorität genießt. Dieser Befund aus vergleichenden demoskopischen Umfragen und einigen wenigen Hinweisen aus dem World Value Survey (WVS, 2011) wird bestätigt durch empirische Detailstudien in den USA, Neuseeland, Australien, Großbritannien und anderen Ländern (Spruill, 1997; Arnold, 2004; Sesabo et al., 2006; Mee et al., 2008; Whitmarsh und Palmieri, 2009; Freeman et al., 2012; Halpern et al., 2012; Ressurreição et al., 2012; Ranger et al., o.J.). Dabei wurden u. a. die Errichtung von Meeresschutzgebieten, die Notwendigkeit einer ökosystemaren Meeresraumplanung und die Umsetzung der europäischen Meeresschutzrichtlinien thematisiert. Diese Studien zeigen, dass

- › die Meere unter den ökologischen Krisen in der öffentlichen Wahrnehmung nicht an erster Stelle rangieren, dass aber das Verständnis für ihre zentrale Rolle im Umweltsystem und beim Umweltschutz gewachsen ist;
- › die generelle Öffentlichkeit mit den Meeren starke positive Assoziationen und gefühlsmäßige Bindungen verbindet. Das Motiv der Nachhaltigkeit wird am Beispiel der Meere besonders plausibel, d. h.: der Verzicht auf nicht nachhaltige Nutzung wird im Blick auf die Erhaltung der Meeresqualität gesellschaftlich breit befürwortet;
- › die Öffentlichkeit die Meere überwiegend für bedroht hält und allgemein eine stärkere Regulierung und mehr Schutzanstrengungen und eine Erweiterung der Schutzgebiete befürwortet. Sie vermutet ein höheres

Schutzniveau als es tatsächlich gibt. Dem Schutz der Küsten wird eine leicht höhere Präferenz eingeräumt als dem Schutz der Tiefsee, Einträge von Land werden als gefährlicher bewertet als z. B. die negativen Folgen der Überfischung;

- › die Öffentlichkeit Forschungs- und Erholungsaktivitäten zum bzw. am Meer befürwortet und kommerziellen Nutzungen gegenüber eher zurückhaltend bis skeptisch gegenüber steht.

Dieser Befund wirft Handlungsdilemmata und Forschungsfragen auf. Erstens sollte die generelle Bewertung der Meere und ihres Schutzes differenzierter als bisher und im Zeitverlauf abgefragt werden. Dabei sollten (1) Positionen wichtiger Akteure (der Fischerei- und Aquakulturindustrien, der Natur- und Umweltschutzverbände, der Tourismusbranche) mit den generellen Einstellungen und Werthaltungen ermittelt, (2) stärker nach kulturellen Traditionen, Einkommen und geografischer Lage differenziert, sowie (3) sektorale Vorhaben und Planungen besser mit ökosystemischen Überlegungen vereinbart werden.

Zweitens sollte neben den generellen Haltungen zum Meer(esschutz) auch die konkrete Bereitschaft abgefragt werden, durch höhere Steuerbeiträge, verändertes Konsumverhalten und aktive Mitwirkung beim Meeresschutz selbst zu einer Verbesserung der Meeresqualität beizutragen. Die Bereitschaft dazu sinkt bei niedrigem Einkommen, bei großer Entfernung des Wohnortes von der Küste und mit der Bewusstwerdung der konkreten Folgen einer Schutzstrategie für jeden Einzelnen (etwa Restriktionen bei der Wahl des Urlaubsortes, dem Verhalten während eines Urlaubs am Strand, im Blick auf die erhöhten Kosten zertifizierter Fischprodukte usw.).

2.2 Ein Gesellschaftsvertrag für die Meere

2.2.1 Ein Gesellschaftsvertrag als Grundlage der Großen Transformation

Der folgende Abschnitt ist in wesentlichen Teilen und teilweise wörtlich dem WBGU-Gutachten „Welt im Wandel – Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ (2011) entnommen. In diesem Hauptgutachten legt der WBGU die dringende Notwendigkeit und die Vorteile einer Transformation zur Nachhaltigkeit dar und gibt Empfehlungen zur Erreichung dieses Ziels. Unter „Großer Transformation“ versteht der WBGU die weltweite Veränderung von Wirtschaft und Gesellschaft in Richtung Klimaverträglichkeit und Nachhalt-

tigkeit. Die Transformation zur Nachhaltigkeit hat das Ziel, die natürlichen Lebensgrundlagen der Menschheit langfristig zu sichern. Dies verlangt Technologiesprünge, neue Wohlfahrtskonzepte, vielfältige soziale Innovationen sowie ein bislang unerreichtes Niveau an internationaler Kooperation. Die Weltwirtschaft soll innerhalb der Grenzen des Erdsystems (planetarische Leitplanken) operieren und dadurch irreversible Schäden vermeiden. Die Große Transformation vermeidet aber nicht nur Schäden im Erdsystem, sondern bringt auch wertvolle Vorteile für die Menschen mit sich. Insgesamt zielt die Große Transformation auf eine Wirtschaftsweise, die auch den zukünftigen Generationen ihre Freiheitsspielräume und Handlungsoptionen bewahrt. Diese Herausforderung ist nur durch einen breiten gesellschaftlichen Dialog und einen Konsens in den Kernfragen der Zukunftsfähigkeit zu meistern. Den erforderlichen weltgesellschaftlichen Konsens bezeichnet der WBGU als neuen Gesellschaftsvertrag, der Zukunftsverantwortung mit demokratischer Teilhabe kombiniert. In einer solchen gedachten Übereinkunft würden sich Individuen und zivilgesellschaftliche Gruppen, Staaten und die Staatengemeinschaft sowie Unternehmen und Wissenschaft verpflichten, gemeinsame Verantwortung für den Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen zu übernehmen. Beispielsweise würden Vereinbarungen für die Erhaltung globaler Gemeinschaftsgüter getroffen werden.

Mit der Idee des Gesellschaftsvertrags, die bereits Vorläufer in der Antike hat, wird in der neuzeitlichen Philosophie staatliche Ordnung und politische Herrschaft begründet. Danach schließen sich Menschen aus freiem Willen in einem politischen Gemeinwesen zusammen und verpflichten sich, zum gegenseitigen Nutzen gemeinsamen Regeln und Pflichten nachzukommen. Vertreter der klassischen Vertragstheorie sind Thomas Hobbes (1588–1679), John Locke (1632–1704), Jean-Jacques Rousseau (1712–1778) und Immanuel Kant (1724–1804). Die Denkfigur des Gesellschaftsvertrags war radikal, weil sie den Menschen nicht mehr in einer Gott gegebenen Ordnung aufgehoben sah, sondern ihm die Stiftung und Sicherung menschlichen Zusammenlebens selbst auftrug. Der neue Gesellschaftsvertrag zur Nachhaltigkeit sollte aufgrund des grenzüberschreitenden Charakters der Risiken und Naturgefahren eine globale Reichweite haben und kann sich nicht mehr allein auf die Nationalstaaten beziehen.

Zentrales Element im neuen Gesellschaftsvertrag des WBGU ist der „gestaltende Staat“, der sein Handeln an der Nachhaltigkeit ausrichtet und die Bürger verstärkt an Entscheidungen beteiligt. Während der liberale Rechtsstaat primär auf die Erhaltung der öffentlichen Ordnung ausgerichtet ist und sich der Wohlfahrtsstaat um das Wohlergehen seiner Bürger kümmert, stellt der

Gewährleistungsstaat lediglich die Erledigung öffentlicher Aufgaben sicher, die vornehmlich durch Private erfolgt. Der gestaltende Staat hingegen setzt aktiv Prioritäten und macht diese durch entsprechende Anreize und Sanktionen deutlich. Der gestaltende Staat steht fest in der Tradition der liberalen und rechtsstaatlichen Demokratie, entwickelt diese aber im Sinne der Zukunftsfähigkeit demokratischer Gemeinwesen und freier Bürgergesellschaften weiter; dabei berücksichtigt der gestaltende Staat die ökologischen Grenzen, innerhalb derer sich Wirtschaft und Gesellschaft entfalten können.

Die bisherigen großen Transformationen der Menschheit waren weitgehend ungesteuerte Ergebnisse evolutionären Wandels. Die Berücksichtigung wissenschaftlichen Sachverstands ist unverzichtbarer Bestandteil modernen Regierungshandelns und in einer komplexer werdenden Welt von wachsender Bedeutung. Dies gilt besonders für die Transformation zur nachhaltigen Gesellschaft, weil sie in hohem Maß durch Handeln unter Unsicherheit gekennzeichnet ist. Die Wissenschaft hat die Aufgabe Optionen aufzuzeigen, beschließen müssen die in der Demokratie dafür für vorgesehenen Entscheidungsträger.

2.2.2

Reform der Meeres-Governance

Die Nutzung der Meere ist heute noch überwiegend auf ihre Ausbeutung beschränkt. Setzt sich dieser Trend unverändert fort und werden keine Vereinbarungen zum Schutz der Meere getroffen sind irreversible Schäden sehr wahrscheinlich (Kap. 1). Im Folgenden wird dargestellt, wie die Governance der Meere aus Sicht des WBGU reformiert werden sollte, um den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere dauerhaft sicherzustellen. Grundlage für diese Überlegungen ist das WBGU-Gutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ (WBGU, 2011).

Die Anwendung der Großen Transformation auf die Meere hätte eine veränderte Nutzung der Meere zur Folge: Die Menschen müssten im Meer sowohl als „kluge Jäger und Sammler“ als auch als „nachhaltige Gärtner“ agieren. Hierdurch könnte der heute prekäre Zustand der Meere nicht nur stabilisiert, sondern auch verbessert werden. Ein einseitiger, auf einzelne Nutzungsarten bezogener Ansatz würde dem Schutzbedarf der Meere nicht gerecht.

Die Reformbedürftigkeit der Meeres-Governance ergibt sich zum einen aus den ungelösten sektoralen und regionalen Problemen im Bereich des Fischfangs, der Aquakultur und weiterer mariner Ökosystemleistungen. Zum anderen macht eine systemische Sicht auf

die Meere klar, wie sich diese sektoralen und regionalen Problemlagen wechselseitig beeinflussen und verstärken können. Daraus folgt, dass bestimmte Nutzungsrechte einer kritischen Revision unterzogen und lokale, regionale und supranationale Governance-Instrumente überprüft werden müssen. Dabei sollten nicht allein die Meere, sondern auch die Interaktion zwischen Land und Meer berücksichtigt werden.

Für eine solche übergreifende Governance würde ein Konsens für den nachhaltigen Umgang mit dem globalen Gemeinschaftsgut Meer in Form eines „Gesellschaftsvertrags für die Meere“ die Grundlage bilden. Die Menschheit sollte auf diese Weise Verantwortung für die dauerhafte Erhaltung des globalen Gemeinschaftsguts Meer übernehmen. Eine Übernahme der Verantwortung würde die Weltgemeinschaft verpflichten, mit dem Einfluss des Menschen auf die Meere aktiv umzugehen und negativen Entwicklungen gegenzusteuern. Diese *weltgesellschaftliche Zukunftsverantwortung* sollte mit demokratischer Teilhabe kombiniert werden. Nutzungskonflikte (etwa zwischen Küstenschutz und Tourismus) sollten partizipativ gelöst und durch Pioniere des Wandels, die in (halb-)staatlichen und privaten Organisationen und Bewegungen anzutreffen sind, unterstützt werden. Die Übernahme der Verantwortung bedeutet dabei nicht nur den Schutz der natürlichen Umwelt, sondern auch die gerechte Aufteilung der Meeresressourcen bzw. der Erträge daraus sowie den Erhalt der Meeresfunktionen auch für künftige Generationen – nicht beschränkt auf Meeresanrainer, sondern für alle Länder.

In diesem Kapitel wird untersucht, ob die bestehende Governance der Meere den Herausforderungen des Anthropozäns gewachsen ist. Bereits seit dem 17. Jahrhundert hat sich ein Ordnungsrahmen für den Umgang mit den Meeren herausgebildet. Gleichzeitig konnte das Spannungsverhältnis zwischen dem „mare liberum“ – das Meer gehört allen – und dem „mare clausum“ – das Meer gehört den Küstenstaaten – bis heute nicht aufgelöst werden. Trotz zahlreicher völkerrechtlicher Abkommen und freiwilliger Verpflichtungen werden die Meere immer noch massiv überfischt, verschmutzt und zunehmend als letzte große Ressourcenquelle der Erde ausgebeutet (Kap. 1). Es ist daher zu vermuten, dass das bestehende globale Governance-Regime nicht ausreichend problemadäquat ausgestaltet ist. Auf dieser Analyse aufbauend entwickelt der WBGU Vorschläge zur Weiterentwicklung der Meeres-Governance, um global den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere zu gewährleisten.

3.1 Spezifika der Meere

Zur Bewertung der bestehenden globalen und regionalen Governance der Meere sowie zur Entwicklung einer zukunftsweisenden Meeres-Governance werden auf der Grundlage politik- und sozialwissenschaftlicher Erkenntnisse Prüfsteine formuliert (Kap. 3.1.4). Anhand dieser Kriterien wird zunächst die aktuelle globale und regionale Governance analysiert und bewertet (Kap. 3.2 bis 3.7). In Kapitel 7 werden dann auf dieser Basis Handlungsempfehlungen zur Ausgestaltung einer den Herausforderungen des Anthropozäns gerecht werdenden künftigen Meeres-Governance gegeben.

Für den Umgang mit den Meeren sind drei Aspekte von besonderer Bedeutung (Kap. 1.4). Es geht dabei um (1) Meere als Teil des Erdsystems (Kap. 3.1.1), (2) Unsicherheiten in Bezug auf die zukünftige Entwicklung (Kap. 3.1.2) sowie (3) um Meere als globales Kollektivgut (Kap. 3.1.3).

3.1.1 Meere als Teil des Erdsystems

Die Meere und Meeresökosysteme als Teil des Erdsystems erbringen für den Menschen lebensnotwendige Leistungen. Gleichzeitig sind Menschen integraler Bestandteil der Ökosysteme und greifen durch ihre Nutzungen in die Dynamik der Ökosysteme ein. Sowohl die Verschmutzung der Meere durch Schadstoffeinträge als auch die Übernutzung einzelner biologischer Ressourcen (wie etwa Fischarten) können marine Ökosysteme irreversibel schädigen. Die komplexen systemischen Interaktionen und Rückkopplungen folgen zudem nicht der Logik nationalstaatlicher Grenzen; sie sind in vielen Fällen grenzüberschreitend und – wie die Weltmeere selbst – global verknüpft (Costanza et al., 1999; Posner und Sykes, 2010). Hinzu kommen die Land/Meer-Interaktion (z. B. die Einleitung von an Land produzierten Abfällen und Schadstoffen über die Flüsse ins Meer) sowie die Interaktion von Atmosphäre und Meer (z. B. die Versauerung der Meere). Deshalb hält der WBGU es für notwendig, systemisch zu denken und nicht nur den ökosystemaren Ansatz (Kap. 1.4.2.1) aufzugreifen, sondern darüber hinaus zu gehen (Kap. 7.1.2). Bislang ist die Meeres-Governance durch einen sektoralen Ansatz entsprechend der jeweiligen Nutzung (Kap. 1.1) geprägt. Die Anwendung des systemischen Ansatzes soll eine Zusammenschau der Interaktionen natürlicher und sozialer Systeme ermöglichen (Kap. 1.4, 2). Damit soll sichergestellt werden, dass geplante Eingriffe nicht nur auf ihre Effekte innerhalb der Meeresökosysteme geprüft werden, sondern dass auch darüber hinausgehende systemische Zusammenhänge Berücksichtigung finden. Eine solche Zusammenschau ist erforderlich, um den Umgang mit den Meeren problemadäquat gestalten zu können. Der systemische Ansatz stellt somit ein erstes zentrales Kriterium für die Analyse und Bewertung der bestehenden Governance der Meere dar (Kap. 3.1.4).

3.1.2

Anforderungen an die Meerespolitik aufgrund von Wissensdefiziten

Darüber hinaus ist für die Gestaltung der Meerespolitik bedeutsam, dass wissenschaftliche Unsicherheit und Nichtwissen über die zukünftige Entwicklung der Meere besteht (Kap. 1.2, 1.3). Die komplexen Interaktionen zwischen den Ökosystemen und ihren nutzungsbedingten und externen Bedrohungen sind vielfach noch nicht verstanden oder nicht vorhersagbar. Auch die Wirkungen zukünftiger anthropogener Einflüsse sind heute nur begrenzt vorhersagbar. Ebenso sind künftige Nutzungsmöglichkeiten und gesellschaftliche Bedingungen, unter denen in der Zukunft Entscheidungen getroffen werden, unbekannt. Diese Unsicherheiten sollten jedoch nicht zum Anlass genommen werden, Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Bewirtschaftung der Meere zu unterlassen. Aufgrund des besorgniserregenden Zustands der Meere ist vorsorgliches Handeln unabdingbar. Deshalb sollte auch das Vorsorgeprinzip (Kap. 1.4.2.2), das in der Umwelt- und Entwicklungspolitik seit langem etabliert ist, berücksichtigt werden. Das Vorsorgeprinzip ist ein zweites zentrales Kriterium für eine zukunftsorientierte Governance der Meere.

Da sich die Meere und das Erdsystem im Wandel befinden, ist eine dem nachhaltigen Umgang mit den Meeren verpflichtete Meerespolitik zudem auf eine Weiterentwicklung der Wissensbasis angewiesen. Das Wissen über die Ökosystemstrukturen und -dynamiken sollte vertieft werden, um die Entscheidungsgrundlage für die Politik zu verbessern. Wichtig ist hierbei die zeitnahe Nutzbarkeit des sich weiter entwickelnden Wissens für den Umgang mit den Meeren, also ein adaptives Management. Aus Sicht des WBGU ist adaptives Management ein weiteres Kriterium, dem die Governance der Meere gerecht werden sollte. Es soll im Sinne eines Lernprozesses zur iterativen Verbesserung von Schutz und Bewirtschaftung der Meere beitragen (Costanza et al., 1998).

Die zeitnahe Verfügbarkeit neuen Wissens setzt transparente Informationen, vor allem den Zugang zu relevanten Daten, für alle Akteure voraus. Die Sicherstellung transparenter Informationen ist nach Ansicht des WBGU daher ein weiteres Kriterium, dem die Governance der Meere gerecht werden sollte. Dieses Kriterium ist auch für weitere, aus der Eigenschaft der Meere als globales Kollektivgut abgeleitete, Kriterien bedeutsam, etwa die Sicherstellung partizipativer Entscheidungsstrukturen (Kap. 3.1.4).

3.1.3

Meere als globales Kollektivgut

Der WBGU betrachtet die Meere als globales Kollektivgut, das öffentliche Güter wie Ökosysteme und Ökosystemleistungen sowie Allmendegüter in Form einzelner biologischer und nicht biologischer Ressourcen für die Menschheit bereitstellt (Kap. 1, 2; Kasten 3.1-1). Als Kollektivgüter werden Güter betrachtet, von deren Nutzung aus technischen oder aus gesellschaftlichen Gründen niemand ausgeschlossen werden kann. Gleichzeitig kann bei Kollektivgütern Nicht-Rivalität im Konsum auftreten, d. h. dass alle Nutzer ein Gut gleichzeitig uneingeschränkt nutzen können. Deshalb werden Kollektivgüter nicht über Märkte angeboten, sondern kollektiv über Kooperation erzeugt (Kaul et al., 1999).

Eine Unterkategorie von Kollektivgütern sind Allmendegüter oder sogenannte Poolressourcen wie marine biologische Ressourcen. Marine biologische Ressourcen sind begrenzt, z. B. Fischbestände, und häufig nicht stationär, so dass es bei freiem Zugang oder ungeregelter Nutzung zu einer Übernutzung oder zu einer Degradierung der Ressource kommen kann (Hardin, 1968; Ostrom, 1990). Bei Allmendegütern besteht Rivalität im Konsum, da die Nutzung der Ressource von einer Person oder einem Staat negative Auswirkungen auf die Nutzungsmöglichkeit aller anderen Nutzer hat (Ostrom, 1990; Posner und Sykes, 2010). Sowohl die Überwindung der „Tragik der Allmende“ (Hardin, 1968; Kap. 1.4.2.3) als auch das Angebot von globalen Kollektivgütern, z. B. von globalem Meeresschutz, erfordert aufgrund kollektiver Rationalität die Kooperation aller Beteiligten und die Entwicklung von Regeln für den Umgang mit dem globalen Kollektivgut (North, 1992; Kaul et al., 1999; Vogler, 2012). Individuell rational ist es, sich nicht an der Kooperation zu beteiligen und keine Kosten zu tragen, sondern die sogenannte Freifahrerposition einzunehmen (Weimann, 2010). Diese soziale Dilemmata-Situation fördert die Übernutzung der Meere und macht Investitionen in die Bereitstellung mariner Ökosystemleistungen für den Einzelnen ökonomisch unattraktiv (Posner und Sykes, 2010).

Aufgrund der grenzüberschreitenden Natur mariner Ökosysteme, ihrer Leistungen sowie ihrer Bedrohungen, versagen nationalstaatliche Regulierungen, da sie das Problem grenzüberschreitender negativer Externalitäten und das internationale Freifahrerproblem nicht lösen können (Posner und Sykes, 2010). Diese soziale Dilemmata-Situation lässt sich für globale Kollektivgüter wie die Meere oder marine Ressourcen nur durch die Kooperation aller Nationalstaaten und die Vereinbarung von Regeln im Umgang mit den Kollektivgütern auflösen. Gleichzeitig muss kollektiv vereinbart

Kasten 3.1-1**Die Meere als globales Kollektivgut –
Nicht nachhaltige Geschäftsmodelle als Folge
falscher Anreize**

Die bisherigen Geschäftsmodelle der maritimen Wirtschaft wie Fischerei, Transport oder Bergbau sind meist auf kurzfristigen Nutzen ausgerichtet und daher nicht nachhaltig. Langfristige Wirkungen einzelner Nutzungen, wie etwa der Fischerei, der Gewinnung von Öl und Gas oder auch der Abwassereinleitung sowie die Interdependenzen zwischen den verschiedenen Nutzungsformen werden von den jeweiligen Nutzern häufig nicht berücksichtigt. Hierbei besteht eine für negative Externalitäten typische Konstellation, bei der die einzelnen Akteure keine Anreize haben, längerfristig zu denken. Neben fehlenden bzw. falschen Anreizen wird die Kurzfristigkeit der unternehmerischen Geschäftsmodelle auch dadurch begünstigt, dass viele aktuelle Meeresnutzer (auf der Produzenten- wie der Konsumentenseite) von diesen Geschäftsmodellen profitieren und auf der politischen Ebene entsprechendes Lobbying betreiben (WBGU, 2011).

Das grundsätzliche Spannungsfeld zwischen kurzfristigen Interessen und der Gewinnmaximierung und langfristigen,

z.T. irreversiblen Schäden und Kosten ist auch für andere globale Kollektivgüter bestimmend: Biodiversitätsverlust, Habitatverlust und Klimawandel werden durch kurzfristig ausgerichtete Geschäftsmodelle und die Kurzfristorientierung politischer Systeme verursacht; die entsprechenden Langzeitfolgen (wie Kipppunkte, schleichende Übernutzung) und auch die Kosten werden auf künftige Generationen verschoben (WBGU, 2011). Ein prominentes Beispiel hierfür ist der Klimawandel: Trotz wissenschaftlichem Konsens ist die Menschheit auf dem Weg, die 2°C-Leitplanke zu überschreiten (WBGU, 2009b).

Der ehemalige Weltbank-Chefökonom Nicholas Stern hat bereits 2006 dargelegt, dass Investitionen in die Vermeidung von Treibhausgasemissionen kostengünstiger sind als Anpassungsmaßnahmen an die schädlichen Auswirkungen des Klimawandels (Stern, 2006). Investitionen in die Vermeidung müssten jedoch in der Gegenwart getätigt werden, während notwendige Anpassungsmaßnahmen, vor allem in westlichen Industrienationen, erst in der Zukunft erwartet werden. Mit einem ähnlichen Widerspruch zwischen kurzfristigen Kosten und langfristigen Erträgen haben wir es auch im Zusammenhang mit der Nutzung und dem Schutz von Meeren zu tun (WBGU, 2009b; 2011).

werden, wie das internationale Freifahrerverhalten ausgeschlossen oder sanktioniert wird (Sandler, 1998; Weimann, 2010).

Soziale Dilemmata bestehen in ganz besonderer Weise bei Maßnahmen, die sich erst langfristig auszahlen, aber heute bereits Kosten verursachen, z.B. nachhaltige Fischerei (Kap. 4.1). Individuell gesehen ist nachhaltige Fischerei nicht rational, kollektiv gesehen wäre sie jedoch rational: Es kommt zu einer Übernutzung der Fischbestände und über die Zeit hin zu einem Verlust der Nutzungsmöglichkeiten der Allmende. Eine verzerrte Anreizstruktur kann zur Entwicklung nicht nachhaltiger Geschäftsmodelle für die Bewirtschaftung globaler Allmendegüter führen und die Überwindung der sozialen Dilemmata-Situation verhindern (Kap. 3.1-1).

Elinor Ostrom hat auf der Basis zahlreicher Fallstudien untersucht, wie lokale Gemeinschaften die soziale Dilemmata-Situation für lokale Allmendegüter wie Wälder, Wasserversorgung, Weideland usw. durch die Entwicklung von Regeln überwunden haben (Ostrom, 1990, 2009a; Ostrom et al., 1999; Cox et al., 2010). Aus diesen Studien lassen sich verschiedene Maßnahmen ableiten, die für die Ausgestaltung von Regeln im Umgang mit Kollektivgütern konstitutiv sind:

- eindeutige Grenzen zwischen Nutzern und Nichtnutzern definieren;
- Kohärenz von lokalen sozialen und ökologischen Gegebenheiten sicherstellen;
- das Prinzip gemeinschaftlicher Entscheidungen durchsetzen;

- das Monitoring von Nutzungen sicherstellen;
- Konfliktlösungsmechanismen einrichten;
- Sanktionsmechanismen etablieren;
- die Anerkennung der Rechte lokaler Nutzer sicherstellen;
- ineinander verschachtelte, nicht hierarchische Ebenen der Entscheidungsfindung etablieren.

Das Kollektivgut Meer wird von vielen Akteuren mit unterschiedlichen Interessen genutzt (Kap. 2). Diese Konstellation sowie die sich in den letzten 20 Jahren stark ausgeweiteten globalen Verflechtungen untergraben die Logik der bestehenden nationalstaatlichen Institutionen, denn diese Akteurskonstellationen und Verflechtungen lassen sich nicht mehr geographisch auf deren Territorium und Zuständigkeit beschränken.

Zur Internalisierung externer Effekte bei der Meeresnutzung und beim Meeresschutz ist es entscheidend, dass Nutzungsrechte im ökonomischen Sinne am Kollektivgut Meer definiert und zugewiesen werden (Kaul et al., 1999; Costanza et al., 1999; Gawel, 2011). Gleichzeitig sollten lokale, regionale und nationale Nutzungsregelungen in das globale Nutzungsregime eingebettet und das Trittbrettfahrerverhalten auf jeder Governance-Ebene unterbunden werden. Kaul et al. (1999) stellen dazu fest, dass die Entkopplung von nationaler und internationaler Politik behoben werden muss. In diesem Kontext sollten Regeln für gemeinschaftliche Entscheidungen entwickelt werden, um die sozialen Dilemmata überwinden (Kap. 2). Globale Kooperationsmechanismen sind ein weiteres Kriterium für die Bewertung der Governance des globalen Kollektivguts

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

Meer (WBGU, 2011; Kap. 3.1.4).

Ostrom (2009b) spricht in diesem Zusammenhang auch von einer polyzentrischen Governance, die angesichts der mit globalen Kollektivgütern wie der Atmosphäre oder den Meeren verbundenen Herausforderungen notwendig sei. Hiermit wird unterstrichen, dass die globale Governance-Architektur auf eine Vielzahl öffentlicher und privater Akteure, global bis lokal, abgestimmt werden muss. Global kollektives Handeln erfordert systemisches Denken (Kap. 1.4.2.1, 3.3.1), adäquate Partizipationsmöglichkeiten für gesellschaftliche Akteure und eine Aufgabenteilung nach dem Subsidiaritätsprinzip (Kap. 2). Das Subsidiaritätsprinzip erfordert im Verständnis des WBGU, dass die Kompetenz für zu lösende Aufgaben zunächst auf der unteren Ebene liegen soll. Die nächsthöhere Ebene ist erst zum Handeln legitimiert, wenn sie Strategien für eine nachhaltige Nutzung der Meere effizienter umsetzen und finanzieren kann (WBGU, 2003:152). Globale Regelwerke sollten genügenden Handlungsspielraum lassen, um regional angepasste Lösungskonzepte auszuarbeiten und zu implementieren (WBGU, 2011). Der WBGU erachtet subsidiäre Entscheidungsstrukturen als ein weiteres zentrales Kriterium für die Governance der Meere, weil sie Akzeptanz und Effektivität verbessern helfen (Kap. 3.1.4). Alle relevanten Akteure sollten frühzeitig in die Gestaltung des Umgangs mit dem globalen Kollektivgut Meer einbezogen werden. So kann die „Passgenauigkeit“ von Regeln und auch ihrer Umsetzbarkeit gewährleistet werden. Partizipative Entscheidungsstrukturen sind daher ein weiteres wichtiges Kriterium für eine erfolgreiche Governance der Meere.

Da globale Kollektivgüter grundsätzlich Gefahr laufen, einem Marktversagen zum Opfer zu fallen, d. h. dass aus individuell rationalen Erwägungen eine kurzfristige Gewinnmaximierung angestrebt wird und die damit verbundenen externen Kosten auf die Allgemeinheit (und hier insbesondere auf zukünftige Generationen, Kasten 3.1-1) abgewälzt werden, sollte die Governance der Meere entsprechende Anreize für die Entwicklung langfristiger, nachhaltiger Geschäftsmodelle setzen (WBGU, 2011). Der WBGU erachtet daher Anreize zu Innovationen für nachhaltige und risikoarme Meeresnutzungen als ein weiteres zentrales Kriterium für eine erfolgreiche Governance der Meere (Kap. 3.1.4).

Das Vorhandensein einer attraktiven und effizienten Anreizstruktur ist eine grundlegende Voraussetzung auch für die Überwindung nationalstaatlicher Partikularinteressen und deren Einbindung in die internationale Zusammenarbeit (Kap. 2; WBGU, 2011). Es sollten also neben Mechanismen zur Allokation von Nutzungsrechten auch Regeln zur Verteilung der Gewinne aus der Nutzung und der Kosten für den Schutz etabliert werden. Diese Verteilungsmechanismen sollten auf

Gerechtigkeitsprinzipien basieren. Aus Sicht des WBGU sollte die Governance der Meere also über faire Verteilungsmechanismen für die Kosten- und Nutzenteilung sowohl zwischen Staaten als auch zwischen verschiedenen Verwaltungsebenen eines Staates verfügen (WBGU, 2009b).

Die Einhaltung von Regeln kann teilweise auch dadurch sichergestellt werden, dass ihre materielle und prozedurale Ausgestaltung von allen Akteuren als gerechtfertigt und sinnvoll akzeptiert wird (Kap. 2; Mitchell, 1994; WBGU, 2011). Die Verteilung von Kosten und Nutzen nach einem Mechanismus, dessen inhaltliche Ausgestaltung als fair angesehen wird und dessen Zustandekommen unter Einbeziehung möglichst vieler Akteure stattgefunden hat, wird aller Wahrscheinlichkeit nach eher befolgt werden als einer, der materiell und prozedural gegenteilig ausgestaltet ist. Letztlich können Interessendivergenzen jedoch nie in Gänze durch Verhandlungen aufgelöst werden. Anreize zur Nichteinhaltung der Regelungen (non-compliance) bleiben also für einzelne Akteure bestehen (Mitchell, 1994). Auch durch sich verändernde Rahmenbedingungen (z. B. Zugang zu neuen Ressourcen in der Arktis aufgrund des Abschmelzens der arktischen Eismassen) können neue, in vorher verhandelten Übereinkommen nicht berücksichtigte Konflikte auftreten. Daher sind Konfliktlösungsmechanismen notwendig, um eine Abstimmung der sich dynamisch entwickelnden Nutzungsinteressen sicherzustellen. Nicht zuletzt sind auch Sanktionsmechanismen erforderlich, um die Einhaltung vereinbarter Regelungen zu gewährleisten und Freifahrerverhalten auszuschließen.

3.1.4

Prüfsteine zur Bewertung der bestehenden Governance der Meere

Die Prüfsteine zur Bewertung der bestehenden Governance der Meere beruhen auf den skizzierten beiden grundlegenden Betrachtungsweisen bzw. handlungsleitenden Prinzipien „systemischer Ansatz“ und „Vorsorgeprinzip“ (Kap. 1.4.2, 7.1.2, 7.1.3). Des Weiteren bezieht der WBGU die in Kapitel 3.1.1 bis 3.1.3 dargestellten Kriterien in die Prüfung ein, die zur Analyse der bestehenden Meeres-Governance auf den verschiedenen Ebenen von lokal bis global dienen sollen. Diese zehn Kriterien berücksichtigen sowohl die Spezifika der Meere als auch generelle Anforderungen an Governance.

- Der *systemische Ansatz* (Kap. 3.1.1) soll im Gegensatz zu den heute üblichen sektoralen Ansätzen dazu beitragen, dass Schutz, Nutzungen und Belastungen mitsamt ihrer Wechselwirkungen beim Umgang mit

den Meeren in einer Gesamtschau integriert werden. Der Ansatz beinhaltet vier Ebenen: Erstens sind Meeresökosysteme selbst komplexe Systeme, die nach einem „ökosystemaren Ansatz“ geschützt und genutzt werden sollten (CBD, 2000, 2004c). Zweitens sollten auch Land/Meer-Interaktionen berücksichtigt werden. Zudem sollten drittens die Koppungen im Erdsystem berücksichtigt werden. Viertens sollte berücksichtigt werden, dass auf allen diesen Ebenen komplexe und dynamische Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Natur bestehen.

- › Das *Vorsorgeprinzip* (Kap. 3.1.2) sieht vor, dass nach dem (neuesten) Stand von Wissenschaft und Technik Vorsorge gegen mögliche Umweltschäden getroffen wird, auch wenn keine vollständige Gewissheit über die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadens oder die Schadenshöhe besteht. Bei komplexen Systemen, zu denen die Meeresökosysteme mitsamt ihrer Land/Meer-Interaktionen gehören, ist die Anwendung des Vorsorgeprinzips besonders wichtig, da ihre Reaktion auf Einflüsse oder Störungen schwer abschätzbar ist.
- › *Adaptives Management* (Kap. 3.1.2) zielt darauf, die Wissensbasis für die Governance kontinuierlich zu verbessern und sie zeitnah für den Umgang mit den Meeren zu nutzen. Adaptives Management soll im Sinne eines Lernprozesses das Wissen über Ökosystemstruktur und -dynamik vertiefen und somit Schutz und Bewirtschaftung der Meere iterativ verbessern.
- › *Transparente Informationen* (Kap. 3.1.2) stellen sicher, dass die relevanten Daten für alle Akteure zugänglich sind.
- › Eine *klare Zuweisung von Nutzungsrechten* (Kap. 3.1.3) ist notwendig, um die Übernutzung des Kollektivguts Meer zu verhindern. Dies ermöglicht die Ausschließbarkeit von Nutzern und somit eine Koordinierung der Nutzung, sei es über Märkte oder über Verhandlungen. Zudem können die gesellschaftlichen Kosten der Nutzung nach dem Verursacherprinzip den Nutzern angelastet werden, so dass die externen Kosten internalisiert werden.
- › Ohne ein bisher nicht erreichtes Niveau globaler Kooperationskultur und *globaler Kooperationsmechanismen* (Kap. 3.1.3) sind Schutz und nachhaltige Nutzung des globalen Kollektivguts Meer unmöglich. Globale Kooperation ist Grundlage für die Entwicklung internationaler Übereinkommen für Meeresschutz und -nutzung sowie für deren gesellschaftliche Umsetzung.
- › *Subsidiäre Entscheidungsstrukturen* (Kap. 3.1.3), die Entscheidungskompetenzen primär bei dezentralen Entscheidungsträgern auf regionaler oder lokaler

Ebene und sekundär bei zentralen internationalen Stellen ansiedeln, sind für die Akzeptanz globaler und nationaler Regulierungen entscheidend. Darüber hinaus wird durch eine derart verstandene Subsidiarität die effiziente Durchsetzung der Regulierungen erleichtert.

- › *Partizipative Entscheidungsstrukturen* (Kap. 3.1.3) ermöglichen es, Interessen offenzulegen und führen zu Entscheidungen, die für alle Akteure nachvollziehbar sind.
- › *Anreize für Innovationen* (Kap. 3.1.3) für eine nachhaltige und risikoarme Nutzung der Meere sollen Akteure belohnen, die statt kurzfristiger Gewinnmaximierung langfristig gedachte, nachhaltige Geschäftsmodelle für Nutzung und Schutz der Meere entwickeln.
- › *Faire Verteilungsmechanismen* (Kap. 3.1.3) sollen die gerechte Aufteilung der Gewinne aus mariner Ressourcennutzung sowie der Kosten z.B. von Schutz, Monitoring, Überwachung und Sanktionierung gewährleisten. Dies gilt für die Kosten- und Nutzenverteilung sowohl zwischen Staaten als auch zwischen verschiedenen Verwaltungsebenen eines Staates.
- › *Konfliktlösungsmechanismen* (Kap. 3.1.3) sind notwendig, um die vielfältigen Nutzungsinteressen verschiedener Akteure (z.B. Staaten und Individuen) abzustimmen.
- › *Sanktionsmechanismen* (Kap. 3.1.3) auf den verschiedenen Governance-Ebenen sind zentrale Instrumente, um die Einhaltung von Nutzungsregelungen durchzusetzen.

3.1.5 Gemeinsames Erbe der Menschheit

Das Konzept „Gemeinsames Erbe der Menschheit“ ist für globale Kollektivgüter im 20. Jahrhundert entwickelt und im Zeitgeist der 1960er Jahre als Konzept in vier internationalen Abkommen (UN-Weltraumvertrag von 1967, UN-Seerechtsübereinkommen 1982, Antarktis-Vertrag 1961 und Welterbekonvention 1972) verankert worden (Baslar, 1998; Taylor, 2012). Als ethisch-rechtstheoretischer Ansatz beinhaltet das Konzept „Gemeinsames Erbe der Menschheit“, dass globale Kollektivgüter – wie der Weltraum, die Atmosphäre, der Meeresboden, oder die Antarktis – allen Menschen gehören, heute und in Zukunft, so dass nationale Souveränitätsrechte nicht beansprucht werden können. Für die internationale Umweltpolitik bedeutet dies, dass die natürlichen Ressourcen der Erde erhalten und geschützt werden sollen, damit sie auch von zukünftigen Generationen genutzt werden können (Baslar, 1998).

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

Das gemeinsame Eigentum an globalen Kollektivgütern, das mit dem Ansatz des Gemeinsamen Erbes der Menschheit verbunden wird, erfordert einen Sachwalter, ein ausschließlich friedlichen Zwecken dienendes Schutz- und Nutzungsregime sowie eine Teilungsregel, so dass die Vorteile und Kosten des Regimes gerecht verteilt werden (Wolfrum, 1983; Baslar, 1998; Taylor, 2012). Die Weltgemeinschaft übernimmt die Verantwortung für den Erhalt und die Nutzung globaler Umweltgüter und hat als Nutzer der globalen Umweltgüter mithin kooperativ auch den Schutz zu organisieren und zu gestalten sowie die Vorteile der Nutzung und ihre Kosten gerecht zu verteilen.

Im Zeitalter des Anthropozäns und den Erfordernissen einer nachhaltigen Entwicklung (Kap. 1.4) ergibt sich zudem eine neuartige Verantwortlichkeit der Staatengemeinschaft, die natürlichen Lebensgrundlagen der Menschheit zu erhalten (WBGU, 2011). Das Anthropozän erfordert eine neue Ethik, damit der Mensch seiner gestaltenden Verantwortung gerecht werden kann. Bezogen auf die Meere bedeutet dies, dass die spezifischen Eigenschaften der Meere berücksichtigt werden (Kap. 3.1.1, 3.1.2). Aus dem Ansatz der nachhaltigen Entwicklung folgen die Gerechtigkeitsnormen der intra- und intergenerationellen Gerechtigkeit, die für Schutz und Nutzung der Meere zentral sind (Kap. 3.2). Folglich bedarf das globale Kollektivgut Meer im 21. Jahrhundert eines erweiterten Schutz- und Nutzungsregimes, um der Verantwortung des Menschen im Anthropozän gerecht zu werden (Kap. 7).

Es stellt sich also die Frage, inwiefern die bereits in den 1960er Jahren von Arvid Pardo und Elisabeth Mann Borgese entwickelte und in den politischen Prozess der Entstehung von UNCLOS eingebrachte Idee, dass auch die Meere das Gemeinsame Erbe der Menschheit sind (Mann Borgese, 1999), als Leitidee für den Schutz und die Nutzung der Meere trägt (Kap. 2, 3.2.2; Kasten 3.2-2).

.....

3.2 Völkerrechtlicher Rahmen der Meeres- Governance: UNCLOS

Das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS) ist die wichtigste völkerrechtliche Grundlage für den Schutz und die Nutzung der Meere (Wolfrum und Fuchs, 2011). Das Vertragswerk wird auch als „Verfassung der Meere“ bezeichnet (UN, 2002). Es stellt einen umfassenden Ordnungsrahmen für Schutz und Nutzung sämtlicher Meere auf und normiert als Rahmenübereinkommen Rechte und Pflichten für die verschiedensten Nutzungen des Meeresraumes und seiner

Ressourcen (Czybulka und Kersandt, 2000). Es wurde 1982 verabschiedet, trat 1994 in Kraft und fasst das vorher geltende, in den Genfer Seerechtskonventionen kodifizierte Recht zusammen. Bis Januar 2013 hatten 164 Staaten und die Europäische Union das Abkommen ratifiziert. Obwohl die USA wesentlich an der Formulierung des Vertragswerks mitwirkten, haben sie UNCLOS bis heute nicht ratifiziert (Borgerson, 2009). UNCLOS muss durch nationales Recht oder internationale Übereinkommen konkretisiert werden (Kasten 3.2-1).

Den Grundkonflikt zwischen der freien Nutzung der Meere für alle Staaten und der Beanspruchung des Meeres durch einzelne Küstenstaaten (Kasten 3.2-2) versucht UNCLOS durch die Zonierung der Meere aufzulösen (Wolfrum und Fuchs, 2011). Dabei gilt der Grundsatz, dass die nationalstaatlichen souveränen Rechte und Hoheitsbefugnisse, also insbesondere Nutzungsrechte, abnehmen, je weiter sich die Nutzung von der Küste des jeweiligen Staates entfernt befindet (Vidas, 2010; Maribus, 2010).

Die Förderung und Ausbeutung von Ressourcen auf dem Meeresboden markiert hiervon eine Ausnahme. Da der Meeresboden seewärts des Festlandssockels inklusive der nicht lebenden Ressourcen zum gemeinsamen Erbe der Menschheit erklärt wurde und von der Meeresbodenbehörde (International Seabed Authority, ISA) verwaltet wird, ist auf Initiative der Entwicklungsländer eine Gewinnabgabe aus dem Tiefseebergbau und die Pflicht zum Technologietransfer vereinbart worden.

Neben den Regelungen zum Status der Meereszonen und der wirtschaftlichen Nutzung der Meere betont UNCLOS auch die Bedeutung des Meeresumweltschutzes. Es liegt jedoch an den Vertragsstaaten selbst, ob sie die ihnen durch UNCLOS auferlegten Schutzpflichten erfüllen (Wolfrum und Fuchs, 2011).

Mit UNCLOS wurden Rechte der Küstenstaaten bzw. Flaggenstaaten im Vergleich zum vorher bestehenden (Nutzungs-)Regime erheblich ausgeweitet und damit einer „Nationalisierung“ der Meere Rechnung getragen (Shackelford, 2010). Lediglich die Hohe See und der darunter liegende Meeresboden fallen als Territorien jenseits nationaler Hoheitsbefugnisse nicht unter nationale Zuständigkeit. UNCLOS betont die souveränen Rechte der Staaten über die Nutzung ihrer natürlichen Ressourcen und zielte in erster Linie auf die Lösung mariner Nutzungskonflikte des 19. und 20. Jahrhunderts – über nationale Grenzziehungen und Ressourcenaneignung – ab. Diese Konflikte sind zwar weiterhin relevant, jedoch stellen der Zustand der Meere, der ungebrochene Trend zu weiterer Übernutzung und Verschmutzung sowie neue Erschließungsmöglichkeiten von Meeresressourcen durch neue Technologien das Seerecht heute vor neue Herausforderungen (Kap. 1; UNGA, 2011; Wolfrum und Fuchs, 2011).

Kasten 3.2-1**Konkretisierung von UNCLOS durch Durchführungsübereinkommen**

Aufgrund seines rahmenrechtlichen Charakters verweist UNCLOS in zahlreichen Bestimmungen auf die Notwendigkeit einer Konkretisierung durch nationales Recht oder internationale Übereinkommen. Ein eigenes Verfahren für internationale Verhandlungen zur Konkretisierung von UNCLOS bietet das Übereinkommen allerdings nicht. Durchführungsübereinkommen (Implementing Agreements) werden deshalb als multilaterale Völkerrechtsverträge verhandelt und entfalten durch Unterzeichnung und Ratifizierung Wirkung unter den Vertragsparteien. Durchführungsübereinkommen ändern UNCLOS nicht ab. Sollten UNCLOS und ein Durchführungsübereinkommen inhaltlich oder dem Wortlaut nach im Wider-

spruch zueinander stehen, so muss dieser Widerspruch durch Auslegung aufgelöst werden. In der Regel enthalten Durchführungsübereinkommen Auslegungshilfen, die den Vorrang des zugrunde liegenden Rahmenübereinkommens sichern. Bislang wurden zwei internationale Durchführungsübereinkommen zu UNCLOS vereinbart:

- › das Übereinkommen vom 28. Juli 1994 zur Durchführung des Teiles XI des Seerechtsübereinkommens der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982 (Meeresbodenregime; Kap. 3.2.3.2);
- › das Übereinkommen vom 4. August 1995 zur Durchführung der Bestimmungen des Seerechtsübereinkommens der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982 in Bezug auf die Erhaltung und Bewirtschaftung gebietsübergreifender Fischbestände und weit wandernder Fischbestände (Kap. 4.1.4.4).

Inwiefern das internationale Seerecht als multilaterales Vertragswerk einer „Verantwortung für die Meere“ im Anthropozän (Vidas, 2010; Gjerde, 2011) gerecht werden kann und den angemessenen Rahmen für eine nachhaltige Nutzung entsprechend der planetarischen Leitplanken bietet oder inwiefern es gegebenenfalls weiterentwickelt werden muss, steht im Mittelpunkt der folgenden Analyse.

3.2.1**Zonierung der Meere durch UNCLOS**

Das UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS) teilt die Meere in Zonen ein, definiert den Rechtsstatus dieser Zonen und normiert die in ihnen jeweils geltenden Rechte und Hoheitsbefugnisse der Küsten- und Flaggenstaaten (Wolfrum und Fuchs, 2011). Der Geltungsbereich von UNCLOS erstreckt sich über die gesamten Meere seewärts der Küstenlinie, der sogenannten „Basislinie“. Diese ist nach Art. 5 UNCLOS in der Regel die Niedrigwasserlinie entlang der Küste. Alternativ können in Gebieten mit tiefen Einbuchtungen und Einschnitten sowie bei Inselketten gerade Basislinien festgelegt werden, die über geeignete Punkte miteinander verbunden werden. Anhand der Basislinie wird auch die Ausdehnung der einzelnen Zonen bestimmt. Für die Frage, ob und durch wen eine Nutzung der Meere und mariner Ressourcen zulässig ist, kommt es entscheidend darauf an, in welcher Meereszone diese Nutzung stattfindet. Im Grundsatz gilt, dass die Hoheitsmacht eines Staates mit wachsender Entfernung von der Küste abnimmt. Das Recht der friedlichen Durchfahrt (Art. 17 ff. UNCLOS) gilt jedoch in allen Meereszonen, unabhängig davon, ob staatliche Hoheitsgewalt besteht. Für die einzelnen Meereszonen gelten die folgenden Regelungen (Abb. 3.2-1).

3.2.1.1**Küstenmeer**

Das „Küstenmeer“ (Art. 2 bis 32 UNCLOS) erstreckt sich bis zu 12 Seemeilen (sm) seewärts der Basislinie. Auf dieses Küstenmeer erstreckt sich die Souveränität des Küstenstaates, welche die Gebietshoheit über das Meer, den darüber liegenden Luftraum sowie den Meeresboden und -untergrund umfasst. Der Küstenstaat ist zur Nutzung und zum Erlass von Regelungen in dieser Zone berechtigt, wie beispielsweise zur Ausbeutung der Ressourcen, Installation von Offshore-Windkraftanlagen und zur Meeresforschung. International gültige Regeln können von den Küstenstaaten durch strengere nationale Regeln zu Umweltschutz, Vermeidung und Minderung von Meeresverschmutzungen, Einleitungen usw. ergänzt werden, die von durchfahrenden Schiffen eingehalten werden müssen (Kimbal, 2001). Die Gebiets- und Nutzungshoheit des Küstenstaates wird allerdings durch das Recht der friedlichen Durchfahrt eingeschränkt, das Schiffen aller Staaten gestattet, das Küstenmeer ohne Erlaubnis des Küstenstaates zu durchfahren. Um die Sicherheit der Schifffahrt zu gewährleisten, hat der Küstenstaat die Möglichkeit, Schifffahrtswege einzurichten. Die Nutzung und der Schutz des Küstenmeeres dürfen dagegen nicht zu einer Behinderung oder Einschränkung des Rechts auf friedliche Durchfahrt führen (Proelß, 2004; vgl. auch Art. 211 Abs. 4 UNCLOS). Insofern unterscheidet sich das Küstenmeer von den landwärts der Basislinie gelegenen „Inneren Gewässern“ (Art. 8 UNCLOS), in denen eine solche Einschränkung nationaler Hoheitsbefugnisse nicht gegeben ist, da sich UNCLOS nicht auf sie erstreckt.

Kasten 3.2-2

Geschichte des Seerechts: Wem gehört das Meer?

Bereits im 17. Jahrhundert wurde der Bedarf nach einer Regulierung der Meeresnutzung erkannt: Die immer bedeutender werdende Handelsschifffahrt der großen Seefahrernationen, die Ausweitung der Fischerei und die beginnende Erschließung von Meeresbodenschätzen ließen Interessenkonflikte unter den großen Seefahrernationen entstehen und warfen die Frage auf, wem das Meer gehört. Als Reaktion auf die Politik des „mare clausum“ der Portugiesen, wonach einzelne Staaten individuelle Nutzungsansprüche für die Meere geltend machen konnten (Portugal beanspruchte für den Seehandel mit Ostindien ein Monopol), verfasste 1609 Hugo de Groot (Grotius) das Regelwerk „mare liberum“, das die Freiheit der Meere zum Grundprinzip erhebt und die Freiheit der Meere für sämtliche Seefahrernationen postulierte (Stumpf, 2006; Mann Borgese, 1999; Aure, 2008). Ziel war es, das Recht auf freien Welthandel für die Niederländische Ostindien-Kompanie zu sichern, deren Berater Grotius war. Der britische Jurist John Selden – Großbritannien konkurrierte damals mit den Niederlanden um die Dominanz im Seehandel – verschriftlichte 1625 das Konzept „mare clausum“, das einzelnen Staaten individuelle Nutzungsansprüche zuwies.

Im 20. Jahrhundert wuchs der Bedarf nach einer neuen völkerrechtlichen Grundlage des internationalen Seerechts, nachdem einige Küstenstaaten die gewohnheitsrechtlichen Regeln aus dem 17. Jahrhundert, etwa das Recht einen drei Seemeilen breiten Küstenstreifen als nationales Territorium zu beanspruchen, nicht mehr anerkannten. Mit steigender Ener-

gie- und Rohstoffnachfrage wurden im 20. Jahrhundert die Meere zunehmend eine wertvolle Rohstoffquelle, gleichzeitig verbesserten sich die technischen Möglichkeiten, mineralische und lebende Ressourcen zu erschließen. Die Küstenstaaten versuchten immer größere Teile des Meeres und des Meeresbodens unter ihre nationalstaatliche Kontrolle zu bringen und erweiterten ihre Küstenstreifen auf bis zu 200 sm. Eine in den 1930er Jahren einberufene Konferenz zur Regelung der Breite des Küstenmeeres konnte keine Einigung erzielen. Der entscheidende Impuls zur Ausweitung der Rechte der Küstenstaaten ging nach Ende des Zweiten Weltkrieges von den USA aus, als Präsident Harry S. Truman eine neue Rohstoffpolitik proklamierte, verbunden mit einer Ausweitung der Küstenzone bis zum Kontinentalschelf. Der Hintergrund waren neu entdeckte Ressourcenvorkommen vor der amerikanischen Küste und verbesserte Bohrtechniken. Dem amerikanischen Beispiel folgten bald weitere Staaten, so dass weltweit die 200-sm-Zone (Ausschließliche Wirtschaftszone, AWZ) und der Festlandssockel Teil des Völkergewohnheitsrechts wurden (UN, 2011). Diese Praxis wurde dann im Rahmen internationaler Verhandlungen zur vertraglichen Regelung des internationalen Seerechts mit der Unterzeichnung von UNCLOS 1982 völkerrechtlich kodifiziert.

Während der langen Aushandlungsphase von UNCLOS (1956 bis 1982) wurden auf UN-Ebene Forderungen erhoben, die deutlich über die Regelungstiefe des 1982 beschlossenen UNCLOS hinausgehen. So forderte im Jahr 1967 der damalige Botschafter Maltas, Arvid Pardo, in einer viel beachteten Rede vor der UN Generalversammlung dazu auf, die Meere als „allgemeines Erbe der Menschheit“ einzustufen (Mann Borgese, 1999).

3.2.1.2

Anschlusszone

Die sogenannte „Anschlusszone“ ist eine dem Küstenmeer seewärts vorgelagerte Grenzkontrollzone. Sie dient ausschließlich Zwecken der Grenzkontrolle, also der Verhinderung bzw. Ahndung von Verstößen gegen Zoll-, Steuer- und Einreisegesetzen usw. Der Anschlusszone kommt als Kontrollzone kein eigener gebietsrechtlicher Status zu, so dass sie in der Regel im Gebiet der AWZ liegt (Graf Vitzthum, 2006). Die maximale Ausdehnung der Kontrollzone ist gem. Art. 33 UNCLOS auf 24 sm, gemessen ab der Basislinie, beschränkt.

3.2.1.3

Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ)

In der sich an das Küstenmeer anschließenden „Ausschließlichen Wirtschaftszone“ (AWZ; Art. 55 bis 75 UNCLOS), die sich bis zu 200 sm seewärts der Basislinie erstreckt und nicht zum Staatsgebiet gehört, kann der Küstenstaat funktional begrenzte Hoheitsmacht ausüben. Kollidiert die AWZ in ihrer Ausdehnung weder mit einer angrenzenden noch einer gegenüberliegenden AWZ, so kann der Küstenstaat diese durch einen einseitigen Akt der Inanspruchnahme errichten.

Andernfalls sieht Art. 74 UNCLOS für die Grenzziehung zwischen angrenzenden AWZ eine Übereinkunft der betroffenen Küstenstaaten vor. Verzichtet ein Küstenstaat auf die Inanspruchnahme einer AWZ, so steht diesem unabhängig davon gegebenenfalls die Nutzung seines Festlandssockels zu. Die Gewässer jenseits des Küstenmeeres sind in diesem Fall Teil der Hohen See (Graf Vitzthum, 2006).

Die Nutzungsrechte in der AWZ weist UNCLOS dem Küstenstaat abschließend zu: Sie umfassen beispielsweise die Ausbeutung der lebenden und nicht lebenden Ressourcen (z. B. Fischbestände, Öl- und Gasressourcen) in der Wassersäule, am Meeresboden und im Meeresuntergrund sowie die Errichtung von Anlagen oder künstlichen Inseln (z. B. Ölplattformen, Windenergieanlagen). Die von UNCLOS zugewiesenen küstenstaatlichen Hoheitsbefugnisse sind von großer wirtschaftlicher Bedeutung: So kommen ca. 90 % aller kommerziell relevanten Fischarten in den AWZ der Küstenstaaten vor (Maribus, 2010). Für Deutschland ergibt sich die besondere Bedeutung der AWZ insbesondere aufgrund der geplanten Offshore-Windenergieanlagen, die zukünftig weit überwiegend in der AWZ errichtet werden (KPMG, 2010).

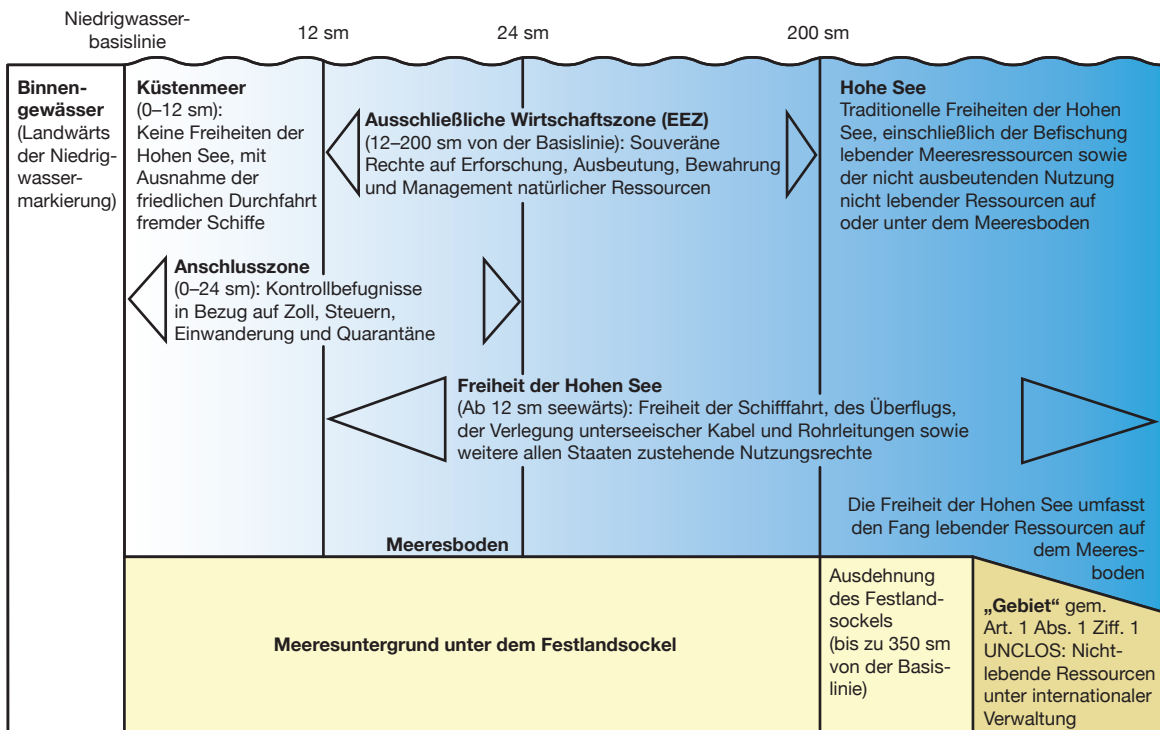


Abbildung 3.2-1
 Ordnung der Meereszonen nach dem UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS).
 sm = Seemeile = 1,852 km.
 Quelle: Gorina-Ysern et al., 2004

Darüber hinaus hat der Küstenstaat nach Art. 56 UNCLOS die Hoheitsbefugnis bezüglich der wissenschaftlichen Meeresforschung, so dass etwaige Vorhaben von Drittstaaten seiner Zustimmung bedürfen. Der Küstenstaat ist außerdem zum Meeresschutz verpflichtet (Art. 192 ff. UNCLOS; Kap. 3.2.1.3) und berechtigt. Gem. Art. 56 Abs. 1 lit. b UNCLOS mit entsprechenden Hoheitsbefugnissen zur Bewahrung der Meeresumwelt ausgestattet, darf der Küstenstaat beispielsweise Schutzgebiete ausweisen. Da in der AWZ die Freiheiten der Schifffahrt, des Überflugs und der Verlegung unterseeischer Kabel und Rohrleitungen gelten, sind Meeresschutzbestimmungen insoweit Grenzen gesetzt. Hier gelten nach Art. 211 Abs. 6 UNCLOS nur die international vereinbarten Standards (Kap. 3.6.4). Küstenstaaten dürfen keine strengeren Regeln einführen, soweit nicht bestimmte schutzwürdige Gebiete Einleitbestimmungen, Schutzgebietsausweisungen oder Ähnliches erforderlich machen. Dann ist aber gemäß § 211 Abs. 6 lit. a UNCLOS eine Genehmigung der Internationalen Seeschiffahrtsorganisation (IMO) einzuholen (Kimbal, 2001).

3.2.1.4 Festlandssockel

Die 1997 gegründete Festlandssockelgrenzkommission (Art. 76 Abs. 8 UNCLOS) erteilt auf Antrag von Küstenstaaten Empfehlungen zur Grenzziehung bei erweiterten Festlandssockeln. Die Einholung einer solchen Empfehlung ist für UNCLOS-Vertragsstaaten notwendig, um vertragsgemäß einen erweiterten Festlandssockel nutzen zu dürfen.

Der Festlandssockel (Art. 76 bis 85 UNCLOS) umfasst den Meeresboden und den Meeresuntergrund jenseits des Küstenmeeres. Das Festlandssockelregime nach UNCLOS bezieht sich allerdings nicht auf die Wassersäule bzw. die Gewässer über dem Meeresboden. Hinsichtlich des Festlandssockels hat der Küstenstaat das souveräne Recht zur Ausbeutung der natürlichen Ressourcen, das Recht zur Erforschung des Meeresbodens bzw. Meeresuntergrunds sowie das Recht zur Errichtung von Anlagen und Bauwerken. Solange Festlandssockel und AWZ in ihrer Ausdehnung überlappen, haben die Nutzungsrechte bezüglich des Festlandssockels keine eigenständige Bedeutung, da diese innerhalb der AWZ umfangreicher sind. In zwei Konstellationen haben die Nutzungsrechte am Festlandssockel allerdings eine eigenständige Bedeutung. Erstens für den Fall, dass ein Küstenstaat keine AWZ errichtet. Die Rechte am Festlandssockel bestehen

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

nämlich, anders als in der AWZ, unabhängig von einem staatlichen Akt der Besitzergreifung. Zweitens in solchen Fällen, in denen sich der Festlandsockel aufgrund geologischer Gegebenheiten seewärts über die 200 sm breite AWZ hinaus erstreckt (z.B. vor Argentinien, im Südchinesischen Meer und in der Arktis). Für die seewärtige Grenze des Festlandsockels sieht UNCLOS folgende Regelung vor: Verläuft der topographische Festlandrand in einer Entfernung von bis zu 200 sm, so wird gem. Art. 76 Abs. 1 UNCLOS die Grenze des Festlandsockels hydrographisch auf 200 sm festgelegt, gemessen ab der Basislinie (Graf Vitzthum, 2006). Liegt der Festlandrand jenseits dieser Grenze, kann der betreffende Küstenstaat einen Antrag auf Anerkennung eines erweiterten Festlandsockels vor der durch UNCLOS etablierten Kommission zur Begrenzung des Festlandsockels (Kap. 3.2.1.2) stellen. Im Falle erfolgreicher Beantragung – u. a. Erbringung entsprechender geologischer Nachweise – kann der Küstenstaat seine Festlandsockelgrenze gemäß der Empfehlung der Kommission festlegen und die entsprechenden Nutzungsrechte für den erweiterten Festlandsockel beanspruchen. Die maximale Ausdehnung des erweiterten Festlandsockels darf sich nicht weiter als 350 sm von der Basislinie erstrecken, alternativ nicht weiter als 100 sm von der 2500-Meter-Wassertiefenlinie (ausgenommen von dieser Grenzziehungsalternative sind sogenannte unterseeische Berggrücken gem. Art. 76 Abs. 6 S. 1 UNCLOS; Kap. 3.2.1.5; Kasten 3.2-3).

Anlass für die Einsetzung der Festlandsockelgrenzkommission waren die vagen Formulierungen von UNCLOS für die Bemessung des Festlandsockels, die oftmals zu Grenzstreitigkeiten führten. Insbesondere in Fällen, in denen sich der geologische Festlandsockel seewärts über die 200 sm breite AWZ hinaus erstreckt (Kap. 3.2.1), ist die Klärung etwaiger Gebietsansprüche einzelner Vertragsstaaten durch die Kommission von Bedeutung (Kap. 3.2.5; Kasten 3.2-3). Die Festlandsockelkommission beschließt auch die Finanzierung des Internationalen Seegerichtshofes (ITLOS) sowie die Vergütung der Richter. Zur Klärung von Grenzstreitigkeiten zwischen aneinandergrenzenden oder gegenüberliegenden Festlandsockeln bietet die Festlandsockelkommission die Möglichkeit an, gemeinsame Anträge der im Streit liegenden Küstenstaaten vorzulegen, um der Kommission ein Mandat für eine Empfehlung hinsichtlich der Grenzziehung im umstrittenen Gebiet zu erteilen.

3.2.1.5

Hohe See

Die „Hohe See“ schließt seewärts der Außengrenzen der AWZ an und ist begrenzt auf die Wassersäule, umfasst also nicht den Meeresboden. Insgesamt bedeckt die Hohe See etwa 202 Mio. km², also 64 % der Gesamtflä-

che der Meere. Die Nutzung der Hohen See (Art. 86 bis 120 UNCLOS) folgt im Kern dem Grundsatz der Freiheit der Meere (Kasten 3.2-2). Kein Staat darf einen Teil der Hohen See seiner Souveränität unterstellen. Auf dem Gebiet der Hohen See gilt die Freiheit der Schifffahrt, der Fischerei und der Meeresforschung. Die Ausweisung von Meeresschutzgebieten auf hoher See durch einzelne Staaten ist in UNCLOS nicht geregelt, könnte aber nach Art. 194 Abs. 5 UNCLOS zum Meeresschutz erforderlich sein. Dabei müsste die Freiheit der Hohen See, also der Schifffahrt, Fischerei usw. beachtet werden (Proelß, 2004).

3.2.1.6

Gebiet

Der unterhalb der Hohen See gelegene Meeresboden, das sogenannte „Gebiet“ (Art. 133 bis 191 UNCLOS, Anlagen III, IV), unterliegt keinen nationalen Hoheitsbefugnissen. Das Gebiet und seine mineralischen Ressourcen sind nach Art. 136 UNCLOS ein „Gemeinsames Erbe der Menschheit“. UNCLOS sieht für die Nutzung mineralischer Ressourcen im Gebiet, also derjenigen mineralischen Ressourcen, die sich auf oder unter dem Meeresboden befinden, einen Sachwalter und ein internationales Regime zur Bewirtschaftung vor (Teil XI UNCLOS). Dieses sogenannte „Meeresbodenregime“ wird in Kapitel 3.2.3.2 dargestellt.

3.2.2

Regelungen von UNCLOS zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meere

UNCLOS stellt Anforderungen an den Schutz der Meere und setzt ihrer Nutzung damit Grenzen (Wolfrum und Fuchs, 2011). Diese Anforderungen gelten für sämtliche Meereszonen. Die Vertragsstaaten von UNCLOS sind verpflichtet, die Meeresumwelt „entsprechend ihrer Möglichkeiten“ zu schützen. Anderen Staaten und deren Umwelt darf kein Schaden durch Verschmutzung zugefügt (Art. 194 Abs. 2 UNCLOS) oder ein Schaden verlagert werden (Art. 195 UNCLOS). Für den Einsatz von Technologien oder die Einführung invasiver Arten ist geregelt, dass Staaten alle notwendigen Maßnahmen zur Verhütung und Verringerung daraus entstehender Meeresverschmutzungen unternehmen (Art. 196 UNCLOS). Darüber hinaus beinhaltet UNCLOS bestimmte Pflichten der Staaten bezüglich der internationalen und regionalen Zusammenarbeit, technischen Hilfe, Überwachung und Beurteilung der Verschmutzung, Durchsetzung, Verantwortlichkeit sowie Haftung (Art. 197–237 UNCLOS). UNCLOS verpflichtet die Staaten außerdem zur Konkretisierung ihrer Pflicht zum Meeresschutz (Art. 207 ff. UNCLOS).

Kasten 3.2-3**Geplante Festlandsockelerweiterungen in der Arktis: Wem gehört die Arktis?**

Die Anrainerstaaten des arktischen Ozeans sind die Küstenstaaten Dänemark, Kanada, Norwegen, die Russische Föderation und die Vereinigten Staaten von Amerika. Mit fortschreitendem Rückgang der arktischen Eismassen wächst seit Jahren die Wahrscheinlichkeit, dass die Erschließung von Ressourcen im Nordpolarmeer technisch möglich und wirtschaftlich interessant wird. Die genannten Anrainerstaaten versuchen infolgedessen, Territorialansprüche auf den Meeresboden und -untergrund des Nordpolarmeeres zu erheben. Öffentliche Aufmerksamkeit gewann der schwelende Konflikt um eine territoriale Aufteilung der Polregion, als im August 2007 ein russisches U-Boot am Grund des Polarmeeres eine russische Flagge verankerte und hierdurch die Ansprüche Russlands unterstrich. Obwohl die Vereinigten Staaten bisher UNCLOS nicht beigetreten sind, haben die Anrainerstaaten in der Erklärung von Ilulissat 2008 festgehalten, dass sie die äußeren Grenzen ihrer jeweiligen Festlandsockel insbesondere nach den Regeln des UN-Seerechtsübereinkommens bestimmen wollen.

Hauptstreitpunkt über mögliche Festlandsockelerweiterungen ist die geologische Zuordnung des Lomonossow- und Mendeleev-Rückens. Mit seinem Antrag vom Dezember 2001 beanspruchte Russland diese Bergrücken in der Polarregion als unterseeische Erhebungen, die aufgrund ihrer geologischen Beschaffenheit natürliche Teile des russischen Festlandrands im Sinne des Art. 76 Abs. 6 Satz 2 UNCLOS sein sollen (Wolfrum, 2008). Dänemark widersprach diesem Antrag Russlands im Februar 2002 mit dem Hinweis, dass die Abgrenzung zwischen dem dänischen und dem russischen Festlandsockel umstritten sei. Infolgedessen berief sich Dänemark auf Art. 83 UNCLOS und bestritt damit die Zuständigkeit der Festlandsockelgrenzkommission über umstrittene Gebiete zu entscheiden. In jüngster Vergangenheit hat sich insbesondere Russland um eine friedliche Beilegung des Arktiskonflikts bemüht. Mit Norwegen konnte ein seit Jahrzehnten andauernder Konflikt hinsichtlich der Seegrenzen im Nordpolarmeer beigelegt werden. Russland, Kanada und Dänemark/Grönland bemühen sich zurzeit gemeinsam um eine einvernehmliche Lösung des Arktiskonflikts. Als Option wird auch ein gemeinsamer Antrag bei der Festlandsockelkommission für eine Grenzziehungsempfehlung erwogen (Humrich, 2011).

UNCLOS sieht vor, dass die Vertragsstaaten globale und regionale Übereinkommen zum Meeresumweltschutz vereinbaren, diese Vereinbarungen in nationales Recht überführen und deren Befolgung kontrollieren (Lagoni, 2007). Nur für den Meeresboden etabliert es ein eigenständiges Regime (Kap. 3.2.3.2).

3.2.3**Institutionen von UNCLOS**

Mit UNCLOS wurden mehrere internationale Institutionen eingerichtet:

- › die Festlandsockelgrenzkommission (New York; Kap. 3.2.1.4);
 - › der Internationale Seegerichtshof (Hamburg);
 - › die Internationale Meeresbodenbehörde (Kingston).
- Grundsätzliche Entscheidungen, insbesondere über eine Vertragsänderung von UNCLOS, werden durch die Versammlung der Vertragsstaaten getroffen. Die zentrale Aufgabe der Vertragsstaatenversammlung ist die Verhandlung über vorgeschlagene Vertragsänderungen zum UN-Seerechtsübereinkommen (Kasten 3.2-4). Da ein solches Änderungsverfahren bisher noch nicht durchgeführt wurde, befasst sich die Versammlung vorrangig mit Angelegenheiten der Festlandsockelkommission sowie dem Internationalen Seegerichtshof. Die Versammlung der Vertragsstaaten soll nur bei Bedarf einberufen werden, allerdings fand sie seit 1994 jährlich statt. Die Versammlung wird in der Regel im Vor-

feld der Generalversammlung der Vereinten Nationen einberufen, um bei dieser Gelegenheit auch meeresbezogene Resolutionen der Generalversammlung vorzubereiten.

3.2.3.1**Internationaler Seegerichtshof**

Art. 279 UNCLOS verpflichtet die Mitgliedstaaten zu einer friedlichen Streitbeilegung. Der 1996 eingerichtete Internationale Seegerichtshof (International Tribunal for the Law of the Sea, ITLOS; Art. 287 UNCLOS i.V.m. Anlage VI) dient der Beilegung von Streitigkeiten über die Auslegung oder Anwendung von UNCLOS. Gem. Art. 287 Abs. 1 UNCLOS können die Staaten jedoch noch weitere Möglichkeiten der Streitbeilegung wählen, so dass Seerechtsfälle wahlweise auch vor dem Internationalen Gerichtshof oder Schiedsgerichten anhängig gemacht werden können. In der Praxis ist ITLOS – obwohl auch hier eine bedingte Wahlmöglichkeit der Streitparteien besteht – für die sofortige Freigabe von Schiffen gem. Art. 292 UNCLOS zuständig (Wolfrum, 2006b:481). Unter bestimmten Bedingungen kann das ITLOS darüber hinaus für die Anordnung einstweiliger Maßnahmen zuständig sein, so dass für die genannten Fälle von einem tatsächlichen „Verfahrensmonopol“ des ITLOS ausgegangen werden kann (Wolfrum, 2006b:470). Für Streitigkeiten in Bezug auf Tätigkeiten im Gebiet ist am ITLOS überdies eine Kammer für Meeresbodenstreitigkeiten eingerichtet, die obligatorisch und alleinig für diese Streitigkeiten

Kasten 3.2-4

Verfahren zur Änderung von UNCLOS

Das UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS) beinhaltet drei unterschiedliche Verfahren zur Änderung des Übereinkommens:

- > das allgemeine Änderungsverfahren gem. Art. 312 UNCLOS;
- > das vereinfachte Änderungsverfahren gem. Art. 313 UNCLOS;
- > das Änderungsverfahren für Bestimmungen hinsichtlich des Gebiets gem. Art. 314 UNCLOS.

Voraussetzung für eine Änderung von UNCLOS unabhängig von der Verfahrensart ist der Vorschlag eines Vertragsstaates (Art. 312–314 UNCLOS). Befürworten im Rahmen des allgemeinen Änderungsverfahrens innerhalb von 12 Monaten mindestens die Hälfte der Vertragsparteien den Vorschlag, wird eine Versammlung zur Änderung von UNCLOS einberufen. Änderungen des Vertragstextes sollen grundsätzlich möglichst über einen einstimmigen Beschluss der einberufenen Vertragsstaatenversammlung vorgenommen werden

(Art. 312 Abs. 2 UNCLOS). Beim vereinfachten Änderungsverfahren (Art. 313 UNCLOS) werden die Mitgliedstaaten ohne Zusammenkunft über den Änderungsvorschlag informiert. Die Mitgliedstaaten können sowohl Einspruch gegen die Durchführung des vereinfachten Verfahrens als auch gegen die vorgeschlagene Änderung erheben. Die Änderung kommt hingegen zustande, wenn innerhalb eines Jahres kein Vertragsstaat widerspricht. Im Fall eines Einspruchs gilt der Änderungsvorschlag als abgelehnt. Für Tätigkeiten im Gebiet findet ein gesondertes Änderungsverfahren Anwendung. Dabei werden die Mitgliedstaaten über den Änderungsvorschlag lediglich informiert. Zur Annahme des Änderungsvorschlages muss dieser zunächst durch den Rat der Meeresbodenbehörde genehmigt werden, anschließend durch die Versammlung (Art. 314 Abs. 1 UNCLOS). Die Vertreter der Vertragsstaaten in diesen Organen sind bevollmächtigt, die vorgeschlagene Änderung zu prüfen und zu genehmigen. Sämtliche angenommenen Änderungen liegen nach Art. 315 Abs. 1 UNCLOS 12 Monate zur Unterzeichnung durch die Mitgliedstaaten aus, sofern in der Änderung nichts Abweichendes vorgesehen ist.

zuständig ist. Zudem erstattet die Kammer Rechtsgutachten zur Unterstützung der Meeresbodenbehörde. Auch Streitigkeiten außerhalb von UNCLOS können dem ITLOS zugewiesen werden, so z.B. Streitigkeiten nach dem Fish Stocks Agreement (Art. 30 Fish Stocks Agreement). Das Gericht verfügt dauerhaft über mindestens fünf eingerichtete Kammern, zunächst für die Streitigkeiten, die dem ITLOS nach UNCLOS zugewiesen werden können als auch für Streitfälle im Bereich der Fischerei, der Meeresumwelt sowie für Grenzstreitigkeiten hinsichtlich der Meeresgebiete. Mit der Ausdehnung der Parteifähigkeit auf natürliche und juristische Personen wurden die Rechtsschutzmöglichkeiten durch den Gerichtshof positiv weiterentwickelt, da zuvor nur Staaten als Partei vor Gericht stehen konnten. Bisher wurden lediglich 21 Fälle vor das ITLOS gebracht (ITLOS, 2013). Ein Grund für die seltene Bemühung des Seegerichtshofes zur Beilegung von Streitigkeiten könnte in den zahlreichen Wahlmöglichkeiten des Art. 287 UNCLOS liegen, der für die meisten Seerechtsstreitigkeiten Beilegungsalternativen bietet.

3.2.3.2

Internationale Meeresbodenbehörde und das Meeresbodenregime

Die Internationale Meeresbodenbehörde (International Seabed Authority, ISA; Art. 156 ff. UNCLOS) wurde 1994 gegründet, um die Bewirtschaftung der mineralischen Ressourcen des Gebiets nach dem Menschheitserbprinzip (Art. 136 UNCLOS) zu gewährleisten (Abb. 3.2-2). Sie ist laut den Bestimmungen von UNCLOS und denen des „Übereinkommens zur Durch-

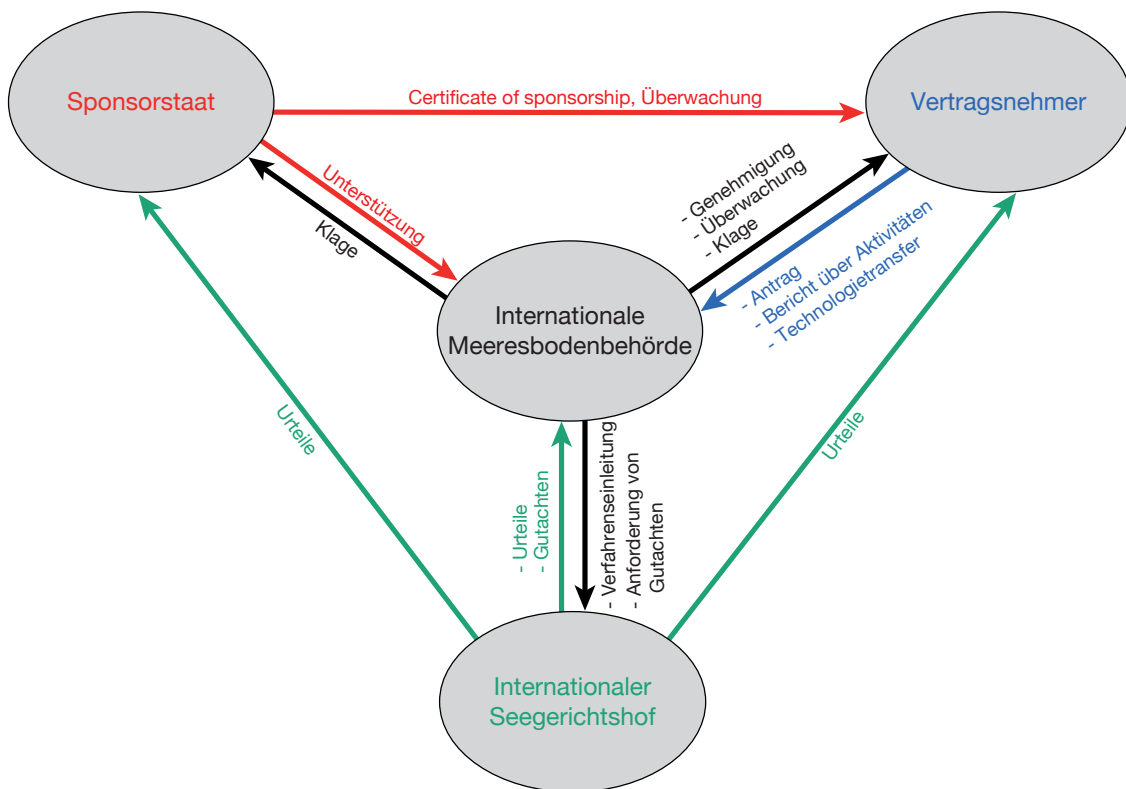
führung des Teiles XI UNCLOS“ zuständig für die Genehmigung und Kontrolle von Tätigkeiten im Gebiet. Das Gebiet wird durch Art. 136 UNCLOS zum gemeinsamen Erbe der Menschheit erklärt. Dieses Rahmenprinzip enthält vier prägende Grundaussagen:

Erstens die Verfügungsberechtigung der gesamten Menschheit über den Meeresboden. Die Vertragsstaaten dürfen keine einzelstaatliche Souveränität ausüben. Das Rechtsregime beinhaltet also keine einzelstaatliche Freiheit der Ressourcenausbeutung wie im Bereich der Hohen See. Bergbauvorhaben, insbesondere zur Gewinnung von Manganknollen, sollen auf der Grundlage des festgesetzten völkerrechtlichen Nutzungssystems durchgeführt werden, denn der Abbau von mineralischen Ressourcen setzt die verbindliche Zuweisung von Nutzungsrechten durch die Bereitstellung eines Ordnungsrahmens voraus, um einen sicheren Investitionsrahmen zu setzen (Wolfrum, 2006a: 334).

Zweitens die Privilegierung der Entwicklungsländer (Art. 140, 148 UNCLOS), deren Beteiligung am Tiefseebergbau unter Berücksichtigung „ihrer besonderen Interessen und Bedürfnisse“ gefördert werden soll.

Drittens sind die Vertragsstaaten zur Verwirklichung einer Gleichberechtigung der Staaten auf Kosten von Staaten verpflichtet, die finanziell und technisch zu einem Abbau fähig sind. Aktivitäten auf dem Tiefseeboden haben im Gegensatz zur Nutzung der Hohen See den Vorteil, der gesamten Menschheit zu dienen (Art. 140 UNCLOS).

Viertens ergibt sich aus dem Gedanken des gemeinsamen Erbes der Menschheit der Aufbau der ISA, um eine Kontrolle und Kooperation der Beteiligten zu

**Abbildung 3.2-2**

Die Internationale Meeresbodenbehörde genehmigt, überprüft und überwacht den Abbau von mineralischen Rohstoffen im Gebiet. Abbautätigkeiten können sowohl von staatlichen als auch von privaten Unternehmen beantragt werden (Vertragsnehmer), wobei private Unternehmen einen Vertragsstaat als Befürworter benötigen (sogenannter Sponsorstaat). Dieser Sponsorstaat übernimmt die völkerrechtliche Verantwortung für die Abbautätigkeit des Unternehmens und haftet für Auswahl- und Überwachungsfehler.

Quelle: WBGU

gewährleisten (Wolfrum, 2006a: 336).

Für die Ressourcennutzung im Gebiet beziehen sich die Bestimmungen von UNCLOS nach Art. 133 UNCLOS lediglich auf mineralische Ressourcen, die sich auf oder unter dem Meeresboden befinden. Lebende Ressourcen sind also nach dem eindeutigen Wortlaut vom Meeresbodenregime nicht erfasst und unterfallen nicht dem gemeinsamen Erbe der Menschheit, sondern der Freiheit der Hohen See (Friedland, 2007). Bei dem Abbau der mineralischen Ressourcen ist die Meeresumwelt vor Schäden zu schützen. Zu diesem Zweck soll die ISA gemäß Art. 145 UNCLOS Regeln aufstellen, um die Verschmutzung des Gebiets durch Abbauarbeiten zu verhüten und zu verringern sowie die natürlichen Ressourcen zu erhalten. Darüber hinaus gelten die allgemeinen Verpflichtungen zum Meeresschutz aus Art. 194ff. UNCLOS sowie deren Konkretisierung für Tätigkeiten im Gebiet in Art. 209 UNCLOS. Bisher hat die Behörde hiernach Richtlinien für die Überwachung möglicher Umweltauswirkungen hinsichtlich der Exploration von Manganknollen im Gebiet erlassen (UN, 2001). Als Schutzmaßnahme ist auch die Ausweisung von Teilen

des Gebiets als Schutzgebiet möglich (Jenisch, 2010).

Für den Meeresboden der Tiefsee und seine mineralischen Ressourcen (Kasten 3.2-5) ist die Meeresbodenbehörde im Auftrag aller Staaten zuständig (Jenisch, 2010). Tätigkeiten im Gebiet müssen durch die Meeresbodenbehörde genehmigt werden (Friedland, 2007). Das beantragende Unternehmen muss mit der Meeresbodenbehörde einen Vertrag über die Einhaltung der Vorgaben aus dem Arbeitsplan schließen (Jessen, 2012). Aus der Zweckbindung des Gebiets als gemeinsames Erbe der Menschheit ergeben sich einige Besonderheiten für die Antragsteller (Jenisch, 2010).

Für den Abbau von Manganknollen, polymetallischen Sulfiden und kobaltreichen Krusten hat die Meeresbodenbehörde mehrere „Regulations“ zusammengefasst unter dem Oberbegriff des sogenannten „Mining Code“ beschlossen. Dabei werden die Voraussetzungen für die Erkundungstauchgänge und die Anforderungen zum Schutz der Umwelt festgelegt, unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips und unter Anwendung der „best environmental practice“ (Regelung 31 Abs. 2 Manganknollencode, Regelung

Kasten 3.2-5

Finanzieller Ausgleich für die Meeresbodennutzung

Bereich des anerkannten Festlandssockels jenseits der 200 sm

Die Küstenstaaten sind zu Zahlungen bzw. Sachleistungen verpflichtet, wenn sie nicht lebende Ressourcen des Festlandssockels jenseits von 200 sm abbauen (Art. 82 Abs. 1 UNCLOS). Die Höhe dieser Leistungen ist zeitlich gestaffelt (1–12% vom Wert bzw. Umfang der Produktion; Art. 82 Abs. 2 UNCLOS). Die Leistungspflicht beginnt mit dem sechsten Jahr des Abbaus und bemisst sich anhand der jährlichen Produktionsmenge. Die Leistungen erfolgen gegenüber der Behörde, die anschließend für eine gerechte Verteilung unter den Vertragsstaaten von UNCLOS verantwortlich ist. Dabei sollen die Interessen und Bedürfnisse der Entwicklungsländer bei der Verteilung besonders berücksichtigt werden.

Bereich des Gebiets

Die Vergabe von Erforschungs- und Abbaulizenzen im Gebiet setzt einen Vertragsschluss zwischen dem tätigen Vertragsstaat und der Meeresbodenbehörde voraus. Mit Beginn des Abbaus leistet der Lizenznehmer eine zeitlich gestaffelte Abgabe, mindestens aber eine Jahresgebühr in Höhe von 1 Mio. US-\$. Die Höhe der Abgabe liegt zeitlich gestaffelt bei 5 bzw. 12% bezogen auf die jährliche Produktion (Art. 82 Abs. 2 UNCLOS). Alternativ kann der Lizenznehmer einen finanziellen Beitrag entrichten, anteilig bemessen am erwirtschafteten Nettoertrag. Die Behörde muss zur gerechten Verteilung der Gewinne ein Gewinnverteilungsverfahren entwickeln, in dem die Interessen und Bedürfnisse der Entwicklungsländer besonders berücksichtigt werden (Art. 160 Abs. 2 lit. f (i) UNCLOS). Potenziell Begünstigte dieses Verteilungsverfahrens sind alle Staaten der Welt.

33 Abs. 2 Sulfidcode), welche als die Anwendung der angemessensten Kombination von Kontrollmaßnahmen und -strategien in Bezug auf die Umwelt definiert wird. Es dürfen überdies nur umweltschonende Verfahren zugelassen werden, die eine Regeneration der empfindlichen Tiefseeökosysteme gewährleisten. Die Regelung 31 Abs. 3 Manganknollencode verweist zudem auf die besten verfügbaren Techniken. Bei Streitfällen kann die internationale Meeresbodenbehörde ein Verfahren bei der Meeresbodenkammer des Internationalen Seegerichtshofs anstrengen.

3.2.4

Bewertung von UNCLOS

Zur Bewertung der Wirksamkeit von UNCLOS verwendet der WBGU eine Reihe von Prüfsteinen für eine problemadäquate Meeres-Governance (Kap. 3.1.4) mit deren Hilfe auch die Defizite und Schwächen von UNCLOS verdeutlicht und Ansatzpunkte für die Weiterentwicklung der Meeres-Governance (Kap. 7) abgeleitet werden sollen.

3.2.4.1

Systemische Perspektive

UNCLOS enthält im Grundsatz eine systemische Perspektive, indem es einen übergeordneten Rahmen für den Schutz und die Nutzung der Meere vorgibt. Es ist vom Regelungsgegenstand her nicht eingegrenzt auf bestimmte Meeresgebiete und bezweckt eine Grundordnung für menschliche Tätigkeiten im Bereich der Meere. UNCLOS selbst erkennt an, dass „die Probleme des Meeresraums eng miteinander verbunden sind und als Ganzes betrachtet werden müssen“ (Präambel,

Erwägungsgrund 3). Dies schlägt sich jedoch nur in einzelnen Bestimmungen nieder. So sind die Vertragsstaaten im Rahmen der Erhaltung der Fischbestände verpflichtet, die gegenseitige Abhängigkeit der Bestände (Art. 61 Abs. 3 UNCLOS) sowie die Auswirkungen der Fischereimaßnahmen auf abhängige und assoziierte Arten zu berücksichtigen (Art. 61 Abs. 4 UNCLOS, Art. 119 Abs. 1 lit. a, b UNCLOS). Außerdem sollen sensible Ökosysteme und Habitate seltener oder bedrohter Arten geschützt werden (Art. 194 Abs. 5 UNCLOS). Allerdings wird diese systemische Perspektive durch einige gegenläufige Regelungen entwertet. So werden etwa durch die Aufteilung der Meere in Zonen unterschiedlicher Rechtsregime einzelne Abschnitte isoliert betrachtet und das Meer als Ganzes nicht in den Blick genommen. Die Zonierung entspricht außerdem nicht den Ökosystemgrenzen, was bei Anwendung des systemischen Ansatzes in gebietsüberschreitenden Ökosystemen zu Problemen führen kann (Tsamenyi et al., 2003). UNCLOS liegt außerdem ein verschmutzungsbezogener Ansatz zugrunde, der unterschiedliche Verschmutzungsquellen unabhängig voneinander betrachtet (Wolf, 2006). Die Ausrichtung nach einzelnen Verschmutzungsquellen erscheint zwar einerseits sinnvoll, da den Verschmutzungsursachen ein unterschiedliches Gewicht zukommt und sie verschiedene Maßnahmen erfordern. Andererseits führt die Aufspaltung dazu, dass auch internationale oder regionale Übereinkommen in der Regel lediglich einzelne Teile des Meeresumweltschutzes, wie die Fischerei, Abfallentsorgung, Schiffsemissionen oder Ähnliches betreffen, was einer weiteren Zersplitterung des Meeresschutzregimes Vorschub leistet, jedoch auch in Folge der hohen Spezialität und Technizität kaum zu vermeiden wäre (Wolf, 2006). So ist etwa die IMO wegen ihrer Orientierung

auf die technische Reduzierung von Schiffsemissionen nicht in der Lage, koordinierte Maßnahmen zum Meeresumweltschutz effektiv zu verwalten (Höfer und Mez, 2003). Diese auf einer sektoralen Regulierung beruhende Zersplitterung wird durch die Bestimmungen von UNCLOS begünstigt, die sich auf „zuständige internationale Organisationen“ sowie die „allgemein anerkannten internationalen Regeln und Normen“ beziehen (Proelß, 2004). Verzahnende und übergreifende Regelungen, die das Gesamtsystem oder Interdependenzen zwischen einzelnen Regelungsgegenständen und -bereichen betreffen, gibt es kaum. Land/Meer- sowie Atmosphäre/Meer-Interaktionen (Kap. 1) werden zwar durch Art. 194 Abs. 3 lit. a, 207 sowie Art. 212 UNCLOS berücksichtigt. Danach sollen die Vertragsstaaten Regeln erlassen und Maßnahmen unternehmen, um eine Verschmutzung des Meeres vom Land bzw. der Luft aus zu verringern und zu verhindern. Darüber hinausgehend werden Interdependenzen von UNCLOS jedoch nicht beachtet.

Auch die Erhaltung und Bewirtschaftung der lebenden Meeresressourcen erfordert keine Berücksichtigung der Auswirkungen der Fangaktivitäten auf andere Ökosysteme oder Schutzgegenstände wie die biologische Vielfalt sowie von Naturschutz- oder Tierschutzgesichtspunkten (Art. 61 UNCLOS). Spezifische Bestimmungen für besonders sensible Meeresbewohner wie Tiefseearten sind in UNCLOS ebenfalls nicht enthalten. Gerade wegen der komplizierten Beziehungen zwischen marinen Arten und Ökosystemen sowie deren Abhängigkeiten voneinander, kann die Entnahme von Fischbeständen zu Schäden an anderen Ökosystemen führen (Tanaka, 2011). Diese enge sektorale Betrachtungsweise wird dadurch verstärkt, dass die konkretisierenden internationalen oder regionalen Übereinkommen entsprechend auch nur begrenzt einzelne Verschmutzungssektoren regulieren. Die systemische Komponente von UNCLOS wird überdies dadurch beschränkt, dass nicht alle Bereiche durch Übereinkommen konkretisiert wurden. So fehlt etwa ein Abkommen, das auf globaler Ebene die Ausweisung mariner Schutzgebiete vorsieht. Auch neuartige – vor allem technologische – Entwicklungen wie etwa CO₂-Abscheidung und -speicherung, Geoengineering usw. werden bislang kaum von UNCLOS-Durchführungsübereinkommen erfasst. UNCLOS reguliert außerdem isoliert den Schutz des Meeres, ohne dass eine Verzahnung mit anderen Übereinkommen, die den Meeresschutz auch thematisieren, etwa der CBD, vorgesehen ist.

Insgesamt enthält UNCLOS zwar systemische Elemente, es dominiert aber weithin eine sektorale Sichtweise, die durch einen begrenzten Blick auf die jeweilige Nutzung geprägt ist. Die komplexen und dynamischen Wechselwirkungen innerhalb der Meere bzw. der

Meeresökosysteme sowie innerhalb des Erdsystems (Land/Meer, Atmosphäre/Meer, Klimawandel) und den Gesellschaftssystemen werden in UNCLOS nicht ausreichend berücksichtigt.

3.2.4.2 Vorsorgeprinzip

Das Vorsorgeprinzip ist nicht ausdrücklich in UNCLOS enthalten. In seiner Verschmutzungsdefinition (Art. 1 Abs. 1 Nr. 4 UNCLOS) verweist es auf „Wirkungen“, die sich „ergeben können“. Hierdurch ist zwar das zeitliche Element des Vorsorgebegriffs abgedeckt, aber es wird noch keine Risikovorsorge gefordert. In seinem Gutachten zum Meeresbodenmanagement verpflichtet das ITLOS indes die UNCLOS-Staaten zur Anwendung des Vorsorgeprinzips – als Bestandteil ihres Sorgfaltsmaßstabs – im Rahmen der Ressourcenausbeutung im „Gebiet“. ITLOS sieht bezüglich des Vorsorgeprinzips einen klaren Trend zur völkergewohnheitsrechtlichen Anerkennung des Vorsorgeprinzips und leitet hieraus die Pflicht der Staaten zur Risikovorsorge ab (ITLOS, 2011:131,135). Umsetzungsübereinkommen wie das London-Protokoll (Verhütung von Meeresverschmutzung, Kap. 3.3.2.6), das OSPAR-Abkommen (Meeresschutz im Nordostatlantik, Kasten 3.4-1; Art. 2 Abs 2 lit. a, b; Abs. 3 lit. a, b) sowie das Helsinki-Übereinkommen (HELCOM, Meeresschutz in der Ostsee) und die Vorschriften des Mining Code der ISA statuieren dieses Prinzip ausdrücklich. Das Vorsorgeprinzip findet sich zwar bereits in zahlreichen Regelungen und Entscheidungen zur Meeresnutzung wieder (etwa in der dritten Nordseekonferenz 1990), kommt aber nur selten zur konkreten und stringenten Anwendung.

3.2.4.3 Adaptives Management

UNCLOS kann zwar bei Bedarf durch die Vertragsstaaten verändert bzw. weiterentwickelt werden und ermöglicht damit die Anpassung des Vertrags an neue Erkenntnisse und Umstände, aber die Regelungen zur Änderung des Vertragstextes sind unflexibel, komplex und langwierig. Da das Änderungsverfahren aufwändig (Kasten 3.2-4), aber wenig Erfolg versprechend ist, wurde es bisher noch nicht angewendet. Darüber hinaus enthält UNCLOS keine Vorkehrung, die gegebenenfalls eine Anpassung im Lichte neuer Erkenntnisse bzw. technologischer Entwicklungen vorsieht. Das Meeresbodenregime ist flexibler, da seine Ordnung regelmäßig überprüft werden soll. Weitergehende Anpassungsmöglichkeiten bestehen nicht. Dadurch wird in dem Rahmenabkommen ein adaptives Management, das Veränderungen der Governance bei neuen Erkenntnissen vorsieht, erschwert.

3.2.4.4

Anreize für Innovationen

Anreize für Innovationen für eine nachhaltige und risikoarme Nutzung der Meere, etwa für neue, langfristig angelegte und nachhaltige Geschäftsmodelle zur Nutzung und zum Schutz der Meere, sind in UNCLOS bislang nicht vorgesehen. Die Förderung des Meeresumweltschutzes beschränkt sich weitestgehend auf die Verpflichtung der Vertragsstaaten, konkretisierendes Recht zum Meeresumweltschutz zu schaffen (Art. 192ff. UNCLOS). Die Regelungen von UNCLOS zur „Technischen Hilfe“ beziehen sich allenfalls mittelbar auf Innovationen (Art. 202f. UNCLOS). Im Rahmen von Entwicklungsprogrammen sollen die Wissenschaft, das Bildungswesen und die Technik zum Meeresumweltschutz gefördert werden. Hierzu ist ein Wissens- und Technologietransfer zugunsten der Entwicklungsländer vorgesehen.

3.2.4.5

Zuweisung von Nutzungsrechten

Die Zuordnung von Nutzungsrechten durch UNCLOS erfolgt durch die Zonierung in Küstenmeere, AWZ, Festlandssockelgrenzen und Hohe See. Nutzungsrechte an den Ressourcen des Gebiets werden durch UNCLOS nicht unmittelbar zugewiesen. Als Rahmenregelwerk legitimiert es allerdings die Meeresbodenbehörde, Lizenzverträge für Exploration bzw. Abbau dieser Ressourcen auf Antrag zu vergeben. Zuordnungsschwierigkeiten betreffen insbesondere die Nutzungsrechte an lebenden Ressourcen, da diese geographisch nicht determiniert sind. Entsprechend mangelt es an Regelungen von UNCLOS zur Zuordnung der lebenden Ressourcen im Bereich der Hohen See.

Neben dieser Zuordnung von Nutzungsrechten enthält UNCLOS zudem mit dem Verursacherprinzip ein Zuordnungsmodell für die Kostentragung entstandener Schäden. Nach Art. 195 UNCLOS dürfen Schäden nicht in eine andere Zone verlagert werden. Anderenfalls könnten sich Staaten durch eine räumliche Verlagerung eines Schadens der Kostentragungspflicht entziehen (Proelß, 2004). Dieses Prinzip bedarf der Umsetzung durch konkretisierende Übereinkommen. Die London-, OSPAR- und Helsinki-Übereinkommen verweisen bereits auf das Verursacherprinzip.

3.2.4.6

Kooperation

Die UNCLOS-Vertragsstaaten sind dazu verpflichtet, bei der Erhaltung der Meeresressourcen, bei der Bewahrung der Meeresumwelt sowie bei der Aufstellung von Normen zur Verhinderung und Bekämpfung von Meeresverschmutzungen von Land aus zusammenzuarbeiten. Der weltweiten Zusammenarbeit zur Bewahrung

der Meeresumwelt ist mit den Art. 197ff. UNCLOS ein eigener Abschnitt gewidmet. Im Rahmen der Nutzung der Ressourcen sollen die Vertragsstaaten bei der Konferenz zur Überprüfung des Meeresbodenregimes 15 Jahre nach der ersten kommerziellen Produktion und bei der Förderung der wissenschaftlichen Meeresforschung im Gebiet kooperieren.

3.2.4.7

Subsidiäre Entscheidungsstrukturen

Durch die Konstruktion von UNCLOS als Rahmenübereinkommen, bei dem viele Einzelregelungen an die Nationalstaaten verwiesen werden, ist eine subsidiäre Entscheidungsstruktur im Prinzip angelegt. Teilweise wird durch Durchführungsabkommen wie das FSA auch die Entstehung regionaler Strukturen wie den Regionalen Fischereiorganisationen (RFMO) induziert.

3.2.4.8

Transparente Information

Die Entscheidungsstrukturen von UNCLOS sind aus Sicht des WBGU nicht ausreichend transparent, nicht zuletzt auch aufgrund eingeschränkter Partizipationsmöglichkeiten von Akteuren im Meeresbereich. Entscheidungen der Meeresbodenbehörde zu Erkundungs- bzw. Abbaulizenzen werden unter Ausschluss nicht staatlicher Akteure getroffen. Auch werden die Entscheidungen der Festlandssockelgrenzkommission über den genauen Verlauf der Festlandssockelaußengrenzen durch eine Expertenkommission nicht öffentlich getroffen. Entsprechend weisen die Entscheidungsstrukturen der Festlandssockelgrenzkommission Transparenzmängel auf (Jenisch, 2010).

Die Entscheidungsverfahren des Internationalen Seegerichtshofs sind dagegen transparent angelegt. Seine Entscheidungen werden mündlich und öffentlich verhandelt. Die durch Mehrheitsentscheidung getroffenen Urteile müssen begründet und veröffentlicht werden und berücksichtigen auch die Meinung abweichender Richter.

3.2.4.9

Partizipative Entscheidungsstrukturen

Bislang ist eine Beteiligung der Vertragsstaaten insbesondere bei der Fortentwicklung des Vertragstextes vorgesehen. Weitere Beteiligungsrechte bzw. partizipative Elemente lässt UNCLOS vermissen. Entscheidungen der Meeresbodenbehörde zu Erkundungs- bzw. Abbaulizenzen werden ohne Beteiligung nicht staatlicher Akteure getroffen. Zwar können bei der Vergabe von Erkundungs- oder Abbaulizenzen im Gebiet Unternehmen oder Staaten als Antragsteller im Genehmigungsverfahren beteiligt werden, Umweltverbände oder andere Dritte haben dagegen keine Mög-

lichkeiten Einwendungen vorzubringen. An Verfahren der Festlandsockelgrenzkommission zu Festlandsockelaußengrenzen wird auch die Meeresbodenbehörde nicht beteiligt, obwohl die Entscheidung unmittelbar ihre Zuständigkeit betrifft.

Auch bei gerichtlichen Verfahren vor der Meeresbodenkammer beim Seegerichtshof besteht keine Verpflichtung zu einer Beteiligung nichtstaatlicher Akteure. Nichtsdestotrotz wurde unlängst entsprechenden Vertretern bei der Erstellung eines Gutachtens vom Internationalen Seegerichtshof die Möglichkeit zur Stellungnahme gegeben (Jessen, 2012). Die Einholung von Stellungnahmen der NRO (*Amicus Curiae*) ist im Rahmen von Streitschlichtungsverfahren der WTO ein mögliches Vorgehen (de Brabandere, 2011) und wird daher möglicherweise als Rechtstradition internationaler Gerichte in Zukunft auch vom ITLOS zu erwarten sein.

3.2.4.10

Faire Verteilungsmechanismen

Das Kriterium der Fairness bzw. Gerechtigkeit durchzieht UNCLOS als ein Leitbild und wird bereits in der Präambel dreimal erwähnt. UNCLOS sieht eine gerechte Nutzung der Meeresressourcen unter Berücksichtigung der Fähigkeiten und Interessen der Entwicklungsländer vor. Auch beim Meeresschutz werden die Entwicklungsländer besonders berücksichtigt, indem sie Verschmutzungen nur entsprechend ihrer Möglichkeiten verhindern und verringern müssen. Ebenso wird bei der Qualität der Schutzbemühungen differenziert nach Entwicklungs- und Industrieländern, insbesondere nach ihren unterschiedlichen technologischen und wissenschaftlichen Kapazitäten. Aspekte der intergenerationellen Gerechtigkeit werden durch das Meeresbodenregime berücksichtigt, indem die Ressourcen des Meeresbodens als gemeinsames Erbe der Menschheit auch für künftige Generationen ausgewiesen sind. Die in UNCLOS genannten Gerechtigkeitsanforderungen müssen in Umsetzungsübereinkommen konkretisiert werden.

3.2.4.11

Konfliktlösungsmechanismen

Die Lösung von Konflikten ist in UNCLOS klar geregelt (Teil XV). Die UNCLOS-Vertragsstaaten können zur Beilegung von Streitigkeiten über die Auslegung oder Anwendung der Übereinkunft den internationalen Seegerichtshof oder ein von UNCLOS gebildetes Schiedsgericht anrufen (Art. 287). Wenn sich die Streitparteien nicht auf dasselbe Verfahren einigen können, dann ist ein Schiedsverfahren zur Entscheidungsfindung vorgesehen.

3.2.4.12

Durchsetzungsmechanismen

Nach den völkerrechtlichen Bestimmungen ist primär der Flaggenstaat verpflichtet, seine Schiffe zu kontrollieren und die entsprechenden nationalen und internationalen Vorschriften durchzusetzen (Graf Vitzthum, 2006:399 ff.). Die flaggenstaatliche Kontrolle ist jedoch oftmals nicht effektiv. Einerseits sind viele Flaggenstaaten personell und finanziell kaum in der Lage, die Einhaltung der Vorschriften zu kontrollieren, andererseits sind sie nicht daran interessiert, den Schiffen entsprechende Kosten aufzuerlegen, damit sich möglichst viele Schiffe registrieren lassen (König, 1990). Korruption ist eine weitere Hürde zur Durchsetzung der bestehenden rechtlichen Regulierungen. Sogenannte „Klassifikationsgesellschaften“, auf die die Aufgabe der Kontrolle der Schiffe normalerweise übertragen wird, wenden in einigen Staaten nur sehr laxen Standards an. Deshalb lassen viele Betreiber ihre Schiffe gerade dort registrieren. Diese sogenannten „Billigflaggen“ (oder „Gefälligkeitsflaggen“) vermehrten sich in der Vergangenheit rasant, wobei die Schiffe oftmals von Holding Gesellschaften betrieben wurden und die eigentliche Identität der Besitzer im Dunkeln blieb (Behnam, 2003).

Neben den Flaggenstaaten gewährt UNCLOS den Hafenstaaten das Recht, Kontrollen von Schiffen unter fremder Flagge durchzuführen. Hafenstaaten dürfen nationale Standards als Voraussetzung für das Einlaufen in ihren Hafen festschreiben, da hier das Recht der freien Durchfahrt nicht gilt (König, 2002). Sind die Schiffsunterlagen nicht in Ordnung oder besteht Anlass zu Bedenken, sind Hafenstaaten ermächtigt, das Schiff zu betreten und zu inspizieren (Blanco-Bazán, 2003). Ob der Hafenstaat bei Rechtsverstößen, die zu einer Gefahr für die Meeresumwelt führen könnten, eingreift, liegt jedoch in seinem Ermessen. UNCLOS statuiert keine Pflicht zu einem entsprechenden Vorgehen. Einige Hafenstaaten befürchten, dass sie durch strenge Kontrollen weniger attraktiv für Schiffe werden und dadurch Wettbewerbsnachteile gegenüber anderen Häfen erleiden (König, 2002).

Küstenstaaten verfügen in ihrem Küstenmeer aufgrund ihrer ausschließlichen Souveränität ebenfalls über Kontroll- und Durchsetzungsbefugnisse. Die Möglichkeit zur Kontrolle von Schiffen im Küstengebiet reduziert sich auf die Überprüfung der Schiffsdokumente. Dieses restriktive Ausmaß ergibt sich aus dem Regime der friedlichen Durchfahrt durch das Küstenmeer, bei dem die Rechte des Küstenstaates zum Schutz der Meeresumwelt gegenüber dem Durchfahrtsrecht eine Ausnahme darstellen (Graf Vitzthum, 2006:401 ff.). Daher dürfen Umweltschutzstandards im Küstenmeer zwar strenger sein als die international festgelegten Bestimmungen, aber nur solange hier-

durch die freie Durchfahrt nicht behindert wird (König, 2002). Die Weiterfahrt darf nur verhindert werden, wenn festgestellt wurde, dass internationale Vorschriften verletzt werden und hierdurch eine Bedrohung für die Meeresumwelt zu befürchten ist (Kimbal, 2001). In der Ausschließlichen Wirtschaftszone sind dem Küstenstaat Durchsetzungsmaßnahmen nur noch erlaubt, wenn ernsthafte Schäden seiner Interessen zu befürchten sind.

Um ihre Durchsetzungsbefugnisse effektiver und effizienter ausüben zu können, haben Hafenstaaten in diversen Regionen Vereinbarungen wie die Pariser Absichtserklärung über die Hafenstaatenkontrolle (Paris Memorandum of Understanding on Port State Control) getroffen. Diese basiert nicht auf internationalen Verträgen, sondern auf Verwaltungsabkommen zwischen den regionalen Behörden betroffener Staaten. Sie spezifizieren die anwendbaren internationalen Regeln, führen aber keine zusätzlichen Anforderungen an Schiffssicherheit oder Umweltschutz ein. Sie setzen jedoch fest, wie viel Prozent der einlaufenden Schiffe kontrolliert werden sollen. Die Abkommen führen nicht nur zu einer effektiveren Durchsetzung, sie verhindern auch Wettbewerbsverzerrungen in der Region und beugen unilateralen Ansätzen vor (Kimbal, 2001). Da sie jedoch rechtlich nicht verbindlich sind, sind die Parteien in Fällen von Nichteinhaltung lediglich auf die Ausübung politischen oder wirtschaftlichen Drucks oder Einführung ökonomischer Anreize beschränkt (König, 2002).

UNCLOS verpflichtet die Vertragsstaaten darüber hinaus dazu, Maßnahmen zum Schutz der Meeresumwelt vor landseitiger Verschmutzung zu ergreifen. Dies beinhaltet im Grundsatz auch die Durchsetzung dieser Maßnahmen gegenüber privaten Akteuren durch den jeweiligen Staat (Hafner, 2006:402). Allerdings werden die Staaten durch UNCLOS nicht auf einen einheitlichen (Minimum-)Schutzstandard verpflichtet (Birnie und Boyle, 2002:408). Auch unabhängig von UNCLOS existiert auf internationaler Ebene kein Abkommen, welches verbindlich und umfassend diese Verschmutzungsquelle behandelt (Graf Vitzthum, 2006:384).

Der Küstenstaat ist nach UNCLOS für die Nutzung von Ressourcen betreffend den Festlandsockel und die AWZ, beispielsweise mittels Öl- und Gasplattformen, souverän (Proelß, 2010). Dies betrifft auch den Betrieb mobiler Plattformen unter ausländischer Flagge in seinen Küstengewässern. Der Küstenstaat erlässt Sicherheits- und Schutzstandards und ist zu deren Durchsetzung verpflichtet (Art. 214 UNCLOS). Diesbezüglich existiert ebenfalls keine einheitliche, internationale Regelung (Proelß, 2010).

3.2.5

Kernprobleme und Herausforderungen künftiger Meeres-Governance

Im Zeitalter des Anthropozäns ergibt sich für die Meere als Teil des Erdsystems eine neue Bedrohungslage in globalem Ausmaß, u. a. durch die fortschreitende physische Zerstörung mariner Habitats (z. B. durch destruktive Fischereimethoden; Kap. 4.1.3.4), durch Überfischung und massive Verschmutzung der Meere (etwa durch Plastikmüll; Kap. 4.4.4) sowie durch Erwärmung und Versauerung (Kap. 1.2). Der bestehende Nutzungsdruck auf die Meere wird sich in den kommenden Jahren zudem voraussichtlich weiter verstärken: Insgesamt sind eine Vielzahl neuer Meeresnutzungen möglich geworden, für die UNCLOS in seiner jetzigen Form keine ausreichenden Regulierungsinstrumente zur Verfügung stellt. Zu diesen neuen Meeresnutzungen zählen z. B. neue Schifffahrtsrouten aufgrund des Schmelzens arktischer Eismassen, die Exploration und Förderung energetischer und mineralischer Ressourcen sowie die Fischerei in der Tiefsee, die Erzeugung erneuerbarer Energie auf und im Meer oder Offshore-Aquakultur. Dafür fehlen geeignete rechtliche Rahmenbedingungen, die den Schutz der marinen Ökosysteme sicherstellen und damit die umweltverträgliche Nutzung der Meere gewährleisten. Die Exploration fossiler Energieträger dringt in immer tiefere Meeresgebiete vor und die weitere Technologieentwicklung und Energienachfrage macht den Abbau mariner Methanhydrate attraktiver (Kap. 5.1). Insbesondere fehlt es an einem internationalen Haftungsregime für die Betreiber von Offshore-Öl- und -Gasanlagen sowie für den Meeresbergbau.

Es gibt eine Reihe globaler Abkommen, die das rahmensetzende UN-Seerechtsübereinkommen (Kap. 3.2) für diverse Meeresnutzungen konkretisieren. Diese sogenannten Umsetzungsübereinkommen sind in ihren materiellen Regelungen (z. B. Berücksichtigung des systemischen Ansatzes und des Vorsorgeprinzips; Kap. 3.1) und ihren Möglichkeiten zur Kontrolle und Sanktionierung unterschiedlich ausgestattet. Die Zahl der Mitgliedstaaten dieser Umsetzungsübereinkommen ist unterschiedlich hoch. So hat das explizit dem Vorsorgeansatz und dem Verursacherprinzip folgende London-Protokoll (Verhütung von Meeresverschmutzung) nur 42 Vertragsstaaten. Gründe für die vergleichsweise geringe Beteiligung könnten u. a. die sehr konkret gefassten Verbote (etwa durch Listen verbotener Stoffe) sein sowie ein effektives Instrumentarium zur Überprüfung der Einhaltung der Regeln sowie Sanktionierung, die einige Staaten noch davon abhalten, dem Abkommen beizutreten.

Die derzeitige völkerrechtliche Zonierung der Meere durch UNCLOS reflektiert nicht die zonenunabhängige

Wirkung von Meeresbelastungen: Durch die Aufteilung der Meere in Zonen unterschiedlicher Rechtsregime werden einzelne Abschnitte isoliert betrachtet und das Meer wird nicht als Ganzes in den Blick genommen. Die Zonierung entspricht außerdem nicht den Ökosystemgrenzen, was bei Anwendung des systemischen Ansatzes in gebietsüberschreitenden Ökosystemen zu Problemen führen kann. Es fehlt daher ein integriertes, meereszonenübergreifendes Schutz- und Nutzungsregime. Auf der Hohen See gelten die Freiheit der Schifffahrt, der Fischerei und der Meeresforschung. Die Nutzungsrechte in der AWZ umfassen vor allem die Ausbeutung der Fischbestände (90 % der Erträge aus Meeresfischerei werden hier erwirtschaftet; Kap. 4.1.1), die Nutzung von Öl- und Gasressourcen sowie die Errichtung von Ölplattformen und Windenergieanlagen. Die Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung der AWZ wird im Rahmen von UNCLOS weder überprüft noch sanktioniert.

Schließlich sind die Entscheidungsstrukturen von UNCLOS, insbesondere aufgrund eingeschränkter Partizipationsmöglichkeiten von Akteuren im Meeresbereich, nicht ausreichend transparent. Eine Reform von UNCLOS sollte daher auch eine bessere Einbindung der Zivilgesellschaft ermöglichen.

.....
3.3
Globale Meeres-Governance: UN-Institutionen und Aktivitäten

Das auch als „Verfassung der Meere“ bezeichnete UNCLOS (Kap. 3.2) gibt den völkerrechtlichen Rahmen für die Governance von Meeresnutzung und Meereschutz vor. Innerhalb des UN-Systems existieren parallel und unabhängig von UNCLOS diverse weitere Institutionen, die bei der bisherigen und zukünftigen Ausgestaltung dieses Rahmens auf globaler Ebene mitwirken. Aufgrund der Vielzahl beteiligter Institutionen, welche zumeist einen auf bestimmte Nutzungen (z.B. Schifffahrt) oder Umweltschutzgüter (z.B. marine Biodiversität) fokussierten, sektoralen Ansatz verfolgen, ergibt sich eine starke Fragmentierung der Meeres-Governance im UN-System: „Dennoch überlässt UNCLOS viele Details des marinen Ressourcenmanagements weiteren Verträgen und nationalem Recht; solche nachgeordneten Regime verstärken die Fragmentierung der Ocean-Governance. Ein Beispiel für eine solche Fragmentierung sind die Anzahl und die Spezialisierung der derzeit geltenden Verträge zu den unterschiedlichen lebenden Meeresressourcen“ (Craig, 2012:91, eigene Übersetzung).

3.3.1
Akteure: UN-Organen und -Sonderorganisationen

Akteure auf UN-Ebene leisten, wenn sie mit einem entsprechenden Mandat und Kapazitäten ausgestattet sind, wichtige Beiträge für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren. Beispielsweise bündeln sie Wissen, entwickeln es weiter und treiben auf dieser Basis die dynamische Weiterentwicklung vereinbarter Ziele voran. Im Folgenden werden daher die aktuell mit der Governance der Meere befassten UN-Akteure in den Blick genommen und deren wichtigste Aktivitäten skizziert. Die Institutionen zur Fischerei-Governance werden in Kapitel 4.1.4, die zur Aquakultur-Governance in Kapitel 4.2.3 behandelt.

3.3.1.1
UN-Generalversammlung und der UN-Generalsekretär

Die jährlich stattfindende UN-Generalversammlung (UNGA) ist das wichtigste sektorübergreifende Forum für die internationale Meerespolitik, das Handlungsbedarf identifiziert, laufende Prozesse bewertet und in Resolutionen Beschlüsse der internationalen Staatengemeinschaft zu Ozeanen und Seerecht fasst (beispielsweise die Resolution 61/105 über nachhaltige Fischerei von 2007). Gegenstand der meeresbezogenen UNGA-Sitzungen sind gegenwärtig folgende Punkte (UN, 2012c, 2013b):

- Die Berichte des Generalsekretärs zu aktuellen Fragen der Meeres-Governance.
- Die Berichte der Ad-hoc-Plenararbeitsgruppe für den regelmäßigen globalen Berichterstattungs- und Bewertungsprozess zum Zustand der Meeresumwelt, einschließlich sozioökonomischer Aspekte („Regular Process“): Der Regular Process wurde 2005 von der UNGA ins Leben gerufen; nach Voranalysen in den Jahren 2005 bis 2009 wird derzeit das „First Global Integrated Marine Assessment“ erarbeitet und soll im Dezember 2014 fertiggestellt werden, so dass sich im Herbst 2015 die UN-Generalversammlung damit befassen kann.
- Die Empfehlungen der Offenen informellen Ad-hoc-Arbeitsgruppe zur Untersuchung von Fragen im Zusammenhang mit der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt der Meere außerhalb der nationalen Hoheitsbereiche („Offene informelle Ad-hoc-Arbeitsgruppe“; Kap. 3.3.2.2).
- Die Berichte über die Tagungen des Offenen informellen Beratungsprozesses der Vereinten Nationen über Ozeane und Seerecht (UNICPOLOS).
- Die Berichte des Meeresumweltausschuss der IMO. Diese Berichte und Konsultationsprozesse bilden eine wichtige Grundlage zur Weiterentwicklung des interna-

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

tionalen Meeresschutzes. Die Mehrzahl meeresrelevanter Berichte an die UNGA wird in der Seerechtsabteilung (Division for Ocean Affairs and the Law of the Sea, DOALOS) des UN-Generalsekretariats verfasst. Angesichts des hohen Handlungsbedarfs zum Schutz der Meere hat UN-Generalsekretär Ban Ki-moon im Jahr 2012 die Initiative „The Oceans Compact – Healthy Oceans for Prosperity“ (Pakt für die Meere – Gesunde Meere für Wohlstand) gegründet (Kasten 3.3-1). Die Umsetzung des Oceans Compact soll durch einen Aktionsplan vorangetrieben werden, dessen Ausarbeitung von einer zeitlich befristeten, hochrangigen Beratergruppe begleitet werden soll.

3.3.1.2 Rio-Prozess

Der sogenannte „Rio-Prozess“ begann 1992 mit der Internationalen Konferenz über Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio de Janeiro (Erdgipfel von Rio de Janeiro). Bisher fanden auf Beschluss der UNGA drei Nachhaltigkeitsgipfel statt (1992, 2002, 2012). In Kapitel 17 der vom Erdgipfel 1992 beschlossenen Agenda 21 werden unter den primären Zielen der internationalen Umwelt- und Entwicklungspolitik der Schutz der Ozeane, Meere und Küstengebiete sowie der Schutz und die rationelle, vorsorgeorientierte Nutzung und Entwicklung ihrer lebenden Ressourcen genannt. Auf dem Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung (WSSD) 2002 hatte die internationale Staatengemeinschaft darauf aufbauend beschlossen, bis 2012 weltweit Meeresschutzgebietsnetzwerke zu errichten, auch auf der Hohen See (Kap. 3.6.2). Im Abschlussdokument der „Rio+20-Konferenz“ 2012 werden die Meere umfassend angesprochen. Positiv hervorzuheben sind hier die Hinweise auf den dringenden Handlungsbedarf zur Vermeidung der landseitigen Meeresverschmutzung durch Plastikabfälle, durch persistente organische Schadstoffe, Schwermetalle und Stickstoffeinträge sowie die Hinweise zur Vermeidung von Ozeanversauerung und Überfischung sowie zur Notwendigkeit des Abbaus schädlicher Subventionen (UNCSD, 2012). Eine Einigung zur Aushandlung einer neuen Vereinbarung für den Schutz und die nachhaltige Nutzung mariner Biodiversität auf der Hohen See, insbesondere zur Einrichtung von Schutzgebieten (Kap. 3.6.2), kam nicht zustande. Das Thema bleibt aber auf der internationalen Agenda (Kap. 3.3.2.2).

3.3.1.3 Internationale Seeschiffahrtsorganisation (IMO)

Die 1948 beschlossene Internationale Seeschiffahrtsorganisation (International Maritime Organization, IMO) hat die Aufgabe, die Meeresverschmutzung durch Schiffe zu verringern und möglichst ganz zu verhindern

sowie die Schiffssicherheit und die Sicherheit der Seefahrt insgesamt zu verbessern. Der UN-Sonderorganisation gehören 170 Vertragsstaaten an und drei assoziierte Mitglieder (2013), die mehr als 97 % der Welt-handelsschiffstonnage repräsentieren (IMO, 2011). Das Leitbild der IMO ist: „Sichere, geschützte und effiziente Schifffahrt auf sauberen Meeren“ (IMO, 2013a). Unter der Ägide der IMO wurden bisher über 40 internationale Übereinkommen erarbeitet, darunter auch das MARPOL und das SOLAS-Übereinkommen. Die IMO ist vorwiegend damit befasst, bestehendes Seerecht zu aktualisieren und sicherzustellen, dass geltendes Recht durch die Vertragsstaaten umgesetzt wird. Die IMO nimmt in der internationalen Meerespolitik eine wichtige Kommunikations- und Monitoring-Funktion ein.

3.3.1.4 Zwischenstaatliche Ozeankommission der UNESCO (IOC)

Die 1960 gegründete Zwischenstaatliche Ozeankommission der UNESCO (Intergovernmental Oceanic Commission, IOC) hat 145 Mitgliedstaaten (Januar 2013) und ist im System der Vereinten Nationen die zuständige Einheit für Meeresforschung, Meeresbeobachtung, Meeresdaten, Frühwarnung gegen Meeresgefahren (etwa Tsunamis) und Förderung von Meeresforschungskapazitäten (UNESCO, 2012a). Ihr Ziel ist es, angesichts des zunehmenden Einflusses des Menschen auf die Meere den Schutz der marinen Umwelt zu verbessern und die dafür notwendigen Entscheidungsprozesse und Strukturen der Meeres-Governance auszubauen. Die IOC organisiert das Global Ocean Observing System (GOOS) und dient auch als Schnittstelle für alle meeresrelevanten Aktivitäten der verschiedenen UN-Institutionen und -Abkommen (UNGA, UNEP, UNFCCC, CBD usw.). Die IOC unterstützt den „Regular Process“ (Kap. 3.3.1.1) zur Beobachtung des Zustands der marinen Umwelt und setzt sich für eine an die heutigen Herausforderungen angepasste marine Raumplanung ein; dazu hat sie einen zukunftsweisenden Leitfaden zur Umsetzung mariner Raumplanung geschaffen (IOC, 2009). Die IOC unterstützt mit GOOS direkt das Global Climate Observation System und befasst sich mit dem Einfluss des Klimawandels auf die Ozeane (Versauerung, Erwärmung) sowie der Rolle der Ozeane im Klimasystem. Die IOC hat eine Reihe weiterer Programme aufgelegt, u. a. zu Capacity Development, Tsunami, Ocean Carbon, Joint Technical Commission for Oceanography and Marine Meteorology (JCOMM), International Oceanographic Data and Information Exchange (IODE), IOC Law of the Sea, Marine Management und Marine Assessments.

3.3.1.5

UN-Umweltprogramm (UNEP)

UNEP fördert die Anwendung von marinem Ökosystemmanagement zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meeresökosysteme. Für Meeresangelegenheiten ist bei UNEP der Marine and Coastal Ecosystems Branch (MCEB) zuständig. Er bietet eine Plattform für die institutionelle und programmatische Zusammenarbeit zum Schutz der regionalen und globalen Meeresumwelt. Im Rahmen seines Regional Seas Programme ist UNEP ein zentraler Akteur im internationalen Meeresschutz (Kap. 3.4.1). UNEP hat als Kompass für seine Arbeit eine marine Strategie und eine Küstenstrategie entwickelt. Diese Strategien enthalten eine Vision zur Verbesserung der Meeres- und Küstenzonenumwelt und zur Minderung des Einflusses des Menschen auf die Meere. Darin werden die Interaktionen zwischen Land und Meer, der Zustand der Meeresumwelt und menschliches Wohlergehen (human well-being), das Verhältnis zwischen Schutz und nachhaltiger Nutzung sowie die Verwundbarkeit von Küstenzonen und Küstenbewohnern (UNEP, 2012a) beschrieben.

3.3.1.6

UN-Oceans

UN-Oceans ist ein 2003 eingerichteter Koordinierungsmechanismus für alle die Meere und Ozeane betreffende Fragen im UN-System (UN-Oceans, 2013). Ziele von UN-Oceans sind u. a.:

- › eine verbesserte Koordination und Kooperation aller meeresrelevanten und küstenbezogenen Aktivitäten im UN-System;
- › die Bewertung der relevanten Programme und Aktivitäten im UN-System;
- › die Identifikation neuer meeresrelevanter Fragestellungen und Probleme;
- › die Förderung einer integrierten internationalen Meeres-Governance.

UN-Oceans unterhält eine Reihe von Arbeitsgruppen (task forces) zum Meeresschutz, zur globalen Partnerschaft zu Klimawandel, Fischerei und Aquakultur, zum Berichterstattungs- und Bewertungsprozess, zum Zustand der Meeresumwelt („Regular Process“; Kap. 3.3.1.1) sowie zum Schutz der Meere gegen landseitige Stoffeinträge.

UN-Oceans bot beispielsweise bei der „Rio+20-Konferenz“ 2012 die gemeinsame Plattform für alle UN-Einrichtungen, die Veranstaltungen zu Meeresthemen durchführten.

3.3.1.7

Globale Umweltfazilität (GEF)

Die Globale Umweltfazilität (engl. Global Environment Facility, GEF) hat 183 Mitgliedstaaten (2013) und finanziert über ihr Fenster (focal area) „International Waters“ Umweltschutzprojekte in grenzüberschreitenden Gewässern, vor allem von Entwicklungsländern, und setzt durch ihre Projekte Zeichen für thematische Schwerpunkte (z.B. Hohe See, Fischerei). Im Rahmen der focal area „International Waters“ werden derzeit folgende meeresbezogene Schwerpunkte gefördert: internationale Kooperation zur Minderung der Bedrohungen internationaler Gewässer, Minderung der landbasierten Nährstoffeinträge und anderer landbasierter Meeresverschmutzungen sowie Schutz mariner und Küstenökosysteme (GEF, 2013). Die GEF fördert u. a. das gemeinsame Management grenzüberschreitender Gewässer, von Grundwasservorkommen sowie von Küsten- und Meeresökosystemen und entsprechender politischer, rechtlicher und institutioneller Reformen sowie die notwendigen Investitionen in die Aufrechterhaltung von Ökosystemleistungen. Die GEF ist der größte Geldgeber zur Förderung länderübergreifender Zusammenarbeit in internationalen Gewässern, darunter 21 der weltweit größten marinen Ökosysteme (World Bank, 2013:10).

3.3.1.8

Weltbankgruppe

Die Aufgabe der Weltbankgruppe ist die Förderung der wirtschaftlichen Entwicklung weniger entwickelter Staaten durch finanzielle und technische Unterstützung sowie Beratung. Die Weltbank veröffentlicht regelmäßig den Weltentwicklungsbericht und führt Projekte in Partnerländern durch, etwa zu Oceans and Coastal Management. 2012 hat die Weltbank die „Globale Partnerschaft für die Ozeane“ (Global Partnership for Oceans) ins Leben gerufen, die als weltweite Initiative bezweckt, die Gesundheit und Produktivität der Meere zu fördern bzw. wiederherzustellen (Global Partnership for Oceans, 2013). Bisher haben sich mehr als 100 Regierungen, internationale Organisationen, NRO sowie Vertreter der Privatwirtschaft dieser Initiative angeschlossen. Ziel ist es, bis 2022 in drei Bereichen deutliche Entwicklungsfortschritte zu erzielen: nachhaltige Fischerei und Aquakultur, Schutz mariner Biodiversität und Habitate (einschließlich Küsten) sowie Minderung der Meeresverschmutzung (Kasten 3.6-1).

3.3.2

UN-Übereinkommen mit Meeresbezug

Unter der Ägide der UN wurden diverse den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere betreffende Übereinkommen geschlossen. Diese Abkommen sind nicht nur hinsichtlich ihrer Ziele (z.B. Biodiversitätsschutz, Schutz des Weltnaturerbes, Verhütung von Meeresverschmutzung), sondern auch in Bezug auf ihre Kooperationsmechanismen z.T. sehr unterschiedlich ausgestaltet, etwa im Hinblick auf das Vorhandensein von Sanktionen und die Möglichkeiten zu deren Durchsetzung. Die wichtigsten Abkommen werden im Folgenden dargestellt. Die Abkommen zur Fischerei werden in Kapitel 4.1.4 behandelt.

3.3.2.1

Biodiversitätskonvention (CBD)

Das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ (Convention on Biological Diversity, CBD), im folgenden Biodiversitätskonvention genannt, bezweckt die Erhaltung der biologischen Vielfalt sowie die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung genetischer Ressourcen ergebenden Vorteile. Bisher sind 192 Staaten und die Europäische Union Vertragsparteien der CBD. Der Anwendungsbereich der CBD erstreckt sich bezüglich des Schutzes mariner Biodiversität nicht nur auf den Hoheitsbereich der Vertragsparteien, sondern auch außerhalb der Hoheitsgebiete auf Handlungen, die unter der Hoheitsgewalt oder Kontrolle einer Vertragspartei ausgeführt werden. Die Bestimmungen der CBD beziehen sich jedoch nicht direkt auf die Bestandteile der biologischen Vielfalt, sondern nur auf Verfahren und Tätigkeiten, die auf der Hohen See durchgeführt werden (Art. 4 lit. b) CBD). Art. 5 CBD enthält ein Kooperationsgebot u.a. auch in Bezug auf die Hohe See. Insgesamt unterliegen die Hohe See und „das Gebiet“ also nur eingeschränkt dem Schutz der CBD (Glowka, 1994:26ff.) und die Pflichten gehen nicht über die von UNCLOS hinaus (Friedland, 2007:161).

Die CBD verfügt über keine effektiven Sanktionsmechanismen, kann aber als Rahmenübereinkommen durch rechtlich verbindliche Protokolle ergänzt werden. Die CBD mit ihrer nahezu universellen Mitgliedschaft hat nicht zuletzt auch im Meeresbereich wesentlich zur Konsensbildung beigetragen. Dies bezieht sich z.B. auf die Umsetzung des CBD-Arbeitsplans zur Meeres- und Küstenbiodiversität (CBD, 2004a), die Ausarbeitung des Ökosystemansatzes (Kap. 4.1.3.1, 7.1.2) sowie auf die politischen Zielsetzungen im Bereich des Meeresschutzes (Kap. 3.6.2.1) und im Bereich der internationalen Fischerei-Governance (Kap. 4.1.4.1).

3.3.2.2

Verhandlungen über ein neues Durchführungsabkommen zu mariner Biodiversität auf der Hohen See

Im Jahr 2004 wurde von der UN-Generalversammlung die informelle „BBNJ-Arbeitsgruppe“ einberufen (BBNJ – Biological Diversity Beyond Areas of National Jurisdiction), die sich seither mit dem Schutz und der nachhaltigen Nutzung biologischer Vielfalt auf der Hohen See befasst. Sie soll Wege finden, bestehende Regelungslücken in diesem Bereich zu schließen, die u.a. vom Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung (Kap. 3.3.1.2; WSSD, 2002) und von der Biodiversitätskonvention (Kap. 3.3.2.1; CBD, 2004a) benannt worden waren. Ziel ist es, den Grundstein für die Aushandlung eines Durchführungsübereinkommens zu UNCLOS zu legen. Mit einem solchen Durchführungsübereinkommen sollen drei inhaltliche Themenfelder geregelt werden (1) nachhaltige Nutzung mariner genetischer Ressourcen (inklusive Zugang und Vorteilsausgleich), (2) Naturschutz (vor allem mittels Meeresschutzgebieten auf der Hohen See) sowie (3) Umweltverträglichkeitsprüfungen (Kap. 7.3.4.2). Zudem stehen die Querschnittsthemen Technologietransfer und Kapazitätsaufbau auf der Agenda. Der Beginn der formalen Verhandlungen ist allerdings nach wie vor offen. Die CBD leistet für diesen Prozess mit ihren Arbeiten wichtige wissenschaftliche und technische Vorarbeit, um die spätere Ausweisung von Meeresschutzgebieten auf der Hohen See zu erleichtern. Insbesondere wurden von der CBD bereits Auswahlkriterien und erste Nennungen für eine Liste ökologisch und biologisch bedeutender Meeresgebiete vorgeschlagen, die sich als Kandidaten für Hochseeschutzgebiete eignen (Ecologically or Biologically Significant Marine Areas, EBSAs; CBD, 2012).

Voraussetzung für die erfolgreiche Aushandlung eines neuen, ambitionierten Durchführungsabkommens ist ein starkes Mandat, etwa in Form einer Resolution der UN-Generalversammlung mit Leitlinien für einen nachhaltigen Umgang mit biologischer Vielfalt auf der Hohen See (Druel et al., 2011). Dadurch würde das Problembewusstsein verstärkt, politischer Wille der internationalen Staatengemeinschaft gezeigt und beschleunigtes Handeln der Staaten angeregt (Cole et al., 2012:42). Allerdings hängen die Erfolgsaussichten auch vom Verhalten wichtiger Akteure ab, etwa davon, ob die USA UNCLOS ratifizieren, was ein positives Signal wäre. Auch die Interessen großer wirtschaftlich aufstrebender Staaten müssen ausreichend eingebunden werden, damit die Ausweisung neuer Meeresschutzgebiete nicht blockiert wird. Da das Abkommen Gebiete jenseits nationaler Hoheitsbefugnisse betrifft, ist die möglichst breite und universelle Zustimmung der Staa-

tengemeinschaft eine wichtige Voraussetzung für die erfolgreiche Umsetzung. Möglichst alle Staaten, die bedeutende Akteure auf der Hohen See sind, sollten das neue Durchführungsabkommen ratifizieren (Druel et al., 2011).

Aufgrund des hohen Handlungsdrucks und der üblichen langjährigen Dauer für die Aushandlung und Ratifizierung eines neuen multilateralen Vertrags sollten parallel Maßnahmen vereinbart werden, mit denen fortschreitende Schädigungen der marinen Umwelt auf der Hohen See kurzfristig eindämmt werden können, etwa die Ausweisung weiterer Meeresschutzgebiete (Kap. 3.6.2.1).

3.3.2.3 UN-Klimarahmenkonvention (UNFCCC)

Ziel der Klimarahmenkonvention ist „(...) die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird. Ein solches Niveau sollte innerhalb eines Zeitraums erreicht werden, der ausreicht, damit sich die Ökosysteme auf natürliche Weise den Klimaänderungen anpassen können, die Nahrungsmittelerzeugung nicht bedroht wird und die wirtschaftliche Entwicklung auf nachhaltige Weise fortgeführt werden kann“ (Art. 2 UNFCCC). Die vielfältigen Auswirkungen des Klimawandels auf die Meeresökosysteme, die Nahrung aus dem Meer und die wirtschaftliche Nutzung der Meere sind daher mit im Fokus des Ziels der Klimarahmenkonvention, der Klimaschutz wird also auch durch Meeresschutz begründet.

Der WBGU hat in seinem Meeresgutachten aus dem Jahr 2006 argumentiert, dass auch die Verhinderung einer „gefährlichen Versauerung“ der Meere unter das Mandat der Klimarahmenkonvention fällt (WBGU, 2006). Dies ist allerdings umstritten (Kim, 2012). Ein Klimaschutz, der ambitioniert genug wäre, eine globale Temperaturerhöhung von mehr als 2°C zu verhindern, könnte jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit auch die Versauerung der Meere in Grenzen halten (Kap. 1.2.5; WBGU, 2006).

Ein weiterer Anwendungsbereich der UNFCCC für die Meere ist die Verpflichtung der Vertragsstaaten, ihre Senken und Speicher zu schützen, was explizit die Meeres- und Küstenökosysteme umfasst (Art. 4 UNFCCC). Aktuell wird in der UNFCCC unter dem Schlagwort „Blue Carbon“ die Anerkennung von Maßnahmen zum Erhalt von Küstenökosystemen als Klimaschutzmaßnahme diskutiert. Angesichts der vielfältigen Funktionen von Küstenökosystemen und ihrer vergleichsweise moderaten Potenziale für den Klimaschutz hält der WBGU eine einseitige Fokussierung auf den Aspekt der CO₂-Speicherung beim Schutz dieser Ökosysteme

jedoch nicht für sinnvoll (Kasten 1.2-1).

Im Rahmen der UNFCCC werden darüber hinaus Anreize geschaffen, in erneuerbare Energien zu investieren, etwa durch die flexiblen Mechanismen des Kioto-Protokolls oder über verschiedene Fonds. Dies kann für den Ausbau regenerativer Meeresenergien von Bedeutung sein, vor allem in Entwicklungs- und Schwellenländern.

3.3.2.4 UNESCO-Welterbekonvention und World Heritage Marine Programme

Das „Übereinkommen zum Schutz des Kultur- und Naturerbes der Welt“ (World Heritage Convention) wurde 1972 unter der Ägide der UNESCO verabschiedet. Ziel ist der Schutz des kulturellen und natürlichen Erbes der Menschheit. Bis heute haben 190 Staaten (2012) das Übereinkommen ratifiziert. Jährlich wird geprüft, welche Stätten neu in die „Liste des Welterbes“ aufgenommen werden. Hierbei spielt das World Heritage Marine Programme der UNESCO eine zentrale Rolle, indem es durch begleitende Studien und Anleitungen die Auswahl einer „ausgeglichene[n], glaubwürdigen und repräsentativen“ marinen Welterbeliste gewährleisten soll (UNESCO, 2013a). Es gibt derzeit 745 Kulturdenkmäler, 188 Naturerbestätten und 29 „gemischte“ Stätten (UNESCO, 2013b), darunter als Naturerbe folgende Küsten- und Meeresgebiete:

- ▶ Wattenmeer (2009; 2011 erweitert);
- ▶ Nationalpark und Meeresschutzgebiet Galapagos-Inseln (1978; 2001 erweitert);
- ▶ Meeresschutzgebiet Phoenixinseln (2010);
- ▶ Ningaloo-Küste (2011);
- ▶ Schärenküste im Kvarken-Archipel (2000; 2006 erweitert);
- ▶ Die „Straße der Riesen“ (Giant’s Causeway) und ihre Küste (1986);
- ▶ Küste von Dorset und Ost-Devon („Jurassic Coast“; 2001).

3.3.2.5 MARPOL und SOLAS

Das unter der Federführung der IMO entwickelte „Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe“ von 1973 (MARPOL, 152 Vertragsstaaten, Stand: Februar 2013) wendet sich primär an die Schiffseigentümer, damit diese betriebsbedingte Schiffseinleitungen ins Meer unterlassen (BSH, 2011).

Meeresgebiete, die als Verkehrswege stark frequentiert sind und deren schutzwürdiger Zustand Maßnahmen zur Verhütung von Meeresverschmutzungen durch Öl, schädliche Stoffe oder Abfälle gebietet, können als Sondergebiete („special areas“) ausgewiesen

Kasten 3.3-1

Oceans Compact – Healthy Oceans for Prosperity

UN-Generalsekretär Ban Ki-moon hat 2012 die Initiative „The Oceans Compact – Healthy Oceans for Prosperity“ (Pakt für die Meere – Gesunde Meere für Wohlstand) gegründet (UN, 2012a). Mit dem Oceans Compact soll die Kohärenz aller meeresbezogenen Aktivitäten des UN-Systems gestärkt und eine strategische Vision für eine nachhaltige Zukunft der Meere entwickelt werden. Thematische Schwerpunkte des Oceans Compact sind der besorgniserregende Zustand der Meere, die abnehmende Produktivität der Meere sowie die wenig effektive Meeres-Governance. Die Initiative soll durch entsprechende Strategien zur Stärkung sektorübergreifender Kooperation und Koordination auf nationaler, regionaler und globaler Ebene, einschließlich des UN-Systems unterstützt werden. Damit sollen die kumulativen Wirkungen von Aktivitäten einzelner Sektoren auf die Meeresumwelt in den Vordergrund gerückt und die Anwendung des Vorsorgeprinzips und des ökosystemaren Ansatzes in der internationalen Meerespolitik befördert werden. Implizit wird auch der Welterbedanke angesprochen, indem der Bedarf nach einer gerechten Aufteilung der Erträge und Nutzenvorteile aus den Meeren angesprochen wird: Es sollen Möglichkeiten ausgelotet werden, um den Nutzen der Meere unter allen Menschen aufzuteilen: „We need (...) to develop ways of sharing the wealth of the oceans to benefit all“ (UN, 2012a:2).

Das übergreifende Ziel „Healthy Oceans for Prosperity“ soll durch neu zu entwickelnde Ansätze zum Schutz und zur effizienteren Nutzung der Meeresressourcen erreicht werden und wird durch folgende drei Teilziele gestärkt:

1. *Schutz der Menschen und Verbesserung des Zustands der Meere:* Hier geht es u. a. um die Anpassung an den Meeresspiegelanstieg, um nachhaltiges Küstenzonenmanagement, um Minderung von Meeresverschmutzung und Überfischung sowie um die Anwendung des Green Economy-Ansatzes für nachhaltige Entwicklung und Armutsbekämpfung. Schließlich soll auch die Umsetzung bestehender Übereinkünfte gestärkt werden.

2. *Schutz, Wiederherstellung und Bewahrung einer gesunden Meeresumwelt und der natürlichen marinen Ressourcen sowie Wiederherstellung der Meeresproduktivität und ihrer Funktion als Existenzbasis für viele Menschen:* Dieses Teilziel nennt als prioritäre Handlungsfelder u. a. die Wiederherstellung überfischter Bestände, die Vermeidung zerstörender Fangtechniken, die Bekämpfung illegaler Fischerei, den Schutz der marinen Biodiversität sowie den Stopp der Ausbreitung invasiver Arten. Auch bei diesen Themen soll die Umsetzung bestehender Übereinkünfte gestärkt werden.
3. *Stärkung des Verständnisses der Meere und des Managements der Meere:* Dieses Teilziel beinhaltet u. a. die Förderung von Meeresforschung (etwa zu Versauerung und Überdüngung) und Meeres-Monitoring zur Stärkung wissenschaftlicher Meerespolitik, die Förderung geeigneter Kapazitäten und Infrastrukturen, die Unterstützung des für 2014 vorgesehenen regelmäßigen globalen Berichts zum Zustand der Meeresumwelt („Global Integrated Assessment of the State of the Marine Environment including Socio-Economic Aspects“ oder „Regular Process“; UN, 2012a:6; Kap. 3.3.1.1) sowie die Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeresressourcen. Wenn dieser Prozess in einem wissenschaftlich robusten Bericht mündet, könnte dies der Beginn einer wissenschaftlichen Berichterstattung nach dem Vorbild des IPCC sein (Kap. 7.3.1.2).

Umsetzung

Die Umsetzung des Oceans Compact soll durch einen ergebnisorientierten Aktionsplan (Oceans Compact Action Plan) vorangetrieben werden, dessen Ausarbeitung von einer zeitlich befristeten, hochrangigen Beratergruppe („Oceans Advisory Group“) begleitet werden soll. In dieser Beratergruppe sollen Vertreter des UN-Systems, Politiker, Wissenschaftler und Meeresspezialisten, die Privatwirtschaft und die Zivilgesellschaft vertreten sein. Auf diese Weise soll ein neuer Orientierungsrahmen für die internationale Meerespolitik entwickelt werden. Schließlich soll die Beratergruppe auch Vorschläge zur Finanzierung der Umsetzung des Aktionsplanes bis Mitte 2013 vorlegen.

werden (Anlagen I, II und V des MARPOL) und sind dadurch unter Schutz gestellt. In Sondergebieten ist beispielsweise das Einleiten von Öl aus dem Bereich des Ladetanks mit Ausnahme von sauberem oder getrenntem Ballast verboten (Anlage I). Andere für die Meeresumwelt gefährliche Stoffe werden klassifiziert und können auch einem Einleitverbot unterliegen (Anlage II). Anlage V regelt die Voraussetzungen und unter bestimmten Voraussetzungen das Verbot des Einleitens oder Einbringens von Müll in die Meeresumwelt der Sondergebiete. Daneben können Vertragsstaaten bei der IMO einen Antrag auf Ausweisung eines Meeresgebiets als Particular Sensitive Sea Area (PSSA) beantragen. Die Ausweisung kann u. a. der ökologische Zustand des Gebiets oder auch seine Bedeutung für den Tourismus begründen (IMO, 2013c). In diesen Bereichen können dann beispielsweise bestimmte Routen für Schiffe

vorgeschrieben werden (Proelß, 2004) oder die Regelungen des MARPOL-Übereinkommens nach Anlage I, II, V oder VI können angewendet werden (IMO, 2005). Mithin ist die Ausweisung als PSSA oder Sondergebiet nicht exklusiv; vielmehr kann ein Gebiet zugleich die Voraussetzungen für die Ausweisung als Sondergebiet und als PSSA erfüllen (IMO, 2013c).

Zur Regulierung der Abgasemissionen von Schiffen trat 2005 Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens in Kraft. Sie legt fest, dass der Schwefel- und Stickstoffgehalt in Schiffskraftstoffen lediglich noch 4,5 % betragen darf. In ausgewiesenen SO_x Emission Control Areas wie der Nord- und Ostsee ist eine Begrenzung der Emissionen auf 1,5 % geboten (Blanco-Bazán, 2003). Auch UNCLOS hat in Art. 211 geregelt, dass das Recht auf friedliche Durchfahrt nicht zu Lasten der Umwelt gehen darf.

Zur Gewährleistung der Sicherheit der Schifffahrt wurde ebenfalls unter Federführung der IMO 1974 die vierte Fassung des Übereinkommens zum Schutz des menschlichen Lebens auf See (SOLAS; 162 Vertragsstaaten, Stand: Februar 2013) geschaffen. Dieses enthält unter anderem verbindliche technische Anforderungen an Schiffe wie Doppelhüllenkonstruktionen für Schiffe, die nicht ausschließlich Flüssiggüter befördern. Durch diese Standards sollen Meeresverschmutzungen durch sinkende oder ihre Fracht verlierende Containerschiffe oder Öltanker verhindert werden.

3.3.2.6

London-Übereinkommen und London-Protokoll

Das globale Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen (London-Übereinkommen, BGBl. II 1977, S. 165) von 1972 (87 Vertragsstaaten, Stand: Februar 2013) wurde 1996 um das Protokoll zum London-Übereinkommen (London-Protokoll, BGBl. II 1998, S. 1345; 42 Vertragsstaaten, Stand: Februar 2013) erweitert.

Während das London-Übereinkommen (1972) mit einer „schwarzen Liste“ die Einbringung bestimmter Stoffe verbietet, ist im Protokoll zu diesem Übereinkommen von bestimmten Ausnahmen abgesehen ein generelles Dumping-Verbot verankert (UBA, 2010). Ausnahmen können erteilt werden u.a. für Baggergut, Klärschlamm, Fischereiabfälle, Schiffe, Plattformen und sonstige auf See errichtete Bauwerke, CO₂ in unter dem Meer gelegenen geologischen Formationen, organische Stoffe natürlichen Ursprungs sowie Sperrgut. Vor dem Einbringen dieser Stoffe ins Meer müssen die Möglichkeiten zur Entsorgung an Land geprüft werden. Das Protokoll dehnt den räumlichen und sachlichen Geltungsbereich auf alle Schiffe aus, die von den Vertragsstaaten zur Flaggenführung ermächtigt wurden oder in ihrem Gebiet beladen sind (Erbguth und Schlacke, 2012).

3.4

Regionale Governance der Meere

Die regionale Ebene spielt bei der Governance der Meere eine zentrale Rolle, weil sie sich oftmals als problemadäquateste Handlungsebene erweist (Backer et al., 2010). So haben globale, universalistische Normen und Regeln wie UNCLOS (Kap. 3.2) den Vorzug überregionaler Reichweite und Verbindlichkeitsansprüche, oft mangelt es ihnen jedoch an der „Erdung“, also an der spontanen Anschlussfähigkeit in lokalen Gemeinschaften und lebensweltlichen Bezügen. Diese bringen lokales Wissen ein, bisweilen aber auch eine

ethnozentrische und zu provinzielle Sicht auf globale Herausforderungen. Zur „Lokalisierung“ und Präzisierung universalistischer Normen, wie sie UNCLOS und analoge Ansätze der Vereinten Nationen und ihrer Unterorganisationen vorlegen (Kap. 3.3), sind deshalb regionale Integration und Allianzenbildung erforderlich, die den Aufgabenstellungen globaler Meerespolitik ein höheres Maß an kollektiver Identität verleihen, ohne dabei nationalstaatlichen Egoismen und Alleingängen Vorschub zu leisten. Ein regionales Narrativ vermag lebensweltliche Aspirationen „guten Lebens“ zu binden und ist zugleich ein vitaler Ausgangspunkt grenzüberschreitender Kooperation, zumal viele regionale Bezüge traditionell oder über innovative Netzwerke nationalstaatliche Grenzziehungen übersteigen.

Während die Weltmeere eine per se universalistische Materie darstellen und Grundlage der ökonomischen Globalisierung waren, ist ihre kulturelle und politische Perzeption stärker an historische Erfahrungsräume gebunden. So überrascht es nicht, dass im Bereich der Meerespolitik bereits eine Vielzahl von Ansätzen zur kooperativen Bearbeitung regional spezifischer – bzw. als solchen wahrgenommener – Herausforderungen existieren.

3.4.1

UNEP Regional Seas Programme

Das 1974 eingerichtete UNEP Regional Seas Programme (RSP) ist ein zentraler Baustein der umweltbezogenen Meeres-Governance und soll der zunehmenden Verschlechterung des Zustands der Meere und Küstengebiete entgegenwirken. Hierzu soll das UNEP-RSP die Kooperation zwischen benachbarten Staaten fördern, so dass diese umfassende und spezifische Maßnahmen zum Schutz ihrer gemeinsamen Meeresumwelt ergreifen (UNEP, 2013b). Schwerpunkte des Programms sind u.a. der Erhalt der Biodiversität, die Verringerung der Verschmutzung von Land aus, der Aufbau von Governance- und Managementkapazitäten und die Förderung von Bildung und Bewusstsein (Sherman und Hempel, 2008).

Unter dem Dach des UNEP-RSP wurden bislang 13 Regionalprogramme entwickelt, an denen sich inzwischen 143 Staaten beteiligen und die bedeutende Teile der globalen Meere abdecken. Ferner existieren fünf Partnerprogramme (Arctic Region, Antarctic Region, North-East Atlantic Region, Baltic Sea, Caspian Sea), die unabhängig vom UNEP-RSP entwickelt wurden. Zwischen dem UNEP-RSP und diesen z.T. vergleichsweise weit entwickelten regionalen Kooperationen findet eine Zusammenarbeit u.a. zum Wissensaustausch und zur Unterstützung insbesondere der weniger weit

entwickelten Regionalprogramme statt. In Kapitel 3.4.3 wird die Zusammenarbeit zwischen der Nordostatlantik-Region (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks von 1982, OSPAR) und der west- und zentralafrikanischen Region (WACAF, Abidjan-Konvention) beispielhaft dargestellt.

Kernbestandteil der einzelnen Programme ist jeweils ein regionaler Aktionsplan. Dieser wird in den meisten Fällen durch einen rechtlichen Rahmen in Form einer Regionalkonvention und dazugehöriger problemspezifischer Protokolle gestützt (Rochette und Billé, 2012; Kap. 3.4.2).

Das UNEP-RSP selbst fungiert als zentrale Plattform zur Stärkung der institutionellen Kapazitäten der einzelnen Regionalprogramme. Gleichzeitig sollen deren wissenschaftliche Komponente, die Anwendung des ökosystemaren Ansatzes in der regionalen Meeres-Governance und die politische Sichtbarkeit der einzelnen Programme gefördert werden (UNEP, 2013b). Hierzu werden von UNEP im Rahmen des UNEP-RSP Leitlinien und Empfehlungen entwickelt sowie best-practice Beispiele identifiziert, welche einen Orientierungsrahmen für die einzelnen Regionen bieten. So wurden u. a. Handbücher zum kooperativen Management von Regionalmeeren zur Verfügung gestellt (z. B. zur Praxis des Ökosystemmanagements und zur Finanzierung der Umsetzung von Konventionen und Aktionsplänen). Zusätzlich werden regelmäßig aktualisierte Globale Strategische Leitlinien („Global Strategic Directions“) vereinbart (UNEP, 2007). Ziel ist die Anpassung des Managements der Meeresgebiete an sich verändernde Rahmenbedingungen (adaptives Management) und die Verbesserung der Koordination und Kohärenz zwischen den einzelnen Regionen. Die Global Strategic Directions 2008–2012 unterstreichen z. B. die Notwendigkeit, den Schutz der marinen Biodiversität in Gebieten jenseits nationaler Hoheitsbefugnisse (Areas Beyond National Jurisdiction, ABNJ) im Rahmen der Regionalprogramme zu adressieren (Druel et al., 2013). Nicht zuletzt bietet das RSP auch ein informelles Forum für den Wissensaustausch zwischen den einzelnen Regionalprogrammen.

Die Erfolge des UNEP-RSP sowie der einzelnen Regionalprogramme resultieren in hohem Maße aus dem von UNEP verfolgten Ansatz, die Zusammenarbeit im UNEP-RSP selbst völkerrechtlich unverbindlich zu gestalten (Rochette und Billé, 2012). Staaten sollen sich ohne Androhung rechtlicher Sanktionen um die Einhaltung der von ihnen zugesagten Maßnahmen bemühen; auf diese Weise soll regionale Kooperation gefördert werden. Die Verfestigung der Zusammenarbeit in den einzelnen Regionen durch die zusätzliche Vereinbarung völkerrechtlich verbindlicher Konventionen und Protokolle wird vom UNEP ausdrücklich unterstützt

(Rochette und Billé, 2012). Mit Ausnahme der North-West Pacific Region, des South Asian und des East Asian Seas Programme werden inzwischen alle Regionalprogramme durch völkerrechtlich bindende Regionalkonventionen gestützt (Kap. 3.4.2).

Das UNEP-RSP ist also in erster Linie ein zu den völkerrechtlich verbindlichen Regionalkonventionen komplementäres Kooperationsforum. Durch die Ausrichtung des UNEP-RSP an der Marine and Coastal Strategy des UNEP und global vereinbarten Zielen (z. B. WSSD, CBD) sowie seine Einbettung in die UNEP Marine and Coastal Ecosystems Branch (MCEB; Kap. 3.3) soll die Kohärenz der meeresrelevanten Aktivitäten sowie die konsequente Anwendung eines ökosystemaren Managementansatzes sichergestellt werden (Sherman und Hempel, 2008). Besonders hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang die Zusammenarbeit zwischen dem UNEP-RSP und dem ebenfalls unter dem Dach der MCEB laufenden Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities. Hier wird nochmals deutlich, dass UNEP einen besonderen Schwerpunkt auf die Regulierung der Land-/Meer-Interaktion legt. Diese im Sinne des systemischen Ansatzes (Kap. 3.1.3) wichtige Schnittstelle wird in UNCLOS nur unzureichend geregelt (Kap. 3.2). Die Ansätze des UNEP zur Schließung dieser Regelungslücken sind somit generell positiv zu bewerten.

Aufgrund des weitgehenden Fehlens empirischer Untersuchungen können die Leistungen des UNEP-RSP in der Praxis bislang nicht abschließend bewertet werden (UNEP, 2010a), jedoch enthält es Ansätze zu einer stärker systemisch ausgerichteten, kooperativen und adaptiven Meeres-Governance. Das Programm trägt insbesondere zur Intensivierung interregionaler Kooperation bei. Auch im Hinblick auf die intraregionale Kooperation konnten Erfolge verbucht werden, wie beispielsweise die Vereinbarung von Regionalkonventionen (Kap. 3.4.2), welche nicht zuletzt Resultat der vorangegangenen Kooperation innerhalb der jeweiligen Regionalprogramme sind. Nichtsdestotrotz mangelt es z. T. an einer Verzahnung der Aktivitäten des UNEP mit denen anderer UN-Akteure (IOC et al., 2011). Dies gilt insbesondere für die Zusammenarbeit mit den für das regionale Fischereimanagement zuständigen RFMO (Kap. 4.1.4.4).

3.4.2 Regionale Meeresabkommen

Mit der 1976 verabschiedeten und 1978 in Kraft getretenen „Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution“ (Barcelona-Konvention)

wurde erstmals ein völkerrechtlich verbindlicher Rahmen für die regionale Zusammenarbeit zum Schutz der Meeresumwelt, hier für den Mittelmeerraum, geschaffen. Inzwischen existiert eine Vielzahl solcher Konventionen. Diese unterscheiden sich z.T. erheblich in ihrer geografischen Reichweite und dem materiellen Regelungsbereich, den vereinbarten Zielen sowie den Instrumenten zur Umsetzung. Ebenso bestehen deutliche Unterschiede in den finanziellen und organisatorisch-institutionellen Kapazitäten. Gemeinsam ist ihnen jedoch der Fokus auf Meeresumweltschutz, weshalb sie eine bedeutende Rolle für den nachhaltigen Umgang mit den Meeren spielen. Sie dienen der kooperativen Bearbeitung grenzüberschreitender Umweltprobleme.

In den meisten Regionen (und dies entspricht auch dem Ansatz von UNEP-RSP) bildet eine Regionalkonvention, in der allgemeine Ziele und Prinzipien festgelegt werden, den Rahmen der Kooperation. Diese Ziele und Prinzipien bleiben in der Regel jedoch vage. Daher werden von den Vertragsstaaten zusätzlich Protokolle zu spezifischen Themen vereinbart sowie Aktionspläne entwickelt, um die Umsetzung der Ziele der Konvention voranzutreiben (Rochette und Billé, 2012).

3.4.2.1

Aufgabenbereiche

Das durch regionale Protokolle und Aktionen adressierte Themenspektrum hat sich im Wesentlichen entlang der Linien globaler Umweltschutzstandards entwickelt (Bodansky, 2009). Zunächst wurden rechtliche Instrumente zur regionalen Zusammenarbeit bei der Vermeidung von Verschmutzung durch Öl und andere Schadstoffe durch die Schifffahrt (Mittelmeer 1976; Westafrika, 1981; Rotes Meer und Golf von Aden, 1982; Karibik, 1983; WIO, 1985 usw.) sowie der Vermeidung landseitiger Verschmutzung (Mittelmeer, 1980; Schwarzes Meer, 1982; South-East Pacific, 1983 usw.) vereinbart. Allmählich wurde das Spektrum um die Erhaltung der Artenvielfalt erweitert, insbesondere durch die Schaffung von Schutzgebieten (Western Indian Ocean, 1985; South-East Pacific, 1989; Karibik, 1990 usw.). In jüngerer Zeit werden – allerdings noch in begrenztem Umfang – auch Ziele jenseits des Schutzes der marinen Umwelt verfolgt. So adressiert das 2008 angenommene Protokoll zu integriertem Küstenzonenmanagement (IKZM; Kap. 3.6.3) im Mittelmeer auch Faktoren der sozio-ökonomischen Entwicklung.

Auch die Anrainerstaaten des Westindischen Ozeans arbeiten unter der Nairobi-Konvention derzeit an der Entwicklung eines solchen IKZM-Protokolls (Rochette und Billé, 2012). Aktuell ist ein Trend zum Schutz der marinen Biodiversität auch in Gebieten jenseits nationalstaatlicher Grenzen (ABNJ) zu beobachten. Beispielsweise laufen derzeit Verhandlungen über ein

neues Durchführungsabkommen zu mariner Biodiversität auf der Hohen See (Kap. 3.3.2.2) und im Rahmen des OSPAR-Abkommens wurden Meeresschutzgebiete auf Hoher See ausgewiesen (OSPAR, 2010c).

Auch die marine Raumplanung, die als vorausschauendes Instrument Möglichkeiten zur kooperativen Interessenabwägung bietet, gewinnt angesichts verstärkter grenzüberschreitender Nutzungskonkurrenzen zunehmend an Bedeutung in der regionalen Zusammenarbeit. Im Rahmen des unter der Helsinki-Konvention entwickelten Ostsee-Aktionsplans (Baltic Sea Action Plan) wurden z.B. bereits zwei Projekte, der BaltSeaPlan und der PlanBothnia, durchgeführt. Diese dienen gleichzeitig als Pilotprojekte für die Entwicklung einer EU-weiten marinen Raumplanung (Kap. 3.6.2). Die Fischerei-Governance ist hier allerdings weitgehend ausgenommen. Hierfür sind auf regionaler Ebene die von den Vertragsstaaten des Fish Stocks Agreement (FSA) etablierten Regionalen Fischereiorganisationen (RFMO) zuständig (Kap. 4.1.4). Diese Aufgabenteilung führt nicht selten zu einem Mangel an Koordination und Kohärenz der Governance innerhalb der einzelnen Meeresregionen, auch wenn Ansätze zur Kooperation bestehen, wie z.B. für den Nordostatlantik zwischen der OSPAR-Kommission und dem North East Atlantic Fisheries Council.

3.4.2.2

Institutionalisierung: Governance-Mechanismen und Kapazitäten

Ebenso wichtig wie der jeweilige materielle Regelungsbereich der regionalen Meeresabkommen ist die Etablierung tragfähiger Kooperationsmechanismen sowie organisatorisch-institutioneller und finanzieller Kapazitäten. Entscheidend für die Verfestigung der Zusammenarbeit und die dynamische Anpassung der Governance an sich verändernde Herausforderungen ist, dass regionale Akteure gestärkt und mit entsprechenden Kompetenzen ausgestattet werden, z.B. zur Bündelung von regionalem Wissen und zur Entwicklung von Aktionsplänen und Protokollen.

Für einzelne Regionalkonventionen existieren vergleichsweise weit entwickelte Kommissionen, z.B. die OSPAR-Kommission und die Helsinki-Kommission, welche über gute Kapazitäten u.a. im Umwelt-Monitoring und der Evaluierung sowie der Risiko- und Folgenabschätzung verfügen. Die Zusammenarbeit der Mitgliedstaaten wird zudem durch einen regelmäßigen Austausch in den jeweils etablierten Arbeitsgruppen innerhalb der beiden Kommissionen gestützt (Backer et al., 2010; OSPAR, 2010c). Diese entwickeln Optionen für mögliche Weiterentwicklungen der Kooperation, die dann auf den etwa alle drei Jahre stattfindenden Ministertreffen zu verabschiedet sind. Ein Beispiel ist

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

die im Rahmen von OSPAR getroffene Entscheidung, Meeresschutzgebiete in Gebieten jenseits nationaler Hoheitsbefugnisse auszuweisen.

Für alle bislang im Rahmen regionaler Meeresumweltkonventionen geschaffenen Kommissionen bzw. Sekretariate gilt, dass rechtlich verbindliche Entscheidungen bzw. Regulierungen von den Mitgliedstaaten einstimmig zu beschließen sind. In der EU gibt es dagegen sowohl nach dem Einstimmigkeits- als auch nach dem Mehrheitsverfahren geregelte Zusammenarbeit im Meeresbereich (Kap. 3.4.3).

Die Arbeit der Kommissionen konzentriert sich in den meisten Fällen auf administrative und finanzielle Fragen. Sie verfügen oftmals nicht über die Ressourcen, um die zur Umsetzung regional vereinbarter Ziele und Maßnahmen notwendige technische und rechtliche Unterstützung der Mitgliedstaaten sicherzustellen (Rochette und Billé, 2012). Unter einigen Konventionen, z. B. der Barcelona-Konvention, wurden zusätzlich zu den Kommissionen mehrere sogenannte Regional Activity Centres etabliert, die diese Aufgaben für einzelne Teilregionen wahrnehmen sollen (Rochette und Billé, 2012).

3.4.2.3

Kooperation, Koordination, Kohärenz und Komplementarität

Im Sinne des systemischen Ansatzes ist u. a. auch die Koordination und geschickte Arbeitsteilung (Komplementarität) regionaler Aktivitäten essenziell. Dazu sollte sichergestellt werden, dass innerhalb einer Region vereinbarte Regelungen und geplante Aktivitäten nicht zu negativen externen Effekten in anderen Regionen führen. Regionale Zusammenarbeit kann auch Freifahrerverhalten in anderen Regionen vermeiden helfen. Derzeit gibt es solche Formen der Zusammenarbeit lediglich in den Bereichen Umwelt-Monitoring und -Evaluierung sowie Kapazitätsaufbau. So arbeiten beispielsweise OSPAR (Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks) und HELCOM (Meeresschutz im Ostseeraum) gemeinsam an der Harmonisierung von Indikatoren (OSPAR, 2010c). Zwischen OSPAR und der Abidjan-Konvention existiert zudem eine Kooperation zum Aufbau von Kapazitäten zum Ökosystemmanagement (OSPAR, 2010c).

Teilweise ist die Koordination innerhalb der einzelnen Meeresregionen problematisch. Aufgrund der sich teilweise überlappenden Kompetenzen, etwa zwischen der EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie und den für die europäischen Regionalmeere zuständigen Konventionen (OSPAR, HELCOM, Barcelona-Konvention, Bukarest-Konvention) ist eine verbesserte Koordination notwendig, um das notwendige Maß an Kohärenz, also die Abstimmung politischer und institutioneller

Maßnahmen, sicherzustellen (Backer et al., 2010). Die Verzahnung der EU-Meerespolitik mit diesen Konventionen wird in Kapitel 3.4.3 thematisiert. Nicht zuletzt ist auch eine Integration relevanter Regelungen globaler Abkommen (z. B. FSA, CBD, CITES) in regionale Konventionen erforderlich. Dies ist bislang in sehr unterschiedlichem Maße der Fall.

3.4.3

Meerespolitik der EU

Die EU ist ein bedeutender Akteur für die regionale Meeres-Governance. Die Ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ) ihrer Mitgliedstaaten umfassen zusammen ca. 25 Mio. km². Man kann also gewissermaßen von der weltweit mit Abstand größten AWZ sprechen. Allerdings unterstehen die AWZ nach UNCLOS den einzelnen Vertragsstaaten und nicht der EU. Nichtsdestotrotz verfügt die EU durch ihre Kompetenzen in diversen Politikbereichen (z. B. Umwelt, Wettbewerb) über Mittel der Einflussnahme auf die Governance der europäischen Regionalmeere. Nicht unter den Einflussbereich der EU fallen bislang allerdings erhebliche Teile der AWZ einiger Mitgliedstaaten in Überseegebieten. Die französischen Überseegebiete beispielsweise, die über ausgedehnte AWZ verfügen, haben eine weitgehende Autonomie gegenüber der französischen Zentralregierung und somit auch gegenüber der EU.

Für die europäischen Meeresregionen hat die EU eine Reihe von Strategien, Aktionsplänen, Richtlinien und Verordnungen erlassen, die vielfach sektoral angelegt sind, also auf eine bestimmte Nutzung (z. B. die Gemeinsame Fischereipolitik) oder bestimmte Umweltschutzgüter bezogen (z. B. die FFH-Richtlinie). Darüber hinaus hat die EU in jüngerer Vergangenheit Anstrengungen zur Entwicklung einer Integrierten Meerespolitik unternommen (EU-Kommission, 2008). Die aktuell wichtigsten Elemente sind die sogenannte Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) von 2008 und der Aktionsplan (das sogenannte „Blaubuch Meere“) von 2007. Ferner wurden bereits mit der Verabschiedung der Wasserrahmenrichtlinie Regelungen zu landbasierten Aktivitäten geschaffen (Heiskanen et al., 2011). Dies gilt ebenso für das unter der FFH- sowie der Vogelschutzrichtlinie etablierte NATURA 2000 Schutzgebietssystem, welches sowohl terrestrische als auch marine Schutzgebiete umfasst (SRU, 2012a).

Für das vorliegende Gutachten ist in erster Linie die externe Wirkung der Meerespolitik der EU von Bedeutung. Im Zentrum steht die Frage inwieweit die EU-Politiken im Sinne des systemischen Ansatzes miteinander verzahnt sind und ein Ausgleich von Schutz und nachhaltiger Nutzung unter Berücksichtigung u. a. des Vor-

Kasten 3.4-1**Regionale Governance der Arktis****Der Arktische Rat – zentrales regionales Kooperationsforum**

Der aus der Arctic Environmental Protection Strategy (AEPS) von 1991 hervorgegangene, 1996 gegründete Arktische Rat ist das zentrale regionale Kooperationsforum für die Governance der Arktis. Ihm gehören neben den fünf Arktisanrainerstaaten Dänemark, Kanada, Norwegen, Russland und USA auch Finnland, Island und Schweden an. Ursprünglich war die Zusammenarbeit auf den Schutz der marinen und terrestrischen Umwelt der Arktis fokussiert. Mittlerweile wird darüber hinaus versucht, im Rahmen des Arktischen Rates auch die z.T. konfligierenden Interessen der Mitgliedstaaten hinsichtlich der wirtschaftlichen Nutzung der Arktis sowie sicherheitspolitische Fragen kooperativ zu bearbeiten.

Im Arktischen Rat als zwischenstaatlichem Forum gilt für Entscheidungen in sämtlichen Gremien das Konsensprinzip (Rules of Procedure, 1998). Wichtige Entscheidungen werden auf den halbjährlich stattfindenden Ministertreffen gefällt. Die Mitgliedstaaten konnten sich bislang nicht auf Sanktionsmechanismen einigen. Die für Schutz und nachhaltige Nutzung des arktischen Meeres relevante Kooperation im Arktischen Rat findet vor allem programmorientiert im Rahmen von Working Groups und Task Forces statt, denen jeweils durch einstimmigen Beschluss Aufgaben übertragen werden – z.B. die Entwicklung von Aktionsplänen. Auf diese Weise wurden bedeutende Kapazitäten zur gemeinsamen Bewältigung geteilter Herausforderungen entwickelt, u.a. in den Bereichen Monitoring und Assessment von Biodiversität und Klimafolgen, Schutz der arktischen Flora und Fauna sowie der marinen Umwelt der Arktis, Katastrophenvorsorge und Krisenreaktion. Positiv zu bewerten sind ferner die von den Mitgliedstaaten geschaffenen Partizipationsmöglichkeiten für weitere Staaten sowie indigene Völker und NRO, denen ein Beobachterstatus gewährt wird.

Mit der Ilulissat-Erklärung (2008), die sich u.a. mit dem Konflikt um die Bodenschätze der Arktis befasst, haben die fünf Arktisanrainerstaaten jedoch ihren exklusiven Anspruch auf die Arktis unterstrichen und dadurch zumindest symbolisch eine Trennung von den restlichen Arktisratsmitgliedern sowie den indigenen Völkern entstehen lassen (Winkelmann, 2008; Humrich, 2011). Vor dem Hintergrund der sich abzeichnenden Interessenverschiebung in Richtung einer verstärkten wirtschaftlichen Nutzung durch die Anrainerstaaten, die den Schutzinteressen teilweise diametral gegenübersteht, erscheint eine institutionelle Stärkung der Kooperationsmechanismen unwahrscheinlich. Eine den Herausforderungen für den Schutz der Arktis angemessene Governance erfordert jedoch neben dem Ausbau der oben genannten Kapazitäten für Monitoring, Vorsorge, Schutz und Krisenreaktion generell eine weitergehende Institutionalisierung des Arktischen Rates.

Bedeutung regionaler Kooperation in der Arktis – Möglichkeiten und Grenzen

Die Bedeutung der regionalen Governance-Ebene für den nachhaltigen Umgang mit dem arktischen Meer (Kap. 3.4) ergibt sich auch aus der in UNCLOS geregelten, jedoch bislang nicht abschließend geklärten Kompetenzverteilung zwischen den einzelnen Anrainerstaaten sowie diesen und der interna-

tionalen Gemeinschaft für einzelne Gebiete der Arktis.

Die in der Arktis bestehenden nationalen Hoheitsansprüche der Anrainerstaaten stehen einem umfassenden Schutz- und Nutzungsregime unter internationaler Verwaltung nach Vorbild des Antarktisvertrags von 1959 entgegen. Eine solche Verwaltung durch die internationale Gemeinschaft wäre somit nur für den durch UNCLOS völkerrechtlich als Hohe See definierten Teil der Arktis zulässig, um nicht Gefahr zu laufen, den Anrainerstaaten ihre Hoheitsrechte über ihre arktischen Territorien zu beschränken oder sogar zu entziehen. Sollten die Festlandsockelerweiterungen der Anrainerstaaten unter UNCLOS erfolgreich sein, würde dies die Handlungsmöglichkeiten auf globaler Governance-Ebene weiter einschränken (Kasten 3.2-3). Zudem ergeben sich aufgrund ungeklärter Grenzfragen Konfliktpotenziale zwischen den Anrainerstaaten. Die Etablierung tragfähiger regionaler Kooperationsmechanismen zwischen den Anrainerstaaten zur Gewährleistung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Arktis ist somit sehr bedeutsam.

Da Küstenstaaten in Seegebieten mit Eisgang hoheitsstaatliche Regelungen zum Schutz der Umwelt auch jenseits der territorialen Gewässer anordnen und durchsetzen können (Art. 234 UNCLOS), besteht für die Arktisanrainerstaaten ein erweiterter Handlungsspielraum, zu dessen Ausnutzung es ebenfalls einer verlässlichen regionalen Zusammenarbeit bedarf.

OSPAR-Abkommen

Die Zuständigkeit des OSPAR-Abkommens (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) erstreckt sich auch über weite Teile der arktischen Gewässer. Die im Rahmen von OSPAR unternommenen Schritte in Richtung eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren, z.B. die Etablierung relativ hoher Schutzstandards in einigen Regelungsbereichen (Kap. 3.4.2), sind somit auch für die Arktis von Bedeutung. Aufgrund der territorialen Begrenzung des OSPAR-Abkommens ist jedoch eine Ratifizierung durch Kanada, Russland und die USA nicht möglich (Proeiß und Müller, 2008). Dadurch beschränkt sich der Beitrag von OSPAR zur regionalen Governance der Arktis auf die Hoheitsgebiete der Arktisanrainer Dänemark und Norwegen (beide sind OSPAR-Mitgliedstaaten) sowie Teile der arktischen Hohen See. Für letztere ist die Durchsetzung der unter OSPAR vereinbarten Nutzungsrechte und Schutzstandards aufgrund ihrer Nichtverbindlichkeit für Nichtmitgliedstaaten allerdings erheblich eingeschränkt. Das OSPAR-Abkommen spielt daher im Vergleich zum Arktisrat bislang eine untergeordnete Rolle für die Governance der Arktis.

Hinzu kommt, dass von der unter OSPAR bestehenden besonderen Möglichkeit, Meeresschutzgebiete in Gebieten jenseits nationalstaatlicher Hoheitsbefugnisse auszuweisen (Kap. 3.4.2), für arktische Gewässer bislang kein Gebrauch gemacht wurde. Die Bedeutung von OSPAR könnte jedoch künftig zunehmen, insbesondere im Falle eines erfolgreichen Abschlusses der aktuell laufenden Verhandlungen für ein neues Durchführungsabkommen zu mariner Biodiversität auf der Hohen See unter UNCLOS (Kap. 3.3.2.2), da sich die Zuständigkeit von OSPAR über ungefähr ein Viertel der nach maximal möglichen Festlandsockelerweiterungen verbleibenden arktischen Hohen See erstreckt. OSPAR erscheint aufgrund seiner vergleichsweise weit entwickelten Kapazitäten als geeignetes regionales Forum für eine dortige Ausweitung von Meeresschutzgebieten sowie deren Monitoring und Kontrolle.

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

sorgeprinzips stattfindet. Die EU ist Mitglied der vier regionalen Meeresumweltkonventionen, die die europäischen Regionalmeere betreffen; der Helsinki-Konvention (HELCOM) für die Ostsee, der OSPAR-Konvention für Nordsee und Nordostatlantik, der Barcelona-Konvention für das Mittelmeer und der Bukarest-Konvention für das Schwarze Meer (Kap. 3.3.2). Ferner ist sie dem Antarktisvertrag beigetreten und besitzt einen Beobachterstatus im Arktischen Rat (Kasten 3.4-1).

Durch ihr politisches und wirtschaftliches Gewicht, nicht zuletzt auch aufgrund der vergleichsweise weit entwickelten Kapazitäten einiger Mitgliedstaaten im Bereich der Meeresforschung, spielt die EU eine zentrale Rolle besonders innerhalb der europäischen Meeresumwelt-Konventionen. Dies gilt vor allem für HELCOM, wo mit Russland lediglich ein Vertragsstaat der neun Ostseerainer nicht EU-Mitglied ist. Nicht zuletzt deshalb sieht die EU den Ostseeaktionsplan (Baltic Sea Action Plan, BSAP) als Pilotvorhaben für die Umsetzung der Ziele der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Zur Erreichung des dort formulierten übergeordneten Ziels der Erreichung eines „guten Umweltzustandes“ wurden und werden im Rahmen des Baltic Sea Action Plan diverse Pilotprojekte entwickelt und mit finanziellen Mitteln aus dem Struktur- und Kohäsionsfonds sowie dem Regionalfonds unterstützt (Schultz-Zehden et al., 2008). Von herausgehobener Bedeutung sind die Projekte zur Entwicklung einer marinen Raumplanung für die EU, PlanBothnia und BaltSeaPlan (Schultz-Zehden und Gee, 2013). Hier wird versucht, einen kooperativen Interessenausgleich zwischen Schutz und Nutzung unter Zuhilfenahme des Instruments einer vorausschauenden Planung zu erzielen (Schultz-Zehden et al., 2008; Backer, 2011). Die hier entwickelten Standards sollen dann für die EU-weite marine Raumplanung nutzbar gemacht werden.

Mit der unter der MSRL vorgeschriebenen Ausarbeitung „räumlicher Schutzmaßnahmen“ (21. Erwägungsgrund, Art. 13 Abs. 4, MSRL) durch die Mitgliedstaaten entsteht ein Rahmen für die Koordinierung der sektoralen Meeresschutz- und Nutzungskonzepte. Im Fahrplan für die maritime Raumordnung der EU von 2008 wird hierzu die Einrichtung einer einheitlichen Koordinierungsstelle angeregt, um eine verbesserte Abstimmung zu erreichen (EU-Kommission, 2008). Außerdem enthält der Plan zehn gemeinsame Grundsätze. Hiernach soll u. a. der Raumordnung ein ökosystemorientierter Ansatz zugrunde gelegt und sie soll für die Öffentlichkeit transparent gestaltet werden (Kap. 3.6.2.2).

Die Meerespolitik der EU enthält u. a. mit der Entwicklung einer integrierten Meerespolitik inklusive einer marinen Raumplanung sowie der Berücksichtigung landbasierter Verschmutzung durch die Wasserrahmenrichtlinie und die Zusammenarbeit mit

anderen Staaten im Rahmen der regionalen Meeresumweltkonventionen Ansätze einer systemisch ausgerichteten Governance. Gleichzeitig ist allerdings festzustellen, dass eine Reihe offener Fragen bestehen. So erweckt z. B. die Limassol-Deklaration („Marine and Maritime Agenda for Growth and Jobs“) von 2012 den Eindruck einer Bevorzugung der Nutzung gegenüber dem Schutz (EU, 2012). Ferner ist problematisch, dass die Zuständigkeiten für Fischerei, Häfen und Transport sowie Energiegewinnung und Rohstoffförderung weiterhin zersplittert bleiben, was dem im „Blaubuch Meere“ formulierten Ziel einer integrierten Herangehensweise entgegen wirken dürfte. Auch die Zusammenarbeit mit Nachbarstaaten ist vielfach noch ausbaufähig, beispielhaft wird dies für den Mittelmeerraum in Kasten 3.4-2 skizziert. Nicht zuletzt stellt sich die Frage, inwieweit die EU ihre landseitige Politik stärker an den in Kapitel 3.1.3 formulierten Kriterien auszurichten und somit eine Weiterentwicklung in Richtung einer systemischen Governance umzusetzen vermag.

3.5 Private Governance der Meere

3.5.1 Potenziale und Grenzen

Der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Ozeane ist eine öffentliche Aufgabe, der sich vor allem die Staatengemeinschaft annehmen muss und die eine staatliche Rahmensetzung im Bereich der Meerespolitik erfordert (Kap. 2). Zugleich hat sich in den vergangenen Jahrzehnten in den verschiedensten Politikfeldern, darunter der Meerespolitik, ein Kranz außerstaatlicher Governance-Regime herausgebildet, in dem private und halbstaatliche Akteure mit staatlichen Akteuren zusammenwirken. Diese Aktivitäten können als private Governance und im Falle einer Kooperation von privaten Akteuren mit staatlichen Stellen als privat-öffentliche Governance (private-public Governance) beschrieben werden (Falkner, 2003). Governance meint in diesem Zusammenhang, dass Handlungen privater Akteure öffentliche Bedeutung annehmen, indem sie Normen, Regeln und Institutionen etablieren, die das Handeln und die Handlungsmöglichkeiten Dritter beeinflussen (Cutler et al., 1999:4). Private Governance ist funktional bedeutsam, wo die effektive Steuerungs- und Regelungskapazität von Staaten unzureichend ist. Darüber hinaus soll und kann sie gerade im supra- und transnationalen Bereich indirekt Legitimation beschaffen, wo es keine parlamentarische oder föderative Vertretung gibt (Pattberg, 2004b).

Die Kehrseite der Privatisierung der (Welt-)Politik ist die Gefahr einseitiger und regelwidriger Interessendurchsetzung, von Korruption sowie der systematischen Vernachlässigung gering organisierter Gemeinwohlinteressen. Die Legitimität und Effektivität privater Governance und privat-öffentlicher Partnerschaften (Private-Public-Partnerships) ist danach zu beurteilen, ob übergeordnete Interessen nachhaltiger Politik mit ihr vereinbar sind und besser durchgesetzt werden können. Deswegen müssen für Netzwerke privater und halb-privater Governance strenge Kontrollmaßnahmen vorhanden sein.

Auch im Bereich trans- und supranationaler Umwelt-Governance (Beispiel Waldbewirtschaftung) haben private Akteure in den letzten Jahrzehnten erheblich an Einfluss gewonnen. Sie haben einerseits den Rückzug des Staates kompensiert und ihn andererseits erleichtert. Die demokratische Legitimität globaler Umweltpolitik ist so indirekt gestärkt worden, doch fehlt es in privat-öffentlichen Netzwerken in der Regel an institutioneller Rechenschaftspflicht (Leggewie, 2003; Scholte, 2011). Nicht jede zivilgesellschaftliche Betroffenheit und Expertise führt zu angemessenem Regierungshandeln, aber ohne lokale Initiativen steht Regierungshandeln oftmals bloß auf dem Papier und findet weder hinreichende Akzeptanz noch Resonanz (Przeworski, et al., 2009; Nanz und Fritsche, 2012).

Selbstregulierung, insbesondere von Unternehmen, kann staatliches Handeln im klassischen Sinne nicht ersetzen. Doch in vielen Fällen sind privatwirtschaftliche Akteure weiter als ihre Verbände, mit denen sich öffentliche Politik ins Benehmen setzt und vernetzt. Die Wirkung privater Governance bleibt ebenso begrenzt wie ihre Ambiguität unaufhebbar sein dürfte, denn ihre Wirkung zur Kompensation der Regulationsschwächen von Politik kann ebenso bestritten werden wie ihr Legitimationspotenzial.

Eine Form privater Governance stellt die private Ko-Regulierung dar (Pattberg, 2007:3), bei der private Akteure, zumeist Unternehmen mit Non-profit-Organisationen wie Nichtregierungsorganisationen (NRO) kooperieren. Private-private-Partnerships (Pattberg, 2004a) oder „private co-regulation“ (Pattberg, 2007:3) sind zu unterscheiden von unilateralen Initiativen der Wirtschaft, bei denen sich die Wirtschaftsakteure selbst Standards auferlegen, über deren Einhaltung wachen und unter anderem ihre Produkte mit eigens kreierten Labels versehen. Diese Form der Eigenregulierung ist häufig problematisch, da die selbstaufgelegten Verpflichtungen oft nicht ausreichend sind, um bedrohte Umweltgüter wie die Biodiversität wirksam zu schützen (Lewis et al., 2010).

Im Gegensatz dazu erfolgt bei Private-Private-Partnerships die Zertifizierung sowie die Überwachung

der Einhaltung der vereinbarten Standards durch eine unabhängige Instanz, wie z.B. eine NRO. Die beteiligten NRO verfügen in der Regel über die erforderliche Expertise und zusätzliche „moralische Autorität“, was solchen Initiativen mehr Legitimität und eine gesteigerte Glaubwürdigkeit verschafft (Risse und Börzel, 2005).

3.5.2

Beispiel Umwelt- und Nachhaltigkeitssiegel

In den vergangenen Jahren hat das Interesse an Nachhaltigkeitssiegeln zugenommen, die über die ökologischen und die sozialen Herkunftsbedingungen von Produkten oder Dienstleistungen informieren (Lewis et al., 2010). Die Vergabe von Umweltsiegeln erfolgt durch einen Zertifizierungsprozess bei dem ein Hersteller, ein Zusammenschluss von Herstellern oder eine für die Hersteller zuständige Behörde die Einhaltung der an das Umweltsiegel geknüpften Umweltstandards bestimmter Produkte nachweisen muss. Die Verleihung von Gütesiegeln und die regelmäßige Kontrolle der Einhaltung der verbundenen Umweltstandards können die Verbreitung und Durchsetzung bestimmter Umweltstandards vorantreiben.

Konsumenten können mit Hilfe von Umweltsiegeln informierte Konsumententscheidungen treffen, da diese auf die ökologischen Vorteile gegenüber einem funktional gleichwertigen Produkt hinweisen. Voraussetzungen sind allerdings, dass Konsumenten die mit dem Siegel verbundenen Standards zumindest ansatzweise kennen und sie bei der Kaufentscheidung auch berücksichtigen.

Durch die Einführung von Umweltsiegeln können bei entsprechender Nachfrage nachhaltige Produktionsprozesse und Veränderungen in der Wertschöpfungskette angestoßen werden. Neben der tatsächlichen Orientierung von Konsumenten an Umweltsiegeln ist für deren Erfolg auch ausschlaggebend, dass die Unternehmen von den Vorteilen einer Teilnahme an Zertifizierungs- und Kennzeichnungsprozessen überzeugt sind, denn ohne die Kooperation der Unternehmen lassen sich Gütesiegel nicht etablieren (Auld und Gulbrandsen, 2010).

Fischerei-Umweltsiegel

Für Fischerei und Aquakultur sind in den letzten Jahren Nachhaltigkeitssiegel entwickelt worden. Die meisten entstanden aus der Einsicht heraus, dass staatliches Handeln unzureichend war, um eine nachhaltige Bewirtschaftung mariner Ressourcen sicherzustellen (FAO, 2011f). Im Folgenden werden ausschließlich Umweltsiegel betrachtet. Private Siegel für Fisch und

Kasten 3.4-2

Die Méditerranée: Ausgangspunkt einer verstärkten Kooperation im Mittelmeerraum?

Grundlage regionaler Kooperation sind nicht zuletzt historisch gewachsene kulturelle und politische Erfahrungsräume. Ein herausragendes Beispiel ist die für die Zusammenarbeit zwischen der EU und benachbarten Mittelmeeranrainerstaaten bedeutsame „Méditerranée“. Sie bildet seit der europäischen Antike in vielerlei Gestalten eine in sich hochdifferenzierte kulturelle Einheit. Nur vorübergehend hat sie in imperialer Form (als „mare nostrum“ des Römischen Reiches) eine politische Form gefunden, doch als Handels- und Kulturraum hat sie alle Anrainer des Mittelmeeres in Europa, Asien und Afrika über Jahrhunderte hinweg bis heute geprägt (Leggewie, 2012). Nachdem sich die politische Achse der Globalisierung seit dem 16. Jahrhundert aus der Mittelmeerregion in die nordatlantische Sphäre verschoben hatte und die politische Konfliktdynamik der Ost-West-Spaltung und des arabisch-israelischen Konflikts die Méditerranée im 20. Jahrhundert marginalisiert und in Einflussphären der Supermächte zerteilt hatte (Abulafia, 2011), gibt es seit den 1990er Jahren neue Ansätze einer euro-mediterranen Partnerschaft zwischen den EU-Ländern und den Mittelmeeranrainern im Nahen Osten und in Nordafrika (Jünemann, 2012).

Diese Rekonstruktion ist für den Schutz und die Nutzung des Mittelmeeres bedeutsam. Die EU-Kommission hat erkannt, dass der Meeresschutz vor allem durch die mangelnde Kooperation zwischen den Mittelmeeranrainern und aufgrund der fehlenden Durchgriffsmöglichkeiten der EU gegenüber Drittstaaten zu wünschen übrig lässt. Konferenzen, Pläne und Konventionen gab es im Rahmen des Barcelona-Prozesses und der Europäischen Nachbarschaftspolitik zwischen 1995 und 2010 zahlreiche, darunter die Organisation „Plan Bleu“ in sechs regionalen Hotspots (Frankreich, Italien, Tunesien, Kroatien, Spanien und Malta). Auch eine Mitteilung der EU-Kommission (2009b) und ein Forschungsbericht zu den Notwendigkeiten maritimer Raumplanung von 2011 weisen in die richtige Richtung eines umfassenden Schutzes unter den Gesichtspunkten der Nachhaltigkeit. Als Grundproblem hat die Kommission erkannt: „Ein wesentlicher Teil des Mittelmeers besteht gegenwärtig aus Hochseegebieten. Etwa 16% des Meeres bestehen aus Hoheitsgewässern und 31% aus verschiedenen Meereszonen, wobei in vielen Fällen hinsichtlich des Ausmaßes oder der Gültigkeit der Ansprüche Uneinigkeit zwischen mehreren Küstenstaaten herrscht. Infolge dieser Konstellation befindet sich ein großer Teil der Gewässer des Mittelmeeres außerhalb der Hoheit oder der Gerichtsbarkeit von Küstenstaaten. Diese Staaten haben somit weder präskriptive noch exekutive Befugnisse, um menschliche Tätigkeiten jenseits der genannten Gebiete zu regulieren, um etwa die Meeresumwelt zu schützen und auf die Entwicklung der Fischerei und die Nutzung von Energiequellen einzuwirken. Die Staaten können hier somit lediglich Maßnahmen festlegen, die ihre eigenen Staatsbürger und Schiffe betreffen.“ (EU-Kommission, 2009b).

Und sie hat zwei wesentliche Defizite identifiziert: „Der erste Schwachpunkt liegt darin, dass in den meisten Mittelmeerstaaten für jede Sektorpolitik eine andere Behörde zuständig ist, während jedes internationale Übereinkommen im Rahmen seines eigenen Regelwerks durchgeführt wird, was einen Überblick über die Gesamtauswirkungen aller meeresbezogenen Tätigkeiten – auch im Bereich der Tiefseebecken – wesentlich erschwert. Der zweite Schwachpunkt besteht darin,

dass ein erheblicher Teil des Mittelmeeres aus Hochseegebieten besteht, was es den Küstenstaaten erschwert, Tätigkeiten, die mit unmittelbaren Auswirkungen auf ihre Hoheitsgewässer und Küsten verbunden sind, zu planen, zu organisieren und zu regulieren. Gemeinsam haben diese beiden Faktoren dazu geführt, dass Politik und Tätigkeiten in vielen Fällen isoliert voneinander entwickelt werden, ohne dass alle Tätigkeitsbereiche, die mit Auswirkungen auf das Meer verbunden sind, sowie alle Akteure auf nationaler, regionaler und internationaler Ebene eine ordnungsgemäße Koordinierung ihres Handelns erfahren“ (EU-Kommission, 2009b).

Da meeresbezogene Tätigkeiten grundsätzlich grenzübergreifend sind, bedarf es in den Augen der Kommission „einer verstärkten Zusammenarbeit mit denjenigen Partnerländern des Mittelmeerraums, die keine EU-Mitglieder sind“ (EU-Kommission, 2009b). Schließlich bietet auch das internationale Seerechtsübereinkommen, das alle EU-Länder und bis auf die Türkei, Syrien, Israel und Libyen sämtliche Mittelmeer-Anrainerstaaten unterzeichnet haben, gute Ansatzpunkte. Es besteht aber ein erhebliches Vollzugsdefizit und es mangelt an effektiven Kontrollen. Die Verpflichtung der EU-Mitgliedstaaten, mit „integrativen Meeresstrategien“ nach „ökosystemorientiertem Konzept“ bis 2020 einen guten Umweltzustand der Mittelmeergewässer herzustellen (dem Ziel der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie), greift bisher zu wenig. Sämtliche Vorschläge und Beschlüsse der Kommission seit 2009 sind nur unzureichend berücksichtigt worden.

Meeresschutz ist eine sich von selbst aufdrängende Hauptaktivität einer euro-mediterranen Kooperation, die auch hier keine reine staatliche oder supranationale Aufgabe ist. Die zivilgesellschaftlichen Akteure können auch am Mittelmeer tätig werden, wo sie bisher wenig aktiv sind. Darunter sind, um nur den Ernährungsbereich zu nennen, die International Union for Conservation of Nature (IUCN), der Marine Stewardship Council (MSC), die Organisation Followfish, die Fischführer von Greenpeace und World Wildlife Fund oder spezielle Einrichtungen wie die Global Aquaculture Alliance (GAA), eine NRO zur Förderung umwelt- und sozialverantwortlicher Aquakultur, die Best Aquaculture Practices Certification Standards z. B. für Pflanzen, Garnelen, Tilapia, Pangasius und Lachs vergibt. Oceans2012 heißt ein Zusammenschluss von 185, überwiegend europäischer Organisationen, die die gemeinsame Fischereipolitik der EU auf den Prüfstand stellen. Der HEPCA ist schließlich ein Umweltverband, der vor allem von ägyptischen Tauchbasen und Hotels getragen wird und damit einen weiteren Pfeiler einer neuen Mittelmeerpolitik thematisiert, den „sanften Tourismus“, dessen Ausbau für den Schutz der Meere essenziell ist. Ein weiteres wichtiges Aktionsfeld ist die euro-mediterrane Energiekooperation, die nicht nur Großprojekte wie Desertec und den Aufbau eines Europäischen Hochleistungsnetzes (Supergrid) vom Nordkap bis in die Sahara betrifft, sondern auch dezentrale Projekte der Primärenergieerzeugung auf der Grundlage erneuerbarer Energien, für die der mit hoher Sonneneinstrahlung gekennzeichnete Raum besonders gute, bisher aber völlig vernachlässigte Möglichkeiten bietet.

Wenn im Blick auf die euro-mediterrane Kooperation eine anspruchsvolle historische Analogie und eine gewagte Vision erlaubt ist, dann könnte eine solche Kooperation für die Europäische Union und ihre Nachbarn eine ähnliche Bedeutung erlangen wie die „Montanunion“ (EGKS) der frühen 1950er Jahre für „Kerneuropa“; ein Erfolg dieser um ein Meer gruppierten Kooperation kann vielleicht als Blaupause für andere Prozesse der regionalen Integration in anderen Meeresregionen dienen.

Meeresfrüchte einzelner Supermarktketten werden hier nicht betrachtet. Grundsätzlich lassen sich Siegel unterscheiden, die sich auf den Schutz einer einzigen Art beziehen, und Siegel, die sich auf alle wild gefangenen oder gezüchteter Arten von Fischen und Meeresfrüchten beziehen. Bei den Siegeln zum Schutz einer einzigen Art sind Siegel zum Schutz von Delphinen am häufigsten. Sie sollen belegen, dass Thunfische mit vermindertem Delphin-Beifang gefangen werden. Da es keine unabhängige Zertifizierungsstelle gibt, sind die Anforderungen und Wirkungen der verschiedenen Siegel, z. B. die tolerierten Beifangmengen, unklar. Obwohl der Beifang beim Fang von Thunfisch rückläufig ist, ist die Rolle der Umweltsiegel dabei unzureichend erforscht (Ward, 2008).

Bei den Fischerei-Umweltsiegeln für diverse Arten kann nach transnationalen und nationalen Siegeln unterschieden werden. Zu den nationalen Umweltsiegeln gehören:

- ▶ staatliche wie das „Alaska Seafood Marketing Institute“ oder das isländische „Responsible Fisheries Iceland“;
- ▶ Umweltsiegel von Industrieverbänden wie das schwedische „KRAV“- , das deutsche „Naturland-Siegel“, das japanische „Marine Ecolabel Japan“ oder das britische „Responsible Fishing Scheme“;
- ▶ Umweltsiegel von NRO wie das schweizerische „Fair Fish“ Label oder das kalifornische „Fishwise“ (Accenture und WWF International, 2009).

Bei den transnationalen Umweltsiegeln hat das Siegel des Marine Stewardship Council (MSC), gefolgt von Friend of the Sea (FOS), die bislang mit Abstand größte Reichweite. Forschungsergebnisse zu den Umweltwirkungen liegen substanziiell lediglich für das MSC- und sehr begrenzt für das FOS-Siegel vor. Dem FOS wird in der weiter unten eingehend besprochenen Studie von Froese und Proelß (2012) vorgeworfen, dass 19 % Prozent der zertifizierten Bestände überfischte sind. Im Folgenden wird das MSC als ältestes, finanziell stärkstes und im Hinblick auf die Anzahl der zertifizierten Fischereien größtes transnationales Umweltsiegel vorgestellt.

Umweltsiegel des Marine Stewardship Council

Der MSC ist eine Private-Private-Partnership (Pattberg, 2004a), die 1997 vom Lebensmittelkonzern Unilever und dem World Wide Fund for Nature (WWF) ins Leben gerufen wurde, um der globalen Überfischung entgegenzuwirken. Das Zertifizierungsprogramm für Fischereien umfasst Fisch aus Wildfang. Auch Unternehmen können ein MSC-Siegel erwerben. Es bestätigt, dass ihre Fischprodukte aus MSC zertifizierten Fischereien stammen. Im Folgenden wird die Zertifizierung der Fischereien betrachtet. Seit 1998 ist der

MSC als gemeinnützige internationale Organisation unabhängig von WWF und Unilever. Die erste Fischerei wurde 2000 MSC zertifiziert (Gulbrandsen, 2009; Christian et al., 2013). Nach Angaben von MSC waren im April 2012 147 Fischereien und etwa 8% der weltweiten Fangmengen an Fisch und Meeresfrüchten nach MSC-Standard zertifiziert (MSC, 2012a). Derzeit sind 160 Fischereien nach MSC-Standard zertifiziert (MSC, 2013). Die Zertifizierung wird durch eine unabhängige Zertifizierungsstelle durchgeführt, die von der zu zertifizierenden Fischerei ausgewählt wird. Die Zertifizierungsstandards sind keine festgelegte Größe. Der MSC-Umweltstandard besteht aus drei Grundsätzen: Schutz der Bestände, minimale Auswirkungen auf das Ökosystem sowie effektives Management, für die der MSC 23 Kriterien zur Operationalisierung entwickelt hat. Diese sind allerdings nur Anhaltspunkte für den Zertifizierer und werden auf jede Fischerei angepasst (MSC, 2012b). Der Zertifizierungsprozess unterteilt sich in eine vertrauliche, nicht öffentliche Vorbewertung und den eigentlichen Zertifizierungsprozess. In der Vorbewertung stellt die gewählte Zertifizierungsstelle fest, ob die Fischerei die Voraussetzungen für eine Zertifizierung erfüllt. Im Zertifizierungsprozess wird geprüft, ob die Fischerei die MSC-Standards erfüllt. Das Ergebnis ist öffentlich zugänglich.

Durch die Vergabe des Siegels werden vergleichsweise umweltverträglich betriebene Fischereien identifiziert und öffentlich gemacht. Bei entsprechender Kundennachfrage entsteht der Anreiz, dass vergleichsweise weniger umweltverträgliche Fischereien ihr Management in Richtung Umweltverträglichkeit ändern und ebenfalls eine Zertifizierung anstreben. Die Einhaltung des MSC-Standards wird jährlich durch unabhängige Prüfstellen kontrolliert. Nach fünf Jahren ist ein neues Hauptprüfungsverfahren erforderlich (Gulbrandsen, 2009). Durch internationale Zusammenarbeit mit Akteuren aus der gesamten Wertschöpfungskette (Fischereien, verarbeitende Betriebe, Zulieferer, Einzelhandelsunternehmen und Restaurants) – beschränkt sich der Wirkungsraum von MSC nicht nur auf die zertifizierten Fischereien, sondern zielt auf den Aufbau eines Markts für nachhaltig gefangenen Fisch ab, der auch das Konsumentenverhalten an Land integriert. Die Kosten für die Zertifizierung tragen die Fischereien. Sie werden vom MSC auf zwischen 15.000 und 120.000 US-\$ geschätzt. Alle relevanten Akteure können während des Zertifizierungsprozesses Stellung nehmen und nach der Veröffentlichung des Ergebnisses Widerspruch einlegen (Christian et al., 2013).

Effektivität und Kontrolle des MSC

Das MSC-Siegel hat eine beachtliche Verbreitung erreicht und wird von verschiedenen Autoren als die

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

wichtigste private globale Regulierungsinstanz der Meeresfischerei eingeschätzt (Oosterveer, 2008; Hale, 2011). Durch den Zertifizierungsprozess wird eine zumindest relative Umweltverträglichkeit dokumentiert. Ein Großteil der zertifizierten Fischereien befindet sich in Industrieländern; sie unterliegen einem integrierten Managementplan und verfügen über ausreichende Daten zu Fischbeständen (Gutierrez et al., 2011; Wolfrum und Fuchs, 2011).

Eine Reihe von Studien kritisiert, dass das MSC-Siegel indirekt bestimmte Fischereien bevorzugt. Voraussetzung für eine MSC-Zertifizierung ist das koordinierte Handeln aller an einer Fischerei Beteiligten und die Vorlage der notwendigen historischen Daten über Fänge und Bestände. Fischereien, die diese Bedingungen erfüllen, zählen aber nicht automatisch zu jenen, bei denen Fischbestände am meisten gefährdet sind. Da Fischereien in einem vergleichsweise guten Zustand größere Aussicht auf Zertifizierung hätten, nehmen solche eher den Aufwand des Zertifizierungsprozesses auf sich (Kaiser und Edward-Jones, 2006; Oosterveer, 2008; Gulbrandsen, 2009). Eine Studie unter Beteiligung von MSC-Vertretern legt nahe, dass die meisten MSC-zertifizierten Fischereien bereits vor Erhalt des MSC-Siegels vergleichsweise gut bewirtschaftet waren (Gutierrez et al., 2012).

Fischereien, die die meisten Voraussetzungen zur Zertifizierung erfüllen, werden von der Zertifizierung ausgeschlossen, wenn sie die befischten Bestände mit anderen, nicht nachhaltigen Fischereien teilen. Zertifizierte Fischereien sind deswegen in erster Linie diejenigen, die auf ausgewählte Fischarten spezialisiert sind, deren Bestände sich innerhalb bekannter Gebiete bewegen, beschränkter Zugang haben und über einen Regulierungsrahmen verfügen, der oft in Kooperation mit staatlichen Behörden und Wissenschaftlern, auch durchgesetzt wird. Auch sind vergleichsweise wenige Fischereien in Entwicklungsländern zertifiziert, etwa wegen der großen Anzahl datenarmer Bestände. Gegen letztgenannte Kritik hat der MSC bereits mit speziellen Maßnahmen reagiert (Kaiser und Edward-Jones, 2006; Oosterveer, 2008; Gulbrandsen, 2009).

Kritik ist auch sowohl hinsichtlich der absoluten MSC-Standards als auch in Bezug auf den Interpretationsspielraum von Kriterien im Zertifizierungsprozess geäußert worden. MSC-Grundsätze und Bewertungskriterien müssen im Zertifizierungsprozess durch den externen Prüfer für die jeweilige Fischerei interpretiert und angepasst werden. Letztendlich wird jede Fischerei nach einem unterschiedlichen Satz von Kriterien und Bezugswerten begutachtet. Ward (2008) merkt an, dass bestimmte Kriterien einen zu weiten Interpretationsspielraum zulassen. Jacquet et al. (2010) weisen darauf hin, dass professionelle Zertifizierer aus wirt-

schaftlichen Gründen ein hohes Interesse an erfolgreicher Zertifizierung haben. Insofern bestehe ein Anreiz für die Anwendung vergleichsweise schwacher Kriterien, um mehr Zertifizierungsaufträge zu erhalten; eine erfolgreiche Zertifizierung führt in der Regel auch zu Folgeaufträgen (Monitoring oder erneute Bewertung). Dass dies in der Praxis geschieht, wird verschiedentlich vermutet, ist aber nicht durch systematische Untersuchungen unterlegt. Es ist auch bemängelt worden, dass in Einzelfällen Fischereien auf Bestände zertifiziert wurden, die stark zurückgehen. Dies ist möglich, da der MSC eine Zertifizierung erlaubt, wenn die Aussicht auf Erholung der Bestände besteht (Jacquet et al., 2010; Christian et al., 2013).

Der MSC ist auch dafür kritisiert worden, dass er Schleppnetzfisherei sowie Fischereien zur Produktion von Fischmehl nicht generell ausschließt und verschiedentlich Fischereien mit hohem Beifang hat zertifizieren lassen (Jacquet et al., 2010; Christian et al., 2013). In einem Fall ist auch nachgewiesen worden, dass MSC-zertifizierter Fisch nicht der mit dem Zertifikat verbundenen Art entsprach (Marko et al., 2011). Der schwerwiegendste wissenschaftlich untermauerte Vorwurf gegen den MSC ist die Zertifizierung überfischter Bestände. Froese und Proelß (2013) kommen in ihrer Untersuchung zu dem Ergebnis, dass 31% der MSC-zertifizierten Bestände überfischt waren und weiter überfischt werden. Für 11% der Bestände lagen keine ausreichenden Daten zur Beurteilung vor (Froese und Proelß, 2013). Die Autoren legten zur Beurteilung der Bestände allerdings andere Definitionen von Überfischung zu Grunde als der MSC. Der MSC hat die dieser Studie zugrunde liegenden Annahmen und ihre Ergebnisse kritisiert. Sowohl der MSC als auch Froese und Proelß (2013) unterstreichen die Konformität ihrer jeweiligen Bewertungsmethoden mit dem bestehendem Seerecht und internationalen Leitlinien (Agnew et al., 2013).

Froese und Proelß (2012) kommen neben der genannten Kritik auch zu dem Schluss, dass der Großteil der MSC-zertifizierten Fischereien in einem besseren Zustand ist als der statistische Durchschnitt aller Fischereien. Auch Gulbrandsen (2009) geht von positiven Umwelteffekten aus. Oosterveer (2008) kommt zu dem Schluss, dass der MSC mehr zum Schutz von Fischbeständen beigetragen hat als die Verhandlungen zur Abschaffung der Fischereisubventionen im Rahmen der WTO.

Umweltsiegel und die Welthandelsorganisation

Die Welthandelsorganisation (WTO) hat zum Ziel, internationale Regeln zur Erleichterung und Förderung eines freien Welthandels zu schaffen. Aus Sicht der WTO dürfen Umweltsiegel nicht zur Diskriminierung im

Sinne der WTO-Prinzipien führen. Das heißt, die Einführung darf weder zur Bevorzugung bestimmter Handelspartner (Prinzip der Meistbegünstigung) noch zur Bevorzugung heimischer gegenüber ausländischen Produkten führen (Prinzip der Inländergleichbehandlung). Umweltsiegel werden wie viele andere Produktkennzeichnungen unter der WTO als eine Form von Standardsetzung behandelt, da sie nicht tarifäre Handelshemmnisse darstellen können. Das Übereinkommen über technische Handelshemmnisse definiert Standards als Regeln, Leitlinien oder Charakteristika für Produkte oder verbundene Prozesse und Produktionsmethoden. Dabei wird zwischen freiwilligen und verpflichtenden Standards unterschieden, wobei letztere als technische Regulierung bezeichnet werden. Bei Standards wird weiterhin zwischen staatlichen und privaten sowie produktbezogenen und produktions- bzw. prozessbezogenen Siegeln bzw. Kennzeichnungen unterschieden (Stein, 2009). Nicht tarifäre Handelshemmnisse sind alle Handelshemmnisse, die nicht unter monetäre Handelshemmnisse wie Subventionen und Zölle fallen.

Generell entfaltet WTO-Recht Relevanz und gelangt zur Anwendung, wenn ein Standard staatlich initiiert oder staatlich zurechenbar ist. Fakultativ-obligatorische staatliche Standards, also solche, bei denen eine Wahlfreiheit hinsichtlich der Verwendung des Siegels besteht, aber bei Verwendung die Einhaltung bestimmter Standards verpflichtend vorgeschrieben ist (Beispiel EU-Biosiegel), sind konform zu den WTO-Regeln, wenn sie produktbezogen sind, d.h. bestimmte Produkteigenschaften betreffen. Die WTO-Konformität freiwilliger staatlicher Prozessstandards, d.h. Standards für den Produktionsprozess eines Produkts (z.B. Fangmethoden), ist bislang nicht eindeutig geregelt. Transnationale, freiwillige Umweltsiegel wie das MSC beziehen sich auf den Produktionsprozess, sind aber privater Natur. Sie sind im Rahmen der WTO ebenfalls nicht explizit geregelt und es ist offen, ob sie mit bestehenden WTO-Regeln konform gehen. Bisher ist die Rechtsprechung der Streitbeilegungsorgane der WTO diesbezüglich nicht eindeutig (Stein, 2009). Eine Reihe von Autoren geht davon aus, dass freiwillige, private transnationale Umweltsiegel unter WTO-Recht nicht angreifbar sind, so lange sie lediglich Nischenmärkte besetzen und nicht zwischen einheimischen und importierten Produkten unterscheiden (Potts und Haward, 2006; Stein, 2009, Bernstein und Hannah, 2012).

Da aber keine abschließende Klärung durch WTO-Gremien vorliegt, sind die vorliegenden Beurteilungen der WTO-Konformität freiwilliger, privater transnationaler Umweltsiegel hypothetisch und basieren auf Rückschlüssen aus bestehenden WTO-Vereinbarungen zu Umweltstandards sowie der Rechtsprechung des WTO-Streitschlichtungsorgans.

Im Jahr 2001 begann die jüngste internationale Verhandlungsrunde zur WTO in Doha (Katar), die bis heute nicht abgeschlossen ist. Im Rahmen der Doha-Erklärung wurde das Komitee für Handel und Umwelt beauftragt, die Effekte von Umweltmaßnahmen auf Marktzugang und die Anforderungen an Umweltsiegel zu untersuchen. Umweltsiegel werden auch im Komitee für technische Handelsbarrieren und im Komitee zur Anwendung sanitärer und phytosanitärer Maßnahmen diskutiert. Bislang ist im Rahmen der drei Foren nicht abschließend geklärt, wie staatliche und private produktions- und prozessbezogene Siegel zu behandeln sind.

Einer der wichtigsten Streitpunkte ist die Unterscheidung zwischen produktbezogenen und prozessbezogenen staatlichen Standards. Es ist umstritten, wie das Übereinkommen über technische Handelshemmnisse prozess- bzw. produktionsbezogene Standards regeln soll. Eine Reihe von Entwicklungsländern befürchtet, dass die Aufnahme solcher Standards es Industrieländern ermöglicht, ihnen die nationalen Politiken der Industrieländer bezüglich Fangmethoden oder Arbeitsstandards aufzuzwingen oder Produkte von Entwicklungsländern stärker diskriminieren zu können. Eine Reihe anderer Länder befürwortet die Aufnahme von prozess- bzw. produktionsbezogenen Standards, da sie die Erreichung von Umweltzielen unterstützen. Grundsätzlich besteht auch Uneinigkeit unter den verhandelnden Staaten darüber, ob Umweltsiegel den internationalen Handel befördern oder durch Diskriminierung einschränken (FAO, 2011f). Auch haben Entwicklungsländer innerhalb der WTO-Verhandlungen allgemein Unmut über die Verbreitung von Umweltsiegeln geäußert. Sie fürchten, den Aufwand zur Erreichung der mit den Siegeln verbundenen Standards und die Kosten zur Zertifizierung nicht erbringen zu können und so von bestimmten Märkten ausgeschlossen zu werden (UNEP, 2005).

Die Wirkung privater Standards einschließlich der Umweltsiegel, wie beispielsweise das des MSC auf den Welthandel, ist im Rahmen der WTO erstmalig im Jahr 2005 im Komitee zur Anwendung sanitärer und phytosanitärer Maßnahmen behandelt worden. Auch hier haben Entwicklungsländer Bedenken über die Zertifizierungskosten geäußert. Es ist ebenfalls drauf hingewiesen worden, dass private Standards nicht mit dem Übereinkommen zur Anwendung sanitärer und phytosanitärer Maßnahmen konform gehen, da sie in der Regel nicht wissenschaftlich begründet sind. Bislang gibt es aber keine Einigkeit darüber, ob und wie private Standards, inkl. Umweltsiegel, im Rahmen des Übereinkommens zur Anwendung sanitärer und phytosanitärer Maßnahmen behandelt werden müssen. Auch gibt es keine Verständigung darüber, wie private Standards im Rahmen des Übereinkommens über technische Handelshemmnisse

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

zu behandeln sind. Es gibt ebenfalls unterschiedliche Ansichten darüber, ob private Standards Handel befördern oder eher behindern (FAO, 2011f).

Der MSC selbst ist Mitglied der International Social and Environmental Accreditation and Labelling Alliance, einem Zusammenschluss verschiedener nichtstaatlicher Organisationen wie Fairtrade International, die transnationale Nachhaltigkeitsiegel vergeben. Ziel dieser Allianz ist es unter anderem, als legitime standardsetzende Organisation nach WTO-Regeln anerkannt zu werden (Bernstein und Hannah, 2012).

Vor- und Nachteile von Umwelt- und Nachhaltigkeitsiegeln

Private Umweltsiegel weisen in Bezug auf ihr Potenzial, zu einer nachhaltigen Nutzung der marinen Ökosysteme beizutragen, Vor- und Nachteile auf. Der hier analysierte MSC hat bereits eine erhebliche und weiter zunehmende Reichweite. Das größte Potenzial des MSC liegt in der nicht öffentlichen Vorbewertungsphase, in der Fischereien das Siegel erlangen wollen und ihre Tätigkeit in Richtung Nachhaltigkeit umstellen. Da der Anreiz für Fischereien zur Zertifizierung von der Nachfrage getrieben ist, hängt der Erfolg von Umweltsiegeln stark von Änderungen im Käuferverhalten ab. Die großen Fischmärkte Asiens sind beispielsweise von einer umfassenden Nachfrage nach zertifiziertem Fisch weit entfernt. Freiwillige Zertifizierungsprogramme sind auch kein Ersatz für nachhaltiges öffentliches Fischereimanagement. Die Diskussion über eine angemessene Definition von Überfischung im Kontext des MSC kann hier nicht abschließend geführt werden. Angesichts der Zunahme der verschiedenen Siegel und der Anzahl zertifizierter Fischereien erscheint es sinnvoll, auf EU-Ebene Mindestanforderungen für private Umweltsiegel in der Fischerei einzuführen. Ebenfalls sollte im Rahmen der WTO so bald wie möglich geklärt werden, wie private, freiwillige Umweltsiegel handelsrechtlich einzuordnen sind.

3.6 Ausgewählte Instrumente

Für die Gestaltung eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren ist eine Vielzahl von Instrumenten vorhanden. Die Eignung eines Instruments zur Behebung der festgestellten Defizite der Meeres-Governance (Kap. 3.2 bis 3.5) ergibt sich aus drei Perspektiven:

Erstens ist die Ausgestaltung des jeweiligen Instruments entscheidend, etwa ob Sanktionen ausreichend wirksam angelegt sind oder ob Raumplanung systemisch und sektorübergreifend konzipiert wurde.

Zweitens sind die problemadäquate Anwendung und

Einbettung eines Instruments auf den verschiedenen Governance-Ebenen entscheidende Erfolgsfaktoren. Hier sind, abhängig vom Problemkontext, kleinräumig anzuwendende Instrumente ebenso gefragt wie grenzüberschreitende zwischenstaatliche Zusammenarbeit.

Drittens ist entscheidend, ob ein Instrument auf das Zusammenspiel mit anderen Instrumenten angelegt ist. Beispielsweise setzen Umweltstandards ein Monitoring-System voraus oder die Einrichtung von Meeresschutzgebieten kann nur gelingen, wenn sie u. a. unterstützt wird durch flankierende Raumplanung, adaptives Management und Standardsetzung.

Zur Behebung der festgestellten Defizite der Meeres-Governance sind die nachfolgend dargestellten Instrumente aus Sicht des WBGU besonders geeignet, da sie viele der in Kapitel 3.1.3 dargelegten Kriterien erfüllen und auf den unterschiedlichsten Ebenen der Meeres-Governance Wirkung entfalten können.

3.6.1 Umwelt-Monitoring

Monitoring des Zustands der Meere ist eine Grundlage für die Kontrolle der Nutzungen und Schutzverpflichtungen. Die Kontrolle der Akteure ist wiederum Voraussetzung für Sanktionen bzw. die Aufdeckung von Haftungsfällen. Monitoring ist damit die Basis einer wirksamen Governance. Eine transparente Erfassung und offene Zugänglichkeit erhobener Daten ermöglicht zudem die Nachvollziehbarkeit von Verwaltungsentscheidungen. Ohne Monitoring wäre eine adaptive Ausgestaltung der Meeres-Governance nicht realisierbar. Diese benötigt ein kritisches Hinterfragen bzw. eine Evaluierung der bestehenden Governance. Ohne Monitoring fehlte es an Indikatoren, die Rückschlüsse auf die Güte der bisherigen Governance zulassen.

Beim Erheben und Analysieren von Daten zum Zustand der Meere ist die Verzahnung zwischen Monitoring und Kontrolle entscheidend, um die Auswirkungen bestimmter Nutzungsformen auf marine Ökosysteme sowie breitere systemische Wirkungen abschätzen zu können. Grundsätzlich ist zu beachten, dass für Monitoring, Kontrolle und Durchsetzung der UNCLOS-Vorschriften die Mitgliedstaaten verantwortlich sind.

Die bedeutendsten Monitoring-Prozesse aktueller Meeres-Governance sind auf UN-Ebene die Aktivitäten des Global Ocean Observing System (Kap. 3.3.1.4), des UNEP World Conservation Monitoring Centre (Kap. 3.3.1.5), der Intergovernmental Oceanographic Commission (Kap. 3.3.1.4) und der FAO (Kap. 4.1.4.2). Die Monitoring-Aktivitäten der EU sind unter der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) und der Gemeinsamen Fischereipolitik gebündelt. Die 2008 erlassene

Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie der EU, verpflichtet die Mitgliedstaaten dazu, die notwendigen Maßnahmen zu ergreifen, um bis 2020 einen „guten Zustand der Meeresumwelt“ in allen europäischen Meeren zu erreichen oder zu erhalten (Art. 1 Abs. 1 MSRL; EU, 2008). Ein aktuelles Vorhaben in Deutschland ist das Forschungsprogramm zu „Beobachtungssystemen für den Ozean“ des Kieler Exzellenzclusters „Ozean der Zukunft“.

Im Bereich der Hohen See soll durch einen verbesserten Informationsaustausch zwischen den nationalen Behörden der Küsten- und Flaggenstaaten eine Verbesserung erreicht werden (HSTF, 2005, 2006). Zu diesem Zweck wurde im Jahr 2001 das International Network for the Cooperation and Coordination of Fisheries-related Monitoring, Control and Surveillance Activities (MCS Network) als freiwilliger (informeller) Zusammenschluss nationaler Behörden gegründet, die sich der Eindämmung der IUU-Fischerei verschrieben haben. Bisher sind dem Netzwerk Behörden aus mehr als 40 Ländern beigetreten, darunter Japan, USA, Australien, Neuseeland, Norwegen, Spanien, Mexiko und Kanada. Das Netzwerk soll einen schnelleren Datenfluss bei Nachverfolgung von IUU-Fischerei ermöglichen (MCS Network, 2012; Kap. 4.1.4.5).

Zentraler Baustein einer zukünftigen Meeres-Governance ist der rasche Aufbau eines dynamisch angelegten Monitoring-Systems auf Basis eines Zielkatalogs für den Zustand der Meere. Dafür sind die transparente Erfassung sowie offene Zugänglichkeit der Daten wichtige Voraussetzungen. Für eine flächendeckende Überwachung der Hohen See bedarf es, anders als in den AWZ, in denen mit Patrouillenbooten bzw. Patrouillenflugzeugen sowie mit GPS-basierten Vessel Monitoring Systems eine annähernd flächendeckende Überwachung möglich ist, vor allem moderner Technologien zur Fernerkundung wie Schall-, Funk- und Satellitenortung. Die neuesten Entwicklungen solcher Technologien umfassen beispielsweise unbemannte Flugkörper, Überhorizontradar (Over The Horizon Radar), moderne Satellitenbildtechnik oder Synthetic Aperture Radar. Da diese Technologien relativ teuer sind, können die Kosten eines effektiven physischen Monitoring- und Kontrollsystems auf der Hohen See rasch eine geschätzte Größenordnung von einigen 100 Mio. oder gar Mrd. US-\$ jährlich erreichen (Schätzung basierend auf HSTF, 2005, 2006).

3.6.2

Meeresschutzgebiete und marine Raumplanung

3.6.2.1

Meeresschutzgebiete

Meeresschutzgebiete (Marine Protected Areas, MPAs) sind eines der wichtigsten Instrumente, um Meeresökosysteme zu erhalten, ihre Resilienz und Anpassungsfähigkeit zu verbessern und Eingriffe des Menschen in die marine Umwelt, wie etwa Überfischung oder Habitatzerstörung, durch Regeln und Verbote zu begrenzen oder zu vermeiden (WBGU, 2006). In der Fischerei dienen MPAs auch der Erhaltung und dem Wiederaufbau übernutzter Bestände sowie dem Schutz wichtiger Lebensräume und Lebensstadien (Kap. 4.1.3.4).

Die Meeresschutzgebiete umfassen derzeit weltweit eine Fläche von rund 6 Mio. km² (zum Vergleich: Australien verfügt über ein Fläche von 7,6 Mio. km²), was einer Abdeckung der globalen Meeresflächen von rund 1,6 % entspricht (Bertzky, et al., 2012:6). Die Meeresschutzgebiete konzentrieren sich innerhalb der Küstengewässer; hier sind 7,2 % der Meeresfläche unter Schutz gestellt. Bezogen auf alle Meeresgebiete unter nationaler Hoheitsgewalt (also Küstengewässer und AWZ) schrumpft der Anteil der Schutzgebiete auf 4 %. Die Abdeckung der Hohen See ist noch deutlich geringer: Toropova et al. (2010:28) schätzten den Anteil im Jahr 2010 auf unter 1 %. Unter diesen MPAs machen vollständig geschützte Zonen, sogenannte Nullnutzungszonen (marine reserves), in denen u. a. Fischerei nicht gestattet ist, nur einen Bruchteil aus (Toropova et al., 2010; Gaines et al., 2010). Damit ist die Staatengemeinschaft noch weit entfernt von ihrem Ziel, bis 2020 10 % der globalen Meeresfläche unter Schutz zu stellen (Aichi-Target 11: CBD, 2010a). Aus Sicht des WBGU ist diese Zielsetzung nicht ambitioniert genug. Bereits 2006 empfahl der Beirat, „mindestens 20–30 % der Fläche mariner Ökosysteme für ein ökologisch repräsentatives und effektiv betriebenes Schutzgebietssystem auszuweisen.“ (WBGU, 2006:22; Kap. 7.3.9.1).

Das Schutzgebietssystem ist nicht nur quantitativ weit von diesen Zielen entfernt, sondern auch qualitativ: Ökoregionen (Großräume der Erde mit charakteristischen Pflanzen- und Tiergemeinschaften; z. B. hat der WWF 232 marine Ökoregionen bestimmt) und Habitate werden vom bestehenden Meeresschutzgebietssystem nicht repräsentativ abgebildet (Spalding et al., 2013). 44 Küstenökoregionen verfügen im Jahr 2010 über einen Schutzgebietsanteil von mehr als 10 %, während in 102 Küstenökoregionen weniger als 1 % ihrer Fläche als Schutzgebiete ausgewiesen sind (Toropova et al., 2010). Der jüngst zu beobachtende Trend des Zuwach-

ses geht auf die Ausweisung weniger, aber sehr großer Meeresschutzgebiete zurück: 11 der seit 2003 ausgewiesenen Meeresschutzgebiete sind größer als 100.000 km² und machen dadurch 60% der Gesamtfläche aller Meeresschutzgebiete aus (Toropova et al., 2010). Entscheidend für die Wirksamkeit von Meeresschutzgebieten ist ihre Zusammenführung in regionenübergreifenden Netzwerken, denn isolierte, einzelne Schutzgebiete wirken aufgrund der meist weiträumigen geographischen Verbreitung der zu schützenden Art nur sehr begrenzt (Gaines et al., 2010).

Die Erfahrungen mit dem weltgrößten marinen Fischereisperrgebiet (No-Take Zone) in einem 2004 eingerichteten Schutzgebietsnetzwerk am ostaustralischen Great Barrier Reef (GBR) mit einer Fläche von über 115.000 km² (das entspricht in etwa der Fläche Bulgariens), waren äußerst positiv. Bereits nach 2 Jahren hatten sich viele Fischbestände erholt (Russ et al., 2008; McCook et al., 2010). Durch die Einrichtung dieses Schutzgebietsnetzwerkes wurde zwar die Fischerei beeinträchtigt, gleichzeitig wurden jedoch auch wirtschaftliche Vorteile vor allem für den Tourismus erzielt (McCook et al., 2010). Allerdings erfordert ein wirksames Schutzgebietsmanagement auch eine regelmäßige Überprüfung der Regeleinhaltung, da auch No-Take Zones von illegaler Fischerei betroffen sein können (McCook et al., 2010). Eine Metaanalyse der vorliegenden zahlreichen Studien über die Wirkung von Meeresschutzgebieten in den unterschiedlichsten Meeresgebieten bestätigt die positiven Effekte auf z. B. Biomasse, Bestandsdichte und Artenvielfalt (Lester et al., 2009).

Ein besonderer Fall ist der Meeresschutz auf der Hohen See, denn für die Einrichtung und das Management von Meeresschutzgebieten gibt es derzeit keine zentrale zuständige Stelle (Kap. 3.3.2.2, 4.1.4.4). Dank internationaler Zusammenarbeit ist es dennoch gelungen, einige Schutzgebiete auf der Hohen See einzurichten (Bertzky et al., 2012). Ein bedeutender Schritt vorwärts gelang 2010 mit der Einrichtung eines Schutzgebietsnetzwerkes im Nordostatlantik unter dem OSPAR-Abkommen (Matz-Lück und Fuchs, 2012; Kasten 3.4-1). Eine Gesamtfläche von 286.000 km² und insgesamt über 3 % der OSPAR-Fläche sind damit als Schutzgebiet ausgewiesen, aber dennoch erscheinen weitere Unterschutzstellungen von Gebieten des Nordostatlantiks erforderlich (O'Leary et al., 2011). Dagegen verlaufen die Verhandlungen in der Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR ist die regionale Fischereimanagementorganisation für die antarktischen Gewässer; Kap. 4.1.4.4) über die Einrichtung von Meeresschutzgebieten in der Arktis aufgrund des Widerstands einzelner Staaten derzeit nur schleppend.

Die Tiefsee gilt in weiten Teilen als terra incognita, was die Ausweisung von Schutzgebieten nach wissenschaft-

lichen Kriterien erschwert, aber die nicht nachhaltige Nutzung der dort lebenden Bestände keineswegs behindert (Davies et al., 2007; Villasante et al., 2012; Kap. 4.1.2.3). Für die Ausweisung von MPAs in der Tiefsee bieten das Konzept der FAO zu vulnerablen Meeresökosystemen (Vulnerable Marine Ecosystems, VME) und die FAO-Leitlinien für die Tiefseefischerei (FAO, 2009b) wertvolle Hinweise.

Eine substanzielle Verbesserung des Schutzes biologischer Vielfalt auf Hoher See u. a. durch Meeresschutzgebiete soll durch die Verhandlung eines gesonderten Durchführungsübereinkommen zu UNCLOS erreicht werden; dieser Prozess wird in Kapitel 3.3.2.2 behandelt.

Marine Schutzgebiete sind ein zentraler, aber nicht ausreichender Baustein für den Meeresschutz; insgesamt sollten effektive Meeresschutzgebiete und -netzwerke generell gestärkt und ausgeweitet werden. Dabei ist angesichts der Regelungslücken der Handlungsbedarf auf der Hohen See und für die gefährdeten Tiefseehabitats besonders groß. Wichtig ist zudem die Einbindung der MPAs in ein umfassenderes Managementsystem für Meeresgebiete, das auch sozioökonomische Entwicklungsziele einschließt (Spalding et al., 2013). Daher sollten Meeresschutzgebiete wo immer möglich im Kontext mariner Raumplanung betrachtet werden, die eine Zonierung der Ozeane in Gebiete mit unterschiedlicher Nutzungsintensität vornimmt (Kap. 3.6.2.2).

Marine Raumplanung kann auch übergreifende Nutzungskonflikte vermeiden helfen (Gaines et al., 2010). So können insbesondere Ertragsverluste für die Fischerei gesenkt oder Erträge aus der Fischerei sogar erhöht werden. Eine klare Zuteilung und Überprüfung von Nutzungsrechten kann den Widerstand der Fischer gegen die Einrichtung von Schutzgebieten senken oder sogar eine Unterstützung fördern (Smith et al., 2010a). Daher sollten MPAs auch in die Strategie eines nachhaltigen Fischereimanagements eingebunden sein (Kap. 4.1.3).

3.6.2.2 Marine Raumplanung

Unter Raumplanung versteht man die öffentlich-rechtliche Verteilung des Raumes, indem dem Raum bzw. der Planungsfläche rechtsverbindlich Nutzungen oder Funktionen zugewiesen werden (Weiland und Wohlleber-Feller, 2007). Im Rahmen des Raumplanungsprozesses werden wirtschaftliche, soziale und ökologische Belange berücksichtigt und gegeneinander abgewogen. Bei der marinen Raumplanung sollen die menschlichen Tätigkeiten auf und in den Meeren sowie auf und im Meeresboden, den Flächen und der Wassersäule so zugeordnet werden, dass sie die politischen und recht-

lichen Planungsziele in ihrer ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Ausprägung fördern.

Als sektorenübergreifendes Instrument soll die marine Raumplanung die flächenbezogenen Konflikte zwischen den sektorspezifischen Nutzungen und Schutzbemühungen reduzieren, darüber hinaus aber auch kumulative Auswirkungen für verschiedene menschliche Nutzungen im selben Meeresraum abschätzen. Hierdurch wird die marine Raumplanung zu einem systemischen Instrument jenseits des sektoralen Nutzungsmanagements. Marine Raumplanung kann auch adaptiv ausgestaltet werden und auf der Grundlage wachsenden Wissens über die Zusammenhänge der Meeresökologie weiterentwickelt werden. Entsprechend sollten die Raumplankonzepte regelmäßig aktualisiert und den veränderten Bedingungen angepasst werden. Idealerweise sollte die marine Raumplanung zudem ergebnisoffen durchgeführt werden. Dies setzt den politischen Willen voraus, gegebenenfalls bestehende Nutzungen aufgrund der Ergebnisse des Raumplanungsprozesses zu verlagern.

Zahlreiche Küstenstaaten wenden in ihren Küstemeeren bzw. ihrer AWZ bereits eine sektorübergreifende marine Raumplanung an, insbesondere europäische Küstenstaaten, aber auch Kanada, die USA, Australien, Neuseeland und China (UNESCO, 2012b). Die überwiegende Zahl von Staaten hat ihre Raumplankonzepte lediglich als gutachterliche Empfehlung für die zuständigen Entscheidungsträger ausgestaltet, so dass sie als „soft law“ keine Verbindlichkeit für Verwaltung und Gerichtsbarkeit entfalten und somit keine Rechtssicherheit für die betroffenen Akteure bieten. Lediglich die marinen Raumplanungen von Belgien, China, Deutschland, den USA und dem Vereinigten Königreich sind verbindlich und damit nach nationalem Recht auch rechtlich durchsetzbar.

Im Bereich der Hohen See existiert mit wenigen Ausnahmen keine Raumplanung. Diese Ausnahmen beschränken sich auf wenige Meeresschutzgebiete in der Hohen See (z.B. im Mittelmeer) und haben primär Artenschutz zum Ziel (und sind damit nur sektoral angelegt). Eine sektorübergreifende Raumplanung existiert im Bereich der Hohen See bisher nicht (Ardron et al., 2008).

Die marine Raumplanung ist ein vorausschauendes Planungsinstrument, das zukünftiges Handeln bzw. zukünftige Meeresnutzungen vorwegnimmt und damit unter Anwendung des Vorsorgeprinzips frühzeitig Konfliktpotenziale identifiziert. Die marine Raumplanung kann hierdurch potenzielle Risiken der Raumaufteilung berücksichtigen. Aufgrund der vorgesehenen sektorenübergreifenden Abwägung über die Konflikt- und Integrationspotenziale unterschiedlicher Nutzungen fördert die marine Raumplanung eine systemische Ausrichtung

der Meeres-Governance. Wird die Raumplanung, wie aufgezeigt, einer Evaluation unterworfen und zudem anpassungsfähig an Umwelt- bzw. Wissensveränderungen konzipiert, fördert sie auch das Ziel einer dynamisch adaptiven Meeres-Governance. Zusätzlich sorgt die rechtliche Verbindlichkeit einer Raumplanung für langfristige Investitionssicherheit. Sowohl die Konfliktvermeidung durch eine sektorenübergreifende Planung als auch die verbindliche Zuweisung von Nutzungen zum Meeresraum bewirken zu diesem Zweck eine erhöhte Rechtssicherheit für planungskonforme Nutzungen.

3.6.3 Integriertes Küstenzonenmanagement

Geprägt durch die Definition der Europäischen Kommission wird unter Integriertem Küstenzonenmanagement (IKZM) ein informeller Prozess verstanden, der alle Entwicklungen im Küstenbereich koordiniert, innerhalb der durch die natürliche Dynamik und Belastbarkeit gesetzten Grenzen (EU-Kommission, 1999). Dieser Prozess ist dynamisch, kontinuierlich und iterativ konzipiert. Zudem soll er durch das Nachhaltigkeitsprinzip geleitet sein. Ziel des IKZM ist es, ein Gleichgewicht herzustellen zwischen Entwicklung und Nutzung der Küstengebiete auf der einen Seite und dem Erhalt und der Wiederherstellung von Küstenökosystemen auf der anderen (EU-Kommission, 1999).

So vielgestaltig die Interessen und Konflikte der regionalen Küstenentwicklung sind, so zahlreich sind die weltweiten IKZM-Programme im nationalstaatlichen Recht. Vorreiter des Küstenzonenmanagements sind die USA, wo bereits in den 1960er Jahren übergreifende Planungen diskutiert wurden, die gezielt die Küstenregionen betrafen. Im Jahr 2002 wurden durch eine Studie mehr als 700 IKZM-Vorhaben weltweit identifiziert unter der Beteiligung von 145 Küstenstaaten (Sorensen, 2002).

Im internationalen Völkerrecht fand das Konzept des IKZM erstmals Erwähnung in der Agenda 21 (UNCED, 1992b). Konkrete Konzepte zum Küstenzonenmanagement wurden international insbesondere innerhalb der Regional Seas Programme des UNEP entwickelt und umgesetzt (Kap. 3.4). Im regionalen Völkerrecht finden sich Empfehlungen zur Einrichtung eines Küstenzonenmanagements sowohl im Helsinki-Übereinkommen als auch in der OSPAR-Konvention (Wille, 2009).

In der Wissenschaft besteht weitgehende Uneinigkeit wie die Begriffe „Integration“ und „Management“ auszulegen und zu interpretieren sind (Wille, 2009). Bei der Integration im Sinne des IKZM wird überwiegend zwischen horizontaler und vertikaler Ausrichtung

unterschieden. Die horizontale Integration umfasst zum einen die sektorenübergreifende Funktion des IKZM, zum anderen die räumlich übergreifende Betrachtung landseitiger und meeresseitiger Belange und deren Interaktion miteinander (Cicin-Sain und Knecht, 1998). Die vertikale Integration berücksichtigt die umfassende Einbeziehung sämtlicher administrativer Ebenen (Clark, 1996).

Unabhängig von der Reichweite des Managementbegriffs stellt das IKZM in erster Linie ein informelles Instrument dar, das die Akteure der betroffenen Küstenbereiche (private und öffentliche Akteure) miteinander vernetzen soll, um einen Dialogprozess in Gang zu setzen. Der Prozess dient zur Identifizierung langfristiger Entwicklungsmöglichkeiten und versucht, unter Einbeziehung der Interessen aller beteiligten Gesellschaftsgruppen, eine optimale Gesamtlösung zu entwickeln (BMU, 2006). In der Praxis stehen im Mittelpunkt dieser Debatte zumeist Aspekte der wirtschaftlichen Entwicklung sowie des Küstenschutzes (SRU, 2004). In Abgrenzung zur marinen Raumplanung stellt das Instrument des IKZM ein auf Küstenzonen beschränktes, stark prozedural geprägtes Instrument dar, das inhaltlich aber über räumliche Belange hinausgeht und somit zum Interessensmanagement der konkurrierenden Nutzergruppen eingesetzt werden kann. Zwar können vom IKZM Anregungen für formale Planungsinstrumente ausgehen, im Gegensatz zur Raumplanung stellt das IKZM jedoch kein formales und verbindliches Planungs- und Entscheidungsinstrument dar (BMU, 2006).

Das IKZM eignet sich aufgrund seiner räumlichen Verortung an der Schnittstelle zwischen Land und Meer als ideales Instrument zur Erforschung und gegebenenfalls auch Regulierung zahlreicher Konflikte in der Land/Meer-Interaktion. Probleme, wie z.B. der Schadstoff- und Nährstoffeintrag in die Meere, können im Zuge des IKZM-Prozesses thematisiert werden und Lösungsansätze oder Gegenmaßnahmen erarbeitet werden. Das IKZM kann somit eine systemische Ausweitung der Meeres-Governance auf landseitige Beeinträchtigungen sowie eine Berücksichtigung von Land/Meer-Interaktionen bewirken. Die in der Regel kleinmaßstäbliche Ausgestaltung des IKZM stellt sicher, dass konkrete regionale Probleme durch die betroffenen Akteure vor Ort thematisiert und idealerweise einer abwägenden Lösung zugeführt werden. Die Spezifität solcher Lösungsansätze erhöht deren Akzeptanz bei den regionalen Akteuren und damit die Wahrscheinlichkeit einer Umsetzung.

Aufgrund seiner informellen Ausgestaltung ist das IKZM allerdings kein Ersatz für formale Planungsinstrumente. Dem IKZM fehlt es an Transparenz, Ordnungsmacht und Verbindlichkeit, so dass die Konzepte

des IKZM ergänzend einer rechtlich verbindlichen marinen Raumplanung bedürfen (SRU, 2004).

3.6.4 Umweltstandards

Umweltgesetze legen in der Regel ihre Schutzziele nicht absolut fest. Sie geben stattdessen einen erhaltungswürdigen bzw. anzustrebenden Umweltzustand im Sinne eines Umweltqualitätsziels vor (Salzwedel, 1987). Ein Beispiel ist der höchstmögliche Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY) in der Fischereigesetzgebung (z.B. FSA). Umweltstandards konkretisieren diesen unbestimmten Umweltzustand, indem sie zum einen den entsprechenden Schutzgütern Grenz- bzw. Richtwerte zuordnen, so dass die Güte des Umweltzustands quantifizierbar wird. Bezogen auf den MSY in der Fischereipolitik erfolgt eine Konkretisierung durch Einführung von Fangquoten bzw. durch das Festlegen von Fanghöchstmengen (total allowable catches, TAC; Kap. 4.1.4). Zum anderen legen sie technische Grundregeln und Messverfahren fest, um eine standardisierte Überprüfbarkeit dieser Grenzwerte zu gewährleisten. Umweltstandards vereinfachen den Vollzug des Umweltrechts, indem sie Ermessensspielräume verengen und Umweltzustände zahlenmäßig konkretisieren (Schulze-Fielitz, 2011). Nach dem Grad ihrer Verbindlichkeit werden Umweltstandards als Grenzwerte (strikte Verbindlichkeit) oder als Richtwerte (graduell abgestufte Verbindlichkeit) eingeordnet (Vogt-Beheim, 2004). Als technische Normen bzw. als stoffliche Schwellenwerte geben Umweltstandards zunächst einen nicht verbindlichen wissenschaftlichen Konsens hinsichtlich der betroffenen Umweltproblematik wieder. Ihre Rechtsverbindlichkeit erhalten Umweltstandards, indem sie regelmäßig in die staatliche Rechtsordnung inkorporiert werden (z.B. durch Gesetzesverweis auf technische Normen) oder als positives Recht erlassen werden.

Das UN-Seerechtsübereinkommen verpflichtet die Unterzeichnerstaaten insbesondere durch die Vorschrift Art. 192 UNCLOS dazu, die Meeresumwelt zu schützen und zu bewahren. Mit seinem Pflichtenkatalog aus Art. 192 ff. UNCLOS verlangt das Übereinkommen zudem eine Ressourcennutzung in nachhaltiger und umweltschonender Weise sowie die Verminderung der Meeresverschmutzung aus explizit erwähnten Verschmutzungsquellen. Als Rahmenregelwerk unterlässt UNCLOS allerdings eine weitere Konkretisierung dieser Vorgaben. Weder für die Ressourcennutzung sind Fang- bzw. Förderungsquoten festgelegt, noch sind hinsichtlich der Meeresverschmutzung mengenmäßige Grenzen definiert. Vielmehr wird die Konkre-

tisierung des Umweltschutzes den Unterzeichnerstaaten überlassen, so dass beispielsweise das Schutzniveau im Ermessen der Vertragsstaaten liegt. Umweltstandards finden sich im geltenden Meeresvölkerrecht insbesondere in den Sektoren Seeschifffahrt (z.B. die Anlagen I bis VI des MARPOL-Übereinkommens) und Fischerei (z.B. Fangquoten hinsichtlich einzelner Fischarten durch RFMO). Außerdem sind in den Umweltvorschriften des UN-Seerechttübereinkommens bereits Einfallstore für internationale Umweltstandards implementiert, beispielsweise in Art. 210 Abs. 6 UNCLOS, wonach die nationalen Umweltvorschriften nicht weniger wirkungsvoll sein dürfen als weltweite Regeln und Normen.

Durch die Etablierung von internationalen Umweltstandards in UNCLOS könnte ein weltweit einheitliches Schutzniveau zugunsten der Meeresumwelt erreicht werden. Vereinheitlichende Umweltstandards würden die Überprüfung der Vertragspflichten vereinfachen, so dass Vertragsstaaten und gegebenenfalls auch Umweltverbände sich gegenseitig effektiver kontrollieren könnten.

3.6.5 Umwelthaftung

Haftung ist das rechtliche Einstehen für selbst- bzw. fremdverursachte Schäden. Man unterscheidet zwischen verschuldensabhängiger Haftung, die Vorsatz oder Fahrlässigkeit des Schädigers voraussetzt und verschuldensunabhängiger Haftung, die sich aus der Gefährlichkeit einer an sich erlaubten Handlung begründet. Die Umwelthaftung im Speziellen zielt darauf ab, den Verursacher von Umweltschäden zur Zahlung der Kosten für die Beseitigung der von ihm verursachten Schäden zu zwingen (EU-Kommission, 2000). Zu unterscheiden sind die zivilrechtliche Schadensersatzpflicht des Verursachers für Schäden, die anderen Rechtssubjekten entstanden sind, und die ordnungsrechtliche Sanierungspflicht, die auf die Beseitigung des verursachten Umweltschadens abzielt (Ehlers, 2006). Während die zivilrechtliche Schadensersatzpflicht durch das jeweilige nationale Deliktsrecht gegebenenfalls in Verbindung mit internationalem Privatrecht geregelt ist, bedarf es zur Etablierung einer Sanierungspflicht einer eigenständigen öffentlich-rechtlichen Rechtsgrundlage. Ziel dieser ordnungsrechtlichen Sanierungspflicht ist es, Umweltschäden präventiv zu vermeiden. Durch die Verpflichtung, eingetretene Schäden auf eigene Kosten zu sanieren, soll der Anreiz geschaffen werden, dass potenzielle Verursacher von Umweltschäden sich bei der Ausübung gefährlicher Tätigkeiten besonders umsichtig verhalten (UBA, 2007).

Im internationalen Meeresumweltrecht finden sich die zentralen Regelungen zur Haftung für Meeresverschmutzungen in Art. 192 und 235 UNCLOS. Danach sind die Staaten für die Bewahrung der Meeresumwelt verantwortlich und haften in Übereinstimmung mit dem Völkerrecht. Gem. Art. 235 Abs. 2 UNCLOS sind die Staaten dazu verpflichtet, einen Rechtsweg zur Entschädigung bei Meeresumweltverschmutzungen bereitzustellen. Im internationalen Recht sind die Mitgliedstaaten dieser Verpflichtung insbesondere im Sektor der Schifffahrt nachgekommen. Das Ölhaftungsübereinkommen (1992) begründet beispielsweise eine verschuldensunabhängige Haftung für den Eigentümer von Tankschiffen, sofern durch das Schiff eine Ölverschmutzung verursacht wird. Weitere solche Abkommen existieren für gefährliche und schädliche Stoffe (HNS-Übereinkommen), für Bunkeröl (Bunkeröl-Übereinkommen) sowie für die Verbringung gefährlicher Abfälle (Basler Protokoll). Jedoch sind diese weiteren Haftungsabkommen mangels Ratifikation bisher nicht in Kraft getreten (Ehlers, 2006).

Für Verschmutzung durch Offshore-Aktivitäten fehlt es bisher an einer internationalen Haftungsregelung. Mit der sogenannten OPOL-Vereinbarung existiert allerdings eine zivilrechtliche Selbstverpflichtung der Offshore-Industrie, durch die sie sich verschuldensunabhängig verpflichtet, bis zu einer Schadenshöhe von 120 Mio. US-\$ für Meeresumweltverschmutzungen zu haften.

Im Bereich der Hohen See existieren keine geltenden Regelungen für eine Haftung für Umweltverschmutzungen. Die erwähnten Abkommen gelten lediglich in den Hoheitsgewässern oder/und der AWZ der Küstenstaaten. Einen sektorenübergreifenden Ansatz zur Haftung für Schäden durch umweltgefährdende Tätigkeiten verfolgte das Lugano-Übereinkommen von 1993. Mangels Ratifikation wird dieses Übereinkommen aller Wahrscheinlichkeit nach jedoch nicht in Kraft treten.

Im regionalen Völkerrecht ist die EG-Richtlinie über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (EU, 2004a) die bedeutendste Regelung für die Sanierung von Umweltschäden. Diese Richtlinie harmonisiert das Umwelthaftungsrecht der EU-Mitgliedstaaten. Sie regelt jedoch lediglich die ordnungsrechtliche Facette des Umwelthaftungsrechts, indem sie auf die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden abzielt, ohne privatrechtliche Ansprüche auf Schadensersatz zu etablieren. Die räumliche Anwendbarkeit der Richtlinie (EU, 2004b) für die Meeresumwelt ist jedoch beschränkt: Gewässerschäden werden nur bis zur seewärtigen Begrenzung des Küstenmeeres einbezogen, so dass im Bereich der europäischen AWZ nur Schäden an der biologischen Vielfalt erfasst sind (Ehlers, 2006).

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

Haftungsregelungen, die die Sanierungskosten für Umweltschäden dem Verursacher aufbürden, können die Meeres-Governance in zweierlei Hinsicht verbessern. Zum einen erhöhen sie die Sorgfalt und Umsicht der betroffenen Akteure, die aufgrund der potenziellen Haftungspflicht einen finanziellen Anreiz zur Vermeidung von Umweltschäden haben. Insoweit erhält das Vorsorgeprinzip beim handelnden Akteur eine verstärkte Geltung. Zum anderen werden hierdurch die Kosten für die Sanierung von Meeresumweltschmutzungen dem Verursacher zugewiesen anstatt kommunalisiert zu werden. Eine solche Verteilung von Kosten nach dem Verursacherprinzip stellt eine gerechte Art der Kostenverteilung dar und entspricht mithin auch dem Welterbeprinzip. Im Fall des Unvermögens des Schadensverursachers könnte zudem eine Residualhaftung denjenigen Staat treffen, der die schadensverursachende Handlung genehmigt hat bzw. als Flaggenstaat verantwortlich ist.

3.6.6 Sanktionen

Sanktionen sind Zwangsmittel zur Durchsetzung rechtlicher Verpflichtungen. Sanktionen spielen vor allem in Staatenverbindungen eine Rolle, wenn ein Mitgliedstaat übernommene Verpflichtungen nicht erfüllt. Gängiges Zwangsmittel im supranationalen Kontext der EU ist das Zwangsgeld (z.B. im Rahmen des EU-Vertragsverletzungsverfahrens, Art. 258 ff. AEUV). Im Rahmen des Völkerrechts kommen Suspendierungen in Betracht, die zum Ausschluss des verletzenden Staates aus der Staatenverbindung bzw. dem Völkerrechtsvertrag führen können. Finanzielle Sanktionen können ferner in Form von Strafzöllen innerhalb des WTO-Regimes verhängt werden, nachdem durch ein Schiedsgericht Welthandelsrechtsverstöße festgestellt wurden. Zudem finden Sanktionen zur Sicherung des Friedens und des humanitären Rechts Anwendung. Gem. Art. 39 ff. der UN-Charta kommen als Sanktionen auch Wirtschaftsembargos sowie der Einsatz von Streitkräften in Frage.

Die Zwangsmittel des Völkerrechts werden in den jeweiligen Abkommen gesondert vereinbart. Liegt eine solche Vereinbarung nicht vor, kann Art. 60 WVK als allgemeine Regel des Völkerrechts zur Anwendung kommen. Dieser Regel zufolge kann bei erheblichen Vertragsverletzungen ein Völkerrechtsvertrag gegenüber dem vertragsbrüchigen Staat suspendiert oder beendet werden.

Im internationalen Umweltrecht ist die Beendigung des Vertrags nicht erwünscht. Vielmehr sollten Sanktionen vereinbart werden, die die Durchsetzungswahr-

scheinlichkeit des Abkommens erhöhen. Den bestehenden internationalen Abkommen zum Schutz der Meeresumwelt (UNCLOS, FSA usw.) sind die beschriebenen Sanktionsmaßnahmen fremd. Als Vorbild könnte das Vertragsverletzungsverfahren der Europäischen Union gem. Art. 258 ff. AEUV im internationalen Kontext adaptiert werden. Völkerrechtliche Sanktionen als Zwangsmaßnahmen zur Vertragsumsetzung dienen ausschließlich der Vertragseinhaltung und sind damit das zentrale Instrument zur Verbesserung der Effektivität getroffener Abkommen.

3.6.7 Verbandsklage

Verbandsklagen ermöglichen Nichtregierungsorganisationen die Verletzung objektiv-rechtlicher Normen gerichtlich zu beanstanden, um hierdurch dem Schutz bzw. der Durchsetzung von Allgemeininteressen zu dienen (Kloepfer, 2004). Als überindividueller Rechtsbehelf nimmt die Verbandsklage in der europäischen Kultur des Individualrechtsschutzes eine Sonderstellung ein, da sie den Zugang zu Gerichten oder außergerichtlichen Streitschlichtungsinstitutionen zulässt, wo gewöhnlich nur die Verletzung von eigenen subjektiv-öffentlichen Rechten geltend gemacht werden können (Erbguth und Schlacke, 2012). Die größte Bedeutung kommt der Verbandsklage bisher im Umweltrecht zu, wo es in Staaten mit einem Verletztenklagemodell bis zum Inkrafttreten der Aarhus-Konvention 2001 weitgehend am Zugang zu Rechtsschutz für Nichtregierungsorganisationen fehlte. Verbandsklagen dienen auch der Vollzugsverbesserung im Umweltrecht, da sie seitens der Verbände als Rechtmäßigkeitskontrolle des Verwaltungshandelns genutzt werden (Kloepfer, 2004).

Mit Unterzeichnung der Aarhus-Konvention verpflichteten sich die EU und ihre Mitgliedstaaten, ein gerichtliches oder außergerichtliches Verfahren für die betroffene Öffentlichkeit und mitgliedstaatlich anerkannte Verbände anzubieten, mit dem Verstöße gegen Umweltvorschriften geahndet werden können. Zur Umsetzung dieser Verpflichtung hat die EU die Öffentlichkeitsbeteiligungs-Richtlinie (EU, 2003) erlassen, die wiederum die Mitgliedstaaten der EU verpflichtet, Umweltschutzorganisationen Zugang zu Gerichtsverfahren zu eröffnen. Innerhalb der EU kann der Schutz der Meeresumwelt somit bereits durch Verbandsklagen erstritten werden. Außerhalb der EU existieren Verbandsklagen vereinzelt nach nationaler Gesetzgebung. Zur Durchsetzung von internationalen Umweltschutzabkommen sind bislang keine Verbandsklagen zulässig.

Verbandsklagen könnten als Instrument zur Verbesserung der Vertragstreue im Bereich des Meeres-

Kasten 3.6-1**Bestehende internationale Fonds und Programme zu Finanzierung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Meere**

Weltbank und GEF unterstützten in der Vergangenheit in Kooperation mit weiteren UN-Organisationen wie FAO und UNDP einige Programme und Projekte im Bereich des nachhaltigen Fischereimanagements, nachhaltiger Aquakultur, mariner Schutzgebiete sowie im Bereich Küstenschutzgebiete und Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM).

Finanzierung durch die Weltbank, PROFISH und ALLFISH

Nach Aussage des ehemaligen Weltbank-Präsidenten Robert Zoellick investierte die Weltbank 2012 insgesamt etwa 1,6 Mrd. US-\$ in den Bereichen Küstenzonenmanagement, Fischereimanagement und marine Schutzgebiete (World Bank, 2012b). Ein wichtiger Baustein der Förderung durch die Weltbank ist das Programm PROFISH (The Global Program for Fisheries), ein Multi-Donor Trust Fund zur Förderung nachhaltigen Fischereimanagements in Afrika, Asien und Lateinamerika. PROFISH wurde im Jahr 2005 gegründet und wird von der Weltbank verwaltet. In 2009 wurde zudem ALLFISH (The Alliance for Responsible Fisheries), eine Public-Private-Partnership der Fisch und Meeresfrüchte verarbeitenden Industrie mit Weltbank, FAO, GEF und der International Coalition of Fisheries Associations ins Leben gerufen, mit dem Ziel, nachhaltige Fischerei und Aquakultur vor allem in Entwicklungsländern voranzubringen. Ebenso besteht die „Strategic Partnership for a Sustainable Fisheries Investment Fund of the Large Marine Ecosystems of Sub-Saharan Africa“ (mit 60 Mio. US-\$ ausgestattet, finanziert über die GEF; World Bank, 2009) sowie die „Capturing Coral Reef and Related Ecosystem Services Partnership“ (World Bank, 2012a).

GEF-Förderschwerpunkte „International Waters“ und „Biodiversity“

Die GEF unterstützt derzeit bereits in ihren Förderschwerpunkten „International Waters“ und „Biodiversity“ mehrere Projekte mit Bezug zu den Meeren, u. a. auch die Einrichtung und den Unterhalt mariner Schutzgebiete. Insgesamt umfassten die Mittel für Grants der GEF mit Bezug zu den Meeren in den vergangenen zwei Dekaden (1991–2012) jedoch nur etwa 700 Mio. US-\$ (Sherman und McGovern, 2012; UNDP und GEF, 2012b, c). Auf den Förderschwerpunkt „International Waters“ entfielen in diesem Zeitraum rund 450 Mio. US-\$, wobei allerdings 176 Mio. US-\$ aus diesem Portfolio für Inlandsgewässer (d. h. Flüsse, Seen und Aquifere) vorge-

sehen waren und somit nur 274 Mio. US-\$ als Grants in die Bereiche Meeres- und Küstenschutz geflossen sind (UNDP und GEF, 2012c). Einschließlich dieser Grants und zuzüglich weiterer Unterstützung von Investitionen der Weltbank und anderer Projekt-Kofinanzierung konnten von der GEF seit 1991 insgesamt 4,1 Mrd. US-\$ für den Schutz mariner Ökosysteme, inklusive Maßnahmen zur Reduktion von landbasierten Einträgen in die Ozeane, zur Verfügung gestellt werden (UNDP und GEF, 2012a; Sherman und McGovern, 2012). Dies entspricht etwa 200 Mio. US-\$ jährlich.

Zum Management der Ozeane außerhalb nationaler Hoheitsgebiete wurde seitens der GEF in Kooperation mit FAO, Weltbank, UNEP, CBD, UNCLOS und einigen Regionalen Fischereimanagementorganisationen das „Program on Global Sustainable Fisheries Management and Biodiversity Conservation in Areas Beyond National Jurisdiction“ ins Leben gerufen. Dieses Programm ist mit 50 Mio. US-\$ ausgestattet, zuzüglich 223 Mio. US-\$ für Kofinanzierung. Es umfasst vier Teilprojekte mit Schwerpunkten bei der Thunfisch-Fischerei und bei den Tiefsee-Lebewesen. Der sogenannte „Oceans Partnership Fund“ der GEF ist ebenso Teil des Programms (GEF, 2012).

Die mit GEF Grants verbundenen Hebeleffekte werden von der UNDP auf 57:1–2500:1 geschätzt (UNDP und GEF, 2012a). Das bedeutet, dass erfahrungsgemäß für jeden Dollar, den die GEF als Grant im Bereich Ozeane und Küstenschutz vergeben hat, mindestens 57 und bis zu 2.500 US-\$ an zusätzlichen Mitteln von privaten Akteuren investiert wurden. Bei aus öffentlichen Mitteln geförderten Investitionen in die Errichtung und den Unterhalt von Meeresschutzgebieten wird ein Hebeleffekt von 8:1 angenommen (UNDP und GEF, 2012a).

Global Partnership for Oceans

Anfang 2012 lancierte die Weltbank die „Global Partnership for Oceans“ (Kap. 3.3). Im Zuge dieser Partnerschaft sollen Wissen und Finanzierung für eine Verbesserung des Zustands der Ozeane gebündelt und gezielt eingesetzt werden. Über 5 Jahre sollen insgesamt mindestens 300 Mio. US-\$ an öffentlichen Mitteln gebündelt werden, mit denen durch Hebeleffekte insgesamt 1,2 Mrd. US-\$ an privaten Mitteln mobilisiert werden sollen. Die Schwerpunkte sollten gemäß Weltbank in den Bereichen nachhaltiges Fischereimanagement, nachhaltige Aquakulturen, Schutz von Küstenökosystemen sowie Reduzierung von landbasierten Einträgen in die Ozeane liegen (World Bank, 2012a). Die im Rahmen dieser Partnerschaft generierten Gelder sollen dazu dienen, Governance-Reformen in einzelnen Ländern anzustoßen, marine Schutzgebiete zu unterhalten sowie den Informations- und Erfahrungsaustausch zwischen Ländern zu unterstützen (World Bank, 2012b).

umweltschutzes eingesetzt werden. Voraussetzung ist, dass Umweltverbänden eine Völkerrechtssubjektivität zuerkannt würde oder ihnen zumindest entsprechende Verfahrens- und materielle Rechte zugewiesen würden. Verletzungen von Umweltschutzübereinkommen werden seitens der Vertragsstaaten regelmäßig nicht sanktioniert, so dass ein Vollzugsdefizit hinsichtlich dieser Übereinkommen zu verzeichnen ist (z. B. FSA; Kap. 4.1.4.4). Verbandsklagen könnten Umweltschutz-

organisationen ermöglichen, Vertragsbrüche gerichtlich zu ahnden und damit die Effektivität der Meeresschutzabkommen zu erhöhen.

3.6.8

Internationale Finanztransfers

Ein weiteres Element eines effektiven Governance-Regimes für die Ozeane sind Vereinbarungen zur Lastenteilung und zur internationalen Finanzierung. Der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Ozeane verursachen Kosten, unter anderem für personelle und technische Kapazitäten in den Bereichen Verwaltung, Monitoring, Kontrolle und Durchsetzung. Darüber hinaus entstehen einzelnen Ländern und Akteuren zumindest vorübergehend Kosten in Form entgener Einnahmen (z.B. aus Fischerei oder Rohstoffabbau). Die Vorteile aus einer nachhaltigen Nutzung und dem Schutz der Meere kommen dagegen der gesamten Weltgemeinschaft zugute. Internationale Kooperation in der Meeres-Governance wird deshalb nur zustande kommen, wenn die Lasten des Meeresschutzes möglichst „fair“ auf alle Staaten verteilt werden.

Zur Lastenteilung können verschiedene ethische Prinzipien herangezogen werden (WBGU, 2002, 2009a). Während das *Verursacherprinzip* die Kosten denjenigen anlastet, die die Meere am stärksten nutzen und dadurch Schutzmaßnahmen erst erforderlich machen, sollten gemäß *Vorsorgeprinzip* und *Gleichheitsprinzip* alle Staaten gleichermaßen Verantwortung für die Zukunft der Meere übernehmen, also auch Staaten mit weniger intensiver Meeresnutzung. Dies nicht zuletzt weil sie meist indirekt (u.a. über Handel, Konsum, Tourismus und andere landbasierte Aktivitäten) zur Zerstörung und Degradation von Meeresökosystemen beitragen. Nach dem *Leistungsfähigkeitsprinzip* sollten diejenigen Staaten einen höheren Anteil der Finanzierung übernehmen, die dazu nach ihrer wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit am ehesten in der Lage sind. Schließlich kann das *Äquivalenzprinzip* herangezogen werden, gemäß dem Staaten sich in dem Umfang an der Finanzierung beteiligen sollten, in dem sie später von den finanzierten Leistungen profitieren.

Auf Basis dieser Prinzipien müssten für eine nachhaltige globale Meeres-Governance nach dem Vorbild anderer internationaler Umweltabkommen (u.a. UNFCCC, CBD) internationale Finanzierungsinstrumente (z.B. in Form internationaler Fonds) ausgehandelt werden. Über internationale Finanztransfers kann die Kooperationsbereitschaft in einem internationalen Regime erhöht werden (Barrett, 2001, 2007). So können Transfers von wirtschaftlich leistungsfähigen Staaten in Länder mit geringerem Einkommen die Voraussetzung dafür schaffen, dass diese Länder Schutzvorschriften für die Meere einhalten können. Dies erhöht indirekt deren Bereitschaft, einem anspruchsvollen Governance-Regime zu Schutz und nachhaltiger Nutzung der Meere zuzustimmen. Bislang wurden

der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere durch internationale Finanzierungsmechanismen wie die Weltbank und die Globale Umweltfazilität (GEF) in Kooperation mit weiteren UN-Organisationen wie FAO und UNDP finanziell unterstützt (Kasten 3.6-1; Kap. 3.3.1). Die zur Verfügung gestellten Mittel sind zwar dazu geeignet, über Hebeleffekte zusätzliche Mittel von privaten Investoren zu aktivieren. Insgesamt reichen die bereitgestellten Gelder, die sich auf grob ca. 200–400 Mio US-\$ pro Jahr belaufen (Kasten 3.6-1), aber nicht an das für eine globale nachhaltige Meeres-Governance erforderliche Niveau heran (Tab. 7.3-1).

.....

3.7 Folgerungen

Bestehende Meeres-Governance schützt Meere unzureichend

Trotz zahlreicher internationaler Abkommen verschlechtert sich der Meereszustand (Kap. 1). Umsetzungsdefizite, eine zu starke Fragmentierung der Meeres-Governance sowie fehlende Sanktionsmöglichkeiten sind hierfür die Hauptgründe. Für die meisten der mit dem Thema Meere verbundenen Probleme besteht dagegen weder ein Mangel an politischer Aufmerksamkeit noch ein Mangel an Verankerung in Form von Programmen, Projekten, Aktionsplänen oder Abkommen im UN-System. Der WBGU hat drei wesentliche Gründe für die mangelnde Effektivität der gegenwärtigen Meeres-Governance identifiziert:

Erstens besteht in vielen Bereichen der internationalen Meerespolitik ein Umsetzungsproblem. Die Meeres-Governance wurde weiterentwickelt, so gibt es z.B. inzwischen zwei Durchführungsübereinkommen, die das rahmensetzende UN-Seerechtsübereinkommen (Kap. 3.2) konkretisieren und es wurden viele weitere Instrumente im Bereich des soft law erarbeitet. Insgesamt aber fällt deren Umsetzung sehr unterschiedlich aus und ist überwiegend unbefriedigend. Am Beispiel der Fischerei, das im folgenden Kapitel 4 eingehend behandelt wird, wird dies besonders deutlich.

Auch bei der Ausweisung und Einrichtung von Meeresschutzgebieten mangelt es an einer konsequenten Umsetzung: Das Ziel der Biodiversitätskonvention, bis 2020 10% der weltweiten Meeresgebiete effektiv zu schützen, erscheint kaum erreichbar. Von den bereits unter Schutz stehenden Meeresgebieten sind nur sehr wenige mit einem anspruchsvollen Schutzniveau versehen. Gleichzeitig gibt es Bemühungen, die Umsetzung des Meeresschutzes zu stärken: So soll beispielsweise die Umsetzung der Initiative von UN-Generalsekretär Ban Ki-moon „The Oceans Compact“ durch einen Aktionsplan vorangetrieben werden.

Zweitens stellt der WBGU eine zu starke Fragmentierung der Meeres-Governance fest. Die Vielzahl an internationalen Abkommen und Organisationen für die Nutzung und den Schutz der Meere hat zu einer Zersplitterung der Zuständigkeiten in der internationalen Meerespolitik geführt. Die einzelnen Abkommen und Organisationen verfügen überwiegend lediglich über sektorale Mandate. So delegiert UNCLOS als Rahmenabkommen viele Details des marinen Ressourcenmanagements an Durchführungsübereinkommen und an das jeweilige nationale Recht. Besonders deutlich wird diese Fragmentierung beim Umgang mit marinen Bioressourcen. Sektorübergreifende, integrierte Ansätze (z.B. unter Berücksichtigung des Ökosystemansatzes) sind oft gar nicht vorhanden oder werden von den Institutionen der Meeres-Governance nicht konsequent umgesetzt. Eine Verankerung von Meeresangelegenheiten quer über möglichst viele Institutionen ist im Sinne eines „Ocean Mainstreaming“ zwar wünschenswert, gleichzeitig bedarf es aber eines markanten institutionellen Fixpunkts zur Wahrung der „Interessen“ der Meere. An dieser Stelle besteht Handlungsbedarf.

Die notwendige Koordinierung und Bündelung von Maßnahmen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meere ist teilweise zwar angelegt: mit globaler Reichweite in dem Koordinierungsmechanismus UN-Oceans oder beispielsweise für die Forschung in der Zwischenstaatlichen Ozeankommission der UNESCO (IOC), aber insgesamt scheint diese Bündelung nicht im erforderlichen Ausmaß zu gelingen. Auch in der EU besteht Koordinierungsbedarf aufgrund der teilweise überlappenden Kompetenzen zwischen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) und den für die europäischen Regionalmeere zuständigen Konventionen (OSPAR, HELCOM, Barcelona-Konvention, Bukarest-Konvention).

Der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere sind im UN-System u. a. durch zahlreiche Konsultationsprozesse und Berichte vielfältig verankert. Die Generalversammlung der Vereinten Nationen hat als wichtigste sektorübergreifende Bühne der internationalen Meerespolitik das Thema hoch auf ihre Agenda gesetzt, und auch im seit 1992 laufenden Rio-Prozess sind die Meere aktuell eines der Kernthemen. Mit dem Oceans Compact hat der UN-Generalsekretär 2012 ein deutliches Signal für die Befassung der internationalen Gemeinschaft mit dem Zustand der Meere gesetzt.

Sowohl zwischen den einzelnen UN-Organisationen (trotz vorhandener Bemühungen z.B. seit 2003 im Rahmen von UN-Oceans) als auch zwischen den Akteuren auf den unteren Governance-Ebenen besteht ein Mangel an Koordinierung, Kohärenz und Komplementarität. Ebenso mangelt es an der systematischen Verzahnung, insbesondere einer kohärenten und kom-

plementären Abstimmung der einzelnen Governance-Ebenen. Hierfür sind lediglich Ansätze erkennbar, z.B. das Aufgreifen global vereinbarter Prinzipien bzw. Ziele auf regionaler Ebene.

Drittens mangelt es in der Meeres-Governance an Berichtspflichten sowie wirksamen Durchsetzungs- und Sanktionsmechanismen. Internationale Regelungen werden aus unterschiedlichen Gründen von den Vertragsstaaten nicht umgesetzt; eine Überführung in nationales Recht findet in vielen Fällen nicht angemessen und nur verzögert statt, oder die Umsetzung scheitert an mangelndem politischen Willen oder fehlenden Kapazitäten.

Auch die bisherigen Konfliktlösungsmechanismen wie der Internationale Seegerichtshof oder Schiedsgerichte sind angesichts der vielfältigen Meeresprobleme nicht angemessen ausgestaltet. So liegen für die Hohe See jenseits nationalstaatlicher Hoheitsbefugnisse kaum Strategien bei Regelverletzungen vor; es gibt dort keinen übergreifenden Sachwalter mit Klagerechten.

UNCLOS ist reformbedürftig

UNCLOS bietet Raum für die weitere Ausgestaltung nachhaltiger Meeres-Governance; dabei ist die Regelungslücke in der Hohen See besonders groß. Die Analyse der bestehenden internationalen Meerespolitik zeigt, dass mit UNCLOS eine „Verfassung für die Meere“ geschaffen wurde, die vielfältige Anknüpfungspunkte für eine Reform der Meeres-Governance in Richtung Nachhaltigkeit bietet. Dazu gilt es, einige Schwächen von UNCLOS zu überwinden. UNCLOS wertet zwar die Meere als Ökosystem, verfolgt aber keinen stringenten systemischen Ansatz. So ist etwa die Berücksichtigung der Land/Meer-Interaktionen in UNCLOS nicht angelegt.

Der in UNCLOS verankerte ökosystemare Ansatz wird durch die Zonierung der Meere in Küstengewässer, AWZ und Hohe See konterkariert. Mit dieser Zonierung werden Nutzungsrechte und Schutzverpflichtungen zugewiesen, aber die Kontrolle und Durchsetzung von Umweltstandards jenseits der Küstengewässer ist unzureichend verankert. Eine Ausnahme sind das London-Übereinkommen (1972) und London-Protokoll (1996) zur Verhütung der Meeresverschmutzung, die einen weltweitem Geltungsbereich haben. Auch die Biodiversitätskonvention behandelt Fragen des Meeresschutzes aus einer systemischen Perspektive, verfügt als Rahmenkonvention allerdings nicht über Sanktionsmechanismen.

Das größte Governance-Defizit besteht für die Hohe See, die in Teilbereichen unreguliert ist und wo bestehende Regulierungen unzureichend umgesetzt werden. So ist z.B. das UN Fish Stocks Agreement, eines der Durchführungsübereinkommen zu UNCLOS, nur für einen Teil der Hochseefischbestände zuständig (Kap. 4.1.4.4). Aufgrund schwacher Beteiligung und

3 Governance anthropogener Meeresnutzung

mangelnder Umsetzung herrscht in der Praxis auf der Hohen See in vielen Bereichen nach wie vor ein Open-access-Regime, das Überfischung begünstigt.

Verfügungsrechte am Kollektivgut Meer nicht ausreichend definiert

Die Verfügungsrechte am Kollektivgut Meer sind nicht ausreichend definiert und zugewiesen, so dass nicht genügend Anreize für einen nachhaltigen Umgang mit dem blauen Kontinent bestehen. Langfristige Umweltwirkungen einzelner Nutzungen, wie etwa der Fischerei, der Gewinnung von Öl und Gas oder auch der Abwasserreinigung sowie die Interdependenzen zwischen den verschiedenen Nutzungsformen werden von den jeweiligen Nutzern vielfach nicht berücksichtigt. Einzelne Akteure haben kaum Anreize, längerfristig im Sinne einer nachhaltigen Nutzung zu handeln. Für die Internalisierung externer Effekte in der Meeresnutzung und dem Meeresschutz ist es entscheidend, dass von den Staaten oder der Staatengemeinschaft Regelungen gefunden werden, die Verfügungsrechte definieren und zuweisen. Gleichzeitig sollten lokale, regionale und nationale Nutzungsregelungen in das globale Nutzungsregime eingebettet und das Trittbrettfahrerverhalten auf jeder Governance-Ebene minimiert werden. Ein Beispiel für ein derartiges Regime ist das FSA, das gemeinsam mit den RFMO für die Erhaltung und Bewirtschaftung gebietsübergreifender Fischbestände und weit wandernder Fischbestände zuständig ist (Kap. 4.1.4.4). Gleichzeitig ist dieses Regime ein Beispiel dafür, wie groß die Herausforderung ist, Trittbrettfahrerverhalten auf See effektiv zu verhindern (Kap. 4.1.4.5).

Instrumente werden nicht ausreichend genutzt

Viele Instrumente der Meeres-Governance, wie die marine Raumplanung, die Ausweisung von Meeresschutzgebieten, das Küstenzonenmanagement oder die Umwelthaftung, werden bislang noch nicht von allen Ländern eingesetzt bzw. sind unzureichend in internationalen Abkommen verankert.

Für die Erhaltung und Bewirtschaftung der Hohen See besteht das Problem, dass es keinen übergreifenden Sachwalter ähnlich der Internationalen Meeresbodenbehörde für den Meeresboden gibt, der z. B. marine Raumplanung anwenden oder Schutzgebiete ausweisen kann. Hier bieten regionale Abkommen Möglichkeiten, beide Instrumente zu verankern und so Nutzungskonflikte zu vermeiden.

Marine Raumplanung bietet zudem die Möglichkeit, Meeresschutz systemisch und übergreifend zu organisieren: Vom Management einzelner Fischarten zum Management ganzer Ökosysteme, von der Berücksichtigung einzelner Treiber der Meeresübernutzung zur Integration aller Einflüsse des Menschen auf die Meere, vom

Management einzelner Meeresschutzgebiete zur regionalen und überregionalen Vernetzung von Schutzgebieten. Hier besteht ein weiterer Ansatzpunkt für die Weiterentwicklung der Meeres-Governance in Richtung Nachhaltigkeit.

Verknüpfung zwischen Meereswissenschaft und -politik unzureichend

Bisher fehlt es an einer systematischen Verzahnung zwischen der Meeresforschung und der Gestaltung einer auf Nachhaltigkeit ausgerichteten internationalen Meerespolitik. Daher ist das Vorhaben der UN, ab 2014 einen regelmäßigen globalen Bericht zum Zustand der Meeresumwelt („Regular Process“; Kap. 3.3.1.1) herauszugeben, besonders vielversprechend. Dies könnte der Beginn einer wissenschaftlichen Berichterstattung sein, wie sie der IPCC für das Problem des Klimawandels leistet.

Ansatzpunkte zur Weiterentwicklung der Meeres-Governance

Damit ein nachhaltiges Nutzungs- und Schutzregime insbesondere für die Hohe See sowie die Meere im Allgemeinen entstehen kann, ist es *erstens* wichtig, den Ansatz, dass die Meere ein Erbe der Menschheit sind, auf alle Meeresbereiche und Meeresressourcen auszudehnen. Dieser Gedanke ist für den Meeresboden in der Hohen See bereits in UNCLOS verankert. *Zweitens* sollte das Vorsorgeprinzip, das z. B. in regionalen Meeresschutzabkommen und dem FSA bereits berücksichtigt wird, in UNCLOS verankert werden. Ausgehend von dem Vorsorgeprinzip könnten *drittens* weitere wichtige Elemente einer zukunftsfähigen Meeres-Governance aufgegriffen und instrumentell verankert werden, z. B. ein adaptives Management, der systemische Ansatz und die Förderung von Innovationen. Es gibt zwar völkerrechtlich verbindliche Meeresabkommen mit wirksamen Sanktionsmöglichkeiten, die auch kontrolliert und durchgesetzt werden (etwa von der Internationalen Seeschiffahrtsorganisation, IMO), diese sind jedoch nur auf Teilbereiche einzelner Nutzungen begrenzt. Beispiele sind das MARPOL-Abkommen und das London-Protokoll. Viele Vereinbarungen in der internationalen Meerespolitik, insbesondere UNCLOS und seine Durchführungsübereinkommen, sind zwar völkerrechtlich bindend, aber für den Fall von Nichtumsetzung oder Verstoß existieren zumeist keine Sanktionsmechanismen. Auch eine regelmäßige Berichterstattung ist in der Regel nicht zwingend.

Nahrung aus dem Meer

Fischerei ist eine der ältesten Nutzungsformen der Meere; Fische und Meeresfrüchte spielen bis heute in der Ernährung und Proteinversorgung vieler Menschen eine wichtige Rolle. Die Aquakultur, also Fischzucht an Land oder im Küstenbereich, hat ebenfalls eine jahrtausendealte Tradition und liefert heute fast die Hälfte der Fischprodukte für den menschlichen Konsum. Beide Wirtschaftszweige haben teils erhebliche schädliche Auswirkungen auf die Meeresökosysteme. In diesem Kapitel wird untersucht, wie eine veränderte Governance dazu beitragen kann, Fischerei und Aquakultur künftig nachhaltig zu gestalten, so dass sie einen Beitrag zur Transformation zur Nachhaltigkeit leisten können.

Dazu werden nicht nur die Fischerei (Kap. 4.1) und Aquakultur (Kap. 4.2) betrachtet, sondern es werden auch ihre gegenseitigen Wechselwirkungen untersucht (Kap. 4.3). So ist die marine Aquakultur für ihre wichtigsten Zuchtmethoden auf Produkte aus der Meeresfischerei angewiesen und verstärkt daher indirekt den Druck auf die Meeresökosysteme. Schließlich werden im Kontext globaler Umweltveränderungen die systemischen Wirkungen auf Fischerei und Aquakultur untersucht, die in Zukunft für beide Sektoren an Bedeutung gewinnen werden (Kap. 4.4). Dabei geht es um anthropogene Wirkungen auf die Meere aus anderen Wirtschaftszweigen, die durch die Emissionen von Treibhausgasen und CO₂ zu Klimawandel und Ozeanversauerung und durch die Einträge anderer Schadstoffe zu Eutrophierung, sauerstofffreien Zonen und Verschmutzungen der Meeresökosysteme führen.

Bei Fischerei und Aquakultur geht es nicht nur um den Fang bzw. die Produktion von Fischen, sondern im weiteren Sinn auch um andere Meerestiere (Meeresfrüchte: z.B. Krebstiere, Muscheln, Schnecken, Tintenfische) sowie in der Aquakultur auch um Algen. Wale werden hier nicht behandelt, denn sie spielen seit dem Moratorium der Internationalen Walfangkommission aus dem Jahr 1986 kaum noch eine Rolle für die Ernährung. Sowohl Fischerei als auch Aquakultur sollten immer im Kontext anderer Nutzungen (z.B. Energiegewinnung, Tourismus, Naturschutz) gesehen werden.

4.1 Marine Fischerei

4.1.1 Zustand und Trends der Fischerei

Die Meeresfischerei ist, global gesehen, in einem besorgniserregenden Zustand (Froese et al., 2012; Beddington et al., 2007; FAO, 2012b:13; Maribus, 2013). Es gibt einen breiten wissenschaftlichen und politischen Konsens, dass die globalen Grenzen der Nutzung erreicht oder sogar bereits überschritten sind, so dass dringender Handlungsbedarf besteht, um die Fischbestände zu erhalten oder wieder aufzubauen (WSSD, 2002:§30a; Worm et al., 2009; Mora et al., 2009; FAO, 2010b; Costello et al., 2012b). Nur wenige Länder sind inzwischen auf einem guten Weg zu einem nachhaltigen Management ihrer Fischbestände. Die EU bewegt sich mittlerweile langsam in Richtung Nachhaltigkeit (Kap. 7.4.1.7).

Die Meeresfischerei erlebte in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts einen gewaltigen Aufschwung (FAO, 2011a). Die Anlandungen sind von 16,8 Mio. t pro Jahr (1950) bis auf 86,4 Mio. t pro Jahr (1996) gestiegen; seither stagnieren die Fänge bei etwa 80 Mio. t pro Jahr, mit leicht fallender Tendenz (Abb. 4.1-1; FAO, 2012b:11). Die Stagnation der Erträge bedeutet jedoch keineswegs, dass ein stabiler, nachhaltiger Zustand erreicht ist, in dem sich Bestände und Fischereidruck im Gleichgewicht halten. Vielmehr erfordert der gleiche Ertrag an Fisch einen höheren globalen Fischereiaufwand, der sich seit den 1950er Jahren um 54% gesteigert hat (Anticamara et al., 2011). Die leichter erreichbaren natürlichen Bestände werden durch die Befischung zunehmend reduziert. Die Kompensation erfolgt dadurch, dass die Fischerei auf andere Bestände ausweicht (serial depletion; Srinivasan et al., 2012). Die Grenzen des technisch Möglichen in der Fischerei werden durch weiterentwickelte Methoden zum Auffinden und Fangen von Fischen immer weiter verschoben

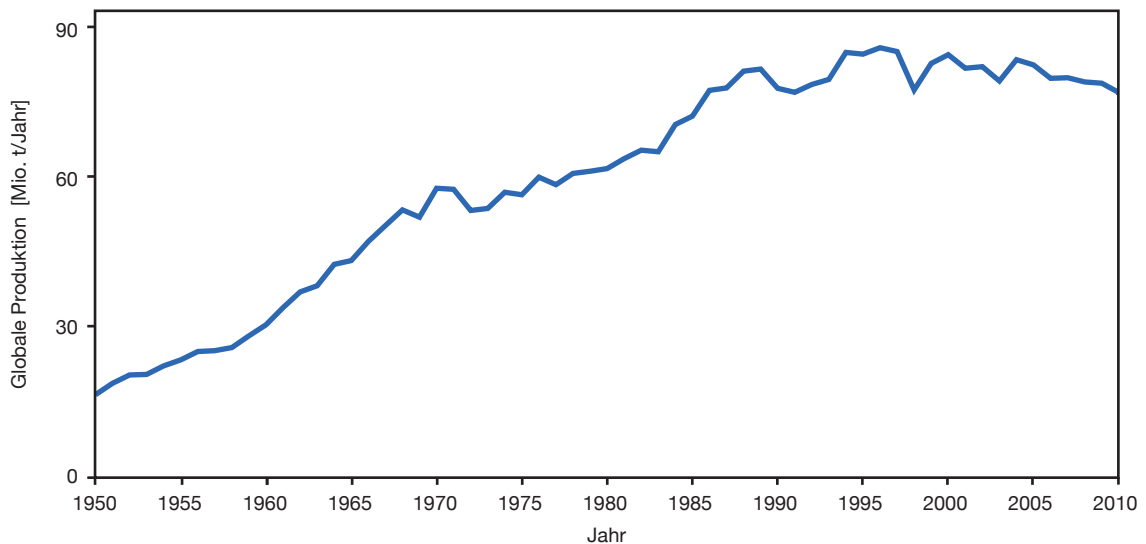


Abbildung 4.1-1

Globale Produktion der Meeresfischerei.

Quelle: FAO, 2012b:5

(Berkes et al., 2006). Die industriellen Fangflotten können auf der Suche nach neuen Fischbeständen heute auch in weit abgelegene Gebiete der Hohen See (wie z.B. in den Südpazifik) fahren. Sie befischen außerdem zunehmend mit allen Anzeichen des Raubbaus die ökologisch fragilen Bestände in der Tiefsee, bei denen Vorsorge besonders wichtig wäre (Davies et al., 2007; Norse et al., 2012; Villasante et al., 2012). Es wird künftig für die Fischerei immer schwieriger werden, die gegenwärtigen Fangmengen zu erzielen, da es kaum noch unzugängliche bzw. ungenutzte marine Regionen gibt (Swartz et al., 2010; zur Arktis s. Kasten 4.1-1). Für eine Ausweitung der Fischerei bleibt wenig Raum (Jackson, 2008; FAO, 2011a; Worm und Branch, 2012), zumal die Begrenzung der Fischerei durch die zur Verfügung stehende globale marine Primärproduktion bereits spürbar wird (Chassot et al., 2010).

Legt man die offiziellen Zahlen der FAO (2012b: 11) zu Grunde, so sind 30% der globalen Bestände überfischt. 57% der Bestände werden bereits voll ausgeschöpft (gemessen am höchstmöglichen Dauerertrag – Maximum Sustainable Yield, MSY; Kasten 4.1-5). Es sind nur 12,7% der weltweiten Bestände noch theoretisch in der Lage, höhere Fangerträge zu verkraften. Dabei hat der Anteil der übernutzten Bestände immer weiter zugenommen (Abb. 4.1-2). Diese Beobachtung wird durch eine weltweite Expertenbefragung unterstützt, die zum Ergebnis kommt, dass insgesamt die Effektivität der Bewirtschaftung weit hinter den internationalen Zielen hinterherhinkt (Mora et al., 2009; Abb. 4.1-3).

Dementsprechend kommen Worm et al. (2009) zu dem Schluss, dass knapp zwei Drittel der gut untersuch-

ten Bestände wieder aufgebaut werden müssen. Die Studie zeigt aber auch, dass in einigen Regionen verbessertes Management und daraufhin verringerte Nutzungsraten dazu geführt haben, dass sich die Bestände dort wieder erholen konnten. Auch die FAO (2011a; 2012b:13) berichtet über positive Fallstudien in einigen Industrieländern (USA, Neuseeland, Australien: California Current, einige Schelfgebiete; Kasten 4.1-6). Die Einschätzung der schlecht untersuchten Bestände wurde durch Costello et al. (2012b) ergänzt. Auch von diesen „datenarmen“ Beständen, die sich meist in Entwicklungsländern befinden, könnten zwei Drittel größere Erträge und wertvolle Ernährungsbeiträge liefern, wenn sie wieder aufgebaut würden. Sie sind insgesamt in deutlich schlechterem Zustand als die gut untersuchten Bestände und weisen weiterhin einen absteigenden Trend auf. Aber auch in Entwicklungsländern gibt es positive Fallbeispiele (z.B. Namibia; Kasten 4.1-7). Ein an Nachhaltigkeit orientiertes, effektives Management von Fischbeständen ist also durchaus umsetzbar.

Von entscheidender Bedeutung ist die Frage nach den Indikatoren für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Bestände. Das gängige Konzept dafür ist immer noch der einfache MSY, also der dauerhaft erzielbare maximale Ertrag eines Bestands, der sich in vielen internationalen Vereinbarungen (z.B. UNCLOS, FSA, FAO-Verhaltenskodex, WSSD; Kap. 4.1.4) sowie nationalen Regelungen findet und die Basis für das Management vieler Bestände bildet (Kasten 4.1-5). Aus wissenschaftlicher Sicht hat sich inzwischen gezeigt, dass ein für einzelne Arten isoliert bestimmter MSY die angemessenen Nutzungsraten in der Regel über-

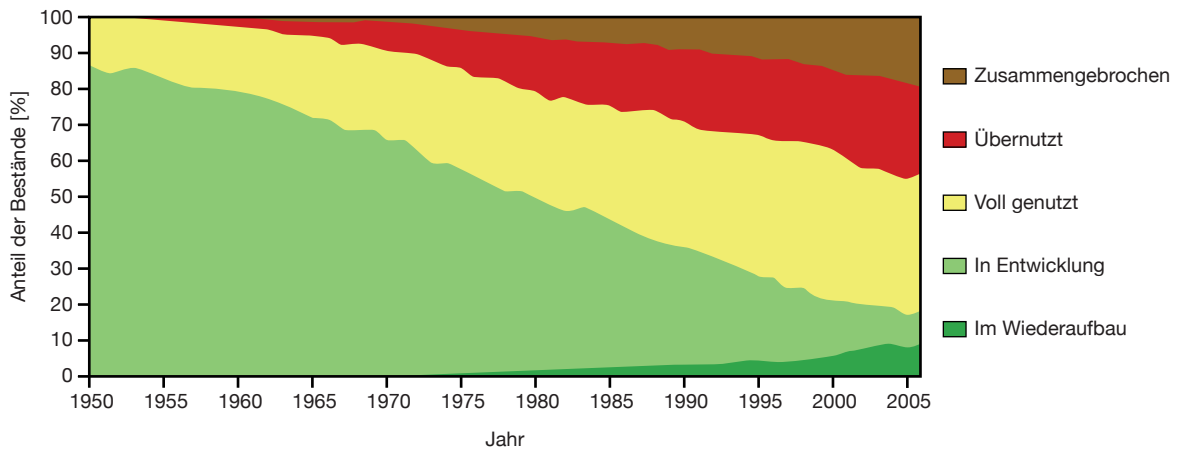


Abbildung 4.1-2

Entwicklungsstatus der weltweiten Fischbestände seit 1950, für die Fangdaten vorliegen (n=1006).
Quelle: Pauly, 2013

schätzt, u. a. weil die Wechselwirkungen im Ökosystem nicht berücksichtigt werden (z.B. Larkin, 1977; Worm et al., 2009; aus historischer Perspektive: Finley, 2011). Daher ist das Konzept inzwischen weiter entwickelt worden (Kasten 4.1-5), wird aber im praktischen Management in der Regel dennoch weiter in seiner einfachen Form angewandt.

Verbreitete Probleme sind die ungenügende Datenlage über die Bestände sowie mangelnde wissenschaftliche Kapazität. Nur eine kleine Zahl von Ländern verfügt über eine robuste wissenschaftliche Basis für das Fischereimanagement (Mora et al., 2009). Dies stellt selbst in industrialisierten Regionen häufig ein Prob-

lem dar (SRU, 2011b) und zeichnet sich in Entwicklungs- und Schwellenländern aufgrund von Kapazitätsproblemen noch erheblich schärfer ab (CEA, 2012). Die einzige umfassende globale Datenbank zur Fischerei wird von der FAO betrieben und ist vor allem auf die Zulieferung von Daten aus den Staaten angewiesen. Einige Staaten melden konsistent zu hohe Fangzahlen (vor allem China), andere zu niedrige Fangzahlen, wieder andere melden gar keine Daten (Pauly und Froese, 2012). Wenn nicht nur diese FAO-Daten, sondern alle verfügbaren Datenquellen zusammengekommen werden, dann könnte das oben skizzierte Bild des Zustands der Fischerei sich als insgesamt noch zu

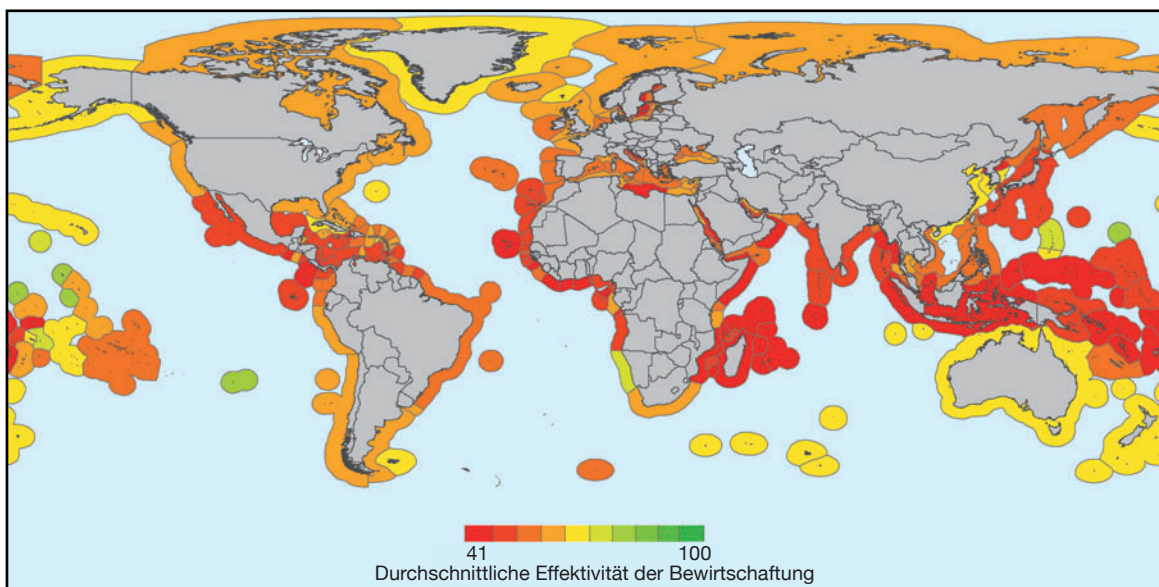


Abbildung 4.1-3

Die Effektivität des Fischereimanagements in den AWZ der Welt. Der Indikator für Effektivität berücksichtigt Faktoren wie robuste wissenschaftliche Grundlage, Transparenz, und die Fähigkeit, aufgestellte Regeln auch durchzusetzen.

Quelle: Mora et al., 2009

Kasten 4.1-1**Fischerei in der Arktis**

Die Arktis regiert besonders empfindlich auf den anthropogenen Klimawandel. In den letzten Jahrzehnten waren die arktischen Sommertemperaturen höher als jemals zuvor in den letzten 2.000 Jahren (AMAP, 2011). Eine Folge der Erwärmung ist das beschleunigte Abschmelzen des Meereises im arktischen Ozean, das sowohl in der Fläche als auch im Volumen bereits stark zurückgegangen ist (Kasten 1.2-3). Die arktischen Gewässer werden Ende des Sommers wahrscheinlich bereits in wenigen Jahrzehnten eisfrei sein, wobei die dicke, mehrjährige Eis zunehmend zugunsten des dünnen, einjährigen Eises verschwindet (Doney et al., 2012).

Als Folge des anthropogenen Klimawandels sind bereits weitreichende und rasche Veränderungen in den arktischen Ökosystemen beobachtet worden, auch in den marinen Ökosystemen (Post, 2009; Doney et al., 2012). So wurden drastische Strukturveränderungen in den benthischen Lebensgemeinschaften bei Spitzbergen beobachtet (Kortsch et al., 2012). Der Rückgang der arktischen Vereisung hat zudem zur Folge, dass die unter dem Meereis lebenden Algen vermehrt wachsen, dann freigesetzt und auf dem Tiefseeboden abgelagert werden, was dort Sauerstoffschwund auslöst und erhebliche Auswirkungen auf die benthischen Lebensgemeinschaften haben kann (Boetius et al., 2013). Wassmann et al. (2011) kommen in ihrem Review der durch Klimawandel induzierten Veränderungen in den arktischen Meeresökosystemen zu dem Schluss, dass viele Arten, darunter viele Fischarten, ihr Verbreitungsgebiet polwärts verschieben. Da sich die ökologischen Bedingungen für die Arten verändern, reagieren sie mit Zu- oder Abnahme der Population, oder mit verändertem Verhalten. Ebenso gibt es Beobachtungen von teils drastischen Strukturveränderungen in marinen Ökosystemen (Regime Shifts). Allerdings leidet die Qualität der Prognosen darunter, dass die Arktis und ihre Ökosysteme vergleichsweise wenig wissenschaftlich untersucht sind (Wassmann et al., 2011).

Bereits heute gehören die Fischgründe im hohen Norden zu den produktivsten der Welt und sind für mehrere nördliche Länder von großer ökonomischer Bedeutung (z.B. Grönland, Island, Färöer Inseln, Norwegen; AMAP, 2011). Allein vom Atlantischen Hering werden jährlich 2 Mio. t gefangen, beim Alaska-Seelachs in der Beringsee sind es 1,2 Mio. t pro Jahr und beim Atlantischen Kabeljau in der Barentssee 1 Mio. t pro Jahr. In letzten Jahrzehnten lagen die Anlandungen in arktischen und subarktischen Gewässern im Schnitt bei insgesamt etwa 6 Mio. t jährlich und trugen damit etwa 10% zum weltweiten Speisefischangebot bei (CAFF, 2013). Trotz dieser großen Zahlen ist der Status der meisten subarktischen Bestände gut; diese Bestände gehören im weltweiten Vergleich zu den eher bestandsschonend bewirtschafteten.

Der Rückgang des Meereises wird erhebliche Auswirkungen auf ökonomisch bedeutsame Fischbestände haben, sowohl direkt durch Wanderungsbewegungen als auch indirekt über niedrigere tropische Ebenen der arktischen Meeresökosysteme (z.B. Primärproduktion, Zooplankton), die sich auf das Nahrungsangebot der Fischbestände auswirken (AMAP, 2011). Kleine pelagische Fischarten im Nordatlantik (z.B. Lodde, Hering) reagieren schnell und ausgeprägt auf den Klimawandel und zeigen rasche nordwärts gerichtete Populationsverschiebungen (Rose, 2005). Auch in anderen Regionen (etwa im pazifischen Teil der Arktis; Grebmeier et al., 2010) und bei anderen Arten wie z.B. bei Kabeljau, Seelachs und

Schlangennadeln sind derartige Verschiebungen beobachtet worden (Wassmann et al., 2011). Als Folge werden sich für einige der Bestände die Produktionsbedingungen verbessern (z.B. Atlantischer Kabeljau), so dass sich in Teilen der Arktis Potenziale für neue und wichtige Fischereien öffnen könnten (ACIA, 2005). In der Studie von Sherman et al. (2009) werden die steigenden Fischereierträge in Bereichen des Nordostatlantik mit indirekten Wirkungen der dort relativ schnell erfolgenden Erwärmung erklärt. Für die industrielle Fischerei könnte dies langfristig ein erheblicher Vorteil sein, während die Wirkungen auf Subsistenzfischerei komplex und schwer zu beurteilen sind, u.a. da für einige andere Bestände Bestandsrückgänge zu erwarten sind (z.B. Grönländischer Heilbutt; AMAP, 2011), was sie anfälliger für Überfischung macht (Brander, 2007).

Diese Wirkungen auf Fischbestände sind u.a. wegen der unterschiedlichen Reaktionen der verschiedenen Arten auf Klimawandel sehr vielfältig, regional unterschiedlich und komplex, und sie können tief in die Ökosystemstrukturen eingreifen (CAFF, 2013). Sie lassen sich beim derzeit gegebenen wissenschaftlichen Stand nur qualitativ und mit erheblichen Unsicherheiten prognostizieren (Reist et al., 2006). Die Wirkung auf Fischbestände insgesamt wird wesentlich vom Ausmaß des Klimawandels und von der Qualität des Fischereimanagements abhängen (ACIA, 2005), wobei die Anpassungsfähigkeit durch den unzureichenden Wissensstand beeinträchtigt wird (Reist et al., 2006).

Neben dem Klimawandel gibt es andere dynamische anthropogene Faktoren mit möglichen Auswirkungen auf die Fischerei, die in Kapitel 4.4 ausführlicher erläutert werden. Für die arktische Fischerei sind vor allem die Ozeanversauerung (Kap. 1.2.5), die in hohen Breiten besonders rasch voranschreitet, und die zunehmenden Risiken einer Ölverschmutzung aufgrund verstärkter Exploration von Erdölvorkommen in der Arktis relevant (Kasten 5.1-2). Im Zusammenwirken bedeutet dies eine erhebliche Herausforderung für Management und Governance der Fischerei.

Die anthropogenen naturräumlichen Veränderungen und ihre Auswirkungen auf die Fischerei erfordern Anpassungen des Fischereimanagements. Künftig sollten Meeresforschung und Bestands-Monitoring der Bestände eng mit einem flexiblen und anpassungsfähigen Fischereimanagement verknüpft werden (Brander, 2010). Da die arktischen Gewässer überwiegend in der AWZ der Anrainerstaaten liegen (Abb. 7.3-1), ist dies zunächst eine nationale Aufgabe.

Ein Beispiel für die Anwendung des Vorsorgeansatzes innerhalb einer AWZ ist die Entscheidung einer US-amerikanischen Fischereikommission (North Pacific Fishery Management Council), die arktischen Gewässer nördlich der Beringsee der USA vorerst für kommerzielle Fischerei zu sperren, da die Auswirkungen der Klimaerwärmung in diesem Bereich noch nicht ausreichend bekannt sind (CAFF, 2013). Da es derzeit keine nennenswerte kommerzielle Fischerei im zentralen Teil des arktischen Ozeans gibt und der Wissensstand ungenügend ist, ist diese Vorgehensweise zu begrüßen und eignet sich als Vorbild für andere arktische Gebiete.

Da von den Veränderungen auch grenzüberschreitende Bestände betroffen sind, werden zum Teil auch bilaterale Verträge verändert oder neu ausgehandelt werden müssen. So wird z.B. in der Barentssee als Folge des Klimawandels ein Anwachsen der Fischbestände erwartet, so dass die Vereinbarungen zwischen Russland und Norwegen wahrscheinlich entsprechend angepasst werden müssen (AMAP, 2011).

Es gibt aber auch neue Herausforderungen für die internationale Fischerei-Governance. So sind z.B. die Grenzen der

AWZ der arktischen Anrainerstaaten zum Teil strittig, so dass dort die Zuständigkeiten für die Fischbestände ungeklärt sind (Kasten 3.2-3). Es könnten sich aber auch in den arktischen Bereichen der Hohen See neue Möglichkeiten für Fischerei eröffnen (Molenaar und Corell, 2009). Ein großer Teil dieser arktischen Gewässer ist nicht durch Regionale Fischereioorganisationen (RFMO) abgedeckt, die für gebietsübergreifende Bestände zuständig sind (Kap. 4.1.4.4), da dort bislang keine nennenswerte Fischerei möglich war. Eine der Ausnahmen ist der Nordatlantik, der von NASCO, NEAFC und NAFO abgedeckt wird (Abb. 4.1-12). Auf jeden Fall ist eine gute Kooperation der bestehenden, in arktischen Gewässern agierenden

RFMO anzuraten.

Der Arktische Rat (Kasten 3.4-1) hat bislang kein Mandat für Fischerei und es ist auch nicht abzusehen, dass sich dies in absehbarer Zeit ändert. Daher ist zu überlegen, in den noch unregulierten Gebieten die bestehenden RFMO in ihrem Wirkungsbereich auszudehnen oder neue RFMO zu gründen (AMAP, 2011; CAFF, 2013). Es ist allerdings zu befürchten, dass diese Governance-Prozesse und Regelfindungen zu langsam erfolgen könnten und von den Fischern überholt werden, die neue Gelegenheiten und Gebiete schnell nutzen können (Molenaar und Corell, 2009).

optimistisch erweisen (Froese et al., 2012). Verschärft wird diese Folgerung dadurch, dass ein Siebtel bis zu einem Drittel der Fänge nicht in den Statistiken auftauchen, weil sie illegal gefangen wurden (Agnew et al., 2009; Kap. 4.1.4.5). Darüber hinaus werden erhebliche Mengen als unerwünschter Beifang unbeabsichtigt mitgefangen und meist gleich wieder über Bord geworfen (Kelleher, 2005).

Regionale Muster

Etwa 90% der Erträge aus Wildfischerei werden in den AWZ der Küstenstaaten erwirtschaftet (FAO, 2012b:94); nur etwa 10% stammen aus der Hohen See (Abb. 4.1-4). In Industrieländern ergibt sich laut Worm und Branch (2012) das Bild gut dokumentierter Bestände mit geringer (unterhalb MSY), aber stabiler Biomasse. In EU-Gewässern werden 47% der Fischbestände über MSY hinaus befischt (EU-Kommission, 2012a). Die Verpflichtung des UNCLOS und des FSA zur Bewirtschaftung der Bestände gemäß MSY werden also nicht eingehalten, so dass in Europa erheb-

licher Handlungsbedarf besteht (SRU, 2011b; Froese, 2011; Kap. 7.4.1.7). In den meisten Schwellen- und Entwicklungsländern sind die Biomassen im Schnitt zwar noch höher, aber fehlende Kapazitäten in Fischerei-Monitoring und -management lassen rasch schwindende Bestände befürchten, sofern keine umfassenden Reformen greifen (Worm und Branch, 2012; Kap. 4.5). Zudem decken auch Industriestaaten, die ihre eigenen Bestände nachhaltig bewirtschaften, einen großen oder sogar überwiegenden Teil ihres Konsums an Wildfisch durch Importe aus Entwicklungs- und Schwellenländern (z.B. EU: etwa 60%; Markus, 2012; Kap. 4.1.4.8).

Ausblick

Die Weltbevölkerung wird bis Mitte des Jahrhunderts weiter anwachsen, nicht zuletzt auch in den tropischen Küstenregionen, in denen die Bedeutung von Fisch für die Ernährungssicherheit besonders groß ist. Dazu kommt eine zunehmende Präferenz für Fisch in Industrieländern und den einkommensstarken Schichten von Entwicklungs- und Schwellenländern. Die FAO

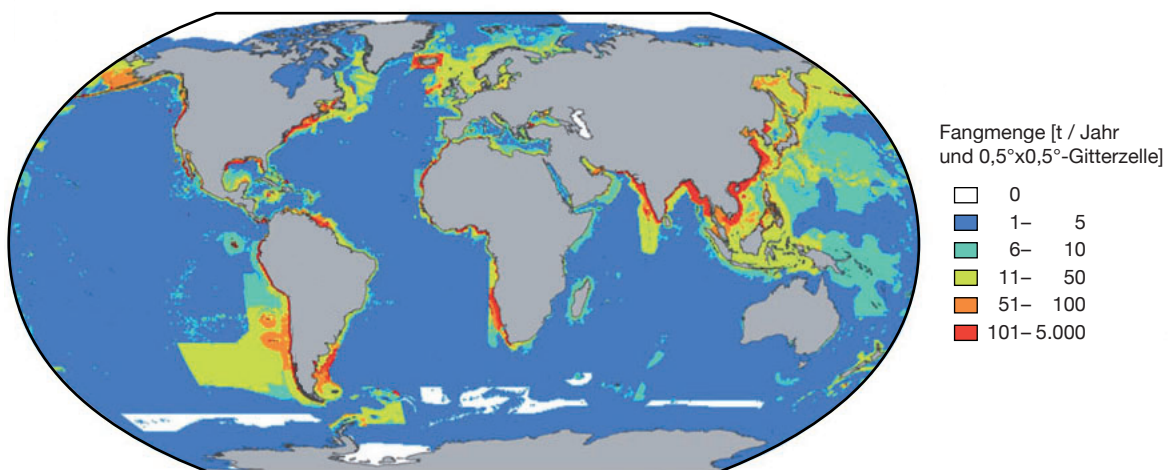


Abbildung 4.1-4

Regionale Verteilung der Fischereierträge im Zeitraum 2000 bis 2007. Gezeigt sind mittlere Jahresfänge pro 0,5°x0,5°-Gitterzelle.

Quelle: Sumaila et al., 2011

4 Nahrung aus dem Meer

(2012b) erwartet daher in der Zukunft eine stark steigende Nachfrage nach Fischprodukten. Die marine Wildfischerei wird diese Nachfrage nicht befriedigen können (Jackson, 2008), da erstens die Erträge trotz verstärktem Fangdruck nicht mehr steigen und zweitens eine deutliche Minderung der Fischereiintensität zumindest vorübergehend notwendig sein wird, um eine Erholung der durch Überfischung dezimierten Bestände zu erreichen (Pauly et al., 2003). Daher wird es eine große Herausforderung der Zukunft sein, mit diesem Nachfragedruck umzugehen und trotzdem gleichzeitig die notwendige Transformation der Fischerei in Richtung Nachhaltigkeit in die Wege zu leiten. Die künstliche Erhöhung der marinen Primärproduktion in geeigneten Meeresgebieten durch Förderung von Tiefenwasser an die Meeresoberfläche befindet sich noch im frühen Forschungsstadium (Artificial Upwelling: Kasten 4.1-2). Dabei wäre weltweit zwar bis 2020 mit einem vorübergehenden Rückgang der Fänge zu rechnen, aber bis Mitte des Jahrhunderts wären sogar Ertragssteigerungen erreichbar (UNEP, 2011b; ähnlich für die EU: Froese und Quaas, 2013). Die Fortführung des bisherigen Managements bedeutet jedenfalls den Niedergang der Fischerei, sinkende Biomassen und Erträge bei steigenden ökologischen, ökonomischen und sozialen Risiken (World Bank und FAO, 2009; Kap. 4.1.2.2, 4.1.2.3).

4.1.2

Bedeutung und Auswirkungen der Fischerei

4.1.2.1

Ernährung und Ernährungssicherheit

Fischprodukte sind eine Quelle für hochwertiges Protein und bilden für viele Menschen wichtige Bestandteile ihrer Ernährung (Smith et al., 2010; de Schutter, 2012a). Meeresfischerei und marine Aquakultur produzierten im Jahr 2011 gemeinsam 98,2 Mio. t Fisch und Meeresfrüchte, wobei die Fischerei mit 78,9 Mio. t den Löwenanteil ausmachte. Im Süßwasser dominiert dagegen die Aquakultur mit 44,3 Mio. t über die Fischerei mit 11,5 Mio. t (FAO, 2012b:3). Da in der Literatur häufig nicht genau genug zwischen diesen Quellen differenziert wird, wird an dieser Stelle der Beitrag von Fisch und Meeresfrüchten an der Ernährung aus Aquakultur und Fischerei gemeinsam behandelt.

Der Anteil der Kalorien aus Fischprodukten an der Welternährung ist sehr gering; die 131 Mio. t jährlich konsumierter Fischprodukte ergeben pro Kopf der Weltbevölkerung ca. 360 g pro Woche, wobei der Anteil an Wildfang aus dem Meer bei etwas über 210 g liegt. Für die Proteinversorgung spielen Fischprodukte jedoch eine bedeutend größere Rolle. Im

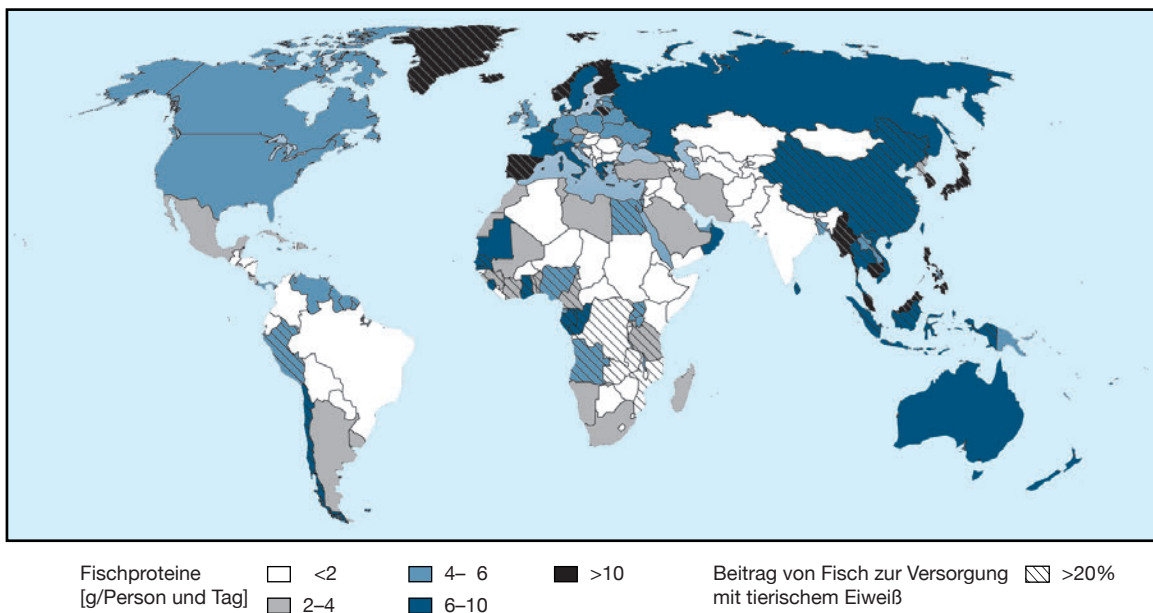
Jahr 2007 lieferte Fisch etwa 17% der Versorgung der Weltbevölkerung mit tierischem Protein und mehr als 6% der Proteinaufnahme insgesamt. Etwa 3 Mrd. Menschen decken knapp 20% und 4,3 Mrd. Menschen etwa 15% ihrer Aufnahme tierischen Proteins mit Fischprodukten (FAO, 2012b:5). Diese globalen Durchschnittswerte verschleiern allerdings, dass Fisch in einigen Regionen und Ländern eine unverzichtbare Rolle für die Ernährungssicherheit und die Versorgung mit tierischem Protein spielt (Abb. 4.1-5). In Ländern mit niedrigem Einkommen und Nahrungsmitteldefizit (Low-Income Food-Deficit Countries, LIFDC) liegt der Anteil von Fisch an der Aufnahme tierischen Proteins bei ca. 20%, wegen der unvollständigen Angaben der Kleinfischerei (Kap. 4.1.2.4) in den offiziellen Statistiken wahrscheinlich aber noch höher (FAO, 2010b:67). In einigen Ländern, wie beispielsweise Ghana, Indonesien, Sierra Leone, Sri Lanka, Solomon-Inseln, Bangladesch, Demokratische Republik Kongo und Kambodscha, tragen Fischproteine durchschnittlich über 50% zur tierischen Eiweißaufnahme bei (MA, 2005b). In kleinen Inselstaaten (SIDS) und in armen Küstengemeinschaften von Entwicklungsländern kann der Wert sogar bis zu 90% betragen (Noone et al., 2012). Zudem ist Fisch eine wichtige und häufig unterschätzte Quelle essenzieller Vitamine sowie Mineralien und spielt somit gerade in diesen Ländern eine Schlüsselrolle für die lokale Ernährungssicherheit (Roos et al., 2007; FAO, 2010b:64).

Die bisherige Überfischung und der drohende Zusammenbruch weiterer Fischbestände gefährden also den wichtigen Beitrag der Meere für die Welternährung. Gemäß der Analyse von Srinivasan et al. (2010) hätten ohne die bereits stattgefundenen Überfischung im Jahr 2000 etwa 20 Mio. Menschen vor Unterernährung bewahrt werden können. Frid und Paramor (2012) gehen davon aus, dass nur bei nachhaltigem Management die Fischerei ihren Beitrag als wichtiger Proteinlieferant für die wachsende Weltbevölkerung auch in Zukunft leisten kann.

4.1.2.2

Sozioökonomische Bedeutung und Auswirkungen

Fisch ist nicht nur ein wichtiger Teil der Ernährung vieler Menschen, sondern auch ein wertvolles Handelsgut. Rund drei Viertel der globalen Fischereiproduktion ist für den direkten menschlichen Verzehr bestimmt, der Rest wird überwiegend zu Fischöl und -mehl vor allem für Aquakultur und Tierfütterung verarbeitet (FAO, 2012b). Der Erstverkaufswert der marinen Wildfischerei beträgt mehr als 80 Mrd. US-\$ pro Jahr (FAO, 2010b) und der gesamte Markt an Fischereiprodukten wird auf etwa 400 Mrd. US-\$ (World Bank und FAO, 2009) geschätzt, wovon etwa ein Viertel auf

**Abbildung 4.1-5**

Beitrag von Fisch und Meeresfrüchten zur Versorgung mit tierischen Proteinen (Durchschnitt von 2007 bis 2009).

Quelle: FAO, 2012b:83

dem Weltmarkt gehandelt wird. Der Beitrag der Fischerei zum globalen Bruttoinlandsprodukt (BIP) liegt im Median bei 1,3% (World Bank et al., 2010). Der Import geht vor allem in Industrieländer: Japan, USA, Spanien, Frankreich und Italien importieren gemeinsam knapp die Hälfte der gesamten gehandelten Fischereiprodukte; ein Viertel der Exporte stammen aus China, Thailand, Vietnam und Chile (Zahlen von 2008; FAO, 2010a; Kap. 4.1.4.8). Insgesamt liefern die Entwicklungsländer etwa die Hälfte des gesamten Exports. Für diese Ländergruppe und insbesondere für viele LIFDC ist dies eine bedeutende Devisenquelle. Mit der Globalisierung ist eine zunehmende Konzentration des Fischhandels in den Händen weniger großer Handelsgesellschaften zu beobachten (FAO, 2009a:44). Der Wert des weltweiten Fischexports ist sogar doppelt so groß wie der des wichtigsten landwirtschaftlichen Exportguts Kaffee und zeigt angesichts der steigenden Nachfrage in den letzten Jahrzehnten ein deutlich stärkeres Wachstum (FAO, 2010b).

Aus ökonomischer Sicht wirtschaftet die Fischerei sehr unbefriedigend. Bei einem nachhaltigen Fischereimanagement könnten z.B. die Fänge in der EU rund 80% höher sein, als sie derzeit sind (Froese und Proelß, 2010). Dem entsprechend hält die EU-Fischereikommissarin Maria Damanaki (2011) in einem Vergleich mit der Finanzwirtschaft die Fischbestände für „underperforming assets“, die bei besserer Bewirtschaftung erheblich mehr volkswirtschaftliche Erträge liefern könnten. Weltbank und FAO (2009) schätzen die weltweiten volkswirtschaftlichen Verluste der Fischerei als

Folge nicht nachhaltiger Intensivierung und der daraus folgenden Abnahme der Bestände auf 50 Mrd. US-\$ jährlich. Dieser Betrag umfasst nur die gesamtwirtschaftlichen Verluste aus der ineffizienten Bewirtschaftung der Ressource Fisch, d.h. die entgangenen Nettonutzen aus der Fischerei aufgrund von Überfischung und von Überkapazitäten in der Fischereiflotte. Die Verluste an biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen als Folge der gegenwärtigen Fischerei sind in der Schätzung von Weltbank und FAO noch nicht inbegriffen, da sie nur schwer monetarisierbar sind.

Die weit verbreiteten Subventionen spielen bei der schlechten Effizienz eine wichtige Rolle (Kap. 4.1.4.7). Der heutige marine Fangertrag könnte mit etwa der Hälfte des globalen Fischereiaufwands erzielt werden. Auch Fischer und Fischindustrie erleiden durch die nicht nachhaltige Bewirtschaftung der Bestände erhebliche betriebswirtschaftliche Verluste. Umgekehrt könnten die Volkswirtschaften vom Wiederaufbau der Bestände erheblich profitieren (Sumaila et al., 2012; OECD, 2012b), wobei der ökonomisch optimale Pfad zum Wiederaufbau eines Bestands zwar meist etwas länger dauert, aber deutlich höhere Erträge bringt (Costello et al., 2012a).

Die Meeresfischerei sichert direkt Anstellung und Lebensunterhalt von weltweit etwa 34 Mio. Menschen (FAO, 2011a), wobei diese Arbeitsplätze zu über 95% in Entwicklungsländern im Sektor der Kleinfischerei liegen (Kap. 4.1.2.4). In den dortigen Küstengemeinschaften, speziell in Ländern südlich der Sahara und in Süd- und Südostasien, ist Armut weit verbreitet.

Kasten 4.1-2

Artificial Upwelling: Erhöhung der marinen Primärproduktion durch künstliche Förderung von Tiefenwasser an die Meeresoberfläche

Artificial Upwelling ist eine Technik, bei der nährstoffreiches, kaltes Tiefenwasser in die Oberflächenschichten des Ozeans gebracht wird, um dort verstärkte Primärproduktion auszulösen. Mit dieser Technologie können verschiedene Zwecke verfolgt werden:

- › Mit Artificial Upwelling kann das Oberflächenwasser „aufgedüngt“ werden, um so die Primärproduktion zu erhöhen und über die Nahrungskette schließlich zu erhöhter Produktion gewünschter Fischarten oder Meeresfrüchte zu kommen („Cultivation of Ocean Desert“; Maruyama et al., 2004).
- › Durch Ausnutzung der Temperaturdifferenz zwischen kaltem Tiefenwasser und warmem Oberflächenwasser kann Energie erzeugt werden (Meereswärmekraftwerk; Ocean Thermal Energy Conversion, OTEC; Vega, 2002; Kap. 5.2.1.2).
- › Verstärkung der marinen Primärproduktion und Energieerzeugung können auch kombiniert werden. Es gibt Visionen einer neuen „Blue Revolution“ (McKinley und Takahashi, 1991; Takahashi, 2000) bzw. von „Open Ocean Ranches“, in denen gleichzeitig Energie (durch OTEC-Kraftwerke) erzeugt und das hochgeführte nährstoffreiche Tiefenwasser für weitere Zwecke verwendet wird, u. a. für Aquakultur oder für die Düngung der Oberflächengewässer (Matsuda et al., 1998, 1999).
- › Es kann indirekte die Produktion von Meeresfrüchten (hier Muscheln) beeinflusst werden. In Norwegen wurden Experimente durchgeführt, bei denen mit Hilfe von Tiefenwasser das Wachstum nicht toxischer Algen stimuliert wurde, um Muschelkulturen vor Algengiften zu schützen (McClimans et al., 2010).
- › Aus Klimaschutzgründen kann die Sequestrierung von CO₂ aus der Luft verstärkt werden. Durch diese Spielart des Geoengineering soll erhöhte Primärproduktion angeregt werden, was zu verstärktem Kohlenstoffexport in die Tiefsee führen soll (Lovelock und Rapley, 2007; Karl und Letelier, 2008; Oschlies et al., 2010).
- › Oberflächennahe Schichten können durch hochgeführtes Tiefenwasser abgekühlt werden, um Hurrikane abzuschwächen oder Korallenriffen das Überleben in Zeiten des Klimawandels zu erleichtern (Kirke, 2003).

Technologien

Die Energiemenge, die aufgewendet werden muss, um die Dichteunterschiede zwischen dem kalten Tiefenwasser und dem warmen Oberflächenwasser zu überwinden, ist relativ gering. Es werden folgende technische Methoden angewandt, um das nährstoffreiche Tiefenwasser nach oben zu führen:

- › Pumpen, entweder mit externer Energie getrieben (z. B. gekoppelt mit einem OTEC-Kraftwerk; McKinley und Takahashi, 1991) oder durch Wellenkraft (Liu et al., 1999; Kirke, 2003; Lovelock und Rapley, 2007; Kenyon, 2007).
- › Einblasen von Luft und Transport des Tiefenwassers in der Luftblasenbewegung nach oben (Liang und Peng, 2005; McClimans et al., 2010).
- › „Perpetual salt fountain mechanism“: Aufgrund von physikalischen Eigenschaften der Schichtung mit ihren Dichte- und Temperaturunterschieden würde ein langes Rohr mit langsamem Fluss unaufhörlich Tiefenwasser nach

oben führen, ohne dass externe Energiezufuhr dazu notwendig wäre (Stommel et al., 1956; Huppert und Turner, 1981; Maruyama et al., 2004).

Förderung der marinen Primärproduktion: Potenziale

Die Produktion mariner Ökosysteme ist dort am größten, wo durch natürliche Prozesse große Mengen nährstoffreiches, kühles Tiefenwasser an die Oberfläche gelangen. Diese Upwelling-Gebiete tragen 90% zur globalen natürlichen Produktion der Meere bei (Gauthier, 1997). Die produktivsten Fischgründe der Welt liegen in diesen natürlichen Upwelling-Gebieten, die sich vor vielen Küsten befinden. Das bekannteste Beispiel ist die Fischerei auf Anchovis vor der Westküste Südamerikas, die letztlich vom kühlen Humboldt-Strom genährt wird. Trotz der vom El Niño verursachten großen Schwankungen bilden im Durchschnitt die peruanischen Anchovisbestände die Basis für die ertragreichste Fischerei der Welt (FAO, 2011a:10) und die weltgrößte Quelle von Fischmehl.

Die Idee des Artificial Upwelling besteht darin, in geeigneten Gebieten und in kleinem Maßstab einen ähnlichen Effekt zu erzielen, indem Tiefenwasser künstlich nach oben gebracht wird und dort als Basis für eine produktive Nahrungskette dient (Kirke, 2003). Im Gegensatz zur herkömmlichen Fischerei ähnelt Artificial Upwelling damit der Landwirtschaft, die auch durch künstlichen Nährstoffeintrag die Biomasseproduktion verbessert. Es gibt aber zwei wesentliche Unterschiede:

Erstens werden in der Landwirtschaft vor allem Pflanzen gezüchtet und geerntet. Bei Beweidung von z. B. Grasland durch Tiere befindet sich der Zielorganismus höchstens auf der zweiten trophischen Ebene. Die Nahrungskette im Ozean bis zum gewünschten Ernteorganismus verläuft hingegen meistens über drei oder sogar vier Stufen: (1) Phytoplankton (vor allem Mikroalgen, die mit Hilfe der eingetragenen Nährstoffe und dem Sonnenlicht Biomasse aufbauen); (2) Zooplankton (Kleinkrebse, Larven usw., die sich von den Algen ernähren); (3) planktivore Fische, wie z. B. Anchovis oder Sardinen, die sich vor allem vom Zooplankton ernähren; (4) räuberische Fische, die sich von planktivoren Fischen ernähren. Dadurch sind die Konversionsverluste erheblich größer und die Effizienz entsprechend geringer. Eine Muschelzucht auf Basis einer Diatomeenblüte entspräche allerdings einer zweistufigen Nahrungskette (Roels et al., 1979; Liu, 1999; Aure et al., 2007).

Zweitens ist die Kontrolle über das Geschehen in künstlich erzeugten oder veränderten marinen Ökosystemen erheblich schwieriger als an Land. Ein Bauer kann sehr genau steuern was, wo und wie wächst. Ein Meeresökosystem mit Artificial Upwelling kann man höchstens durch die geschickte Wahl der Tiefe des genutzten Wassers die Nährstoffverhältnisse zwischen Stickstoff, Phosphor, Silizium und Kohlenstoff steuern, was wiederum ein entscheidender Faktor für die Artenzusammensetzung der angeregten Phytoplanktonproduktion, für die Wirkung auf den Kohlenstoffkreislauf und letztlich auch auf die Kohlenstoffsenkenfunktion ist.

Bevor weitreichende Visionen umgesetzt werden können („Laputa-Projekt“; Maruyama et al., 2004), besteht erheblicher Forschungsbedarf, denn bei unbedarfter Anwendung könnte die zusätzliche biologische Produktion durch Emissionen von zusätzlichem CO₂ aus dem Tiefenwasser in die Atmosphäre erkaufte werden. Derartige Forschung scheint allerdings auch ohne unmittelbare Anwendung interessant, da sie hilft, die bestehenden Ökosystemmodelle zu testen und zu verbessern (Karl und Letelier, 2008).

Kombinationen von Fischerei mit Energiegewinnung

Eine Kombinationsmöglichkeit ist die Förderung der Algen-

produktion durch Artificial Upwelling zur Erzeugung von Biokraftstoffen. Ebenso könnte daran gedacht werden, Makroalgen zu züchten und anschließend die Biomasse zur Biomethanproduktion zu verwenden (Kap. 5.2.1). Ein Vorteil dieser Kombination ist, dass wegen der Nutzung des nährstoffreichen Tiefenwassers weder das energieaufwändige Nitrat eingesetzt werden müsste, noch Phosphat, das aus immer knapper und teurer werdendem Abbau mineralischer Vorkommen gewonnen wird und für die landwirtschaftliche Produktion zur Sicherung der Welternährung ein limitierender Faktor zu werden droht (WBGU, 2011:47).

Das unter dem Schlagwort „Blue Revolution“ bekannte visionäre Konzept im Zusammenhang mit Artificial Upwelling ist die Kopplung mit OTEC-Kraftwerken und Plattformen im offenen Ozean, auf denen Aquakultur oder auch industrielle Produktion biopharmakologischer Produkte stattfinden kann (McKinley und Takahashi, 1991). In Überschlagsrechnungen kommen die Autoren bei der Nutzung eines 40 MW OTEC-Kraftwerks auf jährliche Produktionszahlen von 80.000 t Trockengewicht Kelp oder mehr als 3.000 t Fisch. Das Konzept einer „Ultimate Ocean Ranch“ zielt in eine ähnliche Richtung (Matsuda et al., 1998) wie auch die Veröffentlichungen von Ouchi und Nakahara (1999) sowie von Toyota und Nakashima (1987). In Japan gibt es eine Reihe von Versuchsanlagen mit vielen Pipelines, die Tiefenwasser zu verschiedenen Zwecken nach oben pumpen (Takahashi, 2000).

Herausforderungen für die Governance

Die Fischerei in AWZ-Gewässern mit Artificial Upwelling birgt auch neue Herausforderungen für die Governance. Insbesondere besteht Bedarf zumindest an der Ausarbeitung ergänzender Richtlinien zu UNCLOS, die Aushandlung eines entsprechenden Durchführungsabkommens erscheint aber nicht zwangsläufig erforderlich (Proelß und Hong, 2012). Zudem besteht Bedarf, Fischereirechte, Investitionsaufwand und laufende Kosten der Upwelling-Anlagen zu koppeln, um ein klassisches Trittbrettfahrerverhalten zu verhindern, bei dem Fischer profitieren, die nichts investiert haben.

Weitere Forschung über potenzielle Umweltwirkungen erforderlich

Artificial Upwelling ist ein visionäres Konzept, das zumindest theoretisch eine Möglichkeit eröffnet, die „Wüstengegenden“ des offenen Ozeans produktiver zu machen. Die Technik befindet sich in einem frühen Forschungsstadium und ist noch weit von der Anwendung entfernt. Es gibt folgende ungelöste Kernprobleme: (1) die Wirkung auf den marinen Kohlenstoffkreislauf, um einen Nettoexport von Kohlenstoff in die Tiefsee sicherzustellen; (2) die Wirkung auf die Dynamik des Tiefenwassers (Kirke, 2003); (3) die Vorhersagbarkeit der Beeinflussung der Ökosystemreaktion (Karl und Letelier, 2008).

Überfischung und ein Rückgang der Fangerträge stellen für viele Küstengemeinden daher ein existenzielles Problem dar, da ihre Lebensgrundlage direkt von den Fischressourcen abhängt (Kap. 4.1.2.4). Zudem sind sie gegenüber dem Klimawandel besonders vulnerabel (Kap. 4.4.1). Da für jeden angestellten Fischer mehrere Arbeitsplätze in Weiterverarbeitung und Handel sowie abhängige Familienangehörige hinzuzurechnen sind, liegt die Gesamtzahl der vom Fischereisektor abhängigen Menschen bei mehreren 100 Mio. (FAO, 2010b:iii).

Die Beschäftigung im Fischereisektor ist schneller gewachsen als die Weltbevölkerung oder die Beschäftigung im traditionellen Landwirtschaftssektor, wobei die Beschäftigungsquote aufgrund des Strukturwandels in den kapitalintensiven Ländern (Europa, USA, Japan) u.a. wegen des technischen Fortschritts eher weiter sinken wird. Wie bei der Landwirtschaft auch sind die Erträge pro Arbeitsplatz in Industrieländern erheblich größer (nahezu Faktor 10) als in Entwicklungsländern (FAO, 2010b:7).

Nicht zuletzt sind Fischerei und Fischprodukte in vielen Teilen der Welt prägende Elemente der Kultur bzw. des Lebensstils der Bevölkerung und aus dem Leben vieler Menschen nicht wegzudenken (z.B. Asien, Skandinavien, iberische Halbinsel; FAO, 2011a; Kap. 1.1.1).

4.1.2.3

Ökologische Bedeutung und Auswirkungen

Es gibt zunehmend Studien aus historischer Perspektive die belegen, dass die Auswirkungen der Fischerei auf die marinen Ökosysteme lange unterschätzt wurden und sich in den letzten Jahrzehnten mit dem zunehmenden Fischereiaufwand erheblich verschärft haben (z.B. Lotze et al., 2006; Roberts, 2007; Starkey et al., 2008; Holm et al., 2010). Es finden sich dort viele Beispiele dafür, dass große Bestände durch Überfischung in den Zusammenbruch getrieben wurden. Überfischung gilt als eine der wichtigsten Ursachen für den Verlust biologischer Vielfalt in Meeresökosystemen (Jackson et al., 2001; Worm et al., 2009).

Diese Effekte sind nicht nur deswegen lange unterschätzt worden, weil die Analyse von Beständen und Ökosystemstrukturen im Meer so schwierig und aufwändig ist, sondern auch wegen des „Shifting-baseline-Syndroms“. Jede Generation von Fischern und Fischereiwissenschaftlern nimmt Zustand und Zusammensetzung der Bestände am Anfang ihrer Laufbahn als Basis für die Beurteilung der beobachteten Veränderungen. Beim Start der nächsten Generation sind die Bestände geschrumpft, was wiederum implizit als neue Basis für Vergleiche dient und die Wahrnehmung der Degradation erschwert (Pauly, 1995; Roberts, 2007:xii).

Die drastischen Auswirkungen industrieller Fischerei sind mittlerweile gut belegt. Innerhalb von 15 Jahren reduziert sich typischerweise die Fischbiomasse

der Lebensgemeinschaften um 80% (Myers und Worm, 2003). Dementsprechend waren die Bestände insbesondere der großen Raubfische in früheren Zeiten erheblich größer als heute. Die Fischerei konzentriert sich vorzugsweise auf Arten, die in den marinen Nahrungsnetzen weit oben stehen, wie z.B. Thunfisch oder Kabeljau. Diese Arten wurden seit dem Beginn der industriellen Fischerei so stark dezimiert, dass ihre Biomasse weltweit um etwa 90% zurückgegangen ist (Myers und Worm, 2003; Ward und Myers, 2005; Baum und Myers, 2004). Der Bericht des NRC (2006) hält diese Zahl für überschätzt, nennt aber immer noch Werte von 65–80%.

Als Folge der Überfischung sinkt der Anteil der geschlechtsreifen Tiere, es wird weniger gelaicht und somit kann insgesamt weniger Nachwuchs entstehen. Es kommt zu einer Verschiebung der Alters- und Größenstruktur, so dass viele kommerziell übernutzte Fischbestände von Jungfischen dominiert werden (Pauly et al., 1998). Zudem übt Fischerei einen starken Selektionsdruck auf die befischten Populationen aus. Diese passen sich an, indem Alter und Größe der Fische bei erster Fortpflanzung sinken (z.B. Olsen et al., 2004). Diese durch Fischerei induzierten evolutionären Veränderungen wirken sich negativ auf die Reproduktionskapazität der Bestände aus. Selbst bei einem Stopp der Fischerei dürften diese Trends sich nur langsam umkehren, was für die Widerstandsfähigkeit und nachhaltige Bewirtschaftung dieser Bestände von Nachteil ist (Barot et al., 2002).

Es geht aber nicht nur um Verluste von Biomasse, denn die selektive Fischerei kann auch die Zusammensetzung der jeweils betroffenen Ökosysteme fundamental verändern. Aktuell sind Haie und Rochen, die eine wichtige Rolle in Meeresökosystemen einnehmen, aufgrund der Überfischung (vor allem für Haiflossensuppe) und durch Beifang besonders bedroht und haben bereits erhebliche Verluste erlitten (Myers et al., 2007; Field et al., 2009). Etwa 17% der Hai- und Rochenarten sind gefährdet, weitere 13% nahe an der Gefährdungsschwelle (Vié et al., 2008). Auch Schwert- und Thunfischarten stehen wie Haie auf der oberen Ebene des Nahrungsnetzes. Wegen ihres hohen Marktwerts sind sie anfällig für Überfischung, so dass, gemessen an den Kriterien für die Rote Liste der IUCN, bereits mehrere dieser Arten gefährdet sind (Collette et al., 2011). Große Raubfische sind besonders wichtig für die Aufrechterhaltung der Ökosystemstruktur, so dass die erhebliche Reduktion ihrer Bestände massive Auswirkungen hat (Bascompte et al., 2005). Diese können sich kaskadenartig im Nahrungsnetz fortsetzen (Jensen et al., 2012; Frank et al., 2005) und weitere Verluste an biologischer Vielfalt auslösen, was wiederum Ökosystemleistungen gefährdet (Estes et al., 2011; Worm

et al., 2006).

Der zunehmende Fischereiaufwand hat bereits die Struktur der pelagischen Ökosysteme messbar verändert, mit einer Verlagerung der Erträge von großen, in Bodennähe lebenden (demersalen), räuberischen Fischen hin zu kleinen, in der Wassersäule (pelagisch) lebenden Fischen, die sich von Plankton ernähren (Pauly et al., 1998; Essington et al., 2006). Dies kann im Extremfall dazu führen, dass das gesamte Ökosystem in einen neuen Zustand kippt, was eine Rückkehr zu der ursprünglichen Produktivität für lange Zeit verhindern kann (Jensen et al., 2012; Frank et al., 2011). Ein Beispiel für mögliche Konsequenzen ist, dass anscheinend manche pelagische Ökosysteme vermehrt von Quallen geprägt werden (Richardson et al., 2012). Im Kontext des Anthropozäns (Kap. 1) könnten die Eingriffe in die Meeresökosysteme mittels der pelagischen Fischerei als weltumspannendes „Experiment“ angesehen werden, wobei die ökologischen Konsequenzen im Einzelnen noch kaum verstanden sind (Jackson, 2008; Jensen et al., 2012).

Die Fischereimethoden haben sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die Ökosysteme und ihre biologische Vielfalt. Bei wenig selektiven Fischereimethoden ergeben sich Schäden für die Ökosysteme aus dem unerwünschten Beifang von zu kleinen Fischen, Nichtzielarten, Bodenorganismen, Meeressäugtieren (z.B. Delfinen), Schildkröten, Seevögeln und vom Aussterben bedrohten Lebewesen, die oftmals tot oder tödlich verletzt wieder über Bord geworfen werden. Die Schätzungen des Beifangs sind unsicher, liegen im Bereich von 7,3–27,0 Mio. t jährlich und zeigen einen fallenden Trend (Alverson et al., 1994; Kelleher, 2005; Zeller und Pauly, 2005). Wenn Beifang als „ungenutzter oder ungenutzter Fang“ im weitesten Sinn definiert wird, liegt die Menge nach einer globalen Schätzung von Davies et al. (2009) sogar bei 38,5 Mio. t pro Jahr oder über 40% des gesamten marinen Wildfangs.

Zudem gibt es destruktive Methoden, die schwere Schäden an marinen Habitaten auslösen können, vor allem die Grundscheppnetzfisherei (Jennings und Kaiser, 1998). Die zunehmende Ausweitung der Fischerei in die Tiefsee bringt besondere Herausforderungen an die Nachhaltigkeit mit sich, da die dortigen Ökosysteme meist sehr sensibel und wenig resilient sind, wobei die Organismen sich erst spät fortpflanzen und daher nur sehr behutsam genutzt werden können (Ramirez-Llodra et al., 2011; Norse et al., 2012). Die gegenwärtig betriebene Form der Tiefseefischerei kann jedenfalls nicht als nachhaltig bezeichnet werden, das gilt auch für die EU (Davies et al., 2007; Villasante et al., 2012).

Die zerstörerischen Methoden gehen bis hin zur Nutzung von Gift oder Sprengstoff in Korallenriffen, was in Südostasien und Ostafrika immer noch prakti-

ziert wird (Burke et al., 2011:26; Abb. 4.1-10). Zudem geht weltweit etwa ein Siebtel bis ein Drittel des globalen Fischfangs auf das Konto des illegalen, nicht gemeldeten und unregulierten Fischfangs (Illegal, Unreported and Unregulated, IUU-Fischerei; Agnew et al., 2009; Kap. 4.1.4.5). Insbesondere Entwicklungsländer verlieren Erträge von erheblichem Wert durch illegale Fischerei in ihren AWZ, so liegen z.B. in afrikanischen Ländern südlich der Sahara die gesamten Fänge um etwa 40% oberhalb der gemeldeten Fänge (Agnew et al., 2009). Die Akteure der illegalen Fischerei ignorieren nicht selten jede Nachhaltigkeitsabwägung (Kap. 4.1.4.5). Insgesamt gesehen geht durch die gegenwärtige Art der Fischerei biologische Vielfalt in erheblichem Maß verloren und es werden marine Ökosystemleistungen gefährdet oder zerstört (MA, 2005a), nicht zuletzt mit der Folge einer geringeren Resilienz mariner Ökosysteme gegenüber globalen Umweltveränderungen wie z.B. Klimawandel oder Versauerung (Kap. 4.4). Viele dieser destruktiven Methoden lassen sich aber durch technische Verbesserungen entschärfen oder durch konsequente Umsetzung der bestehenden Regelungen verhindern (Beddington et al., 2007; Kap. 4.1.3.4).

Wenn zerstörerische Fischereimethoden unterlassen werden und nachhaltiges Management eingeführt wird, können Fischbestände und Meeresökosysteme sich auch wieder erholen (Worm et al., 2009). Eine weltweite Ertragssteigerung von 8–40% wird für möglich gehalten (Costello et al., 2012b). Die Zeiträume sind allerdings unterschiedlich: Bestimmte Fischbestände (kleine, planktivore Arten wie z.B. Sardinen, Anchovis) können sich schon nach kurzer Zeit wieder aufbauen, während große Raubfische und vor allem Tiefseefische länger brauchen (MacKenzie et al., 2008). Es gibt sogar Beispiele, bei denen nach einem Stopp der Fischerei selbst nach vielen Jahren keine Erholung der Bestände zu verzeichnen ist, wie z.B. im Fall der aufgrund von Missmanagement zusammengebrochenen Kabeljaubebestände vor Neufundland (Walters und Maguire, 1996). Auch bei Schäden an empfindlichen Ökosystemen, z.B. in der Tiefsee, muss mit sehr langen Zeiträumen für die Regeneration gerechnet werden (MA, 2005a; Ramirez-Llodra et al., 2011). In vielen Fällen wären die Erträge – nach Einführung eines nachhaltigen Fischereimanagements mit einer vorübergehenden Reduktion der Fangmengen – allerdings bereits nach wenigen Jahren größer als vorher (Worm et al., 2009; Froese und Quaas, 2013).

4.1.2.4

Marine Kleinfischerei im globalen Kontext

Da die marine Kleinfischerei in vielen Entwicklungsländern eine besondere Rolle für die Ernährungssicherheit spielt (Kap. 4.1.2.1), wird hier gesondert auf ihre spezifischen Herausforderungen eingegangen.

Die Kleinfischerei in Entwicklungsländern lässt sich vor allem durch drei Merkmale von der industriellen Fischerei abgrenzen: (1) soziökonomischer Hintergrund der Fischer (relativ niedriges Einkommen); (2) Kompetenzniveau der Fischer (relativ niedriger Technologieeinsatz und hohe Handwerksfertigkeit; Bootgröße meist unter 12 m) und (3) große Bedeutung der Fischerei für Ernährung und Lebensunterhalt in der Region (FAO, 2012b; FAO und WFC, 2008; Abb. 4.1-6). Da sich der Technologieeinsatz länderspezifisch stark unterscheidet, ist dieser allein kein geeignetes Merkmal zur Abgrenzung. Kleinfischerei wird beispielsweise sowohl mit motorisierten als auch mit nicht motorisierten Booten betrieben. Sie bedeutet auch nicht zwangsläufig Subsistenzwirtschaft, da in vielen Fällen für regionale, nationale und globale Märkte produziert wird (FAO und WFC, 2008).

Relevanz für die Ernährungssicherheit

Jährlich werden durch marine Kleinfischerei mehr als 30 Mio. t Fisch für den menschlichen Verzehr gefangen (Jacquet und Pauly, 2008; Abb. 4.1-6). Da sie vor allem in den Regionen zu finden ist, wo Fisch einen hohen Anteil zur Proteinversorgung der lokalen Bevölkerung beisteuert, ist sie von herausragender Bedeutung für die Ernährungssicherheit (Kap. 4.1.2.1). Zudem sind die Beschäftigungszahlen beträchtlich: Die Zahl der marinen Kleinfischer wird auf 12–14 Mio. geschätzt (Jacquet und Pauly, 2008:384; World Bank et al., 2010).

Wenn die gesamte Wertschöpfungskette vom Fischfang bis zum Verzehr berücksichtigt wird, hängen mit ca. 52 Mio. Beschäftigten weltweit 85% der Arbeitsplätze im marinen Fischereisektor direkt von der Kleinfischerei ab (World Bank et al., 2010). Es wird geschätzt, dass Frauen, die zumeist in der Fischverarbeitung beschäftigt sind, über ein Drittel der Arbeitskräfte in der marinen Kleinfischerei ausmachen (World Bank et al., 2010). Mit den Millenniumentwicklungszielen (Millennium Development Goals, MDGs) wurde betont, dass die Gleichstellung von Frauen eine tragende Rolle in der Armutsbekämpfung spielt (UNGA, 2001). Aufgrund der hohen Beschäftigungszahlen trägt die Kleinfischerei somit auch zu MDG 3 („Gleichstellung und größeren Einfluss der Frauen fördern“) bei.




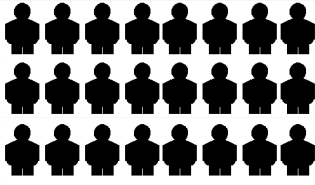






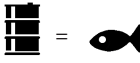

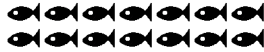

	Großskalige Fischerei 	Kleinskalige Fischerei 
Subventionen	\$\$\$\$\$ 25–27 Mrd. US-\$	\$ 5–7 Mrd. US-\$
Anzahl der beschäftigten Fischer	 >0,5 Mio.	 >12 Mio.
Jährliche Fangmenge für den menschlichen Verzehr	 >30 Mio. t	 >30 Mio. t
Jährliche Fangmenge, die zu Fischmehl und -öl verarbeitet wird	 35 Mio. t	 Fast keine
Jährlicher Kraftstoffverbrauch	 >37 Mio. t	 >5 Mio. t
Fangmenge pro Tonne Kraftstoff	 1–2 t	 4–8 t
Rückwurf von Fisch und anderen Meeresorganismen	 8–20 Mio. t	 Sehr wenig

Abbildung 4.1-6

Gegenüberstellung von mariner industrieller Fischerei („großskalig“) und Kleinfischerei („kleinskalig“). Die Zahlen beziehen sich auf die globale Ebene.

Quelle: Jacquet und Pauly, 2008

Vorteile gegenüber der industriellen Fischerei

Bei der Gegenüberstellung von Kleinfischerei und industrieller Fischerei zeigt sich, dass die Subventionen für die industrielle Fischerei mit 25–27 Mrd. US-\$ pro Jahr vier- bis fünfmal höher liegen (Abb. 4.1-6; Jacquet und Pauly, 2008). Die Beschäftigungszahlen der Kleinfischerei sind hingegen 24mal höher. Da ein Großteil der Kleinfischerei küstennah mit Booten arbeitet, die nicht oder schwach motorisiert sind, ist der Treibstoffverbrauch pro Fangeinheit in der industriellen Fische-

rei ca. vier- bis fünfmal höher. Während die industrielle Fischerei jährlich erhebliche Mengen an Beifang erzeugt (Kap. 4.1.2.3), wird von der Kleinfischerei nur wenig Fisch ins Meer zurückgeworfen. Die Kleinfischerei fischt also mit höherem Arbeits-, aber geringerem Energieaufwand deutlich zielgenauer. Obwohl die marine Kleinfischerei, global gesehen, nachhaltiger operiert als die industrielle Fischerei (Jacquet und Pauly, 2008), trifft dies nicht in jedem Einzelfall zu. Auch die Kleinfischerei kann durch unzulänglich

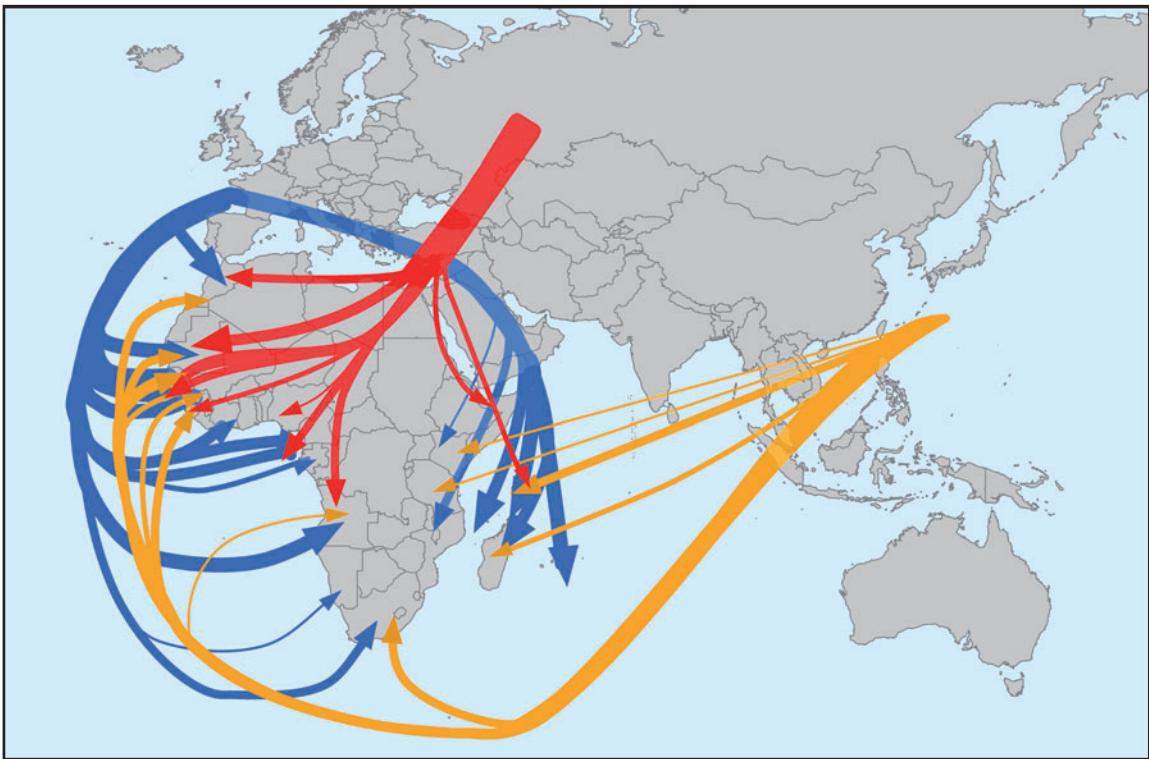


Abbildung 4.1-7

Verlagerung von Fischereiaktivitäten aus Industrienationen in afrikanische Länder während der 1990er Jahre (blau: aus Westeuropa; rot: aus Russland einschließlich von Ländern der früheren Sowjetunion; gelb: aus Asien).

Quelle: basierend auf Alder und Sumaila, 2004; Worm et al., 2009

reguliertes kollektives Handeln, destruktive Praktiken (z.B. Dynamitfischen) und Überkapazitäten zur Überfischung führen (Marí, 2012). Die zentrale Frage zur Nachhaltigkeit einer Fischerei ergibt sich also nicht nur durch die Größe der Operationen, sondern auch durch die Nutzungsregulierungen.

Herausforderungen

Die marine Kleinfischerei steht unter enormem Druck: Industrielle Fischerei, landbasierte Verschmutzung, Klimawandel sowie diskriminierende nationale und internationale Handelspolitik sind einige der wichtigsten Aspekte (Jacquet und Pauly, 2008). Herausforderungen ergeben sich auch durch die komplexen globalen Verstrickungen der Kleinfischerei mit vielfältigen politischen und wirtschaftlichen Prozessen. Diese wurden z.B. gefördert durch die Verlagerung des Fischereiaufwands von Industrieländern in Entwicklungsländer in den 1990er Jahren, so dass seither internationale Fangflotten auch die traditionell von Kleinfischern genutzten Bestände dezimieren. In Abbildung 4.1-7 wird gezeigt, wie Industrie- und Schwellenländer ihre Fischereioperationen bei steigender Nachfrage und sinkendem Fischertrag in den eigenen AWZ in die Hoheitsgebiete von Entwicklungsländern verlagert haben. Die

externe Dimension der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der EU ist ein Beispiel dafür, wie bislang Entwicklungsländer disproportional wenig von Fischereiabkommen mit Industrieländern profitieren und wie die Kleinfischerei von industriellen Fischereioperationen negativ beeinflusst werden kann. Die EU ist sich dieses Problems bewusst und hat einen umfassenden Reformprozess zur externen Dimension der GFP eingeleitet (Kap. 4.1.4.6, 7.4.1.7).

Marine Kleinfischerei kann maßgeblich zum Export beitragen, z.B. werden im Senegal dadurch 60% des Exportvolumens generiert (World Bank et al., 2010). Eine Voraussetzung ist jedoch administrative und logistische Infrastruktur, z.B. Marktanbindung, Wissen um die Marktnachfrage und Kühlketten zur Einhaltung von Qualitätsstandards. Regulative Rahmenbedingungen (Gesetze, Verwaltung und Infrastruktur) zum Fischereimanagement sind in vielen Entwicklungsländern jedoch unzureichend (Alder und Sumaila, 2004; Worm et al., 2009; Kap. 4.1.3). Wegen der hohen Subventionierung kann die EU-Flotte auf afrikanischen Märkten Fisch häufig billiger anbieten als lokale Kleinfischer (Marí, 2012). Eine weitere Konkurrenz für Kleinfischer auf lokalen Märkten in Afrika ist der Beifang, der von Joint Ventures angeboten wird (Ngembo, 2008).

Kasten 4.1-3

Die FAO-Leitlinien für Kleinfischerei

Unter Federführung der FAO wurde im Mai 2012 der erste Entwurf der „International Guidelines for Securing Small-Scale Fisheries“ vorgelegt (FAO, 2012a). Die Richtlinien sind als Zusatz zum FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei (FAO, 1995) zu betrachten und streben an, den Beitrag der Kleinfischerei zu Armutsreduzierung, Nahrungssicherheit und Wirtschaftswachstum zu stärken. Zur Entwicklung der Richtlinien wurden zahlreiche Interessensgruppen konsultiert, u. a. Vertreter von Kleinfischereiverbänden, zivilgesellschaftlichen Organisationen und Regierungen.

Im ersten Teil der Leitlinien werden die allgemeinen Prinzipien der Kleinfischerei dargestellt. Der zweite Teil erörtert,

wie die Kleinfischerei in verschiedene politische Handlungsfelder – z. B. Ressourcenzugang, soziale Entwicklung, Arbeitsbedingungen, Wertschöpfungsketten, Gender, Katastrophenrisiko und Klimawandel – integriert werden kann. Der dritte Teil legt die Anforderungen zur Umsetzung dar, allen voran in Bezug auf politische Kohärenz, Forschung und Monitoring.

Da die sozioökonomische Bedeutung der Kleinfischerei systematisch unterschätzt wird und nur schwache politische Förderung erfährt, hält der WBGU diese Initiative der FAO für wertvoll. Für die Kernthemen der nachhaltigen Kleinfischerei bieten die Leitlinien eine umfassende Handlungsorientierung für politische Entscheidungsträger. Da die Leitlinien zur Kleinfischerei, ebenso wie der FAO-Verhaltenskodex, eine freiwillige Verpflichtung darstellen, wird die Umsetzung maßgeblich vom entschlossenen Handeln der Nationalstaaten abhängen (Kap. 7.4.1.8).

Aufgrund der global-lokalen Verstrickungen stehen Politikstrategien zur Kleinfischerei vor der Herausforderung, dass sie über alle Handlungsebenen hinweg abgestimmt und durchgesetzt werden müssen. Wegen der häufig starken lokalen und kulturellen Verankerung der Kleinfischerei sollten angepasste Lösungsansätze mit hoher Eigenverantwortung und Partizipation der lokalen Gemeinschaften entwickelt werden.

Lange ist das Fischereimanagement in Entwicklungsländern dem Modernisierungsparadigma gefolgt. Inzwischen hat sich Ko-Management als ein erfolgreiches Prinzip erwiesen (Kurien, 1998). Fischereiliches Ko-Management funktioniert als partnerschaftliche Zusammenarbeit zwischen Staat, Zivilgesellschaft und Privatwirtschaft und zielt vor allem auf starke Partizipation lokaler Gemeinschaften ab. Sichere Zugangsrechte für Kleinfischer spielen dabei eine tragende Rolle. Dieser Punkt wird auch im aktuellen Entwurf der FAO-Leitlinien für Kleinfischerei besonders betont (Kasten 4.1-3; FAO, 2012a).

Zu Anreizmechanismen in der Fischerei haben besonders rechtbasierte Ansätze wie individuelle, handelbare Quoten (Individual Transferable Quotas, ITQs) viel Aufmerksamkeit bekommen (Cancino et al., 2007; Kap. 4.1.3.3). Für die Kleinfischerei sind rechtbasierte Ansätze allerdings umstritten: Wie viele NRO sieht auch der UN-Sonderberichterstatler zum Recht auf Nahrung, Olivier de Schutter, im rechtbasierten Ansatz die Gefahr, dass traditionelle Fangrechte „ausgehebelt“ werden können und somit „ocean grabbing“ durch mächtige Unternehmen gefördert wird (de Schutter, 2012b; UN, 2012b). Als Alternative schlägt de Schutter vor, exklusive Fangzonen mit privilegiertem Zugang für Kleinfischer einzurichten. Durch eine derartige Zonierung kann die Konkurrenz zwischen industrieller und Kleinfischerei minimiert und die Nahrungssicherung priorisiert werden (UN, 2012b).

Ein Beispiel für Zonierung als Instrument zur Regulierung der marinen Kleinfischerei sind territoriale Nutzungsrechte (Territorial Use Rights in Fisheries, TURFs), die u. a. in Chile eingesetzt werden (Cancino et al., 2007). TURFs haben sich besonders bei der Bekämpfung illegaler Fischerei und der Erhebung von Monitoring-Daten bewährt (Hilborn und Hilborn, 2012:89). Über Anreizmechanismen hinaus sind vor allem Führungspersönlichkeiten und Sozialkapital entscheidende Erfolgsfaktoren (Gutiérrez et al., 2011). Die Teilhabe der lokalen Bevölkerung ist also eine grundlegende Voraussetzung für nachhaltige Kleinfischerei.

Weitere Herausforderungen für die marine Kleinfischerei sind die systemischen Wirkungen, die z. B. durch Interaktion mit der Landnutzung (Kasten 4.1-4) oder als Folge von Klimawandel und Verschmutzung entstehen (Kap. 4.4).

Folgerungen

Die sozioökonomische Bedeutung der Kleinfischerei in Entwicklungsländern kann kaum überschätzt werden. Zahlreiche Beispiele zeigen, dass sich globale Politiken und Wirtschaftspraktiken negativ auf die Kleinfischerei auswirken können. Entsprechend muss in viele Politikfelder eingegriffen werden, damit die Kleinfischerei auch weiterhin ihre tragende Rolle zur Armutsbekämpfung und Nahrungssicherung ausüben kann. Dabei müssen in der Regel verschiedene Instrumente kombiniert werden, um dem jeweils spezifischen lokalen Kontext gerecht zu werden. Die entsprechenden Handlungsempfehlungen des WBGU finden sich in Kapitel 7.4.1.8.

Kasten 4.1-4**Interaktion von Kleinfischerei, Landnutzung und globalen wirtschaftlichen Prozessen in Ghana**

Eine Fallstudie in Ghana veranschaulicht die weitreichenden indirekten Interaktionen der Kleinfischerei bezüglich der Land- und Meeresnutzung sowie lokaler und globaler wirtschaftlicher Prozesse (Brashares et al., 2004). Die Analyse einer Zeitreihe von 1970 bis 1998 zeigte, dass in Jahren mit niedrigem Fischvorkommen die Dichte von 41 Wildtierarten in sechs küstennahen Naturschutzgebieten drastisch abnahm. Dies war auf verstärkte Wilderei zurückzuführen: Wenn die Fischversorgung knapp war, griff die lokale Bevölkerung auf andere Proteinquellen zurück bzw. kompensierte die Einkommenseinbußen des Fischverkaufs durch den Verkauf von Wildtierprodukten. Geringe Fischbestände waren vor allem durch drei Faktoren bedingt: (1) natürliche Schwankungen; (2) Bevölkerungsverdichtung in den Küstengebieten (über die Hälfte der Einwohner Ghanas lebt maximal 100 km von der Küste entfernt); (3) die Fischereiaktivitäten von Industrieländern in der ghanaischen AWZ. Im Zusammenspiel führte dies

zur Gefährdung der Wildtierbestände in den untersuchten Naturschutzgebieten, so dass nationale Naturschutzbemühungen an Land u. a. durch die Fischerei von Industrieländern untergraben wurden.

Dieses Beispiel veranschaulicht erstens die unmittelbare Bedeutung von Meeresfisch für die Ernährungssicherung in vielen Entwicklungsländern, zweitens die direkten Auswirkungen, die Knappheit von marinen Fischressourcen auf dem Land verursachen kann und drittens die potenziell weitreichenden indirekten Folgen industrieller Fischereiaktivitäten auf Kleinfischerei.

Die Studie illustriert die Notwendigkeit eines integrierten Ansatzes im Fischereimanagement: Um die Proteinversorgung der lokalen Bevölkerung zu gewährleisten, müssen sowohl die Möglichkeiten an Land als auch auf dem Meer in Betracht gezogen werden. Im Falle von Überfischung könnte eine verbesserte landbasierte Proteinversorgung den Druck auf die Ressource mildern, im Falle nicht nachhaltiger Jagd auf Wildtiere sind die Potenziale der Fischerei und Aquakultur abzuwägen. Darüber hinaus sind die Interaktionen zwischen mariner industrieller Fischerei und mariner Kleinfischerei zu berücksichtigen.

4.1.3**Nachhaltiges Fischereimanagement: Methoden und Instrumente**

Die Lage der marinen Fischerei ist äußerst unbefriedigend (Kap. 4.1.1). Obwohl es in einigen Regionen der Welt erhebliche Anstrengungen gegeben hat, ist Überfischung immer noch ein großes Problem und die Bemühungen, die Bestände wieder aufzubauen, sind nicht immer erfolgreich (Beddington et al., 2007).

In diesem und im folgenden Kapitel werden zunächst Ansätze und Instrumente eines nachhaltigen Fischereimanagements und anschließend die internationale Governance der Fischerei behandelt. Der in Kapitel 3 verwendete Governance-Begriff ist eher weit gefasst und umfasst auch den Begriff Fischereimanagement, der hier gemäß FAO (1997a) als integrierter Prozess umschrieben wird, der u. a. die dauerhafte Produktivität der Ressourcen sichern soll.

Der WBGU legt bei der Darstellung des Fischereimanagements vor allem Gewicht auf die wichtigsten Instrumente und Trends der letzten Jahre. Einige in diesem Kontext wichtige Themen sind wegen übergeordneter Überlegungen in anderen Teilen des Gutachtens angesiedelt. Dies gilt z. B. für die Ökozertifizierung, die ein wichtiges flankierendes Instrument ist, um die kommerzielle Fischerei ökosystemgerechter und nachhaltiger zu gestalten (Worm et al., 2009; Gutiérrez et al., 2012). Sie wird in Kapitel 3.5.2 abgehandelt. Auch marine Raumplanung und Meeresschutzgebiete sind für die Fischerei entscheidende Rahmensetzungen, die in Kapitel 3.6.2 behandelt werden.

4.1.3.1**Ökosystemansatz und Vorsorgeprinzip als Basis nachhaltiger Fischerei**

Das klassische Fischereimanagement orientiert sich vor allem an der Maximierung des Ertrags einzelner Zielarten und nimmt u. a. wenig Rücksicht auf trophische Interaktionen oder ökosystemare Nebenwirkungen von Fangmethoden (Pikitch et al., 2004). Auch der am häufigsten verwendete Indikator, der „höchstmögliche Dauerertrag“ (MSY; Kasten 4.1-5), bezieht sich jeweils auf eine einzelne Zielart. Der Mehrartenansatz geht einen Schritt weiter und zielt darauf, auch die Räuber-Beute-Beziehungen zwischen verschiedenen Zielarten mit zu berücksichtigen.

Der Ökosystemansatz in der Fischerei geht weit über die Betrachtung der Zielarten hinaus und bedeutet einen Paradigmenwechsel für die Fischereiwirtschaft (Francis et al., 2007). Er ist geprägt von der Erkenntnis, dass Meeresökosysteme komplexe Systeme sind, die von der Fischerei z. T. erheblich beeinflusst und geschädigt werden können (Wolfrum und Fuchs, 2011; Kap. 4.1.2.3). Im Kontext nachhaltiger Entwicklung ist die Bewahrung gesunder und leistungsfähiger Ökosysteme das übergreifende Ziel des Ökosystemansatzes, so dass heutige und künftige Generationen an ihren Ökosystemleistungen teilhaben können (FAO, 2003). Daher muss auch die Nutzung der Fischbestände in den Kontext des jeweiligen Ökosystems gestellt werden (Pikitch et al., 2004). Dies gilt insbesondere dann, wenn verschiedene Zielarten im selben Ökosystem bewirtschaftet werden (Essington et al., 2006). Die häufig konfligierenden gesellschaftlichen Ziele in

Kasten 4.1-5

Was ist nachhaltige Fischerei? Das Konzept des höchstmöglichen Dauerertrags (MSY)

Das Problem der Überfischung lässt sich gut anhand der Ertragskurve und des Konzepts des „maximalen nachhaltigen Ertrags“ verstehen (Maximum Sustainable Yield, MSY oder höchstmöglicher Dauerertrag), das als ein zentrales Kriterium für eine nachhaltige Fischerei gilt. Die Ertragskurve (Abb. 4.1-8) zeigt, wie Fangmengen im Gleichgewicht (also nach etlichen Jahren des Fischens) von der Befischungsrate (dem Anteil der jährlich aus dem Bestand weggefangenen Fischbiomasse) abhängen.

Im linken Teil des Diagramms (also bei geringer Befischungsrate) steigt der Ertrag (Fangmenge: blaue Kurve) mit wachsender Befischung zunächst steil an. Bei weiter gesteigerter Befischung flacht die Kurve ab und bei noch größerem Fischereidruck nimmt der Ertrag sogar wieder ab, weil immer weniger Fische vorhanden sind. Das Maximum dieser Kurve ist der maximale nachhaltige Ertrag – nachhaltig hier lediglich in dem Sinne, dass dieser Ertrag dauerhaft erzielt werden kann, da es sich um eine Gleichgewichtsbetrachtung handelt.

In der Grafik ist der „Maximum Multispecies Sustainable Yield“ (MMSY) gezeigt – d.h. es ist nicht nur eine Fischart berücksichtigt, sondern eine ganze Reihe relevanter Arten und deren Wechselwirkungen. Obwohl das Grundkonzept der Ertragskurve sich schon anhand einer einzelnen Fischart (MSY) verstehen lässt, stellt der MMSY einen wichtigen Fortschritt dar, weil er z.B. berücksichtigt, dass manche Arten als Nahrung für andere dienen und somit der Fang einer solchen Art die Entwicklung anderer Fischbestände negativ beeinflussen kann. Der MMSY kommt daher einem ökosystemaren Ansatz des Fischereimanagements näher. Eine unregulierte Fischerei, bei der die einzelnen Fischer ihren Ertrag zu maximieren suchen, wird zwangsläufig weit rechts des MMSY ihr Gleichgewicht finden und viele kollabierte Bestände nach sich

ziehen. Der Fischer wird solange weiter fischen, wie sein individueller Ertrag seinen Aufwand rechtfertigt (Gordon, 1954; Kasten 4.1-9). Was für den Einzelnen jeweils ökonomisch rational ist, ist für den dauerhaften Gesamtertrag allerdings stark suboptimal – ein Grundproblem, dass in der Ökonomie als „tragedy of the commons“ (Tragik der Allmende) bekannt ist (Hardin, 1968). Die Grafik zeigt zudem die Auswirkung auf die Gesamtbiomasse der Bestände aller Fischarten (grüne Kurve), die mittlere Maximalgröße der Fische (gelb) und die Zahl der kollabierten Fischbestände (rot). Subventionen verschieben den Punkt, ab dem für den einzelnen Fischer der Aufwand nicht mehr lohnt, noch weiter nach rechts im Diagramm – führen also zu noch stärkerer Überfischung und noch geringeren Gesamterträgen.

Ökonomisch optimal – im Sinne des besten Verhältnisses von Fischereiaufwand zu Ertrag und damit der höchsten Rendite – ist ein Punkt *links* vom MMSY. Dies liegt an der Abflachung der blauen Kurve vor dem Maximum – der Zusatztertrag (Grenznutzen) von einem erhöhten Fischereiaufwand wird hier sehr gering. Eine Festlegung von Fischereiquoten deutlich links des MMSY ist aber nicht nur aus ökonomischen Gründen dringend zu empfehlen:

1. Aufgrund wissenschaftlicher Unsicherheiten bei der Bestimmung des MMSY ist eine Sicherheitsmarge einzuhalten, um eine unbeabsichtigte Überfischung mit ihren negativen ökonomischen und ökologischen Konsequenzen zu vermeiden.
2. Ein niedrigerer Fischereidruck ist eine notwendige Voraussetzung für eine Erholung der Bestände – zumindest während der Erholungsphase sollte die Befischungsrate deutlich unterhalb des MMSY-Punkts liegen.
3. In der Nähe des MMSY ist die Ertragskurve flach, d.h. die dauerhaft erzielbaren Erträge nehmen auch bei geringerem Fischereidruck kaum ab. Es gibt einen breiten Bereich der Kurve, wo die Erträge mehr als 90% des maximal möglichen Ertrags betragen: in dem gezeigten Beispiel etwa bei Befischungsraten zwischen 25% und

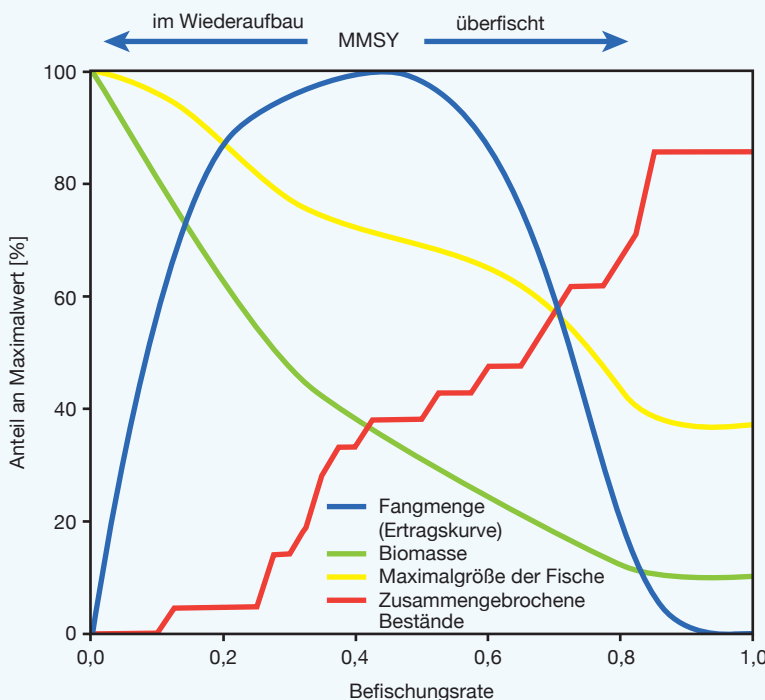


Abbildung 4.1-8

Wirkung unterschiedlicher Befischungsraten auf Fangmengen und Fischbestände in einem typischen Modell mit 21 Fischarten, hier für die Georges Banks. Die Befischungsrate ist der Anteil der verfügbaren Fischbiomasse, der pro Jahr gefangen wird. Quelle: Worm et al., 2009

60%. Die grünen und roten Kurven sind hier jedoch steil, d.h. der Nutzen in Form von wesentlich stärkeren Fischbeständen ist auch im Gleichgewicht (nach der Erholung) sehr groß. Bei 25% Befischungsrates gibt es kaum kollabierende Fischbestände, bei 60% ist dagegen die Hälfte kollabiert, bei nur minimalen Ertragsunterschieden (Worm et al., 2009). Dies ist letztlich auch der Grund, warum das ökonomische Optimum links des MMSY liegt: es ist in jeder Hinsicht besser, mit wenig Aufwand einen geringen Prozentsatz eines starken Fischbestands zu fangen, als mit viel Aufwand einen hohen Prozentsatz eines dezimierten Fischbestands.

4. Ein niedrigerer Fischereiaufwand, der dafür stärkere Bestände befischt, verringert auch die Schäden am Ökosystem beispielsweise durch Beifang von Seevögeln, Schildkröten und Meeressäugern.

5. Stärkere Bestände sind robuster und bieten gesicherte Erträge auch unter den Bedingungen von Klimaänderung, Meeresversauerung und anderen Stressfaktoren.

Ein vorausschauender Fischereimanager wird die Bestände so bewirtschaften, dass sie sich im Bereich der linken ansteigenden Flanke der Ertragskurve befinden, statt an der instabilen rechten Flanke, wo sinkende Erträge und ein Kollaps der Bestände drohen. Um dieses Ziel zu erreichen eignet sich z.B. ein System mit Fangquoten, die auf wissenschaftlichen Daten beruhen sollten (Kap. 4.1.3.3). Wo ausreichende Daten nicht verfügbar sind, kann der Fischereiaufwand (etwa durch Lizenzen für eine begrenzte Zahl von Fischern) begrenzt und die Entwicklung der Erträge beobachtet werden; sinkende Erträge deuten auf Überfischung hin, auf die durch stärkere Begrenzung des Fangaufwands reagiert werden kann.

Bezug auf Ökosysteme machen es notwendig, die relevanten Akteure in die Bewirtschaftung einzubeziehen (Cochrane und Garcia, 2009:2).

Auch wenn es verschiedene Begriffe („ecosystem management“, „ecosystem-based management“, „ecosystem approach to fisheries“) und keine einheitliche Definition gibt, ist das Konzept eines ökosystemaren Ansatzes in der Fischerei mittlerweile weithin anerkannt und dient als Grundlage für das Management von Meeresökosystemen (Garcia et al., 2003). Die Biodiversitätskonvention hat den Ökosystemansatz geprägt und ausformuliert (CBD, 2000, 2004c), aber auch die wesentlichen internationalen Vereinbarungen zur Fischerei der letzten 20 Jahre bauen inhaltlich auf dem Ansatz auf. So enthält der FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei detaillierte Vorgaben für die Umsetzung des Ökosystemansatzes (Kap. 4.1.4.3), ebenso wie das UN Fish Stocks Agreement (Kap. 4.1.4.4).

Ein zentraler Teil des Ökosystemansatzes ist die Anwendung des Vorsorgeprinzips (Kap. 7.1.3; Pikitch et al., 2004), denn Entscheidungen für ein nachhaltiges Fischereimanagement sind oft mit großer Unsicherheit verbunden, in denen sich potenziell negative und unumkehrbare Folgen für die Fischbestände, Ökosysteme und Menschen verbergen können (FAO, 2010b). Die Fischerei operiert in einem komplexen und vernetzten System verschiedener aquatischer Ökosysteme, die sich durch teils erhebliche natürliche Fluktuationen, aber auch durch die Einwirkungen des Menschen stetig verändern. Viele Funktionen der Meeresökosysteme, die anthropogenen Effekte und ihre potenziell irreversiblen Wirkungen sind in ihrer Gesamtheit bisher nur teilweise verstanden (Kap. 3.1.1). Auch die Datenlage zur Fischerei selbst ist oft lückenhaft oder nicht repräsentativ (Kap. 4.1.3.2). Gerade aufgrund dieser Komplexität stößt der Ökosystemansatz in seiner Umset-

zung oft an Grenzen und kann nur stufenweise eingeführt werden.

Umso wichtiger ist die Beachtung des Vorsorgeprinzips im nachhaltigen Fischereimanagement. Es zielt darauf ab, trotz fehlender Gewissheit bezüglich Art, Ausmaß oder Eintrittswahrscheinlichkeit von möglichen Risiken und irreversiblen Schäden vorbeugend zu handeln, um diese Schäden durch Risikobewertung und Managementmaßnahmen von vornherein zu vermeiden (FAO, 1996). Die Bedeutung von Vorsorgemaßnahmen ist umso größer, je geringer das Wissen um die ökosystemaren Zusammenhänge ist (Pikitch et al., 2004).

Die Einführung eines effektiven und nachhaltigen Fischereimanagements im Rahmen eines Ökosystemansatzes ist in der Praxis mit großen Herausforderungen verbunden und geht teils nur langsam voran (Garcia et al., 2003; Cochrane und Garcia, 2009). Die Schwierigkeiten in der Umsetzung liegen neben mangelnden finanziellen und institutionellen Kapazitäten und Wissenslücken in der großen Anzahl der Akteure und deren Partizipation (FAO, 2003). Der Ökosystemansatz und das Vorsorgeprinzip finden sich in ihrer Umsetzung oft noch im Anfangsstadium. Eine Studie, in der 33 Länder betrachtet wurden, kommt zum Schluss, dass kein Land eine insgesamt „gute“ Umsetzung vorweisen kann; nur vier Länder wurden als „adäquat“ eingestuft und über die Hälfte hat nach Einschätzung der Autoren versagt (Pitcher et al., 2008). Auch wenn einige Entwicklungsländer besser abschnitten als viele Industrieländer, zeigen die meisten Entwicklungsländer erheblichen Schwächen, so dass Bedarf für Kapazitätsaufbau im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit besteht. Für die Umsetzung des Ökosystemansatzes ergeben sich besondere Schwierigkeiten bei der Bewirtschaftung der Fischbestände auf Hoher See (Kap. 4.1.4.4).

4.1.3.2

Wissensbasiertes Fischereimanagement

Basis einer nachhaltigen Fischerei-Governance und eines effektiven Managements sind wissenschaftliches Monitoring und Modellierung der Bestände sowie Wissen über die ökosystemaren Zusammenhänge (Beddington et al., 2007). Diese wissenschaftliche Basis wird benötigt, um die Bestandsentwicklung einzuschätzen und nachhaltige Fangmengen festzulegen (Kap. 4.1.3.3). Außerdem sind Maßnahmen wie die Einrichtung von Meeresschutzgebieten, die zeitliche Schließung von Fischereien, nachhaltige Fangmethoden usw. auf eine solide wissenschaftliche Basis angewiesen.

Dennoch haben nur 7% der Küstenstaaten eine solche solide wissenschaftliche Basis für nachhaltiges Fischereimanagement aufgebaut (Mora et al., 2009). Global gesehen liegt bei den meisten Beständen eine wissenschaftlich basierte Einschätzung des MSY nicht vor (Martell und Froese, 2012). Auch in der EU gibt es erheblichen Nachholbedarf: Bei knapp zwei Dritteln der Bestände, vor allem bei solchen mit geringer kommerzieller Bedeutung, ist die Datenlage nicht ausreichend (EU-Kommission, 2012a). Industrieländer haben in der Regel mehr Kapazitäten als Entwicklungsländer zur Verfügung, um eine qualitativ hochwertige wissenschaftliche Bewertung und Beratung zu gewährleisten (Worm und Branch, 2012). Daher gibt es insbesondere in Entwicklungsländern einen Bedarf für Methoden zur Einschätzung von Beständen und Fangmengen, die mit geringen Datenmengen auskommen. Erste Ansätze für die Einschätzung des MSY aus den in der Regel vorliegenden Fangmengendaten wurden bereits entwickelt (Wetzel und Punt, 2011; Martell und Froese, 2012), wobei allerdings eine wissenschaftliche Kontroverse über die Tauglichkeit von Fangmengen für Bestands-schätzungen besteht (Pauly, 2013; Hilborn und Branch, 2013). Dennoch lassen sich übergreifende Regeln für den Umgang mit datenarmen Beständen ableiten. So wird vor allem bei mangelndem Wissen die Anwendung des Vorsorgeprinzips besonders wichtig, so dass ein großzügiger Sicherheitsabstand vom grob geschätzten MSY geboten ist (Pikitch et al., 2004; Punt et al., 2012).

Eine Steigerung der Kapazität in Entwicklungsländern zur Verbesserung der wissenschaftlichen Basis des Fischereimanagements erscheint nicht zuletzt angesichts des steigenden Nachfragedrucks auf die Erträge notwendig (Worm und Branch, 2012). Die Verbesserung der Datengrundlage ist zudem für die Einschätzung der globalen Lage der Fischerei von großer Bedeutung. Die wichtigste globale Datenbasis für die Fischerei wird von der FAO betreut und regelmäßig ausgewertet (FAO, 2012b). Allerdings gibt unzureichende Umset-

zung der Berichtspflichten durch die FAO-Mitgliedstaaten Anlass für Zweifel an der Qualität der Daten. Über die Hälfte der Daten aus Entwicklungsländern und ein Viertel der Daten aus Industrieländern werden als nicht zufriedenstellend bezeichnet (Garibaldi, 2012), so dass Verbesserungen angemahnt werden (Pauly und Froese, 2012). Generell sollten Transparenz und Zugänglichkeit der Fischereidaten sichergestellt sein, um Wissenschaftlern und NRO eine Überprüfung möglich zu machen.

4.1.3.3

Instrumente nachhaltiger Bestandsbewirtschaftung

Der nächste Schritt nach einer wissenschaftlich begründeten Einschätzung der Bestandsentwicklung im ökologischen Kontext ist eine wissenschaftliche Politikberatung, die mit dem Ziel einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Fischbestände konkrete Vorschläge für Maßnahmen und das Anwenden von Instrumenten entwickeln sollte.

Ein Kernproblem ist allerdings, dass solche wissenschaftlichen Empfehlungen von der Politik nicht immer umgesetzt werden. Insbesondere werden die erarbeiteten wissenschaftlich empfohlenen Fangmengen in vielen Ländern regelmäßig ignoriert; auch in der EU sind die Empfehlungen des Internationalen Rats für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea, ICES) vor den Reformbemühungen über Jahrzehnte überschritten worden (Daw und Gray, 2005). Auch bei regionalen Fischereiorganisationen der Hohen See (RFMO; Kap. 4.1.4.4) gibt es entsprechende Probleme bei der Übertragung der wissenschaftlichen Empfehlungen in die Politik (Polacheck, 2012). Die staatlichen Stellen sind im politischen Raum neben der wissenschaftlichen Einschätzung einer Vielzahl anderer Faktoren und Interessen ausgesetzt, die in der Summe eine Übernutzung begünstigen. Dies ist nicht zuletzt mit der fortdauernden Subventionierung und der daraus folgenden Überkapazität der Fischereiflotten verknüpft (Kap. 4.1.4.7). Eine möglichst unverwässerte Umsetzung der wissenschaftlichen Empfehlungen in praktische Politik (z.B. Festlegung von Quoten, mehrjährige Managementpläne) durch einen transparenten und partizipatorischen Prozess ist aber von entscheidender Bedeutung für die Nachhaltigkeit der Fischerei (Mora et al., 2009).

Von der Vielzahl an Instrumenten zur Regulierung des Fischfangs können hier nur die wichtigsten genannt werden. Die FAO empfiehlt, Status, Ziele, Instrumente, Regeln und Akteure in einem Fischereimanagementplan festzuhalten (FAO, 1997a). Ein solcher Plan sollte langfristig ausgerichtet sein, aber regelmäßig an veränderte Bedingungen der Fischerei ange-

passt werden. Diese Managementpläne gelten als eines der wichtigsten übergreifenden Werkzeuge der Fischereibewirtschaftung im Rahmen des Ökosystemansatzes (Cochrane und Garcia, 2009). Fallstudien zeigen, dass im Prinzip sowohl in Industrieländern als auch in Entwicklungsländern ein nachhaltiges Fischereimanagement möglich ist (Kasten 4.1-6, 4.1-7).

Begrenzung der Fangmengen

Die Festlegung der nachhaltigen Gesamtfangmenge eines Bestands (Total Allowable Catch, TAC) ist die Basis für die Festlegung von Quoten. Laut internationaler Zielsetzungen sollte der „höchstmögliche Dauerertrag“ (MSY; Kasten 4.1-5; Kap. 4.1.4.1) als Basis für den TAC gewählt werden; es empfiehlt sich aber, einen Sicherheitsabstand vom MSY einzuhalten (Kasten 4.1-5; Worm et al., 2009; Froese et al., 2011). Langfristige Managementpläne werden vor allem für den Aufbau erschöpfter Bestände als geeignet angesehen, wobei die jährlich festgelegten TACs nur innerhalb der festgelegten Grenzen schwanken dürfen und den Zielen des Plans dienen sollen (SRU, 2011a).

Im einfachsten Fall wird eine Gesamtquote für alle Akteure festgelegt. Dieses Vorgehen ist problematisch, weil dann die einzelnen Fischer in Konkurrenz zueinander so schnell und effektiv wie möglich die erlaubte Gesamtquote ausfischen („race to fish“, Grafton et al., 2006), um einen möglichst großen eigenen Anteil des TAC zu erreichen. Dies schafft zudem Anreize für Überkapazitäten (Eikeset et al., 2011). Zusätzlich zur Festlegung von Gesamtfangmengen wird häufig auch eine Mindestanlandegröße für die Fische festgelegt.

Die Aufteilung des TAC in individuelle Quoten für die einzelnen Akteure (z. B. Fischer, Boote, Genossenschaften) und insbesondere in übertragbare bzw. handelbare Quoten (individual transferable quotas, ITQs) soll diesem Problem vorbeugen, indem Anreize für die Fischer geschaffen werden, sich für eine dauerhafte Sicherung der Bestände einzusetzen, um künftige Erträge zu erhöhen. Eine Auswertung von Fischereistatistiken in über 11.000 Fischereigebieten ergab, dass die Einführung von ITQs die Wahrscheinlichkeit eines Kollapses der Fischbestände stark reduziert (Costello et al., 2008). Die Voraussetzungen für die erfolgreiche Anwendung von ITQs sind allerdings anspruchsvoll: Nicht nur ist ein fundiertes Wissen über Bestände und Ökosysteme notwendig, sondern, wie bei Quotenregelungen generell, auch die institutionelle Kapazität, die Quoten zu verteilen und ihre Einhaltung zu überwachen (Mora et al., 2009; Essington et al., 2012).

ITQs sind keineswegs unumstritten und sicherlich kein Patentrezept für nachhaltige Fischerei (Bromley, 2009; Essington, 2010). Die Einführung scheint zwar die Schwankungen der Erträge zu verringern, aber

wenig Einfluss auf Übernutzung und Biomasse der Bestände zu haben (Melnychuk et al., 2012; Essington et al., 2012). Probleme bereiten u. a. die anfängliche Verteilung bzw. regelmäßige Auktionierung der Quoten, die Dauer der Nutzungsrechte (Costello und Kaffine, 2008) und das Risiko, dass sich im Verlauf der Jahre die Quoten in den Händen weniger Akteure konzentrieren (Roberts, 2012:280). Letzterem kann vorgebeugt werden, indem die maximale Anzahl der Anteile eines einzelnen Akteurs limitiert wird oder ein bestimmtes Kontingent für bestimmte Akteure, wie z. B. Kleinfischer (Kap. 4.1.2.4) reserviert wird (International Sustainability Unit, 2012). Im Rahmen eines ökosystemaren Ansatzes sind in jedem Fall zusätzlich zu den ITQs weitere Regulierungen notwendig, um Risiken und Nebenwirkungen der Fischerei auf die Meeresökosysteme zu minimieren (z. B. Beifang und Habitatzerstörung; Kap. 4.1.3.5).

Handelbare Quoten eignen sich gut in entwickelten Regionen mit einem hohen Anteil technisch hochentwickelter oder industrieller Fischerei und in Gebieten, in denen primär eine Zielart befischt wird (Costello et al., 2012b). Derzeit werden weniger als 3% des Gesamtwerts aller weltweiten Fänge mit Hilfe von ITQs bewirtschaftet (z. B. in Neuseeland, Australien, USA, Island, Chile, Peru), aber das Potenzial besteht, ITQs in etwa der Hälfte der AWZ wirksam einsetzen zu können (Diekert et al., 2010; Abb. 4.1-9).

Mehrjährige Bewirtschaftungspläne sollen die jährlichen politischen Verhandlungen um Quotenfestsetzungen vermeiden und die Umsetzung der wissenschaftlichen Empfehlungen in die praktische Politik verbessern. Für die europäische Fischerei wurden von Froese et al. (2011) „Harvest Control Rules“ empfohlen, mit denen auf Basis des MSY, mit einer Sicherheitsmarge von 30% in Bezug auf die Bestandsgröße, die jährlich erlaubten Fangmengen auf einfache Weise festgelegt werden können. Eine Überprüfung der Regeln wäre dann nur noch in Abständen von einigen Jahren notwendig.

Regelungen für Fischereiaufwand und Fangtechniken

Fangquoten regeln den Ertrag einer Fischerei direkt über die erlaubten Mengen (Output-Regulierung). Im Gegensatz dazu zielen Input-Regulierungen auf den Fischereiaufwand, also auf die Methoden des Fischfangs, z. B. die Anzahl der Tage, die gefischt werden darf, Schonzeiten, in denen nicht gefischt werden darf, die Anzahl, Größe und Ausstattung der Boote oder des Fanggeräts (z. B. Maschenweiten der Netze). Diese Regeln sind erheblich einfacher zu formulieren und zu überwachen und daher von Vorteil in komplexen Situationen, etwa wenn mehrere Arten und Ökosysteme betroffen sind und nur unzureichendes Wissen vorliegt

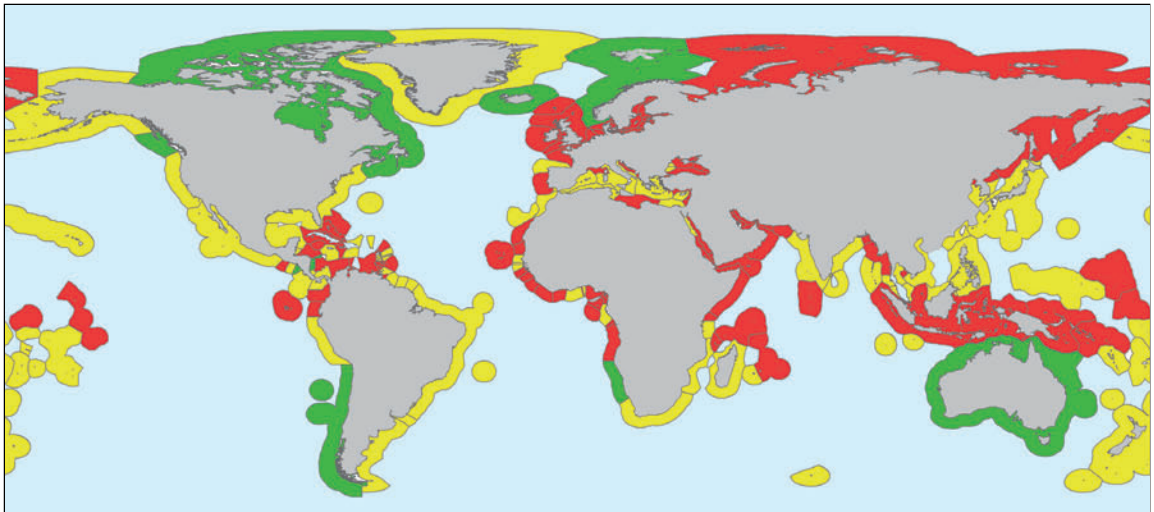


Abbildung 4.1-9

Kartographische Darstellung derjenigen AWZ, in denen individuelle Fangquoten derzeit genutzt werden (grün), in denen sie potenziell genutzt werden könnten (gelb) und in denen eine Nutzung mangels politischer und institutioneller Voraussetzungen schwierig erscheint (rot).

Quelle: Diekert et al., 2010, verändert

(Eikeset et al., 2011). Allerdings sind die Auswirkungen auf Fangmengen und Bestände nur schwer einzuschätzen, u. a. da es einen Anreiz für Fischer gibt, innerhalb des existierenden Regelwerks die Fangeffektivität zu steigern. Die Studie von Melnychuk et al. (2012) zeigt für Input-Regulierung im Vergleich zu Fangquoten schlechtere Ergebnisse beim Vermeiden von Überfischung. Im Regelfall sind wissenschaftsbasierte Output-Regelungen daher vorzuziehen (SRU, 2011a).

Aus globaler Sicht und auch in vielen Regionen gilt die Überkapazität der Fangflotten als einer der wichtigsten Treiber für die Überfischung, wobei Subventionen für die Fischereiwirtschaft beim Aufbau von Überkapazitäten eine besonders große Rolle spielen (Kap. 4.1.2.2). Weltbank und FAO (2009) schätzen, dass die heutigen Fangträge mit der Hälfte des derzeitigen Fischereiaufwands eingebracht werden können und plädieren entsprechend für einen Abbau der Subventionen. Diese Zusammenhänge werden in Kapitel 4.1.4.7 genauer beleuchtet. Für den Abbau von Überkapazitäten werden u. a. Flottenreduzierungsprogramme (buy-back programmes) eingesetzt, bei denen Fischer für jedes aus dem Verkehr gezogene Schiff, für stillgelegte Lizenzen oder Fanggerät einen bestimmten Betrag erhalten (Eikeset et al., 2011:200). Aus globaler Sicht sollte dabei vermieden werden, dass die Boote und Fanggeräte ins Ausland verkauft werden und dort die Überfischung noch verstärken (Worm et al., 2009), oder dass die Prämien für die Modernisierung der Flotte (weniger, aber effektivere Fahrzeuge) genutzt werden. Rückkaufprogramme gelten als vergleichsweise teuer und sind in ihrer Wirkung umstritten. Am effektivsten

schiene sie in Gebieten zu sein, in denen die Anzahl der Schiffe und Fanglizenzen überschaubar ist (Eikeset et al., 2011).

Partizipative Ansätze im Fischereimanagement

Quotensetzung durch zentrale staatliche Stellen, die häufig von den betroffenen Akteuren als „weit entfernt“ und „extern“ wahrgenommen werden, beinhaltet die Gefahr, dass betroffene Fischer sich der „auferlegten“ Regulierung innerlich widersetzen (Eikeset et al., 2011). Eine Partizipation der betroffenen Stakeholder bei allen Entscheidungsprozessen ist bei Einführung neuer Regulierungen daher sinnvoll (Ostrom, 2009a). Als Stakeholder gelten Personen oder Gruppen, die einen Anspruch an den Fischbeständen oder ein Interesse am Fischereimanagement haben (Berkes, 2009:65).

Partizipation erfordert eine vertrauensbasierte Zusammenarbeit zwischen Fischereimanagern und Fischern, die nicht immer einfach zu organisieren ist; sie wird aber heute vielfach als wichtiger Erfolgsfaktor für nachhaltige Fischerei angesehen (Cochrane und Garcia 2009:7).

Bei solchen partizipativen Ansätzen wird zwischen Ko-Management, gemeinschaftsbasierter Bewirtschaftung (Community-based Management, CBM) und territorialen Nutzungsrechten (Territorial Use Rights in Fisheries, TURFs) unterschieden. Mit Ko-Management wird das partnerschaftliche Teilen von Entscheidungsgewalt und Verantwortung zwischen staatlichen Stellen, lokalen Nutzern und anderen Stakeholdern beim Fischereimanagement bezeichnet. Im besten Fall

Kasten 4.1-6**Fallstudie nachhaltige Fischerei I: Australien**

Australiens Fischerei zeichnet sich durch einen besonders nachhaltigen Umgang mit seinen Fischbeständen aus. Seit 2004 verdreifachte sich die Anzahl der als nicht überfischte geltenden Bestände (Wilson et al., 2010). Im Jahr 2010 landete Australien rund 170.000 t Fisch an (FAO, 2012g). Der durchschnittliche Import an Fischprodukten belief sich in den Jahren 2005 bis 2007 auf über 400.000 t, während in derselben Zeit etwa 70.000 t exportiert wurden. Mit einem Pro-Kopf-Konsum von 26 kg Fisch pro Jahr liegt Australien leicht unter dem Durchschnitt der Industrieländer von 29 kg pro Jahr (FAO, 2012g). Etwa 80% des erwirtschafteten Wertes wird in Gewässern unter staatlicher oder regionaler Regulierung erbracht (DAFF, 2005).

Nationale Maßnahmen werden auf Risikoabwägungen basierend getroffen, um den FAO-Verhaltenskodex über verantwortungsvolle Fischerei umzusetzen (DAFF, 2005). Während zahlreiche Regelungen jüngerer Datums sind und Beschlüssen der FAO folgen, wurden Teile der Westküste bereits in den 1970er und 1980er Jahren für die Tiefseefischerei gesperrt (Fletcher et al., 2011), was auf ein historisch verankertes Bewusstsein um den ökologischen Wert der nationalen Gewässer schließen lässt. Im Welterbegebiet Great Barrier Reef wurde die weltgrößte marine Nullnutzungszone eingerichtet (Kap. 3.6.2.1). Eine weitere Zielsetzung des australischen Fischereimanagements umfasst die Maximierung von Gewinnen aus einem erfolgreichen Fischereimanagement für die australische Bevölkerung sowie eine optimale Bewirtschaftung lebender Ressourcen. Hierzu wird eine Reihe von Managementinstrumenten wie Quotensysteme und Zugangsbeschränkungen eingesetzt, um die Fischbestände auf einem nachhaltigen Niveau zu halten und die jeweils betroffenen Ökosysteme zu schützen und die Einhaltung der Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung zu gewährleisten (AFMA, o.J.). Die Anwendung des Ökosystemansatzes wurde in einer Pilotstudie auf eine Region (Westküste) angewandt und in enger Zusammenarbeit mit Vertretern aller betroffenen Sektoren operationalisiert. Die erfolgreiche Durchführung führte zur Anwendung des Ökosystemansatzes unter Einbezug regionaler Spezifika entlang der gesamten Küste Westaustraliens (Fletcher et al., 2011).

Als signifikanter Faktor des bisherigen Erfolgs des australischen Fischereimanagements gilt vor allem die recht-

lich basierte Durchsetzung bestehender Regelungen unter dem Fisheries Management Act 1991 und dem Torres Strait Fisheries Act 1984. Eigens hierfür wurde 1992 die Australian Fisheries Management Authority (AFMA) als Unterabteilung des Department of Agriculture, Fisheries and Forestry gegründet. Neben der Durchsetzung nationaler Richtlinien ist die AFMA auch für die Einhaltung bestehender internationaler Abkommen zuständig, die die australische Fischerei mit betreffen. Fischereilizenzen werden durch die AFMA vergeben und jährlich erneuert. Des Weiteren ist die Behörde für die Datenerfassung der Erträge und des Fischereiaufwands verantwortlich.

Ein besonderes Augenmerk gilt der Bekämpfung von IUU-Fischerei (Kap. 4.1.4.5) sowohl innerhalb australischer Gewässer als auch in angrenzenden Hochseegewässern, die von entsprechenden RFMO reguliert werden. Um den internationalen FAO-Aktionsplan gegen IUU-Fischerei (FAO, 2001) umzusetzen, wurde 2005 ein nationaler australischer Aktionsplan beschlossen. Er umfasst die Überwachung von Schiffen, die unter australischer Flagge außerhalb nationaler Gewässer fischen ebenso wie eine enge Zusammenarbeit mit angrenzenden Staaten wie Papua-Neuguinea oder Frankreich für die sub-antarktischen Gewässer (DAFF, 2005).

Zu den Instrumenten für eine effektive Durchsetzung gehören sowohl Weiterbildungsmaßnahmen für Fischer und das Einbeziehen von Entscheidungsträgern in die Entwicklung von Managementregeln als auch ein Beobachtungssystem, ein umfassendes Anlandungsmeldesystem und der weite und beständige Einsatz von Patrouillen vor Ort. In weiten Teilen wird auch ein Vessel Monitoring System (VMS) eingesetzt, das es erlaubt, die Position der Fischereischiffe zu überwachen. Sanktionsmaßnahmen umfassen einen breiten Katalog, der von Mahnungen über Geldstrafen bis zu Lizenzverlust und Strafverfolgung reicht. Des Weiteren sind zuständige Beamte dazu befugt, Fischereiaktivitäten zu stoppen sowie Schiffe zur Inspektion anzuhalten und bei Regelverstößen abschleppen zu lassen (AFMA, 2010).

Eigenen Angaben zufolge spielen sogenannte Management Advisory Committees eine große Rolle für die erfolgreiche Durchsetzung bestehender Richtlinien unter AFMA (o.J.). Diese beratenden Gremien setzen sich aus Vertretern von Fischereiindustrie, Fischereimanagement, Wissenschaft, Umweltverbänden und zum Teil der Regierung zusammen und bieten ein Forum der Interessenvertretung einzelner Parteien. Sie erhöhen potenziell die Akzeptanz der durchzusetzenden Richtlinien.

ermöglicht die institutionelle Struktur einen adaptiven Ansatz (Kap. 3.2.4.3) im Ko-Management, so dass durch Anwendung experimenteller Ansätze während des Managements laufend neues Wissen generiert werden kann (Armitage et al., 2009; Berkes, 2009:65). Adaptives Ko-Management ist angesichts globaler Umweltveränderungen und dadurch erhöhter Anforderungen an Resilienz ein wichtiger Ansatz, um mit Unsicherheiten umzugehen und auf neue Situationen zu reagieren (Daw et al., 2009). Dies setzt allerdings eine enge Zusammenarbeit zwischen Administratoren und wissenschaftlichen Einrichtungen voraus (Eikeset et al., 2011).

Community-based Management (CBM) geht einen Schritt weiter und überlässt den Prozess den Stakeholdern im Sinne einer Selbstorganisation. Dieser Ansatz kann insbesondere auf lokaler Ebene in kleineren Gemeinschaften sehr erfolgreich sein, deren Mitglieder in engen Beziehungen stehen und in denen die Durchsetzung von gemeinsam getroffenen Regeln durch soziale Kontrolle erfolgen kann (Andrew und Evans, 2011). TURFs sind ein Instrument, mit dessen Hilfe Personen oder Gruppen in räumlich definierten Gebieten ein Nutzungsrecht zuerkannt wird, so dass ähnlich wie bei CBM eine Selbstorganisation unter den Nutzern erfol-

Kasten 4.1-7**Fallstudie nachhaltige Fischerei II: Namibia**

Namibia gilt unter den Entwicklungsländern als erfolgreiches Modell einer nachhaltig betriebenen Fischerei. In der Zeit von 2005 bis 2007 beliefen sich die Fangerträge im Durchschnitt auf knapp 500.000 t, wovon fast 400.000 t exportiert wurden. Importe betragen etwas über 20.000 t (FAO, 2012g). Aufgrund der hohen Exportrate ist Fischerei eine beträchtliche Einnahmequelle des Landes. 1998 betrug der Anteil der Fischereierträge am GDP rund 10%, allerdings sank der Anteil 2005 auf 6%, was auf eine Einschränkung der erlaubten Fangquoten zurückzuführen ist (FAO, 2012f). Dennoch gehen durchschnittlich 30% der gesamten Exporterlöse auf die Fischerei zurück (World Bank, 2009). Der Pro-Kopf-Verzehr liegt bei durchschnittlich 13,3 kg pro Jahr (FAO, 2012g).

Um die Erträge aus der Fischerei zu maximieren, wurde seit der Unabhängigkeit Namibias 1990 die Kapazitäten für die Verarbeitung der Fischereiprodukte im Land ausgebaut, so dass ein Großteil der Wertschöpfung national stattfindet. Der Prozess ist als „Namibianisierung“ der Fischereiindustrie bekannt und wird von zielgerichteten Trainee-Programmen begleitet, um die Wettbewerbsfähigkeit gegenüber ausländischen Flotten zu stärken (TEN, 2012).

Vor der Unabhängigkeit Namibias im Jahr 1990 unterlagen die namibischen Gewässer der International Commission for the South East Atlantic Fisheries (ICSEAF). Ertragsdaten der 1970er und 1980er Jahre, die unter ICSEAF verzeichnet wurden, gelten jedoch als nicht belastbar, da keine Kontrolle stattfand und politisch motivierte Fehlangaben vermutet werden (Hampton, 2003). Dennoch ist in den Daten ein starker Rückgang vor allem der Seehecht- und Hummererträge von 1960 bis 1980 festzustellen, was auf Überfischung der Bestände zurückgeführt wird (Hampton, 2003). Generell galten die Bestände namibischer Gewässer vor der Unabhängigkeit als stark überfischt (FAO, 2012f).

Der Unabhängigkeit 1990 folgend wurde die namibische AWZ deklariert und auf wissenschaftlichen Begutachtungen basierend ein umfassendes Fischereimanagement eingerichtet (World Bank, 2009). Gegenwärtig unterliegt das Fischereimanagement dem 1991 gegründeten Ministry of Fisheries and Marine Resources (MFMR), das vom Ministry's National Marine Information and Research Centre (NatMIRC) beraten wird (UNEP). 1992 wurde ein White Policy Paper Towards Responsible Development of the Fisheries Sector veröffentlicht, das die langfristige Zielsetzung einer nachhaltigen Nutzung der Bestände definierte und in den Sea Fisheries Act of 1992 mündete. Einer Revision folgend unterliegt die Fischerei nun der rechtlichen Regelung des Marine Fisheries Act 2010. Erfolge sind bereits zu verzeichnen: Die Erträge aus der Fischerei stiegen seit den 1990er Jahren um 40% an.

Als Managementinstrument wird hauptsächlich ein

Fangrecht mittels eines Quotensystems für die am stärksten befischten Bestände eingesetzt, das jährlich die erlaubte Fangmenge begrenzt (TAC). Fangquoten sind zahlungspflichtig, womit der freie Zugang zur allgemeinen Ressource nicht länger gegeben ist. Die Quoten werden ausschließlich an lizenzierte Fischer verkauft, die über ein „right of exploitation“ verfügen. Diese Lizenzen werden über Zeiträume von 7–20 Jahren vergeben, wobei zu den Kriterien auch die Nationalität der Bewerber zählt. Zurzeit fischen etwa 80% der Schiffe in der namibischen AWZ unter namibischer Flagge (FAO, 2012f). Andere Bestände werden über diese Lizenzen und Beschränkungen der Fangsaison und eine Beschränkung des erlaubten Beifanges kontrolliert. Für letztere wird eine Gebühr erhoben (FAO, 2012f). Die Quoten sind nicht übertragbar, was sowohl einer Zentralisierung der Industrie entgegenwirken soll und als auch die „Namibianisierung“ weiter befördern (Huggings, 2011).

Als Gründe des erfolgreichen Fischereimanagements, in dem Fangquoten eingehalten werden, werden klare Zugangsrechte und eine effektive Durchsetzung der gesetzlich verankerten Regulierungen genannt. Letzteres wird insbesondere in den Jahren nach der Unabhängigkeitserklärung auf einen starken politischen Willen zurückgeführt, der sich vor allem gegen die spanische Fischereiflotte richtete, die ohne Lizenzen in namibischen Gewässern fischte (World Bank, 2009). Als die Regierung die in namibischen Gewässern Schätzungen zufolge 100 nun illegal fischenden Schiffe dazu aufforderte, diese zu verlassen, verfügte es noch über keine Möglichkeiten der Überwachung und charterte einen privaten Hubschrauber um spanische Fischer festzunehmen und vor Gericht zu stellen (Huggings, 2011). Mittel der Durchsetzung heute sind Beobachter auf allen großen Fischereischiffen, die auch für die Datensammlung zuständig sind und über Pflichtbeiträge der Fischereiindustrie finanziert werden (World Bank, 2009). Darüber hinaus verfügt das MFMR über zwei Patrouillenschiffe und ein Patrouillenflugzeug (FAO, 2012b). Ein VMS-System wurde vor kurzer Zeit installiert. Ein großer Teil des Fischereimanagements wird über Steuereinnahmen aus der Fischerei und zusätzlichen Pflichtbeiträgen getragen.

Als zusätzlich begünstigende Faktoren werden die Topographie und damit zusammenhängend die geringe Tradition in der Fischerei Namibias genannt. Das Land verfügt lediglich über zwei Häfen und die Küste grenzt direkt an die Wüste an. Daher gab es zu Zeiten der Unabhängigkeitserklärung kaum Fischereibetriebe und die Zahl der zu regulierenden Schiffe, sowie deren Anlandungspunkte blieb übersichtlich (World Bank, 2009). Weiterhin gab es keine bestehenden Interessensgruppen, die als Barrieren hätten fungieren können (Huggings, 2011). Teilweise wird das Fischereimanagement wegen der starken Steuerung mit Ziel der „Namibianisierung“ der Industrie kritisiert, da es ökonomisch potenziell nicht das optimale Mittel der Verteilung wählt (Huggings, 2011).

gen kann (Charles, 2009). Ebenso wie CBM sind TURFs vor allem für kleine, abgegrenzte Fischgründe in Küstennähe mit lokalen (nicht wandernden) Beständen geeignet (Eikeset et al., 2011; International Sustainability Unit, 2012).

Nach Ostrom (2009a) wirkt es sich günstig auf die Selbstorganisation von Akteuren aus, wenn es sich um

eine kleinere, personell überschaubare Gemeinschaft handelt, wenn die Fischer bereits eine einsetzende Knappheit der Ressource wahrnehmen und gleichzeitig von der Ressource wirtschaftlich abhängig sind. Förderlich ist es ebenfalls, wenn einzelne Akteure der Gemeinschaft die Führungsfunktion übernehmen und eigene Regeln bestimmt werden können. Auch die

Existenz sozialer Normen für Kooperation, Gegenseitigkeit und Fairness erleichtern den Selbstorganisationsprozess.

Die partizipativen Ansätze haben sich insbesondere in der kleinbetrieblichen Fischerei bewährt (Kap. 4.1.2.4; Cinner et al., 2012; Gutiérrez et al., 2011). Aber auch in den USA werden Chancen für die Umsetzung des Ökosystemansatzes gesehen, indem dezentralisierte Governance mit Ko-Management und verstärkter Partizipation eingeführt wird (da Silva und Kitts, 2006). Mit TURFs wurden beispielsweise in Vietnam und in Chile gute Erfahrungen gemacht (International Sustainability Unit, 2012). Costello et al. (2012b) kommen zu dem Schluss, dass bei datenarmen Beständen in Entwicklungsländern TURFs, Fischereikooperativen und Ko-Managementansätze, in Verbindung mit No-Take Zones, wahrscheinlich angemessenere Instrumente sind als Quotensysteme. Die marine Kleinfischerei in Entwicklungsländern wird in Kapitel 4.1.2.4 eingehender behandelt.

4.1.3.4

Verminderung ökologischer Risiken und Nebenwirkungen der Fischerei

Meeresschutzgebiete als Instrument nachhaltiger Fischerei

Meeresschutzgebiete (Marine Protected Areas, MPAs) gehören zu den wichtigsten Instrumenten des marinen Ökosystemschutzes und sollten im Rahmen einer marinen Raumplanung angewandt werden. In Kapitel 3.6.2 werden diese beiden Instrumente im Kontext vorgestellt. Hier soll nur die Bedeutung von Sperrgebieten für die Fischerei (No-Take Zones, NTZ) dargestellt werden, die selbst innerhalb von Meeresschutzgebieten die Ausnahme darstellen. In den meisten MPAs ist Fischerei innerhalb vorgegebener Regeln erlaubt bzw. entsprechende Einschränkungen und Verbote werden kaum durchgesetzt. NTZ sind nicht nur für den Schutz biologischer Vielfalt von entscheidender Bedeutung, sondern sie können unter Umständen auch ein Instrument für das Fischereimanagement darstellen (Gell und Roberts, 2003). NTZ können bei geeigneter Planung und Umsetzung Rückzugsgebiete und Regenerationsmöglichkeiten für überfischte Bestände schaffen. Innerhalb dieser Gebiete kann sich nicht nur eine größere Fischbiomasse aufbauen, es sind auch mehr große Fische im Bestand, die im Vergleich zu den kleinen proportional mehr Nachkommen produzieren können (Lester et al., 2009; Francis et al., 2007). Somit können daher die umgebenden befischten Gebiete mit abwandernden Fischen und Larven versorgt werden, auch wenn diese Effekte nicht immer einfach nachzuweisen sind (Pelc et al., 2010; Korallenriffe: Harrison et al., 2012).

Die Wirkung von NTZ hängt dabei von der ökologischen Situation ab. Bei sehr mobilen Fischbeständen, die mit wenig Beifang und anderen ökosystemaren Schäden gefangen werden können, sind sie nur sehr begrenzt wirksam. Bei Mehrartenfischereien, mit eher ortstreuen Arten (z.B. auf Riffen: Jeffrey et al., 2012), viel Beifang und Fangmethoden mit schädlichen Nebenwirkungen (z.B. Bottom Trawls) bieten NTZ deutliche Vorteile für den Ökosystemschutz und bei geeigneter Planung auch für die Fischerei. Sorgfältige Planung und adaptives Management sind Voraussetzung für die Nutzung der Potenziale von NTZ (Hilborn et al., 2004). Die positiven Effekte für Fischerei können durch angemessene Größe und geschickte Einbindung in Netzwerke von Meeresschutzgebieten verbessert werden (Gaines et al., 2010; Halpern et al., 2010). Dabei ist die Ausweisung von NTZ allein keine hinreichende Lösung; sie sollte immer in Kombination mit komplementären Instrumenten des Fischereimanagements angewandt werden (Kap. 4.1.3.3; WBGU, 2006). Die meist größere Fischbiomasse innerhalb von Schutzgebieten bietet einen erheblichen Anreiz für illegales Fischen, was die positiven Effekte gefährdet. Daher ist die Durchsetzung und Überwachung der Regeln von entscheidender Bedeutung für die Wirksamkeit von NTZ (Lester et al., 2009; Kap. 4.1.3.5).

Vermeidung von unerwünschtem Beifang

In der Fischerei werden in der Regel nicht nur selektiv Exemplare der gewünschten Zielart gefangen, sondern auch andere Organismen (z.B. zu kleine Exemplare der Zielart, andere Fischarten, Bodenorganismen, Meeresäugetiere, Schildkröten und Seevögel; Kap. 4.1.2.3), die unerwünscht in die Netze oder an die Haken gelangen. Dieser „Beifang“ wird in vielen Regionen, derzeit auch in der EU, tot oder tödlich verletzt wieder über Bord geworfen (Kelleher, 2005), gilt als ein wesentlicher Treiber für den Verlust mariner biologischer Vielfalt und sollte im Rahmen des Ökosystemansatzes so weit wie möglich vermieden werden (Kap. 4.1.3.1). Fischereigerät kann sogar noch weitere Organismen fangen, nachdem es verloren oder weggeworfen wurde, etwa wenn Netze im Meer treiben (ghost fishing; FAO, 2005b).

Mortalität durch Beifang kann zudem einen signifikanten Einfluss auf die Bestandsschätzungen haben, was aber nur in die Modelle einfließen kann, wenn der Beifang registriert wird; daher ist das Monitoring des Beifangs also eine wesentliche Maßnahme.

In vielen Fischereien kann der Beifang bereits mit technischen Methoden, durch Einhalten bestimmter Praktiken oder durch Vermeiden bestimmter Gebiete oder Jahreszeiten verringert werden; er ist jedoch nicht gänzlich vermeidbar (Bjorndal, 2009:184ff.). Beispiel

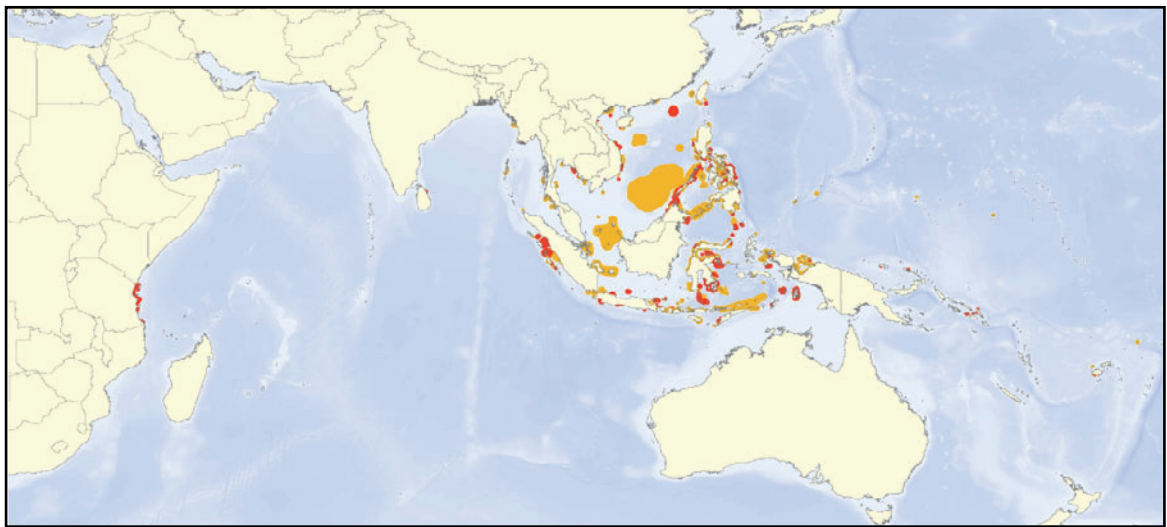


Abbildung 4.1-10

Weltweites Vorkommen von Dynamit- und Giftfischerei. Die gezeigten Gebiete basieren auf Beobachtungen und Experteneinschätzungen. Gelbe Flächen: moderates Ausmaß; rote Flächen: erhebliches Ausmaß.
Quelle: Burke et al., 2011

für einen besonderen Erfolg ist die Langleinenfischerei in antarktischen Gewässern. Durch Regulierungen der dort zuständigen regionalen Fischereiorganisation CCAMLR konnte mit Hilfe technischer Maßnahmen erreicht werden, dass der Beifang von Albatrossen um mehr als 99% vermindert werden konnte (Small, 2005). Die Förderung und verpflichtende Einführung selektiver, ökosystemgerechter Fanggeräte ist wesentlich für die Vermeidung unerwünschten Beifangs.

In Norwegen ist die Anlandung des Beifangs nebst jeweiliger Anrechnung auf die Quoten vorgeschrieben. Auch in der EU ist diese Lösung im Rahmen der Fischereireform vorgeschlagen worden (Kap. 7.4.1.7). Ein solches System könnte für die Fischer einen Anreiz schaffen, die Fangpraxis und -technik zu optimieren, um die Menge an unerwünschter Biomasse im Netz zu reduzieren. Diese Bewirtschaftungsmaßnahme kann neben einer Minimierung der Beifänge zudem zur Verbesserung der Kontrolle und der Daten über die Gesamtsterblichkeit und den Zustand der Fischbestände beitragen (BfN, 2009). Die Einführung eines generellen Rückwurfverbots in der EU für alle Fischarten wird vom SRU (2011a:23) empfohlen.

Verbote zerstörerischer und verschwenderischer Fischereimethoden

Zerstörerische Fischereimethoden, bei denen schwerwiegende oder irreversible Schäden an Meeresökosystemen drohen, sollten verboten und die Verbote durchgesetzt werden (BfN, 2009). Dies betrifft vor allem das zerstörerische Fischen mit Dynamit oder Gift, das trotz weitreichender Verbote immer noch in einigen Regionen

praktiziert wird (Burke et al, 2011; Ferse et al., 2012; Abb. 4.1-10). Die Fischerei, insbesondere mit schweren Grundschleppnetzen, kann den Meeresboden, die dort bestehenden Habitatstrukturen und deren Lebensgemeinschaften weltweit in erheblichem Umfang schädigen (Puig et al., 2012) und wird auch in sensiblen Ökosystemen wie Hartböden und Riffen immer noch durchgeführt. Schonendere Methoden (Pulsfischerei) befinden sich bereits in der Erprobung (SRU, 2011a); auch die Anwendung passiver Methoden (Fallen) mit noch weit weniger schädlichen Wirkungen bietet interessante Alternativen. Die Auswirkungen zerstörerischer Fangmethoden für die Tiefsee (z.B. Kaltwasserkorallen, Seeberge; Ramirez-Llodra et al., 2011) wurden in Kapitel 4.1.2.3 bereits beschrieben.

Ein Beispiel für eine besonders verschwenderische Fangmethode ist das „shark finning“, bei dem nur die Flossen des Fisches für die Zubereitung einer Suppe verwendet werden und der todgeweihte Körper häufig wieder über Bord geworfen wird (Lack und Sant, 2006). Haie gelten nicht zuletzt aus diesem Grund als besonders gefährdet (Kap. 4.1.2.3). Da die EU (vor allem Spanien) neben Indonesien die meisten Haie fängt und der größte Exporteur von Haiflossen nach Hongkong und China ist, müssen die bestehenden Regelungslücken in der europäischen Fischereiwirtschaft vorrangig geschlossen werden (Fowler und Séret, 2010).

4.1.3.5

Überwachung und Durchsetzung

In Kapitel 3.7 wurde festgestellt, dass mangelnde Durchsetzung bestehender Vereinbarungen ein Kernproblem ist, das sich durch alle Bereiche der Meeres-Governance zieht. Gerade in der Fischerei ist Überwachung der Fischereiregelungen (Monitoring, Control and Surveillance, MCS; Berg und Davies, 2011) angesichts der Größe der Meeresgebiete, der teils globalen Reichweiten und des isolierten Agierens der Fischer eine besondere Herausforderung.

Besteht zwischen den Fischern ein hinreichendes soziales Netz, kann die Einhaltung der Regelungen in vielen Fällen auf Basis sozialer Kontrolle sichergestellt werden, so dass die Fischer den Regeln freiwillig folgen. Diese Voraussetzung ist vor allem in der Kleinfischerei gegeben. Je stärker dabei die Regeln des Fischereimanagements und ihre Kontrolle und Durchsetzung von den Akteuren als fair und akzeptabel empfunden werden, desto eher wird deren Durchsetzung gewährleistet sein (Berg und Davies, 2011). In Entwicklungsländern mit überwiegend kleinbetrieblicher Fischerei steht Überwachung und Durchsetzung vor anderen Herausforderungen als in Industrieländern, weil zum einen die technischen und finanziellen Kapazitäten geringer sind sowie zum anderen Zahl und Organisationsgrad der Akteure viel größer sein kann. Partizipative Ansätze sind in diesem Umfeld von großer Bedeutung. Auf die Kleinfischerei wird in Kapitel 4.1.2.4 gesondert eingegangen.

In der industriellen Fischerei wird die Anwendung klassischer Überwachungsinstrumente häufiger zum Erfolg führen. Tabelle 4.1-1 bietet einen Überblick über die wichtigsten Instrumente, ihre Kosten sowie ihre Vor- und Nachteile. Überwachung und Durchsetzung sind insbesondere notwendig, um der weit verbreiteten IUU-Fischerei Einhalt zu gebieten (Kap. 4.1.4.5).

Die Anreize für illegales Verhalten werden wesentlich durch die Qualität der Durchsetzung und Sanktionierung bestimmt. Die Höhe der Strafzahlungen, die Beschlagnahme von Schiffen und Netzen sowie der Verlust von Lizenzen sind von entscheidender Bedeutung: Nichtbefolgen der Regeln darf sich ökonomisch nicht lohnen (FAO, 1995:§7.7.2).

4.1.3.6

Kosten und Finanzierung des Übergangs in eine nachhaltige Fischerei

Laut UNEP (2011b) wären einmalige Investitionen in Höhe von mindestens 190–280 Mrd. US-\$ notwendig, um weltweit ein nachhaltiges Fischereimanagement zu etablieren und die globalen Fangerträge bis 2050 von 80 auf 90 Mio. t zu erhöhen. Diese Schätzungen berücksichtigen unter anderem eine Reduktion der globalen

Fangflottenkapazität über Rückkaufprogramme, die Kompensation und Umschulung von Fischern, allgemeine Managementkosten sowie Forschungsanstrengungen. Zusätzlich müssten die laufenden Kosten für das Fischereimanagement (u. a. Einführung und Management von Quotensystemen, Schutzgebietsnetzwerken, Monitoring- und Kontrollprogrammen) um 25% von weltweit 8 auf 10 Mrd. US-\$ pro Jahr erhöht werden, um eine nachhaltige Fischerei langfristig sicherzustellen. Der Nutzen eines Umbaus des Fischereisektors in Gegenwartswerten wird jedoch etwa 3–5fach höher eingeschätzt als die hierfür erforderlichen Investitionen (UNEP, 2011b).

Mit der Erhebung von Nutzungsentgelten (z. B. kostenpflichtige Fischereilizenzen, Fangabgaben, Beifangbesteuerung und Hafengebühren) können gezielte Anreize für eine nachhaltige Ausrichtung der Bewirtschaftung geschaffen werden. Ein Bonus/Malus-System kann diese noch erhöhen: Werden Fischerei oder Fischzucht nachweislich nachhaltig betrieben, dann werden die vom Akteur zu zahlenden Nutzungsentgelte reduziert. Werden allerdings die Nachhaltigkeitsregeln verletzt, dann hätte der Akteur eine Art „Strafzoll“ zu zahlen. In der Fischerei könnte außerdem die Vergabe von Zugangsrechten zu bestimmten Fischgründen an Auflagen wie etwa nachhaltiges Fanggerät oder an die Nutzung CO₂-armer Treibstoffe gekoppelt werden. Eine nachhaltige und langfristige Ausrichtung von Fischerei kann vorübergehend mit geringeren Einnahmen verbunden sein. Daher sind staatliche Instrumente und Finanzierungshilfen sinnvoll, um den Übergang zu einem nachhaltigen Fischereimanagement zu unterstützen:

- *Zahlungen für Ökosystemleistungen:* Mit diesem Instrument (Payments for Ecosystem Services, PES) wurden im Bereich Waldschutz und beim Management von Wassereinzugsgebieten bereits gute Erfahrungen gemacht (Pagiola et al., 2002). Auch in der nachhaltigen Fischerei könnten PES für die Anwendung nachhaltiger Fischereimethoden oder für einen räumlichen oder zeitlichen Verzicht auf Fischerei (z. B. in Meeresschutzgebieten oder während Schonzeiten) gewährt werden (Mohammed, 2012; Niesten und Gjertsen, 2010). Ein Beispiel ist das Programm Defeso in Brasilien, bei dem Fischer während saisonaler Fischereiverbote eine Vergütung erhalten. Um Missbrauch zu vermeiden, sollte die Zahlung von PES an leicht zu kontrollierende Bedingungen geknüpft und auf einen engen Nutzerkreis begrenzt werden (Wunder, 2005). Die Schutzleistungen der PES-Empfänger sollten laufend kontrolliert werden und die Zahlungen an den Erfolg der Leistungen gebunden sein (Niesten und Gjertsen, 2010).
- *Kompensationszahlungen:* Kompensationszahlungen für die Nichtnutzung mariner Ressourcen dienen vor-

Tabelle 4.1-1

Beispiele für Instrumente zur Überwachung von Fischereiaktivitäten.

*VMS (Vessel Monitoring Systems) sind elektronische Geräte, die Standort, Kurs und Geschwindigkeit des Schiffs in Echtzeit an die Aufsichtsbehörden übermitteln können.

Quelle: nach Berg und Davies (2011), verändert und ergänzt

Prozessablauf	Instrument	Vorteile	Nachteile	Kosten
Vor dem Fischen	Lizenzen für Fischer, Kontrolle von Booten und Fanggeräten	Erleichtert die Überprüfung der Regeln	Illegales Gerät kann versteckt sein	Gering
Während des Fischens	Kontrolle der Logbücher	Liefert wertvolle Daten	Nicht alle Fischer in allen Ländern können lesen/schreiben; können gefälscht werden	Gering
	Fischereiaufsicht mit Schiffen	Ermöglicht Verifikation und Sanktionierung auf See	Geringe Reichweite/ Abdeckung	Hoch
	Flugzeuge und Hubschrauber	Abdeckung großer Gebiete	Keine Überwachung von Fängen und Gerät; keine Sanktionierung auf See	Hoch
	Beobachter an Bord	Kann auf See alle Aktivitäten verfolgen; liefert verlässliche Daten (u.a. Fang, Rückwürfe)	Nur auf großen Booten	Mittel
	Kameras an Bord	Beobachtung von Fang und Rückwürfen	Nur eingeschränkte Überwachung möglich	Gering/mittel
	VMS*	Echtzeitüberwachung möglich	Nicht alle Schiffe sind mit VMS ausgerüstet; kann gefälscht werden	Gering/mittel
	Satellitenbilder	Abdeckung des gesamten Gebiets möglich	Regelmäßige Nutzung und Auswertung ist teuer; Verifizierung notwendig	Gering/mittel
	Küstenwache, Marine	Kann z.T. entsprechende Aufgaben ohne Zusatzkosten übernehmen; Überwachung der nationalen Grenzen	Nur eingeschränkt verfügbar bzw. ausgebildet	Hoch
Während der Anlandung	Fangüberwachung bei Anlanden oder Umladen des Fangs durch Inspektoren; Plausibilitätskontrollen	Überprüfung der Quoten; Verhaftung im Hafen möglich	Umladen auf See schwer zu überwachen; keine Überwachung von Rückwürfen	Gering
Nach der Anlandung	Überwachung des Markts und der Verkäufe (z.B. mittlere Größe)	Gute Informationsquelle über angelandete Mengen und Nachfrage	Herkunft des Fangs schwer zu verifizieren	Gering
	Überwachung der Exporte oder Transporte	Gute Informationsquelle über angelandete Mengen in hochpreisigen Fischereien	Fänge werden nur z.T. exportiert	Gering

rangig dem Ziel der Lastenteilung und sind anders als PES auf einen begrenzten Zeitraum angelegt. Sie zielen auf die vorübergehende einmalige Abfederung sozialer Härten ab, z.B. aus der Einrichtung eines Schutzgebiets oder der Reduktion der Fangmengen in bestimmten Fischgründen (u. a. Entschädigung und Umschulung von Arbeitnehmern in unmittelbar

betroffenen und nachgelagerten Industrien, soziale Angebote, Beratungsleistungen, Rückkauf von Fanglizenzen, Booten oder Fanggerät). Dabei ist sicherzustellen, dass die Fangmenge und der Fischereiaufwand insgesamt durch Regulierung begrenzt sind und die entzogenen Lizenzen, Boote oder Fanggeräte nicht durch neue ersetzt werden (Nielsen und Gjertsen,

2010). So setzte z. B. die australische Regierung im Zuge der Neuzonierung des Great Barrier Reef Marine Park 230 Mio. AU-\$ ein, um die mit der Zonierung verbundenen Ertragseinbußen für die lokale Fischereiindustrie und nachgelagerte Industrien abzufedern.

- › **Neue Geschäftsmodelle:** Viele der durch Nachhaltigkeit im Fischereimanagement entstehenden zusätzlichen Kosten können über veränderte Geschäftsmodelle, wie etwa neue kooperative Organisationsmodelle, aufgefangen werden. Ein Beispiel hierfür sind „Licence Banks“, zu deren Gründung sich mehrere kleine Fischereibetriebe zusammenschließen (Ecotrust Canada, 2008; The Nature Conservancy, 2011), um eigene Einlagen mit dem Startkapital eines Partnerinvestors oder einer nationalen Förderbank zu bündeln. Mit diesem Startkapital kann Kapital von weiteren privaten Investoren angeworben werden. Ein ganz ähnliches Modell stellen sogenannte „Fisheries Trusts“ dar, in denen Mittel von privaten Stiftungen, günstige staatliche Kredite und ergänzende Bankkredite gebündelt werden (Manta Consulting, 2011). Mit den gesammelten Mitteln können Fischereilizenzen erworben werden, welche von den Fischern gegen Entgelt „geleast“ werden können. Ein Teil der durch die Fischerei erwirtschafteten Gewinne wird an die externen Geldgeber ausgeschüttet. Mit einem solchen Modell können auch kleinere Fischereiunternehmer mit geringer Kapitalausstattung Anteile an Fischereilizenzen erwerben. Die bisher gegründeten „Licence Banks“ in Kanada und USA haben sich bewusst Nachhaltigkeitsziele gesetzt (u. a. Fischen mit nachhaltigen Fanggeräten), bei deren Nichterfüllung einzelnen Mitgliedern Sanktionen drohen (Ecotrust Canada, 2008; The Nature Conservancy, 2011). Eine Evaluierung der langfristigen Erfolge steht noch aus.

4.1.4

Internationale Governance der Fischerei: Institutionen und Brennpunkte

In diesem Kapitel werden nur die wesentlichen internationalen Institutionen, Abkommen, Soft-law-Regelungen und Instrumente vorgestellt, deren Regelungsgegenstand Fischerei ist. Den institutionellen Rahmen und die Grundlage dieser Governance-Strukturen bildet das UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS), das in Kapitel 3.2 und, in Bezug auf die Fischerei, in Kasten 4.1-8 dargestellt wird. Der WBGU beschränkt sich auf diejenigen Aspekte, die derzeit die politische Debatte prägen und dominieren. Er beleuchtet dabei die internationale bzw. globale Perspektive und geht daher auf die europäische Dimension lediglich in Bezug auf die grenz-

überschreitenden Effekte und externen Wirkungen ein. Die Instrumente der privaten Governance und insbesondere die Umweltsiegel werden in Kapitel 3.5 behandelt. Wie bereits zu Beginn des Kapitels 4 erläutert, wird der gezielte Walfang hier nicht behandelt, weil er für die Ernährung kaum noch eine Rolle spielt. Schäden an Walpopulationen durch Fischerei (z. B. Kleinwale als Beifang) sind hingegen derart gravierend, dass sie Gegenstand spezieller regionaler Abkommen sind (z. B. ASCOBANS für den Schutz der Kleinwale in Nord- und Ostsee und ACCOBAMS für den Bereich des Schwarzen Meeres, Mittelmeeres und der angrenzenden atlantischen Zonen). Ihre Behandlung würde jedoch den vorliegenden Untersuchungsrahmen sprengen.

4.1.4.1

Politische Zielsetzungen

Die Forderung nach einer Umgestaltung der Fischerei in Richtung Nachhaltigkeit ist bereits seit Jahrzehnten politischer Konsens und wird in den Vereinten Nationen thematisiert, insbesondere im Rahmen des „Rio-Prozesses“ und der UN-Generalversammlung (Kap. 3.3.1). Schon auf der ersten UN-Umweltkonferenz in Stockholm 1972 wurde festgestellt, dass viele Fischbestände geschädigt wurden, weil die Regulierung zu langsam erfolgte (UNCHE, 1972). Auf dem Erdgipfel von Rio de Janeiro 1992 wurden in Bezug auf die marine Fischerei in den AWZ bereits viele der Probleme genannt, die auch heute noch in vielen Regionen ungelöst sind: z. B. Überfischung, illegale Fischerei, Überkapazitäten, zerstörerische Fischerei oder Ökosystemdegradation. Die Staaten verpflichteten sich in der Agenda 21 dazu, die marinen Bioressourcen ihrer AWZ zu schützen und nachhaltig zu nutzen (UNCED, 1992a). Auf dem Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung (WSSD oder „Rio+10-Konferenz“) im Jahr 2002 in Johannesburg wurde diese abstrakte politische Vereinbarung konkretisiert und mit einer Zeitangabe versehen. Die Staaten einigten sich auf das anspruchsvolle Ziel, bis 2015 nachhaltige Fischerei zu erreichen, also die Bestände gemäß des höchstmöglichen Dauerertrags (MSY; Kasten 4.1-5) zu bewirtschaften (WSSD, 2002:§30a).

Dieses Ziel wurde auf der UN-Konferenz für Nachhaltige Entwicklung (UNCSD oder „Rio+20-Konferenz“) erneut bekräftigt und sogar verschärft (UNCSD, 2012: Abs. 168ff.). Der höchstmögliche Dauerertrag (MSY) soll in der kürzest möglichen Zeit u. a. mit Hilfe wissenschaftsbasierter Bewirtschaftungspläne erreicht werden, selbst wenn dies bei überfischten Beständen vorübergehend mit Ertragseinbußen oder sogar Schließung von Fischereien verbunden ist. Zerstörerische Fischereipraktiken sowie illegaler, nicht gemeldeter und unregulierter Fischfang sollen gestoppt werden.

Kasten 4.1-8

UNCLOS und Fischerei

UNCLOS gibt den Rahmen für eine nachhaltige Fischerei vor, mit jeweils unterschiedlichen Rechten und Verpflichtungen für die verschiedenen Meereszonen (Kap. 3.2). Für die AWZ geht Art. 62 Abs. 1 UNCLOS vom Konzept der „optimalen Nutzung“ lebender Ressourcen aus, wobei Art. 62 Abs. 2 UNCLOS eine Verpflichtung formuliert, den Fortbestand nicht durch übermäßige Ausbeutung zu gefährden. Art. 62 Abs. 3 UNCLOS zielt auf einen höchstmöglichen Dauerertrag (MSY; Kasten 4.1-5) ab, der aber ökosystemare Wechselwirkungen mit einbezieht. Küstenstaaten sind also durch UNCLOS verpflichtet, in der AWZ Erhaltungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen zu ergreifen und Fangmengen festzulegen, um den Fortbestand der lebenden Ressourcen sicherzustellen (Proelß, 2004: 108). Ein ausreichendes Schutzniveau wird durch diese Bestimmungen allerdings nicht garantiert, da mangels weiterer Spezifizierung des Kriteriums der „übermäßigen“ Ausbeutung die Festsetzung der Quoten allein im Ermessen der Küstenstaaten liegt (Proelß, 2004: 108).

Für die Hohe See lehnen sich die Bestimmungen von UNCLOS an die High Seas Fisheries Convention von 1958 an, ohne dass die bereits offensichtlichen Umsetzungsmängel dieser Konvention beachtet wurden (Oda, 1983). Art. 116 UNCLOS gibt jedem Staat zunächst das Recht, dass seine Angehörigen auf der Hohen See Fischerei ausüben können. Dieses Recht ist allerdings mit Vorbehalten versehen: Art. 117 UNCLOS verpflichtet die Staaten dazu, „in Bezug auf seine Angehörigen die erforderlichen Maßnahmen zur Erhaltung der lebenden Ressourcen zu ergreifen“. Diese Art der Durchsetzung ist schwach, denn sie wird ausschließlich den Flaggenstaaten überlassen und von keiner anderen Institution überprüft. Zudem verpflichtet Art. 118 UNCLOS die Staaten zur Zusammenarbeit „bei der Erhaltung und Bewirtschaftung der lebenden Ressourcen“ sowie dazu, bei gleichzeitiger Ausbeutung derselben Bestände Verhandlungen aufzuneh-

men und gegebenenfalls regionale Fischereiorganisationen zu gründen. Art. 119 UNCLOS verpflichtet zum Einhalten des MSY auf Basis der besten verfügbaren wissenschaftlichen Angaben und nimmt zudem Bezug auf die Berücksichtigung ökosystemarer Interaktionen, geht also über die ausschließliche Betrachtung des Zielartbestands hinaus. Desweiteren werden die Staaten zum Austausch der wissenschaftlichen Informationen und statistischen Fischereidaten verpflichtet. Wolfrum und Fuchs (2011) führen aus, dass Art. 119 Abs. 1 „ferner auch dahingehend verstanden werden [kann], dass Staaten nicht selber dazu verpflichtet sind, den Erhalt der Bestände auf dem nötigen Mindestmaß zu gewährleisten, sondern lediglich keine Maßnahmen von anderen Staaten zum Schutz des Bestands behindern dürfen.“ Für die gebietsübergreifenden und weit wandernden Fischbestände sind die Bestimmungen wenig spezifisch, da sie sich darauf beschränken, die internationale Kooperation zwischen Nationalstaaten einzufordern. Aus diesem Grund ist 1995 das UN Fish Stocks Agreement (FSA) als Durchführungsübereinkommen zu UNCLOS vereinbart worden, um zumindest die Regelungslücken in Bezug auf gebietsübergreifende und weit wandernde Fischbestände zu schließen (Kap. 4.1.4.4).

Insgesamt bildet UNCLOS also lediglich den Rahmen für eine nachhaltige Fischerei-Governance (Kap. 3.2; Kasten 3.2-1). Dieser Rahmen muss durch nationalstaatliche Regelungen in den AWZ und durch institutionelle Arrangements auf der Hohen See, insbesondere für die Erhaltung der Bestände im Kontext eines Ökosystemansatzes, mit spezifischen Inhalten gefüllt werden. So wurden z. B. in UNCLOS im Gegensatz zu den mineralischen Ressourcen des Gebiets für die lebenden Ressourcen der Hohen See keinerlei Bestimmungen über die Allokation aufgenommen (Oda, 1983). Auch bietet UNCLOS keine hinreichenden Instrumente zur Durchsetzung seiner Regelungen oder zur Sanktionierung an, ebenso wenig gibt es einen Sachwalter für biologische Ressourcen. Allerdings ist UNCLOS eines der wenigen umweltvölkerrechtlichen Abkommen mit einem zwingenden Streitbeilegungsmechanismus (Wolfrum und Fuchs, 2011).

Gegen Beifang und andere schädliche Ökosystemwirkungen soll verstärkt vorgegangen werden. Auf dieser Konferenz gab es u. a. auch die Entscheidung, ein neues Durchführungsabkommen für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt auf der Hohen See zu verhandeln (Kap. 3.3.2.2).

Auch die Biodiversitätskonvention (Convention on Biological Diversity, CBD) hat sich mit der Fischerei auseinandergesetzt, u. a. im Arbeitsprogramm für Meeres- und Küstenbiodiversität (CBD, 2004a; Kap. 3.3.2.1). Im Rahmen des Strategischen Plans der Konvention haben sich die Vertragsstaaten 2010 das politische Ziel gesetzt, dass bis 2020 alle Fischbestände nachhaltig bewirtschaftet werden, so dass Überfischung vermieden wird (CBD, 2010a).

Auch wenn diese Zielvorgaben rechtlich nicht bindend sind, haben sie dennoch erhebliche politische Bedeutung und Wirkung. Nicht zuletzt bekennt sich die Europäische Kommission zu diesen Zielen und hat dies als Argument für eine grundsätzliche Reform

der Fischereipolitik herangezogen (EU-Kommission, 2011c), denn die Rio+20-Ziele sind mit der bestehenden Bewirtschaftung nicht zu erreichen (Froese und Quaas, 2013). Das Ziel eines nachhaltigen Umgangs mit den marinen biologischen Ressourcen ist also in der internationalen Politik mittlerweile tief verankert. Die Umsetzung in praktische Politik bereitet allerdings noch erhebliche Probleme (Veitch et al., 2012).

4.1.4.2

Die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO)

Die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO) ist auch für Fischerei und Aquakultur zuständig (Kap. 3.3.1). Sie fungiert als zentrale Anlaufstelle für die Bestands- und Fangdaten der Fischer aus allen Meeresregionen der Welt. Sie erhebt diese Daten allerdings nicht selbst, sondern ist auf die Zulieferung von Behörden und Fischereiistitu-

ten der Mitgliedstaaten und der regionalen Fischereiorganisationen angewiesen. Die Daten werden von der FAO gesammelt, aufbereitet und ohne eigene Bewertung veröffentlicht. Vor allem der im Zweijahresrhythmus erscheinende globale Statusbericht der Fischerei und Aquakultur ist hierfür von großer Bedeutung (The State of World Fisheries and Aquaculture; FAO, 2012b).

Die Datensammlung der FAO zur Fischerei gilt als die umfassendste der Welt (Costello et al., 2012b). In einigen Regionen sind allerdings weder Umfang noch Qualität hinreichend, um als Basis für ein globales Bild des Fischereimanagements zu dienen. Vor allem in Entwicklungsländern klaffen große Datenlücken: Fast zwei Drittel liefern unzureichende Daten, weil die finanziellen und personellen Kapazitäten unzureichend sind. Aber auch bei den Industrieländern besteht Nachholbedarf: Knapp ein Viertel ihrer Zulieferungen von Daten sind unvollständig (Garibaldi, 2012). Die Datenübermittlung der Staaten an die FAO und die Qualität der FAO-Datenbank sollten daher verbessert werden (Pauly und Froese, 2012); insbesondere sind Daten über die Biomasse der Bestände von großem Wert für ein wissenschaftliches Fischereimanagement (Branch et al., 2011; Kap. 4.1.3.2, 8.3.3.1). Die Beurteilung der entsprechenden „datenarmen“ Bestände ist sehr schwierig (Costello et al., 2012b; Worm und Branch, 2012). Um das Fischereimanagement datenarmer Bestände zu erleichtern, werden neue Ansätze entwickelt, die alternative Bewertungsgrundlagen schaffen sollen (Martell und Froese, 2012).

Das FAO-Fischereikomitee (Committee on Fisheries, COFI) mit seinen Unterausschüssen zu Aquakultur und Fischhandel ist das wichtigste zwischenstaatliche Forum, in dem sich die Mitgliedstaaten regelmäßig zum Austausch und zu Aushandlung von Empfehlungen und Abkommen treffen. Gemeinsam mit dem UN-Seerechtsübereinkommen (Kap. 3.2) und dem UN Fish Stocks Agreement (Kap. 4.1.4.4) bilden die im Rahmen der FAO entwickelten Abkommen das Rückgrat der globalen Fischerei-Governance. Vor allem der unverbindliche FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei (Kap. 4.1.4.3) und das verbindliche Übereinkommen über Hafenstaatmaßnahmen zur Verhinderung, Bekämpfung und Unterbindung der illegalen, unregulierten und ungemeldeten Fischerei (Kap. 4.1.4.5) sind hier zu nennen. Ebenso tragen die unverbindlichen Leitlinien der FAO (z.B. „International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas“, FAO, 2009b; FAO-Leitlinien für Kleinfischerei „International Guidelines for Securing Sustainable Small-scale Fisheries“, FAO, 2012a; Kasten 4.1-3; „Voluntary Guidelines on the Responsible Governance of Tenure of Land, Fisheries and Forests“, FAO, 2012d) zur Erweiterung der globalen Fischerei-Governance bei, vor allem bei aktuellen Themen.

4.1.4.3

Der FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei

Der FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei (Code of Conduct for Responsible Fisheries, CoC) wurde 1995 von allen 188 FAO-Mitgliedstaaten einstimmig verabschiedet. Die Entwicklung dieses Verhaltenskodex war die Reaktion auf die weithin verbreitete Erkenntnis, dass die Fischerei in Richtung eines ökosystemaren Ansatzes weiterentwickelt werden muss (Cury und Christensen, 2005). Der Kodex hat zum Ziel, nachhaltige Fischerei in allen Meeresregionen und in Binnengewässern im Sinne einer Bewirtschaftung mit Langfristperspektive zu fördern (FAO, 1995). Er stellt eine Reihe von Prinzipien und Regeln zur Verfügung, die nicht nur Fangmethoden, nachhaltige Bewirtschaftung (auch im Sinne des Schutzes von Meeresökosystemen) und Entwicklung der Bestände, sondern auch weitere Themen wie die Verarbeitung und den Handel sowie die Fischereiforschung betreffen. Auch Prinzipien zur verantwortungsvollen Aquakultur werden in Artikel 9 des Kodex behandelt (Kap. 4.2.3.1). Der Kodex bietet einen integrierten und umfassenden Rahmen für eine nachhaltige Fischerei und Aquakultur, der weithin akzeptiert und anerkannt ist (Garcia, 2000). Er ist das erste und einzige internationale Instrument dieser Art für die Fischerei (Hosch et al., 2011).

Im Kodex werden die Staaten u.a. aufgefordert, aquatische Ökosysteme zu erhalten, das Vorsorgeprinzip anzuwenden, Entscheidungen auf der Grundlage der besten wissenschaftlichen Evidenz zu treffen, die Um- und Durchsetzung von Erhaltungsmaßnahmen sicherzustellen sowie als Flaggenstaaten ihre Durchsetzungsbefugnisse wirksam auszuüben. Dabei berücksichtigt der Kodex ein ökosystemorientiertes Management, da Managementmaßnahmen nicht nur die Erhaltung der betreffenden Zielart, sondern auch anderer Arten des gleichen Ökosystems sowie von der Zielart abhängiger Arten beabsichtigen sollen (Art. 6.2 CoC). Er stellt auf eine Erweiterung der Wissensbasis ab und verfolgt integrative Ansätze (Bavinck und Chuenpagdee, 2005). Der Kodex stärkt transparente Entscheidungsprozesse und die Teilhabe von Fischern, Industrie und Umweltverbänden (Art. 6.13 CoC) und bindet so wichtige Akteure ein (Friedrich, 2008). Außerdem enthält er detaillierte Regeln und Maßnahmen für nachhaltiges Fischereimanagement (u.a. auf Basis des MSY; Kasten 4.1-5), die den Staaten Richtung und Hilfestellung für die Entwicklung ihrer nationalen Regelungen geben sollen.

Der Kodex ist kein statisches Regelwerk: Er kann von der FAO revidiert und ergänzt werden (Edeson, 1996). Außerdem wurden von der Fischerei- und Aquakulturabteilung der FAO technische Leitlinien

entwickelt, um die Umsetzung des Kodex zu fördern. Auf der Grundlage und im Rahmen des Kodex wurden von der FAO zudem vier ebenfalls unverbindliche internationale Aktionspläne (International Plans of Action, IPOA) entwickelt, welche Regeln zur Verhinderung des Beifangs von Seevögeln, zum Schutz von Haien, zum Management der Fischkapazitäten sowie zur Verhinderung der illegalen, ungemeldeten und unregulierten (IUU)-Fischerei enthalten. Auf IUU-Fischerei wird in Kapitel 4.1.4.5 genauer eingegangen.

Die Umsetzung wird durch regelmäßige Abfragen der FAO-Mitgliedstaaten und zusammenfassende Auswertungen durch das FAO-Fischereikomitee (COFI) beobachtet. Als internationales politisches Instrument ist der Kodex nach wie vor relevant und anpassungsfähig, sowohl an die Bedingungen der unterschiedlichen Länder als auch an die Entwicklungen in der Fischerei seit 1995 (Hosch et al., 2011). Aktionspläne und Leitlinien bieten die Möglichkeit, im Rahmen des Kodex komplexe Themen eingehender zu behandeln und auf aktuelle Fragestellungen flexibel zu reagieren. Mit diesen Inhalten erfüllt er eine Reihe der Prüfsteine für bestehende Meeres-Governance im Kontext der Nachhaltigkeit (Kap. 3.1.4).

Coll et al. (2013) halten den Kodex für ein wichtiges Instrument, dessen Umsetzung insgesamt nur sehr schwach, aber regional unterschiedlich ausgeprägt ist. Wenn aber die Umsetzung des Kodex vor Ort gelingt, dann zeigen sich, unabhängig von der geographischen Lage der jeweiligen Länder, durchaus positive Wirkungen in Bezug auf die Nachhaltigkeit des Fischereimanagements (Coll et al., 2013).

Eine Regionalstudie mit neun Entwicklungsländern aus Afrika, Asien und der Karibik zeigt, dass die erfolgreiche Übersetzung des Kodex in nationale politische Regelungen weit verbreitet ist (Hosch et al., 2011). Erhebliche Probleme bestehen dagegen in der mangelhaften oder gar fehlenden Umsetzung dieser nationalen Regelungen sowie ihre Durchsetzung vor Ort. Mit fehlender wissenschaftlicher Erkenntnis allein lassen sich die Umsetzungsmängel nicht erklären (Cury und Christensen, 2005). Hosch et al. (2011) nennen als Gründe für mangelnde Umsetzung kurzfristige sozioökonomische Überlegungen, administrative Trägheit und mangelnden politischen Willen.

Die Untersuchung von Pitcher et al. (2009) unterstreicht diese Erkenntnisse: Von 53 untersuchten Ländern bekommt keines eine gute Note für die Umsetzung. Insgesamt wird die mangelhafte Einhaltung des Kodex als enttäuschend bezeichnet. Die Qualität der Umsetzung korreliert dabei positiv mit dem Entwicklungsstand der Länder und dem Governance-Index der Weltbank, der u. a. politische Stabilität, Leistungsfähigkeit der Institutionen, Korruption und Gewalt messen soll. Mangelnde

Kapazität kann allerdings ungenügende Umsetzung nicht allein erklären, denn mit Namibia (Kasten 4.1-7) und Südafrika sind auch Entwicklungsländer in der Spitzengruppe, mit besseren Umsetzungsnoten als alle EU-Länder (Pitcher et al., 2009).

Es besteht also bei den Staaten vielfach eine große Kluft zwischen guten Absichten und konkreten Ergebnissen (Doulman, 2007; Mora et al., 2009). Insgesamt scheinen daher die Umsetzung der internationalen in nationale Regelungen sowie vor allem die Durchsetzung der umgesetzten Regelungen vor Ort die wichtigsten Defizite zu sein.

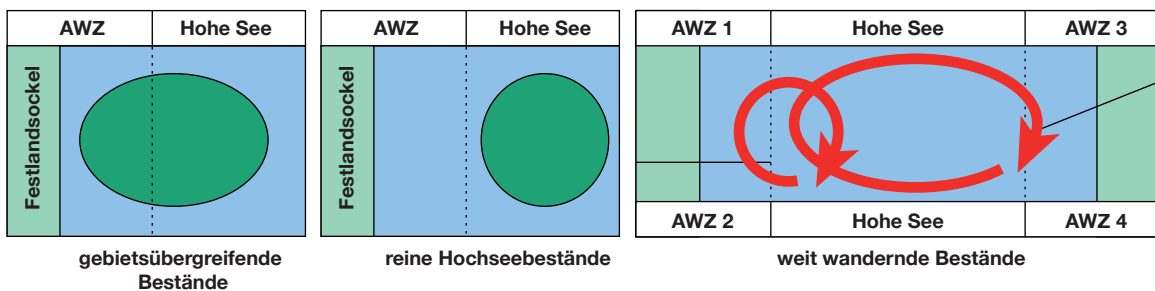
4.1.4.4

Fischerei-Governance auf der Hohen See: Das UN Fish Stocks Agreement und regionale Fischereioorganisationen

UN Fish Stocks Agreement

Zwar liegen etwa 60% der Weltmeere seewärts der AWZ, aber die Fänge auf der Hohen See selbst betragen nur einen kleinen Teil der weltweiten Erträge. Allerdings ist zu beachten, dass etwa ein Drittel der weltweiten Erträge aus Beständen kommt, die sich nicht nur in den AWZ aufhalten, sondern auch in die Hohe See hineinreichen, großflächige, teils ozeanweite Wanderungen zwischen AWZ und Hoher See unternehmen oder auf die Hohe See beschränkt sind (Abb. 4.1-11; Munro et al., 2004:7). Für die Hochseebestände galt weitgehend der freie, unregulierte Zugang. Die UN-Konvention über Hochseefischerei von 1958 (UN, 1958) hat daran wenig geändert; sie wurde in der Praxis weitgehend ignoriert (Oda, 1983). Die Bestimmungen des UNCLOS, etwa zum Erhalt der lebenden Ressourcen und zum Kooperationsgebot (Wolfrum und Fuchs, 2011; Kasten 4.1-8), bauen auf der gescheiterten Konvention von 1958 auf, sind ebenfalls zu wenig konkret formuliert und konnten die „Tragik der Allmende“ (Hardin, 1968) der Hochseebestände nicht verhindern. Die daraus resultierende Überfischung (Kasten 4.1-9) wirkte sich auf die Hochseebestände insgesamt aus, also auch auf die Anteile in den AWZ. Eine nachhaltige Bewirtschaftung dieser Bestände allein durch nationale Regelungen in den AWZ war daher nicht erfolgversprechend (Lodge et al., 2007:3).

Auf dem Weltgipfel über Umwelt und Entwicklung von Rio de Janeiro 1992 (UNCED, „Rio-Konferenz“) wurden diese Probleme thematisiert. Als Reaktion wurde 1995 das „UN-Übereinkommen über die Erhaltung und Bewirtschaftung gebietsübergreifender Fischbestände und weit wandernder Fischbestände“ (UN Fish Stocks Agreement, FSA) vereinbart, das als Durchführungsübereinkommen zu UNCLOS 2001 in Kraft trat (UN, 1995; Kap. 3.2). Die USA waren eine

**Abbildung 4.1-11**

Unterschiedliche Typen von Beständen mit Bezug zur Hohen See.

Quelle: FAO, 2005a, verändert

treibende Kraft bei den Verhandlungen für das FSA. Auch wenn Anfangs erhebliche Skepsis einiger Staaten zu spüren war, scheint sich mittlerweile die Akzeptanz des FSA deutlich verbessert zu haben (Balton und Koehler, 2006). Mittlerweile sind 80 Staaten dem FSA beigetreten (UN, 2013a). Mit Japan, Südkorea und Indonesien sind in den letzten Jahren wichtige Fischereinationen hinzugekommen; China als größte Fischereination der Welt ist nicht beigetreten.

Das FSA beschränkt sich auf die „gebietsübergreifenden und weit wandernden“ Bestände. Das Verbreitungsgebiet gebietsübergreifender Fischbestände überschreitet die Grenze zwischen AWZ und Hoher See, und weit wandernde Fischbestände haben ein sehr großes, verschiedene AWZ und die Hohe See einschließendes Verbreitungsgebiet (vor allem sind dies Thunfische, Schwertfische und Haie; Abb. 4.1-11). Für die ausschließlich auf die Hohe See beschränkten Bestände (discrete high seas stocks) ist das FSA nicht zuständig, unabhängig davon, ob sie pelagisch leben, in der Tiefsee oder am Meeresboden. In der Praxis herrscht für diese reinen Hochseebestände nach wie vor ein Open-access-Regime, so dass Überfischung vorprogrammiert und teils auch bereits eingetreten ist (Munro, 2010: 44). Hier besteht eine offensichtliche Regelungslücke in der internationalen Fischerei-Governance (Molenaar, 2007).

Das FSA soll die Bestimmungen des UNCLOS stärken, spezifizieren und effektiver umsetzen, indem es Schutz und Bewirtschaftung in den AWZ und auf der Hohen See kompatibel gestaltet. Die konkreten Bestimmungen beziehen sich vor allem auf den Hochseeanteil der gebietsübergreifenden und weit wandernden Bestände, für deren Zugang, Schutz und Bewirtschaftung das FSA Anwendung findet. Die Küstenstaaten behalten die Souveränität über die Bewirtschaftung der AWZ-Anteile, sollen dabei aber die allgemeinen Prinzipien von Schutz und Bewirtschaftung dieser Bestände auch in ihrer AWZ anwenden (Art. 3.2 FSA). Art. 6 FSA, der den Vorsorgeansatz genauer ausführt,

und Art. 7 FSA zur Kompatibilität von Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen gelten explizit auch für die AWZ-Anteile der gebietsübergreifenden und weit wandernden Bestände. Auf diese Weise soll sichergestellt werden, dass für Schutz und Bewirtschaftung küstenwärts und seewärts der 200-sm-Grenze dieselben Prinzipien gelten (Lodge et al., 2007:3). Insofern „kodifiziert es [das FSA] wichtige neue Entwicklungen des Umweltvölkerrechts, die während der Verhandlungen zum UNCLOS (noch) nicht berücksichtigt wurden“ (Wolfrum und Fuchs, 2011).

Die allgemeinen Prinzipien (Art. 5 FSA) umfassen das wissenschaftliche Management mit dem Ziel einer optimalen Bewirtschaftung, wobei der höchstmögliche Dauerertrag nicht als Zielwert, sondern als Minimumstandard dient (MSY; Kasten 4.1-5; Annex II Abs. 7 FSA), den Vorsorgeansatz, die Beachtung der Wirkungen auf andere Arten im Ökosystem, die Vermeidung von Beifang, verschwenderischen Methoden und Verschmutzung, den Schutz mariner biologischer Vielfalt, die Prävention oder den Stopp von Überfischung und Überkapazitäten, die Beachtung der Interessen der Kleinfischer, das Sammeln und den Austausch von Daten wie Schiffsort, Fänge von Ziel- und Nichtzielarten, Fischereiaufwand usw., die Förderung von Forschung und Technologieentwicklung für Schutz und Bewirtschaftung sowie die effektive Überwachung der Maßnahmen. Die allgemeinen Prinzipien umfassen damit inhaltlich wesentliche Elemente, die heute als Basis für modernes nachhaltiges Fischereimanagement gelten (Kap. 7.4.1.1). Auch wenn der Begriff „Ökosystemansatz“ zur Zeit der Entwicklung des FSA noch nicht ausformuliert war, enthalten die Präambel und Art. 5 lit d bis lit. g FSA Inhalte, die heute unter diesem Begriff subsummiert werden. Allerdings umfasst das FSA nur eine allgemeine Bestimmung, Pläne zum Schutz von Arten und Habitaten zu entwickeln, aber keine expliziten Bestimmungen zu Einrichtung und Management von Meeresschutzgebieten (Kap. 3.6.2).

Um die Durchsetzung zu verbessern, geht das FSA

Kasten 4.1-9

Fischerei auf der Hohen See: Kooperation und Nachhaltigkeit

Fischbestände können als eine erneuerbare natürliche Ressource und natürliches Kapital betrachtet werden. Um sie als natürliche Ressource dauerhaft zu erhalten, muss der Ertrag, also die Fangmenge, kleiner sein als der Zuwachs der Bestände. Ein Absenken der Befischung unterhalb des höchstmöglichen Dauerertrags (MSY; Kasten 4.1-5), führt zu einem Verzicht auf eine bestimmte Fangmenge und kann als Investition bezeichnet werden. Wie bei allen Investitionen würden sie in der Hoffnung getätigt, dass ein Nutzungsverzicht des Kapitals in der Gegenwart mit einer Erhaltung oder gar Maximierung in der Zukunft einher geht. Bei Überfischung gehen die Bestände zurück und Erträge drohen langfristig gegen null zu sinken (Gordon, 1954).

In nicht oder erfolglos regulierten Open-access-Fischereien bleiben Investitionen in Form einer angemessenen reduzierten Befischung regelmäßig aus. In der Konsequenz gehen, etwa wie beim ostatlantischen Blauflossenthunfisch, die Fangmengen aufgrund schrumpfender Bestände zurück, die ohne drastische Maßnahmen zusammenzubrechen drohen (Bjørndal und Brasão, 2006).

Gordon (1954) wies schon vor mehr als 50 Jahren darauf hin, dass es in einer Open-access-Fischerei für den einzelnen Fischer irrational ist, in den Schutz der Ressource Fisch zu investieren. Bei einer Reduzierung seiner Erträge muss er damit rechnen, dass er außer einer Erhöhung der Fangmenge anderer Fischer nichts erreicht. Der einzelne Fischer hat

also starke Anreize, Fischbestände als endliche Ressource zu betrachten, ähnlich wie ein abzubauendes Erzvorkommen. Eine Open-access-Fischerei ist nach Gordon erst im Gleichgewicht, wenn die Bestände zusammengebrochen sind.

Die Lage von Fischern in einer Open-access-Situation ähnelt, wenn sie nicht miteinander kooperieren, dem Gefangenendilemma der Spieltheorie. Würden die Fischer kooperieren und sich über Investitionen im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung verständigen, wäre dies für alle die langfristig vorteilhafteste Strategie. Bei fehlender Kooperation erscheint eine Investition aus der Perspektive jedes einzelnen Fischers unvorteilhaft, da von seiner Investition auch jeder andere Fischer als „Trittbrettfahrer“ profitieren könnte. So scheint es für alle Beteiligten kurzfristig vorteilhafter zu sein, nicht in den Erhalt der Fischbestände zu investieren, sondern die eigenen Erträge ohne Rücksicht auf langfristige Erträge bis zum Zusammenbruch des Bestands zu maximieren. Kurzfristig ist dies für den einzelnen Fischer die beste, langfristig für alle Fischer die schlechteste Strategie (Lodge et al., 2007).

Der heutige Zustand der Hochseefischbestände entspricht in weiten Teilen dem von Gordon (1954) erwarteten Zustand, da die Kooperation zwischen den beteiligten Akteuren häufig schlecht funktioniert oder sogar scheitert. Um die Erträge der erneuerbaren Ressource Fisch auf der Hohen See dauerhaft zu sichern und die Bestände wieder aufzubauen, sind massive Investitionen durch eine zeitlich befristete Reduktion der Befischung unvermeidlich (Munro, 2010). Dies wird ohne effektive Kooperation und insbesondere Stärkung von Durchsetzungsmechanismen zwischen den beteiligten Staaten allerdings nicht möglich sein.

innovative Wege, indem es u.a. die Pflichten der Flaggenstaaten verschärft (Art. 18 FSA) und sogar Personal von Vertragsstaaten des FSA unter bestimmten Bedingungen ermächtigt wird, Fischereifahrzeuge unter der Flagge jedes FSA-Vertragsstaats zu betreten und zu kontrollieren (Art. 21 FSA).

Die Regelungen zur Kooperation zwischen Staaten sind im FSA viel detaillierter ausgeführt als in UNCLOS. Insbesondere sind die Bestimmungen zu regionalen Fischereiorganisationen (Regional Fisheries Management Organizations, RFMO) ausführlicher und präziser, so dass das FSA den neuen globalen institutionellen Rahmen für die RFMO bildet (McDorman, 2006). Die RFMO wurden mit dem FSA deutlich gestärkt und gelten weithin als die Schlüsselinstitutionen, mit deren Hilfe die Kooperation zwischen den Staaten geregelt werden soll (Lodge et al., 2007:4). Sie werden im nächsten Abschnitt eingehender behandelt.

Insgesamt lässt sich sagen, dass die Bestimmungen des FSA in Bezug auf das nachhaltige Fischereimanagement eine wesentliche Fortentwicklung gegenüber UNCLOS darstellen und nahezu alle der Prüfsteine für eine Meeres-Governance im Kontext der Nachhaltigkeit erfüllt werden (Kap. 3.1.4).

Im Jahr 2006 fand eine Review-Konferenz statt,

um die Effektivität des FSA zu bewerten (Art. 36 FSA). Dort wurde deutlich, dass viele Staaten, auch Nicht-Vertragsstaaten, die Bestimmungen des FSA als eine Art grundlegenden Standard für die nachhaltige Bewirtschaftung von Fischbeständen ansehen (Balton und Koehler, 2006). Die Ergebnisse der Konferenz stärken die Rolle der RFMO und regen für sie regelmäßige „Performance Reviews“ an, mit denen der Stand der Umsetzung überprüft werden soll. Auch die Anwendung der Regelungen des FSA auf die reinen Hochseebestände wurde empfohlen. Neben den besonderen Problemen von Entwicklungsländern waren der Aufruf zum Abbau von Überkapazitäten und Subventionen, die Bekämpfung der IUU-Fischerei (genauer in Kap. 4.1.4.5) sowie die Umsetzung eines ökosystemaren Ansatzes die wichtigsten Empfehlungen (ENB, 2006). Die Review-Konferenz wurde 2010 fortgesetzt mit einem Schwerpunkt auf den Flaggenstaaten, welche die FSA-Bestimmungen vielfach mangelhaft durchsetzen. Versuche, Meeresschutzgebiete auf die Agenda zu setzen, sind weitgehend gescheitert (ENB, 2010; UNGA, 2010).

Eine noch verbliebene Regelungslücke ist der eingeschränkte Geltungsbereich, bei dem reine Hochseebestände (einschließlich ihrer Tiefseearten) nicht erfasst

sind (Abb. 4.1-11). Diese Lücke ist erkannt und es gibt Anzeichen, dass regionale Lösungen im Rahmen der RFMO relativ zeitnah umsetzbar sind, während grundsätzliche Lösungen, die eine Änderung des FSA oder von UNCLOS voraussetzen, nur langfristig umgesetzt werden können (Kap. 7.2.2.2, 7.3.4.3). Eine noch weitergehende Ausweitung der Regelungen auf alle Bestände in der AWZ wäre ein sinnvolles, aber sicherlich sehr langfristiges Vorhaben.

Ein großes Defizit liegt in der bislang nur zögerlichen Ratifizierung des FSA durch die Staaten (Molenaar, 2011). Obwohl das FSA seit 18 Jahren in Kraft ist, blieb die Beteiligung im Vergleich zum UNCLOS bislang noch gering, auch wenn viele große Fischereinationen beigetreten sind. Vor allem der Kampf gegen IUU-Fischerei wird mit zunehmender Zahl von Vertragsstaaten einfacher (Kap. 4.1.4.5). Ein Defizit besteht mit Blick auf die Prüfsteine aus Kapitel 3.1.4 darin, dass die Mechanismen des FSA zu Konfliktlösung und Sanktionen in der Praxis kaum angewandt werden. Die verschiedenen Optionen, die das FSA zur Konfliktlösung anbietet, sind nur in beiderseitigem Einverständnis der Konfliktparteien anwendbar. In den meisten Fällen wird versucht, die Konflikte auf diplomatischem Weg zu lösen, statt sie gerichtlich klären zu lassen. Da das FSA ein Durchführungsübereinkommen zu UNCLOS ist, sind bestimmte Konflikte von der Lösung durch diese Mechanismen von vornherein ausgenommen. So kann z.B. kein Küstenstaat dafür belangt werden, dass er die Fischereiquoten in der eigenen AWZ nach eigenem Ermessen setzt, auch wenn diese von einem anderen Staat als zu niedrig oder zu hoch eingeschätzt werden. Ein weiterer Mangel zeigt sich in der nur zögerlichen Anwendung von Instrumenten zum Schutz biologischer Vielfalt (z.B. MPAs).

Die sicherlich größte Herausforderung des FSA ist, wie bei anderen Fischereiregimen auch, die insgesamt mangelhafte Durchsetzung vor Ort. Die unzureichenden finanziellen und technischen Kapazitäten von Entwicklungsländern tragen dazu bei. Hinzu kommt der komplizierte Prozess der Anpassung derjenigen RFMO, die bei Vereinbarung des FSA bereits bestanden, an die Standards und Prozeduren des FSA. Auf die RFMO wird im nächsten Abschnitt genauer eingegangen. Nicht zuletzt gibt es „Billigflaggenstaaten“, die sich kaum um ihre Pflichten in Bezug auf ihre Hochseefischereiflotte kümmern (HSTF, 2006: 38).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das FSA von seinen Regelungen her gute Voraussetzungen bietet und eine Vielzahl von Ansätzen und Instrumenten des modernen nachhaltigen Fischereimanagement enthält, aber in seiner Reichweite (Anzahl der Ratifizierungen), in seinem Geltungsbereich sowie in seiner Umsetzung erhebliche Mängel aufweist. Angesichts der schlech-

ten und sich rasch ändernden Lage auf der Hohen See gehören die Erweiterung des FSA um mehr Vertragsstaaten sowie die dynamische Weiterentwicklung der inhaltlichen Zielsetzungen des FSA zu den wichtigsten Zukunftsaufgaben (Kap. 7.3.4.3). Es scheint ein weitreichender globaler Konsens zur Problemlage und den Lösungsansätzen vorzuliegen, aber die eher schwach ausgestalteten Mechanismen zur Konfliktlösung und die mangelnde Durchsetzung der Regelungen bleiben eine Schwachstelle, so dass das Übereinkommen vom politischen Willen der Vertragsstaaten abhängig bleibt. Derzeit sind jedenfalls sowohl die Governance als auch der Zustand der Hochseebestände sehr schlecht.

Regionale Fischereiorganisationen (RFMO)

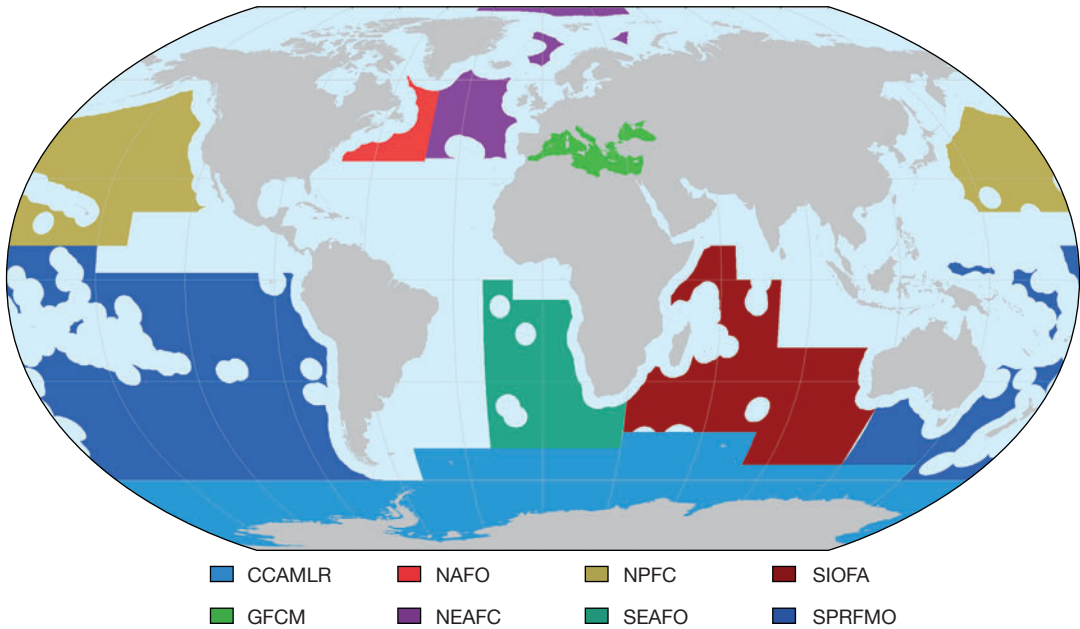
Ohne Kooperation der an der Bewirtschaftung von Hochseebeständen beteiligten Staaten droht die Übernutzung der Bestände (Kasten 4.1-9). Auch wenn die Freiheit der Fischerei auf der Hohen See bereits durch UNCLOS in Form eines allgemein formulierten Gebots zur Kooperation zum Schutz der Bestände eingeschränkt wird (Henriksen, 2009; OECD, 2010; Kasten 4.1-8) hat sich gezeigt, dass ohne funktionierende regionale Kooperationsmechanismen Überfischung und Ressourcenstreitigkeiten auftreten. RFMO sind heute die zentralen Institutionen in der Fischerei-Governance der Hohen See und bieten Foren, in denen die Staaten die Kooperation zum Zwecke des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung der Fischbestände aushandeln können. Es gibt zwei Gruppen von RFMO: Eine Gruppe bewirtschaftet gebietsübergreifende Bestände, die andere weit wandernde Bestände in großflächigen, teils ozeanweiten Meeresregionen (Abb. 4.1-12).

Die Bestimmungen des FSA stellen heute de facto den Mindeststandard für RFMO dar, der vor allem mit gestärkter Aufmerksamkeit für die Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung einhergeht. Allerdings waren etwa drei Viertel der RFMO mit teils sehr unterschiedlichen Regeln bereits etabliert, als das FSA 1995 verabschiedet wurde und erfüllen daher dessen Anforderungen nicht oder nur zum Teil (McDorman, 2005). Zudem sind keineswegs alle RFMO-Mitglieder immer auch Vertragsstaaten des FSA und unterliegen somit auch nicht deren Regelungen (OECD, 2009: 20). Umgekehrt sind die Entscheidungen dieser RFMO wegen der Teilnahme von Nicht-FSA-Vertragsstaaten nicht immer voll kompatibel mit dem Geist oder den Regelungen des FSA, zumal nicht alle großen Fischereinationen das FSA ratifiziert haben (Lodge et al., 2007).

Auch nach dem FSA bleibt ein Kernproblem der Hochseefischerei, dass Nicht-RFMO-Mitglieder nicht an die Regelungen der RFMO gebunden sind und es nicht problemlos möglich ist, sie von der Nutzung der von der RFMO bewirtschafteten Bestände auszuschlie-

4 Nahrung aus dem Meer

a



b

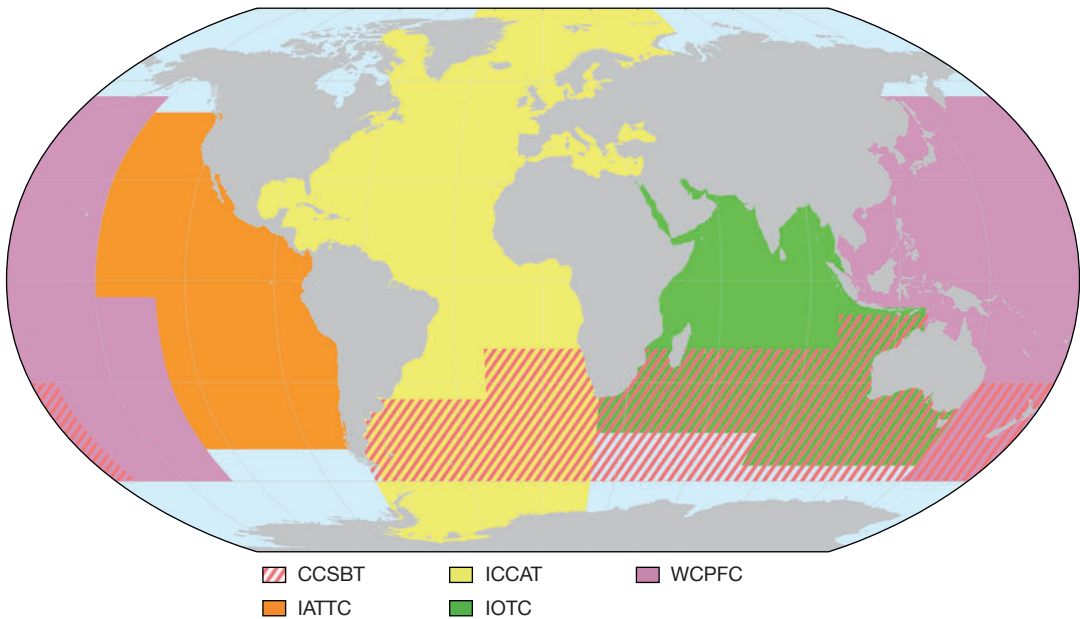


Abbildung 4.1-12

Regionale Fischereiorganisationen (RFMO) mit Bezug zur Hohen See. (a) RFMO, die gebietsübergreifende Bestände bewirtschaften; es werden nur die Hochseeanteile der RFMO gezeigt; (b) RFMO, die weit wandernde Arten (z.B. Thunfisch) bewirtschaften.

Quelle: FAO, 2013d

ßen. Zudem basiert bei vielen RFMO die Festsetzung der Fangmengen nicht stringent genug auf der wissenschaftlichen Bewertung, da vor allem bei den wertvollen Fischbeständen (z.B. Thunfisch) z.T. erheblicher politischer Widerstand gegen die Absenkung der Fangquoten besteht (MacKenzie et al., 2008). Zudem ist die wissenschaftliche Arbeit vielfach durch Datenmangel behindert. Andererseits sind, mit Blick auf die Prüfsteine für Meeres-Governance aus Kapitel 3.1.4, das Vorsorgeprinzip und der Ökosystemansatz von vielen RFMO als Basis ihrer Managementpraxis übernommen worden; ebenso befolgen einige RFMO einen flexiblen, adaptiven Ansatz (Mooney-Seus und Rosenberg, 2007).

Bei Aufnahme neuer Mitglieder in eine RFMO wurde nicht selten die Gesamtfangmenge entgegen der wissenschaftlichen Empfehlungen erhöht um ihnen eine Teilhabe zu ermöglichen, statt die bislang vereinbarte Fangmenge neu aufzuteilen, was zu Kürzungen der Anteile der Altmitglieder geführt hätte (Lodge et al., 2007; OECD, 2010:40). Diese Praxis steht den Anforderungen zu nachhaltigem Wirtschaften diametral entgegen. Doch selbst wenn die vereinbarten Regeln und Quoten hinreichend sind, kommt das Problem der Einhaltung der Regeln durch die RFMO-Mitglieder und ihre Fischereifahrzeuge hinzu. Überwachung und Durchsetzung der vereinbarten Managementmaßnahmen ist bei vielen RFMO mangelhaft; auch wenn es Gegenbeispiele gibt, die sich als Best Practice eignen (z.B. CCAMLR, CCSBT, ICCAT; Mooney-Seus und Rosenberg, 2007). Der Mangel an gut funktionierenden Konfliktlösungs- und Sanktionsmechanismen bei den meisten RFMO hat z.T. dazu geführt, dass Bestände überfischt wurden. Auf das Problem der IUU-Fischerei wird in Kapitel 4.1.4.5 gesondert eingegangen. Nicht zuletzt gibt es bei einigen RFMO ungenügende Regeln gegen Beifänge oder bestehende Regeln werden nicht ausreichend umgesetzt (Small, 2005).

Es ist wenig verwunderlich, dass unter diesen Rahmenbedingungen viele RFMO ihrem im FSA neu definierten Auftrag nur mangelhaft nachkommen. Hilborn (2007) fällt ein hartes Urteil: „Die bestehende Governance der Hochseefischerei hat völlig versagt“. Auch Cullis-Suzuki und Pauly (2010) kommen nach Analyse der Leistung der RFMO zu dem Ergebnis, dass sie, gemessen an ihren Aufgaben und Ansprüchen, gescheitert sind. Dementsprechend ist der Zustand der Hochseebestände sehr schlecht: Fast ein Drittel der weit wandernden und etwa zwei Drittel der gebietsübergreifenden Fischbestände sind übernutzt oder erschöpft (OECD, 2009). Insbesondere sind als Folge von Missmanagement die meisten langlebigen und ökonomisch attraktiven Thun- und Schwertfischarten bereits bedroht (Collette et al., 2011), so dass der Wiederaufbau der

Bestände viele Jahre dauern könnte (Blauflossenthun: MacKenzie et al., 2008). Die FAO formuliert es diplomatischer: „Die RFMO, die Eckpfeiler der internationalen Fischerei-Governance, ringen darum, ihr Mandat zu erfüllen...“ (FAO, 2009a:69). Nicht zuletzt aufgrund dieser Erkenntnisse ist der externe wie interne Druck auf die RFMO, ihre Leistung zu verbessern, in den letzten Jahren erheblich gestiegen (OECD, 2009:17). Dabei spielen NRO, die im FSA explizite Beteiligungsrechte haben (Art. 12 FSA), eine besondere Rolle (z.B. PEG, 2010; WWF, 2007).

Seit der Jahrtausendwende gab es eine Reihe von Konferenzen mit Aufrufen zu RFMO-Reformen, um eine verbesserte Effektivität in Bezug auf Nachhaltigkeit und Verhinderung von IUU-Fischerei zu erreichen (Ceo et al., 2012). Die UN-Generalversammlung formulierte schließlich eine spezifiziertere Aufforderung für offizielle Leistungsüberprüfungen (Performance Reviews) der RFMO, was den politischen Druck weiter erhöhte (UNGA, 2006). Arbeiten u.a. des Chatham House (Lodge et al., 2007), der OECD (2009) und der FAO (Ceo et al., 2012) lieferten seither empirische Grundlagen und entwickelten Empfehlungen, an denen sich die RFMO in ihren Reformbemühungen orientieren können. Die im Jahr 2010 fortgesetzte Review-Konferenz des FSA zeigte erneut, dass es zwischen Staaten, UN-Institutionen und NRO heute eine breite Übereinstimmung über die Ziele und Arbeitsweise von RFMO sowie über die Richtung und Inhalte des Reformprozesses gibt. Dabei ist allen Akteuren klar, dass sich nicht alle Probleme regional lösen lassen, so etwa nicht die weltweite Überkapazität der Fischereifloten, die vor allem durch Subventionen entstanden ist, welche von der WTO zu regeln sind (Kap. 4.1.4.7, 4.1.7.8).

Mehrere RFMO haben mittlerweile Reformprozesse begonnen und teils bereits abgeschlossen, um dem FSA, dem FAO-Kodex für verantwortungsvolle Fischerei (Kap. 4.1.4.3), den FAO-Aktionsplänen (Kap. 4.1.4.2) und dem FAO-Abkommen über Hafestaatenmaßnahmen (Kap. 4.1.4.5) gerecht zu werden; allerdings mit unterschiedlichem Erfolg (OECD, 2009; Ceo et al., 2012). Erfolgsgeschichten (z.B. NAFO, CCAMLR) zeigen allerdings, dass der notwendige Wandel möglich ist. Folgende Punkte werden als Voraussetzungen für erfolgreiche RFMO genannt (Mooney-Seus und Rosenberg, 2007; Lodge et al., 2007; OECD, 2009; Ceo et al., 2012):

- Die Ratifikation des FSA durch alle Mitgliedstaaten einer RFMO und die Angleichung sämtlicher RFMO-Abkommen an das FSA würde die notwendige gemeinsame rechtliche Basis für die Governance der Hochseefischerei schaffen. Dies wäre auch der Ausgangspunkt für die Entwicklung einer strategischen Vision und gemeinsamer Ziele der jeweiligen RFMO.

4 Nahrung aus dem Meer

- › Das Ziel der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der Bestände im Rahmen von Ökosystem- und Vorsorgeansatz sollte nicht nur festgeschrieben, sondern bei der Vergabe von Nutzungsrechten zur wichtigsten Priorität der RFMO-Praxis werden. Die große Herausforderung dabei ist, die Zuteilung der Fangrechte so zu gestalten, dass alle Mitgliedstaaten Vorteile durch die kooperative Lösung haben und trotzdem die Grenzen der Nachhaltigkeit für Bestände und Ökosysteme nicht überschritten werden.
 - › Politische Interventionen in die wissenschaftlichen Prozesse von RFMO scheinen nicht selten zu sein (Polacheck, 2012). Transparentere Prozesse können dazu beitragen, dass die erlaubten Fangmengen nicht viel größer angesetzt werden als wissenschaftlich empfohlen. Die Erfassung und Verbreitung der dafür notwendigen Daten (z. B. Fänge, Beifang, Fischereiaufwand) sowie ihre Transparenz und öffentliche Zugänglichkeit für unabhängige Überprüfungen sind dafür wichtige Voraussetzungen. Zudem ist ein gemeinsames Datenmanagement der RFMO sinnvoll.
 - › Klare Streitschlichtungsmechanismen sind ein wichtiges institutionelles Instrument, um Vertrauen und Glaubwürdigkeit in die RFMO zu stärken. Regelmäßige, transparente Leistungsüberprüfungen unter Beteiligung externer Expertise, möglichst unter Heranziehung von unter den RFMO vereinbarten gemeinsamen Kriterien, sind ein gutes Instrument, um die Mängel zu erkennen und den notwendigen Wandel in Richtung eines ausreichenden Bestandschutzes einzuleiten.
 - › Die IUU-Fischerei sollte durch geeignete Regelungen der RFMO bekämpft werden, z. B. durch die Umsetzung von Hafenstaatenmaßnahmen, Flaggenstaatenkontrollen, Maßnahmen zur Überwachung und Kontrolle, gegenseitige Anerkennung von Schiffslisten usw. (Kap. 4.1.4.5).
 - › Die RFMO können viel voneinander lernen, insbesondere durch die Sammlung und Verbreitung von Best Practices. Dafür sind die gemeinsamen Konferenzen hilfreich, die seit einigen Jahren stattfinden.
- Es stellt sich allerdings die Frage, ob angesichts des insgesamt nur mühsamen Fortschritts und der grundsätzlichen Probleme nicht eine fundamentale Reform der Governance der Hochseefischerei notwendig ist. Hilborn (2007) schlägt vor, in einem UN-Übereinkommen sämtliche marinen Bioressourcen seewärts der 200-sm-Grenze als gemeinsames Erbe der Menschheit zu erklären. Auch die Kritik von Oda (1983) am Fischereiregime von UNCLOS für die Hohe See mündet in der Erwartung, dass das Menschheitserbekonzept auch für die Hochseefischerei in die Debatte kommen wird. In Kapitel 7.2.3.1 wird der Ansatz des WBGU für eine

fundamentale Reform der Hochseefischerei vorgestellt, der ebenfalls auf dem Konzept des Erbes der Menschheit beruht (Kap. 3.1.5).

4.1.4.5 Illegale, nicht gemeldete und unregulierte Fischerei

Insgesamt sind etwa ein Siebtel bis ein Drittel des globalen Fischfangs der illegalen, nicht gemeldeten und unregulierten Fischerei (IUU-Fischerei) zuzurechnen, was in einigen Regionen die nachhaltige Bewirtschaftung der Bestände gefährdet (Agnew et al., 2009). IUU-Fischerei ist ein Sammelbegriff sehr unterschiedlicher Typen von Fischerei. Im „Internationalen Aktionsplan zur Verhinderung der IUU-Fischerei“ (FAO-Aktionsplan; FAO, 2001) wird es als *illegale Fischerei* bezeichnet, wenn Fischerboote ohne Genehmigung oder in Verletzung der Regeln des Küstenstaats in dessen AWZ fischen, Fischerboote unter der Flagge eines Mitgliedstaates einer RFMO in deren Gewässern fischen und dabei die Regeln der RFMO verletzen oder Fischereiaktivitäten gegen nationales Recht oder internationale Verpflichtungen verstoßen. *Nicht gemeldete Fischerei* definiert der FAO-Aktionsplan als Fischereiaktivitäten, die den relevanten nationalen Behörden nicht oder falsch gemeldet wurden, obwohl dies im nationalen Recht vorgeschrieben ist, oder die im Gebiet einer RFMO stattfinden und der RFMO entgegen ihrer Vorgaben nicht oder falsch gemeldet wurden. *Unregulierte Fischerei* bezieht sich auf Fischereiaktivitäten, die im Gebiet einer RFMO von Fischerbooten durchgeführt werden, die entweder staatenlos sind oder die Flagge eines Staates führen, das nicht Mitglied der RFMO ist, oder die in Gebieten durchgeführt werden oder Beständen gelten, für die es keine Schutz- und Bewirtschaftungsmaßnahmen gibt und die gegen die Verpflichtungen der Staaten für den Schutz der marinen Bioressourcen des internationalen Rechts verstoßen (FAO, 2001).

IUU-Fischerei kommt auf der Hohen See vor, wenn Fischerboote unter der Flagge von Staaten, die das FSA nicht ratifiziert haben oder der betreffenden RFMO nicht beigetreten sind, sich nicht an die dort vereinbarten Regeln halten. IUU-Fischerei spielt aber auch eine erhebliche Rolle in AWZ, wenn Küstenländern die Kapazität fehlt um zu verhindern, dass Fischerboote anderer Länder eindringen und ohne Fanggenehmigung fischen (Agnew et al., 2009). Nicht selten werden in der AWZ des Küstenstaats die im Rahmen bilateraler Abkommen vereinbarten Fangmengen von Fischerbooten aus Partnerländern überschritten oder nicht lizenzierte Methoden angewandt (Kap. 4.1.4.6; HSTF, 2006).

Nicht lizenzierte Fischereiaktivitäten der „eigenen“ Fischerboote in der AWZ eines Küstenstaats gelten ebenfalls als IUU-Fischerei, sind aber ausschließlich

in der Verantwortung des Küstenstaats selbst, haben somit keine internationale Dimension und werden daher hier nicht behandelt.

Agnew et al. (2009) schätzen das globale Ausmaß der IUU-Fischerei auf 11–26 Mio. t pro Jahr (ohne Rückwürfe) mit einem Wert von 10–23,5 Mrd. US-\$. Würde die globale Fangmenge der IUU-Fischerei insgesamt wie ein einzelner Staat gezählt, dann läge sie an zweiter Stelle hinter der Fangmenge Chinas. Entwicklungsländer sind besonders anfällig für IUU-Fischerei; so werden z.B. die gesamten Fänge in Westafrika als 40% größer eingeschätzt als die gemeldeten Fänge (Agnew et al., 2009). Ein Hauptproblem dort sind die mangelnden institutionellen und finanziellen Kapazitäten, um gegen IUU-Fischerei vorzugehen. Aufgrund der hohen Marktpreise für weit wandernde Thun- und Schwertfische sind die Anreize für kriminelles Verhalten sehr groß (OECD, 2004: 11; WWF, 2007). Auch aus diesem Grund kämpfen die dafür zuständigen RFMO gegen IUU-Fischerei, was die insgesamt ineffektive Bewirtschaftung weiter beeinträchtigt (Kap. 4.1.4.4).

IUU-Fischerei kann die Nachhaltigkeit eines Bestands gefährden, denn IUU-Fischer kümmern sich nicht um vereinbarte Fangmengen oder ökologische Nebenwirkungen ihrer oft zerstörerischen und verschwenderischen Fangmethoden (z. B. Beifang; OECD, 2005:34). Die teils erheblichen ökologischen Folgen sind allerdings nur schwer einzuschätzen (Agnew et al., 2009; HSTF, 2006). Illegale Fischer mindern zudem das Einkommen legaler Fischer und zuständiger staatlicher Stellen durch Ausfall von Gebühren und Steuern (OECD, 2005:34). Die Einkommensverluste durch IUU-Fischerei in den afrikanischen Ländern südlich der Sahara werden auf 1 Mrd. US-\$ pro Jahr geschätzt, was etwa einem Viertel der Gesamtexporte Afrikas entspricht (HSTF, 2006). Hinzu kommen die negativen Auswirkungen auf die Lebensbedingungen von Kleinfischern in Entwicklungsländern, die besonders unter illegalen Fängen ausländischer industrieller Fischereifahrzeuge leiden (HSTF, 2006), was Auswirkungen auf die Ernährungssicherung der in Küstennähe lebenden Menschen haben kann (Kap. 4.1.2.4). Auch werden auf den IUU-Fischereifahrzeugen häufig soziale und Sicherheitsstandards der Crews ignoriert (Whitlow, 2004). Nicht zuletzt verzerrt IUU-Fischerei die Berichterstattung über Fangmengen und erschwert damit die wissenschaftliche Einschätzung von Beständen sowie nachhaltiger Fangquoten (Polacheck, 2012; Le Manach et al., 2012).

Ermöglicht wird IUU-Fischerei vor allem durch die insgesamt mangelhafte Governance mit unzureichender Umsetzung und Überwachung, die zulässt, dass sich nicht kooperatives Verhalten lohnt (Kasten 4.1-9) und dass illegal gefangener Fisch auf den Weltmarkt

gelangen kann. Illegale Fischerei kann bei hochpreisigen Arten (z.B. Schwarzer Seehecht) doppelt bis achtfach profitabler sein als legale Fischerei (HSTF, 2006:23). Zudem wird IUU-Fischerei durch Überkapazitäten in der weltweiten Fischereiflotte gefördert, die maßgeblich durch Subventionen verursacht wird (Kap. 4.1.4.7). Für die in einem Fanggebiet überschüssigen Fischerboote werden in anderen Meeresgebieten immer neue Einsatzmöglichkeiten gesucht und teils mittels IUU „erschlossen“ (OECD, 2010: 35ff.).

IUU-Fischerei wird durch UNCLOS weder systematisch bekämpft noch verhindert, weil es die Beaufsichtigung der Fischerboote und ihrer Aktivitäten vor allem den Flaggenstaaten auferlegt und einige dieser Staaten ihre Pflichten vorsätzlich oder fahrlässig verletzen (Billigflaggen, Flags of Convenience). Von den Billigflaggenstaaten haben Belize, Honduras, Panama und St. Vincent die größten Fischereifloten (Gianni und Simpson, 2005:4). Unter einer Billigflagge müssen IUU-Fischer kaum Sanktionen fürchten, denn viele dieser Staaten schließen sich RFMO nicht an, um nicht an deren Regelungen gebunden zu sein. Etwa 2.900 große Fischereifahrzeuge, das entspricht etwa 17,5% der weltweiten Flotte in Bezug auf die Tonnage, fahren unter einer Billigflagge (HSTF, 2006:36). Andere Flaggenstaaten sind nicht aus Kalkül, sondern aus Mangel an Kapazitäten nicht zu einer effektiven Aufsicht ihrer Schiffe in der Lage.

Um diesem Versagen etwas entgegenzusetzen, gibt es einen Trend hin zu einer stärkeren Betonung der Pflichten von Hafenstaaten, z. B. bei RFMO (Tarasofsky, 2007). Hafenstaatmaßnahmen setzen darauf, das Anlanden von illegalem Fisch im Hafen, entweder vom Fischerboot selbst oder nach Umladen auf See, zu verhindern, um den Zugang von IUU-Fisch zu den Weltmärkten zu erschweren. So kann z. B. Schiffen, die bereits früher an IUU-Aktivitäten beteiligt waren und auf entsprechenden Listen stehen, der Zugang zu Häfen und den dort verfügbaren Dienstleistungen (Bunkern von Treibstoff, Reparaturarbeiten usw.) generell verweigert werden. Hafenstaatregelungen stehen und fallen vor allem mit der Beteiligung der Staaten und der Qualität der Umsetzung. Flothmann et al. (2010) bemängeln die Effektivität der Hafenstaatmaßnahmen seitens der RFMO und die mangelnde Koordination untereinander. So werden z. B. die IUU-Schiffslisten zwischen den RFMO nicht ausreichend kommuniziert, abgestimmt und standardisiert (Tarasofsky, 2007; Berg und Davies, 2011). Hinzu kommen die Unterlassungen der Hafenstaaten, die in drei Viertel der Fälle die Prüfung der Listen nicht durchführen. Solange die Hafenstaatmaßnahmen nicht innerhalb einer ganzen Region durchgehend implementiert werden, bestehen für IUU-Schiffe Ausweichmöglichkeiten (Flothmann et

al., 2010). Andere handelsbezogene Maßnahmen, z.B. Import- oder Exportverbote, werden in Kapitel 4.1.4.8 behandelt.

Zwischen schwachen nationalen Governance-Kapazitäten und dem Umfang illegaler Fischerei in den AWZ kann ein Zusammenhang nachgewiesen werden (MRAG, 2005; Agnew et al., 2009). Das Verhältnis zwischen dem Risiko der Entdeckung sowie den geringfügigen Strafandrohungen oder fehlender Strafdurchsetzung einerseits und den erzielbaren Gewinnen andererseits ergibt keine wirksame Abschreckung gegen IUU-Fischerei. Der geladene Fang kann durchaus mehr wert sein als das Fischerboot selbst (Sumaila et al., 2006), so dass selbst das Konfiszieren des Bootes keine hinreichende Strafe darstellt.

IUU-Fischerei auf Hoher See ist ein globales, gut organisiertes und sehr einträgliches Geschäft. Es werden sogar Boote spezifisch für den Zweck der IUU-Fischerei gebaut; dabei wird die Länge von 24 m gerade unterschritten, um nicht an die Regeln der IMO und einiger RFMO für „große“ Fischerboote gebunden zu sein (Gianni und Simpson, 2005). Die Eigner von Fischereifahrzeugen, die unter Billigflagge fahren, haben vor allem in folgenden Ländern ihren Sitz: Taiwan, Honduras, Panama, Spanien und Belize. Wenn alle EU-Länder zusammengezählt werden, steht sie an der Spitze der Länderliste der Eigner von Fischereifahrzeugen unter Billigflagge. Spanische Unternehmen mit Sitz auf den Kanarischen Inseln tragen dazu etwa die Hälfte bei. Die Unternehmen, die in Honduras, Panama, Belize und St. Vincent ihren Sitz haben, sind wahrscheinlich in der Mehrzahl Briefkastenfirmen, deren Eigner aus anderen Ländern stammen (Gianni und Simpson, 2005:4). Die globale Reichweite der Fischerboote und die einfache Möglichkeit des Umflaggens in ein anderes Billigflaggenland unter jeweils anderem Schiffsnamen mit sich rasch verändernden Ketten von Briefkastenfirmen als Eignern erleichtern das illegale Geschäft erheblich und erschweren es, die eigentlichen Profiteure zu finden (Mooney-Seus und Rosenberg, 2007; Flothmann et al., 2010). Das Umflaggen ist wirksam, weil derzeit keine Verpflichtung für Fischerboote besteht, eine Nummer der Internationalen Seeschiffahrtsorganisation (IMO) zu führen, anhand derer eine eindeutige Identifizierung möglich wäre. Fälschung von Fangdokumentationen, Herkunftsnachweisen und Logbüchern, Umprogrammieren von elektronischen Ortungsgeräten, Vermischung von legalem mit illegalem Fang, Korruption und Bestechung sowie ähnliche Praktiken sind in vielen Fällen dokumentiert. Funktionsweise, Treiber und Fallstudien für IUU-Fischerei werden z.B. in HSTF (2006), OECD (2004, 2005) sowie Gianni und Simpson (2005) eingehend analysiert.

Politische Zielsetzungen und Instrumente gegen IUU-Fischerei

Seit den 1990er Jahren, dem bisherigen Höhepunkt der IUU-Aktivitäten, ist ein langsamer Rückgang zu verzeichnen (Agnew et al., 2009). Etwa seit der Jahrtausendwende findet dieser Raubbau vermehrt Aufmerksamkeit in internationalen Foren. 2001 wurde im Rahmen der FAO der völkerrechtlich nicht verbindliche „Internationale Aktionsplan zur Verhinderung der IUU-Fischerei“ verabschiedet (FAO, 2001; OECD, 2005:113). Er umfasst eine Liste konkreter Maßnahmen (u.a. Kooperations-, Kontroll- und Sanktionsmaßnahmen), die sich an die verschiedenen Akteure richten (z.B. Küsten-, Flaggen-, Hafen-, RFMO-Mitgliedstaaten). Die vorgesehene freiwillige Umsetzung in nationale Aktionspläne ist allerdings bislang nur von wenigen Staaten vollzogen worden, was Zweifel an der Effektivität dieses unverbindlichen Instruments aufkommen lässt (Billé et al., 2011). Nur bei einer umfassenden Umsetzung des FAO-Aktionsplans durch die Staaten wäre es ein scharfes Instrument gegen IUU-Fischerei (OECD, 2005:113), weil es den Zugang von IUU-Fisch zu den Märkten erschweren kann.

Auf dem Weltgipfel über Nachhaltige Entwicklung 2002 („Rio+10-Konferenz“) wurde die dringende Umsetzung des FAO-Aktionsplans und der Maßnahmen u.a. zur Durchsetzung und Überwachung angemahnt (WSSD, 2002:§30 lit (d)). Etwa zeitgleich nahm der Reformprozess der RFMO Fahrt auf (Kap. 4.1.4.4). 2009 wurde das verbindliche „FAO-Abkommen über Hafenstaatmaßnahmen zur Verhinderung, Bekämpfung und Unterbindung der IUU-Fischerei“ (Port State Measures Agreement, PSMA; FAO, 2009c) vereinbart, das konkrete Maßnahmen und Pflichten der Hafenstaaten enthält (u.a. zu Kooperation, Informationsaustausch, Inspektion, Einlauf- und Anlandeverbote für IUU-Fischerboote). Es wurde von 23 Staaten gezeichnet, bislang haben erst vier Staaten und die EU ratifiziert. Wenn das PSMA in Kraft tritt, sind die Vertragsstaaten verpflichtet, ihre Häfen für illegalen Fisch zu schließen und den IUU-Fischerbooten Zugang zu Hafendienstleistungen zu verweigern (Flothmann et al., 2010). Laut PEG (2012) hätte das Abkommen das Potenzial zu einer effektiven Maßnahme gegen IUU-Fischerei zu werden wenn es ausreichend breit unterstützt und umfassend umgesetzt würde.

Die geringe Effektivität der RFMO zeigt sich nicht zuletzt in der mangelhaft eingedämmten IUU-Fischerei; umgekehrt können RFMO-Maßnahmen das IUU-Problem zumindest zum Teil entschärfen (Kap. 7.4.1.5; Cullis-Suzuki und Pauly, 2010). Schon heute wenden einige RFMO Hafenstaatmaßnahmen an und verbieten das Anlanden von Fisch oder sogar das Anlaufen von Häfen für Schiffe, die IUU-Fischerei durchführen oder

unterstützen.

Die Vertragsstaaten der Biodiversitätskonvention haben sich 2010 auf die Zielsetzung geeinigt, bis zum Jahr 2020 einen nachhaltigen und legalen Fischfang auf Basis des Ökosystemansatzes umzusetzen und IUU-Fischerei zu eliminieren (Aichi-Target 6: CBD, 2010a, b). Schließlich wurde das Thema auf der UN-Konferenz über Nachhaltige Entwicklung 2012 („Rio+20-Konferenz“) erneut aufgegriffen und es wurden nicht zuletzt die Staaten in ihren verschiedenen Rollen als Küsten-, Flaggen-, Hafenstaaten in die Pflicht genommen, Maßnahmen gegen IUU-Fischerei zu ergreifen (UNCSD, 2012:§170). Diese globalen Zielsetzungen haben allerdings lediglich appellativen Charakter.

Nur wenige Länder haben eine nationale Gesetzgebung, die direkt gegen IUU-Fischerei gerichtet ist und sämtlichen Handel mit illegal erworbenen Arten unter Strafe stellt. Eine Ausnahme ist der Lacey Act der USA, der jeder Person untersagt, Fisch zu erwerben oder zu handeln, die entgegen den Bestimmungen anderer Länder oder Gesetzgebungen gefangen wurde. Das Gesetz hat zu Urteilen mit langen Haftstrafen und Geldbußen in Millionenhöhe geführt (HSTF, 2006:33).

In der Europäischen Union trat Anfang 2010 die IUU-Verordnung in Kraft, die den Zugang von IUU-Fisch zum EU-Markt verhindern soll. Das Kontrollsystem umfasst Hafeninspektionen, Fangbescheinigungen für die gesamte Beschaffungskette, eine EU-weite schwarze Liste von IUU-Schiffen und IUU-Fischerei duldenden Staaten, Regelungen gegenüber nicht kooperierenden Drittstaaten und Sanktionen (ausführlich in Markus, 2012). Zugang zu EU-Häfen, Umladung und Anlandung setzt Voranmeldung, validierte Fangbescheinigungen und Inspektionen voraus. 2012 wurde auf Basis der Verordnung erstmals acht Drittstaaten angedroht, bei fortgesetztem unkooperativen Verhalten auf die „schwarze Liste“ der IUU-Staaten aufgenommen zu werden (Damanaki, 2013). Die Wirksamkeit der IUU-Verordnung kann allerdings noch nicht abschließend beurteilt werden (Markus, 2012).

Mittlerweile setzt sich auch Interpol mit dem Thema auseinander und hat Anfang 2013 die Initiative „Project Scale“ eingerichtet, mit der Fischereikriminalität entdeckt, unterdrückt und bekämpft werden soll (Interpol, 2013). Durch diese Aktivitäten wird immer deutlicher, um was es sich bei illegaler Fischerei handelt: um kriminelles Handeln.

Folgerungen

IUU-Fischerei ist ein komplexes und dynamisches Problem, für das es keine einfachen oder schnellen Lösungen gibt. Für Fortschritte ist ein koordiniertes Vorgehen vieler Akteure auf verschiedenen Governance-Ebenen notwendig. Mehrere Berichte und Kommissio-

nen beschäftigten sich seit der Jahrtausendwende mit dem Thema und erarbeiteten Lösungsvorschläge (z.B. OECD, 2004, 2005, 2010; MRAG, 2005; HSTF, 2006), die im Folgenden knapp zusammengefasst werden.

Lösungen für das Problem der IUU-Fischerei auf der Hohen See hängen wesentlich von der Umsetzung des FSA, des PSMA und des FAO-Kodex für verantwortungsvolle Fischerei sowie von institutionellen Verbesserungen der RFMO ab (Kap. 4.1.4.4). Letztlich sind es aber die Staaten in ihren verschiedenen Rollen, die den politischen Willen für Reformen aufbringen müssen – sei es, das FSA und das PSMA zu ratifizieren und umzusetzen, sich als Mitgliedsstaat einer RFMO für Maßnahmen gegen IUU einzusetzen, als Flaggen- oder Hafenstaat die internationalen Verpflichtungen ernst zu nehmen oder als Küstenstaat Überwachungs- und Kontrollkapazitäten auf- und Subventionen abzubauen. Diplomatischer Druck auf nicht kooperierende Flaggen- oder Hafenstaaten kann ein sinnvolles Instrument sein. Hafenstaatmaßnahmen von RFMO und Staaten bzw. der EU, einschließlich Importverbots, können effektive Instrumente gegen IUU-Fischerei sein. Ihre Wirksamkeit ist besonders groß, wenn sie überregional und global abgestimmt sind.

IUU-Fischerei kann auch erschwert werden durch verbesserte Kooperation und Informationsflüsse zwischen Staaten und Institutionen, erweiterte Dokumentations- und Berichtspflichten sowie erhöhte Strafzahlungen. Dafür erforderlich sind ein zentrales Schiffsregister für alle Hochseefischereifahrzeuge (auch unter 24 m Länge) und Hilfsschiffe (Umladung von Fängen, Versorgung mit Treibstoff usw.) mit eindeutiger IMO-Nummer, technischen Daten und Geschichte von Eigentümern, Umbenennungen, Umflaggen und etwaiger IUU-Aktivitäten sowie eine gemeinsame „schwarze Liste“ von IUU-Fischerbooten und „weiße Listen“ lizenzierter Fischerboote der RFMO. Als sinnvoll erachtet werden auch gemeinsame Mindeststandards für Dokumentation und gemeinsame weltweite Datenbanken der RFMO über die Fänge, inklusive verlässlicher Herkunftsnachweise, und den Fischereiaufwand sowie von Umladungen auf See und Anlandungen in Häfen. Ausgefeilte technische Methoden für Überwachung und Kontrolle von Schiffen, ihren Aktivitäten und Fängen sind verfügbar (z.B. Vessel Monitoring Systems, VMS; Satelliten- und Luftraumüberwachung; z.B. Brooke et al., 2010); dennoch bleiben eine effektive Küstenwache und die Anwesenheit von Inspektoren an Bord unverzichtbar.

Viele arme Entwicklungsländer sind häufig auf Kapazitätsaufbau angewiesen, um ihren Verpflichtungen gegen IUU-Fischerei nachkommen zu können. Je nach Art der Maßnahme sind Überwachung und Durchsetzung mit sehr unterschiedlichen Kosten verbunden:

Lizensierungen, Kontrollen, z.B. von Logbüchern an Land, sowie elektronische Überwachung mit Kameras oder VMS-Systemen sind eher kostengünstig. Inspektoren an Bord sind finanziell aufwändiger. Im Verhältnis dazu ist der Aufbau einer effektiven Fischereiaufsicht oder Küstenwache, die mit Schiffen und Flugzeugen ausgerüstet ist, sehr kostenintensiv (Tab. 4.1-1). Die legalen Fischer haben ein Interesse, an der Bekämpfung illegaler Fischer mitzuhelfen und z.B. Sichtungen von IUU-Booten zu melden. Dies wird in Westafrika mittlerweile in Form des Community-Sciences-Programms, unterstützt von der Weltbank, gegen IUU-Aktivitäten genutzt (Community Sciences, 2013).

Das größte Governance-Defizit in der IUU-Fischerei besteht darin, dass Staaten, die ein internationales Abkommen nicht ratifizieren, seinen Regeln auch nicht unterworfen sind. Das FSA, das PSMA oder der FAO-Aktionsplan sind inhaltlich vielversprechend, können ihre Wirkung letztlich aber nur effektiv und umfassend entfalten, wenn alle relevanten, an Fischerei beteiligten Staaten diesen Abkommen beitreten oder sich freiwillig auf die im Aktionsplan vereinbarten Maßnahmen verpflichten. Derzeit ist die praktische Umsetzung noch schwach. Die IUU-Fischerei wird, trotz der durchaus sichtbaren Fortschritte der letzten Jahre, eine Herausforderung für die internationale Gemeinschaft bleiben, solange sie für ihre Akteure profitabel ist (OECD, 2010: 15).

Ein Ausweg aus den institutionellen Problemen könnte sein, die Hohe See und ihre Bioressourcen als gemeinsames Erbe der Menschheit zu deklarieren (Hilborn, 2007), wie es unter UNCLOS bereits für die mineralischen Ressourcen des Meeresbodens der Fall ist (Kap. 3.2), und den Zugang an einheitliche, klare und überprüfbare Regelungen zu knüpfen. Die OECD (2005: 51) hält dies für einen gangbaren Weg und verspricht sich von diesem Ansatz eine bessere Basis für die wirksame Anwendung ökonomischer Instrumente, auch wenn unzweifelhaft eine entsprechende UNCLOS-Reform kaum kurz- oder mittelfristig erreichbar sein wird (Kap. 7.2.3.1).

4.1.4.6

Die externe Dimension der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU

Die EU-Fischereipolitik und insbesondere der 2009 angestoßene erneute Reformprozess der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der EU wurde vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, 2011b; Salomon et al., 2013) ausführlich behandelt und wird daher in diesem Gutachten nur in knapper Form am Anfang des Kapitels 7.4.1.7 aufgegriffen. Der WBGU beschränkt sich aus seiner globalen Sicht auf die grenzüberschreitenden Effekte der europäischen Fischerei, vor allem auf

die „externe Dimension“ der GFP und auf die Importproblematik (Kap. 4.1.4.8).

Die GFP umfasst neben Regelungen, welche die Fischerei innerhalb der Gewässer der EU betreffen, auch die Aktivitäten der EU-Flotte in außereuropäischen Gewässern, die sogenannte „externe Dimension“ (SRU, 2011b). Die externe Dimension schließt sowohl die Fischerei auf Hoher See als auch in AWZ von Nicht-EU-Ländern ein. Unter der externen Dimension versteht man auch die Beteiligung an internationalen Abkommen und Institutionen (UNCLOS, FSA, RFMO; Kap. 3.2, 4.1.4.4) sowie die Bekämpfung von IUU-Fischerei (Kap. 4.1.4.5), auf die in diesem Kapitel nicht eingegangen wird.

Die EU verfolgt dabei den Grundsatz, in außereuropäischen und heimischen Gewässern dieselben Nachhaltigkeitskriterien einzuhalten. Die Fischerei auf Hoher See machte in den Jahren 2004–2006 etwa 20% des gesamten EU-Fischereiertrags aus. Über Fischereiabkommen mit außereuropäischen Ländern werden 8% des EU-Fischereiertrags erwirtschaftet (EU-Kommission, 2011e).

Neben den „nördlichen Fischereiabkommen“, auf deren Basis die EU zusammen mit Partnerländern (Norwegen, Island, Färöer-Inseln; EU-Kommission, 2011f) gemeinsame Bestände in Nordsee und Nordostatlantik bewirtschaftet, sind im Kontext dieses Gutachtens aus entwicklungspolitischer Sicht vor allem die partnerschaftlichen Fischereiabkommen (PFA) mit Entwicklungsländern interessant. Ende 2012 unterhielt die EU 20 dieser Abkommen, von denen allerdings fünf ruhten (EU-Parlament, 2012). Das Budget ist mit jährlich ca. 160 Mio. € verhältnismäßig klein. Für die einzelnen Partnerländer betragen die jährlichen Zahlungen zwischen 385.000 € (Kap Verde) und 70 Mio. € (Mauritanien; EU-Kommission, o.J., 2012b). Der Großteil der PFA wurde mit afrikanischen Staaten geschlossen. Die Abkommen zwischen der EU und Entwicklungsländern waren zu Beginn der Beziehungen ausschließlich kommerzieller Natur, um für den Zugang der EU zur Ressource Fisch einen finanziellen Ausgleich zu leisten (Kaczynski und Fluharty, 2002). Mittlerweile sind diese Absprachen jedoch durch Vertragstexte ersetzt worden, die nachhaltige Fischereipraktiken unterstützen und zum Aufbau der lokalen Fischerei beitragen sollen sowie Möglichkeiten zur Kooperation vorsehen.

Der Weg zu PFA, die auf eine nachhaltige Fischerei ausgerichtet sind, ist jedoch noch weit und die Situation ist in den verschiedenen Ländern unterschiedlich. Die Vereinbarungen enthalten zwar meist Quoten zur Anzahl und Größe der Schiffe, aber das Monitoring der Fischbestände basiert in vielen Partnerländern auf einer mangelhaften Datengrundlage. Da nicht selten dieselben Bestände befischt werden, wird häufig der kleinbetriebliche nationale Fischereisektor durch

die ausländischen Flotten geschädigt und somit die Ernährungssicherheit der lokalen Bevölkerung gefährdet (Marí, 2012). Zudem kann der Fisch aus der durch erhebliche Subventionen gestützten europäischen Fischerei auf afrikanischen Märkten häufig deutlich günstiger angeboten werden als von lokalen Kleinbetrieben, was weitreichende soziökonomische Folgen für die lokale Bevölkerung hat (Marí, 2012). Oft wird auch Beifang zu Dumpingpreisen verkauft, was die Fischereiindustrie der Partnerländer massiv beeinträchtigen kann (Ngembo, 2008). Die unzureichenden Verwaltungsstrukturen und Überwachungstechniken vieler Entwicklungsländer können zudem eine Überprüfung und Kontrolle der Fänge häufig nicht gewährleisten. Dadurch wird illegale Fischerei durch ausländische Flotten begünstigt, vor allem da häufig keine Sanktionierung erfolgt, wenn vertraglich festgelegte Fangquoten überschritten werden.

Ein Teil der im Rahmen von PFA vergebenen Gelder ist vertraglich für die Entwicklung der Fischereipolitik des Partnerlands vorgesehen. So verpflichtet sich die EU in PFA, sowohl den Fischereisektor der Partnerländer zu stärken als auch den Aufbau eines wissenschaftlichen Monitoring-Systems der Fischbestände zu unterstützen. Um die Entwicklung der Fischereipolitik des Partnerlands zu einem Kernaspekt der PFA zu machen, empfiehlt die Europäische Kommission, diesen Beitrag unabhängig von den Zahlungen für den Ressourcenzugang bereitzustellen (EU-Kommission, 2011f). Der Beitrag zur Entwicklung der Fischereipolitik des Partnerlands schwankt zwischen 25% und 100% der Transferzahlungen (EU-Kommission, 2012c). Tatsächlich ist aber schwer festzustellen – und es liegt auch nicht im Souveränitätsbereich der EU – ob die im Rahmen der PFA vergebenen Gelder tatsächlich effektiv zur Stärkung des nationalen Fischereisektors und der entsprechenden Verwaltungsstrukturen eingesetzt werden. Dies setzt funktionierende und transparente Verwaltungsstrukturen voraus. Darüber hinaus werden Gelder nicht zwangsläufig an untere Verwaltungsebenen oder lokale Fischereiverbände weitergegeben (Tindall, 2010). Zudem können Partnerländer in gewissem Maße finanziell von PFA abhängig werden.

Die in der Regel stärkere Verhandlungsposition der EU gegenüber Entwicklungsländern lässt z.T. fraglich erscheinen, ob die finanzielle Unterstützung gemessen am Wert des gefangenen Fisches ein fairer Ausgleich für die Fischerei ist (Kalaidjian, 2010). Bezeichnend für das Ungleichgewicht zwischen EU und Drittstaaten ist die häufig mangelnde Erfüllung der Rechenschaftspflichten der EU-Flotte (Marí, 2010). Allerdings legen viele Partnerländer auch nicht offen, in welchem Umfang Quoten außerhalb des PFA mit der EU an andere Länder verkauft werden (EU-Parlament, 2012). Da neben

der EU auch andere Flotten in fremden AWZ operieren, sind Mehrfachverkäufe und daraus folgende Überfischung nicht auszuschließen. Für eine nachhaltige Fischereipraxis müsste der Überschuss stets auf Basis des kumulativen Fischereiaufwands aller lizenzierten Flotten berechnet werden. Durch diese Intransparenz von Seiten der Partnerländer ist es unmöglich, auf wissenschaftlicher Basis nachhaltige Quoten festzulegen. Dieses Handeln widerspricht nicht zuletzt dem im Jahr 2000 geschlossenen Cotonou-Abkommen (EU, 2000).

Reform der externen Dimension

Über die PFA ist die EU für die Fischereikrise in anderen Weltregionen, z.B. Westafrika, mitverantwortlich. Die EU-Kommission ist sich der Problemlage im Wesentlichen bewusst: Im Jahr 2009 wurde mit dem „Grünbuch Reform der GFP“ (EU-Kommission, 2009c) ein Konsultationsprozess mit öffentlicher Beteiligung angestoßen. Daraufhin veröffentlichte die EU-Kommission 2011 eine Mitteilung zur Reform der GFP, in der u.a. die Defizite der PFA analysiert wurden (EU-Kommission, 2011f). Wesentliche Schwächen sah die EU-Kommission bei der mangelhaften Datenlage zum Zustand von Fischbeständen, den intransparenten Bedingungen der PFA sowie den unzureichenden Möglichkeiten der Partnerländer, die Transferzahlungen der EU zur Verbesserung ihres Fischereisektors einzusetzen (EU-Kommission, 2011f). Die EU strebt an, die derzeitige Architektur der PFA so umzugestalten, dass sie zu allen Aspekten der Nachhaltigkeit beitragen können – innerhalb der EU wie auch in ihren Partnerländern. Viele EU-Staaten widersetzen sich diesem Prozess jedoch weitgehend, da sie wirtschaftliche Einschnitte für ihre Fischereiflotten fürchten.

Die Mitteilung der Europäischen Kommission (2011f) über die externe Dimension enthält umfassende Vorschläge zur Neugestaltung der Abkommen im Rahmen der GFP-Reform. Zentrale Forderungen sind, den Abschluss der Abkommen auf die besten verfügbaren wissenschaftlichen Informationen zu stützen, die Beachtung der Menschenrechte zur Bedingung für Abkommen zu machen, die Reeder stärker finanziell zu beteiligen sowie die Verwaltungsstrukturen in Bezug auf Überwachung, Kontrolle und Kompetenz zu stärken. Insgesamt sollte die externe Dimension vor Ort aber nicht nur den Aufbau der Verwaltungsstrukturen fördern, sondern auch die Sicherstellung ökologischer und sozialer Standards durch eine stärkere Einbeziehung entwicklungspolitischer Aspekte (Ernährungssicherheit, nationale Fischereipolitiken, Wertschöpfungsketten) gewährleisten (EU-Kommission, 2011f).

Problematisch ist in dieser Hinsicht, dass die Abstimmung zur GFP innerhalb der EU und somit die Einbeziehung der für die verschiedenen Aspekte einer nachhalti-

Kasten 4.1-10

Das neue Protokoll des Partnerschaftlichen Fischereiabkommens der EU mit Mauretanien

Im Juli 2012 haben Mauretanien und die EU für die Dauer von zwei Jahren ein neues Protokoll zum Partnerschaftlichen Fischereiabkommen (PFA) initiiert. Im Gegensatz zum vorigen Abkommen enthält es maßgebliche Innovationen:

- › Die wissenschaftliche Grundlage für die Bestimmung der Quoten wurde verbessert.
- › Die küstennahe pelagische Zone für die exklusive Nutzung durch Kleinfischer wurde von 13 auf 20 sm erweitert.
- › Der finanzielle Beitrag der Reeder zu den PFA wurde stark erhöht.
- › Unabhängig von den Zahlungen für Zugangsrechte (67 Mio. € pro Jahr) stellt die EU 3 Mio. € pro Jahr für die Unterstützung des nationalen Fischereisektors zur Verfügung.
- › Boote unter EU-Flagge dürfen nur im Rahmen des PFA fischen.
- › In der mauretanischen AWZ sind EU-Fischerboote verpflichtet, 60% ihrer Besatzung mit Mauretaniern zu besetzen.
- › Eine Menschenrechtsklausel wurde eingeführt: Falls in irgendeiner Weise Menschenrechte verletzt werden, kann das PFA umgehend aufgelöst werden.
- › Für den gesamten Fang in der mauretanischen AWZ herrscht Anlandepflicht, sofern die mauretanische Infrastruktur adäquate Kühlung und Verarbeitung sicherstellen kann.
- › 2% des Fangs der EU-Flotte wird (ohne finanzielle Gegen-

leistung) für die Nahrungssicherheit der lokalen Bevölkerung zur Verfügung gestellt (EU-Kommission, 2012b).

In Bezug auf den letzten Punkt machten Vertreter der Zivilgesellschaft darauf aufmerksam, dass der Fang, der von der EU-Flotte für die Nahrungssicherheit zur Verfügung gestellt wird, potenziell die Marktlage der Kleinfischer negativ beeinflussen könnte (Pêchecops, 2012). Aus diesem Grund wird empfohlen, diese Maßnahme sorgfältig zu evaluieren. Ein weiterer Kritikpunkt ist, dass der Betrag zur Unterstützung des mauretanischen Fischereisektors deutlich gesunken ist: Im vorangehenden Protokoll waren jährlich 20 Mio. € vorgesehen, im aktuellen Protokoll nur 3 Mio. €. Dafür wird der Betrag zur Unterstützung des mauretanischen Fischereisektors im aktuellen Protokoll unabhängig von den Zahlungen für Zugangsrechte zur Verfügung gestellt. Trotz der vereinzelt Kritikpunkte wurde das Protokoll von der mauretanischen Zivilgesellschaft weitgehend begrüßt (Pêchecops, 2012).

Dieses neue PFA-Protokoll könnte eine richtungsweisende Initiative für die Orientierung zukünftiger Abkommen sein, nicht zuletzt, weil die oben genannten Innovationen durch detaillierte Bestimmungen zu Monitoring, Kontrolle und Durchsetzung unterstützt werden. Die vorgesehene verpflichtende Berichterstattung und regelmäßige Kontrollen ermöglichen rasches Eingreifen bei eventuellen Fehlentwicklungen. Bevor das Protokoll ratifiziert wird, bedarf es noch der Zustimmung des Europäischen Parlaments. Dann liegt es an der EU und der mauretanischen Regierung, die Vereinbarungen gemeinschaftlich und konsequent umzusetzen und somit den Beleg zu erbringen, dass PFA ein geeignetes Instrument sein können, um die Nachhaltigkeit im Fischereisektor zu fördern.

gen Fischerei zuständigen Institutionen relativ schwach ist. Besonders zwischen der EU-Generaldirektion für maritime Angelegenheiten und Fischerei (DG Mare) und der EU-Generaldirektion für Entwicklungszusammenarbeit (DG Devco) könnte die Kohärenz maßgeblich erhöht werden. Darüber hinaus weist die Kohärenz zwischen der GFP der EU und den Fischereipolitiken der einzelnen Mitgliedstaaten maßgebliche Lücken auf (Carbone, 2008).

Sofern die EU ihre PFA dennoch nachhaltiger auszugestalten vermag, könnten sie zu wirtschafts- und entwicklungspolitisch bedeutenden Partnerschaften transformiert werden – mit Gewinn für beide Parteien. Die von der Europäische Kommission (2009c) durchgeführte Analyse der Schwächen der bestehenden GFP ist größtenteils treffend und die Reformvorschläge sind, mit den erwähnten Ergänzungen des Europäischen Parlaments (2012), umfassend und vielversprechend. Auch das im Jahr 2012 initiierte PFA zwischen Mauretanien und der EU bietet Anlass zu Optimismus (Kasten 4.1-10). Die Anstrengungen der EU zur GFP-Reform sind ausdrücklich zu würdigen, aber nur die Umsetzung wird zeigen, ob die Vorschläge mehr als ein Lippenbekenntnis sind. Die Handlungsempfehlungen des WBGU zur externen Dimension der GFP finden sich in Kapitel 7.4.1.7.

4.1.4.7

Subventionen in der Fischereiwirtschaft

Aus der Perspektive einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft sind in der Fischereiindustrie erhebliche Überkapazitäten vorhanden, deren unregulierter Einsatz Fischbestände bedroht. Dies liegt zum einen an der technologischen Entwicklung: Die Fangkraft der großen Fischtrawler, die gleichzeitig auch Fischfabriken sind, hat sich seit 1970 in etwa versechsfacht, während im gleichen Zeitraum der Ertrag pro Schiffseinheit um zwei Drittel gesunken ist (World Bank und FAO, 2009). Zum anderen sind staatliche Subventionen eine der wesentlichen Ursachen für die Entwicklung und die Nutzung der bestehenden Fischereikapazitäten.

Zu weit verbreiteten Subventionen in der Fischereiindustrie gehören unter anderem konzessionäre Kredite, Steuererleichterungen, Treibstoffzuschüsse, Befreiung von Treibstoffsteuern, Stilllegungsprogramme für Schiffe, Festlegung von Mindestpreisen, Investitionen in Infrastruktur und Einkommensbeihilfen (World Bank und FAO, 2009). Enge Definitionen beschränken Subventionen auf direkte Finanztransfers der Regierung an Fischereiangestellte oder Fischereibetriebe. Weite Definitionen beschreiben Subventionen als alle Maßnahmen einschließlich der Unterlassungen

von Regierungen, die kurz-, mittel-, oder langfristig die möglichen Nutzen von Fischereibetrieben erhöhen (Schrank, 2003). Der Versuch einer exakten Definition der Subvention findet sich in § 1 des WTO-Übereinkommens zu Subventionen und Ausgleichsmaßnahmen. Dort werden Subventionen als der direkte oder möglicherweise direkte Transfer von Finanzmitteln von Regierungen zu Personen oder Firmen, entgangene Staatseinnahmen, staatliche Bereitstellung von Gütern und Dienstleistungen unter Marktpreisen (Ausnahme Infrastruktur) sowie staatliche Unterstützung von Preisen und Einkommen definiert (WTO, 1994).

Höhe der Subventionen

Die Höhe staatlicher Subventionen in der Fischereiwirtschaft wurde für das Jahr 2003 auf weltweit 25–29 Mrd. US-\$ geschätzt, von denen wahrscheinlich etwa 16 Mrd. US-\$ die Fischereikapazitäten erhöhen (Sumaila et al., 2010). Die OECD geht für ihre Mitgliedsländer von rund 7,3 Mrd. US-\$ an „staatlichen Finanztransfers für Fischerei“ für das Jahr 2010 aus (OECD, 2012c). Die globalen Subventionen sind von beträchtlicher Bedeutung, da sie etwa einem Drittel der Bruttoeinnahmen (total gross revenues) der Fischereiindustrie von weltweit 80–85 Mrd. US-\$ entsprechen (Sumaila, 2012). Etwa 80% der Subventionen werden in Industrieländern vergeben (World Bank und FAO, 2009). Sumaila et al. (2010) schätzen die Höhe der direkten Subventionen von 12 Fischereinationen (Japan, Südkorea, Russland, Spanien, Australien, Ukraine, Färöer Inseln, Estland, Island, Litauen, Lettland, Frankreich) für die ökologisch besonders problematische Grundschleppnetzfisherei (Kap. 4.1.2.3) auf Hoher See auf 152 Mio. US-\$, wovon 78 Mio. US-\$ auf Treibstoffsubventionen entfallen.

Weltbank und FAO (2009) schätzen die Höhe der Subventionen, die den Aufbau von Fischereikapazitäten direkt beeinflussen, auf gut 10 Mrd. US-\$ für das Jahr 2000. Fünf Subventionstypen werden in dieser Rechnung erfasst: Treibstoffsubventionen, der Ankauf von Fischen im Falle eines Überangebots, Subventionen zum Bau und Modernisierung von Schiffen, Steuererleichterungen und die Erweiterung der Fanggründe über Zugangsabkommen in den Gewässern von Drittstaaten (World Bank und FAO, 2009).

Wirkung von Subventionen

Je nach Art und Gestaltung schaffen Subventionen Anreize zum Aufbau von Fischereikapazitäten und entsprechenden Fangaktivitäten, indem sie das Einkommen der Fischer erhöhen, das Verhältnis von Kosten und Ertrag verändern, Investitionsrisiken verringern, Fischereiprodukte verbilligen oder die Nachfrage erhöhen. Erhöhen sich im nächsten Schritt Fang- und

Beifangmengen, kann es langfristig zur Schädigung des befischten Bestands und der marinen Ökosysteme kommen. Letztendlich tragen Subventionen dazu bei, dass Fischerei selbst dann betrieben wird, wenn es sich ohne Subventionen betriebswirtschaftlich nicht mehr lohnen würde (Pauly et al., 2002; Brown, 2007; World Bank und FAO, 2009; Markus, 2010; UNDP und GEF, 2012a).

Die Wirkung von Subventionen auf Fischbestände und marine Ökosysteme ergibt sich aus der dadurch ausgelösten Änderung des Verhaltens der Fischer (Schrank, 2003). Ob und wie eine bestimmte Subvention zur Überfischung beiträgt, hängt weiterhin von der Art der Fischerei, dem biologischen Zustand der Bestände, der Existenz eines Fischereimanagements, der Effektivität von Überwachungs- und Durchsetzungsmechanismen sowie den sozioökonomischen Rahmenbedingungen ab (Markus, 2010). Auch kann die fehlerhafte Ausgestaltung einer Subvention zur Überfischung beitragen. Als Beispiel werden in diesem Zusammenhang Stilllegungsprogramme genannt, die keine Beschränkungen bei Reinvestitionen der Stilllegungsprämie in modernere Schiffs- und Fangausrüstung vorsehen (Markus, 2010).

Der Beitrag von Subventionen zur Überfischung wird durch das Fehlen eines effektiven, nachhaltigen nationalen und internationalen Fischereimanagements verstärkt, denn zumindest theoretisch ist die aktive Förderung von Fischereien, etwa durch Einkommensbeihilfen oder Maßnahmen zur Flottenmodernisierung, bei gleichzeitiger Durchsetzung nachhaltigen Fischereimanagements mit nur begrenzten Schäden auf Fischbestände und Ökosysteme denkbar. Unterstützende Maßnahmen und Begrenzungen der Fangaktivitäten müssten daher aus Umweltschutzgründen gegeneinander abgewogen werden. Der WBGU geht davon aus, dass in vielen Fällen der für die Erreichung nachhaltiger Bewirtschaftung notwendige Rückgang der Fangmengen nur temporär ist und die Fänge nach der Erholung der Bestände im Rahmen nachhaltiger Bewirtschaftung unter Umständen auch begrenzt wieder ansteigen können. Im Rahmen eines nachhaltigen Fischereimanagements sind die Einkommen für Fischer auch langfristig sicherer und besser berechenbar. In der Übergangsphase von reduzierten Fangmengen bis zur nachhaltigen Bewirtschaftung kann die Fischereiindustrie mit Direktzahlungen unterstützt werden (UNEP, 2011b; Kap. 4.1.2.4).

Bei Subventionen ist immer auch mit Mitnahmeeffekten zu rechnen. Zudem gibt es auch andere Ursachen für den Aufbau von Überkapazitäten, wie etwa eine erwartete steigende Nachfrage oder Managementfehler. Der Abbau von Subventionen muss aus diesem Grund nicht zwangsläufig zur Reduktion der Fischereikapazitäten führen, auch wenn in vielen Fällen aufgrund der Höhe und der Bedeutung der Subventio-

nen für einzelne Fischereien damit zu rechnen ist. Die Wirkung einer Subvention ist dementsprechend kontextabhängig.

Förderliche und schädliche Subventionen

Je nach Wirkung auf den Zustand der Fischbestände und der Meeresumwelt kann zwischen förderlichen und schädlichen Fischereisubventionen unterschieden werden (Kahn et al., 2006; UNEP, 2011b). Förderliche Subventionen führen zu Investitionen in Naturkapital wie etwa Fischbestände, auch wenn sie ökonomisch genutzt werden. Förderliche Subventionen verstärken also das Wachstum überfischter Fischbestände durch Schutzmaßnahmen und verhindern durch nachhaltiges Fischereimanagement eine Überfischung. Schädliche Subventionen verstärken die Fischereikapazitäten und tragen zum Investitionsabbau bei Naturkapital bei. Dies ist der Fall, wenn sich Fischereikapazitäten zu einer Größe entwickeln, bei der die Fangmengen zur Überfischung führen und die Fischerei nicht mehr in der Lage ist, Fischbestände nachhaltig zu bewirtschaften (Kahn et al., 2006; Heymans et al., 2011).

Abbau schädlicher Subventionen

Nationale und internationale Fischereipolitik sollte dafür Sorge tragen, dass die Fangkapazitäten mit der langfristigen, nachhaltigen Verfügbarkeit der Bestände in Einklang gebracht werden. Angesichts der anhaltenden Überfischung bestimmter Bestände und der bestehenden Überkapazitäten in den Fischereifloten ist die Reduktion oder Abschaffung schädlicher Subventionen ein wirksames Mittel, um Überfischung entgegen zu wirken.

Küstenstaaten können schädliche Subventionen durch einen dreistufigen Prozess identifizieren. Im *ersten Schritt* wird der Zustand einer Fischerei bewertet und es werden nachhaltige Bewirtschaftungsgrenzen festgelegt. Im *zweiten Schritt* wird die Wirkung der bestehenden Fangaktivitäten auf Fischbestände festgestellt und bewertet; zudem werden Schäden verursachende Teile der Fischereiindustrie identifiziert. Im *dritten Schritt* wird überprüft, wie sich bestehende Subventionen auf die Fischereiindustrie und die erstellten Bewirtschaftungsgrenzen auswirken und es werden entsprechende Anpassungen vorgenommen (Markus, 2010). Trotz der bekannten Schwierigkeiten bei der Anwendung dieses Prozesses, etwa der exakten Festlegung nachhaltiger Bewirtschaftungsgrenzen (Kap. 4.1.3) oder Bestimmung der Wirkung bestimmter Subventionen, eignet er sich als Richtschnur für politisches Handeln.

Als größtes Hindernis zur Reduktion von Subventionen in der Fischerei werden, ähnlich wie in anderen Industriezweigen, zumeist die Begünstigten selbst genannt. Da Subventionen ökonomische Vorteile mit sich bringen, betrachten die Empfänger sie über die

Zeit, besonders wenn sie nicht von vornherein zeitlich begrenzt sind, als Zahlungen, auf die sie ein Anrecht haben (status quo entitlements). Da Kürzungen mit wirtschaftlichen Nachteilen verbunden sein könnten, wehren sich Empfänger politisch gegen Kürzungen oder gar ein Auslaufen der Subventionen.

Der Abbau von Subventionen wird auch dadurch erschwert, dass die Fischereiindustrie aufgrund sinkender Fangmengen bei stagnierenden Fischpreisen und trotz Modernisierung der Fangmethoden immer noch durch vergleichsweise niedrige Durchschnittseinkommen gekennzeichnet ist und Industrievertreter aktiv Lobbyismus für Subventionen betreiben (World Bank und FAO, 2009; UNDP und GEF, 2012a; Sumaila, 2012).

Da die Kürzung von Subventionen in der Fischerei mit Einkommenseinbußen und Arbeitsplatzverlusten verbunden sein kann, sollte sie bei Bedarf mit zeitlich begrenzten Kompensations-, Umschulungs- und Arbeitsmarktmaßnahmen begleitet werden. Die dazu notwendigen Mittel können aus den frei werdenden Mitteln für Subventionen bezogen werden (UNDP und GEF, 2012a). Die frei werdenden Mittel könnten zudem zur Unterstützung innovativer Maßnahmen wie „Fischen nach Plastik“ oder „Fischen für Daten“ verwendet werden (Sumaila, 2012).

Positive Erfahrungen mit dem Abbau von Fischereisubventionen wurden beispielsweise in Norwegen und Neuseeland gemacht. In Norwegen wurden die Fischereisubventionen zwischen 1981 und 1994 um 85% gekürzt und stattdessen alternative Einkommensmöglichkeiten finanziell unterstützt. In Neuseeland wurden die Subventionen Mitte der 1980er Jahre im Zuge einer größeren Fischereireform reduziert, jeweils ohne langfristige negative Auswirkungen auf die Gesamtwirtschaft (International Sustainability Unit, 2012).

In der Praxis hat sich auch gezeigt, dass Überkapazitäten ein großes Hindernis bei der Einführung und Umsetzung eines nachhaltigen Fischereimanagements sind (UNEP, 2008; Markus, 2012). Die effektive Reduzierung der Erträge, mit welchem Mittel auch immer sie im Rahmen eines Managementplans erreicht werden soll, steht kurzfristig den Interessen der Fischerei entgegen, da sie Kapazitäten entweder abbauen oder weniger nutzen muss, was zu Einkommenseinbußen führt. Die Rücknahme schädlicher Subventionen und der damit verbundene Effekte auf Überkapazitäten erleichtert dagegen auch die Einführung eines nachhaltigen Fischereimanagements.

Internationale Verhandlungen sowie WTO

Obwohl viele Subventionen ausschließlich nationale Hoheitsgewässer und deren Fischbestände betreffen, gibt es auch eine internationale Dimension schädlicher

Effekte von nationalen Subventionen. Tragen nationalstaatliche Subventionen zur Überfischung eines weit wandernden Fischbestands bei, profitiert die subventionierte, nationale Fischereiindustrie wirtschaftlich, aber die Konsequenzen für mögliche Schäden an Fischbeständen und Ökosystemen müssen auch andere Staaten tragen (Sumaila, 2012).

Seit Ende der 1990er Jahre fordern zivilgesellschaftliche Akteure sowie die Staatengruppe „Friends of Fish“ (Argentinien, Australien, Chile, Kolumbien, Ecuador, Island, Neuseeland, Norwegen, Pakistan, Peru, USA), dass die WTO sich des Themas Fischereisubventionen annimmt. 2001 erteilte die Abschlussklärung der WTO-Verhandlungen in Doha der WTO das Mandat, Verhandlungen zur Klärung der Behandlung von Fischereisubventionen im Rahmen der WTO zu führen. Auch das Abschlussdokument des Weltgipfels für nachhaltige Entwicklung in Johannesburg (WSSD, „Rio+10-Konferenz“) enthält eine Passage, die eine Einigung zur Behandlung von Fischereisubventionen innerhalb der WTO fordert (WSSD, 2002:§86). Auf dem WTO-Ministertreffen 2005 in Hongkong wurde Übereinkunft darüber erzielt, dass zukünftige WTO-Regelungen ein Verbot aller Subventionen, die zu Überkapazitäten und Überfischung beitragen, enthalten sollen (UNEP, 2008). Auf der „Rio+20-Konferenz“ vereinbarte die Staatengemeinschaft erneut Subventionen abzubauen, die zu IUU-Fischerei, Überfischung und Überkapazitäten führen (UNCSD, 2012). Die konkreten WTO-Verhandlungen im Rahmen der Doha-Runde sind allerdings zum Stillstand gekommen (Kap. 4.1.4.8).

Folgerungen

Der Abbau schädlicher Subventionen ist sinnvoll und notwendig, da im Kontext eines nachhaltigen Fischereimanagements kein Argument für die staatliche Unterstützung der Befischung überfischter sowie von der Überfischung bedrohter Fischbestände gibt. Gerade bei sinkenden Fangmengen schaffen Subventionen Anreize zur Überfischung. Auch Weltbank und FAO (2009) plädieren für eine Halbierung der weltweiten Fangflotten und argumentieren mit den unangemessenen zusätzlichen Kosten der Fischerei (Kap. 4.1.3.6; Munro, 2010). Der Abbau schädlicher Subventionen kann zur Reduktion von Fischereikapazitäten beitragen und so den Druck auf Fischbestände mindern. Die frei werdenden Mittel aus Subventionskürzungen könnten für die Implementierung eines effektiveren Fischereimanagements, zeitlich begrenzte Ausgleichsmaßnahmen für Fischer oder Forschung und Entwicklung verwendet werden. In Entwicklungsländern muss beim Abbau von Subventionen insbesondere die Ernährungssicherheit der lokalen Bevölkerung in Betracht gezogen werden.

4.1.4.8

Internationaler Handel und Handelspolitik

In Kapitel 4.1.2.2 wurde dargelegt, dass das internationale Handelsvolumen mit Fisch und Fischereiprodukten sowohl in der Menge als auch im Wert in den letzten zehn Jahren deutlich zugenommen hat (FAO, 2009a, 2012b). Diese Zunahme ist einerseits auf die technologischen Entwicklungen in der Lagerung, Verarbeitung und dem Transport von Fisch sowie dem zunehmenden Einsatz der Informations- und Kommunikationstechnologien in der Logistik zurückzuführen. Andererseits hat die zunehmende Weltmarktintegration der Entwicklungs- und Schwellenländer sowie die damit verbundene internationale Arbeitsteilung dazu beigetragen (FAO, 2009a, 2012b; Markus, 2012). Hinzu kommt eine gestiegene Nachfrage nach Frischfisch und Fischprodukten. In den Industrieländern stieg die Nachfrage aufgrund von Preissenkungen für Aquakulturprodukte sowie gesundheitsbewusster Ernährungsgewohnheiten. In den Schwellenländern stieg die Nachfrage mit zunehmendem Einkommen, das zu Änderungen der Ernährungsgewohnheiten führte (Kap. 4.1.2.1; FAO, 2012b; Markus, 2012). Die zunehmende Nachfrage nach Fischereiprodukten in den Industrieländern wird vor allem durch den Import von Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen gedeckt.

Die EU, die USA und Japan sind die Hauptimportländer, wobei die EU und die USA 60% und Japan 54% ihres jeweiligen Fischkonsums über Importe decken (FAO, 2012b; Markus, 2012). Innerhalb der EU zählen Spanien, Frankreich, Italien, Deutschland, Großbritannien und Schweden zu den großen Importländern. Insgesamt ist die EU inklusive ihres Binnenhandels weltweit der größte Markt für importierte Fischereierzeugnisse, wobei ein zunehmender Anteil aus der Aquakultur stammt (Kap. 4.2; FAO, 2009a). Ohne Berücksichtigung des Binnenhandels hat die EU im Jahr 2010 Fischereiprodukte im Wert von 23,7 Mrd. US-\$ aus Drittstaaten importiert, was einem Weltimportanteil von 26% für das Jahr 2010 entspricht (FAO, 2012b). Mit einem Anteil von über 50% am Weltexport sind Entwicklungsländer (z. B. China, Vietnam und Thailand) wesentliche Anbieterländer für Fisch und Fischereiprodukte im Jahr 2010 (FAO, 2012b). China nimmt seit 2002 zunehmend eine Sonderrolle im internationalen Handel mit Fisch und Fischereiprodukten ein. Es ist nicht nur das führende Exportland mit einem Anteil von 12% am Weltexport im Jahr 2010, sondern zunehmend auch ein wichtiges Importland, da China in den letzten zehn Jahren eine Fischverarbeitungsindustrie aufgebaut hat (FAO, 2009a, 2012b). Weitere wichtige Exportländer sind Norwegen, die USA, Kanada und Chile sowie die EU. Innerhalb der EU sind Dänemark, die Niederlande und Spanien die Hauptexportländer (FAO, 2012b).

Der internationale Handel mit Fisch und Fischereiprodukten hat nicht nur zu einer neuen Arbeitsteilung zwischen Entwicklungs- und Industrieländern geführt, sondern auch zu neuen Wertschöpfungsketten, die zunehmend von großen Fischereiunternehmen sowie internationalen Lebensmittelkonzernen und Restaurantunternehmen vertikal integriert werden (FAO, 2012b; Markus, 2012). Über Direktinvestitionen versuchen große Fischereiunternehmen, unmittelbaren Zugriff auf die Ressource Fisch und Fischbestände in den AWZ der Entwicklungsländer zu erhalten und auch vor Ort eine Verarbeitungsindustrie aufzubauen. Dagegen versuchen internationale Lebensmittelkonzerne und Restaurantunternehmen über Direktinvestitionen Einfluss auf die Fischverarbeitungsindustrie zu bekommen, um private Standards durchzusetzen. Die privaten Standards sollen eine Überfischung vermeiden helfen sowie dazu beitragen, illegale Fischerei zu bekämpfen (Kap. 3.5; FAO, 2009a; Markus, 2012). Mithilfe der Direktinvestitionen kann die restriktive Handelspolitik der Exportländer, beispielsweise in Form von Exportzöllen, teilweise umgangen werden (Markus, 2012; WTO, 2010). Der Internationalisierungsprozess führt zu einer Marktkonzentration, deren Auswirkungen im Hinblick auf eine nachhaltige Fischerei und Aquakultur zurzeit unklar sind. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Auswirkungen des internationalen Handels

Mit ökonomischen Zwei-Länder-Modellen lässt sich zeigen, dass der internationale Handel mit Fisch in einem Regime mit freiem Zugang zu den Fischbeständen zu einer Überfischung führt und nicht beide Länder von der Spezialisierung profitieren (Asche und Smith, 2010; WTO, 2010). Eine Voraussetzung für Wohlfahrtsgewinne für beide Länder durch internationalen Handel ist die Spezifizierung und Zuweisung von Eigentumsrechten. Auch empirisch ist erkennbar, dass sich der internationale Handel mit Fisch in Ländern mit einem nachhaltigen Fischereimanagement nicht negativ auf die Bestände auswirkt (Markus, 2012). Mit der Einführung der AWZ (Kap. 3.2) ist zumindest theoretisch das Problem des freien Zugangs in den Gewässern der Küstenstaaten gelöst (Asche und Smith, 2010). Für die Hohe See gilt das nicht, weil hier nach UNCLOS keine Eigentumsrechte definiert sind und die Nutzung der Hohen See nur durch allgemeine Bestimmungen zur Erhaltung der lebenden Ressourcen gemäß des größtmöglichen Dauerertrags (Kasten 4.1-5) sowie ein ebenfalls allgemein gehaltenes Kooperationsgebot zwischen den Staaten eingeschränkt wird (Kasten 4.1-8). Die weitergehenden Bestimmungen des FSA und der RFMO gelten nur für deren Vertrags- bzw. Mitgliedsstaaten (Kap. 4.1.4.4). Folglich entspricht der heu-

tige Zustand der Hochseebestände weitgehend einem Regime des freien Zugangs (Kasten 4.1-9).

Wie in den vorhergehenden Kapiteln gezeigt wurde, sind Eigentumsrechte zwar eine notwendige Voraussetzung für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Fischbeständen, aber keine hinreichende Bedingung, wenn die Eigentums- oder Nutzungsrechte nicht durchgesetzt werden können (Kap. 4.1.2.3, 4.1.3; Asche und Smith, 2010). Wenn Eigentumsrechte nicht durchgesetzt werden können, bleibt das Freifahrerproblem bestehen (Kap. 3.1), und es kommt zu Überfischung, die durch den internationalen Handel verstärkt werden kann (Asche und Smith, 2010; WTO, 2010). Wenn internationale negative externe Effekte durch nationale Maßnahmen oder internationale Verträge nicht internalisiert werden können, dann gelten handelspolitische Maßnahmen als zweitbeste Lösung (WTO, 2010). Die Einführung einer Importsteuer im Zwei-Länder-Modell führt zu einer Reduktion der Nachfrage nach Fisch im Importland und kann theoretisch so zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Fischbestände im Exportland beitragen (WTO, 2010). Der gleiche Effekt könnte auch mit einer Exportsteuer des Landes, das sich auf die Fischproduktion spezialisiert, erzielt werden. Allerdings hängt der positive Effekt dieser handelspolitischen Maßnahme von alternativen Wirtschaftssektoren des Exportlandes ab.

Eine andere Möglichkeit ist die Einführung von Umweltzeichen oder Umweltsiegeln, die für umweltverträglich produzierte Güter vergeben werden (Kap. 3.5). In diesem Fall können die Konsumenten entscheiden, welchen Fisch oder welche Fischprodukte sie kaufen wollen: entweder teurere Fischereierzeugnisse aus nachhaltiger Fischerei und Aquakultur oder preiswertere Fischereiprodukte, die Nachhaltigkeitsstandards nicht berücksichtigen (Kap. 3.5). Im Falle eines solchen freiwilligen Instruments obliegt der Effekt dieser Handelsmaßnahme der Kaufkraft und den Präferenzen der Konsumenten des Importlandes (WTO, 2010). Theoretisch lässt sich zeigen, dass für den Handel mit natürlichen Ressourcen - bei gleichzeitiger Vermeidung einer Übernutzung der Ressource - bilaterale Handelsverträge mit Transferzahlungen oder die regionale Integration (z.B. EU, NAFTA) mit einer gemeinsamen Fischereipolitik für die beteiligten Länder wohlfahrtsfördernd sind (WTO, 2010). In beiden Fällen handelt es sich um kooperative Lösungen, bei denen die Gesamtwohlfahrt der beteiligten Länder maximiert wird.

Das internationale Handelsregime für Fischereiprodukte

Die internationale Fischereihandelspolitik unterliegt dem Regelsystem der Welthandelsorganisation (WTO), deren Ziel der Abbau von Handelshemmnis-

sen ist. Nach WTO-Regeln werden Fischereiprodukte wie normale Industriegüter betrachtet und sie fallen nicht unter das spezielle Agrarabkommen (Asche und Smith, 2010; Markus, 2012). Deshalb ist in erster Linie das Allgemeine Zoll- und Handelsabkommen (GATT) relevant. Neben dem GATT zählen das Übereinkommen über Subventionen und Ausgleichsmaßnahmen (ASCM), das Übereinkommen über die Anwendung gesundheitspolizeilicher und pflanzenschutzrechtlicher Maßnahmen (SPS) und das Übereinkommen über technische Handelshemmnisse (TBT) zu den für Fischereiprodukte potentiell relevanten WTO-Regeln.

Zu den Zielen des GATT gehört es, die Zölle langfristig zu senken und Wettbewerbsverzerrungen durch Diskriminierung oder Bevorteilung zu vermeiden. Ausnahmen und Grundsätze zum Schutz der Umwelt oder der Ressource Fisch sind denkbar, wenn die Voraussetzungen des Art. XX des GATT erfüllt sind (Markus, 2012; WTO, 2010).

Subventionen im Fischereibereich werden auf ein knappes Drittel der weltweiten Bruttoeinnahmen der Fischproduktion geschätzt (Kap. 4.1.4.7). Da sie eine produktions- und handelsverzerrende Wirkung haben, könnte das ASCM angewendet werden, aber es enthält keine konkreten fischereispezifischen Regelungen (Markus, 2012). Bislang hat das ASCM keine Relevanz im internationalen Fischereihandel entfaltet (Kap. 4.1.4.7, Markus, 2012).

Da die fischverarbeitende Industrie zunehmend in die Entwicklungs- und Schwellenländer verlagert wird, gewinnt das SPS-Übereinkommen immer mehr an Bedeutung für den Handel mit Fisch und Fischprodukten, weil viele Entwicklungsländer nicht die Kapazitäten haben, den Importstandards der Industrieländer gerecht zu werden (FAO, 2009a).

Das TBT ist in einem Fall des WTO-Schiedsgerichts angewandt worden, der als „Shrimp-Turtle Case“ (Garnelen-Schildkröten-Fall) bekannt geworden ist. Die USA hatten gefordert, dass alle Importe von Garnelen mit einer Technologie gefangen werden sollten, die versehentlich mitgefangenen Schildkröten das Entkommen aus den Netzen ermöglicht. 1997 haben Indien, Pakistan, Malaysia und Thailand dagegen vor der WTO geklagt und Recht bekommen, weil die USA zwischen den WTO-Mitgliedsstaaten diskriminiert hat und einige Länder technisch sowie finanziell unterstützt hatten, um diesen Importanforderungen gerecht werden zu können (Asche und Smith, 2010). Allerdings sind handelsbeschränkende Maßnahmen zum Schutz bedrohter Arten oder der Umwelt allgemein zulässig, wenn die rechtlichen Voraussetzungen von Art. XX des GATT erfüllt sind und Mindestanforderungen wie Nicht-diskriminierung oder Informationspflichten eingehalten werden (Markus, 2012). Deshalb haben die USA

2001 nach einer weiteren Klage von Malaysia in diesem „Shrimp-Turtle Case“ vor der WTO auf Basis von Art. XX des GATT Recht bekommen, nachdem sie ihre Importpolitik nicht diskriminierend ausgestaltet hatten.

Parallel zu den WTO-Regeln gelten noch handelsbeschränkende Fischbestandsschutz- und Umweltabkommen. Bislang gab es keinen offenen Disput zwischen der WTO und den anderen völkerrechtlichen Verträgen (WTO, 2010; Markus, 2012). Für den Fischereihandel sind das Washingtoner Artenschutzübereinkommen (CITES), handelsbeschränkende Maßnahmen regionaler Fischereiorganisationen, das Übereinkommen über Hafenstaatmaßnahmen zur Verhinderung, Bekämpfung und Unterbindung der illegalen, nicht gemeldeten und unregulierten Fischerei und der Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei der FAO zu nennen (Kap. 3.3, 4.1.4.3, 4.1.4.5; Markus, 2012).

Fischereihandelspolitik der EU

Aufgrund ihrer Stellung als weltweit größter Importmarkt für Fischereiprodukte übt die EU über den Weltmarkt einen großen Einfluss auf die Fischerei in anderen Ländern aus. Die europäische Fischereihandelspolitik mit Drittstaaten hat bisher die Ziele der Versorgung der EU mit Fischprodukten, der ökonomischen Entwicklung sowie der Gesundheits- und Umweltpolitik verfolgt. Teilweise wurden Importbeschränkungen mit ausgewählten Entwicklungsländern abgebaut (Cotonou-Abkommen bzw. heute Economic Partnership Agreements), teilweise aber nicht-tarifäre Handelshemmnisse über Qualitäts- und Hygienestandards wieder aufgebaut (Markus, 2012).

Innerhalb der EU ermöglicht der gemeinsame Binnenmarkt Warenverkehrsfreiheit und untersagt den Mitgliedsstaaten, Ein- und Ausfuhrzölle, Ein- und Ausfuhrbeschränkungen oder diskriminierende Besteuerung einzuführen. Der zwischenmitgliedstaatliche Warenhandel mit Fisch kann derzeit nur über die „Verordnung über ein Gemeinschaftssystem zur Verhinderung, Bekämpfung und Unterbindung der illegalen, nicht gemeldeten und unregulierten Fischerei“ gesteuert werden. Nach dieser Verordnung dürfen die Mitgliedsstaaten illegal gefangenen Fisch vom Markt nehmen; dies gilt auch für aus anderen Mitgliedsstaaten importierten Fisch (Markus, 2012).

Grundsätzlich hat die EU über ihre Fischereihandelspolitik mit Drittstaaten die Möglichkeit, eine internationale nachhaltige Fischerei zu befördern. Die EU sollte diese Möglichkeiten auch zukünftig verstärkt nutzen, zumal sie in 11 RFMO Mitglied ist und in 17 RFMO repräsentiert (Kap. 4.1.4.4; Markus, 2012). Beispielsweise könnte die EU im Rahmen ihrer bi- und multilateralen Verträge mit Exportstaaten über Transferzahlungen oder Transferleistungen den Aufbau

eines nachhaltigen Fischereimanagements unterstützen (Kap. 4.1.4.6). Sie könnte in regelmäßigen Abständen die Entwicklung der Handelsflüsse von Fischererzeugnissen in die EU und ihre Wirkungen in den Exportstaaten untersuchen lassen, um gegebenenfalls Überfischung gegenzusteuern. Hierzu würde auch die Untersuchung der Auswirkungen der Direktinvestitionen, Drittstaatenabkommen und private Fischereiaktivitäten in Gewässern von Drittstaaten zählen. Die EU hat sich im Rahmen der Umsetzung völkerrechtlicher Bestandsbewirtschaftungsregeln (UNCLOS, FSA und RFMO) dazu verpflichtet, Maßnahmen für Bestandschutz zu ergreifen (Markus, 2012). Ein Beispiel für eine solche Maßnahme ist die im Jahr 2012 vom Rat und dem Europäischen Parlament angenommene „Verordnung über bestimmte Maßnahmen zur Unterstützung der Bestandserhaltung gegenüber Ländern, die nicht nachhaltigen Fischfang zulassen“ (Markus, 2012). Mit einem solchen weitreichenden Instrument, das beispielsweise eine Beschränkung der Einfuhr aus solchen Ländern vorsieht und gleichzeitig vereinbar mit den Regeln der WTO ist, kann die EU international erheblichen Druck auf Exportländer ausüben, die das anvisierten Schutzniveau des höchstmöglichen Dauerertrags nicht einhalten.

Im Rahmen der laufenden Doha-Verhandlungsrunde sollte sich die EU der Initiative der Staatengruppe „Friends of Fish“ anschließen und sich für den Abbau der Subventionen in der Fischerei einsetzen (Kap. 4.1.4.7). Desweiteren sollte sich die EU dafür stark machen, dass Maßnahmen wie Umweltsiegel oder Importbeschränkungen zum Schutz der Umwelt im Einklang mit geltendem WTO-Recht stehen.

Während die konkreten Handlungsempfehlungen in Kapitel 7.4.1.7 wichtige Ansatzpunkte für mehr Nachhaltigkeit bieten, sollte berücksichtigt werden, dass die Instrumente der internationalen Handelspolitik nur eine zweitbeste Lösung zur Erzielung einer weltweiten nachhaltigen Fischerei darstellen.

4.2 Aquakultur

Aquakultur hat eine jahrtausendealte Tradition, z.B. existieren integrierte Fischfarmpraktiken in China seit 4.000 Jahren. Allerdings hat sich Aquakultur erst in den letzten Jahrzehnten zu einem weltweit bedeutenden Industriezweig entwickelt (Frankic und Hershner, 2003). Im Jahr 2010 trug sie mit 47% fast die Hälfte des menschlichen Konsums an Fisch und Meeresfrüchten bei (FAO, 2012b:24, 26). Mit einer jährlichen Wachstumsrate von rund 8% im globalen Mittel über die letzten 40 Jahre wächst die Aquakulturproduktion

rasch. Zwischen 2006 und 2008 betrug das Wachstum immerhin noch 5% (FAO, 2010b: 18).

Gleichzeitig hat sich der Pro-Kopf-Konsum an Aquakulturprodukten seit 1970 auf 8,7 kg in 2010 mehr als verzehnfacht (FAO, 2012b: 26). Da die Erträge aus dem Fischfang stagnieren (Kap. 4.1.1), ist es wahrscheinlich, dass die Aquakulturproduktion in naher Zukunft die angelandeten Fangmengen übertreffen und global die wichtigste Quelle für Fisch und Meeresfrüchte werden wird. Im folgenden Kapitel ist mit Aquakultur sowohl landbasierte als auch marine Aquakultur gemeint. Da die Anzahl der Zuchtbetriebe und die Produktionsmengen mariner Aquakultur weltweit im Vergleich zur landbasierten gering sind, wird marine Aquakultur in den meisten Untersuchungen nicht einzeln betrachtet, und es sind auch nur selten Zahlen zur Entwicklung mariner Aquakultur verfügbar. Eine Ausnahme bildet die FAO (2012b:3), die globale Zahlen z.T. nach Binnenland und marin getrennt aufschlüsselt (Tab. 4.2-1).

Die Aquakultur hat das Potenzial, die Produktion auch in den kommenden Jahrzehnten auszuweiten und damit zur Welternährung beizutragen und die wachsende Nachfrage nach Aquakulturprodukten zu decken. Allerdings ist Aquakultur in ihrer jetzigen Form in vielen Bereichen mit deutlichen negativen Effekten für die Umwelt verbunden. Je nach Aquakulturform können erhebliche Umweltbelastungen entstehen, und die Fütterung der Zuchtorganismen kann je nach Art ein Mehrfaches der Fischmenge erfordern, als am Ende produziert wird (Kap. 4.3). Bei der Bewältigung dieser Probleme sind bereits Fortschritte zu erkennen, und es existiert ein großes Potenzial, Aquakultur durch verbessertes Management und technologische Entwicklung nachhaltiger zu gestalten. Politik und Zivilgesellschaft können dazu wichtige Impulse geben.

4.2.1 Definitionen und Grundlagen

Als Aquakultur wird die Zucht aquatischer Organismen bezeichnet, wobei in die Aufzucht kontrolliert eingegriffen wird, um die Produktion zu erhöhen. Zu den gezüchteten Organismen gehören neben Fischen, Muscheln und anderen Mollusken, Krustentieren und Wasserpflanzen auch Krokodile, Schildkröten und Amphibien.

Im Gegensatz zur Fischerei handelt es sich nach der Definition der FAO bei in Aquakultur gezüchteten Organismen um Privateigentum der jeweiligen Produzenten (FAO, 2013a). Da im vorliegenden Kapitel ein Schwerpunkt auf den Wechselwirkungen zwischen Aquakultur und Fischerei liegt, konzentriert sich dieses Unterkapitel auf die Produktion tierischer Organismen. Pflan-

Tabelle 4.2-1

Globale Aquakulturproduktion (ohne aquatische Pflanzen) in Mio. t.
Quelle: FAO, 2012b:3

	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Binnenland	31,3	33,4	36,0	38,1	41,7	44,3
Marin	16,0	16,6	16,9	17,6	18,1	19,3
Gesamt	47,3	49,9	52,9	55,7	59,9	63,6

zen- und Algenzucht werden nur am Rande behandelt (Kasten 4.2-1).

In der Aquakultur kommen verschiedene Produktionssysteme zum Einsatz, die sich nach der Art der Fütterungsstrategie unterscheiden. Die *extensive* Zucht bedarf keiner externen Futterzugaben, basiert auf natürlich vorkommenden Futterquellen und gilt meist als wenig umweltbelastend (FAO, 2013b). Oft werden Filtrierer wie Muscheln extensiv gezüchtet. Sie hängen an Leinen in nährstoffreichen Gewässern, ernähren sich vom Plankton des umgebenden Meerwassers, wachsen und werden schließlich geerntet. Auch Fische und andere Organismen können extensiv gezüchtet werden, wobei gar nicht oder nur wenig zugefüttert wird und die Besatzdichten gering sind. *Semi-intensive* Systeme, in denen wenig zugefüttert oder gedüngt wird (FAO, 2013b) und die oft mit Landwirtschaft gekoppelt sind, sind als Formen der Subsistenz- oder Lokalwirtschaft oft ökologisch nachhaltiger als intensive Systeme. *Intensive* Systeme sind abhängig von der vollständigen Zugabe von Futter in frischer oder verarbeiteter Form (FAO, 2013b). Diese Produktionsweise kann, wie z.B. die Lachs-zucht in Chile, auf engem Raum hohe Erträge

erbringen. Intensive Aquakultur kann aber auch ökologische Schäden verursachen, u. a. durch Belastung des Wassers, Beeinträchtigung benachbarter Wildfischbestände und hohen Ressourcenverbrauch.

Aquakulturfarmen reichen von kleinen Selbstversorgerteichen in Afrika bis zu internationalen Firmen mit einem Umsatz von über 1 Mrd. US-\$ (Bostock et al., 2010). Global werden laut FAO (2012b:25) ungefähr 600 aquatische Arten in Süß-, Brack- oder Salzwasser kultiviert.

Man unterscheidet Süßwasseraquakultur in Käfigen, Becken und Teichen, die Brackwassernutzung in Küstenbecken und Lagunen, in Küstennähe installierte schwimmende Käfigfarmen oder andere Freiwasserkulturen wie Long-tube, Langleinen oder Laternenkulturen (Bostock et al., 2010).

Darüber hinaus wird bislang in kleinem Umfang Offshore-Aquakultur betrieben, die einer Vielzahl von harschen Bedingungen ausgesetzt ist und meist mindestens 8 sm von der Küste entfernt liegt, wobei aber keine einheitliche Definition von „Offshore-Aquakultur“ existiert und eher die harschen Bedingungen als die Distanz von der Küste entscheidend sind (Buck et al., 2004; Ryan,

Kasten 4.2-1

Algenzucht und Nutzung

Aquakultur umfasst auch die Zucht von Algen, die sehr vielseitige Verwendung finden. Sie kommen z.B. als Nahrungs- und Nahrungsergänzungsmittel für Menschen, in der landwirtschaftlichen Tierzucht und Aquakultur, zur Bodendüngung, zur Abwasserbehandlung oder im medizinisch-pharmazeutischen Bereich zum Einsatz (Olsen et al., 2008; Hasan und Chakrabarti, 2009; Paul et al., 2012).

Seit den 1970er Jahren liegt die Wachstumsrate des Algenanbaus bei durchschnittlich 7,7% im Jahr. Ost- und Südostasien dominierten 2010 den Markt mit knapp 99% der produzierten Menge. Den Großteil davon produzierte China mit 58%, gefolgt von Indonesien (21%) und den Philippinen (knapp 10%; FAO, 2012b: 41).

Im Jahr 2010 wurden 19 Mio. t Algen mit einem Wert von 5,7 Mrd. US-\$ produziert, wobei 98,6% der Weltproduktion von marinen Makroalgen wie Japanischem Kelp und anderen Seegrasarten dominiert wurden. Nur ein sehr kleiner Anteil

entfällt auf Süßwassermikroalgen (vor allem Cyanobakterien wie *Spirulina* spp.; FAO, 2012b:40). Gemessen an der globalen Aquakulturproduktion machte die Makroalgenproduktion 23% der produzierten Biomasse aus, aber nur 8% (2007) des gehandelten Wertes (Paul et al., 2012:268).

Algen sind reich an Proteinen, Vitaminen und Mineralien. Makroalgen haben deshalb als Nahrungsmittel für Menschen eine sehr lange Tradition und sind vor allem in Asien weit verbreitet (MacArtain et al., 2007). Auch als Zusatzstoffe im Tierfutter (u. a. für Fische; Kap. 4.3.3) werden sie wegen ihrer positiven Auswirkungen auf Wachstum und Entwicklung der Zuchtfische zunehmend eingesetzt. Mikroalgen finden vor allem in der Tierzucht und Aquakultur als Futter Verwendung (Hasan und Chakrabarti, 2009). Darüber hinaus enthalten marine Makroalgen wertvolle Lipide, die als Futter in der Aquakultur verstärkt eingesetzt werden könnten. Da ihr Fettanteil nur ca. 2% der Trockenmasse beträgt und eine intensive Nutzung den Einsatz veränderter industrieller Prozesse erfordern würde, werden Algen als Fettlieferanten noch nicht genutzt (Olsen et al., 2008).

2005; Troell et al., 2009). Bei der Offshore-Aquakultur kommen an der Oberfläche schwimmende Netze oder mit dem Boden verankerte Käfige sowie hängende Systeme für Muscheln zum Einsatz (Naylor und Burke, 2005; Bostock et al., 2010). Die Zucht mariner Organismen in Brackwasser oder in mariner Umgebung wird auch als Marikultur bezeichnet (CBD, 2004b).

Zudem haben einige Länder wie Südkorea, Island und Deutschland Salzwasserzuchtssysteme in Tanks an Land entwickelt. Die Wasserzirkulation wird über Pumpen mit dem offenen Meer verbunden, so dass es sich nicht um völlig isolierte Systeme handelt (Bostock et al., 2010).

Es gibt verschiedene Organismengruppen, die sehr unterschiedliche Ansprüche an Aufzucht und Futter stellen, was wiederum ein bestimmender Faktor für eine umweltschonende Produktion sein kann. Es kann zwischen Filtrierern (z.B. Muscheln), pflanzenfressenden (herbivoren), allesfressenden (omnivoren), fleischfressenden (karnivoren) und abfallverwertenden (detritivoren) Arten unterschieden werden.

Filtrierer, detritivore und herbivore Arten stehen dabei auf einer niedrigeren Stufe im aquatischen Nahrungsnetz (trophische Stufe), die karnivoren auf einer höheren. Muscheln und einige Süßwasserfische werden ohne Futterzusätze produziert, wobei diese Aquakulturform 2010 etwa ein Drittel der Menge aller tierischen Aquakulturprodukte für den menschlichen Konsum ausmachte (FAO, 2012b:29). Das Futter der karnivoren Arten besteht zu einem großen Teil aus Frischfisch oder aus Fischmehl und -öl, das aus Wildfängen produziert wird, weshalb manche Formen der Aquakultur zur Überfischung der Wildbestände beitragen (Kap. 4.3.1).

Der Hauptanteil der globalen Aquakulturproduktion besteht nicht in der Produktion fleischfressender Arten, die vor allem in Marikultur gehalten werden. Fast 62% der Menge und 58% des Werts der tierischen Aquakulturprodukte wurde 2010 in Seen oder Süßwasserbecken gezüchtet, wobei fast 92% Fische sind, die überwiegend herbi- und omnivor leben. Demgegenüber erreichte die marine Aquakultur mehr als 30% der Menge und knapp 30% des Werts, wobei mengenmäßig 76% der marinen Aquakultur auf die Zucht von Mollusken, vor allem Muscheln, 18% auf Fische und nur knapp 4% auf marine Krustentiere entfallen. Die Brackwasserzucht lag 2010 bei knapp 8% der Menge, aber fast 13% des Werts, vor allem aufgrund der ökonomisch wertvollen Garnelenzucht, die mehr als 57% der Brackwasserzucht ausmacht. Auf Süßwasserfische und diadrome Fische entfielen ca. 34% des Werts (FAO, 2012b: 34ff.). Im Jahr 2006 betrug der Anteil der produzierten Arten auf niedriger trophischer Ebene (einschließlich Pflanzen, Filtrierer, herbivorer und omnivorer Fische) an der globalen Produktion ca. 74% (Tacon et al., 2010:98).

4.2.2

Zustand und Trends in der Aquakultur

4.2.2.1

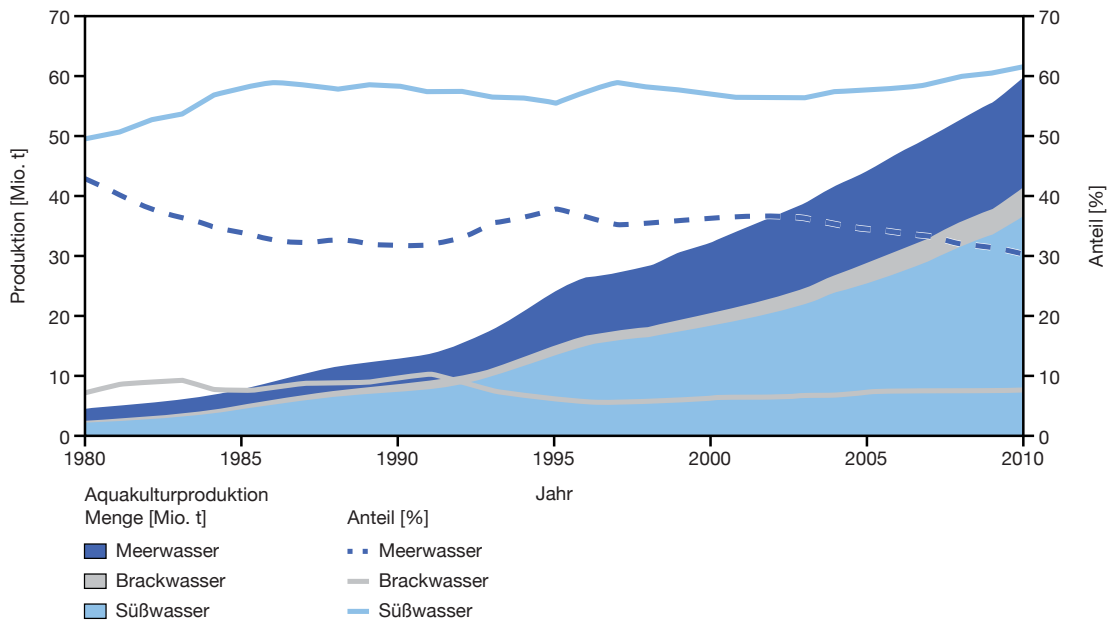
Wachstum und regionale Übersicht

Die Aquakultur ist der global am schnellsten wachsende tierische Nahrungsmittelsektor und erreichte 2010 eine Produktion von 60 Mio. t ohne Pflanzen und Produkte, die nicht für den Verzehr gezüchtet werden, mit einem Wert von 119 Mrd. US-\$ (FAO, 2011c, 2012b:24; Abb. 4.2-1). Um der Empfehlung des britischen Scientific Advisory Committee on Nutrition eines Pro-Kopf-Konsums an Fisch von 280 g pro Woche nachzukommen, müsste der jährliche Pro-Kopf-Konsum von 17 kg (Lebendgewichtäquivalent) Fisch auf 23,3 kg steigen. Soll dieser Anstieg nicht durch zusätzliche Erträge beim Fischfang ausgeglichen werden, hätten im Jahr 2008 40 Mio. t Fisch zusätzlich in Aquakultur produziert werden müssen.

Schätzungen zufolge waren 2005 weltweit 23,4 Mio. Menschen direkt in der Aquakultur und in sekundären Branchen wie Verarbeitung, Vermarktung und Verkauf beschäftigt, davon 92% in Asien. Bei einer angenommenen Familiengröße von fünf Personen trug Aquakultur zum Lebensunterhalt von ca. 117 Mio. Menschen bei (FAO, 2011c:62).

Die höchsten Wachstumsraten verzeichnet die Aquakultur in Entwicklungsländern, vor allem in Asien. Das durchschnittliche jährliche Wachstum in Industrieländern ging von den 1990er Jahren zu den 2000er Jahren von 2,1% auf 1,5% zurück (FAO, 2012b:29). In den Jahren 2000 bis 2010 wies die Süßwasseraquakultur weltweit Wachstumsraten von 7,2% pro Jahr auf, die marine Aquakultur wuchs im selben Zeitraum jährlich um 4,4% (FAO, 2012b:34).

Der Großteil der Süßwasserfischzucht findet in Asien statt und wird von der Produktion von Karpfenarten dominiert, von denen 2008 knapp 71% in China produziert wurden (Hall et al., 2011:10; FAO, 2011c). Seit mehreren Jahren zeigt sich ein Trend zur Tilapia- und Pangasiuszucht (Bostock et al., 2010). Trotz der Entwicklung größerer Zuchtanlagen wird in der asiatisch-pazifischen Region der größte Teil der Aquakulturproduktion noch von kleinen Farmern geleistet (FAO, 2011c). In den Industrieländern konzentriert sich die Produktion auf ökonomisch hochwertige Fischarten, die zu über 90% an der oberen Stufe der Nahrungskette stehen, wie der Atlantische Lachs in mariner Aquakultur und die Regenbogenforelle (Tacon et al., 2010:99). Allerdings stagniert in einigen Industrieländern wie den USA, Großbritannien und Japan die Aquakulturproduktion oder ist rückgängig. Eine Ausnahme ist Norwegen, wo die Käfigkultur mit Atlantischem Lachs in


Abbildung 4.2-1

Aquakulturproduktion 1980 bis 2010 in Mio. t sowie Trends in Arten der Produktion (Süß-, Brack- und Salzwasser). Die farbigen Flächen zeigen die absolute Produktion, die Linien den jeweiligen prozentualen Anteil.

Quelle: FAO, 2012b: 34

den 2000er Jahren durchschnittlich um 7,5% pro Jahr wuchs (FAO, 2012b:29). Die globale Lachsproduktion aus Aquakultur hat sich seit den frühen 1990er Jahren fast vervierfacht (Naylor und Burke, 2005).

Von den zehn weltweit führenden Nationen, die knapp 88% der Menge und ca. 82% des Werts zur globalen Zucht von Fisch und Meeresfrüchten beitragen, kommen acht aus dem asiatischen Raum, die größten außer-asiatischen Produzenten sind Norwegen und Ägypten. Allein auf China entfallen 61% (Zahlen aus 2010; FAO, 2012b:27ff.; Tab. 4.2-2). Als Gründe für den starken Ausbau der chinesischen Aquakulturproduktion werden ökonomisches Wachstum, Bevölkerungswachstum, das Vorhandensein traditioneller Aquakulturpraktiken, steigende Exportmöglichkeiten und relativ schwache Regulierung genannt (Bostock et al., 2010). Ein erheblicher Anteil der chinesischen Aquakulturproduktion geht in den Export. Die Zuverlässigkeit der aus China gemeldeten Zahlen wird kritisch hinterfragt, wobei sich aber Datensammlung und Berichterstattung an die FAO verbessert haben (Rawski und Xiao, 2001; Pauly und Froese, 2012; FAO, 2012b). Auch in anderen Ländern, vor allem in Entwicklungsländern, sind mangelnde Vollständigkeit und unzureichende Verlässlichkeit der Daten, die z. B. Auskunft über Produktion und Entwicklung im Aquakultursektor oder zu Umwelt- und Gesundheitsgefahren geben sollen, noch ein Problem (Hishamunda et al., 2012).

Aufgrund der begrenzten Süßwasservorkommen und Flächen an Land wird zukünftig mit verstärktem Wach-

tum der Aquakultur im Salz- und Brackwasserbereich der Küsten gerechnet. Dort werden zunehmend Raumnutzungskonkurrenzen auftreten (Duarte et al., 2009; Bostock et al., 2010). Zusätzlich sind dem Wachstum der marinen Fischzucht wegen der immer noch vorhandenen Abhängigkeit von Fischmehl und -öl aus Wildfängen Grenzen durch die Fischfutterproduktion gesetzt (Kap.

Tabelle 4.2-2

Die zehn weltweit führenden Aquakulturproduzenten im Jahr 2010. Gezeigt ist die jeweilige Aquakulturproduktion in Mio. t sowie ihr Anteil an der globalen Produktion.

Quelle: FAO, 2012b:28 (Zahlen gerundet)

Land	Menge [Mio. t]	Anteil [%]
China	36,73	61,4
Indien	4,64	7,8
Vietnam	2,67	4,5
Indonesien	2,30	3,9
Bangladesch	1,30	2,2
Thailand	1,29	2,2
Norwegen	1,01	1,7
Ägypten	0,92	1,5
Myanmar	0,85	1,4
Philippinen	0,74	1,2
Andere	7,40	12,4
Global	59,87	100

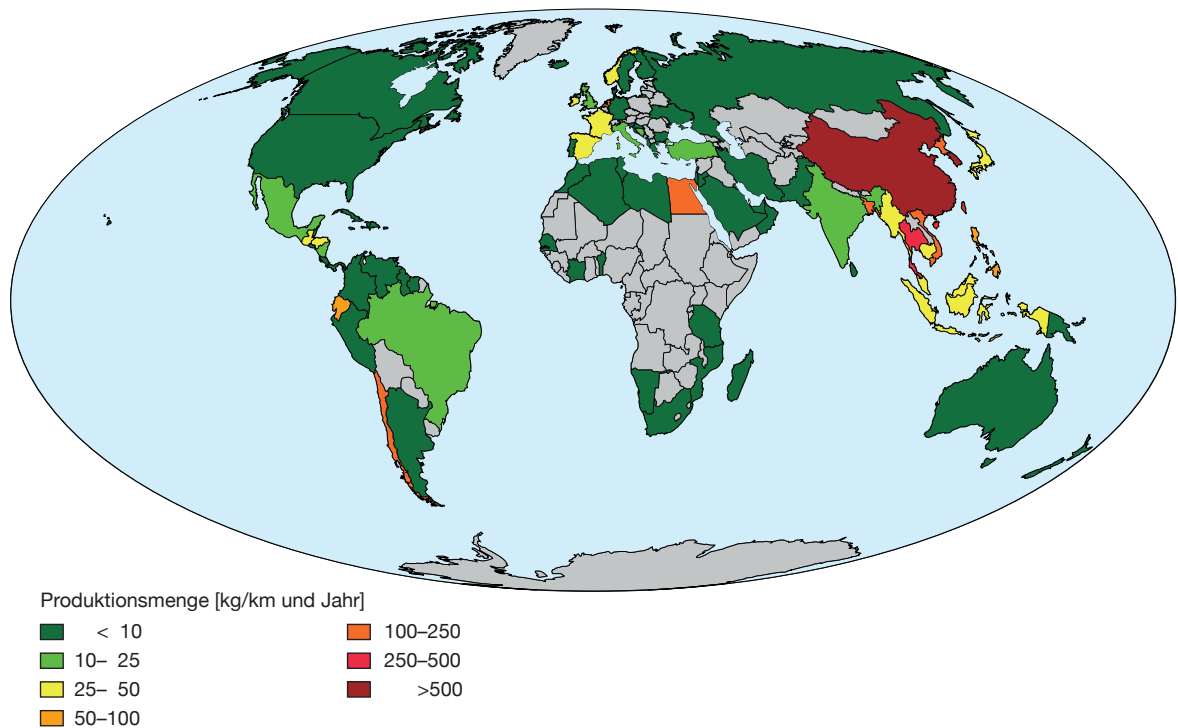


Abbildung 4.2-2

Produktionsmengen der Küstenaquakultur verschiedener Länder bezogen auf die Länge der Küstenlinie, für den Zeitraum 2005 bis 2007.

Quelle: Bostock et al., 2010

4.4). Ein Großteil des Wachstums der marinen Aquakultur findet in oftmals schwach regulierten Küstengewässern von Entwicklungsländern statt (Adger und Luttrell, 2000; Buck et al., 2008). Die Dichte der Zuchtfarmen in der küstenbasierten Aquakulturproduktion unterscheidet sich um bis zu einem Faktor 50 (Abb. 4.2-2). Die Unterschiede legen nahe, dass an bislang wenig genutzten Küsten noch erhebliches Entwicklungspotenzial besteht. Einschätzungen zu künftigen globalen Ertragspotenzialen liegen jedoch nicht vor, zumal die Offshore-Aquakultur erst am Anfang ihrer Entwicklung steht.

4.2.2.2

Beitrag zur Ernährungssicherung und Armutsbekämpfung

Produkte aus Aquakultur und Fischerei zählen zu den am stärksten gehandelten Agrargütern weltweit und liegen hinsichtlich ihres globalen Exportwertes mit 92,8 Mrd. US-\$ für 2007 an zweiter Stelle hinter Obst und Gemüse (150,9 Mrd. US-\$; WFC, 2011a: 18). Entwicklungs- und Schwellenländer, vor allem China, Thailand und Vietnam, sind die Hauptproduzenten von Aquakultur- und Fischereiprodukten weltweit. Auf sie entfielen 2008 80% der Weltproduktion, und ihr Anteil am globalen Exportwert dieser Produkte belief sich auf

50% (50,8 Mrd. US-\$; FAO, 2011c). Die Entwicklungs- und Schwellenländer sind Nettoexporteure von Aquakultur- und Fischereiprodukten, und ihre Hauptmärkte befinden sich in Japan, den USA und der EU.

Da FAO-Statistiken zum internationalen Handel von Fischprodukten nicht zwischen Fischerei und Aquakultur unterscheiden, ist der Anteil der Aquakultur am globalen Handel schwer zu bestimmen (FAO, 2011c). Schätzungen für China aus dem Jahr 2006 legen nahe, dass 39% des Produktionsvolumens und 49% des Produktionswertes der chinesischen Aquakulturproduktion exportiert wurden (Fang, 2007:200).

Aquakultur kann in Entwicklungsländern einen Beitrag zur Ernährungssicherung und Armutsbekämpfung leisten. Dieser Beitrag ergibt sich unter anderem aus dem Konsum der Produkte, Einkommenssteigerungen durch Beschäftigung oder Verkauf, Preissenkungen für konkurrierende Produkte wie etwa Wildfisch im Vergleich zu einem Markt ohne Aquakulturprodukte, lokale Ausdehnung der Wertschöpfungskette, Ansiedlung von komplementären Industriezweigen oder verstärkter Konsum in anderen Bereichen (Gordon und Kassam, 2011; WFC, 2011a).

Eine wichtige Rolle spielt in Entwicklungsländern, vor allem in Asien, die Aufzucht in kleinen Anlagen in Gär-

ten oder Hinterhöfen (Kongkeo und Davy, 2010). Allerdings können Subsistenzaquakulturfarmen (vor allem in Afrika) durch die geringe Produktivität zwar für ihre Haushalte die Ernährungssicherheit steigern, aber keine wesentlichen Beiträge zur Ernährungssicherheit auf nationaler Ebene beitragen (Beveridge et al., 2010).

Nach Einschätzung der FAO ist der Beitrag der Aquakultur zu Ernährungssicherheit, vor allem durch das Angebot billigen Süßwasserfisches für Ärmere, Beschäftigungs- und Einkommenseffekte sowie die Förderung von Frauen weithin anerkannt (FAO, 2011c). Kritiker weisen allerdings darauf hin, dass es aufgrund der starken Kontextabhängigkeit nicht zwangsläufig positive Effekte gibt (WFC, 2011a).

Einige Studien belegen solche positiven Effekte. Eine Untersuchung aus Bangladesch verzeichnet bei armen Haushalten, die Aquakultur betreiben, positive Auswirkungen auf Einkommen, Konsum und Beschäftigung (Jahan et al., 2010). Fallstudien z.B. aus Malawi und China (Dey et al., 2000, 2006) zeigen, dass Haushalte, die Aquakultur betreiben, häufiger Fisch konsumieren als Haushalte, die keine Aquakultur betreiben. Ein weiterer relevanter Aspekt ist, dass Frauen in vielen Teilen der Welt eine wichtige Rolle in der Produktion und Vermarktung von Fisch und Meeresfrüchten aus Aquakultur spielen. Erhalten Frauen aus der Aquakultur zusätzliches Einkommen, setzen sie es häufiger als Männer für eine verbesserte Nahrungsmittelversorgung ihrer Haushalte ein. Allerdings ist dies noch nicht ausreichend durch Studien belegt (Kawarazuka und Béné, 2010). Die Berücksichtigung von Genderfragen ist eine wichtige Voraussetzung für eine verbesserte Ernährungssicherheit und Armutsbekämpfung (WFC, 2011a).

Ob sich Aquakultur über die Selbstversorgung oder die Produktion für lokale Märkte hinaus entwickelt, hängt von zahlreichen Faktoren ab. Neben dem Zugang zu passenden Zuchtgebieten sind Marktnachfrage und Wettbewerb, Zugang zu Technologien, Infrastruktur, ausgebildete Arbeitskräfte, ein funktionierendes institutionelles System sowie eine ausreichende Investitionsbereitschaft erforderlich.

Vielfach sind die für eine Entwicklung der Aquakultur nötigen Voraussetzungen jedoch nicht gegeben. Der mangelnde Zugang zu Wasser, Land, Kapital und Krediten, unzureichendes technisches und fachliches Wissen sowie hohe zu versichernde Risiken, wie etwa der Verlust des Besatzes, sind Hindernisse, mit denen insbesondere arme Bevölkerungsgruppen konfrontiert sind (WFC, 2011a; Stevenson und Irz, 2009). In einigen Ländern existieren jedoch auch Ansätze, um insbesondere die kapitalarmen und kleinen Aquakulturfarmen zu unterstützen (Kasten 4.2-2).

Vor allem in Afrika und Lateinamerika behindern schwache Nachfrage, schlechte Infrastruktur und unzu-

reichende Qualitätskontrollen für Exportprodukte die Aquakulturentwicklung (Bostock et al., 2010). In Asien hingegen, wo die Nachfrage aufgrund einer wachsenden städtischen Bevölkerung steigt, ein dynamischer privater Sektor existiert sowie Investitionen in Forschung, Entwicklung und Infrastruktur erfolgten, konnten sich in den letzten 15 Jahren viele kleine und mittelständische Unternehmen etablieren, die die nationalen und internationalen Märkte bedienen (WFC, 2011a).

Generell ist der mögliche Beitrag der Aquakultur zur Ernährungssicherheit stark vom Kontext institutioneller, politischer, ökonomischer, sozialer und natürlicher Faktoren abhängig (Stevenson und Irz, 2009). So bleibt der Erfolg von Aquakulturentwicklung als effektiver Armutsbekämpfungsstrategie umstritten (WFC, 2011a). Potenziale zur Armutsreduzierung sind häufig vorhanden, kommen aber oft nicht den Ärmsten, sondern eher kapitalstärkeren Farmern zugute (Beveridge et al., 2010). Aquakultur schafft Beschäftigungsmöglichkeiten, die aber aufgrund sehr geringer Löhne oft nicht aus der Armut heraushelfen, sondern meist nur eine Einkommensquelle durch eine andere ersetzen, zumal häufig auch informelle Zugangs- und Ressourcennutzungsrechte durch Landprivatisierungen für die Aquakulturentwicklung zunichte gemacht werden. Profitieren können vor allem Farmbesitzer, besser ausgebildete Angestellte sowie Großhändler. Darüber hinaus sind arme Bevölkerungsgruppen oft besonders stark von den durch Aquakultur verursachten Umweltschäden betroffen, da sie in besonderem Maße von frei zugänglichen natürlichen Ressourcen abhängen, die durch Einsatz und Ausbreitung von Aquakultur beeinträchtigt werden können. Als Konsequenz werden momentan Investitionen in größere Unternehmen mit Blick auf eine verbesserte Versorgung von Ärmern mit Fisch seitens der Politik als sinnvoller erachtet, als die Förderung von ressourcenarmer kleinskaliger Aquakultur (WFC, 2011b; Kasten 4.2-2).

4.2.2.3

Umweltrisiken durch Aquakultur und Nutzungskonflikte an Küsten

Bestehende Aquakulturpraktiken haben zu einer Reihe von Belastungen geführt, die bei einem weiteren Ausbau und zu schwacher Regulierung Risiken für betroffene Ökosysteme, aber auch die Industrie selbst darstellen. So erlitt beispielsweise die Garnelenzucht in Mosambik einen Totalverlust durch einen Krankheitsausbruch (FAO, 2012b:9). Die Hauptkritik richtet sich insbesondere auf die oft unregulierte Entwicklung intensiver Produktionssysteme für Garnelen und fleischfressende Fischarten wie Lachs und Thunfisch (Tacon et al., 2010).

Durch die Intensivzucht besteht die Gefahr, dass

Kasten 4.2-2

Förderung kleinskaliger Aquakultur: Aquaclubs in Asien

Mit Hilfe öffentlicher oder privater Förderung, der Sicherung des Zugangs zu Ressourcen wie Land und Wasser sowie Hilfe bei der Absicherung von Risiken können ärmere Bevölkerungsschichten ebenfalls Aquakultur betreiben (WFC, 2011b).

Besonders erfolgversprechend sind verschiedene Formen der Selbstorganisation. Ein Beispiel sind Aquaclubs in Asien. Dies sind regionale Zusammenschlüsse von Produzenten, die von selbstorganisierten Selbsthilfegruppen, oft bestehend aus lokalen benachbarten Farmbetrieben, bis hin zu offiziellen überregionalen Netzwerken reichen können und mit nationalen und internationalen Versicherungsfirmen kooperieren (Subasinghe et al., 2009).

Der Zusammenschluss kann Kosten reduzieren, u. a. aufgrund von Mengenvorteilen durch gemeinsamen Einkauf, Partnerschaften mit dem öffentlichen und privaten Sektor aufbauen, den Zugang zu finanziellen Ressourcen verbessern,

Wissenstransfer ermöglichen und das Erreichen der nötigen Qualitätsstandards für nationale und internationale Märkte durch die Umstellung des Produktionsprozesses erleichtern (Padiyar, 2005; FAO, 2011c; WFC, 2011b). Durch die Kooperation zwischen kleinen Farmern und die Anwendung von Best Management Practices (BMPs) können die Erwartungen der Konsumenten an Produktqualität, Nahrungsmittelsicherheit und umweltfreundliche Herstellung besser erfüllt werden (de Silva und Davy, 2010). Exportrelevante Produktzertifizierung wird erleichtert. BMPs und gemeinsames Management können lokalen Zusammenschlüssen auch helfen, Regeln für die Minimierung von negativen Umweltauswirkungen aufzustellen oder der Ausbreitung von Krankheiten vorzubeugen. Durch Kooperation kann letztlich auch Konflikten vorgebeugt werden (Padiyar, 2005; Bondad-Reantaso et al., 2008).

Generell sind Fördermaßnahmen erfolgversprechender, wenn sie kleine, eigentümergebetriebene Farmen unterstützen, wenn in kleinem Umfang investiert und nachfrageorientiert produziert wird und wenn Arten auf niedriger trophischer Stufe gezüchtet, Farmer und Familien in die Entwicklung einbezogen und lokal angepasste Methoden und Technologien verwendet werden (FAO, 2011c).

Wasserkörper und Meeresboden verschmutzt werden. Nährstoffe aus Futtermittelresten und Fäkalien reichern sich an, was zu Eutrophierung und in Folge dessen zu Sauerstoffmangel in der Wassersäule und am Meeresboden führen kann. Die Nutzung chemischer Stoffe wie Pestizide, Herbizide, Mittel gegen Parasiten und Antibiotika kann Sediment und Wassersäule belasten und die darin lebenden Organismen schädigen (Frankic und Hershner, 2003; Hernando et al., 2007).

Die hohe Besatzdichte bei intensiver Zucht erleichtert die Ausbreitung von Parasiten und Krankheiten. Immer wieder gelangen genetisch veränderte oder exotische Organismen aus den Farmen in die marine Umgebung und können Krankheiten und Parasiten übertragen oder verändertes genetisches Material in wilde Populationen einbringen (Naylor et al., 2000; Youngson et al., 2001; Stickney und McVey, 2002). Auch der Transfer und die Ansiedlung von Muscheln und Austern, deren Zucht als weniger umweltbelastend gilt, können zu Störungen der umliegenden Ökosysteme führen, wenn Parasiten oder andere Arten unabsichtlich importiert und ausgesetzt werden (ICES WGMASC, 2011). Das Risiko von Krankheitsausbrüchen innerhalb von Intensivkulturen hat außerdem zu einem hohen Einsatz von Pharmazeutika geführt. Antibiotische Substanzen können Fische, Landtiere, die menschliche Gesundheit sowie die Umwelt vor allem durch die wachsende Antibiotikaresistenz in Krankheitserregern beeinträchtigen (Cabello, 2006).

Mit Antibiotika kontaminierte Meeresfrüchte aus Aquakultur führten bereits zu kritischen Debatten in den Konsumentenländern und zum Stopp von Waren-

auslieferungen (Ronnback et al., 2002). Die regional teilweise sehr starke Expansion der Aquakulturproduktion und entsprechender Anlagen kann außerdem die umliegenden Ökosysteme gefährden (Telfor und Robinson, 2003). Vor allem bei grenzüberschreitenden Ökosystemen können die genannten Umweltbelastungen zu Konflikten zwischen den benachbarten Staaten führen. Das Problem wird verschärft, wenn keine grenzüberschreitende Kooperation zwischen Behörden und Produzenten stattfindet.

Auf das Problem der Abhängigkeit bestimmter Aquakulturen von der Fischerei als Futterlieferant sowie damit einhergehender schädigender Einflüsse auf wilde Fischbestände und Ökosysteme wird in Kapitel 4.3 eingegangen.

Ein sich mit der zunehmenden Beanspruchung der Küstenregionen verstärkendes Problem sind die Konflikte mit räumlich konkurrierenden Nutzungen. Dazu gehören Tourismus, Hafentwicklungen, Freizeit- und kommerzielle Fischerei sowie der Naturschutz, etwa beim Schutz von Mangrovenwäldern (Stickney und McVey, 2002; Buck et al., 2004; Bostock et al., 2010; Kasten 4.2-3).

Zu Nutzungskonflikten kommt es auch, wenn durch Aquakulturfarmen der Zugang zu den Ressourcen der Küstenregionen für lokale Gemeinschaften eingeschränkt oder unmöglich gemacht wird. Für Dorfgemeinschaften, die von der Nutzung der Mangrovenwälder leben, kann deren Zerstörung die Bedrohung ihres Lebensunterhaltes bedeuten (Ronnback et al., 2002). Die oft unklaren Eigentumsrechte in Entwicklungs- und Schwellenländern sowie die historisch bedingte

Kasten 4.2-3**Mangrovenwälder: Bedeutung und Gefährdung durch Aquakultur**

Mangroven sind salztolerante Pflanzen und bilden Wälder im Tidenbereich an tropischen und subtropischen Küsten (Seto und Fragkias, 2007). Sie übernehmen wichtige Ökosystemleistungen, z.B. den Schutz der Küsten vor Taifunen und Erosion, Sedimentstabilisierung, Hochwasserkontrolle und die Bereitstellung von Nährstoffen für das marine Nahrungsnetz (MA, 2005a). Mangroven bieten wichtige Lebensräume für viele Tierarten und sind als „Kinderstube“ für viele kommerziell genutzte Arten von großer Bedeutung. In Mangrovenwäldern wird die Fischerei nach Fisch, Krabben, Garnelen, Mollusken und Seetang betrieben; diese bietet eine Quelle für Einkommen und Nahrungssicherheit. Auch sind Mangroven wichtige Lieferanten für Baumaterial, Feuerholz und Holzkohle sowie für sonstige Produkte wie Gerbrinden, Fasern, Tierfutter und traditionelle Medizin (Seto und Fragkias, 2007; FAO, 2007; Primavera und Esteban, 2008; Krause, 2010).

Mangroven sind sehr stark gefährdet, denn ihr Erhalt steht mit anderen Nutzungen wie Aquakultur, Landwirtschaft, Salzproduktion, Urbanisierung, Infrastrukturentwicklung und Tourismus in großer Konkurrenz (FAO, 2007). Schätzungen gehen davon aus, dass von weltweit 18,8 Mio. ha an Mangroven im Jahr 1980 heute noch 15,2 Mio. ha (2005) existieren, was einem Rückgang von ca. 20% entspricht (FAO, 2007:9ff.), wobei die Verlustrate zwischen 2000 und 2005 im Vergleich zu den Jahrzehnten davor zurückgegangen ist (FAO, 2007). Asien besaß 2002 mit etwa 6 Mio. ha und ca. 38% der weltweiten Fläche den größten Flächenanteil, aber auch die höchsten Verluste von mehr als 1,9 Mio. ha seit 1980 (FAO, 2007:9ff.). Mangrovenwälder werden in besonderem Maße durch die Ausweitung der Aquakultur bedroht, wobei eine systematische Bewertung der Zerstörung von Mangrovenwäldern und deren Umwandlung in Aquakulturanlagen aus politischen Gründen und wegen fehlender Kapazitäten schwierig ist (Seto und Fragkias, 2007). In Asien sind die Hauptursachen für den Mangrovenrückgang die Übernutzung und die Umwandlung in Shrimp-Farmen (FAO, 2007).

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren die Philippinen

von ca. 450.000 ha Mangrovenwäldern bedeckt (Primavera und Esteban, 2008). Die Hälfte der zwischen 1951 und 1988 verlorenen Mangrovenfläche von 279.000 ha wurde in Aquakulturrteiche umgewandelt (Primavera, 2000:93). In Thailand belief sich dieser Verlust zwischen 1961 und 1993 auf ca. 55% der Mangroven (Menasveta, 1997). Global betrachtet ist die Shrimp-Zucht in den letzten zwei Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts für ca. 38% des Flächenverlusts bei Mangroven verantwortlich (Valiela et al., 2001:812).

Aus ökosystemarer Perspektive wird der Wert von Mangrovenwäldern für Umwelt und Gesellschaft höher eingeschätzt als der Wert von Garnelenfarmen für die Gesellschaft als Ganzes. Barbier et al. (2008:322) zeigen für Thailand, dass der ökonomische Wert der Mangrovenwälder für Küstenschutz, Küstenfischerei und als Holzlieferant mit ca. 17 Mio. US-\$ wesentlich höher liegt als der Wert einer Garnelenfarm bei kompletter Flächennutzung (ca. 10 Mio. US-\$). Allerdings wäre der ökonomische Gesamtwert aller Nutzungen (Garnelenfarm und Ökosystemleistungen) am höchsten (17,5 Mio. US-\$), wenn nur eine kleine Fläche des Mangrovenwalds in Garnelenfarmen umgewandelt würde.

Um der zunehmenden Entwaldung entgegenzuwirken, werden in einigen Ländern seit Jahren Wiederaufforstungsprogramme durchgeführt und Mangrovenwälder unter Schutz gestellt (FAO, 2007). Allerdings sind Wiederaufforstungen oft nicht sehr erfolgreich. Primavera und Esteban (2008) zeigen beispielsweise in ihrer Analyse von Wiederaufforstungsprojekten auf den Philippinen seit den 1980er Jahren, dass trotz starker finanzieller Förderung die Überlebensrate der angepflanzten Mangroven bei nur 10–20% liegt, was hauptsächlich auf unangebrachte Art- und Standortwahl zurückzuführen ist.

Eine weitere Alternative zum Schutz von Mangrovenwäldern ist der Aufbau einer mangrovenfreundlichen Aquakultur, da die Pflanzen die Abwässer der Garnelen-Anlagen aufbereiten können (z.B. Bush et al., 2010; Ha et al., 2012). Seetang, Muscheln und Fische können z.B. innerhalb von Mangrovenwäldern gezüchtet werden, was eine sinnvolle Technik für kleine Farmer und in Mangrovenschutzgebieten ist. Integrierte Forstwirtschaft-Fischerei-Aquakultursysteme gibt es beispielsweise in Hongkong, Vietnam, auf den Philippinen und in Indonesien (Primavera, 2006).

Unterbewertung von Feuchtgebieten können eine Nutzung fördern, die nicht nachhaltig ist und ärmere Bevölkerungsgruppen benachteiligt (Adger und Luttrell, 2000). Zudem können sich negative Umwelteffekte durch Aquakultur auf angrenzende Landnutzungen ausweiten und ökonomische Schäden durch z.B. zurückgehende Reisernten verursachen (Ahmed und Lorica, 2002).

Viele der genannten Probleme in der Aquakultur dürften allerdings mit fortschreitender technischer Entwicklung weitgehend vermeidbar sein. Hall et al. (2011) zeigen, dass der Aquakultursektor sich einiger der oben genannten Probleme angenommen und sie zum Teil gelöst hat. Laut Asche (2008) entstehen Schäden vor allem zu Beginn der Intensivierung eines Produktionssystems und sinken mit zunehmender Kont-

rolle über den Produktionsprozess. So zeigt das Beispiel der norwegischen Lachszucht die Möglichkeit zur Reduktion des Antibiotikaeinsatzes bei steigenden Erträgen (Abb. 4.2-3). Grund hierfür ist vor allem die Entwicklung neuer Impfstoffe (Hall et al., 2011:55). Auch der zurückgehende Eintrag organischer Schadstoffe auf norwegischen Lachszuchtfarmen geht auf die Entwicklung schadstoffreduzierender Technologien zurück (Tveterås, 2003).

Allerdings erfolgt die Selbstregulierung des Aquakultursektors oft erst, nachdem große Schäden bereits eingetreten sind, als Reaktion auf öffentlichen Druck oder aus Angst vor Imageverlusten. Eine kritische Öffentlichkeit und staatliche Intervention vor Eintritt von Schäden spielen daher eine essenzielle Rolle für eine nachhaltige Gestaltung der Aquakultur.

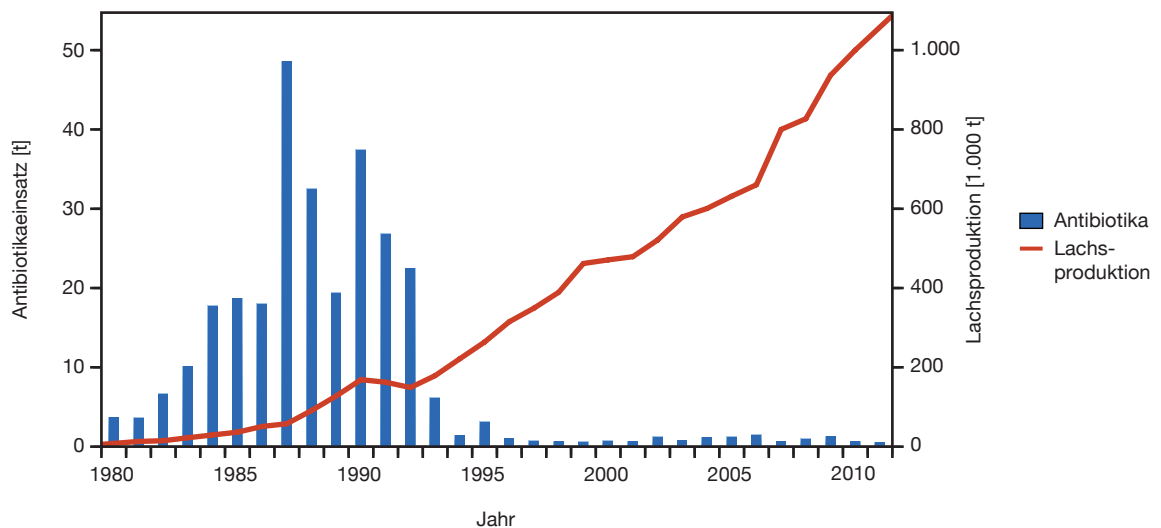


Abbildung 4.2-3

Norwegische Lachszucht: Antibiotikaeinsatz und Lachsproduktion 1980 bis 2007.

Quelle: Asche et al., 2010: 407

Eine wichtige, von der Forschung bislang unzureichend beantwortete Frage ist in diesem Zusammenhang, inwieweit eine ökologisch vertretbare und auf Ressourcenschonung basierende Aquakulturproduktion überhaupt in der Lage wäre, den stetig wachsenden Bedarf an Aquakulturprodukten zu decken. Möglicherweise könnte es sinnvoller sein, ähnlich wie bei der Diskussion um den Fleischkonsum, vor allem in Industrie- und Schwellenländern ein generell geringeres Konsumniveau zugunsten der Minimierung von negativen Umwelteffekten anzustreben, sofern nicht die Sicherung der Ernährung und Eiweißversorgung im Vordergrund stehen.

4.2.2.4

Förderung ökologisch nachhaltiger Aquakultur

Bestimmte Formen der Aquakultur sind ökologisch nachhaltiger als andere. Die Zucht von Filterern, herbivoren Süßwasserfischen oder extensiven Polykulturen ist umweltfreundlicher als die Intensivzucht marinen Raubfische oder Garnelen. Der Grund dafür ist, dass karnivore Arten mit Fischmehl und -öl aus Wildfängen gefüttert werden, und die Umweltbelastung in der Intensivzucht durch Antibiotika, Chemikalien, Fäkalien und Futterreste hoch sein kann (Frankic und Hershner, 2003; Naylor und Burke, 2005; Bostock et al., 2010). Allerdings sind bereits viele Fortschritte in Richtung verbesserter Umweltverträglichkeit erzielt worden, insbesondere bei der Lachszucht in Nordeuropa und Kanada (Frankic und Hershner, 2003).

Verbesserte Praktiken in der Aquakultur können die Umweltbelastung noch erheblich senken. Neben dem Ersatz des eingesetzten Fischmehls und -öls durch z. B. pflanzliche Stoffe (Kap. 4.3) sind hier vor allem drei

Entwicklungen vielversprechend: die Integration von Aquakultursystemen, weitgehend geschlossene landbasierte Aquakultursysteme (Kreislaufsysteme), und unter bestimmten Bedingungen Offshore-Aquakultursysteme.

Integrierte Produktionssysteme haben insbesondere in Asien eine lange Tradition und können in Zukunft eine größere Rolle spielen (Soto et al., 2008). Es gibt verschiedene Methoden integrierter Systeme. So werden z. B. häufig terrestrische und aquatische Systeme (Landwirtschaft und Aquakultur) miteinander gekoppelt, wie die Züchtung von Fischen in Reisfeldern (Halwart und Gupta, 2004). Ein weiteres Beispiel ist die integrierte multitrophische Aquakultur (IMTA), bei der Arten aus verschiedenen trophischen Stufen gemeinsam in demselben Wasserkörper gezüchtet werden (Troell et al., 2009). IMTA-Systeme sind vergleichsweise umweltfreundlich, da anfallende Abfallstoffe von anderen Organismen aufbereitet bzw. als Nahrung verwendet werden. Fische benötigen teilweise Zufütterung, Muscheln oder Seetang extrahieren Reste des Futters oder Fischexkremate als Nährstoffe aus dem Wasser (Chopin et al., 2010a). Die Nutzung von Seetang zur Produktion von Biokraftstoffen wird als zukunftssträchtig angesehen (Issar und Neori, 2010; Kap. 5.2.1). Marine IMTA-Systeme existieren auf kommerziell erfolgreichem industriellem Niveau bereits in China und entwickeln sich in Richtung Kommerzialisierung in weiteren Staaten (u. a. Chile, Irland, Großbritannien, Kanada). In vielen anderen Ländern gibt es entsprechende Forschung (Troell et al., 2009; Bostock et al., 2010; Chopin et al., 2010b).

Multitrophische Systeme können aber auch zur Verringerung der Eutrophierung an Küsten eingesetzt

werden, da die Organismen den Gewässern Nährstoffe entziehen, auch Nährstoffbioextraktion genannt. Forschung zu den Auswirkungen dieser Systeme auf die marine Umwelt wird bereits in mehreren Ländern wie USA und Schweden durchgeführt (Landeck Miller und Wands, 2009; Long Island Sound, 2013). In diesem Zusammenhang wird auch ein möglicher Handel mit Nährstoffzertifikaten (Nutrient Trading Credits), ähnlich den CO₂-Zertifikaten, diskutiert, um den anthropogenen Nährstoffeintrag in Gewässer zu reduzieren (Chopin et al., 2010a). Die Integration verschiedener Komponenten ist ein wichtiges Element innerhalb des ökosystemaren Ansatzes in der Aquakultur; Abfälle und Abwässer werden dabei als wertvolle Ressourcen betrachtet (Troell et al., 2009).

Eine weitere interessante Entwicklung sind landbasierte geschlossene Aquakultursysteme (rezirkulierende Aquakultursysteme, RAS), bei denen das Abwasser behandelt, gereinigt und dem System wieder zugeführt wird, so dass ein nahezu geschlossenes System entsteht. So ist es z.B. möglich, Garnelen fernab der Küste zu produzieren (Stockstad, 2010). Allerdings ist die Nutzung dieser Methode noch durch hohe Kapitalkosten und eine komplexe, noch nicht ausgereifte Technologie begrenzt (Bostock et al., 2010). Zudem benötigt diese Art der Zucht einen hohen Energieaufwand (Tyedmers und Pelletier, 2007).

Schließlich bietet die Offshore-Aquakultur Potenzial zur Entschärfung von Flächenkonflikten an den Küsten. Mit zunehmender Nutzung und Belastung der Küstenregionen kann damit gerechnet werden, dass sich die Aquakulturproduktion mit Hilfe der Offshore-Käfigtechnik oder mit anderen an die harschen Bedingungen des Ozeans angepassten Systemen zunehmend in küstenferne Regionen verlagert (Holmer, 2010), wo sie mit starken Strömungen, oft rauer See und wechselhaften Winden konfrontiert sein wird. Dies geschieht bereits in einigen Ländern wie Norwegen, Chile und den USA. Jedoch steht die kommerzielle Offshore-Aquakultur erst am Beginn, da diese Technik sehr kapitalintensiv ist (Bostock et al., 2010). Die USA haben sich vor einigen Jahren als ein wichtiger Akteur in der Weiterentwicklung dieser Technologie positioniert und wollen nachhaltige Entwicklungen im Offshore-Bereich fördern (Naylor und Burke, 2005; Benetti et al., 2006).

Der zunehmende Ausbau erneuerbarer Energietechnologien im Offshore-Bereich bietet zudem die Möglichkeit, installierte Strukturen auch für die Aquakultur zu nutzen. Offshore-Windparks bieten die aussichtsreichste Option einer Doppelnutzung (Buck et al., 2008; Buck und Krause, 2012). Wenngleich technische und ökonomische Herausforderungen bei einer Integration von Offshore-Windparks und der Zucht mariner Organismen bestehen, zeigt die Analyse geophysikali-

scher und biologischer Parameter, dass Miesmuscheln, Austern und Seetang bisher am besten für die Offshore-Aquakultur in der Nordsee geeignet wären. Die Zucht von Fischen innerhalb von Offshore-Windanlagen ist bisher weder biologisch noch technisch gut erforscht (Buck et al., 2008). In Zusammenarbeit mit der Industrie werden aber mehrere große EU-Pilotprojekte zur erweiterten Nutzung von Offshore-Installationen durch die Aquakultur durchgeführt. Die Forschung beschränkt sich dabei nicht auf Windparks, sondern umfasst auch die Entwicklung neuer Multifunktionsplattformen, bei denen erneuerbare Energiegewinnung, Aquakultur, Transportservice und Freizeitaktivitäten miteinander kombiniert werden sollen (Buck und Krause, 2012).

Als eine weitere mögliche Zukunftstechnologie werden frei im Wasser und mit der Strömung treibende Käfige genannt (Naylor und Burke, 2005). 2011 und 2012 wurde erstmals vor Hawaii ein nicht verankerter, im offenen Meer schwimmender Kugelkäfig mit Bernsteinmakrelen getestet. Der Netzkäfig war 132 m³ groß und driftete mit der Meeresströmung teilweise in mehreren Kilometern Tiefe (Kampachi Farms, 2011; Sims und Key, 2011).

Auch die Offshore-Aquakultur kann eine Belastung der Umwelt darstellen, etwa wenn Nährstoffe nicht voll verwertet werden, zumal solche Farmen wahrscheinlich viel größer sein werden als solche an Küsten, und somit mehr Abwässer verursachen könnten, oder gezüchtete Arten aus den Käfigen entkommen und sich mit wilden Beständen kreuzen (Naylor et al., 2000; Tett, 2008; Troell et al., 2009). Die negative Umweltwirkung freitreibender Käfige im Offshore-Bereich wird allerdings als sehr gering eingeschätzt (Sims und Key, 2011). Aufgrund der wenigen bisher betriebenen Anlagen können derzeit die Umweltauswirkungen nur ungenügend abgeschätzt werden (Holmer, 2010). Außerdem bleibt das Problem des fischmehl- und fischöhlhaltigen Futters für karnivore Arten bestehen. Integrierte multitrophische Systeme im Offshore-Bereich können zumindest die Überlastung durch Nährstoffe mildern, indem Organismen niedrigerer trophischer Ebenen (z.B. Algen) zur Nährstoffverwertung einbezogen werden (Chopin, 2008).

4.2.3 Governance der Aquakultur

Das schnelle Wachstum der Aquakulturbranche, die mittlerweile fast die Hälfte des weltweiten Bedarfs an Fisch und Meeresfrüchten deckt (FAO, 2012b:26), sichert einerseits Einkommen und Ernährung, ist aber auch mit negativen ökologischen und sozialen Auswir-

kungen verknüpft. Eine nachhaltige Aquakultur (im Süßwasser wie im Meer) erfordert effektive und durchsetzbare Governance-Ansätze von der internationalen bis zur lokalen Ebene. Die Anforderungen an Governance sowie ihre Erfolgsbedingungen variieren je nach Produktionsmethode, Zuchtart, Größe der Zucht, lokalen Gegebenheiten sowie dem politischen, ökonomischen und institutionellen Kontext.

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über wichtige Voraussetzungen für effektive Governance, ihre Instrumente sowie begleitende Maßnahmen wie Forschung und Entwicklung für eine verantwortungsvolle und zukunftsfähige Entwicklung der Aquakultur geben. Wichtige Problemlagen, die sich in jedem Land anders darstellen, sind u. a. die Verringerung negativer Umweltauswirkungen, die Effekte auf Einkommensverteilung und Armutsreduzierung, die Abwägung des gesellschaftlichen und privaten Nutzens sowie eine Orientierung an langfristiger statt kurzfristiger Gewinnmaximierung (Pullin und Sumaila, 2005).

Aquakulturproduktion ist in großem Maße von lokalen Gegebenheiten abhängig, aber z. B. durch internationalen Handel und Verbraucherverhalten, Information, grenzüberschreitende ökologische Effekte global vernetzt, was sowohl regionale, nationale wie auch zwischenstaatliche und globale Lösungen erfordert. Seit Jahren existieren unverbindliche Abkommen und Empfehlungen auf internationaler und europäischer Ebene oder auf der Ebene von Meeresregionen, die sich direkt oder indirekt mit Aquakultur befassen (Kap. 4.2.4). In vielen Staaten gibt es Fortschritte in der Entwicklung der Gesetzgebung, Regulierung und Leitlinien zur Aquakultur, jedoch mangelt es häufig an der Umsetzung, vor allem in Entwicklungsländern. Im Rahmen nicht staatlicher Governance versuchen außerdem private Akteure, vorhandene Lücken in der staatlichen und transnationalen Steuerung zu füllen (Kap. 3.5). Beispiele sind durch Umweltverbände entwickelte höhere Zertifizierungsstandards (Kap. 4.2.3.2) oder Selbstmanagement durch Produzentenvereinigungen (Kap. 4.2.3.1).

Der WBGU hat in Kapitel 3.1.4 Prüfsteine zur Bewertung der bestehenden Governance der Meere im Kontext der Nachhaltigkeit herausgearbeitet. Eine nachhaltige und zukunftsfähige Aquakultur-Governance sollte sich an diesen Prüfsteinen orientieren. Allerdings kann eine auf diesen Kriterien basierende vollständige Analyse der vielfältigen Governance-Ansätze und Instrumente, die auf den verschiedenen Ebenen in der Aquakultur vorhanden sind, im Rahmen dieses Gutachtens nicht geleistet werden. In den Kapiteln 4.2.3 und 4.2.4 wird aber deutlich, dass viele der Prüfsteine in der Literatur zur Aquakultur-Governance als wichtig erachtet werden oder sich in den vorhandenen Governance-

Ansätzen, Vereinbarungen und Empfehlungen bereits wiederfinden und auch angewandt werden.

4.2.3.1 Grundlegende Voraussetzungen für eine nachhaltige Aquakultur

Grundvoraussetzung für eine nachhaltige Aquakultur ist gute Regierungsführung (wie Rechtsstaatlichkeit, Rechenschaftspflicht, Transparenz, Partizipation), die die Formulierung und Durchsetzung von Entwicklungsstrategien und Plänen ermöglicht (FAO, 2011c). Essenziell sind auch transparente und durchsetzbare Gesetze und Regulierungen, wofür effektive nationale Institutionen erforderlich sind (NACA und FAO, 2000), sowie ökonomische Anreize für Produzenten und freiwillige Maßnahmen des Sektors (FAO, 2011c). Dabei ergänzen sich diese drei Ansätze, die in den einzelnen Staaten je nach ökonomischem und politischem Kontext oder dem Entwicklungsstand der Aquakulturbranche unterschiedlich gewichtet und angewandt werden. Außerdem sollte die Entwicklung der Aquakultur auf dem ökosystemaren Ansatz fußen. Eine Voraussetzung für positive Veränderungen ist dabei auch die Erhebung und Bereitstellung verlässlicher Daten zur Branchenentwicklung und zu den Folgen der Aquakultur für Umwelt und Gesellschaft (FAO, 2011c).

Strategien und Aktionspläne

Eine nachhaltige Aquakultur erfordert adäquate übergeordnete Strategien, die durch entsprechende politische Maßnahmen umgesetzt werden. Dazu zählt auch die Bereitstellung nötiger Kapazitäten und finanzieller Ressourcen, die Integration verschiedener Stakeholder-Interessen und die Einrichtung von Konfliktlösungsmechanismen. Solche Strategien wurden und werden beispielsweise in Nordamerika und der EU bereits entwickelt (EU, 2009a; FAO, 2011c). Für die erfolgreiche Umsetzung ist in vielen Ländern aber der Kapazitätsaufbau innerhalb der Verwaltung, im privaten Sektor und bei Konsumenten erforderlich (FAO, 2006).

Der ökosystemare Ansatz in der Aquakultur

Es gibt bisher keine allgemeingültige Definition und kein einheitliches Konzept für „nachhaltige Aquakultur“. In den letzten Jahren ist allerdings das Konzept des ökosystemaren Ansatzes in der Aquakultur entwickelt worden, wie auch in der Fischerei (Kap. 4.1.3.1). Der FAO-Kodex für verantwortungsvolle Fischerei betont im Artikel 9 zur Aquakultur die Aufrechterhaltung der Ökosystemintegrität durch geeignetes Management (FAO, 1995). Der Phuket-Konsens (Kap. 4.2.4.1) empfiehlt die Integration des Ansatzes in die Governance des Aquakultursektors (GCA, 2010a). Im Rahmen des ökosystemaren Ansatz wird der Mensch als integraler Bestandteil von

Ökosystemen gesehen und eine Balance von zwei Aspekten angestrebt: der Erhaltung von Ökosystemleistungen und Biodiversität sowie der nachhaltigen Nutzung von Fischerei und Aquakultur zu dem Zweck, Nahrung zu produzieren und zur Sicherung des Lebensunterhalts beizutragen. Ein integrierter und regionenübergreifender Ansatz hinweg soll dabei Wissen und Unsicherheiten über die Zusammenhänge im gesamten Ökosystem berücksichtigen (Staples und Funge-Smith, 2009). Soto et al. (2008) formulieren drei Prinzipien, die einen systemischen, über die Grenzen einzelner Ökosysteme hinausgehenden Ansatz ausmachen:

1. Aquakultur sollte im Kontext von Ökosystemleistungen und biologischer Vielfalt entwickelt werden und ohne dass die Resilienz der Ökosysteme überschritten wird.
2. Aquakultur sollte die menschliche Wohlfahrt verbessern und die Verteilungsgerechtigkeit für alle Beteiligten erhöhen.
3. Aquakultur sollte in Abstimmung mit anderen Sektoren, Politikbereichen und Zielen entwickelt werden. Farmen sollten nach diesen Prinzipien an definierte Ökosystemgrenzen und die ökologische Tragfähigkeit von Ökosystemen angepasst werden. Aquakultur sollte außerdem nicht auf Kosten vor allem ärmerer Bevölkerungsschichten entwickelt werden (Soto et al., 2008). Zertifizierung kann den Ökosystemansatz unterstützen, wird aber meist nicht analog zu diesem entwickelt. Die Umsetzung dieses Ansatzes gestaltet sich jedoch aufgrund seiner Komplexität und mangelnder finanzieller wie personeller Ressourcen vor allem in Entwicklungsländern als schwierig. Seit einigen Jahren gibt es aber in mehreren Ländern Bemühungen, den Ansatz zumindest teilweise umzusetzen (FAO, 2012b).

Staatliche Regulierung der Aquakultur

Eine adäquate staatliche Governance und deren effektive Umsetzung sind notwendig, um auf ökologische und soziale Herausforderungen durch die Aquakultur zu reagieren (FAO, 2011c). Der Staat sollte stabile Rahmenbedingungen und ein investitionsfreundliches Klima für Unternehmen bereitstellen sowie gleichzeitig mögliche negative Auswirkungen kurzfristigen Gewinnstrebens auf Umwelt und Gesellschaft durch politische Intervention vermeiden (Hishamunda et al., 2012). Wichtig ist auch die Anwendung des Vorsorgeprinzips, sowohl in der Politik als auch beim Betrieb von Aquakulturfarmen, denn die Auswirkungen der Aquakultur auf Ökosysteme sind oft unzureichend erforscht (FAO, 2013c).

Zur Regulierung von Aquakultur kommen grundsätzlich alle Politikinstrumente der Umweltpolitik und des Planungsrechts in Frage. Insbesondere zur Verhinderung von Umweltschäden und Landrechtskon-

flikten ist staatliche Gestaltung wichtig (Hishamunda et al., 2012). Nach der Inbetriebnahme von Aquakulturanlagen sind regelmäßige Kontrollen durch regierungsunabhängige Behörden nötig, um die Umsetzung von Maßnahmen zu gewährleisten (Howart, 2006). Die effektive Durchsetzung politischer Maßnahmen erfordert ausreichende finanzielle und personelle Ressourcen, um Kontrollen und wenn nötig Sanktionen anwenden zu können. Fehlende Kapazitäten sind vor allem in Entwicklungsländern ein Grund für die oft schwache Umsetzung von staatlichen Maßnahmen zur Regulierung der Aquakultur (Hishamunda et al., 2009).

In Myanmar haben beispielsweise Personalmangel und daraus resultierende mangelnde Kontrollen die Umwandlung von Mangrovenwäldern in Garnelenfarmen befördert. Mangelnde Ressourcen sind auch ein Grund für unzureichende Forschung und Ausbildung, was wiederum den Einsatz und die Verbreitung neuer und umweltschonender Technologien behindert.

Manche Formen staatlicher Regulierung sind auch unpassend, uneinheitlich oder zu komplex, was beispielsweise die Lizenzvergaben erschweren kann. Insbesondere für kleine Aquakulturbetriebe ist es aufgrund mangelnder finanzieller und technischer Möglichkeiten oft nicht möglich, anspruchsvolle Standards, wie z. B. den Nachweis der Umweltverträglichkeit oder der Eignung des Standortes aus hygienischen Gesichtspunkten, zu erreichen (FAO, 2011c). Dies ist problematisch, da die Anbindung an nationale und internationale Märkte die Einhaltung bestimmter Standards erfordert, was für Kleinbetriebe in Entwicklungsländern oft einem Marktausschluss gleichkommt. Obwohl aus Branchensicht so wenig staatliche Regulierung wie möglich erstrebenswert ist, kann deren Abwesenheit oder mangelnde Umsetzung letztendlich der Branche selbst schaden, wie das Beispiel der Lachszucht in Chile zeigt (Hishamunda et al., 2012; Kasten 4.2-4). Das Fallbeispiel der Lachszucht in Norwegen zeigt, wie durch staatliches Handeln einige Umweltgefahren reduziert werden konnten (Kasten 4.2-5).

Sehr häufig stehen sich die Interessen verschiedener Sektoren, wie Aquakultur und Landwirtschaft, Tourismus, Schifffahrt, Abwassermanagement oder Naturschutz konfliktiv gegenüber (Pullin und Sumaila, 2005). Für eine koordinierte Aquakulturentwicklung, die auch die Interessen anderer Sektoren berücksichtigt und integriert, sowie die Etablierung und Abstimmung geeigneter Regulierungen ist die Einrichtung einer federführenden Institution sehr sinnvoll, entweder als neue Behörde oder Fachabteilung innerhalb eines Ministeriums. Diese ist in vielen Ländern bereits vorhanden (Hishamunda et al., 2012:239). Die Bündelung von Informationen an einer Stelle, wie innerhalb solch einer „Aquakulturbedörde“, ist insbesondere für

Kasten 4.2-4

Fallstudie I: Lachszucht in Chile

Die Aquakultur von Lachsen in Chile ist ein Beispiel dafür, wie mangelnde Regulierung langfristig gravierenden Schaden anrichten kann. Chile ist nach Norwegen der zweitgrößte Lachsproduzent der Welt (FAO, 2011c). 73% der chilenischen Aquakulturproduktion entfallen auf die Zucht des in Chile nicht heimischen Atlantischen Lachses, die die viertgrößte Branche in Chile ist. Lachsaquakultur erfolgt in offenen Netzkäfigen in Südhile und dehnt sich mittlerweile auch in die noch relativ unberührten Küstenregionen Patagoniens aus (Buschmann et al., 2006; Buschmann et al., 2009). Produziert wird vor allem für internationale Märkte (González, 2008).

Die Lachszuchtindustrie entwickelte sich in Chile seit den späten 1970er Jahren und war in den 1980er Jahren durch hohe Flexibilität des privaten Sektors und geringe staatliche Regelungen und Eingriffe geprägt. Hohe Wachstumsraten gingen zu Lasten von Produktion und Umweltschutz, vor allem wegen Krankheitsausbrüchen und hohen Sterblichkeitsraten bei den Fischen. Erst in den 1990er und frühen 2000er Jahren wurden, als Reaktion auf zunehmende industriinterne und öffentliche Kritik politische Maßnahmen zur Verbesserung des Arbeits-, Tiergesundheits- und Umweltschutzes eingeführt (Barton und Fløysand, 2010).

Viele Firmen begannen in allen drei Bereichen im Rahmen integrierten Managements Verbesserungen einzuführen. Allerdings haben sich die freiwilligen Maßnahmen des Privatsektors und das öffentlich-private Governance-Regime beim Ausbruch des ISA-Virus (Infectious Salmon Anaemia) in 2007 und 2008, der der schlimmste Krankheitsausbruch in der Lachsaquakultur war, als unzureichend erwiesen.

Ursachen des Ausbruchs waren z.B. verunreinigte Produktionsabwässer, der Verkauf infizierter Lachseier und ungeimpfte Fische. Der Ausbruch spiegelt das Unvermögen von Firmen und Politik, bekannte Risiken auszuschließen und aus andernorts vorangegangenen Epidemien zu lernen (Barton und Fløysand, 2010). Folgen waren ein Produktionsrückgang von 386.000 t in 2006 auf geschätzte 100.000 t in 2010, Quarantäne für viele Farmen, Fischschlachtungen und Massentlassungen (Asche et al., 2010:405; Barton und Fløysand, 2010).

2003 wurde zwar eine „Nationale Aquakulturstrategie“ mit Orientierung u. a. auf Wachstum und ökologische Nachhaltigkeit entwickelt (González, 2008) und 2007 der Umwelt- und Gesundheitsschutz verbessert: Beide Maßnahmen waren allerdings unzureichend und wurden auch nicht effektiv umgesetzt. Die Maßnahmen gingen von einer viel niedrigeren als in der Realität vorhandenen Anzahl an Farmen aus, Umweltwirkungen wurden durch fehlendes Monitoring nicht erfasst. Schwache Kontrollen leisteten dem Einsatz verbotener Substanzen Vorschub, und aufgrund mangelnder Forschung wurden Maßnahmen nicht auf Grundlage empirischer Forschungsergebnisse entwickelt (Buschmann et al., 2009).

Insgesamt ist zu beobachten, dass auf reale Bedrohungen bis 2007 nur mit schwachen staatlichen Eingriffen reagiert wurde, was auch mit einer Unterordnung der Regulierungsbehörden unter die Anforderungen des Aquakultursektors erklärt werden kann. Firmen haben ebenfalls keine adäquaten Maßnahmen zur Vorbeugung von Krisen ergriffen.

Durch den ISA-Ausbruch stimulierte Verbesserungen der Umwelt- und Gesundheitsschutzregulierungen und der Umweltkommunikation sind jedoch Schritte in Richtung verbesserter Governance (Barton und Fløysand, 2010).

die Lizenzvergabe von Bedeutung, da somit Entscheidungen und Investitionen erleichtert werden. In Norwegen ist dies der Fall (Hishamunda et al., 2012).

Ökonomische Anreize

Je nach politischem und wirtschaftlichem Kontext sind bestimmte, durch Aquakultur verursachte Probleme mit Hilfe ökonomischer Anreize wie verbilligten Krediten und Kleinstkrediten, Steuervorteilen, Subventionen und Zahlungen für Ökosystemleistungen lösbar (Howart, 2006). Aquakulturbetriebe erhalten so Anreize, in vorbildliche Managementpraktiken und eine nachhaltige Aquakultur zu investieren, was wiederum den Zugang zu nationalen und internationalen Märkten erleichtern kann (FAO, 2011c).

Nachhaltiges Management und unternehmerische Eigeninitiative

Es existieren zahlreiche private Managementinitiativen, die staatliche Steuerung oder internationale Vereinbarungen freiwillig unterstützen und ergänzen. Ansätze wie Selbststeuerung, Ko-Management und Best Management Practices (BMP) sind teilweise

für Entwicklungsländer mit unzureichender staatlicher Regierungsführung und bei Kleinbetrieben besser geeignet. Vor allem BMP können Verbesserungen auf Produzentenseite bezüglich Produktqualität, -sicherheit und Umweltschutz fördern (Hishamunda et al., 2012). Ein Beispiel für unternehmerische Eigeninitiative sind Produzentenvereinigungen, wie die Aquaclubs in Asien (Kasten 4.2-2). Sie können Ressourcen, z. B. technische Unterstützung und Informationen, bereitstellen, freiwillige BMP und Verhaltenskodizes in der Aquakultur fördern, die Produktion effizienter organisieren und die Entwicklung staatlicher Regulierung beeinflussen (FAO, 2011c). Freiwillige unternehmerische Maßnahmen sind dafür kritisiert worden, dass sie ohne zusätzliche staatliche Maßnahmen ineffektiv seien (FAO, 2008). Dennoch gibt es eine steigende Anzahl an Beispielen für diese Art der Governance in vielen Regionen der Welt (FAO, 2011c).

Datensammlung und Bereitstellung

Das schnelle, anhaltende Wachstum des Aquakultursektors erfordert zunehmend Daten zur ökonomischen Entwicklung der Branche sowie zu ihren Wirkungen auf

Kasten 4.2-5**Fallstudie II: Lachszucht in Norwegen**

Innerhalb des norwegischen Fisch- und Meeresfrüchtesektors nimmt die Aquakultur, und hier vor allem die Zucht des Atlantischen Lachses, eine bedeutende Stellung ein. Im Jahr 2006 wurden 630.000 t produziert, hauptsächlich für den Export. Die Aufzucht erfolgt in Netzkäfigen vor der Küste (Aarset und Jacobsen, 2009).

Seit den 1970er Jahren und bis in die 1980er Jahre wurde die Lachsindustrie, die vor allem aus räumlich verteilten kleinen Firmen bestand, von der norwegischen Regierung zur Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit im Rahmen regionaler Entwicklung gefördert. Nach einer Phase ab Ende der 1980er Jahre mit massiver Überproduktion, sinkenden Preisen durch stärkeren internationalen Wettbewerb, Krankheiten und vielen Firmenpleiten wurde ein Umdenken in der Industrieentwicklung eingeleitet und ab den frühen 2000er Jahren die staatliche Kontrolle der Farmen verbessert.

Für Zulassung, Kontrollen und Sanktionen sind die Fischereidirektion, die Behörde für Lebensmittelsicherheit, die Küstendirektion und die Bezirksregierung zuständig. Im Jahr 2004/2005 wurden technische Standards, freiwillige Akkreditierungsverfahren zur technischen Qualitätssicherung, ein internes Kontrollsystem zur Überwachung der Betriebsabläufe, obligatorische Notfallpläne im Falle von Krankheiten oder Fischausbrüchen und Vorschriften zur maximal erlaubten Biomasse eingeführt. Ebenso existiert ein obligatorisches Berichtswesen der Farmer an die Behörden, das insbesondere der Krankheitsvorbeugung dient. Da der Großteil der Produktion in die EU exportiert wird, sind Transparenz, Datensammlung, Dokumentation und Umweltstandards besonders gefordert. Die norwegische Aquakultur ist vergleichsweise stark durch den Staat im Hinblick auf Effizienz und die Einhaltung internationaler Umweltstandards reguliert (Aarset und Jacobsen, 2009). Die lokale Konzentration der Produktion führte allerdings auch zur regional ungleichen Verteilung der Einnahmen aus der Aquakultur, was bis heute nur unzureichend ausgeglichen wird (ICES, 2012b).

Industrielle Lachszucht ist eine Form der Aquakultur, die aufgrund der benötigten Futtermittel in Form von Fischmehl und Fischöl aus der Wildfischerei stark in marine Ökosysteme eingreift. Allerdings hat die norwegische Lachsaquakultur die mit Intensivzucht einhergehenden Umweltschädigungen

verringern können. So konnte beispielsweise der Antibiotikaeinsatz, nach einem Spitzenwert von 48.570 kg für die Produktion von 46.000 t Fisch im Jahr 1987, stark gedrosselt werden. 2007 wurden nur noch 649 kg für 822.000 t Fisch verwendet (Asche et al., 2010:406ff.; Abb. 4.2-3).

Gründe hierfür waren u. a. die öffentlich-private Förderung und die kommerzielle Einführung qualitativ hochwertiger Impfstoffe in den frühen 1990er Jahren, die Zonierung an Küsten und die räumliche Verlagerung von Farmen zur Eindämmung der Übertragung der Erreger (Asche et al., 2010; Midtlyng et al., 2011). Gewässerbelastungen durch Antibiotika und Krankheitsübertragung auf Wildbestände konnten so stark reduziert werden. Der weltgrößte Lachsproduzent Marine Harvest verwendete 2007 in Chile für 1 t produzierten Fisch 732 g Antibiotika, während in Norwegen nur 0,2 g pro t Fisch zum Einsatz kamen (Marine Harvest, 2008: 16).

Der Unterschied ist laut Marine Harvest vor allem auf ineffektivere Impfmittel und ungeimpfte Fischbestände in Chile zurückzuführen, was auch Ausdruck schwächerer Umweltregulierungen in Chile sein kann. Allerdings konnte dort durch kontinuierliche Impfungen seit 2008 der Antibiotikaeinsatz auf ca. 370 g pro t Fisch reduziert werden (Marine Harvest, 2011:123). Insgesamt kann gesagt werden, dass die allgemeine Gesundheitssituation und Krankheitskontrolle in der norwegischen Aquakultur gut ist, obwohl es durch einige nicht kontrollierbare Krankheitserreger und Parasiten wie Seeläuse weiterhin zu Krankheitsausbrüchen kommt (Johansen et al., 2011).

Eine vergleichende Lebenszyklusanalyse der Lachsaquakultur in Norwegen, Chile, Kanada und Großbritannien (mit den Faktoren Gesamtenergieverbrauch, biologische Ressourcennutzung, Treibhausgase, versauerungs- und eutrophierungsfördernde Emissionen) zeigt außerdem, dass in Norwegen der geringste Gesamtenergieverbrauch und die vergleichsweise geringsten Emissionen (CO₂, Schwefeloxide, Nährstoffe und Phosphate) entstehen. Außerdem weist das Land pro produzierter t Lachs die beste Bilanz bei den genannten Faktoren auf. Ausnahme ist der Futtermittelverbrauch, da Norwegens Aquakulturfutter stark von Fischmehl- und Fischölzusätzen abhängt. Chile liegt hier auf dem 2. Platz vor Norwegen, da das chilenische Futter auch Geflügelmehl enthält, die Reduktionsfischerei demgegenüber jedoch sehr treibstoffintensiv sowie die Fischmehl- und Fischölbeute relativ gering sind (Pelletier et al., 2009).

Umwelt und Gesellschaft. Dies liefert die Grundlage für Anpassungen in der Politik sowie bei der Strategieentwicklung und ermöglicht adaptives Management. Daten und Informationen werden auch zunehmend von der Öffentlichkeit nachgefragt, um Transparenz herzustellen; außerdem haben sich die Anforderungen an das Berichtswesen im internationalen Rahmen verschärft (FAO, 2011c). Trotz von der FAO (2011c) durchgeführter Maßnahmen zur Förderung der Datenqualität und -übermittlung ist das Berichtswesen mancher Erzeugerländer an die FAO nach wie vor mangelhaft (FAO, 2012b). Verbesserungen sind hier dringend erforderlich.

4.2.3.2**Ausgewählte Instrumente zur Förderung einer nachhaltigen Aquakultur**

Es existieren verschiedene Instrumente zur Gestaltung einer umwelt- und sozialverträglichen Aquakulturentwicklung, die bereits von vielen Ländern in unterschiedlichem Maße angewandt werden. Da die Problemursachen in der Aquakultur vielschichtig und Akteure verschiedener Ebenen beteiligt sind, müssen die Instrumente oft in Kombination und unter Berücksichtigung der oben beschriebenen Rahmenbedingungen eingesetzt werden.

Zertifizierung von Aquakulturprodukten

Seit mehreren Jahren haben sich Zertifizierungsprogramme für Aquakulturprodukte etablieren können. Sie werden vor dem Hintergrund des starken Wachstums der Aquakulturbranche mit ihren unerwünschten Nebenwirkungen und einer steigenden Nachfrage nach nachhaltig produzierter Ware von Unternehmen, nationalen und internationalen Organisationen sowie überstaatlichen Stellen entwickelt.

Einige der ca. 30 existierenden Zertifizierungsprogramme sind eher auf Produktqualität und Nahrungsmittelsicherheit ausgerichtet, andere auf Umwelt- und Sozialstandards im Produktionsprozess und das Wohl der Tiere (WWF, 2007). Nichtregierungsorganisationen kritisieren häufig die von Unternehmen oder auf überstaatlicher Ebene entwickelten Standards und Siegel als zu schwach oder deren eigenen Interessen dienend, und haben deshalb schärfere und umfassendere Zertifizierungsprogramme und Siegel entwickelt. Beispiele privater Akteure sind die Global Aquaculture Alliance (GAA), GLOBAL G.A.P., das Naturland-Siegel und der neue, vom World Wildlife Fund (WWF) mitbegründete Aquaculture Stewardship Council (ASC).

Allerdings wird die Effektivität von Aquakultursiegeln bei der Erreichung von Nachhaltigkeitszielen sowie die Messbarkeit der Ergebnisse auch kritisch gesehen (Boyd und McNevin, 2011; Kalfagianni und Pattberg, 2013). In einer Studie zur Bewertung gängiger Zertifizierungsprogramme identifizierte der WWF verschiedene Kriterien, die bei Zertifizierungsprozessen in der Aquakultur begutachtet werden sollten (WWF, 2007): Umweltaspekte (u. a. Futter, Energieverbrauch), soziale Aspekte wie Arbeitsrechte, Zugangsrechte zu natürlichen Ressourcen, Tierschutz und Tiergesundheit sowie Verfahren zur Standardentwicklung wie Integration von Stakeholdern oder Transparenz. Keines der analysierten Programme umfasst alle empfohlenen Kriterien, weshalb eine Weiterentwicklung wichtig wäre (WWF, 2007).

Zertifizierte Aquakulturprodukte konzentrieren sich derzeit noch auf bestimmte Arten und bestimmte Märkte. Produkte aus Entwicklungsländern sind unterrepräsentiert, erleben aber einen Zuwachs (FAO, 2010b). Zertifizierung kann auch eine Hürde für den Markteintritt und die Wettbewerbsfähigkeit von Entwicklungsländern darstellen. Damit produktionsbedingte negative Umweltauswirkungen nicht durch verstärkte Importe in andere Länder transferiert werden, sollten hohe Umweltstandards aber gleichermaßen für die lokale Produktion wie für Importprodukte gelten (Bostock et al., 2010).

Die Vielzahl der Siegel erschwert Konsumenten jedoch eine Kaufentscheidung, beispielsweise nach ökologischen Kriterien. Deshalb wäre zukünftig eine

Standardisierung und Vereinheitlichung der Kriterien und Zertifizierungsprozesse auf internationaler Ebene erforderlich. Da es bisher keine Standardisierung für die Entwicklung von Aquakulturzertifizierungen gibt, entwickelte die FAO Empfehlungen für Minimal Kriterien zu Tiergesundheit, Lebensmittelsicherheit, Umweltwirksamkeit und sozioökonomische Aspekte (FAO, 2011d).

Integriertes Küstenzonenmanagement und Zonierung für Aquakultur

Aquakulturanlagen an Küsten stehen oft in Konkurrenz zu anderen Nutzungen wie Fischerei, Tourismus, Naturschutz und dem generellen Zugang zu Küsten (Tiller et al., 2012). Mangelnder Zugang zu geeigneten Standorten, divergierende Stakeholder- und Nutzungsinteressen sowie geringe soziale Akzeptanz sind in manchen Regionen die Haupthindernisse für eine weitere Ausbreitung der Aquakultur (Gibbs, 2009). Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM) und Zonierung (Kap. 3.6.2, 3.6.3) haben zum Ziel, miteinander kompatible ökologische Ansprüche und menschliche Nutzungen in bestimmten Zonen zu integrieren und legen Nutzungspläne fest. Damit können Nutzungskonflikte und schädigende Umweltauswirkungen vermieden werden (Howart, 2006; Hishamunda et al., 2012; Tiller et al., 2012). Die Integration von Stakeholdern ist essenziell, insbesondere wenn verletzte gesellschaftliche Gruppen betroffen sind und Themen wie soziale Gerechtigkeit, Nahrungssicherung und Armutsreduzierung berührt werden (Primavera, 2006; Tiller et al., 2012). Die Übertragung der Planungsgewalt über die Landnutzung an lokale Behörden ist bei Zonierungen von Vorteil (Howart, 2006). IKZM und Zonierungen für Aquakulturanlagen werden in mehreren Ländern bereits angewandt (Hishamunda et al., 2012).

Instrumente zur Bewertung von Umweltwirkungen

Es gibt mehrere standardisierte Verfahren, mit denen Umweltwirkungen der Aquakultur analysiert und bewertet werden können. Dazu gehören generische Verfahren wie der ökologische Fußabdruck, anhand dessen auch der Ressourcenverbrauch und der anfallende Abfall einer Aquakultur gemessen werden kann (Roth et al., 2000).

Ein weiteres Beispiel ist die Lebenszyklusanalyse, (Life-Cycle Analysis, LCA), bei der Parameter wie Gesamtenergieverbrauch, P-, N-, CO₂-Emissionen sowie Wasserverbrauch bei Produktion, Distribution, Konsum und Entsorgung von Produkten betrachtet werden (Aubin et al., 2009; Bostock et al., 2010). Die LCA ist allerdings weniger geeignet, um die Abhängigkeit von Produkten von natürlichen Ressourcen und Ökosystemleistungen zu bewerten (Bostock et al., 2010).

Zudem gibt es Bewertungsverfahren, die speziell

für Aquakultur entwickelt worden sind. Dazu gehört die EU finanzierte ECASA-Toolbox zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Fisch- und Schalentierzucht in europäischen Meeren. Sie soll helfen, den ökosystemaren Ansatz umzusetzen und die effektive Standortwahl für Betriebe zu erleichtern (ECASA, 2013).

Einen globalen Vergleich von Umweltauswirkungen bietet der Global Aquaculture Performance Index (GAPI), der kumulative Umwelteffekte von Fischfarmen sowie den Einfluss pro Produktionseinheit auf Länder- und Artenebene betrachtet. Er ermöglicht direkte Vergleiche z.B. zwischen der Lachs-aquakultur in Chile und Norwegen oder zwischen den Umweltauswirkungen der gesamten marinen Fischzucht in Kanada versus China (GAPI, 2010).

Ein erweiterter Blick wird in ökosystembasierten Tragfähigkeitskonzepten eingenommen, die Produktions- und ökologische Grenzen sowie soziale Akzeptanz der Aquakulturproduktion bewerten und über den Betrieb hinaus auf Ökosysteme und Wassereinzugsgebiete angewandt werden können (Byron und Costa-Pierce, 2012). Um möglichst viele Umwelteffekte berücksichtigen zu können, darf nicht nur der einzelne Betrieb betrachtet werden, sondern es sollten auch die kumulativen und regionalen Umwelteffekte aller Betriebe in einer Region berücksichtigt werden (King und Pushchak, 2008).

4.2.3.3

Forschung und Entwicklung für eine nachhaltige Aquakultur

Forschung, Technologieentwicklung und Wissenstransfer sind grundlegende Maßnahmen für eine umweltverträglichere Entwicklung der Aquakulturproduktion und zur Verminderung negativer Einflüsse auf Ökosysteme. Die Weiterentwicklung und Verbreitung umweltfreundlicher Produktionssysteme sind Beispiele für die Umsetzung des ökosystemaren Ansatzes in der Aquakultur. Sie sind auch ein wesentlicher Baustein zur Sicherung einer zukunftsfähigen Lebensmittelproduktion.

Förderung der Entwicklung ökologisch nachhaltiger Produktionssysteme

Der FAO-Verhaltenskodex fordert die Umsetzung einer ökologisch nachhaltigen Aquakultur (FAO, 1995). Die Bangkok-Deklaration und der Phuket-Konsens betonen die Bedeutung von nachhaltigen Innovationen (NACA und FAO, 2000; GCA, 2010a; Kap. 4.2.4.1). Je nach Kontext können Gesetze und Verordnungen, ökonomische Anreize oder Selbstverpflichtungen der Produzenten die Weiterentwicklung und Verbreitung umweltfreundlicher Produktionssysteme fördern.

Nachhaltige Innovationen können auch von der

Nachfrageseite ausgelöst werden, etwa durch höhere Nachfrage nach nachhaltig produzierten Produkten oder Produktboykotte. Nötige Verbesserungen, vor allem in Entwicklungs- und Schwellenländern, betreffen auch das Farmmanagement. Dort sind Innovationen zur Senkung des Wasser- und Energieverbrauchs, bei Futter und Fütterungstechniken, im Abwasser- und Abfallmanagement sowie hinsichtlich Besatzdichte und der Krankheitskontrolle denkbar (Primavera, 2006).

Gleichzeitig existieren bereits umweltfreundliche Produktionssysteme wie integrierte multitrophische Systeme, Kreislauftechnologien als geschlossene Systeme oder mangrovenfreundliche Aquakulturen (Kap. 4.2.2.4). Teilweise müssen sie noch weiter entwickelt werden, wie beispielsweise Kreislauftechnologien oder multitrophische Systeme auf industriellem Niveau.

Forschungsförderung, Wissens- und Technologietransfer

Forschung sowie Wissens- und Technologietransfer sind zur Entwicklung einer nachhaltigen Aquakultur zentral. Ihre Bedeutung wird beispielsweise in der Bangkok-Deklaration besonders heraus gestellt (NACA und FAO, 2000; Kap. 4.2.4.1). Auch in der EU soll sich die Förderung einer nachhaltigen Aquakultur auf „modernste Forschung“ und „innovative Technologien“ stützen (EU, 2009a). In vielen Entwicklungs- und Schwellenländern sind jedoch die Ressourcen und Kapazitäten für Forschung und Entwicklung sehr begrenzt, weswegen internationaler Technologietransfer eine zentrale Komponente internationaler Kooperation sein sollte. Auch innerhalb eines Staates ist die Verbreitung von Wissen zentral und muss aktiv unterstützt werden. Indonesien hat z.B. gute Erfahrungen mit der Förderung von Ausbildung und Technologietransfer gemacht, insbesondere für die kleinskalige Aquakultur. Das für Aquakultur zuständige Ministerium wird von Erzeugerorganisationen bei der Beratung von Farmern und der Verbreitung adäquater Technologien unterstützt. Darüber hinaus sind nationale Entwicklungszentren und lokale Zentren mit dem Technologietransfer und Training betraut. Dabei werden Farmer als Vertreter ihrer Dörfer eingeladen und ausgebildet und dadurch in die Lage versetzt, das Wissen in ihren Dörfern weiter zu verbreiten. Außerdem existieren innerhalb der formalen Ausbildung Kurse und Studiengänge an zahlreichen Fischereischulen, Akademien, Fakultäten und einer Fischereiuniversität (Hishamunda et al., 2009).

4.2.4

Internationale und regionale Governance in der Aquakultur

Auf internationaler und regionaler Ebene existieren zahlreiche, meist unverbindliche Abkommen und Vereinbarungen mit direktem oder indirektem Bezug zur Aquakultur. Sie weisen auf den grenzüberschreitenden und teilweise globalen Charakter der Aquakulturproduktion durch Handel und Umweltfolgen hin und verdeutlichen die Notwendigkeit internationaler Kooperation. Trotz einzelner Fortschritte werden die in den Abkommen enthaltenen Empfehlungen und Leitlinien vielfach nicht ausreichend umgesetzt (FAO, 2012e).

Marine Aquakultur wird derzeit fast ausschließlich an Küsten und in küstennahen Gewässern betrieben, weshalb allein die Küstenstaaten für die Regulierung der Aquakultur zuständig sind. Auch in UNCLOS findet Aquakultur keine explizite Berücksichtigung. Mit einer zunehmenden Verlagerung der Aquakultur in küstenferne Regionen und der eventuellen Nutzung der Hohen See, etwa durch frei schwimmende Aquakulturanlagen, könnten jedoch internationale Vereinbarungen im Rahmen von UNCLOS notwendig werden.

Anspruchsvolle internationale Standards und eine effektive Unterstützung bei der Umsetzung vor allem für Entwicklungs- und Schwellenländer sind notwendig, um eine ökologisch und sozial verantwortungsvolle Aquakultur weltweit zu etablieren. Wesentlich jedoch bleibt eine effektive und an den Standards orientierte Umsetzung auf nationalstaatlicher und kommunaler Ebene.

4.2.4.1

Internationale Ebene

Auf internationaler Ebene existieren keine verbindlichen Übereinkommen zur Regulierung der Aquakultur. Nach der ersten Deklaration zur Aquakultur in Kioto im Jahr 1976 wurden einige recht weitreichende, aber unverbindliche Strategien und Empfehlungen zur Aquakultur entwickelt. Besonders hervorzuheben ist der FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei (Kap. 4.1.4.3), dessen Artikel 9 sich mit Aquakultur befasst. Auf ihm bauen spätere Vereinbarungen wie die Bangkok-Deklaration (NACA und FAO, 2000) und der Phuket-Konsens (GCA, 2010a) auf.

Artikel 9 des FAO-Verhaltenskodex gibt ambitionierte Empfehlungen und fordert einen verantwortungsvollen Umgang mit aquatischen Ökosystemen und den Schutz ihrer genetischen Ressourcen durch geeignetes Management, effektive Umweltbewertungs- und Monitoring-Methoden, transparente Information sowie globale und internationale Kooperation. Er empfiehlt, mögliche ökologische Folgen der Aqua-

kulturentwicklung vorab und nach den besten zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Informationen zu bewerten und Entwicklungsstrategien aufzustellen. Der Kodex hebt auch eine verantwortungsvolle Aquakulturproduktion auf Betriebsebene und die Integration von Stakeholdern in Entwicklungsprozesse hervor. Außerdem benennt er die Bedürfnisse von Entwicklungsländern und die Interessen lokaler Gemeinschaften, wie einen sicheren Zugang zu Fischgründen. Auf diesen Empfehlungen aufbauend sollen Staaten nationale Richtlinien entwickeln (FAO, 1995).

Bislang wurden allerdings kaum Fortschritte bei der Umsetzung dieses Artikels gemacht (Edeson, 2003). Erst 13 Länder haben bisher Aquakulturpläne erstellt, wobei es sich ausschließlich um Industrienationen handelt (OECD, 2010). Gründe für die unzureichende Umsetzung des Verhaltenskodex sind laut eines Evaluierungsberichts u. a. zu geringe Ressourcen, mangelnde Kenntnisse der FAO-Empfehlungen und technischen Leitlinien bei Regierungsvertretern und Organisationen sowie ungenügende Einbeziehung von Stakeholdern in Projektplanungsprozesse. Laut Bericht sollte die FAO eine aktivere Rolle bei der Umsetzung des Verhaltenskodex einnehmen, die Zusammenarbeit mit Partnern verbessern und die Mitgliedsländer bei der Umsetzung von Plänen und Strategien für die nachhaltige Aquakulturentwicklung stärker unterstützen (FAO, 2012e).

Die Bangkok-Deklaration stellt das Wachstum der Aquakultur und deren Bedeutung für arme Bevölkerungsschichten heraus und gibt Empfehlungen für eine Aquakulturstrategie nach dem Jahr 2000. Es werden u. a. Investitionen in Ausbildung, Forschung, moderne und umweltfreundliche Technologien, Förderung der Nahrungsmittelsicherheit, Integration in die ländliche Entwicklung und eine Stärkung der institutionellen, politischen und administrativen Rahmenbedingungen hervorgehoben (NACA und FAO, 2000). Kosten und Nutzen der Aquakultur sollen gerecht verteilt werden und die Gesellschaft als Ganzes von der Entwicklung des Sektors profitieren (GCA, 2010b). Bei der Umsetzung der Empfehlungen sind in einigen Ländern Erfolge zu verzeichnen, aber auch noch viele Lücken vorhanden (Hishamunda et al., 2012).

Der FAO-Verhaltenskodex weist auch Schwachstellen auf. Er ist unverbindlich, breit und allgemein formuliert, ohne Anleitungen für die Implementierung in nationales Recht. Dennoch kann der Kodex insbesondere bei Ländern mit schwach entwickelten Umweltregulierungen den Aufbau von Regeln für die Aquakultur unterstützen (Roderburg, 2011). Zur Ausgestaltung des FAO-Verhaltenskodex wurden außerdem von der FAO und ICES technische Leitlinien erarbeitet (z. B. zur verantwortungsvollen Entwicklung der Aquakultur; FAO,

1997b; zu Zertifizierungen von Aquakulturprodukten, FAO, 2011d; ICES-Empfehlungen zum Transfer mariner Organismen, ICES, 2004).

Daneben werden Umweltauswirkungen der Aquakultur indirekt durch weitere internationale Übereinkommen berührt, wie z.B. durch Abschnitte von UNCLOS zur marinen Verschmutzung oder durch das Cartagena-Protokoll über biologische Sicherheit im Rahmen der CBD (Howart, 2006; Roderburg, 2011).

Der Phuket-Konsens konstatiert Fortschritte in der Aquakulturentwicklung. Er nennt sieben Bereiche, in denen Verbesserungen besonders nötig sind, u.a. hinsichtlich der effektiven Steuerung des Sektors und adäquater Entwicklungsstrategien, der Investition in Innovationen und der Kooperation zwischen Regionen, Institutionen und mit Kleinfarmern (GCA, 2010a).

In den letzten Jahren wurde auf internationaler Ebene mehrfach die Notwendigkeit der Stärkung einer nachhaltigen Aquakultur in Verbindung mit dem Schutz von Biodiversität und Ökosystemen betont, z.B. durch das Jakarta-Mandat der CBD über Meeres- und Küstenbiodiversität (CBD, 1995) und Vereinbarungen auf späteren Vertragsstaatenkonferenzen. So fordert die CBD die Staaten auf, negative Auswirkungen der marinen Aquakultur auf die Meeres- und Küstenbiodiversität zu vermeiden oder zu verringern und gibt u.a. Empfehlungen zu relevanten Methoden, Techniken und Managementpraktiken (CBD, 2004a). Unter Ziel 7 der Aichi-Biodiversitätsziele wird gefordert, bis 2020 Gebiete mit Aquakultur nachhaltig zu managen, so dass der Biodiversitätsschutz gewährleistet wird (CBD, 2010a:8). Auch die Resolution der „Rio+20-Konferenz“ fordert eine Unterstützung der nachhaltigen Aquakultur aus ökologischen Gesichtspunkten sowie zur Verbesserung der Ernährungssicherheit und Sicherung des Lebensgrundlage (UNCSD, 2012). Der freiwillige Status dieser Abkommen erschwert jedoch eine Umsetzung in nationales Recht.

4.2.4.2

Europäische Union

Auf der europäischen Ebene existieren trotz des schnellen Wachstums der Branche bisher keine verbindlichen Umweltschutzrechtsakte mit direktem Bezug zur Aquakultur. Es gibt jedoch Richtlinien und Verordnungen, die die Umweltwirkungen der Aquakultur indirekt berühren. Dazu gehören Rechtsakte zur Hygiene bei der Produktion von Aquakulturerzeugnissen und zur Gesundheit von Tieren in Aquakultur, zum Gewässerschutz und unerwünschten Stoffen in der Tierernährung, zur Verwendung gebietsfremder Arten, zur organischen Aquakultur und zur Zertifizierung von Aquakulturprodukten durch das EU-Biosiegel (EU, 2007).

Verschiedene umweltpolitische Maßnahmen der EU

betreffen ebenfalls Belange der Aquakultur, wie die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL), die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie, die Richtlinie zu gefährlichen Substanzen und die Rechtsakte zu Umweltverträglichkeitsprüfungen (EU-Kommission, 2012d). Die WRRL hat zum Ziel, für Binnen- und Küstengewässer bis 1 sm seewärts der Küstenbasislinie einen guten ökologischen und chemischen Zustand bis 2015 erreichen.

Die MSRL fordert einen guten Umweltzustand der Meere bis 2020, die Entwicklung von Umweltzielen und Monitoring. Der Eintrag von Düngemitteln und organischen Stoffen als Folge der Aquakultur ist somit bei der erforderlichen Beschreibung des Umweltzustands sowie der Festschreibung von Umweltzielen für die Meere einzubeziehen (Schmehl und Wack, 2009). Da dies allerdings der mitgliedstaatlichen Verantwortlichkeit unterliegt, schafft die Richtlinie keine europaweit einheitlichen Standards für einen umweltschonenden Betrieb der Anlagen.

Die MSRL könnte im Zuge der Offshore-Aquakulturentwicklung an Bedeutung für die Aquakultur gewinnen (EU-Kommission, 2012d). Für Anlagen zur intensiven Fischzucht ist eine Umweltverträglichkeitsprüfung erforderlich. Die mitgliedstaatlichen Konkretisierungen des Prüfungserfordernisses können jedoch zu einem abgeschwächten Schutzniveau führen, wenn eine Überprüfungsspflicht beispielsweise von der Produktionsgröße anstatt dem Emissionsniveau abhängig gemacht wird (Schmehl und Wack, 2009).

Nachdem die EU bereits 2002 eine Strategie zur Förderung des Aquakultursektors formuliert hatte, wurde diese im Jahr 2009 durch die Mitteilung „Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Aquakultur“ weiterentwickelt (EU, 2009a). Hinsichtlich des Umweltschutzes betont die Mitteilung die Bedeutung des bestehenden EU-Wasserrechts. Eigene Maßnahmen zur Verringerung negativer Umwelteffekte sind nicht enthalten. Der starke Einsatz von Fischmehl und -öl als Futter ist als Problem benannt (EU, 2009a).

2009 wurde die Verordnung der EU über die ökologische bzw. biologische Produktion und Kennzeichnung auch auf Erzeugnisse aus Aquakulturanlagen verabschiedet. Durchführungsvorschriften für die Produktion von Meeresalgen und Tieren sowie für die Herkunft und Haltung sollen eine adäquate Kennzeichnung biologisch produzierter Aquakulturprodukte ermöglichen (EU, 2009a).

Der unter der Gemeinsamen Fischereipolitik der Europäischen Union (GFP) angesiedelte European Fisheries Fund (EFF) soll bis 2013 eine nachhaltige Entwicklung der europäischen Aquakultur und umweltfreundliche Produktionsmethoden fördern. Im Rahmen der Reform der GFP soll das Potenzial der europäischen Aquakul-

tur weiterentwickelt und mit Zielen wie Nachhaltigkeit, Nahrungsmittelsicherheit, Wachstum und Beschäftigung bis 2020 integriert werden. In diesem Zusammenhang erstellte die Europäische Kommission beispielsweise einen Ratgeber zur Integration von Naturschutzbelangen in Natura 2000-Gebieten (Habitat-Richtlinie) und Aquakultur, denn ökonomische Aktivitäten sind in diesen Schutzgebieten nicht per se ausgeschlossen (EU-Kommission, 2012d).

4.2.4.3 Regionale Meeresabkommen

Auf regionaler Ebene werden im Rahmen des OSPAR-Abkommens für den Nordost-Atlantik und des HELCOM-Abkommens für die Ostsee Umweltauswirkungen der Aquakultur indirekt berührt. Beide Abkommen haben sich dem ökosystemaren Ansatz verpflichtet, und empfehlen die Anwendung „Bester Umweltp Praxis“ zur Verringerung des Eintrags von Verschmutzungen wie P und N und toxischen Stoffen (HELCOM, 2004, 2008; OSPAR, 2010c).

Außerdem wird die Bedeutung des Monitorings und der Bewertung von Umwelteinflüssen durch menschliche Aktivitäten und das integrierte Management derselben betont (HELCOM, 2007; OSPAR, 2010a). Eine umfassende Strategie zur Regulierung der Umweltauswirkungen von Aquakultur existiert in den Abkommen jedoch nicht.

In der Konvention zum Schutz der marinen Umwelt und der Küstenregionen des Mittelmeerraumes (Barcelona-Konvention) und ihren Protokollen wird auf Aquakultur lediglich als eine landseitige Verschmutzungsquelle verwiesen, für deren Beseitigung es der Entwicklung von Aktionsplänen und Programmen bedarf und deren Stoffeinsatz und Abfallbehandlung zu kontrollieren seien. Die Vertragsstaaten werden auch aufgefordert, das Eindringen nicht heimischer oder genetisch veränderter Arten zu regulieren und ein IKZM zu etablieren (UNEP MAP, 2005, 2013), wodurch Aquakultur indirekt berührt wird.

4.3 Wechselwirkungen zwischen Fischerei und Aquakultur

4.3.1 Futterfischerei und Aufzucht von Wildfang

Nachhaltige Aquakultur ist schwierig zu erreichen, solange bestimmte Produktionsformen der Aquakultur von der Fischerei abhängen und dadurch den Druck auf wilde Fischpopulationen verschärfen (Naylor et al., 2000). Viele in der Aquakultur gehaltene Arten können

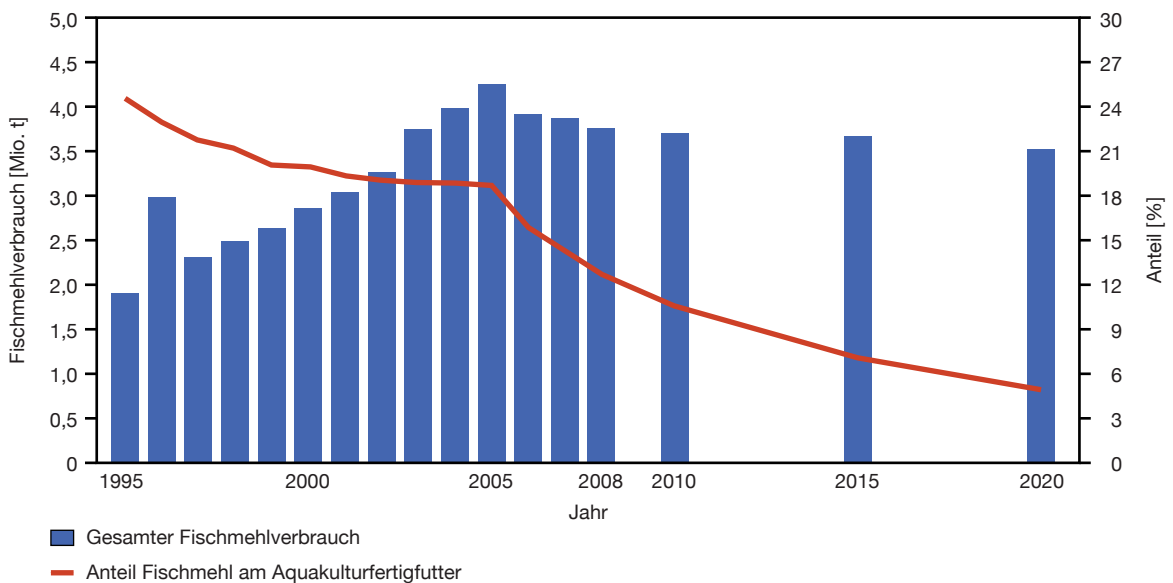
nicht einfach nachgezüchtet werden; denn die Zuchtanlagen benötigen Laich aus wilden Populationen oder wild gefangene Larven von Fischen, Garnelen, Krabben und anderen Organismen. Der Beifang an nicht genutzten Larven von Nichtzielarten übersteigt die Anzahl der genutzten Larven um ein Vielfaches (Ronnback et al., 2002). Außerdem gibt es Aquakulturformen, bei denen wild gefangene Jungfische gemästet werden, wie z. B. die Thunfischzucht (Tacon und Metian, 2009a). Allerdings kann vor allem die landbasierte Aquakultur durch die Nachzucht von Larven auch zur Aufstockung von wilden Fischbeständen beitragen (FAO, 2012b).

Raubfische werden in der Aquakultur mit eiweißreicher Kost in Form von Fischöl oder Fischmehl gefüttert. Für beide Futterstoffe existiert eine eigene Form der Fischerei, die auf kleine Schwarmfische spezialisiert ist. Sie wird Futterfischerei oder Reduktionsfischerei genannt, weil sie Fische zu Fischmehl und -öl reduziert (Naylor und Burke, 2005; Bostock et al., 2010). In Asien wird Fisch, vor allem aus Beifängen, auch direkt als Futter in der Aquakultur verwendet. Auf anderen Kontinenten wird, mit Ausnahme der Zucht von Blauflossenthunfisch, fast kein Fisch ohne industrielle Verarbeitung verfüttert (Wijkström, 2009). Zusätzlichen Druck auf wilde Fischbestände übt auch die Zufütterung von Fischmehl- und -öl bei herbi- und omnivoren Arten aus. Sie ist physiologisch nicht notwendig, wird aber oft aus Kostengründen durchgeführt (Bostock et al., 2010).

Die Reduktionsfischerei kann, auch wenn sie auf MSY-Niveau geschieht, die Nahrungsnetze belasten und die Vorkommen auch kommerziell interessanter Raubfische, Seevögel und mariner Säuger verkleinern. Sie fischt auf unteren trophischen Ebenen und verringert das Nahrungsangebot der in der Nahrungskette höher liegenden Arten (Smith et al., 2011; Kasten 4.3-1). Mehrere Bestände an kleinen pelagischen Fischarten im Pazifik und Atlantik sind bereits heute voll ausgebeutet oder überfischt (Tacon und Metian, 2009a).

Laut FAO liegen die Ertragszahlen der Reduktionsfischerei seit mehr als 30 Jahren bei ca. 18–30 Mio. t jährlich, mit steigendem Trend bis 1994 und danach kontinuierlich abnehmenden Erträgen. Das daraus gewonnene Fischmehl beträgt heute 5–6 Mio. t pro Jahr, die Menge an Fischöl liegt bei etwas über 1 Mio. t pro Jahr, wobei aufgrund der sich verändernden Fang-erträge auch hier die produzierten Mengen erst anstiegen und seit 1994 abnehmen (FAO, 2012b: 174 ff.).

2009 wurden 18 Mio. t Fisch nicht direkt von Menschen konsumiert, sondern zu Fischmehl und -öl verarbeitet, was 20% der globalen Anlandungen an Fisch, Schalentieren und sonstigen Meeresfrüchten entspricht. Der größte Teil davon wird in der Aquakultur verwendet. 2008 wurden 61% (3,7 Mio. t) der welt-

**Abbildung 4.3-1**

Aktuelle und vorausgesagte Entwicklung des Fischmehlverbrauchs und seines Anteils an der globalen Produktion von Aquakulturfertigfutter.

Quelle: FAO, 2012b: 177

weiten Fischmehlproduktion und 74% (0,8 Mio. t) der Fischölproduktion in der Aquakulturfutterproduktion eingesetzt, bei Fischmehl seit 2005 mit fallender Tendenz (FAO, 2012b: 174ff.; Abb. 4.3-1).

Dem seit Jahrzehnten insgesamt gestiegenen Verbrauch von Fischmehl in der Aquakultur steht ein starker Rückgang des Einsatzes in der Schweine- und Geflügelzucht gegenüber. 1988 wurden noch 80% des weltweit produzierten Fischmehls an Schweine und Geflügel und nur 10% in der Aquakultur verfüttert (FAO, 2012b: 177). Stark zugenommen hat auch seit den 1970er Jahren auch die angelandete Menge an Wildfang, die als direktes oder frisch verarbeitetes Futter in Aquakultur, Tierzucht und im Angelsport verwendet wird (von 0,9 Mio. t in 1970 auf 13 Mio. t in 2006; Tacon und Metian, 2009b).

2008 wurde bei mehr als 80% der weltweit in Aquakultur produzierten Fische und Krebse zugefüttert, wobei die Mehrzahl Süßwasserarten sind (FAO, 2012b: 172ff.). Wie stark die einzelnen in der Aquakultur gezüchteten Arten auf tierereiweißhaltige Futtermittel angewiesen sind, hängt von deren Stellung im Nahrungsnetz ab. Organismen auf niedrigeren trophischen Stufen (Pflanzen-, Allesfresser) benötigen keine oder wenig tierische Eiweiße. Filtrierer wie z.B. Muscheln benötigen gar kein externes Futter, da sie sich vom Plankton des umgebenden Meerwassers ernähren. Die Aquakulturararten mit dem größten Bedarf an Fischmehl und -öl stehen auf einer hohen trophischen Stufe und sind Räuber, wie z.B. Lachse, Forellen, marine Fische wie Seebarsche und Brassen sowie marine Garnelen (FAO, 2012b). 2008 wurden etwa zwei Drittel des global in der Aquakultur

eingesetzten Fischmehls und mehr als 90% des Fischöls von den genannten Artengruppen verbraucht (Tacon et al., 2011: 51ff.).

Der Einsatz an Wildfisch im Futter kann jedoch je nach Art, Zuchtverfahren und Verhältnis der eingesetzten Futtermenge zum Gewicht des Endprodukts (Feed Conversion Ratio, FCR) ein Mehrfaches des Ertrags an Fisch betragen (FAO, 2011e; Kap. 4.3.3). Der Anteil von Fischmehl und -öl im Futter variiert außerdem je nach Zeitpunkt innerhalb des Zuchtzyklus (Tacon und Metian, 2008; Naylor et al., 2009). Der Aquakultursektor bleibt zwar der weltweit größte Verbraucher von Fischmehl, allerdings ging der Fischmehlanteil im Aquakulturfutter für viele Artengruppen in den letzten Jahren stark zurück (Abb. 4.3-1). Die FAO schätzt, dass sich diese Entwicklung in den nächsten 10 bis 12 Jahren fortsetzen wird (FAO, 2012b; Tab. 4.3-1).

Ursachen für den Rückgang sind geringere Erträge aus der Reduktionsfischerei bei gesteigerter Nachfrage vor allem in den asiatischen Wachstumsregionen, die zu Preissteigerungen und verstärktem Einsatz von kostengünstigeren Fischmehlsubstituten führen (Hasan und Halwart, 2009). Hinsichtlich des Fischölverbrauchs wird zwar auch mit einer Reduktion im Futter gerechnet, aber aufgrund der stark steigenden Produktion von marinen Fisch- und Krebstierarten und des Mangels an kostengünstigen Substitutionsmöglichkeiten wird insgesamt eine Zunahme erwartet (FAO, 2012b).

Insgesamt kann gesagt werden, dass die Zucht von Arten auf niedriger trophischer Stufe keinen oder einen deutlich geringeren Druck auf Wildpopulationen

Kasten 4.3-1

Nachhaltige Bewirtschaftung in der Futterfischerei

Futterfische spielen eine entscheidende Rolle in Meeres-Ökosystemen. Es handelt sich dabei um eher kleine, pelagisch lebende Schwarmfischarten (z.B. Sardinen, Anchovis, Hering), die sich von Plankton ernähren und unverzichtbare Nahrungsquelle für räuberische Fische, Seevögel und viele Meeressäuger sind (Pikitch et al., 2012a). Futterfische haben zudem einen Anteil von über 30% an den globalen Fischereierträgen und sind mit einem Wert von 5,6 Mrd. US-\$ pro Jahr ökonomisch sehr bedeutend. Futterfisch kann aber im Meer einen größeren volkswirtschaftlichen Beitrag leisten als im Netz: Der indirekte Beitrag von Futterfisch als Nahrung für die Bestände höherwertiger Speisefische im Meer wird auf etwa 11,3 Mrd. US-\$ jährlich geschätzt (Pikitch et al., 2012b). Nur 10–20% der Futterfischerträge werden direkt vom Menschen konsumiert. Der Rest ist in industriell verar-

beiteter Form unverzichtbare Nahrungsquelle für die marine Aquakultur (Kap. 4.3) und wird zudem in der Tierproduktion verwendet (Alder et al., 2008).

Futterfische sind in ihren Beständen großen und unvorhersagbaren natürlichen Schwankungen unterworfen; daher unterliegen ihre Bestandsabschätzung und das Festlegen von Fangquoten besonders großen Unsicherheiten. Ein Ökosystemansatz ist wegen ihrer zentralen Rolle in pelagischen Nahrungsnetzen bei ihrer Bewirtschaftung besonders wichtig. So benötigen Seevögel in vielen Ökosystemen etwa ein Drittel der maximalen Bestandsgröße der Futterfische, um dauerhaft ihre Populationen aufrechterhalten zu können (Cury et al., 2011). Insgesamt aber sind die Informationen über die genaue Struktur der marinen Ökosysteme meist unzureichend für die Anwendung des Ökosystemansatzes (Alder et al., 2008). Daher sollte bei diesen Fischereien aus Vorsorgegründen die Biomasse mindestens doppelt so groß sein wie für MSY notwendig, und es sollten entsprechend konservative und bestandsschützende Quoten gesetzt werden (Pikitch et al., 2012b).

verursacht. Die Produktion fischfressender Arten auf hoher trophischer Ebene steigt jedoch an, so dass eine Entlastung der Fischerei durch diese Form der Aquakultur nicht stattfindet. Der Druck auf wilde Fischpopulationen wird weiter durch die großen Produktionsmengen an omnivoren Arten verschärft, die fischmehl- und fischöhlhaltiges Futter erhalten, wenn auch in sinkenden Anteilen (FAO, 2012b:34, 176 ff.).

Betrachtet man die Abhängigkeit bestimmter Aquakulturarten von der Reduktionsfischerei mitsamt der ökologischen Folgen sowie die zunehmende Nachfrage nach Aquakulturprodukten, so sollte mit dem Ziel der Stabilisierung der Wildfischbestände die Produktion von Muscheln sowie von Fischarten auf geringerer trophischer Ebene (vor allem herbi- und omnivore Süßwasserarten wie Karpfen und Tilapia) bei einem weitgehenden Verzicht auf Fischmehl und -öl im Futter weiterentwickelt (Tacon et al., 2010), deren Nachfrage gefördert sowie Produktion und Konsum von Raubfischarten reduziert werden.

4.3.2 Nutzungskonkurrenzen

Kleine pelagische marine Schwarmfische wie Anchovis, Hering, Sandaal, Stintdorsch, Sardine oder Sprotte werden weltweit am häufigsten gefangen. Sie machten 2006 mit 27,3 Mio. t knapp 30% der Gesamtanlandungen aus (Tacon und Metian, 2009a). Ein Großteil davon wird zur Produktion von Futter für die Aquakultur, die Tierproduktion sowie für Haustiere genutzt.

Obwohl die Fischmehlindustrie angibt, dass für 90% des zur Fischmehlverarbeitung genutzten Fisches

keine andere Nachfrage existiert, gibt es große regionale Unterschiede in der Bedeutung der Fische für die Ernährung. Diese Fische können auf regionaler Ebene durchaus als Nahrungsmittel für den menschlichen Verzehr fehlen (Hecht und Jones, 2009). Kleine pelagische Fische sind als vergleichsweise preisgünstiges Nahrungsmittel auf vielen lokalen Märkten eine wichtige Quelle an tierischem Eiweiß und an Omega-3-Fettsäuren für arme Bevölkerungsgruppen (WFC, 2011a). Dies gilt vor allem für die Bevölkerung in Afrika und insbesondere im Afrika südlich der Sahara. Dort beträgt der Anteil von Fisch am Konsum tierischen Eiweißes etwa 18% und der Anteil mariner pelagischer Fische an der Versorgung mit Fischeiweiß rund 43%. Bei weltweit 36 Ländern erreicht der Anteil pelagischer Fische mehr als 50%; 14 davon liegen in Afrika. Die Aquakultur liefert in Afrika bisher nur einen geringen Anteil am verzehrten Fisch (Tacon und Metian, 2009a).

Auch in Asien, dem pazifischen Raum sowie in anderen Teilen der Welt, hat der Konsum kleiner pelagischer Fische eine sehr lange Tradition, wie z.B. Hering in Nordeuropa, Sardinen im Mittelmeerraum oder Sprotten im Baltikum (Tacon und Metian, 2009a). Steigende Fischpreise aufgrund des verstärkten Wettbewerbs um kleine pelagische Fische und des Wachstums der asiatischen Aquakultur machen den Verkauf von Futterfischen für den direkten menschlichen Konsum zunehmend rentabel (Huntington und Hasan, 2009). Arme Bevölkerungsgruppen haben unter den steigenden Preisen am stärksten zu leiden (Kent, 2003). Preissteigerungen für Fischmehl und -öl wiederum stimulieren die Reduktion von lokal verfügbarem billigem Fisch zu Futter (Wijkström, 2009). Zudem ist der Aquakultursektor im Vergleich zu anderen potenziellen Nut-

Tabelle 4.3-1

Anteil des Fischmehls in industriell gefertigtem Futter für verschiedene Fischarten und Artengruppen. Es zeigt sich ein deutlicher Trend zur Reduktion des Fischmehlanteils im Futter. *Schätzung
Quelle: FAO, 2012b:178

Art bzw. Artengruppe	Fischmehlanteil im Aquakulturfutter [%]		
	1995	2008	2020*
Karpfen	10	3	1
Tilapia	10	5	1
Wels	5	7	2
Milchfisch	15	5	2
Verschiedene Süßwasserfische	55	30	8
Lachs	45	25	12
Forelle	40	25	12
Aal	65	48	30
Meeresfische	50	29	12
Meeresgarnelen	28	20	8
Süßwasserkrebse	25	18	8

zern eher gewillt, höhere Preise für Futterprodukte aus pelagischen Fischen zu zahlen, zumal die Nachfrage nach hochwertigen karnivoren Fischarten und Krebsen aus großskaliger Aquakultur steigt (Tacon und Metian, 2009a).

Die Frage, ob die Nutzung von Fisch aus der Reduktionsfischerei oder aus Beifängen als Aquakulturfutter einen verschlechterten Zugang zu preisgünstigen kleinen pelagischen Fischen für arme Bevölkerungsgruppen verursachen und somit deren Ernährungssituation verschlechtern könnte, ist nicht eindeutig zu beantworten. Laut Funge-Smith et al. (2005) gibt es vor allem in Asien eine zunehmende Konkurrenz zwischen der Nutzung ökonomisch minderwertiger Fische (oft aus Beifang) als frisches Aquakulturfutter und als direktes Nahrungsmittel für die Menschen, was sich in steigenden Preisen für den Fisch spiegelt. Nach de Silva und Turchini (2009) ist diese Konkurrenz jedoch nicht so eindeutig, da diese Fische oft in Regionen angelandet werden, wo genügend andere Fischprodukte als Nahrungsmittel vorhanden sind. Da sie oft eine für den direkten Konsum zu geringe Qualität aufweisen, sei die Nutzung als Fischfutter oft die ökonomisch sinnvollere Alternative. Allerdings kann auch die Verarbeitung des Beifangs zu Nahrungsmitteln mehr Arbeitsplätze schaffen als die Verwertung zu Fischmehl. Arme Bevölkerungsgruppen profitieren insbesondere dann von dieser Nahrungsquelle, wenn der Beifang lokal ohne zusätzliche Transport- und Konservierungskosten verkauft wird (Wijkström, 2009).

Ähnlich regional verschieden sind die Auswirkungen der Reduktionsfischerei und der Fischmehlproduktion auf die Einkommen der lokalen Bevölkerung. Wenn das lokal produzierte Fischmehl lokal genutzt wird und die

fischmehlabhängige Aquakultur zu lokaler Beschäftigung und Einkommen bei jenen Bevölkerungsgruppen führt, die ansonsten von dem direkten Konsum billiger Futterfische profitiert hätten, können die Vorteile der Reduktionsfischerei überwiegen. Ein Beispiel für positive lokale Einkommenseffekte ist die Seeohrenzucht in Südafrika. Fehlen lokale Beschäftigungseffekte sowie preisgünstige Eiweißversorgung aufgrund der Reduktionsfischerei, überwiegen die Nachteile für arme Bevölkerungsgruppen (Hecht und Jones, 2009).

In einigen Regionen gibt es mittlerweile einen zunehmenden Trend zum direkten Konsum traditioneller Futterfischarten durch die lokale Bevölkerung (Hasan und Halwart, 2009), und es wird erwartet, dass dieser in der Zukunft anhält (Huntington und Hasan, 2009). Länder wie Chile und Peru unterstützen dies (z.B. mit Anchovis, Makrelen), um die nationale Ernährungssicherheit zu verbessern. Eine Studie zu Peru zeigt außerdem, dass die Verarbeitung eines größeren Anteils an Anchovis für den direkten menschlichen Konsum eine Wertsteigerung des Endprodukts, höhere Produktivität und mehr Arbeitsplätze zur Folge hätte als bei der Produktion von Fischmehl (Sánchez Durand und Seminario, 2009).

Insgesamt bleibt es eine regionale, kontextabhängige Frage, ob der direkte Konsum kleiner pelagischer Fische oder die Generierung von Arbeitsplätzen und Einkommen in der Futterfischerei und der fischmehlabhängigen Aquakultur einen größeren positiven Einfluss auf die Ernährungssicherheit armer Bevölkerungsgruppen hat (Huntington und Hasan, 2009). Weitere Forschung zu Möglichkeiten der Konfliktreduktion zwischen verschiedenen Ressourcennutzern erscheint sinnvoll (Hecht und Jones, 2009).

4.3.3 Reduzierung des Anteils von Fischmehl und -öl im Aquakulturfutter

Seit einigen Jahrzehnten wird versucht, die Abhängigkeit der Aquakultur von der Fischerei bei der Futtermittelproduktion zu verringern. Seitens Industrie und staatlicher Forschung werden beispielsweise Anstrengungen unternommen, die Effizienz der Futtermittelverwertung bei den Zuchtarten zu erhöhen, so dass der Anteil von Fischmehl und -öl in den Futtermitteln zunehmend verringert werden kann. So verbesserte sich im Zeitraum 1995 bis 2006 das Verhältnis von eingesetzten kleinen pelagischen Fischen pro Einheit an produzierten Fischen und Krebsen. Dazu gehören z.B. Lachs (von 7,5 auf 4,9), Forelle (von 6,0 auf 3,4), Aal (von 5,2 auf 3,5) und Garnelen (1,9 auf 1,4; Tacon und Metian, 2008:156). Bei der Zucht des Australischen Blauflossenthunfischs durch Futter aus Frischfisch und Fischabfällen wird allerdings nur ein Input- zu Output-Verhältnis von bestenfalls 12:1 erreicht (Huntington und Hasan, 2009:16). Die erzielten Verbesserungen werden größtenteils auf den Preisanstieg der Futtermittel zurückgeführt, der zwischen 2005 und 2008 für Fischmehl 50% und für Fischöl 130% betrug (Naylor et al., 2009).

Bei der Substitution der Proteine im Fischmehl durch pflanzliche Proteine, z.B. aus Getreide, Ölsaaten, Leguminosen, Biomasse aus der Bioethanolproduktion oder durch Proteine aus Mikroorganismen, konnten in den letzten 30 Jahren Erfolge verbucht werden. Im Futter für Raubfischarten können bis zu 75% des Fischmehls leicht ersetzt werden (Bell und Waagbø, 2008). Allerdings sollte darauf hingewiesen werden, dass eine Substitution mittels pflanzlicher Eiweiße auch durch eine zunehmende Konkurrenz um landwirtschaftliche Anbauflächen und Süßwasser begrenzt sein dürfte, was vor allem in den bevölkerungsreichen Regionen Südostasiens zu Konflikten führen könnte (Olsen et al., 2008).

Zunehmend finden aber auch Fischabfälle aus der verarbeitenden Industrie in der Futterherstellung Verwendung, aus denen etwa 36% des 2010 weltweit produzierten Fischmehls stammten (FAO, 2012b:65). Andere alternative Quellen für Fischmehl und Fischöl sind Abfallstoffe aus der landwirtschaftlichen Tierproduktion (Mehl aus Fleisch, Knochen, Federn usw.), deren verstärkter Nutzung allerdings eine geringe Akzeptanz der Verbraucher entgegenstehen könnte.

Eine weitere Quelle ist die Verwertung des Beifangs aus der Fischerei, der in einigen Ländern bereits heute, und künftig auch in der EU, vollständig angelandet wird (Kap. 4.1.3.4). Die Beifangverwertung bleibt allerdings kontrovers wegen der Gefahr des Aufweichens

von Regelungen zur Beifangreduzierung (Naylor et al., 2009). Sie könnte, flankiert durch geeignete Maßnahmen wie Rückwurfverbot und der Auflage der Nutzung des Beifangs nur für industrielle Zwecke, als alternative Quelle in der Futtermittelproduktion an Bedeutung gewinnen.

Auch Algen finden Verwendung im Aquakulturfutter. Futtermittelversuche z.B. mit Seegrass und Blaualgen zeigen jedoch, dass der Ersatz von Fischmehl durch größere Mengen an Algen negative Auswirkungen auf die meisten untersuchten Zuchtfische hatte, so dass sie als Fischmehlsubstitute weniger geeignet erscheinen. Als Futterzusatzstoffe haben Algen positive Auswirkungen auf Wachstum, Nahrungsverwertung, Stresstoleranz usw. (Hasan und Chakrabarti, 2009).

Die Substitution von Fischöl, das reich an mehrfach ungesättigten Fettsäuren und für viele marine Aquakulturarten lebenswichtig ist, verläuft bisher noch nicht so erfolgreich. Beispielsweise bleibt Fischöl bei Salmoniden wie Lachs und Forelle aufgrund ihrer Stoffwechseleigenschaften trotz des gewachsenen Anteils an pflanzlichen Lipiden weiterhin ein wichtiger Bestandteil in der Nahrung. Außerdem würde die komplette Substitution von Fischöl auch den Anteil ungesättigter Fettsäuren im Endprodukt reduzieren, was aus Konsumentensicht nicht erwünscht ist. Das Futter für Salmoniden enthält z.B. mehr Fischöl als für die Zucht der Tiere nötig, um ein erwünschtes Niveau an Omega-3-Fettsäuren im Fischprodukt sicherzustellen (Naylor et al., 2009).

Ansätze zur Verminderung des Fischöls im Aquakulturfutter konzentrieren sich auf den nahezu vollständigen Ersatz des Fischöls während der Wachstumsphase und das anschließende Zufüttern fischölsreicher Nahrung, wodurch das Endprodukt einen ähnlich hohen Gehalt an ungesättigten Fettsäuren wie Organismen aus freier Wildbahn aufweist (Bostock et al., 2010). Zudem könnten Organismen wie Bakterien und Algen als potenzielle Quellen von ungesättigten Fettsäuren genutzt werden, auch genetische Modifikationen werden hierbei als vielversprechend angesehen (Olsen et al., 2008; Bostock et al., 2010). Für integrierte Systeme wird zudem die Zucht von bestimmten Ringelwurmartens als zusätzliche Quelle für ungesättigte Fettsäuren erforscht (Bischoff et al., 2009). Auch wird diskutiert, inwieweit antarktischer Krill ein Mittel zur Substitution von Fettsäuren und Proteinen sein könnte. Bei einer starken Nutzung von Krill werden allerdings erhebliche negative ökologische Auswirkungen befürchtet. Da Krill auf einer tiefen trophischen Ebene des marinen antarktischen Nahrungsnetzes steht und eine Schlüsselbeuteart z.B. für Wale, Robben und Seevögel ist, könnte eine sehr starke Befischung das Nahrungsangebot für diese Organismen gefährden und das ökologische Gefüge verändern (Constable et al., 2000; Smith et

al., 2011). Eine verbesserte wissenschaftliche Grundlage mit Daten u.a. zu Verbreitung und Populationsdichten ist dringend nötig, um entscheiden zu können, inwieweit eine nachhaltige Bewirtschaftung der Krillfischerei auf Basis des Vorsorgeprinzips entwickelt werden kann (Naylor et al., 2009).

Die Substitution von Fischmehl und Fischöl bleibt weiterhin ein wichtiges Thema in Industrie und staatlicher Forschung. Die aufgrund des wachsenden Bedarfs steigenden Preise für beide Futterbestandteile könnten die Substitution unterstützen.

.....

4.4 Systemische Wirkungen: Land/Meer-Interaktionen und Rückkopplungen mit dem Erdsystem

Zu den bislang besprochenen direkten Umweltauswirkungen von Fischerei und Aquakultur kommen Belastungen der Ökosysteme und der Nahrungsquelle Meer, die auf landbasierte menschliche Tätigkeiten zurückzuführen sind. Auswirkungen des Klimawandels und der Versauerung des Meerwassers können langfristig den Fortbestand der ohnehin schon geschwächten Fischpopulationen gefährden (Gruber, 2011) und erfordern Anpassungen für die Aquakultur (de Silva und Soto, 2009). Über Emissionen oder direkte Einträge gelangen außerdem Schadstoffe wie Pestizide und Schwermetalle in die Meere und können sich dort negativ auf marine Organismen und deren Konsumenten auswirken.

4.4.1 Klimawandel

Die durch Klimawandel erhöhten Meerestemperaturen (Kap. 1.2.4) haben direkte Wirkungen auf Meerestiere. So gibt es physiologische Grenzen jenseits derer Funktion, Wachstum und Reproduktion von Meerestischen reduziert werden, weil die Sauerstoffversorgung bei höheren Temperaturen erschwert ist (Pörtner und Knust, 2007; Pörtner, 2010). Die Temperatur kann zudem einen Einfluss auf die Gebiete und den Erfolg der Reproduktion haben (z.B. Blauflossenthunfisch; Muhling et al., 2011). Temperatur ist aber nicht nur für die einzelnen Organismen ein entscheidender Faktor, auch Meeresökosysteme reagieren sensibel und schnell auf Temperaturerhöhungen. Auf großen Skalen sind die Muster mariner Biodiversität eng mit dem Klimawandel gekoppelt (Worm und Lotze, 2009). Modellrechnungen basierend auf Klimaszenarien lassen befürchten, dass erhebliche Gebietsverschiebungen bei marinen Arten und in der Folge mögliche Störungen von Ökosystemleistungen zu erwarten sind (Cheung et al., 2009).

Bereits die natürlichen Klimaänderungen können bei Fischpopulationen Wanderungen oder starke Bestandschwankungen auslösen (z.B. durch das regionale Klimaphänomen El Niño/Southern Oscillation: Barber, 2001). Die anthropogene Klimaerwärmung hat bereits zu räumlichen Verschiebungen von Meerespopulationen in Richtung der Pole und in tieferes Wasser geführt (Sumaila et al., 2011; Nicolas et al., 2011). Weitreichende Wirkungen räumlicher Verschiebung von Populationen und veränderter Artenzusammensetzung auf die Nahrungsnetze mariner Ökosysteme sind zu erwarten, aber nur schwer im Detail vorhersagbar (Worm und Lotze, 2009; Burrows et al., 2011). Die Effekte können geringer sein als erwartet, wenn vulnerable Arten durch andere ersetzt werden, die im Ökosystemgefüge eine ähnliche Funktion übernehmen. Sie können aber auch größer sein, wenn zeitlich oder funktional verknüpfte Artenbeziehungen (z.B. Räuber-Beute-Beziehung) durch Populationsverschiebungen auseinanderbrechen (z.B. Beaugrand et al., 2003). So können großflächige und fundamentale Umstrukturierungen mariner Ökosysteme (regime shifts), die auch ohne anthropogenen Einfluss auftreten, klimatische Ursachen haben (z.B. Chavez et al., 2003).

Klimawirkungen zeigen sich bereits heute auf allen trophischen Ebenen (Brander, 2005). Planktische Mikroalgen (Phytoplankton) bilden die wichtigste Basis für die marinen Nahrungsnetze, so dass deutliche Veränderungen weitreichende indirekte Wirkung haben können (Chassot et al., 2010). Im Nordpazifik haben Ware und Thompson (2005) gezeigt, dass niedrigere Phytoplanktonproduktion über mehrere trophische Stufen mit niedrigeren Fischerträgen korrelieren kann. Dieser Zusammenhang funktioniert auch mit umgekehrtem Vorzeichen: So erwarten Brown et al. (2010) für die Gewässer um Australien eine durch den anthropogenen Klimawandel bedingte Zunahme der Primärproduktion und somit auch der regionalen Fischerträge. Im Allgemeinen führen höhere Oberflächentemperaturen allerdings zu einer verstärkten Schichtung (also verminderten Durchmischung) des Meerwassers und zu einer abgeschwächten Ozeanzirkulation, was parallel zu den möglicherweise verringerten Staubeinträgen die Nährstoffversorgung der produktiven oberen Wasserschichten und so auch die globale Primärproduktion verringern dürfte (Steinacher et al., 2010). Global wird daher mit zunehmendem Klimawandel eine abnehmende aquatische Produktion einschließlich der Fischproduktion befürchtet (Brander, 2007; Chassot et al., 2010). Auch die in wärmerem Klima möglicherweise häufiger oder stärker auftretenden El-Niño-Bedingungen hätten eine niedrigere globale Ozeanproduktion zur Folge (Behrenfeld et al., 2006). Eine Abnahme des Phytoplanktons im Verlauf des letzten Jahrhunderts in acht

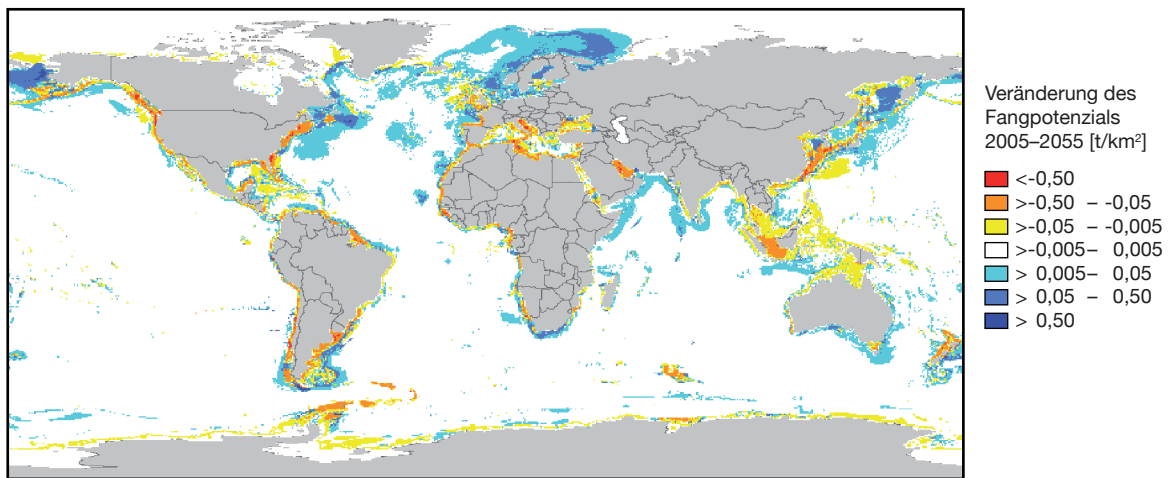


Abbildung 4.4-1

Absolute Veränderung des Fangpotenzials, d.h. der maximal möglichen nachhaltigen Fangmenge basierend auf MSY, zwischen 2005 und 2055 unter dem Klimaszenario A1B (nach IPCC, 2000).

Quelle: Cheung et al., 2010

von zehn Ozeanbecken sowie im globalen Mittel wurde von Boyce et al. (2010) bereits postuliert und mit den gestiegenen Oberflächentemperaturen in Zusammenhang gebracht.

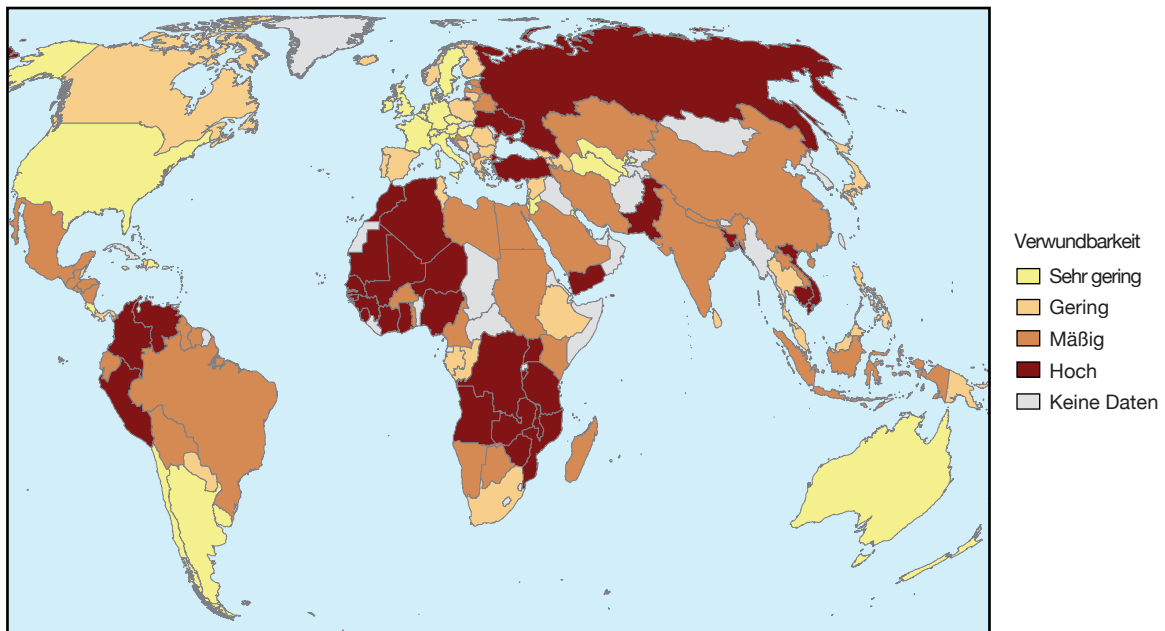
Die wissenschaftliche Faktenlage zum Zusammenhang zwischen Fischerei und Klimawandel hat sich seit dem Sondergutachten des WBGU (2006) erheblich verbessert. Als Folge des Klimawandels werden für die Fischbestände Umverteilungen im großen Maßstab erwartet (z.B. Perry et al., 2005; Nicolas et al., 2011). Nach Modellergebnissen gehen die erwarteten Fangpotenziale auf den Kontinentalsockeln mit Ausnahme der höheren Breiten überall zurück, während sie auf der Hohen See insgesamt eher zunehmen (Cheung et al., 2010). Populationsverschiebungen und Veränderungen der Primärproduktion sind hierfür die beiden wesentlichen Treiber. In arktischen und subarktischen Breiten (z.B. Norwegen, Island, Grönland, Alaska, Russland) kann mit einer deutlichen Zunahme der Fangpotenziale um 30–70% gerechnet werden, während es in den Tropen (z.B. Malaysia, Indonesien, Chile, China, südliche USA) zu deutlichen Abnahmen um bis zu 40% kommen kann (Abb. 4.4-1).

Gerade in den tropischen Gebieten, wo viele Küstenbewohner vom Fischfang abhängen, erhöht der Klimawandel die sozioökonomische Vulnerabilität und birgt zusätzliche Risiken für die Ernährungssicherung (Allison et al., 2009; Daw et al., 2009; Abb. 4.4-2). Zwei Drittel der verwundbarsten Länder liegen im tropischen Afrika, und die meisten von ihnen sind arm, so dass als Folge ökonomische Belastungen und verpasste Entwicklungschancen zu erwarten sind. Zudem gehen häufig in diesen Ländern auch die landwirtschaftlichen Erträge durch den Klimawandel zurück, was die

Ernährungsunsicherheit weiter verschärft (Cheung et al., 2010).

Für die Fischerei erfordert dies erhebliche Anpassungen, denn die synergistischen Wirkungen des Klimawandels und anderer Stressoren erhöhen insgesamt die Vulnerabilität der Fischbestände gegenüber Fischerei und bringen somit zusätzliche ökonomische Risiken (Sumaila et al., 2011). In Zeiten rapiden Klimawandels muss sie sich auf komplexe und überraschende Wirkungen einstellen.

Der Klimawandel hat ebenfalls Auswirkungen auf die Aquakultur, die in verschiedenen klimatischen Zonen unterschiedlich ausgeprägt sind (de Silva und Soto, 2009). So muss z.B. aufgrund höherer Wassertemperaturen vor allem in gemäßigten Zonen mit starken Einschränkungen, insbesondere bei hitzeempfindlicheren Arten wie Lachs, gerechnet werden (Barange und Perry, 2009). Die geeigneten Zuchtbedingungen für diese Arten könnten sich polwärts verlagern (Stenevik und Sundby, 2007). Auch der Meeresspiegelanstieg (Kap. 1.2.7) kann sich negativ auf die Aquakultur auswirken, da er mit vermehrtem Eindringen von Salzwasser in Küstenökosysteme, verstärkten Konflikten mit Küstenschutzinteressen, häufigeren Extremwetterereignissen, größeren Krankheitsrisiken, Sauerstoffmangel und vermehrten toxischen Algenblüten sowie zunehmender Süßwasserknappheit verbunden sein kann (Easterling et al., 2007). Flussdeltas sind durch Extremwetterereignisse und Versalzung besonders gefährdet. Klimawandel könnte aber auch indirekte Auswirkungen auf die globale Aquakultur haben, da z.B. die Produktivität der für die Fischmehl- und Fischölproduktion wichtigen Bestände an kleinen pelagischen Fischen abnehmen (Merino et al., 2012).



Verwundbarkeit
 Sehr gering
 Gering
 Mäßig
 Hoch
 Keine Daten

Abbildung 4.4-2

Verwundbarkeit der nationalen Volkswirtschaften gegenüber potenziellen Klimawirkungen auf die Fischerei unter dem IPCC-Klimaszenario B2. Exposition, Sensitivität und Anpassungspotenzial sind integriert dargestellt.

Quelle: Allison et al., 2009: 15

Zudem könnten die Preise für pflanzliche Futterstoffe aufgrund vermehrter Landnutzungskonkurrenz steigen (de Silva und Soto, 2009). Auch positive Auswirkungen sind denkbar, etwa durch verbesserte Futterverwertung und höhere Wachstumsraten in wärmeren Gewässern, längere Zuchtperioden oder Ausdehnung der Zuchtregionen (Easterling et al., 2007). Anpassungsmaßnahmen wurden teilweise bereits entwickelt und reichen von angepassten Technologien über adäquate Standortwahl bis zu grenzüberschreitendem Management (de Silva und Soto, 2009).

Fischerei und Aquakultur sind nicht nur von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen, sie sind auch Verursacher von Emissionen, vor allem wegen ihres Verbrauchs an fossilen Brennstoffen (Cochrane et al., 2009). Die Fischereiflotte emittiert allein durch den Brennstoffverbrauch 43–134 Mio. t CO₂ pro Jahr (Daw et al., 2009), was einem Anteil der Fischerei am weltweiten Erdölkonsum von 1,2% entspricht. Für 1 t Lebendgewicht an angelandetem Fisch werden so 1,7 t CO₂ freigesetzt (Tyedmers et al., 2005).

Die Treibhausgasemissionen von Lachs aus Aquakultur liegen nach einer Lebenszyklusanalyse von Pelletier et al. (2009) im Bereich von 1,8–3,3 t CO₂eq pro t Lebendgewicht und sind damit etwas größer als bei Geflügel aus den USA (1,4 t CO₂eq). In dieser Bilanz hat die Futtermittellieferung der Fische den größten Einfluss.

In der Wildfischerei ist der Fischfang, in Abgrenzung zu Verarbeitung, Verpackung, Transport usw., diejenige

Phase im Lebenszyklus, in der die Umwelt am stärksten belastet wird (Thrane, 2004). Der Brennstoffverbrauch der Fischerboote spielt eine besonders große Rolle, wobei die spezifischen Brennstoffemissionen je nach Fischereibestand und -methoden sehr unterschiedlich sind. So sind z.B. Fangmethoden wie die Schleppnetz-fischerei energieaufwändiger als die Fischerei mit Ringwadennetzen (Driscoll und Tyedmers, 2009; Vázquez-Rowe et al., 2010). Passive Methoden wie Haken oder Fallen sind besonders energieeffizient (Suuronen et al., 2012). Die Hochseefischerei ist wegen der großen Distanzen zwischen Fanggebieten und Häfen besonders emissionsintensiv.

Die LIFE-Fischerei (low-impact, fuel-efficient; Suuronen et al., 2012; FAO, 2012b:205) zielt darauf, einen hohen Ertrag mit niedrigem Brennstoffaufwand und geringen Auswirkungen auf Meeresökosysteme zu vereinbaren und somit Strategien für eine gleichermaßen klimafreundliche wie nachhaltige Fischerei zu entwickeln. Der Abbau von Treibstoffsubventionen im Fischereisektor wäre ein Schritt auf dem Weg zur LIFE-Fischerei (Sumaila et al., 2008; FAO, 2012b:205; Kap. 4.1.4.7). Langfristig aber wird die Fischerei – wie auch die Schifffahrt und generell alle Transportsektoren – gänzlich ohne fossile Treibstoffe auskommen müssen (WBGU, 2011: 151 ff.).

4.4.2

Versauerung

Durch die zunehmenden CO₂-Emissionen werden die Meere saurer, die Karbonatchemie des Meerwassers verschiebt sich mit zunehmenden Folgen für die marinen Ökosysteme (Kap. 1.2.5; Turley et al., 2010; Orr, 2011). Dabei sind insbesondere die kalkbildenden Organismen direkt betroffen (Korallen, Muscheln, viele Mikroplanktonarten). Der Säuregrad des Meerwassers ist mittlerweile um 30% angestiegen (Zunahme der H⁺-Ionenkonzentration, entsprechend einer Abnahme des pH-Wertes um 0,1). Die Dynamik der Veränderungen ist seit mindestens 300 Mio. Jahren ohne Parallele (Hönisch et al., 2012). Eine weiterhin ungebremste Versauerung würde die Ozeanchemie für Jahrtausende verändern, wobei wahrscheinlich viele Meeresorganismen und marine Ökosysteme davon betroffen wären (Turley und Gattuso, 2012). Abbildung 4.4-3 zeigt die Wirkungen der Versauerung anhand der physiologischen Reaktionen sowie die besonders vulnerablen Meeresregionen. Für Fischerei und Aquakultur sind die direkten und indirekten Wirkungen der Versauerung eine große Herausforderung.

Direkte Effekte auf Organismen und Populationen

Laborstudien deuten darauf hin, dass viele kalkbildende Meeresorganismen unter Bedingungen der Versauerung zunehmend Schwierigkeiten haben, ihre Skelettstrukturen aufzubauen. Im Plankton sind kalkbildende Arten für etwa drei Viertel der globalen marinen Kalkbildung verantwortlich (WBGU, 2006). Über den Export von Kalk in die Tiefsee spielen sie nicht nur eine Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf (Kap. 1.2.5), sondern liefern zudem durch die Ausbildung großer Planktonblüten Nahrung für andere Meerestiere und prägen so die marinen Nahrungsnetze. Bei den drei wichtigsten Gruppen wurde verringerte Kalkbildung bzw. sogar Auflösung von Kalkstrukturen als Folge von Versauerung nachgewiesen (z.B. Coccolithophoriden: Riebesell et al., 2000; Beaufort et al., 2011; Flügelschnecken: Comeau et al., 2009, Orr et al., 2005; Kammerlinge: Bijma et al., 1999; Moy et al., 2009). Verringerte Kalkbildung beeinträchtigt die Überlebensfähigkeit der Organismen, so dass sich vermutlich die Konkurrenzverhältnisse zugunsten nicht kalkbildender Arten verschieben werden (Fabry et al., 2008) und erhebliche Auswirkungen auf den künftigen marinen Kohlenstoffkreislauf erwartet werden (Beaufort et al., 2011).

Kalkbildende benthische Stachelhäuter wie z.B. Seeesterne oder Seegurken können lokal wichtige Faktoren der Ernährungssicherung sein, auch wenn die globale Bedeutung vergleichsweise klein ist. Sie zeigen eben-

falls erhebliche Vulnerabilität gegenüber zunehmender Versauerung, was wegen ihrer Rolle in der Nahrungskette auch für Fischbestände von Bedeutung ist (UNEP, 2010b). Kalkbildende Mollusken, vor allem Muscheln, machen mit 13,9 Mio. t pro Jahr etwa drei Viertel der Produktion der Aquakultur im Meerwasser aus (FAO, 2012b:36). Miesmuscheln und pazifische Austern zeigen mit -25% bzw. -10% deutlich verringerte Kalzifizierung bei CO₂-Konzentrationen, die bei ungebremsten Emissionen bis Ende des Jahrhunderts erwartet werden (Gazeau et al., 2007). Brutanstalten für Austernlarven haben in einigen Regionen bereits heute erhebliche Probleme mit Versauerung (Service, 2012; Barton et al., 2012).

Ausgewachsene Fische sind physiologisch gut in der Lage, die zu erwartenden erhöhten atmosphärischen CO₂-Konzentrationen abzapfen (Pörtner, 2005; Fabry et al., 2008), aber juvenile Stadien sind empfindlich. Baumann et al. (2012) fanden deutlich verringerte Überlebensraten von Fischlarven, die bei erhöhter CO₂-Konzentration schlüpften. Beim fischereilich sehr wertvollen Kabeljau wurden sogar direkte Gewebeschäden an den Larven beobachtet (Frommel et al., 2012). Fischlarven zeigen unter Versauerung Verhaltensänderungen gegenüber Räubern sowie Störungen des Geruchssinns, was das Auffinden geeigneter Lebensräume erschweren könnte (Munday et al., 2010, 2011). Auch Fischpopulationen können also durchaus empfindlich auf die Versauerung reagieren.

Die Geschwindigkeit der Versauerung ist heute mehr als hundertmal schneller als in den letzten 65 Mio. Jahren (Ridgwell und Schmidt, 2010), was es eher unwahrscheinlich macht, dass sich die meisten marinen Organismen problemlos an die neuen Bedingungen anpassen können (Munday et al., 2011). Neuere Untersuchungen an dem wichtigsten Coccolithophoriden *Emiliana huxleyi*, einer einzelligen Alge mit einem Außenskelett aus Karbonat, berichten von einer gewissen Anpassungsfähigkeit der Kalkbildung an Versauerung (Lohbeck et al., 2012). Wahrscheinlich sind die Anpassungspotenziale der Arten unterschiedlich ausgeprägt, so dass sich die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Arten drastisch verschieben könnten, was Gewinner und Verlierer hervorbringen wird. Die daraus sich ergebenden strukturellen Veränderungen im marinen Nahrungsnetz sind kaum vorhersagbar.

Indirekte Effekte auf Ökosysteme, Fischerei und Aquakultur

Ein Beispiel für einen möglichen indirekten Effekt der Versauerung, der sich bis zur Fischerei verfolgen lässt, bieten die planktisch lebenden Flügelschnecken. Die gegen Versauerung besonders empfindlichen Tiere sind in höheren Breiten von erheblicher Bedeutung für die

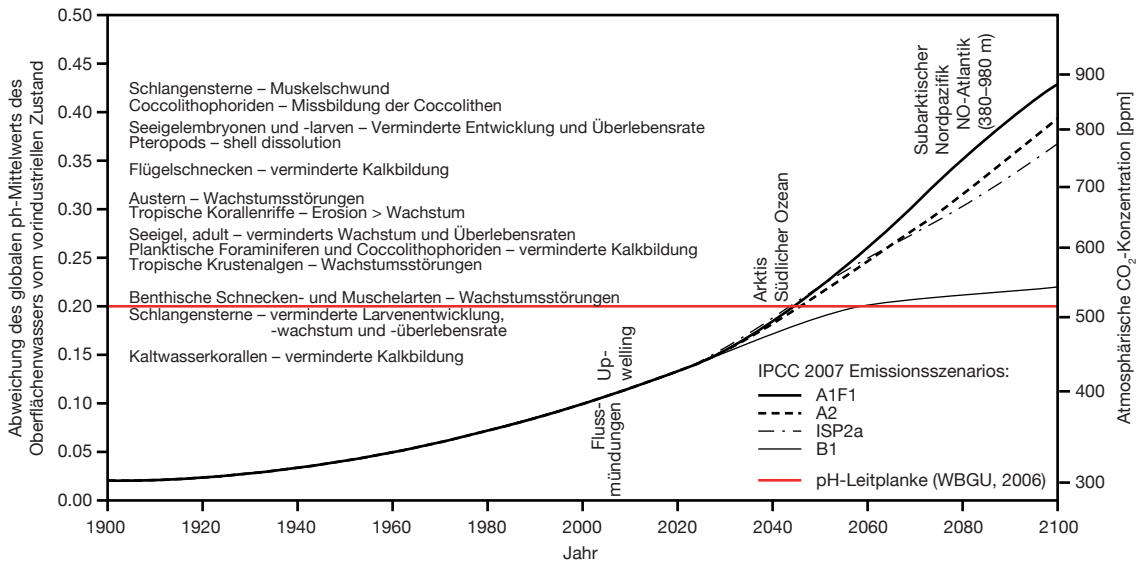


Abbildung 4.4-3

Projektionen für die atmosphärische CO₂-Konzentration und den durchschnittlichen pH-Wert im Oberflächenwasser für eine Bandbreite von IPCC-Emissionsszenarien (B1 bis A1F1). Links sind den jeweiligen pH-Werten stichwortartig experimentell beobachtete negative Auswirkungen auf bestimmte Arten zugeordnet. An der Kurve sind die Zeiten und Regionen markiert, an denen lokal und saisonal erstmals Aragonit-Untersättigung erwartet wird, ein kritischer Grenzwert der Meereschemie. Die rote Linie repräsentiert die WBGU-Leitplanke zur Versauerung (Kasten 1-1).

Quellen: Turley et al., 2010 (verändert); WBGU, 2006 (Leitplanke)

Nahrungsnetze (Hunt et al., 2008). Ohne CO₂-Emissionsbegrenzung wird es im Nordpazifik, Nordatlantik und im Südlichen Ozean noch in diesem Jahrhundert wahrscheinlich großflächig zur Aragonituntersättigung des Oberflächenwassers kommen (Orr et al., 2005; Steinacher et al., 2009). Einige dieser Gebiete sind hochproduktiv und zählen zu den ökonomisch wichtigsten Fischereizonen. Zum Beispiel sind im Nordpazifik Flügelschnecken wichtige Nahrung für juvenile Lachse, die fischereilich wertvolle Bestände bilden (Fabry et al., 2008). Nach Modellrechnungen kann eine Verringerung der Flügelschneckenproduktion eine deutliche Minderung des Körpergewichts der erwachsenen Lachse nach sich ziehen (Aydin et al., 2005). Teile des Südlichen Ozeans könnten sogar bereits 2050 für Flügelschnecken unbewohnbar werden (Hunt et al., 2008). In höheren Breiten werden bereits heute die ersten Vorkommen von Aragonituntersättigung gemessen (Yamamoto-Kawai et al., 2009), für küstennahe Gewässer bei Kalifornien werden sie innerhalb der nächsten 30 Jahre erwartet (Gruber et al., 2012). Mit zunehmender Versauerung sind dramatische Veränderungen von Struktur, Funktion und Leistungen polarer Ökosysteme wahrscheinlich (Comeau et al., 2009), mit entsprechenden Auswirkungen auf die Fischerei (Guinotte und Fabry, 2008). Derartige gekoppelte Effekte im Ökosystem aufzuspüren und nachzuweisen ist sehr aufwändig und gelingt nur im Einzelfall.

Ein weiteres Beispiel sind Korallenriffe (Kasten 1.2-4).

Sie tragen indirekt für etwa 500 Mio. Menschen zur Ernährungssicherung bei, denn sie bilden das Habitat, in dem viele fischereilich wichtige Arten leben (UNEP, 2010b). Gleichzeitig sind sie aber durch Versauerung besonders betroffen, denn die Riffstrukturen bestehen aus Aragonitkalk, der sich bei abnehmenden pH-Werten schnell auflöst. Nahezu alle Riffstandorte (Kalt- wie Warmwasserkorallen) wären bei ungebremsten CO₂-Emissionen bis Mitte des Jahrhunderts kaum noch für Korallenwachstum geeignet (Guinotte et al., 2006; Turley et al., 2007; Cao und Caldeira, 2008). Die synergistische Schädigung durch Temperaturanstieg, Versauerung, Verschmutzung und Übernutzung könnte Riffökosysteme vermehrt in den funktionalen Zusammenbruch treiben, mit ernsthaften Folgen für Fischerei, Tourismus und Küstengemeinschaften (Hoegh-Guldberg et al., 2007).

Insgesamt zeigen die bisherigen Studien, dass eine ungebremste Versauerung ein erhebliches Risiko weitreichender und irreversibler Veränderungen von Meeresökosystemen birgt, die auch Fischerei, Aquakultur und Ernährungssicherheit beeinträchtigen dürften (Fabry et al., 2008; Guinotte und Fabry, 2008; Doney et al., 2009; Turley et al., 2010; UNEP, 2010b; Turley und Gattuso, 2012). Die möglichen ökonomischen Schäden sind nur schwer einzuschätzen. Cooley und Doney (2011) geben ein Beispiel: Krusten- und Schalentiere bringen etwa die Hälfte des Gewinns der einheimischen US-Fischerei von 4 Mrd. US-\$, so dass bei einer angenommenen Minderung der Erträge um 10–25% als

Folge verringerter Kalkbildung beträchtliche Verluste zu verzeichnen wären.

4.4.3 Sauerstoffarme Zonen und Eutrophierung

Die physiologische Leistungsfähigkeit und die Verteilung vieler mariner Organismen, vor allem von Fischen und Krustentieren, sind stark vom Sauerstoffgehalt des Wassers abhängig. Unterhalb einer bestimmten Schwelle sind sie nicht mehr lebensfähig, daher werden sauerstoffarme bzw. sauerstofffreie Zonen im Tiefenwasser auch als „dead zones“ bezeichnet (Diaz und Rosenberg, 2008; Kap. 1.2.6). Dort kommt es zu grundlegenden Veränderungen der benthischen Lebensgemeinschaften einschließlich der bodenlebenden Fische und vor allem der Krustentiere (z.B. Golf von Mexiko: Rabalais et al., 2002; Zhang et al., 2010). Anzahl und Ausdehnung der sauerstoffarmen Zonen haben in den letzten Jahrzehnten zugenommen (Rabalais et al., 2010; Abb. 4.4-4). Ihre Auswirkungen auf marine Ökosysteme wurden bisher eher unterschätzt (Vaquer-Sunyer und Duarte, 2008; Keeling et al., 2010).

Anthropogene Einträge von Abwässern und Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor) in Küstengewässer sind weit verbreitet und ihre Wirkung gut untersucht (Eutrophierung). Die durch diese Einträge verstärkte Primärproduktion und darauffolgende Sauerstoffzehrung beim Abbau der Biomasse begünstigt die Bildung oder Verstärkung sauerstoffarmer Zonen in Bodennähe (Breitburg et al., 2009; Rabalais et al., 2010). Insbesondere die Einleitung ungeklärter Abwässer kann in Mündungsgebieten schwere Sauerstoffzehrung hervorrufen. In Rand- und Nebenmeeren wie z.B. der Ostsee, dem Schwarzen Meer oder dem Golf von Mexiko, in denen der Wasseraustausch mit dem Ozean vermindert ist, haben sich zunehmend sauerstoffarme Zonen gebildet bzw. die Ausdehnung der z.T. natürlicherweise ohnehin vorhandenen Zonen deutlich vergrößert. Typischerweise entstehen sie im Sommer nach dem Abbau der absinkenden Frühjahrsblüte des Phytoplanktons und verschwinden im Herbst wieder. Es gibt aber auch permanente sauerstoffarme Zonen, z.B. in der Ostsee. Sauerstoffarme Zonen wurden inzwischen in mehr als 400 Meeresgebieten gefunden, mit einer Fläche von insgesamt mehr als 245.000 km² (Diaz und Rosenberg, 2008). Je länger sich Sauerstoffarmut ausbilden konnte, desto länger wird auch die Erholung und Rekolonisierung der benthischen Habitate dauern (Diaz und Rosenberg, 2008). Klärung der Abwässer und Minderung des Nährstoffeintrags aus der Landwirtschaft sind die einfachsten und wirksamsten Mittel gegen Eutrophierung.

Zusätzlich zur Eutrophierung lassen Modellrechnungen erwarten, dass sich mit dem Klimawandel der Sauerstoffgehalt des Meerwassers in den Ozeanen verringert (Rabalais et al., 2010). Das ist nicht nur auf das wärmere Wasser zurückzuführen, das weniger Sauerstoff lösen kann, sondern auch auf die durch wärmeres Klima verstärkte Temperaturschichtung, was die Sauerstoffversorgung der tieferen Schichten verringert. Die Analyse geologischer Schichten zeigt, dass in wärmeren Klimaperioden die Ozeane nicht selten großflächige Zonen mit verringertem Sauerstoffgehalt ausgebildet hatten. In den Sauerstoffminimumzonen des Nordpazifiks und den Tropen lassen sich bereits Anzeichen für einen verringerten Sauerstoffgehalt feststellen (Keeling et al., 2010). Im tropischen Nordostatlantik kann die Ausweitung der Sauerstoffminimumzonen, gemeinsam mit Überfischung, zur Bedrohung für die wertvollen Thun- und Schwertfischbestände werden (Stramma et al., 2011).

Direkte Auswirkungen auf die Fischerei wurden bereits beobachtet. Rosenberg (1985) berichtet, dass die Hummerfischerei im norwegischen Kattegat nach Ausbildung sauerstoffarmer Tiefenwasserzonen gelitten hat. Im Schwarzen Meer sind Nährstoffeintrag, sauerstoffarme Zonen und die Minderung der Erträge der Bodenfischerei eng miteinander verknüpft und anscheinend reversibel (Mee, 2006). Die Ausprägung sauerstoffarmer Zonen kann aber auch den Räuberdruck auf bestimmte, gegenüber Sauerstoffarmut tolerante Arten verringern (z.B. die Muschel *Merccenaria mercenaria*), so dass deren Erträge zunehmen (Altieri, 2008). Breitburg et al. (2009) kommen nach der Analyse von 30 Ästuaren und Nebenmeeren zum Schluss, dass die Fischereierträge bislang typischerweise nicht so reduziert werden wie es aufgrund hoher Stickstoffeinträge zu erwarten wäre. Auch im Golf von Mexiko, der regelmäßig großflächige sauerstoffarme Zonen aufweist, sind keine statistischen Zusammenhänge mit den Fischereierträgen erkennbar (Rabalais et al., 2002). Nicht selten ist eine Umstellung der Fischerei von bodenlebenden auf pelagische Arten zu beobachten.

Insgesamt ist eine Entwarnung jedoch nicht angebracht, da sauerstoffarme Zonen fundamentale Veränderungen mariner Ökosystemstrukturen und -funktionen hervorrufen. Diese Regimewechsel in marinen Ökosystemen können unvorhergesehene Wirkungen haben, die sich zumindest lokal negativ auf die biologische Vielfalt und indirekt auch auf die Fischerei auswirken können (Zhang et al., 2010).

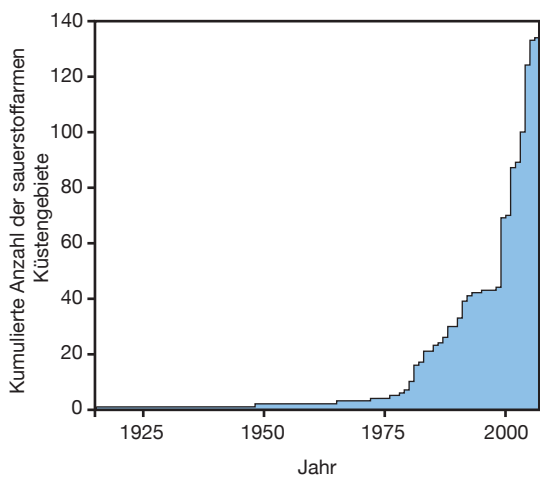


Abbildung 4.4-4

Küstengebiete, in denen Sauerstoffarmut beobachtet wurde (kumulierte Anzahl über die Zeit).

Quelle: Vaquer-Sunyer und Duarte, 2008

4.4.4

Anthropogene Verschmutzung

Substanzen wie Plastik, Chemikalien, Schwermetalle oder radioaktive Stoffe gelangen seit langem durch land- und seeseitige Quellen und durch den Eintrag aus der Atmosphäre in die marine Umwelt (Kap. 1.1.4). So transportieren Flüsse Chemikalien und Abfälle aus Industrie, Haushalten und Landwirtschaft in die Meere, durch Offshore-Öl- und Gasförderung, marine Aquakultur und Schiffsverkehr werden Schadstoffe und Müll in die Meere eingetragen. Aus der Atmosphäre werden beispielsweise Rückstände aus Verbrennungsprozessen in die Meere übertragen (OSPAR, 2010c). Historische Ablagerungen in Sedimenten und arktischen Eisschichten können bei Störungen, wie etwa Fluten oder Abschmelzungen, zu sekundären Schadstoffquellen werden (Ma et al., 2011). Da es mehrere Hundert Stoffe gibt, die für die marine Umwelt schädlich sein können, werden im Folgenden exemplarisch die Gefahren von persistenten (d.h. langlebigen) organischen Schadstoffen (persistent organic pollutants, POPs), dem Schwermetall Quecksilber, radioaktiven Substanzen und Plastik beschrieben.

Es gibt mehrere internationale Konventionen und zahlreiche weitere Initiativen, die Produktion, Nutzung und Emission gefährlicher Stoffe in die Umwelt regulieren. So wird z.B. unter der Stockholmer Konvention von 2001 die Herstellung von mittlerweile 22 POPs verboten oder eingeschränkt (Stockholm Convention, 2013a, b, c). Dies betrifft Industriechemikalien wie die verbotenen Polychlorierten Biphenyle (PCB), Pestizide wie DDT und Nebenprodukte industrieller Prozesse wie Chlorkohlenwasserstoffe. Das Internationale Über-

einkommen zur Verhütung von Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL) verbietet beispielsweise das Verklappen von Plastikmüll ins Meer (IMO, 2013b). Seit Mitte der 1990er Jahre verbietet das Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen (London-Übereinkommen) die Verklappung von Industrieabfällen und festen radioaktiven Abfällen auf See (IMO, 2013d). Unter der „Hazardous Substances Strategy“ haben die Mitgliedsstaaten der OSPAR das Ziel anvisiert, bis zum Jahr 2020 die Herstellung von 26 als prioritär zu behandelnden Substanzen einzustellen. Nach eigenen Angaben wird das Ziel für ein Drittel der Stoffe, u. a. sechs Pestizide und Tributylzinnhydrid, erreicht werden (OSPAR, 2010a). Der Eintrag radioaktiver Substanzen in den Nordostatlantik soll im Rahmen von OSPAR durch die Radioactive Substances Strategy reduziert werden, die z.B. bei nuklearen Wiederaufbereitungsanlagen Erfolge zeigte (OSPAR, 2010a). Im Januar 2013 beschloss die Staatengemeinschaft die Minamata-Konvention, die Einsatz und Emission von Quecksilber reduzieren und kontrollieren soll (UNEP, 2013c).

Studien zeigen, dass die Konzentration der regulierten Schadstoffe in marinen Organismen gegenwärtig abnimmt (Bustnes et al., 2010). Dennoch wurden beispielsweise lange Zeit nach der starken Einschränkung von DDT noch Spuren davon in Grenadierfischen in 3.000 m Tiefe nachgewiesen (Islam und Tanaka, 2004). Untersuchungen von Organismen im Nordostatlantik weisen ebenfalls weiterhin zum Teil hohe Konzentrationen anthropogener Schadstoffe auf, obwohl sich die Situation in einigen Regionen verbessert hat (OSPAR, 2010c; Abb. 1.2-1 für das Beispiel PCB). Die Bemühungen, den Eintrag chemischer und radioaktiver Stoffe sowie Müll in die Meere zu regulieren und zu verringern zeigen zwar einzelne Erfolge, greifen aber, vor allem beim Plastikmüll, oft noch zu kurz.

Persistente organische Schadstoffe und Quecksilber

Substanzen wie POPs oder Schwermetalle finden sich in Seewasser, Sedimenten und marinen Organismen (OSPAR, 2010c). Ihre toxischen Eigenschaften, verbunden mit ihrer Anreicherung im Gewebe von Meerestieren (Biokonzentration) und somit in der Nahrungskette (Bioakkumulation), machen sie besonders gefährlich. Die Konzentration beider Stoffklassen steigt mit jeder Ebene in der Nahrungskette um das Zwei- bis Siebenfache an und ist bei Raubfischen daher oft am höchsten (Islam und Tanaka, 2004; UNEP-AMAP, 2011).

Die Auswirkungen anthropogener Schadstoffe auf die marine Fauna wurden in verschiedenen Laborstudien u. a. für Fische und Wirbellose untersucht, wobei die Arten unterschiedlich sensibel reagieren (z.B.

Foekema et al., 2008; Anselmo et al., 2011). Erhöhte Sterberaten und morphologische Störungen durch PCB 126 sowie verspätet auftretende Schädigungen und Mortalität nach Exposition im Eistadium fanden Foekema et al. (2008), z.B. bei den Larven der Seezunge. Laboruntersuchungen erfassen häufig nicht das volle Ausmaß der Schadstoffwirkungen auf Organismen, da sie Schadstoffe einzeln betrachten. In Gewässern treten die untersuchten Stoffe nicht isoliert, sondern in Kombination auf, was wesentlich schädlichere Effekte haben kann. Nakayama et al. (2005) haben beispielsweise die stärkere Wirkung von Schadstoffkombinationen am Japanischen Reisfisch gezeigt. Da es noch kein umfassendes Monitoring der biologischen Reaktionen auf Chemikalien gibt, ist es bisher nicht möglich, die Auswirkungen dieser Stoffe auf Ökosysteme im regionalen Maßstab zu bewerten (OSPAR, 2010c).

Die Wirkungen von Quecksilber auf den Menschen sind gut untersucht. Es gilt als schädigend für das Nervensystem und die Entwicklung. Verzehr während der Schwangerschaft wird mit Fehlentwicklungen des Fötus in Verbindung gebracht (WHO, 2007b). Demgegenüber sind gesundheitliche Belastungen durch POPs erst seit den 1980er Jahren bekannt und wurden noch nicht erschöpfend analysiert (Bowen und Depledge, 2006; Dewailly et al., 2008). Tierversuche, vereinzelte Untersuchungen langzeitlicher Belastung durch Nahrungsaufnahme oder akuter Belastung durch chemische Unfälle zeigen für POPs eine Bandbreite von karzinogenen Wirkungen, neurologischen Entwicklungsstörungen, hormonellen Störungen, Fettsucht, Diabetes sowie Störungen des Immunsystems. Kinder und Ungeborene gelten als besonders empfindlich (UNEP-AMAP, 2011).

Durch den Verzehr von Fisch und Meeresfrüchten ist der Mensch von der Anreicherung anthropogener Schadstoffe in marinen Organismen betroffen. Beispielsweise zeigen in Spanien durchgeführte Studien, dass Fisch für Menschen die Hauptquelle an Quecksilber, PCB und einer Reihe weiterer Schadstoffe sein kann. Domingo et al. (2007) untersuchten die 14 am meisten konsumierten Fischarten und kommen anhand der durchschnittlichen Mengen an Quecksilber zu dem Schluss, dass auf den Verzehr von Thun- und Schwertfisch verzichtet werden sollte. Die US-amerikanische Umweltorganisation EPA empfiehlt schwangeren und stillenden Frauen sowie Kindern, den Verzehr von Arten mit hohem Quecksilbergehalt wie Königsmakrele, Hai und Schwertfisch zu unterlassen (EPA, 2012). Auch die norwegische Gesundheitsbehörde hat den Verzicht auf den traditionellen Verzehr von Grindwalen auf den Färöer-Inseln empfohlen (Weihe und Joensen, 2008).

Plastik und Mikroplastik

Der in den Ozeanen zirkulierende Plastikmüll wird mittlerweile auf etwa 100 Mio. t geschätzt (UNEP, 2011c), wobei die Verteilung in den verschiedenen Meeresregionen sehr unterschiedlich ist. So finden sich z.B. auf dem Meeresboden in europäischen Gewässern bis zu 100.000, in Indonesien bis zu 690.000 mit dem Auge sichtbare Müllteile pro km² (Maribus, 2010: 86ff.). Etwa 80% des Mülls stammen vom Land und gelangen über Flüsse, von küstennahen, schlecht gesicherten Müllkippen oder Stränden ins Meer (Andrady, 2011: 1597; Cole et al., 2011). Der Rest stammt von Schiffen, Bohrinseln, Aquakulturanlagen und der Fischerei (UNEP, 2011c). Plastikmüll kann mit Hilfe der Meeresströmungen über Hunderte Kilometer wandern. Er sammelt sich dann auch in unbewohnten Gebieten an, z.B. in der Arktis oder Antarktis (Barnes et al., 2010; UNEP, 2011c), oder sinkt in die Tiefsee, wo er wegen niedrigerer Temperaturen und nicht vorhandener UV-Strahlung noch langsamer abgebaut wird (UNEP, 2011c). In mehreren Ozeanregionen, wie etwa im Nordpazifik und im Nordatlantik, sammelt sich der Müll aufgrund der Meeresströmungen jedoch an der Wasseroberfläche und rotiert in Hunderte Kilometer breiten Wirbeln (Law et al., 2010; Maribus, 2010; van Sebille et al., 2012).

Die Auswirkungen und Gefahren von größerem Plastikmüll auf marine Organismen und Ökosysteme sind gut untersucht. Marine Säugetiere, Seevögel, Fische, Krebse und Reptilien können sich verletzen oder durch Verheddern in Plastikteilen und treibenden Geisternetzen ertrinken (u.a. Gregory, 2009; Katsanevakis, 2008). Das Verschlucken von Plastikteilen, die mit Nahrung verwechselt werden, kann Verstopfung, Mangelernährung und Tod zur Folge haben und ist vor allem bei Seevögeln dokumentiert (Young et al., 2009). Problematisch ist außerdem die Verschleppung nichtheimischer Arten wie Seepocken, Muscheln und Röhrenwürmern auf Plastikteilen über weite Strecken in andere marine Ökosysteme (Barnes, 2002; Gregory, 2009), wo sie als invasive gebietsfremde Arten ökosystemare Schäden hervorrufen können. Plastikteile am Meeresboden können darüber hinaus von Hartsubstrat abhängige Organismen anziehen und somit zu Veränderungen benthischer Artengemeinschaften führen (Katsanevakis, 2008).

Plastikmüll im Meer belastet jedoch nicht nur die marine Umwelt, sondern verursacht auch teilweise hohe Kosten für die Fischerei- und Tourismuswirtschaft, das marine Transportwesen, lokale Gemeinschaften und Regierungen. Das Säubern von Stränden, vor allem aus ästhetischen Gründen, die Reparatur von Schiffen sowie mit Müll verunreinigte Fänge haben hohe Kosten zur Folge. Allein die entsprechenden Kosten der britischen Fischereiindustrie werden auf 33 Mio. €

geschätzt (ten Brink et al, 2009). Materialreduzierung, Wiedernutzung, Recycling oder verbessertes Abfallmanagement sind Lösungsansätze zur Reduktion marinen Plastikmülls. Auch existieren zahlreiche internationale Abkommen und nationale Initiativen zur Müllreduzierung, dennoch ist eine effektive globale Eindämmung des Problems nicht in Sicht (STAP, 2011).

Wenn Kunststoffteile durch die Einwirkung von UV-Strahlung, Wellen oder biologischen Prozessen zersetzt werden, entstehen kleine Teilchen. Unterhalb einer bestimmte Größe, je nach Autor und Studie <10 mm, <5 mm, 2–6 mm, <2 mm, <1 mm, spricht man von Mikroplastik (Cole et al., 2011). Als Mikroplastik bezeichnet man auch kleine, industriell eingesetzte Plastikgranulate und mikroskopisch kleine Teilchen, die beispielsweise in Kosmetika, in der Medizin oder für das Sandstrahlen Verwendung finden (UNEP, 2011c; Cole et al., 2011). Eine weitere Quelle von Mikroplastik sind Waschmaschinenabwässer, die kleinste Fasern synthetischer Kleidung beinhalten (Browne et al., 2011).

Mikroplastik wurde bereits in Mägen und Geweben verschiedener Meerestiere nachgewiesen, u.a. in Walen, Fischen und Wirbellosen (Maribus, 2010). Besonders besorgniserregend sind Forschungsergebnisse der letzten zehn Jahre, die zeigen, dass Mikroplastik Weichmacher und andere Inhaltsstoffe an die Umwelt abgeben sowie für das Hormonsystem schädliche und krebserregende Stoffe wie POPs an sich binden kann. Diese Substanzen können sich durch den Transport der Plastikteilchen verteilen, in Organismen gelangen und in der Nahrungskette akkumulieren (Islam und Tanaka, 2004; Teuten et al, 2009; Andrady, 2011).

Radioaktive Substanzen

Radioaktive Substanzen anthropogenen Ursprungs gelangten und gelangen insbesondere auf drei Wegen in die marine Umwelt: durch die radioaktiven Niederschläge vergangener nuklearer Waffentests in der Atmosphäre (abnehmende Einträge), die Unfälle in den Kernkraftwerken in Tschernobyl im Jahr 1986 und Fukushima im März 2011 sowie bis heute legal ins Meer geleitete radioaktive Abwässer aus nuklearen Wiederaufbereitungsanlagen, vor allem in Sellafield (Nordwestküste Englands) und La Hague (Nordwestküste Frankreichs; Livingston und Povinec, 2000). Darüber hinaus gab und gibt es Einträge durch Verklappungen von Atommüll, Nutzung radioaktiver Materialien in Forschung, Industrie (z.B. Offshore-Öl- und Gasindustrie), Medizin und kleinere Unfälle in Kernkraftwerken (Aarkrog, 2003; UNEP und GPA, 2006; OSPAR, 2010c).

Die Arktis und der Nordostatlantik sind besonders von anthropogenen radioaktiven Einträgen betroffen (UNEP und GPA, 2006). Problematisch bleiben z. B. die

Lagerung verbrauchter Brennelemente und Reaktoren sowie die Demontage nuklear betriebener Schiffe, vor allem in Nordwestrussland (AMAP, 2010). Gefahren im Meer versenkter U-Boote und Abfälle sind noch nicht abschätzbar. Eine Studie zur Barentssee zeigt jedoch eine geringe Belastung der marinen Umwelt durch anthropogene Radionuklide und stuft den Konsum von Meeresfrüchten aus dieser Region als unbedenklich ein (Gwynn et al., 2012). AMAP (2010) weist allerdings auf erhöhte Konzentrationen von Radionukliden in Seevögeln und Walen in der Arktis hin. Das EU-Projekt ERICA zur Bewertung von Umweltrisiken durch radioaktive Substanzen für den Nordostatlantik ermittelte geringe Dosen, denen marine Ökosysteme ausgesetzt sind. Negative Folgen werden als unwahrscheinlich eingeschätzt (OSPAR, 2010c). Die Verringerung der Einträge anthropogener radioaktiver Stoffe sollte jedoch weiter Ziel internationaler und nationaler Bemühungen bleiben.

Der Reaktorunfall im japanischen Fukushima ist die bisher größte durch einen Unfall verursachte Quelle an Radionukliden für den Ozean. Der Einfluss auf marine Ökosysteme wurde durch Verdünnungseffekte weit verteilt, worauf die schnelle Abnahme der Radioaktivität im Meerwasser vor Japan einen Monat nach der höchsten Aktivität hinweist. So konnte man zwar bei vor Kalifornien gefangenen Pazifischen Blauflossenthunfischen Radionuklide aus dem Reaktorunfall von Fukushima nachweisen, allerdings lagen die gemessenen Konzentrationen um mehr als eine Größenordnung unter den in Japan gültigen Grenzwerten für den Konsum von Fisch und Meeresfrüchten (Madigan et al., 2012). Aufgrund der erwarteten lokalen Belastungen in marinen Sedimenten, benthischen Organismen und durch Bioakkumulation entlang der Nahrungskette können aber Gefährdungen der Menschen nicht ausgeschlossen werden. Dies gilt insbesondere für Japan, das einen sehr hohen Konsum von Fisch, Meeresfrüchten und Algen aufweist. Kontinuierliches Monitoring, die Erhebung weiterer Daten und ein Fischereiverbot in durch Fukushima belasteten Gewässern sind notwendige Maßnahmen (Buessler et al., 2011).

Die höchste Exposition durch Radioaktivität stammt jedoch von natürlichen Quellen. Natürlich vorkommendes radioaktives Polonium (^{210}Po) bildet den Hauptteil der Dosis, der marine Organismen ausgesetzt sind, und trägt somit zum größten Teil der Hintergrunddosis einer sich von Fisch und Meeresfrüchten ernährenden Bevölkerung bei (Livingston und Povinec, 2000; UNEP und GPA, 2006). So wird die jährliche Dosis von anthropogenem radioaktivem Caesium (^{137}Cs) für eine hypothetische, am Nordostatlantik lebende Bevölkerungsgruppe, die pro Jahr 100 kg Fisch und 10 kg Schalentiere konsumiert, auf 3 μSv geschätzt, während sich der

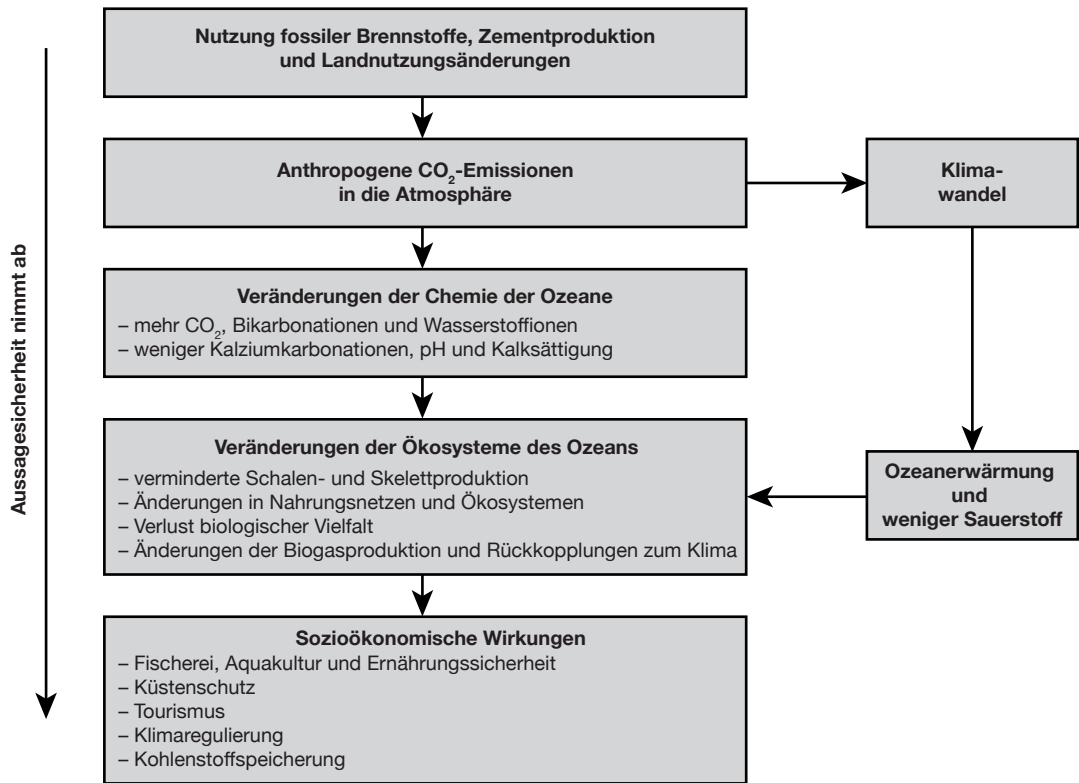


Abbildung 4.4-5

Das Flussdiagramm zeigt die direkten Ursachen für Ozeanversauerung, die Wirkungen auf die Ozeanchemie, marine Ökosysteme und Gesellschaft, sowie die Interaktion mit dem Klimawandel infolge Ozeanerwärmung und Sauerstoffverlust. Von oben nach unten nimmt die Aussagesicherheit ab.

Quelle: nach Turley und Gattuso, 2012, verändert

Beitrag von ²¹⁰Po auf 160 µSv beläuft. Diese Werte liegen noch weit unter dem für Menschen akzeptierten Wert von 1.000 µSv (Livingston und Povinec, 2000).

4.4.5 Synergistische Wirkungen

Es gibt eine Reihe sich gegenseitig beeinflussender Interaktionen zwischen den hier untersuchten globalen Umweltveränderungen und ihren Auswirkungen auf Meeresökosysteme. Dabei verstärken sich die Interaktionen oft gegenseitig, statt sich abzuschwächen (Rogers und Laffoley, 2011). Die komplexen Wirkungen von Treibhausgasemissionen auf Meeresökosysteme, Fischerei und Aquakultur sind dabei besonders wichtig (Kap. 4.4.1, 4.4.2; Abb. 4.4-5). Zudem gibt es verstärkende Zusammenhänge zwischen Versauerung und sauerstofffreien Zonen (Hofmann und Schellnhuber, 2009), zwischen Sauerstoffversorgung und thermischer Toleranz bei Organismen (Pörtner, 2010) und zwischen Erwärmung, Sauerstoffversorgung, Schich-

tung, Nährstoffkreislauf (N, P) und klimawirksamen N₂O-Emissionen (Keeling et al., 2010). Des Weiteren kann Versauerung auf Phytoplankton den Effekt einer verstärkten Lichtempfindlichkeit haben, was die Produktion mindern könnte (Gao et al., 2012). Der negative Einfluss zunehmender Nährstoffeinträge ins Meer auf Eutrophierung und sauerstofffreien Zonen wurde in Kapitel 4.4.3 bereits diskutiert. Darüber hinaus ist auch ein Zusammenhang zwischen wärmerem Klima und sauerstofffreien Zonen in der Ostsee über viele Jahrhunderte hinweg nachweisbar (Kabel et al., 2012).

Derartige kumulative bzw. synergistische Wirkungen der verschiedenen, parallel wirkenden anthropogenen Stressoren (z.B. Temperaturanstieg, Versauerung, Verschmutzung, Übernutzung) sind kaum abschätzbar (Doney et al., 2009; Boyd et al., 2010). Im Zusammenspiel mit Überfischung bergen sie erhebliches Potenzial für unerwartete Reaktionen, die zum Überschreiten von Kippunkten in Meeresökosystemen führen könnten (Scheffer et al., 2001). Die marine Degradation scheint insgesamt größer zu sein als die Summe ihrer Teile, wobei die Degradation schneller voranschreitet

als vorhergesagt (Rogers und Laffoley, 2011).

Die globalen Umweltveränderungen und ihr Zusammenwirken mit Übernutzung und Degradation sind wesentliche Herausforderungen für die Zukunft der Ozeane (Kap. 1.2.8). Die Auswirkungen von Klimawandel und Versauerung auf die Fischerei werden dabei größer und die Resilienz geringer sein, wenn die Bestände durch Überfischung bereits geschädigt sind: Gesunde, nachhaltig bewirtschaftete Bestände sind robuster gegenüber Umweltwirkungen. Die systemischen Zusammenhänge, die Unsicherheiten und möglichen nichtlinearen Dynamiken (z.B. Auslösen von Kippunkten) machen die Notwendigkeit der Abkehr von der Analyse einzelner Bestände hin zu einem holistischen, adaptiven und ökosystemaren Ansatz sowie hin zum Vorsorgeansatz im Fischereimanagement deutlich (Kap. 4.5). Die Minderungen von Treibhausgasen und Nährstoffen müssen allerdings überwiegend an Land in den Energie-, Transport- und Landnutzungssystemen stattfinden, da hier der weit überwiegende Anteil der Emissionen erfolgt.

Die Kombination von Versauerung, Erwärmung und Sauerstoffverlust, ihre Auswirkungen auf Meeresökosysteme und Fischerei sowie ihre Rückkopplungen zum Klimasystem sind nur unzureichend verstanden. Daher werden auch in der Forschung verstärkt multidisziplinäre Ansätze angeraten, um diese komplexen Fragen anzugehen (Turley und Gattuso, 2012).

4.5 Folgerungen

Fischerei

- › *Der derzeitige Umgang mit den marinen Bioressourcen ist volkswirtschaftlich unvernünftig.* In der Praxis ist der unregulierte Zugang zu den Fischbeständen, bei dem jeder Fischer vor allem seinen persönlichen Ertrag zu maximieren sucht, immer noch weit verbreitet. Dieses kurzfristige Ertragsdenken führt zu Überfischung und zum Herunterwirtschaften der Bestände bis zu deren Zusammenbruch. Das Setzen und Umsetzen von Regeln zur nachhaltigen Bewirtschaftung aus einer Langfristperspektive heraus findet in vielen Regionen nur unzureichend statt. Die marinen Fischbestände werden daher global gesehen mangelhaft bewirtschaftet, den Volkswirtschaften gehen deshalb Milliardenbeträge verloren (World Bank und FAO, 2009).
- › *Der derzeitige Umgang mit den marinen Bioressourcen ist aus ökologischer Sicht nicht nachhaltig.* Viele Meeresökosysteme leiden unter den extremen Eingriffen durch die Fischerei. Überfischung, hoher Bei-

fang sowie illegale und zerstörerische Fischerei gefährden die ökologische Basis von Meeresökosystemen, die Erhaltung biologischer Vielfalt und die Ökosystemleistungen der Meere.

- › *Die Nachfrage nach Fisch steigt.* Der Nachfragedruck auf die Fischressourcen wird zunehmen. Fisch wird nicht nur als hochwertiges Produkt in Industrieländern und von wohlhabenden Schichten in Schwellenländern nachgefragt, sondern auch als lebenswichtige Proteinquelle für die wachsende Bevölkerung in Entwicklungsländern. Diese Nachfrage wird sich aus den Wildbeständen nicht befriedigen lassen, was es für die Politik zusätzlich erschweren wird, eine Wende zur Nachhaltigkeit rasch und konsequent umzusetzen (Mora et al., 2009).
- › *Die Transformation der Fischerei zur Nachhaltigkeit ist geboten.* Es besteht dringender und fundamentaler Transformationsbedarf in der weltweiten Meeresfischerei. Wenn den Beständen keine Möglichkeit der Erholung gegeben wird, dann werden die Erträge unter gleichbleibendem Fischereidruck zurückgehen, immer mehr Bestände werden gefährdet und es wird der wichtige Beitrag aufs Spiel gesetzt, den die Meere für die Ernährungssicherung insbesondere in Entwicklungsländern leisten können. Eine Transformation zur Nachhaltigkeit wäre also positiv für die Ernährungssicherung, für die Volkswirtschaften und für die marinen Ökosysteme. Diesen dreifachen Gewinn zu sichern sollte das Ziel sein: größere Bestände, größere Erträge und größere Resilienz, z.B. gegenüber systemischen Wirkungen wie dem Klimawandel, und das bei geringeren Betriebskosten (Kap. 7.4.1). Die Notwendigkeit einer solchen Transformation der Fischerei zur Nachhaltigkeit ist in Wissenschaft und Politik weithin anerkannt.
- › *Die Transformation zur Nachhaltigkeit ist möglich.* Die technischen und politischen Instrumente für nachhaltige Bestandsbewirtschaftung sind verfügbar (Beddington et al., 2007). Es gibt erhebliches Potenzial, durch die Anwendung technischer Lösungen sowie durch die Vereinbarung und Umsetzung besserer Managementregeln zu einer nachhaltigen Nutzung zu kommen. Dazu müssten vor allem längst vereinbarte Grundsätze (vor allem der ökosystemare Ansatz und das Vorsorgeprinzip) sowie politische Ziele umgesetzt und bereits vorhandene Instrumente angewendet werden (Kap. 7.4.1). Vor allem sollte deutlich mehr in die Erhaltung und den Wiederaufbau der Bestände investiert werden. Die vorhandenen Instrumente müssen allerdings jeweils auf die ökosystemaren und gesellschaftlichen Bedingungen vor Ort zugeschnitten und zu einem geeigneten Mix zusammengestellt werden. Das betrifft nicht nur die Bestandsbewirtschaftung selbst, sondern auch die

Einbettung in übergreifende Strategien des Meesschutzes (z.B. marine Raumplanung, Meeresschutzgebietssysteme).

- ▶ *Der Übergang zur nachhaltigen Fischerei wird vorübergehende Ertragseinbußen mit sich bringen.* Der Fischereidruck wird vorübergehend reduziert werden müssen, um die Bestände zu sichern und wieder aufzubauen. Dadurch werden im globalen Mittel auch die Erträge vorübergehend sinken. Dies wird kurzfristig erhebliche politische, soziale und ökonomische Kosten mit sich bringen, denen langfristig Vorteile gegenüberstehen (World Bank und FAO, 2009). Insbesondere bei langjähriger Überfischung sind Einschränkungen der Fangmengen unvermeidlich, die von drastischen Quotenminderungen bis zur langjährigen Schließung von Fischereien gehen können, was den fischereiwirtschaftlichen Akteuren nur schwer vermittelbar ist. Aufgrund dieser Konstellation ist für die Durchsetzung dieser Wende die Mobilisierung von politischem Willen in erheblichem Ausmaß unabdingbar. Es ist aber zu erwarten, dass nach der Transformation weltweit und in vielen Regionen die Erträge wieder auf altem Niveau oder sogar höher liegen können, ohne die Bestände zu gefährden oder destruktive Methoden anzuwenden (UNEP, 2011b; EU: Froese und Quaas, 2013). Die dafür notwendige Übergangszeit ist vom Bestand und der ökologischen Situation abhängig, teils nur schwer abschätzbar und kann Jahre, aber auch Jahrzehnte betragen.
- ▶ *In einigen Regionen hat die Trendwende bereits begonnen.* Bei den wissenschaftlich gut untersuchten Beständen in Industrieländern beginnt sich das Blatt in Richtung Nachhaltigkeit bereits zu wenden (Worm et al., 2009). Auch die angestrebte EU-Reform weist in die richtige Richtung (Kap. 7.4.1.7). Insgesamt ist die Lage in Industrieländern auf einem langsamen Weg der Besserung (z.B. Australien; Kasten 4.1-6). Auf der anderen Seite sind die schlecht untersuchten, datenarmen Bestände, die meist in Entwicklungs- und Schwellenländern liegen, in deutlich schlechterem Zustand. Hier ist die Trendwende noch nicht in Sicht (Costello et al., 2012b). Die Herausforderung in diesen Regionen ist erheblich größer, weil teils erhebliche Kapazitätslücken bestehen. Dennoch gibt es auch Entwicklungsländer, die als positives Fallbeispiel gelten (z.B. Namibia; Kasten 4.1-7).
- ▶ *Um- und Durchsetzung der Regelungen sind entscheidend.* Die Grundlage für eine Fischerei-Governance im Dienst der Nachhaltigkeit ist vorhanden, auch wenn es noch Regelungslücken gibt, die umgehend geschlossen werden sollten (z.B. in der Fischerei auf der Hohen See). Die internationalen Regelungen, z.B. der FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei oder das UN Fish Stocks Agreement, bieten gute Orientierung für eine nachhaltige Bestandsbewirtschaftung. Eine nachhaltige Governance der Fischerei scheiterte aber bisher meist an mangelhafter nationaler Regulierung sowie an Umsetzungsdefiziten. Die fortdauernde Subventionierung der Fischerei mit daraus erwachsenen Überkapazitäten ist ein Beispiel dafür. Eine möglichst unverwässerte Umsetzung der wissenschaftlichen Empfehlungen in praktische Politik (z.B. Quoten, Managementpläne) durch einen transparenten und partizipatorischen Prozess ist von entscheidender Bedeutung für die Nachhaltigkeit der Fischerei (Mora et al., 2009). Diese Umsetzung ist in der Regel Sache staatlicher Stellen, etwa von Fischereiministerien, die im politischen Raum neben der wissenschaftlichen Einschätzung einer Vielzahl anderer Faktoren und Interessen ausgesetzt sind. Nicht zuletzt gibt es verbreitet erhebliche Durchsetzungsdefizite, so dass beschlossene Regelungen nicht selten ungestraft unterlaufen werden können.
- ▶ *Globale Koordinierung ist notwendig.* Eine Nebenwirkung nachhaltigen Fischereimanagements in einer Region der Welt kann sein, dass dort die Fänge zurückgehen und damit der Bedarf mittels Importen aus anderen Regionen der Welt befriedigt wird. Dort steigt entsprechend der politische Druck, Überfischung zuzulassen. Um diese Verlagerung zu vermeiden, ist ein global koordinierter Übergang zur nachhaltigen Bewirtschaftung wünschenswert, auch wenn er politisch extrem schwierig umzusetzen ist (Worm und Branch, 2012).
- ▶ *Systemische Wirkungen globaler Umweltveränderungen berücksichtigen.* Für die Fischerei bedeutet der Klimawandel erheblichen Anpassungsdruck, denn es ist mit größerer Vulnerabilität der Fischbestände zu rechnen und die Fischerei muss sich auf komplexe und überraschende Wirkungen einstellen. Eine weiterhin ungebremste Versauerung würde die Ozeanchemie für Jahrtausende verändern und birgt ein weiteres, erhebliches Risiko weitreichender und irreversibler Veränderungen von Meeresökosystemen. Auch sauerstofffreie Zonen bewirken fundamentale Veränderungen der marinen Ökosystemstruktur und -funktion. Insgesamt dürfte dies auch Fischerei und Aquakultur beeinträchtigen, wobei die ökonomischen Schäden nur schwer einzuschätzen sind.
- ▶ *Forschung und Entwicklung vorantreiben.* Auch wenn die derzeitigen Probleme durch Überfischung ihre Ursachen weniger in ungenügendem Wissen über nachhaltiges Management von Fischbeständen haben als in der mangelhaften Anwendung bereits vorhandenen Wissens, sollten dennoch die beste-

henden Wissenslücken gefüllt werden. Dies betrifft insbesondere die verbesserte Kenntnis der Strukturen der bewirtschafteten Meeresökosysteme, die Entwicklung schonender Fangmethoden, das Management datenarmer Bestände, Governance-Forschung sowie Forschung zu Auswirkungen der globalen Umweltveränderungen (Kap. 8.3.3.1).

Aquakultur

- › *Die Aquakultur als zentraler Baustein der Versorgung mit Fischprodukten:* Die Aquakultur hat heute weltweit einen sehr wichtigen Stellenwert in der Versorgung der Menschen mit Fisch und Meeresfrüchten. Ihre Bedeutung wird angesichts stagnierender Fischereierträge, wachsender Bevölkerungszahlen und einer steigenden Nachfrage vor allem in den sich entwickelnden Mittelschichten der Schwellen- und Entwicklungsländer noch zunehmen: Aquakultur ist der global am schnellsten wachsende Nahrungsmittelsektor. Es wird erwartet, dass in naher Zukunft der Beitrag der Aquakultur zur Versorgung der Menschen mit tierischen aquatischen Produkten den der Fischerei überholen wird.
- › *Aquakultur ist in weiten Teilen nicht nachhaltig:* Die intensiven Formen der Aquakultur können mit erheblichen Umweltproblemen, wie Verschmutzung, Krankheitsübertragung und Gefährdung des Genpools der Wildpopulationen, verbunden sein. Die wachsende Produktion ökonomisch hochwertiger fischfressender Arten wie Lachs erhöht zudem durch ihre Abhängigkeit von Fischmehl und -öl den Druck auf wilde Fischbestände. Daher ergibt sich aus diesen Formen der Aquakultur keine Entlastung der Fischbestände, so lange Fischmehl und -öl im Futter nicht substituiert wird.
- › *Aquakultur ist international unzureichend geregelt:* Die internationale Governance der Aquakultur ist nicht ausreichend. Auf internationaler und EU-Ebene existieren nur breit gefasste Empfehlungen, Leitlinien und Strategien zur Förderung einer nachhaltigen Aquakultur. Der unverbindliche FAO-Verhaltenskodex für eine verantwortungsvolle Fischerei (Art. 9; FAO, 1995) nimmt dabei eine führende Rolle ein. Darüber hinaus werden einige Belange und Umweltwirkungen der Aquakultur durch spezifische Übereinkommen berührt (z.B. Hygienevorschriften, Umgang mit nicht heimischen Arten).
- › *Staatliche Regulierung häufig ungenügend:* In den meisten Staaten gibt es Regulierungen zur Gestaltung der Aquakultur, allerdings sind diese, vor allem in Entwicklungs- und Schwellenländern, oft schwach und die Durchsetzung ungenügend, wodurch nicht nachhaltige Praktiken sowie Nutzungskonflikte begünstigt werden. Aktuelle und verlässliche Daten

fehlen häufig, was Politikgestaltung und Strategieumsetzung zusätzlich erschwert. Bei anspruchsvollen Qualitäts- und Umweltstandards besteht allerdings die Gefahr, dass vor allem kleine Aquakulturfarmen in Entwicklungsländern diese aufgrund mangelnder finanzieller oder technischer Ressourcen nicht erfüllen können, was deren Zugang zu überregionalen Märkten erschweren kann.

- › *Transformation der Aquakultur zur Nachhaltigkeit ist notwendig:* Parallel zur Fischerei sollte auch in der Aquakultur eine Wende zur Nachhaltigkeit erfolgen (Kap. 7.4.2). Bereits jetzt können viele der genannten Umweltbelastungen durch die Einführung nachhaltiger Managementprinzipien, verbesserte Produktionssysteme und Futtermittel eingeschränkt werden. Auch die Abhängigkeit bestimmter Aquakultursysteme von Futterfisch kann weiter vermindert und der Anteil pflanzenbasierter Nahrung erhöht werden. Zu beachten ist die Vielfalt der Aquakultur: In ihren unterschiedlichen Formen finden sich auch Arten, deren Zucht nur mit geringen Umweltwirkungen verbunden ist. Dazu gehören pflanzenfressende Fische und Krebstiere, Muscheln und Schnecken.
- › *Regeln für nachhaltige Aquakultur weiterentwickeln und umsetzen:* Soll Aquakultur nachhaltig gestaltet werden, sind effektive Governance-Ansätze auf allen Ebenen notwendig, die eine Entwicklung zu ökologisch und sozial verantwortlichen Formen der Aquakulturproduktion sowie des Konsums in Erzeuger- und Verbraucherländern ermöglichen (Kap. 7.4.2). Ökosystemansatz und Vorsorgeprinzip sollten als Grundlage dienen, wobei die systemischen Beziehungen (z. B. sozioökonomische Auswirkungen der Aquakultur, Einfluss des Klimawandels auf Aquakultur) mit bedacht werden sollten. Die Entwicklung einer nachhaltigen Aquakultur erfordert die Kooperation vieler Akteure über Ländergrenzen hinweg und eine breite Palette an Maßnahmen. Allen voran sollte die Weiterentwicklung der bestehenden internationalen Regulierung, deren verstärkte Umsetzung in nationales Recht sowie die effektive Umsetzung stehen. Neben staatlicher Gestaltung können auch Umweltschutzmaßnahmen der Farmer aus Eigeninitiative die Umsetzung nachhaltiger Aquakultur, wie z. B. eine umweltfreundliche Produktion, fördern.
- › *Forschung und Entwicklung für nachhaltige Aquakultur fördern:* Die Entwicklung neuer umweltschonender Produktionsmethoden sollten ebenso unterstützt werden wie die Verbesserung herkömmlicher Systeme, z. B. durch effektiveren Impfschutz der Zuchttiere und effektives Management (Kap. 8.3.3.2). Gleichzeitig sollte die Entwicklung und Vermarktung herbi- und omnivorer Süßwasser-

fische sowie von Muscheln und Schnecken gefördert werden, da deren Zucht aus ökologischen Gesichtspunkten den Raubfischen vorzuziehen ist. Die Weiterentwicklung und Vereinheitlichung der Zertifizierung nachhaltig produzierter Produkte sowie eine verbesserte Information von Handel und Verbrauchern zu den Auswirkungen bestimmter Produktionsformen sind weitere wichtige Ansätze. Die Integration von Aquakultur in Offshore-Windparks ist ein vielversprechender Ansatz zu Nutzung gemeinsamer Infrastruktur und der Verringerung räumlicher Nutzungskonkurrenzen. Die relevanten Technologien stehen am Beginn ihrer Entwicklung und sollten weiter unterstützt werden.

- *Nachhaltige Aquakultur ist eine Chance für Entwicklungs- und Schwellenländer:* Der überwiegende Teil der Aquakulturproduktion erfolgt in Entwicklungs- und Schwellenländern mit teilweise hoher Ernährungsunsicherheit. Ein verstärktes Engagement von Regierungen und Zivilgesellschaft im kritischen Dialog mit den Erzeugern ist sinnvoll, um die Potenziale der Aquakultur klug zu nutzen und Schäden weitestgehend zu vermeiden. Dabei sollten insbesondere die Industrieländer als wichtige Importnationen von Aquakulturprodukten im Rahmen ihrer Entwicklungszusammenarbeit die Produzenten in den Entwicklungs- und Schwellenländern bei dem Umbau hin zu einer ökologisch verträglichen und sozial gerechten Aquakultur unterstützen.
- *Nutzungskonflikte regulieren:* Die dynamische Aquakulturentwicklung führt häufig zu Konflikten mit räumlich konkurrierenden Nutzungen. Die Integration von Mechanismen zur Konfliktregulierung in Prozesse, wie z. B. Genehmigungsverfahren mit Umweltverträglichkeitsprüfungen im Rahmen einer marinen Raumordnung oder die Förderung von Dialogprozessen innerhalb eines integrierten Küstenzonenmanagements, ist deswegen von großer Bedeutung (Kap. 7.4.2.5).
- *Entwicklungen der Offshore-Aquakultur beachten:* Aufgrund des starken Wachstums der Aquakulturbranche, zunehmenden Nutzungskonkurrenzen an Küsten und technologischer Entwicklung wird damit gerechnet, dass Aquakulturanlagen immer weiter entfernt von der Küste und möglicherweise auch auf der Hohen See entstehen. Die bestehenden internationalen Vereinbarungen, Empfehlungen und Prinzipien sind allerdings unzureichend, die damit verbundenen Herausforderungen zu meistern, so dass eine Regelungslücke besteht (FAO, 2010b).

Energie aus dem Meer

Energiesysteme spielen bei der Transformation zu einer nachhaltigen Entwicklung eine herausragende Rolle. Während sich das Gutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ (WBGU, 2011) hauptsächlich mit terrestrischen Aspekten der Energiegewinnung beschäftigt hat, werden hier die Potenziale der Energieerzeugung aus und auf dem Meer näher beleuchtet. Bei der Gewinnung von Öl und Gas hält der Trend zur Offshore-Exploration weiter an. Diese Entwicklung scheint sich auch im Bereich der erneuerbaren Energien fortzusetzen; z.B. wächst in europäischen Ländern die Offshore-Nutzung der Windenergie deutlich schneller als an Land.

Bei der Offshore-Expansion der erneuerbaren Energien spielen Technologien zur Erzeugung elektrischer Energie eine herausragende Rolle, weil damit erhebliche technische Effizienzsteigerungen für alle nachgeschalteten Prozesse der Energienutzung möglich sind. Die Verbesserung der Effizienz entlang von Energiewandlungsketten machen den verstärkten Einsatz elektrischer Energie attraktiv. Wichtige Beispiele sind die Elektromobilität oder der verstärkte Einsatz elektrischer Wärmepumpen für die Beheizung bzw. Klimatisierung von Gebäuden. Elektrizität aus erneuerbaren Energien verdrängt dabei fossile Energieträger wie Benzin, Diesel, Heizöl und Gas. Diese Entwicklungen tragen dann massiv zu einer Dekarbonisierung der Energiesysteme bei. Eine andere Möglichkeit CO₂-armer Energieerzeugung ist die Nutzung fossiler Energieträger unter Abtrennung des entstehenden CO₂ und dessen Einlagerung (Carbon Dioxide Capture and Storage, CCS), sofern CO₂ über geologische Zeiträume sicher deponiert werden kann. Für beide Alternativen können in Zukunft die Meere einen entscheidenden Beitrag liefern.

Generell könnte für die Stromerzeugung mit Hilfe erneuerbarer Energien die Windenergie neben der Solarenergie die wichtigsten Beiträge liefern. Beide Technologien erlauben die Stromproduktion ohne Abwärmeverluste. Die größten Windenergiepotenziale werden bei der Offshore-Nutzung gesehen, die eine relativ ausgeglichene Energieversorgung erlaubt und die sich für die Versorgung küstennaher Ballungsge-

biete anbietet (WBGU, 2011). Für die Länder, die nicht auf die Nutzung fossiler Energieträger verzichten wollen, ist CCS eine notwendige Klimaschutzoption. Für die Deponierung des aus fossilen Verbrennungsprozessen abgeschiedenen CO₂ kommt aus Sicherheits- und Akzeptanzüberlegungen vor allem der Bereich unterhalb des Meeresbodens in Frage (WBGU, 2006). Langfristig kann noch eine weitere Nutzung der Meere hinzukommen. Dabei wird die hohe Produktivität von Aquakulturen für die Bioenergienutzung eingesetzt. Deponiert man das dabei anfallende CO₂ unter dem Meeresboden, wird der Erdatmosphäre aktiv CO₂ entzogen.

Auch für Energiespeicherung werden die Meere zunehmend interessant: Tiefsee-Pumpspeicherkraftwerke eröffnen neue Möglichkeiten für eine kostengünstige und umweltverträgliche Kurzzeitspeicherung elektrischer Energie. Die Herstellung von Wasserstoff oder Methan aus Windstrom bzw. Biomasse in Verbindung mit Aquakulturen für die Langzeitspeicherung von Energie und die Bereitstellung chemischer Rohstoffe sind weitere Optionen für eine Nutzung der Meere. Darüber hinaus werden die Meere zunehmend für Energieinfrastrukturen und den Transport von Elektrizität und Energiegasen genutzt. Die Meere können sich daher zu einem unverzichtbaren Bestandteil zukünftiger, nachhaltiger Energiesysteme entwickeln. Global gültige Abkommen zur Governance der Meere und des Meeresbodens müssen deshalb rechtzeitig entwickelt und in Kraft gesetzt werden, um absehbare Konflikte bei dieser Art der Nutzung zu vermeiden (Kap. 3).

5.1

Fossile Energieträger aus dem Meer

Der folgende Abschnitt gibt einen knappen Überblick über aktuelle Schätzungen der globalen Vorkommen fossiler Energieressourcen, die Technologien und Kosten ihrer Gewinnung auf dem Meer sowie die Wechselwirkungen mit Nachhaltigkeitszielen, die sich durch ihre

5 Energie aus dem Meer

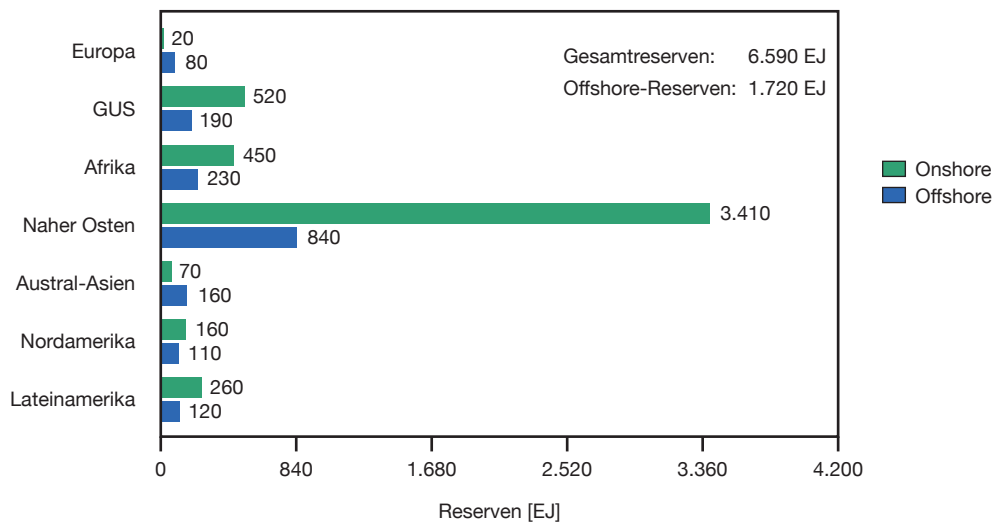


Abbildung 5.1-1

Verteilung der Reserven an konventionellem Erdöl 2007 onshore und offshore nach Regionen. Die hier gezeigten Werte für die Reserven liegen innerhalb der Spannweite der Tabelle 5.1-1a.

Quelle: BGR, 2009

Gewinnung ergeben können. Diese Bestandsaufnahme ist die Grundlage für die Beschreibung der zukünftigen Rolle fossiler Energieträger in einer visionären marinen, nachhaltigen Energieerzeugung (Kap. 5.3).

Das nachfolgende Analyseschema unterscheidet konventionelle und unkonventionelle fossile Energiequellen (Öl, Gas, marine Methanhydrate). Die Expansion der Erdöl- und Erdgasproduktion auf das Meer hat bereits stattgefunden, so dass in diesem Bereich ein großer Erfahrungsschatz vorhanden ist. Dies gilt nicht für den Abbau mariner Methanhydrate, die noch nicht kommerziell gefördert werden.

5.1.1

Ressourcenverfügbarkeit fossiler Energieträger

Die Vorkommen fossiler Kohlenwasserstoffe sind begrenzt und regional unterschiedlich verteilt (Abb. 5.1-1; Kasten 5.1-1). Kohlenwasserstoffe lagern üblicherweise in Poren im Sedimentgestein innerhalb der Erdkruste. Es existiert eine Reihe unterschiedlicher Konventionen zur Klassifizierung von Reserven und Ressourcen. Folgende Sichtweise wird vom WBGU übernommen: Reserven sind bekannte Vorkommen, die mit großer Genauigkeit erfasst und aus heutiger technologischer und ökonomischer Sicht abbaubar sind. Ressourcen sind mit gewisser Unsicherheit nachgewiesen, allerdings mit dem aktuellen Stand technologischer Entwicklung oder aus ökonomischen Gründen noch nicht abbaubar. Außerdem wird noch zwischen konventionellen und unkonventionellen Vorkommen unterschieden, wobei man unter Letzteren

Funde bezeichnet, deren Förderung technisch aufwändig ist und die erst in Zukunft potenziell rentabel werden könnten (WBGU, 2011). Nachhaltigkeitskriterien werden bei dieser Klassifizierung nicht berücksichtigt. Wie aber im Folgenden noch gezeigt werden soll, kann es unter Abwägung ökologischer, ökonomischer und sozialer Kriterien sinnvoll sein, nicht alle wirtschaftlichen Vorkommen zu erschließen.

Aktualisierte internationale Schätzungen zu Reserven, Ressourcen und weiteren Vorkommen werden in regelmäßigen Abständen von öffentlichen Organisationen wie der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) oder dem U.S. Geological Survey (USGS) und privaten Unternehmen wie BP (British Petroleum) vorgenommen. Tabelle 5.1-1a zeigt die historische Produktion fossiler Energieträger, die Produktion im Jahr 2010 und Schätzungen über Reserven, Ressourcen und weitere Vorkommen. Ebenfalls angegeben ist das Reserven/Produktions-Verhältnis, welches angibt, wie viele Jahre die Reserven bei gegenwärtigem jährlichem Verbrauch noch verfügbar wären. Unkonventionelles Erdgas ist bei weitem die größte Ressource. Marine Methanhydrate, deren Schätzungen stark schwanken, sind den weiteren Vorkommen an unkonventionellem Gas zuzurechnen. Zusätzlich zu der üblichen Betrachtungsweise vom Energiegehalt zeigt Tabelle 5.1-1b die in den fossilen Energieträgern gebundenen Mengen an Kohlenstoff bzw. die Mengen an CO₂, die bei der Nutzung freigesetzt werden würden.

Es ist hervorzuheben, dass das Kohlendioxid, das aus der Nutzung sämtlicher fossiler Energieträger freigesetzt werden kann, den gegenwärtigen Kohlendioxidgehalt der Atmosphäre um ein Vielfaches übersteigt. Aus

Tabelle 5.1-1

Globale fossile Reserven und Ressourcen, wobei die Spannbreiten den jeweils niedrigsten und höchsten Schätzwert angeben (a) sowie die potenziellen CO₂-Emissionen als Folge ihrer Nutzung (b). Dargestellt ist zudem deren Potenzial, die 2°C-Leitplanke zu gefährden. Diese Gefährdung ist als Faktor ausgedrückt, mit dem die bei vollständiger Nutzung der jeweiligen Reserven und Ressourcen entstehenden CO₂-Emissionen das bis 2050 zulässige Emissionsbudget von 750 Gt CO₂ aus fossilen Quellen überschreiten würden. Die Zahlen beziehen sich allein auf CO₂, andere Treibhausgase sind nicht berücksichtigt. Marine Methanhydrate sind in der Kategorie „weitere Vorkommen“ berücksichtigt.

Quelle: WBGU, 2011; GEA, 2012; eigene Berechnungen

a

	Historische Produktion bis 2010	Produktion im Jahr 2010	Reserven	Ressourcen	Weitere Vorkommen	Summe: Reserven, Ressourcen und weitere Vorkommen	Statistische Reichweite (Reserven/Produktion)
	[EJ]	[EJ]	[EJ]	[EJ]	[EJ]	[EJ]	[Jahre]
Konventionelles Öl	6.788	141	4.900–7.610	4.170–6.150		9.070–13.760	35–54
Unkonventionelles Öl	629	23	3.750–5.600	11.280–14.800	>40.000	>55.000	165–247
Konventionelles Gas	3.572	106	5.000–7.100	7.200–8.900		12.200–16.000	47–67
Unkonventionelles Gas	173	15	20.100–67.100	40.200–121.900	>1.000.000	>1.060.000	1.331–4.444
Kohle	7.426	156	17.300–21.000	291.000–435.000		308.300–456.000	111–134
Gesamt	18.588	441	51.050–108.410	353.850–586.750	>1.040.000	>1.444.000	1.689–4.946

b

	Historische Produktion bis 2010	Produktion im Jahr 2010	Reserven	Ressourcen	Weitere Vorkommen	Summe: Reserven, Ressourcen und weitere Vorkommen	Faktor mit dem allein diese Emissionen das 2°C Emissionsbudget überschreiten
	[Gt CO ₂]	[Gt CO ₂]	[Gt CO ₂]	[Gt CO ₂]	[Gt CO ₂]	[Gt CO ₂]	
Konventionelles Öl	498	10	359–558	306–451	–	665–1.009	>1
Unkonventionelles Öl	46	2	275–410	827–1.085	>3.000	>4.100	>5
Konventionelles Gas	200	6	281–398	404–499	–	684–898	>1
Unkonventionelles Gas	10	1	1.128–3.764	2.255–6.839	>56.000	>59.000	>79
Kohle	1.758	42	4.829–10.256	33.474–55.507	–	38.304–65.762	>51
Gesamt	2.512	60	6.871–15.386	37.266–64.380	>59.000	>103.000	>137

der rechten Spalte der Tabelle 5.1-1b wird ersichtlich, dass jeder einzelne Energieträger allein bereits das CO₂-Budget übersteigt, welches mit einem Anstieg der mittleren, globalen Temperatur um 2 °C gegenüber dem vorindustriellen Niveau kompatibel wäre (WBGU, 2009b). Alle fossilen Vorkommen zusammen übersteigen das CO₂-Budget um mehr als zwei Größenordnungen.

Die in Tabelle 5.1-1 angegebenen Werte stellen eine Momentaufnahme dar. Wie aus obiger Definition her-

vorgeht, handelt es sich bei der Abgrenzung von Reserven und Ressourcen um ein dynamisches Konzept, welches durch viele Faktoren – besonders technologische Entwicklungen und Energiepreisentwicklungen, aber beispielsweise auch Regulierungen – beeinflusst wird. Ressourcenschätzungen geben einen Hinweis darauf, welche Menge an Kohlenwasserstoffen entwickelt werden könnte.

Kasten 5.1-1

Ressourcenkonflikte im Pazifik

Im Westpazifik, im Bereich des ostchinesischen Meeres, des südchinesischen Meeres und des Golf von Thailand, existiert eine Vielzahl langanhaltender Konflikte zwischen den Anrainerstaaten. Diese bestehen in konkurrierenden territorialen und seerechtlichen Ansprüchen. Prominente Beispiele sind die jüngsten Dispute zwischen China und Japan um die Diaoyutai- bzw. Senkaku-Inseln im ostchinesischen Meer, sowie zwischen China, Vietnam und den Philippinen um die Paracel- und Spratly-Inseln im südchinesischen Meer. Die Anrainerstaaten der oben aufgeführten Regionen sind, mit Ausnahme von Kambodscha und Taiwan (Nicht-UN-Staat), Unterzeichner des UN-Seerechtsübereinkommens, welches somit das rechtliche Rahmenwerk für konkurrierende Ansprüche stellt (NBR, 2011; Kap. 3.2). Bei den beanspruchten Inselgruppen handelt es sich oftmals nur um winzige, felsige Eilande. Für das gesteigerte Interesse gibt es vor allem drei Gründe (Richter, 2012a; Fabi und Aizhu, 2012):

- ▶ Entlang der Inselgruppen verlaufen wichtige Schifffahrtswege des Welthandels. Diese verbinden Europa, Afrika, den Mittleren Osten und Südasiens mit den Ballungszentren Ostasiens und über sie läuft mindestens ein Drittel des globalen Schiffsgüterverkehrsaufkommens, davon ein Großteil der asiatischen Rohstoffimporte.
- ▶ Die Region beherbergt sehr reiche Fischvorkommen, allein das südchinesische Meer erbringt 10% der jährlichen, globalen Fischerträge.
- ▶ In der Region werden große Öl- und Gasvorkommen vermutet (Fabi und Aizhu, 2012). Ressourcenschätzungen für das südchinesische Meer reichen von 164 EJ bis zu 1.250 EJ an Öl und 130 EJ an Gas (EIA, 2013). Im Mittel würden diese Werte den gegenwärtigen chinesischen Verbrauch mehr als 30 Jahre decken. Aufgrund der steigenden Energienachfrage der ostasiatischen Staaten und der zunehmenden Importabhängigkeit erklärt dies die wichtige strategische Bedeutung dieser lokalen Ressourcen. Diese Schätzungen sind zum Teil aber recht spekulativ, und nur ein geringer Teil der vermuteten Ressourcen ist bereits nachgewiesen. Aufgrund der anhaltenden Gebietskonflikte und der damit verbundenen Unsicherheit haben Unternehmen dieses Areal bisher kaum einer Exploration unterzogen.

Mit der wichtigen strategischen Bedeutung geht auch eine militärische Aufrüstung in der Region einher (Richter, 2012b).

Damit wird der Westpazifik gleichzeitig zum Schauplatz des Aufeinandertreffens der beiden militärischen Supermächte des 21. Jahrhunderts, den USA und China. Dies verdeutlicht auch die zunehmende Anzahl der Militärmanöver in dieser Region. 2010 hat Peking erstmals einen Gesamtanspruch auf die militärische Hoheit im Ost- und Südchinesischen Meer erhoben. Die USA wiederum, seit dem Ende des zweiten Weltkriegs im Westpazifik eine Art Hegemon, orientieren sich strategisch nun noch stärker vom Atlantik in Richtung Westpazifik. Da Peking seine Gebietskonflikte oftmals bilateral austrägt, fühlen sich die kleineren Anrainerstaaten in die Enge getrieben und haben sich daher stärker an die USA gewandt. Von dieser verstärkten US-Präsenz wiederum fühlt sich China eingeengt.

Militärische Aufrüstung und die Sorge um Energiesicherheit verstärken sich gegenseitig, so dass sich nur schwer Ansatzpunkte zur Konfliktlösung finden lassen. Ein erweiterter Blickwinkel auf das Problem zeigt weitere Ursachen auf, welche zugleich Teil der Lösung werden könnten: Das Fehlen eines integrierten Energieversorgungssystems in der Region, das Nichtvorhandensein eines elektrischen „Supergrids“ sowie eines transnationalen Pipelinesystems (Kap. 5.3) haben dazu geführt, dass ein Großteil des internationalen Energiehandels in der Region per Schiff stattfindet. Zum einen haben dadurch die mit dem Energietransport verbundenen Risiken die Sorge um Versorgungssicherheit weiter erhöht. Zum anderen führt es dazu, dass der Umstieg auf modernere, netzgebundene Energieträger wie Gas unterschiedlicher Herkunft oder lokal vorhandene erneuerbare Energien, welche das Potenzial hätten, die angespannte Lage um die Versorgungssicherheit zu entschärfen, verzögert wird. Als Positivbeispiel kann hier das eurasische Elektrizitäts- und Pipelinennetzwerk dienen, welches gewissermaßen ein „Friedensdividende“ erzeugt, da es sowohl gegenseitige Abhängigkeiten, als auch starke Anreize für kooperatives Verhalten auf der Angebots- und auf der Nachfrageseite schafft. Die mögliche Etablierung einer panasiatischen Energieinfrastruktur könnte die angespannte Lage um die Versorgungssicherheit in der Region verbessern und darüber hinaus helfen, die marinen Energieresourcen in einer nachhaltigen Weise in das Energiesystem zu integrieren. Aus Sicht des WBGU würde eine Transformation der in erster Linie auf fossilen Energien basierten Energiesysteme der Anrainerstaaten im Westpazifik hin zu erneuerbaren Energien, einschließlich deren mariner Potenziale, helfen, die gegenwärtig sehr konfliktreiche Situation in ein stärker auf Kooperation bedachtes Umfeld zu überführen.

Erdöl und Erdgas

Die Gesamtmenge an Erdöl und Erdgas, welche letztendlich gewonnen werden kann, setzt sich zusammen aus bereits produzierten und noch verfügbaren Reserven, Reservenwachstum (beispielsweise Erhöhung des Ausbeutungsgrades eines Feldes), sowie vermuteten Ressourcen, welche es noch zu entdecken gilt. Es ist wahrscheinlich, dass dies auch zukünftig zu Zuwächsen bei den Reserven führen wird. Zumindest konnte auf diese Weise die statistische Reichweite (Reserven/Produktion) von Öl und Gas in der Vergangenheit konstant bei 40 bis 50 bzw. 70 Jahren gehalten werden, indem sich der Verbrauch und Neuentdeckungen in

etwa die Waage gehalten haben. Deshalb wird auch noch immer kontrovers diskutiert, ob der globale Peak der Ölproduktion bereits erreicht ist. Zumindest viel klarer scheint, dass in einigen klassischen Förderregionen der Peak bereits erreicht ist, was besonders private Öl- und Gasunternehmen vor große Herausforderungen stellt. Da der Zugang zu den noch relativ einfach zu erschließenden Förderregionen vielfach staatlichen Fördergesellschaften vorbehalten ist, haben Ölförderunternehmen zunehmend technische Fähigkeiten entwickelt, um bei der Suche nach Öl und Gas in neue Grenzregionen vorzudringen. In den Fokus gerückt sind hierbei insbesondere die Tiefsee und die

Arktis (Kasten 5.1-2), wo laut IEA (2005) ein Großteil der zukünftigen Neuentdeckungen erwartet wird. 2007 entfielen etwa 27% der Erdölreserven (17.000 EJ oder 400 Gtoe) auf Offshore-Gebiete (Abb. 5.1-1; BGR, 2009), davon lagern 460 EJ (oder 11 Gtoe) in Bereichen mit Wassertiefen größer als 500 m.

Annähernd die Hälfte der Offshore-Reserven befindet sich im Nahen Osten. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich zum einen durch neue Exploration in Tiefwasserbereichen im Golf von Mexiko, im Atlantik vor Brasilien, an der Westküste Afrikas, im Kaspischen Meer, in Südostasien sowie in den arktischen Regionen Russlands und Nordamerikas (Abb. 5.1-3) die Offshore-Reserven erhöhen und zum anderen die Gewichte der geographischen Verteilung der Reserven weiter verschieben werden.

Methanhydrate

Methanhydrate sind eisähnliche Verbindungen, in denen ein aus Wassermolekülen bestehendes Kristallgitter Gasmoleküle einschließt. Sie werden den unkonventionellen Gasvorkommen zugeordnet. Sie sind brennbar und speichern große Mengen Methan auf kleinstem Raum: Geht das Methan durch Erwärmung in die Gasphase über, nimmt sein Volumen um das 170fache zu (WBGU, 2006; Krey et al., 2009). Im Meer finden sich Methanhydrate überwiegend in den Sedimenten von Kontinentalhängen bei Wassertiefen ab 150–200 m in hohen Breitengraden und ab 500 m in niedrigen bis mittleren Breitengraden (Abb. 5.1-2; GEA, 2012). Vorkommen in Wassertiefen bis zu 4.000 m werden nicht ausgeschlossen (Ruppel, 2011). An Land finden sich Gashydrate unter arktischen Permafrostböden.

Voraussetzungen für Bildung und Stabilität von Methanhydraten sind hoher Druck und niedrige Temperaturen. Marine Gashydrate entstehen in erster Linie durch Methan, das aus größeren Sedimenttiefen aufsteigt und in höheren, kälteren Sedimentschichten fixiert wird. Je nach Druck, Temperatur sowie den geochemischen Bedingungen bleiben Gashydrate in einer bis zu mehrere hundert Meter unter den Meeresboden reichenden, sogenannten Methanhydratstabilitätszone beständig. Der Gehalt an Gashydrat im Sediment ist variabel. Hohe Konzentrationen treten zumeist in porösen Sedimenten mit hoher Durchlässigkeit wie etwa Sand auf. Feinkörnige Sedimente wie beispielsweise Tonschiefer (Shales) weisen die niedrigsten Konzentrationen auf (Abb. 5.1-2; Milkov, 2004; Trehu et al., 2006; Wallman et al., 2011; GEA, 2012).

Die Menge an in Hydraten eingeschlossenem Gas übersteigt die bekannten Ressourcen an konventionellem Gas bei weitem (Tab. 5.1-1a). Die Wissenschaft geht davon aus, dass die Menge an Methanhydraten auch die Menge anderer unkonventioneller Gasvor-

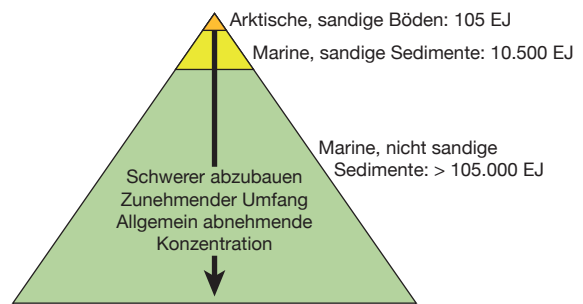


Abbildung 5.1-2

Menge an Methanhydratvorkommen nach Art der Ablagerung.

Quelle: modifiziert nach Boswell, 2009

kommen übersteigt (MIT, 2011). Die Vorkommen an Gashydraten können anhand ihrer geologischen Einbettung kategorisiert und deren Größenverhältnisse anhand einer Ressourcenpyramide verdeutlicht werden (Abb. 5.1-2). Der kleinste Teil der Vorkommen befindet sich in arktischen sandigen Böden an Land. Größere Vorkommen werden in sandigen Sedimenten der Meeresböden vermutet. Die größten Vorkommen liegen, ebenfalls eingeschlossen in feinkörnigen Lehm- und Schieferböden, im Meeresboden.

Der Abbau mariner Methanhydrate ist am ehesten in sandigen Sedimenten möglich. Sie zeichnen sich durch eine hohe Gaskonzentration aus und verteilen sich auf einzelne, abgegrenzte Reservoirs. Die Durchlässigkeit der Sedimente innerhalb der Reservoirs ermöglicht einen Abbau mit weitgehend vorhandener Abbautechnologie. Zusätzlich sind die Reservoirs gewöhnlich in einer Matrix undurchlässiger Sedimente eingeschlossen, was die unbeabsichtigte Freisetzung von Methan bei Bohrungen verringern kann. Bei Vorkommen in nicht sandigen Sedimenten, die den allergrößten Teil der Vorkommen ausmachen, ist ein Abbau aufgrund der niedrigen Gaskonzentration auf absehbare Zeit sehr unwahrscheinlich, da dafür die Entwicklung völlig neuer Bohrtechnologien notwendig wäre (Boswell, 2009; GEA, 2012).

Schätzungen über die Größe der Methanhydratvorkommen schwanken stark und reichen nach Wallmann et al. (2011) von mindestens 6.700 EJ bis 747.000 EJ. Nach dem Global Energy Assessment (GEA) liegt das theoretische Ressourcenpotenzial zwischen 2.500 und 2.773.000 EJ, das technische Potenzial zwischen 1.200 und 238.400 EJ und das ökonomische Potenzial zwischen 0 und 12.600 EJ (GEA, 2012: 458). Nach Boswell und Collet (2011) sind die Methanhydratreserven momentan bei praktisch Null.

Kasten 5.1-2**Öl- und Gasförderung in der Arktis**

Die gegenwärtige Produktion von Öl und Gas aus Feldern nördlich des Polarkreises ist, gemessen an der globalen Produktion von Kohlenwasserstoffen, sehr gering. Dies könnte sich jedoch zukünftig stark ändern (Kasten 1.2-3). In der Arktis wird seit 1920 Öl und Gas an Land gefördert und seit 1970 auch offshore (Economist, 2012; Lloyd's, 2012). Derzeitige Schätzungen zur Verfügbarkeit von Öl und Gas in der Arktis basieren weitgehend auf Untersuchungen des U.S. Geological Survey (USGS, 2008; IEA, 2008; Lloyd's, 2012). Demnach befinden sich in der Arktis etwa 25% der noch unentdeckten fossilen Ressourcen und aufgrund der bisher geringen Explorationstätigkeit ist die Chance auf besonders große Felder zu stoßen vergleichsweise höher als in anderen Regionen (Abb. 5.1-1). Mit etwa 1.460 EJ (35 Gtoe) macht Erdgas etwa zwei Drittel der Ressourcen an Kohlenwasserstoffen in der Arktis aus, für Öl werden etwa 530 EJ (13 Gtoe) angenommen (USGS, 2008). Ein Großteil davon wird im Bereich der küstennahen Kontinentalthänge vermutet.

So haben alle Anrainerstaaten der Arktis (Kanada, Russland, Norwegen, Grönland/Dänemark und die USA) bereits Untersuchungen zu Öl- und Gasvorkommen in ihren Küstenmeeren und ihrer AWZ durchgeführt (Kap. 3.2; Economist, 2012; Koivurova und Hossain, 2008). Mit dem Abschmelzen des arktischen Meereises wächst das Interesse an diesen vermuteten Rohstoffvorkommen (Kasten 1.2-3). Der wirtschaftliche Abbau dieser fossilen Rohstoffe hängt von der Entwicklung der Meerestechnologien, der Transporttechnologien und der weltweiten Preisentwicklung von Öl und Gas ab. Bisher ist die Transportinfrastruktur in der Arktis für Öl- und Gas aus dem Meer, auch aufgrund der klimatischen Verhältnisse, unterentwickelt (Lloyd's, 2012).

Das verstärkte Interesse an der energetischen Nutzung der Arktis lässt sich auf die folgenden Treiber zurückführen (Lloyd's, 2012):

- ▶ *Technologische Machbarkeit:* Durch technologischen Fortschritt wird eine zunehmende Anzahl von Projekten erschließbar und wirtschaftlich darstellbar, zudem sind geologische Risiken besser zu kontrollieren.
- ▶ *Wirtschaftliche Attraktivität:* Rohstoffpreise, die sich auf einem höheren Niveau stabilisieren, gepaart mit Unsicherheit über den Zugang zu Ressourcen in anderen Teilen der Welt, lassen Projekte in der Arktis aus Sicht von Staaten und Investoren zunehmend attraktiv erscheinen.
- ▶ *Zugang:* Schwindende Eisflächen innerhalb des Polarkreises erleichtern den Zugang zu Produktionsfeldern sowie die damit verbundene Logistik und führen somit ebenfalls zu sinkenden Kosten.

Trotzdem stellen Öl- und Gasbohrungen in der Arktis eine große Herausforderung dar und sind teils mit ähnlichen Schwierigkeiten behaftet wie Bohrungen in der Tiefsee. Dazu zählen nach IEA (2008) die Abgeschiedenheit der Bohrfelder, erhöhte Sicherheitsrisiken für die Arbeiter, erhöhte Umwelt- und Sensibilität der Ökosysteme sowie hohe Kosten. Dazu kommen noch extreme klimatische Bedingungen und Stürme, kurze Zeitfenster des Zugangs und Gefahren, die von Eis und Eisbergen ausgehen (PEG, 2010). Die Produktionsmöglichkeiten hängen von technologischen Entwicklungen ab, wie die Entwicklung spezieller Bohrschiffe und insbesondere teilautonomer Unterwassertechnologiesysteme für Bohrungen in eisbedeckten Gewässern (IEA, 2005).

Die Möglichkeiten, nicht konventionelle fossile Ener-

geträger zu nutzen, insbesondere Schiefergas in den USA, hat den internationalen Energiemarkt stark verändert. Derzeit werden in der Arktis die Risiken für Investitionen zur Erschließung der Ressourcenvorkommen höher eingeschätzt als die Erträge dieser Investitionen (DG, 2010; Humrich, 2011; Economist, 2012; Lloyd's, 2012). Hinzu kommt, dass die Erschließung der arktischen Bodenschätze erhebliche Umweltrisiken birgt. In der Arktis ist es aufgrund der klimatischen Umstände noch schwieriger als in anderen Regionen, mit Öl- oder Gasunfällen bei der Förderung oder beim Transport umzugehen. Hilfsschiffe sind aufgrund der großen räumlichen Distanz nicht so schnell verfügbar, und das halbe Jahr über ist es nahezu vollkommen dunkel (Welt Online, 6.9.2011; Lloyd's, 2012).

Den heutigen Governance-Rahmen der Arktis bilden UNCLOS, der Arktische Rat und multilaterale Konventionen (Kap. 3, Kasten 3.4-1). Im Arktischen Rat ist auch die Bevölkerung der Arktis eingebunden (Kasten 3.4-1; Humrich, 2011). Die Anrainerstaaten (USA, Kanada, Norwegen, Grönland/Dänemark, Russland) haben gemäß UNCLOS ihre territorialen Ansprüche und Ansprüche auf Nutzungsrechte bereits erhoben (Kasten 3.2-3). Die Anmeldungen zur Bestimmung der Festlandsockelgrenzen sind einvernehmlich bei der Festlandsockelkommission der UN gestellt (Kap. 3.2; Humrich, 2011). Da die meisten Öl- und Gasvorkommen sich in den AWZ der jeweiligen Staaten befinden, also nicht in umstrittenen Gebieten, gilt nationales Recht für die Erschließung der fossilen Energieträger. In Abbildung 5.1-3 ist erkennbar, dass ein Großteil des Gases auf russischem Territorium bzw. in russischen Gewässern und der Hauptteil des Öls in USA, Kanada und Grönland/Dänemark bzw. deren Gewässern zu finden sind.

Öl- und Gasaustritte sind auf jeder Produktionsstufe möglich und können durch eine Vielzahl von Faktoren hervorgerufen werden (z. B. menschliches Versagen, Materialversagen, Sabotage). Die extremen arktischen Bedingungen wie Meer eis, tiefe Temperaturen, lang andauernde Dunkelheit sowie starke Stürme und Wellengang erhöhen grundsätzlich die Wahrscheinlichkeit eines Unfalls. In der Literatur werden die möglichen Umweltfolgen von Öl- und Gasaustritten für Öl als weitaus schwerwiegender im Vergleich zu Gas eingeschätzt. Dabei ist zu beachten, dass Ölaufstritte prinzipiell auch als Nebenprodukt der Gasförderung möglich sind.

Die Arktis beherbergt einzigartige Ökosysteme und ist Lebensraum u. a. für Walrosse, Eisbären, Wale, Seevögel, Fische und eine Vielzahl kleinerer Lebewesen (Kasten 7.3-1). Diese Arten sind gut angepasst an die arktischen Bedingungen und existieren auch nur dort. Bei einem Ölunfall wären diese einzigartigen Ökosysteme stark gefährdet. Durch Interaktion mit dem Eis breitet sich Öl langsamer aus als in offenem Wasser und durch die niedrigen Temperaturen ist der natürliche Abbauprozess stark verlangsamt. Dies kann dazu führen, dass Öl in der arktischen Umwelt über Jahrzehnte bestehen bleibt und noch weit nach dem ursprünglichen Austritt toxische Effekte haben kann. Bestimmte Charakteristika arktischer Tierarten lassen diese besonders gefährdet erscheinen; viele haben lange Lebensspannen und langsame Reproduktionsraten. Besonders Tiere am oberen Ende der Nahrungskette sind von Anreicherung toxischer Stoffe betroffen. Insgesamt befinden sich bereits jetzt viele von ihnen auf der Liste bedrohter Tierarten; für einige könnten große Ölaufstritte sehr ernste Folgen haben.

Die bisher in der Arktis geltenden multilateralen Konventionen regeln die Schifffahrt und die Öl- sowie Gasförderung nicht ausreichend. Hier sind Nutzungsrisiken und Nutzungs-

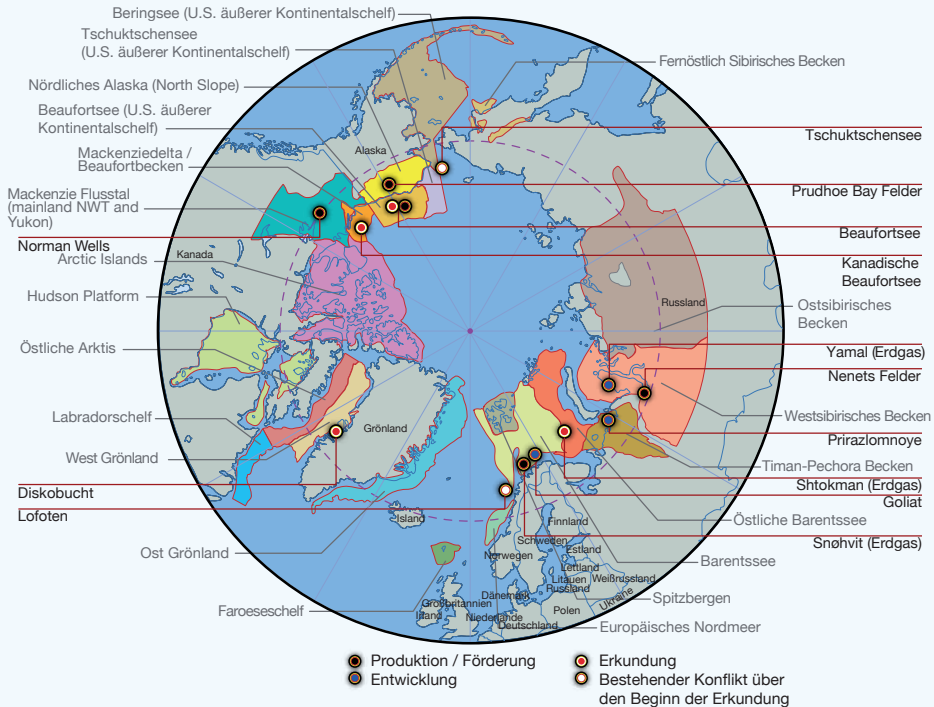


Abbildung 5.1-3

Nationale Öl- und Gasreserven an Land und im Meer sowie deren Förderung in der Arktis.
Quelle: PEG, 2010

folgen bei grenzüberschreitenden Schäden und Haftungsverpflichtungen bei Unfällen kaum geregelt (Kap. 3.6.5; Humrich, 2011). Nach den Erklärungen des Arktischen Rates soll in der Arktis eine nachhaltige Entwicklung unterstützt werden und sechs Arbeitsgruppen (Naturschutz, Meeresschutz, Katastrophenschutz, Umweltmonitoring und Bekämpfung von Umweltgiften) befassen sich mit der Entwicklung von Standards und Rahmenbedingungen. Die Richtlinien des Arkti-

schen Rates für Öl- und Gasförderung sehen vor, dass das Vorsorgeprinzip, Verursacherprinzip, Nachhaltigkeit und Anpassung an neue Erkenntnisse berücksichtigt werden. Umweltschutz hat höchste Priorität (Koivurova und Hossain, 2008). Obwohl es viele Initiativen gibt, ist die Governance für eine nachhaltige Nutzung der Arktis noch lückenhaft (Kasten 3.4-1).

5.1.2 Technologien der Offshore-Förderung

Erdöl und Erdgas

Bekannt ist Erdöl den Menschen schon seit mehreren tausend Jahren, da es mancherorts in geringer Menge an der Erdoberfläche austritt. Der Großteil wird aber auf dem Weg nach oben von einer natürlichen Barriere in Form einer undurchlässigen Erdschicht zurückgehalten. Die gezielte Suche begann im 19. Jahrhundert als Folge der kommerziellen Nutzung des Erdöls, welche zunächst in der Verwendung als Brennstoff für Petroleumlampen und später dann als Treibstoff für das aufkommende Automobil lag. Die ersten Bohrungen nach Erdöl fanden nördlich von Hannover, in Diethmarschen und Wieze statt. Zur Bekanntheit gelangte aber die

Bohrung von Edwin Drake, der 1859 im Bundesstaat Pennsylvania (USA) in ca. 20 m Tiefe die erste größere Lagerstätte erschloss. Schon bald darauf wurden die ersten Ölfelder an Stränden entdeckt, die sich bis ins Meer hinein erstreckten. Die erste Offshore-Bohrung fand 1896 in Kalifornien (USA) im Summerland Feld noch von einem Steg aus statt, bald darauf kamen aber die ersten Plattformen zum Einsatz, zunächst aus Holz und in Binnengewässern, aber schon vor dem zweiten Weltkrieg wurde im Golf von Mexiko von Stahlplattformen aus Öl gefördert.

Im Folgenden werden die Entwicklung und die wichtigsten Konzepte der Offshore-Förderung kurz skizziert. Der bisherige Weg war ein Prozess stetiger technologischer Innovationen, angefangen von den ersten Offshore-Plattformen in wenigen Metern Wassertiefe bis hin zu Bohrinseln, die als schwimmende Strukturen

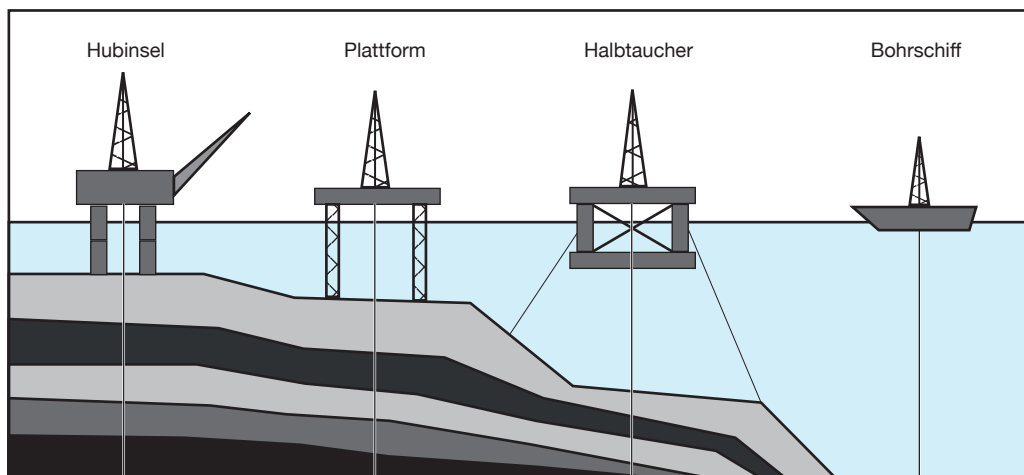


Abbildung 5.1-4

Verschiedene Offshore-Förderkonzepte je nach Wassertiefe und Bohrinseltyp.

Quelle: WBGU, basierend auf BP Europe SE, 2008

bei mehreren 1.000 m Wassertiefe von Art und Größe mit einer Kleinstadt vergleichbar sind. Der derzeitige Grenzbereich des technisch Machbaren sind Bohrungen in der Arktis (Kasten 5.1-2) und Bohrungen in der Tiefsee, wo die Unternehmen mit vergleichbaren technischen Herausforderungen konfrontiert sind.

Ein Großteil der Erdöl- und Gasvorkommen, die auf dem Meer gewonnen werden (Abb. 5.1-1), liegen in den flachen und küstennahen Meeresgebieten der Kontinentalschelfe, z.B. in der Nordsee, im karibischen Meer, im Westpazifik oder im Golf von Mexiko. Die meisten Bohrungen werden im sogenannten Rotary-Verfahren senkrecht in die Tiefe getrieben. Ab einer gewissen Tiefe werden Stahlrohre einzementiert, um das Bohrloch dauerhaft zu stabilisieren. Neben dem Rotary-Verfahren ist auch das Richtbohrverfahren von Bedeutung, da dieses ermöglicht, eine senkrechte Bohrung horizontal umzuleiten, so dass von einer Plattform mehrere Öl- und Gasfelder erschlossen werden können (BP Europe SE, 2008). Offshore werden die Bohrungen von Bohrplattformen aus durchgeführt, und je nach Meerestiefe kommen verschiedene Typen zum Einsatz (Abb. 5.1-4). Eine gebräuchliche Einteilung unterscheidet je nach Meerestiefe zwischen Riffwasser (bis 300 m), Flachwasser (300–1.000 m), Tiefsee (1.000–1.500m) und Ultratiefsee (ab 1.500 m). Bei den Bohrinseltypen lassen sich vier grundlegende Konzepte unterscheiden (Abb. 5.1-4). Hubinseln stehen auf höhenverstellbaren Stahlgerüststelzen und kommen in Küstengebieten bis etwa 100 m Wassertiefe zum Einsatz. Bei fixierten Plattformen, die bis etwa 600 m Wassertiefe eingesetzt werden, trägt ein Stahl- oder Betonfuß, der bis zum Meeresboden reicht, die über der Wasseroberfläche liegenden Einrichtungen. Bei darüber hinaus gehenden Wassertiefen kommen in

der Regel schwimmende Strukturen zum Einsatz. Halbtaucher sind der am weitesten verbreitete Plattfortmty und zeichnen sich auch durch eine große Variantenvielfalt aus. Sie werden von Schwimmkörpern getragen und durch Ballasttanks sowie im Meeresboden verankerte Stahlseile stabilisiert. Neben Halbtauchern kommen in der Tiefsee und der Ultratiefsee Bohrschiffe zum Einsatz. Mit der Erschließung immer größerer Wassertiefen, die für Taucher nicht mehr zugänglich sind, wurden auch immer neue Komponenten der Unterwassertechnologie entwickelt. Diese ermöglichen es z.B., mehrere Bohrlöcher mit einer Plattform zu verbinden. Zukünftige Unterwassertechnologiesysteme können zunehmend autonom operieren und auch die Verarbeitung sowie Trennung des Öls und Gases unter Wasser vornehmen.

Insgesamt haben technologische Fortschritte in der Offshore-Technologieentwicklung ermöglicht, in immer größere Tiefen und abgelegene Regionen vorzudringen. Zudem erfolgte eine Entwicklung von fest verankerten zu schwimmenden, mobilen Strukturen, die an mehreren Standorten eingesetzt werden können. Fortschritte bei der Unterwassertechnologie ermöglichen es, von einer Plattform aus ein größeres Areal zu erschließen, so dass das geförderte Öl und Gas von dort direkt über Pipelines an die Küste transportiert werden kann.

Marine Methanhydrate

Zum Abbau mariner Methanhydrate in sandigen Sedimenten lassen sich drei Förderkonzepte unterscheiden, die einzeln oder kombiniert angewendet werden. Da sich Methanhydrate bei hohem Druck und niedrigen Temperaturen bilden, können durch Absenkung des Drucks oder Erhöhung der Temperatur die festen, gebundenen Methananteile des Methanhydrats in Gas

überführt werden. Eine Absenkung des Drucks wird in erster Linie durch die Förderung von unterhalb der Methanhydrat-Stabilitätszone gelagertem, konventionellen Methan erreicht. Durch die Gasförderung verringert sich der Druck von unten, die Hydrate lösen sich auf und das freigesetzte Methan kann durch konventionelle Meeresabbautechnologie gefördert werden. Durch die Förderung des freigesetzten Methans sinkt der Druck weiter und höher liegende Hydrate lösen sich auf. Beim Abbau mittels erhöhter Temperatur wird Wasserdampf oder eine erhitzte Flüssigkeit direkt in die Methanhydrat-Stabilitätszone injiziert. Das freigesetzte Methan kann dann über eine weitere Bohrung gefördert werden. Die dritte Möglichkeit ist die Injektion von Inhibitoren wie Methanol, Glykol oder Salz. Die Destabilisierung erfolgt durch eine kurzzeitige Temperaturänderung bei gleichzeitiger Änderung der chemischen Gegebenheiten, was einer Restabilisierung der Hydrate entgegen wirkt (Demirbas, 2010). Derzeit wird auch die Möglichkeit erforscht, durch die Injektion von flüssigem CO₂ den Abbau von Methanhydraten mit der Speicherung von CO₂ zu verbinden (Kvamme et al., 2007).

In der Wissenschaft geht man davon aus, dass marine Methanhydrate in sandigen Sedimenten mit inkrementellen Weiterentwicklungen der marinen Fördertechnologien für konventionelles Methan abgebaut werden können. Diese Vorkommen sind auch die einzigen, die in naher Zukunft kommerziell abgebaut werden können. Dies liegt in erster Linie an der Durchlässigkeit des Sediments vor der Bildung von Methanhydraten. Sie hat zur Folge, dass dort die Sättigung vergleichsweise hoch ist, dass Änderungen des Drucks oder der Temperatur einfach vom Bohrloch ins Sediment übertragen werden können und dass gelöstes Gas entlang des Druckgradienten zurück zum Bohrkopf fließt und dort gesammelt werden kann.

Für die Förderung von Vorkommen in nicht sandigen Sedimenten, die aber eine hohe Durchlässigkeit haben, sind große technologische Entwicklungssprünge notwendig. Für den Abbau mariner Methanhydrate in Reservoirs mit geringer Durchlässigkeit ist nach bestehender Forschungslage ein Paradigmenwechsel in der Abbautechnologie notwendig (Boswell und Collet, 2006; Moridis et al., 2009). Wie stark existierende Förderungstechnologien weiter entwickelt werden müssen, hängt von den Charakteristika der Vorkommen ab, wie etwa der Beschaffenheit des Bodens, in dem die Methanhydrate eingeschlossen sind, der Sättigung mit Hydraten, der Wassertiefe und der Nähe zu Infrastrukturen. Da umfassende Abbauerfahrungen noch fehlen, sind diese Annahmen allerdings vorläufig. In der Literatur (US DOE, 2006; Council of Canadian Academies, 2008; Boswell, 2009; Ruppel, 2011) wird übereinstim-

mend festgestellt, dass trotz erster praktischer Erfahrungen langfristig angelegte Demonstrationsprojekte notwendig sind, um die optimalen Prozesse und Bedingungen zur Produktion zu ermitteln sowie Unbedenklichkeit gegenüber Umweltgefahren zu demonstrieren. Da die Probleme beim Abbau mariner Methanhydrate zum Teil vergleichbar mit denen der Förderung von konventionellem Gas und Öl auf dem Meer sind, wird mit Synergieeffekten bei weiterer Technologieentwicklung gerechnet (US DOE, 2006; Council of Canadian Academies, 2008; Boswell, 2009; Ruppel, 2011).

Da Methanhydrate auch durch die Injektion von flüssigem CO₂ abgebaut werden können, ergibt sich die Möglichkeit, die Förderung von Methanhydraten mit der Speicherung von CO₂ zu verbinden (Abb. 5.1-5). Das zugefügte CO₂ könnte, unter geeigneten Druck-Temperatur Bedingungen als Kohlendioxidhydrat in den ehemaligen Methanhydratlagerungen eingelagert werden. Der Entwicklungsstand der Technologien steht noch am Anfang (Groth, 2010). Zu Beginn des Jahres 2012 wurde ein erster erfolgreicher Feldtest an Land in Prudhoe Bay, Alaska durchgeführt.

Derzeit wird marines Methanhydrat nicht kommerziell abgebaut. Allerdings existiert eine Reihe von Förderungsanlagen und Probebohrungen im Rahmen staatlicher Forschungsprojekte. Die Einschätzungen über einen Zeitpunkt des kommerziellen Abbaus unterscheiden sich stark. Nach Einschätzung von Moridis et al. (2009) betreibt Japan die am weitesten entwickelten Förderanlagen, die im Jahr 2016 die kommerzielle Produktion aufnehmen könnten. Die japanischen Testanlagen produzieren in hoch saturierten, sandigen Sedimenten. Ähnlich fortgeschritten schätzen die Autoren die Entwicklung im Golf von Mexiko ein, da dort auf die existierende Infrastruktur zur Öl- und Gasförderung zurückgegriffen werden kann. Krey et al. (2009) sowie Walsh et al. (2009) schätzen, dass eine geringe kommerzielle Förderung ab 2020 beginnen könnte. Die Internationale Energieagentur (IEA) rechnet aufgrund des experimentellen Stadiums nicht damit, dass vor 2035 bedeutende Mengen an Methan aus marinen Methanhydraten gewonnen werden (IEA, 2011a).

Weltweit unterhält Japan das größte Methanhydrat-Forschungsprogramm und plant erste Abbautests für das Jahr 2014. China und Korea haben Probebohrungen in ihren Küstengewässern sowie der angrenzenden AWZ durchgeführt und sind auf Methanhydratvorkommen gestoßen. 2014 wird Korea unter Beteiligung des deutschen Methanhydratprogramms SUGAR einen Produktionstest in 2.000 m Wassertiefe durchführen (Wallmann et al., 2011). Das Erdgas soll per Druckentlastung aus Gashydraten gewonnen werden. Auch die indische Regierung fördert ein großes Forschungsprogramm zu Methanhydraten, da es in ihren Gewäs-

5 Energie aus dem Meer

sern Methanhydratvorkommen gibt. Kanada und die USA fördern ebenfalls Forschung und Probebohrungen (Moridis et al., 2009). Außerdem unterhalten Chile, Russland, Neuseeland, Taiwan und Deutschland Methanhydratforschungsprogramme.

5.1.3 Umweltauswirkungen fossiler Energienutzung

Erdöl

Von der Verschmutzung der Meere durch Öl nimmt die Öffentlichkeit meist dann Notiz, wenn ein Öltanker in schwerer See zerbricht oder eine Plattform havariert, wie im Frühjahr 2010 im Falle der „Deepwater Horizon“ im Golf von Mexiko. In solchen Fällen treiben oftmals Ölteppiche auf die Küsten zu, und Meerestiere sowie Seevögel verenden. Spektakuläre Tankerunfälle aber tragen nur etwa zu 10% zur globalen Ölverschmutzung der Meere bei (Kap. 1.1.5). Das meiste Öl gelangt auf vielen, eher verborgenen Wegen, wie beispielsweise Leckagen, Verbrennungsprozessen oder durch natürliche Austritte ins Meer (Maribus, 2010). An geringe Austrittsraten hat sich die Natur in Form spezieller Bakterien angepasst, die für einen natürlichen Abbau des Öls sorgen (Ozean der Zukunft, 2010). Deshalb sind es doch eher Großunfälle, die marine Ökosysteme überfordern und zerstören können (Kap. 1; Kasten 5.1-2).

Bei der Abschätzung der Folgen muss man zunächst zwischen küstennahen Ökosystemen und solchen in tieferem Wasser unterscheiden. Da Öl leichter als Wasser ist, steigt es auf und bildet an der Wasseroberfläche Filme und Teppiche. Je nach Wind- und Strömungsbedingungen können diese Ansammlungen dann auf die Küste zutreiben, wo das Öl akkumuliert und unmittelbar auf die benthischen (am und im Meeresboden befindlichen) Ökosysteme einwirkt. Die konkrete Abschätzung der Folgen von Ölverschmutzungen für marine Küstenökosysteme ist immer noch sehr schwierig. Bisherige Erkenntnisse über mögliche Effekte stammen vor allem aus Studien über punktuelle Verschmutzungen, die sich schwer verallgemeinern lassen, da sich die Ökosysteme lokal sehr voneinander unterscheiden (Ozean der Zukunft, 2010).

Einige grundsätzliche Aussagen lassen sich jedoch trotzdem treffen. Entscheidend ist z.B., wie schnell das Öl abgebaut wird oder von der Meeresoberfläche in die Tiefe absinkt. Der Abbau wird durch physikalische, chemische und biologische Prozesse beeinflusst. Je nach Umgebungsbedingungen, wie z.B. Temperatur, Nährstoffgehalt im Wasser oder Wellenschlag, dauert der bakterielle Abbau der Erdölkohlenwasserstoffe unterschiedlich lang. Prozesse wie die Sedi-

mentation und der Abbau durch Bakterien hingegen können sich über Monate oder sogar Jahre hinziehen. Unter günstigen Bedingungen sind sie in manchen Fällen bereits innerhalb weniger Tage abgeschlossen. Der Grund für diese Diskrepanz ergibt sich daraus, dass die verschiedenen im Öl enthaltenen Stoffgruppen unterschiedlich schnell biologisch abgebaut werden. Die Abbaugeschwindigkeit hängt vor allem von der molekularen Struktur der Ölbestandteile ab. Je komplexer die Kohlenwasserstoffmoleküle sind, desto länger dauert der Abbau durch Mikroorganismen. Ein wichtiges Unterscheidungsmerkmal zur Schadeneinschätzung in Küstengebieten ist darüber hinaus die Art des Lebensraumes. Je nach Küstenform und Ökosystemtyp können Regenerationszeiten von wenigen Monaten bis Jahrzehnten angenommen werden (Maribus, 2010).

Erdgas

Methan ist die umweltfreundlichste fossile Energiequelle, da bei der Verbrennung weder Staub noch Schwermetalle freigesetzt werden. Allerdings entstehen bei der Verbrennung fossiler Energieträger CO₂-Emissionen und aus diesem Grund sollte die Nutzung möglichst unterbleiben (Tab. 5.1-1b). Dabei entstehen bei der Verbrennung von Methan bezogen auf die Energiemenge nur halb so viele CO₂-Emissionen wie bei der Verbrennung von Kohle. Gaskraftwerke können im Wesentlichen ohne Effizienzverlust in ihrer Leistung reguliert werden. Aufgrund dieser Vorteile von Methan gegenüber anderen fossilen Energieträgern bietet sich Methan als Brückentechnologie bei der Transformation der Energiesysteme an. Die in Kapitel 5.3 skizzierte Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft beinhaltet eine solche Transformation zu klimaverträglichen Energiesystemen, die zudem auch verstärkt auf synthetischen Wasserstoff oder synthetisches Methan setzt, welche offshore mit Hilfe erneuerbarer Energieträger bereitgestellt werden.

Marine Methanhydrate

Mögliche Umweltgefahren beim Abbau mariner Methanhydrate gehen von einer ungeplanten Freisetzung von Methanhydraten ins Meer, der Destabilisierung der die Vorkommen einschließenden Sedimente sowie der Zuführung von Inhibitoren beim Abbau aus. Zusätzlich kann der Abbau von Methanhydraten speziellen Ökosystemen die Lebensgrundlage entziehen (Smith et al., 2008).

Bei der Bildung von Methanhydraten in Sedimenten verfestigen sich Gas und Eis und begrenzen den Porenraum zwischen den Sedimentbestandteilen. Wird durch Bohrungen der Druck oder die Temperatur in den Sedimenten verändert, kann es zur Freisetzung des gebundenen Methans und durch den damit verbundenen Über-

druck zur unkontrollierten Freisetzung von Methan, Schäden an den Bohranlagen, zu lokalen Hangrutschen in steilem Gelände und zur Senkung der Bohrstelle kommen (Kvenvolden, 1993; Wallmann et al., 2011).

Destabilisiert sich das Sediment, kann Methan direkt am Bohrloch oder durch entstandene Risse am Meeresboden entweichen. Zusätzlich kann Methan durch Versagen der Bohrtechnologie austreten. Gelangt im Meer freigesetztes Methan in die Atmosphäre, würde es als hochwirksames Treibhausgas zur Klimaerwärmung beitragen. Es ist allerdings sehr unwahrscheinlich, dass Methan, welches bei der Produktion in ca. 400–2.000 m Wassertiefe freigesetzt wird, die Atmosphäre erreicht, da das Methan von Bakterien in der Wassersäule fast vollständig zu CO₂ oxidiert wird. Am Meeresboden freigesetztes Methan gelangt nur dann in die Atmosphäre, wenn der Meeresboden in weniger als ca. 200 m Wassertiefe liegt.

Ruppel (2011) weist darauf hin, dass durch die Zufuhr von Inhibitoren wie Methanol, Glycol oder Lauge beim Abbau bislang unbekannte Umweltgefahren ausgehen können. Befinden sich Gashydrate am oder nahe am Meeresboden, dient das austretende Methan als Energiequelle für spezielle benthische Ökosysteme. Würde das Methan abgebaut, würde diesen die Lebensgrundlage entzogen (Wallmann et al., 2011).

Die Einschätzung über eine mögliche Destabilisierung der Sedimente durch Abbau sind unterschiedlich. Archer (2005) kommt zu Schluss, dass die Wahrscheinlichkeit einer Destabilisierung eher spekulativ ist. Vertreter der japanischen Gasindustrie stellen fest, dass die Verformung und Absenkung des Seebodens eventuell unvermeidlich sei, aber keine Gefahr darstelle. Eventuelle Hangrutsche könnten durch sorgfältige Auswahl des Bohrortes und gute Kenntnisse der Bodenbeschaffenheit vermieden werden. Sie betonen allerdings, dass sich ihre Einschätzungen nur auf die Vorkommen in der östlichen Nakai Throg beziehen (Yamamoto und Nagakubo, 2009). Grozic (2010) kommt aufgrund von Modellierungen und Laborexperimenten zu der Einschätzung, dass bereits die Loslösung einer kleinen Menge von Methanhydraten zu signifikantem Verlust der Sedimentstärke und Hangrutschen führen kann.

5.1.4 Infrastruktur

Die Wertschöpfungskette von Öl und Gas gliedert sich in eine Vielzahl von Schritten, die eine komplexe Infrastruktur erfordern. In diesem Abschnitt wird nur der Teilausschnitt des marinen Systems dargestellt. Dies betrifft in erster Linie den Transport der Kohlenwasserstoffe und damit verbunden die Speicherung und Anlandung. Sowohl für Erdöl als auch für Erdgas fallen die wichtigsten Förderregionen und Verbrauchsregionen

geographisch auseinander, so dass beide Energieträger über weite Strecken transportiert werden müssen. Während sich für Erdöl ein globaler Markt herausgebildet hat, sind die Erdgasmärkte vorwiegend regional verortet, auch wenn mit Flüssigerdgas (Liquefied Natural Gas, LNG) ein globaler Transport möglich ist und zunehmend genutzt wird. Ein weiteres wichtiges Element innerhalb der Wertschöpfungskette von Öl und Gas ist CO₂. Es tritt sowohl bei der Förderung als auch als Verbrennungsprodukt bei der Energieumwandlung auf. Zudem wird CO₂ auch zur Erhöhung des Ausbeutungsgrads von Lagerstätten genutzt, indem es in die Lagerstätte gepresst wird. Es bildet somit einen wichtigen Bestandteil in einem integrierten, marinen fossilen Energiesystem und perspektivisch auch in einem marinen Energiesystem, das auf erneuerbaren Energien basiert (Kap. 5.3).

5.1.4.1 Erdöl

Der globale Transport von Erdöl erfolgt aufgrund der hohen Distanzen entweder per Tanker oder per Pipeline, wobei der Transport per Tanker mit einem Anteil von 75% überwiegt (BGR, 2009). Die in der Vergangenheit ansteigende Nachfrage nach Transportkapazität von Erdöl bzw. Umwandlungsprodukten wie Benzin und Heizöl verlangte nach immer größeren Tankern. Heute im Einsatz befindliche Tanker haben oft ein Leergewicht von 500.000 t und sind bis zu 300 m lang. Um die Stabilität eines Schiffs beim Transport größerer Mengen flüssiger Ladung zu gewährleisten, ist der Laderaum zellenförmig in mehrere Schotten untergliedert, was auch erlaubt, verschiedene Produkte gleichzeitig zu transportieren (BP Europe SE, 2008). Die Untergliederung durch die Schottenstruktur trägt wie die Doppelwandstruktur der Tankerhülle zur Sicherheit der Tankschiffe bei. Aufgrund der langen Lebenszeit der Frachter, bzw. aufgrund mangelnder Regulierung oder Selbstverpflichtung sind diese höheren Sicherheitsstandards jedoch keinesfalls die Regel. Das zweite wichtige Thema für den Erdöltransport ist neben der Sicherheit die stetige Zunahme der Größe der Tanker. Diese wirkt sich grundsätzlich nachteilig auf die Manövrierfähigkeit aus und durch den erhöhten Tiefgang bei voller Beladung können immer weniger Häfen angelaufen werden. Die Nachrüstung bestehender bzw. der Bau neuer Häfen, welche die notwendige Kapazität aufweisen, ist vielfach unrentabel. Daher werden heute viele Terminals offshore gebaut, wo das Wasser tief genug ist und die geringe Manövrierfähigkeit der Schiffe ein wesentlich geringeres Problem darstellt. Solche Systeme existieren für unterschiedliche Wassertiefen und Tankergrößen.

5.1.4.2

Erdgas

Ähnlich wie beim Erdöl fallen auch beim Erdgas Förder- und Verbrauchsregionen oftmals auseinander. Bedingt durch den geringeren Energiegehalt von gasförmigem Erdgas pro Volumen sind die Kosten für den Transport um etwa eine Größenordnung höher als für Erdöl und Kohle, so dass sich Erdgasmärkte eher regional ausgebildet haben. Da Erdgas in seiner gasförmigen Form auch grundsätzlich im Transport schwieriger zu handhaben ist, sind mehr Transportverfahren erprobt und entwickelt worden als beim Öl, wobei einige Verfahren eine Kombination aus Transport und Speicherung darstellen. Da Methanhydrate bei der Gewinnung in die Gasphase übergehen, sind alle nachfolgenden Verfahren im Grunde auch für auf diese Weise gewonnenes Methan geeignet.

Auch beim Erdgas sind die beiden dominierenden Optionen Transport per Pipeline oder Transport per Flüssigerdgastanker. Der Abtransport von der Plattform erfolgt in aller Regel per Pipeline. Seit Gas aber auch in immer weiter abgelegenen Regionen bzw. als Kuppelprodukt von Erdöl gewonnen wird, haben sich auch Verfahren etabliert, die Erdgas bereits auf der Plattform zum Zweck des Abtransports umwandeln und gegebenenfalls verflüssigen. Im Ferntransport dominiert ebenfalls der Pipelinetransport, aber auch hier ist eine Zunahme des Flüssigerdgashandels zu beobachten.

Die relevanten Verfahren werden im Folgenden kurz beschrieben. Die beiden zunächst diskutierten Transportoptionen für Erdgas (Pipelines, LNG) sind sehr kapitalintensiv. Bei kurzer zu überbrückender Distanz bzw. bei geringeren Volumina können noch weitere Transportverfahren eingesetzt werden (Compressed Natural Gas – CNG, Gas to Liquids – GtL, Gashydrate in Form von Pellets).

Pipeline

Zum Abtransport von Erdgas sind Pipelinesysteme erforderlich. So ist z.B. die Nordsee von einem vermaschten Pipelinenetz durchzogen. Aufgrund starker Gezeitenunterschiede, erheblicher Strömungen oder zerklüfteter Felsen am Meeresgrund kann sich die Verlegung sehr aufwendig gestalten. Eingesetzt werden eigens dafür gebaute Verlegeschiffe. Die mit Beton ummantelten Rohre werden an Bord zusammengesweißt und über eine verstellbare Heckrampe auf den Meeresboden abgelassen. Anschließend wird die Pipeline in einen Graben eingespült. Als weitere Option werden Offshore-Pipelines auch zum Ferntransport von Gas eingesetzt. Diese Technik ist sehr teuer, kann aber aus Sicht der Investoren unter Einbeziehung weiterer Kriterien wie etwa Versorgungssicherheit ange-

messen sein. Das größte bisher realisierte Projekt dieser Art ist die Nordstream-Pipeline zwischen Russland und Deutschland mit einer Gesamtlänge von 1.224 km.

Flüssigerdgas (LNG)

Ein Vorteil flüssiger Energieträger gegenüber gasförmigen ist die bessere Handhabbarkeit beim Transport. Durch Herunterkühlen auf -162°C wechselt Erdgas von der Gasphase in den flüssigen Zustand, man spricht dann von Liquefied Natural Gas (LNG), bzw. Flüssigerdgas. Ein entsprechendes System besteht im Wesentlichen aus den drei Komponenten (1) Verflüssigungsanlage, einschließlich Gasspeicher und Beladestation, (2) Transporttanker und (3) Wiedervergasungsanlage inkl. Speicher und Weiterverteilung. Jede dieser Komponenten ist sehr kapitalintensiv und für Verflüssigung sowie kontinuierliche Kühlung des Gases werden ca. 20% des darin enthaltenen Energiegehaltes benötigt. Durch die Option, isolierte Märkte anzubinden (z.B. Japan) bzw. die Möglichkeit, Gas über große Distanzen per Schiff zu transportieren oder flexibel auf Spotmärkte zu reagieren, ist LNG zunehmend ausgebaut worden. Es bleibt aber abzuwarten, wie sich der Zubau in Zukunft gestalten wird, nachdem sich in jüngster Zeit abzeichnet, dass besonders die USA auf die heimische Produktion von Schiefergas setzen, wodurch Investitionen in Importterminals dort unrentabel bzw. bestehende Kapazitäten z.T. in Exportterminals umgenutzt werden. Üblicherweise werden in einem Gasverflüssigungsterminal die Gasmenge aus mehreren Gasfeldern zusammengeführt, um die notwendigen Skalenerträge zu erzielen. Besonders für kleinere oder abgelegene Felder kann es vorteilhaft sein, die Verflüssigung bereits offshore vorzunehmen statt per Pipeline zu transportieren und an Land zu verflüssigen. Zurzeit entsteht vor der Nordwestküste Australiens eine der größten schwimmenden Strukturen mit einer jährlichen Flüssigerdgasproduktionskapazität von 187 PJ. Solche Systeme könnten ebenfalls als wichtiger Baustein in einem integrierten, auf erneuerbaren Energien basierten, marinen Energiesystem genutzt werden (Kap. 5.3).

Compressed Natural Gas

Bei diesem Verfahren wird das Gas nicht verflüssigt, sondern durch Kompressoren unter hohem Druck gesetzt. Der dabei erzielte Energiegehalt je Volumeneinheit liegt weit unter dem von Flüssigerdgas, dafür fallen aber die Investitionskosten geringer aus.

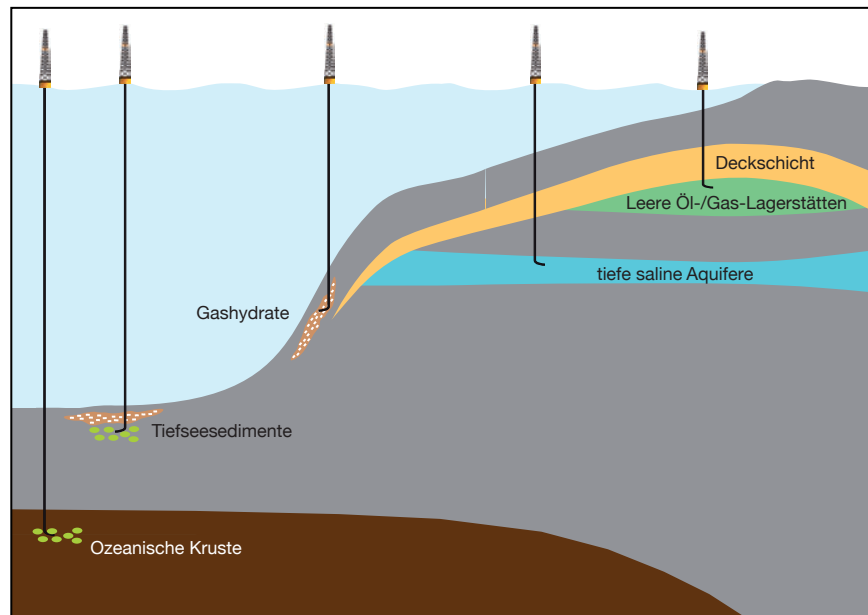
Gas to Liquids

Bei dieser Option wird das Gas durch eine Variante des Fischer-Tropsch-Prozesses in einen flüssigen Energieträger, oftmals einen Kraftstoff, umgewandelt. Dies ist eine Option, wenn Gas als Kuppelprodukt der Offshore-Ölförderung gewonnen wird.

Abbildung 5.1-5

Geologische Standorte zur Speicherung von Kohlendioxid unter dem Meeresboden.

Quelle: WBGU nach Haeckel und Suess, 2011

**Gashydrate in Form von Pellets**

Eine neuartige, für unterschiedliche Volumina interessante Option, ist die Hydratbildung in Form von Pellets. Sobald sich Eiskristalle bilden, bleibt das Methan in einer Art Käfigstruktur gefangen. Diese hat auch noch Bestand, wenn sich der Umgebungsdruck verringert. So ist es möglich, Methanhydrat – bei geeigneten Temperaturen – auch bei Atmosphärendruck zu transportieren, solange es gefroren bleibt. Das schneeartige Hydrat lässt sich zu Pellets formen und in speziellen Kühlschiffen transportieren. Diese müssen eine Temperatur von -10°C (zum Vergleich: LNG -162°C) garantieren, wie sie auch für den Nahrungstransport vorgeschrieben ist. Zudem besteht keine Explosionsgefahr, da Methanhydrat zwar verbrennen kann, das Gas aber so langsam abgegeben wird, dass es nicht explosiv ist. Am Zielort lässt sich das Methan durch Erwärmen auf Raumtemperatur rückvergasen.

5.1.4.3 Kohlendioxid

Als technische Option, um Zeit für den Umbau zu emissionsfreien Energiequellen zu gewinnen und dabei zumindest Teile der großen Vorräte an fossilen Energieträgern nutzen zu können, werden Möglichkeiten der technischen Abtrennung von CO_2 aus den Abgasen stationärer Anlagen diskutiert sowie Optionen zur anschließenden Lagerung von komprimiertem CO_2 in geologischen Formationen (CCS). CCS ist eine notwendige Vermeidungsoption für Länder, die weiterhin fossile Energien einsetzen, wenn eine anthropogene Klimaerwärmung von mehr als 2°C vermieden werden soll. Darüber hinaus wird die Verbindung von Bioener-

gie mit CCS als Option diskutiert, der Atmosphäre langfristig wieder CO_2 zu entziehen (WBGU, 2011).

Die drei Schritte eines CCS-Systems bestehen aus Abscheidung, Transport und Speicherung. Nach der Abscheidung wird das CO_2 zunächst komprimiert, was zur Verflüssigung führt. Das flüssige CO_2 wird dann per Pipeline oder per Schiff zum Speicher transportiert. Es bestehen weltweit bereits ca. 5.000 km Pipeline, die für den CO_2 -Transport eingesetzt werden. Kleinere Spezialschiffe für den CO_2 -Transport sind bereits im Betrieb. Große Schiffe mit einem Fassungsvermögen von ca. 40.000 t CO_2 werden zurzeit konstruiert (Wallmann et al., 2011; Maersk Group, 2013).

Das flüssige CO_2 wird im Untergrund, d.h. in tiefen geologischen Formationen gespeichert. Die Speicherung kann an Land und unter dem Meeresboden durchgeführt werden. Mögliche Speichergesteine sind Salzwasser führende Sandsteinformationen (saline Aquifere), ausgeförderte Erdöl- und Erdgas-Lagerstätten, Lagerstätten bei denen die Förderrate durch CO_2 -Zugabe gesteigert werden soll (Enhanced Oil Recovery), Gashydratlagerstätten, sowie Tiefseesedimente (Abb. 5.1-5). Im norwegischen Sektor der Nordsee wird bereits seit vielen Jahren CO_2 in der Utsira-Sandformation gespeichert. Das CO_2 stammt dabei bisher nicht aus Kraftwerken, sondern aus Erdgas, das vor Ort an der Sleipner-Plattform gefördert und gereinigt wird (Wallmann et al., 2011).

Es sind aber auch Zweifel an der langfristigen Speicherfähigkeit der vom Sleipner-Projekt genutzten CO_2 -Speicher formuliert worden. Eine Veröffentlichung von Greenpeace (2009) verweist etwa auf Unstimmigkeiten zwischen dem Verhalten des in die

Utsira-Formation injizierten CO₂ und den diesbezüglichen Erwartungen von Geologen, was auf eine eingeschränkte Voraussagefähigkeit zur Permanenz der Speicherung hindeutet. Diese Zweifel konnten jedoch nie erhärtet oder verifiziert werden und ein tatsächliches Entweichen des CO₂ konnte bisher nicht festgestellt werden.

Jacobson (2008) führt aus, dass nach IPCC (2005) ausgesuchte Speicher zwar eine theoretische Rückhaltefähigkeit besitzen, bei der nach 1.000 Jahren noch 99% des CO₂ gespeichert ist, dass die Speichereigenschaften aber durch tektonische Bewegungen beeinträchtigt werden können, die nicht vorhersehbar sind. Eine Garantie der Permanenz der Speicherung sei daher generell unmöglich. Erfahrungen aus der Praxis haben gezeigt, dass zunehmende Erfahrungen beim Injektionsvorgang sowie genaue Kenntnisse der Beschaffenheit des Untergrunds und der spezifischen Geologie kritische Faktoren sind, um das Leckagerisiko zu minimieren.

Die Einlagerung von CO₂ in Verbindung mit dem Abbau von Methanhydraten wird in vielen Publikationen zu Methanhydraten als möglicher Beitrag zum Klimaschutz genannt und ist in wenigen Studien auch untersucht worden. Die zu Grunde liegende Idee ist, das Kohlendioxid in die Methanhydrat führenden Sedimente zu pressen, während das Methan gelöst wird. Als Hydrat soll das CO₂ lange und ohne zu entweichen unter dem Meeresboden gespeichert werden.

Die Verbindung von CO₂-Speicherung als Hydrat und Methangewinnung ist theoretisch möglich, weil der notwendige Druck für die Bildung von Methanhydraten bei gleicher Temperatur höher ist als für die Bildung von CO₂-Hydraten. Mit steigendem Anteil an CO₂ im hydrattragenden Sediment ändern sich die Anforderungen an Temperatur und Druck zur Hydratbildung, die im Detail von der Beschaffenheit des Sediments (z.B. Porengröße) abhängen (Goel, 2006). Momentan wird in der Forschung versucht, mit Hilfe von Simulationen und Experimenten die kinetischen Eigenschaften und Mechanismen des CO₂-Methangasaustauschs besser zu verstehen. Zudem ist ein erster erfolgreicher Feldtest an Land in Alaska erfolgt (Long et al., 2009; White und McGrail, 2009).

5.1.5 Kosten

Erdöl und Erdgas

Nach einer Studie der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe können bei der Erdölgewinnung vier Kostenarten unterschieden: Explorations-, Erkundungs-, Entwicklungskosten und operative

Kosten (BGR, 2009).

Aufgrund der ähnlichen Bedingungen lässt sich diese Kostenstruktur auch auf die Gasgewinnung übertragen. Aus der Summe dieser einzelnen Faktoren lässt sich auf die Gesamtkosten eines Projekts schließen. In der Literatur treten in diesem Zusammenhang unterschiedliche Begrifflichkeiten auf, z.B. technische Kosten, Produktionskosten oder Gewinnungskosten, die oft nicht klar zu erkennen geben, welche Kostenarten darin enthalten sind. In der Regel werden den Gesteinskosten die Aufsuchungs- und Entwicklungskosten sowie die Förderkosten zuzurechnen sein, während die Explorationskosten nicht unmittelbar einem Projekt zurechenbar sind (BGR, 2009). Die einzelnen Kostenarten können je nach spezifischen Gegebenheiten der einzelnen Projekte sehr variieren. Zudem muss das jeweilige Investitionsvolumen auch in Relation zum Volumen der Speicherstätte beurteilt werden. Aussagekräftig sind deshalb die spezifischen Gesamtgewinnungskosten in US-\$ pro GJ (Tab. 5.1-2).

Tabelle 5.1-2 zeigt Kostenschätzungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2009), basierend auf Daten der US-amerikanischen Energy Information Administration (EIA, 2008). Eine Unterteilung der Kosten nach Landförderung (onshore) und Förderung aus dem Meer (offshore) liegt nur für die USA vor. Die in der Tabelle 5.1-2 gezeigten Daten bilden nur einen Teilausschnitt der Kostenstruktur der globalen Förderbedingungen ab. Auffällig ist, dass die Kosten für Offshore-Projekte in den USA um den Faktor 2-3 höher liegen als Onshore-Projekte. Wenn man unterstellt, dass diese Kostenstruktur auch in den anderen Förderregionen gültig ist (Abb. 5.1-1), dann ist die Förderung von Erdöl aus dem Meer kostenintensiver als an Land.

Abbildung 5.1-6 zeigt die Kostenschätzungen der IEA (2008) für die Produktion globaler konventioneller und unkonventioneller Ölreserven und -ressourcen. Die Produktionskosten für die potenzielle Förderung von Öl aus der Tiefsee in der Größenordnung von 960 EJ könnten bei maximal 11 US-\$ pro GJ und die Produktionskosten von Öl aus der Arktis in der Größenordnung von 530 EJ bei maximal 18 US-\$ pro GJ liegen (IEA, 2008).

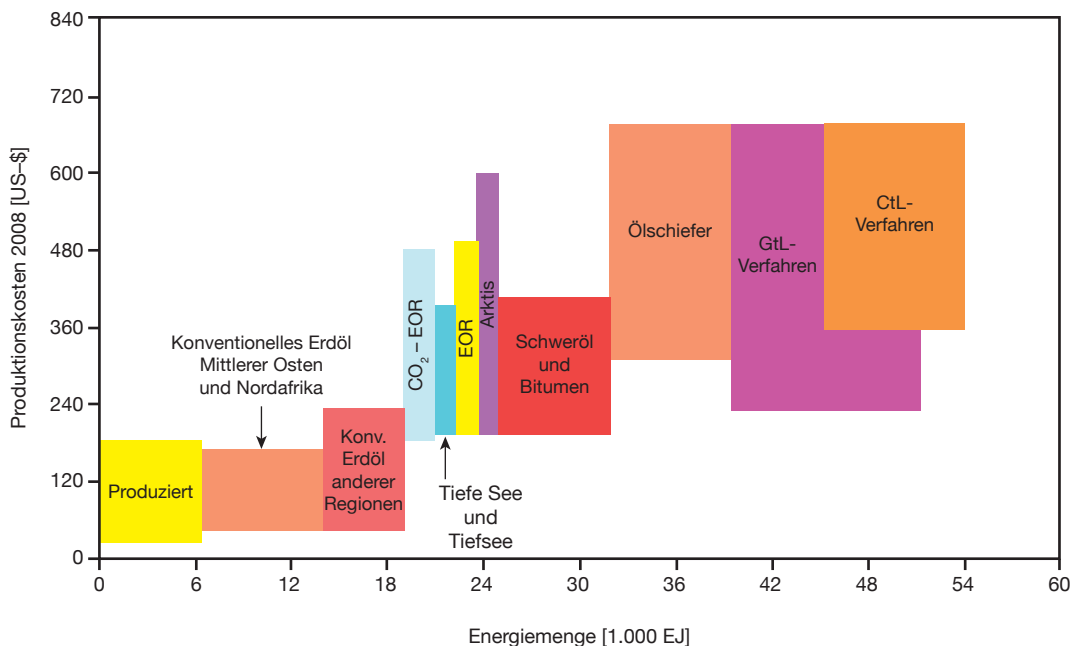
Da die spezifischen Transportkosten bezogen auf den Energiegehalt für Erdgas, insbesondere aufgrund der deutlich niedrigeren Energiedichte, erheblich höher sind als für Erdöl, hat sich bislang kaum ein weltumspannender Handel mit Erdgas ausgebildet (BGR, 2009; Abb. 5.1-7). Für Erdöl ist der Transport mit Tankern in der Regel kostengünstiger als der Transport per Pipeline. Für Erdgas kommt der relative Kostenvorteil des Transports per Tanker aufgrund der hohen Kapitalintensität der LNG-Anlagen erst ab einer Entfernung von

Tabelle 5.1-2

Kosten der Ölförderung. Spezifische Aufsuchungs- und Entwicklungskosten sowie Gesamtgewinnungskosten für FSR-Gesellschaften (Financial Reporting System, FSR) für die Dreijahresmittel 2004–2006 und 2005–2007 nach Regionen in 2007. Nur für die USA werden die Kosten nach Förderung an Land (onshore) und Förderung aus dem Meer (offshore) differenziert.

Quelle: BGR, 2009 basierend auf EIA, 2008

Region	Aufsuchungs- und Entwicklungskosten [US-\$/GJ]		Gesamtgewinnungskosten [US-\$/GJ]	
	2004–2006	2005–2007	2004–2006	2005–2007
USA gesamt	3	3	4	5
Onshore	2	2	3	4
Offshore	11	8	12	10
Außerhalb USA gesamt	3	4	5	5
Kanada	3	2	5	4
Europa	4	5	5	7
GUS	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Afrika	4	7	6	8
Naher Osten	1	1	3	3
Sonstige östliche Hemisphäre	2	4	3	5
Sonstige westliche Hemisphäre	7	3	8	6
Weltweit	3	3	4	5


Abbildung 5.1-6

Produktionskostenschätzung für 2008 für die globale Ölversorgung mit konventionellen sowie unkonventionellen Reserven und Ressourcen. Bei den unkonventionellen Ölreserven und -ressourcen gibt es die Techniken zur erweiterten Ölförderung (enhanced oil recovery, EOR) mit und ohne CO₂, das GtL-Verfahren (gas-to-liquid), bei dem Gas mittels chemischer Verfahren in brennbare Flüssigkeiten umgewandelt wird und das CtL-Verfahren (coal-to-liquid), d. h. Kohleverflüssigung.

Quelle: IEA, 2008

5 Energie aus dem Meer

etwa 3.000 km zur Geltung (Abb. 5.1-7). Der Transport per Tanker kann gegebenenfalls auch bei relativem Kostennachteil die bevorzugte Alternative darstellen, um besser auf regional schwankende Gas-Spotmarktpreise reagieren zu können. Allerdings sind die in Abbildung 5.1-7 angegebenen Kostentrends nur als Durchschnittswerte anzusehen, da die Transportkosten von der Größe der Schiffe und der Kapazität der Pipelines abhängen.

Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Ertragsituation bzw. Senkung der spezifischen Kosten könnten auf einigen Routen sogenannte Multicore-Pipelines darstellen, die mehrere Produkte parallel transportieren. Eine mögliche Variante wäre z.B. der gleichzeitige Transport von CO₂, Wasserstoff und Erdgas (IEA, 2005).

Marine Methanhydrate

Es gibt aktuell nur wenige, sehr spekulative Kostenschätzungen für den Abbau mariner Methanhydrate. Grundsätzlich kann aber davon ausgegangen werden, dass die Förderung von Gas aus Methanhydraten momentan kostenaufwändiger ist als die Förderung von konventionellem Erdgas (Walsh et al., 2009). Das Energy Technology Systems Analysis Program der Internationalen Energieagentur schätzt die Kosten auf 4,4–8,6 US-\$ pro GJ (IEA ETSAP, 2010).

CO₂-Speicherkosten

Angaben zu Speicherkosten von CO₂ sind aufgrund der geringen Anzahl realisierter Projekte noch mit einiger Unsicherheit behaftet (Benson et al., 2012; GEA, 2012; Tab. 5.1-3). Zudem haben die jeweiligen natürlichen Gegebenheiten vor Ort einen Einfluss auf die Kosten.

5.1.6

Perspektiven der Gewinnung fossiler Energieträger in den Meeren

Die gegenwärtige energetische Nutzung der Meere wird dominiert von der Produktion von Erdöl sowie Erdgas, und einige Trends sprechen dafür, dass sich diese energetische Nutzung auch in Zukunft fort-

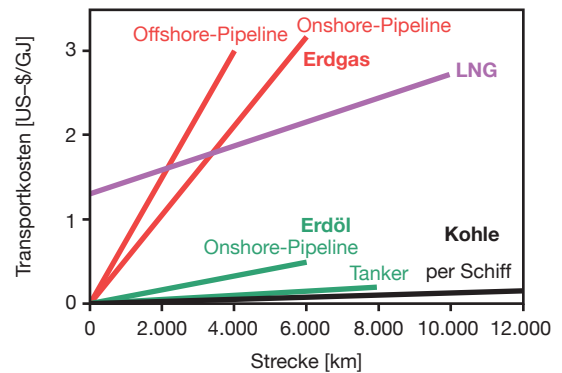


Abbildung 5.1-7

Transportkosten für Erdöl und Erdgas in Abhängigkeit von der Strecke und der Transportart (Schiff, Pipeline).
Quelle: BGR, 2009

setzt (Kasten 5.1-1, 5.1-2). Allerdings könnte die in Kapitel 5.3 skizzierte Transformation zu einem marinen Energiesystem auf der Basis erneuerbarer Energien dazu beitragen, dass die Gewinnung fossiler Energieträger aus dem Meer zum Auslaufmodell wird.

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob mit marinen Methanhydraten unkonventionelle Reserven und Ressourcen an Gas erschlossen werden sollen und damit das bestehende Angebot an fossilen Energieträgern erweitert werden sollte. Die Implikationen auf Technologieebene sind in den Kapiteln 5.1.2 und 5.1.3 diskutiert worden. Aus systemischer Sicht sind aber auch mögliche Lock-in-Effekte zu berücksichtigen: Dies betrifft zum einen die zukünftige Ausrichtung der (Infra-)Struktur der Energiesysteme und zum anderen die ökonomischen Ressourcen, die durch die Erschließung einer neuen Technologieoption gebunden werden und dann nicht mehr alternativen Optionen zur Verfügung stehen.

Der Abbau mariner Methanhydrate ist verschiedentlich als Brückentechnologie auf dem Weg in vollständig dekarbonisierte Energiesysteme bezeichnet worden (Kap. 5.1.3; Boswell, 2009; Krey et al., 2009). Die diesem Gedanken zu Grunde liegende Idee ist, dass auf dem Weg in dekarbonisierte Energiesysteme die Energieträger Kohle und Öl erst durch einen zunehmenden

Tabelle 5.1-3

Kostenschätzungen für geologische Kohlendioxidspeicher im Meeresboden auf der Basis von vier Studien in US-\$ pro gespeicherter Tonne CO₂.

Quelle: Benson et al., 2012

Geologischer Speicher im Meeresboden	Hendriks et al., 2004	IPCC, 2005	Blesl und Kober, 2010	McKinsey, 2008
	[US-\$/t CO ₂]	[US-\$/t CO ₂]	[US-\$/t CO ₂]	[US-\$/t CO ₂]
Entleerte Öl- und Gaslagerstätten	5–11	4–9	4–12	16
Salzwasser-Aquifere	7–14	1–33	3–35	18

Tabelle 5.1-4

Aktueller und projizierter Gasverbrauch für die Jahre 2010, 2035, 2040, 2050. Gezeigt ist die Bandbreite des geschätzten Verbrauchs auf der Basis von 41 Entwicklungspfaden des Global Energy Assessment (GEA, 2012) in EJ pro Jahr und in EJ kumuliert. Die Entwicklungspfade basieren auf einem Hauptszenario mit den beiden Zielen, dass der Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur 2°C nicht überschreitet und weltweit ein universeller Zugang zu sauberen Energiedienstleistungen ermöglicht wird. Das Business-as-Usual-Szenario (BAU) wird gesondert ausgewiesen. Die Werte für den kumulierten Verbrauch für die Jahre 2035, 2040, 2050 enthalten nur den Verbrauch ab dem Jahr 2011.

Quelle: Riahi et al., 2012; GEA, 2012; WBGU, eigene Berechnungen

Szenarien	Gasverbrauch			
	2010	2035	2040	2050
Alle Szenarien (minimaler und maximaler Verbrauch in EJ/Jahr)	100,5	112–196	113–233	106–287
Alle Szenarien (minimaler und maximaler Verbrauch in EJ kumuliert bis 2010 und ab 2011)	2.726	2.784–4.127	3.418–5.344	4.600–8.300
BAU (in EJ/Jahr)	100,5	169	180	215
BAU (in EJ kumuliert)	2.726	3.844	4.790	7.057

Anteil an Gas ersetzt werden, bevor auch der Gasanteil so weit wie möglich durch erneuerbare Energiequellen substituiert wird (Kap. 5.3). Zweifellos ist die Verbrennung von Methan klimafreundlicher als die Verbrennung von Öl und Kohle, und eine ganze Reihe von Energieszenarien vor dem Hintergrund der Klimaproblematik unterstreicht die Bedeutung von Gas in der zukünftigen Energieversorgung (WBGU, 2011; Riahi et al., 2012). Trotz der Bedeutung von Erdgas in einem nachhaltigen, klimaverträglichen Energiesystem stellt sich grundsätzlich die Frage, ob der Abbau von marinen Methanhydraten angesichts der vorhandenen, sich dynamisch verändernden Reserven an konventionellem Methan tatsächlich notwendig ist.

In Tabelle 5.1-1a ist erkennbar, dass die heute bereits nachgewiesenen Reserven an konventionellem Gas im Bereich von 5.000–7.100 EJ liegen und die Ressourcen an konventionellem Gas bei etwa 7.200–8.900 EJ. Gleichzeitig ist davon auszugehen, dass zumindest ein Teil dieser Ressourcen in Zukunft in Reserven überführt werden kann.

Um die Notwendigkeit der Nutzung mariner Methanhydrate besser beurteilen zu können, müssen dem potenziellen konventionellem Methanangebot Projektionen über die zukünftige Nachfrage bzw. den zukünftigen Verbrauch gegenüber gestellt werden (Tab. 5.1-4). In der globalen Energiestudie „Global Energy Assessment – Toward a Sustainable Future“ (GEA, 2012) werden auf der Basis eines Hauptszenarios 41 Entwicklungspfade mit zukünftigen Energieverbräuchen berechnet. Für das Hauptszenario werden zwei normative Ziele vorgegeben: *Erstens* soll der Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur gegenüber dem vorindustriellen Niveau nicht mehr als 2°C betragen. *Zweitens* soll weltweit ein nahezu universeller Zugang zu sauberen Energiedienstleistungen ermöglicht werden. Die vorgegebenen Ziele erlauben immer

noch eine Vielzahl an Freiheitsgraden hinsichtlich des konkreten Energiemixes. Dies zeigen die simulierten Entwicklungspfade für unterschiedliche Entwicklungsmöglichkeiten auf der Angebots- und Nachfrageseite. Diese 41 Entwicklungspfade geben belastbare Hinweise auf den zukünftigen Gasbedarf.

Tabelle 5.1-4 zeigt jeweils das Minimum und das Maximum der geschätzten jährlichen Gasverbräuche aller GEA-Entwicklungspfade für 2035, 2040 und 2050. Ausgehend von einem Startwert von etwa 100 EJ im Jahr 2010 ergibt sich bis zum Jahr 2050 je nach Entwicklungspfad eine Spannbreite für den Gasverbrauch von 106 EJ bis 287 EJ pro Jahr. Aussagekräftiger in Bezug auf die Fragestellung ist jedoch der kumulierte Gasverbrauch. Nach Berechnungen der GEA-Entwicklungspfade liegt der weltweite kumulierte Gasverbrauch im Jahr 2050 zwischen 4.600–8.300 EJ. Als Vergleich berechnet das GEA-Szenario Baseline (business as usual) für das Jahr 2050 einen kumulierten Gasverbrauch von etwa 7.000 EJ (GEA, 2012). Dies zeigt, dass die transformativen Entwicklungspfade nicht einseitig von einer Business-as-usual-Welt abweichen.

In keinem der GEA-Entwicklungspfade wird vor dem Jahr 2040 ein kumulativer Gasverbrauch erreicht, der den heutigen konventionellen Gasreserven von etwa 5.000–7.100 EJ entspricht (Tab. 5.1-1a). Ein höherer Gasverbrauch, der den Reserven entsprechen würde, wird in denjenigen GEA-Entwicklungspfaden, die einen höheren Gasverbrauch annehmen, erst in der Dekade von 2040 bis 2050 erreicht. In denjenigen GEA-Entwicklungspfaden, die einen niedrigeren Gasverbrauch annehmen, ist dies erst in der Dekade 2050 bis 2060 der Fall (GEA, 2012). Zudem ist anzunehmen, dass innerhalb dieser Zeitspanne ein Teil der konventionellen Gasressourcen zu Reserven entwickelt werden kann.

Aus dieser Abschätzung lässt sich für die Nutzung von Erdgasreserven folgern, dass sich frühestens in etwa

30 Jahren die Frage stellen würde, ob zu diesem Zeitpunkt noch ausreichend konventionelle Gasressourcen vorhanden sind oder unkonventionelle Gasressourcen wie Methanhydrate aus Permafrostregionen oder marine Methanhydrate erschlossen werden sollten. Gemäß dieser (rein theoretischen) Betrachtungsweise müssten auch die notwendigen Förder- und Transporttechnologien für marine Methanhydrate frühestens in 30 Jahren ausgereift und wettbewerbsfähig sein. Ein heutiger Verzicht auf den Abbau mariner Methanhydrate lässt immer noch die Option eines zukünftigen Abbaus offen, verhindert aber aus systemischer Sicht einen nicht notwendigen Lock-in-Effekt samt dem damit verbundenem Risiko einer Festlegung auf möglicherweise umweltschädliche Technologien, die nicht oder nur mit großem Aufwand revidiert werden kann. Gleichzeitig wird deutlich, dass ausreichend Zeit für die Entwicklung und Erprobung der Fördertechnologien im Hinblick auf die Vermeidung negativer Umwelteffekte besteht (Kap. 5.4.3, 8.3.4).

Sollte sich während der kommenden 30 Jahre herausstellen, dass der Abbau anderer unkonventioneller Gasressourcen kostengünstiger und umweltverträglicher als der Abbau mariner Methanhydrate sein sollte, verschiebt sich die Notwendigkeit des Abbaus mariner Methanhydrate noch weiter in die Zukunft. Der genaue Zeitpunkt hinge von dem Erdgasanteil in einem zukünftigen, klimaverträglichen Energiesystem und den vorhandenen unkonventionellen Gasressourcen ab (Kap. 5.3). Je nach Kosten und Umweltverträglichkeit der Abbaumethoden könnten Methanhydrate aus Permafrostregionen und andere unkonventionelle Gasressourcen noch vor marinen Methanhydraten zum Einsatz kommen. Aus globaler Sicht würde sich in diesem Fall der Abbau mariner Methanhydrate weit über die nächsten 30 Jahre hinaus verschieben.

5.1.7 Folgerungen

- Aus globaler Perspektive sind Kohlenwasserstoffe immer noch reichlich vorhanden, dabei spielen die Offshore-Ressourcen eine wesentliche Rolle. Allerdings verschieben sich die geographischen Schwerpunkte der Förderregionen, was teils zu neuen Konflikten führt (Arktis, Pazifik).
- Es ist tendenziell mit steigenden Erschließungs- und Produktionskosten zu rechnen, allerdings nicht in einem solchen Umfang, dass Offshore-Öl und -Gas wirtschaftlich nicht mehr interessant wären, dies belegen auch die aktuell getätigten Investitionen in neue Offshore-Kapazitäten.
- Technischer Fortschritt in Kombination mit der Preisentwicklung der fossilen Energieträger ist einer der

wichtigsten Treiber dieser Industrie. Mit Hilfe neuer Technologien können Ressourcen zu Reserven werden. Technischer Fortschritt kann zwar dazu beitragen, die Sicherheit der Produktion für den Menschen und die Umwelt zu verbessern, birgt aber gleichzeitig auch neue Risiken. Mit dem Vordringen in die Tiefsee oder in arktische Gewässer steigt das Risiko für größere Ölunfälle prinzipiell an.

- Marine Methanhydrate werden aus heutiger Sicht nicht benötigt, um die Gasnachfrage zu decken. Auch angebotsseitig spricht die Wirtschaftlichkeit nicht für eine zeitnahe Erschließung dieses Energieträgers. Allerdings könnten regionale Abwägungen (Versorgungssicherheit, lokale Gaspreise, Klimaziele) doch zu einer forcierten Erschließung dieser Energiequelle beitragen. Dies betrifft in erster Linie Regionen mit erschwertem oder teurem Zugang zu Erdgas, z.B. Japan.
- Eine Technologiebewertung ist grundsätzlich aus Systemsicht zu führen und erfolgt in Kapitel 5.3. Dabei wird berücksichtigt, dass die kumulierte Gesamtmenge an Emissionen aus fossilen Quellen von 750 Gt CO₂ nicht überschritten werden sollte (WBGU, 2011). Deshalb kann bereits an dieser Stelle festgehalten werden, dass eine Fortsetzung des derzeitigen Trends der Nutzung mariner Kohlenwasserstoffe nicht nachhaltig sein kann.

5.2 Erneuerbare Energien

Die Technologien der marinen regenerativen Energiebereitstellung umfassen die Offshore-Windenergie sowie die Wellenenergie, Gezeitenhub-Kraftwerke, Gezeiten- und Meeresströmungs-Kraftwerke, Meereswärme- und Salinitätsgradient-Kraftwerke sowie den Anbau von Algen zur energetischen Nutzung. Der Begriff Meeresenergien umfasst dabei alle genannten Energieformen, mit Ausnahme der Offshore-Windenergie.

5.2.1 Technologische Möglichkeiten der Offshore-Windenergie und der Meeresenergien

5.2.1.1 Entwicklungsstand der Offshore-Windenergie

Aufgrund günstigerer Windverhältnisse auf dem Meer und zunehmender Akzeptanz- und Platzprobleme für Windenergieanlagen an Land wird der Ausbau der Offshore-Windenergie verstärkt vorangetrieben. Die im Offshore-Bereich eingesetzte Technik ist grundsätzlich vergleichbar mit den heute üblichen Anlagen an

Land. Wegen der aufwändigeren Wartung, zeitweiser wetterbedingter Nichterreichbarkeit sowie höherer Belastungen durch Stürme und salzhaltige Luft werden jedoch sehr hohe Anforderungen an die Zuverlässigkeit der Anlagen gestellt. Zur Reduktion des Wartungs- und Installationsaufwands geht der Trend zu größeren Anlagen im Meer. Windenergieanlagen bis 6 MW werden heute kommerziell im Offshore-Bereich eingesetzt. Weiterhin unterscheiden sich die Offshore-Anlagen grundlegend in der Verankerung bzw. Befestigung im Grund. Hier kommen in Abhängigkeit von der Wassertiefe und der geologischen Beschaffenheit des Meeresgrunds verschiedene Technologien zum Einsatz. Aktuell werden Offshore-Windenergieanlagen bis zu einer Wassertiefe von ca. 50 m mit festen Fundierungen gebaut. Die folgenden festen Fundierungen werden für Offshore-Windenergieanlagen eingesetzt (Abb 5.2-1):

- *Monopile*: Ein Monopile ist ein zylindrischer hohler Pfahl, der in Wassertiefen bis etwa 20 m durch Bohren bzw. Rammen in sandiges Sediment getrieben werden kann. Monopiles sind nur wenig von Auskolkung, d. h. allmählichem Freilegen durch Wasserströmungen betroffen.
- *Tripod bzw. Tripile*: Das Tripod ist eine Dreibeinkonstruktion, die den Hauptpfahl der Windkraftanlage

stützt. Das Dreibein wird mit kleinen Pfählen durch Rammung im Meeresboden verankert. Auf das Dreibein wird über Wasser eine Dreibeinkonstruktion aufgesetzt, die die Windkraftanlage trägt. Tripile-Fundierungen können bei Tiefen von 25–50 m eingesetzt werden.

- *Jacket*: Das Jacket ist eine Fachwerkkonstruktion aus Stahl mit drei oder vier Füßen, die am Meeresgrund mit Pfählen verankert werden. Sie sind eine sehr geläufige Art der Fundierung für die verschiedensten Offshore-Aktivitäten (Abb. 5.1-4). Jackets können auch für größere Wassertiefen eingesetzt werden. In der Nordsee werden sie von der Öl- und Gas-Industrie bis zu Tiefen von 150–180 m eingesetzt. In ruhigeren Gewässern können auch wesentlich größere Tiefen erreicht werden.
- *Bucket-Fundament*: Das Bucket-Fundament verwendet zur Fixierung der Windkraftanlage nicht nur das Eigengewicht des Fundaments, sondern darüber hinaus noch den Druck des umgebenden Wassers. Es hat etwa die Form eines umgedrehten Eimers. In ihm wird ein Unterdruck erzeugt, so dass sich das Fundament am Meeresgrund festsaugt.
- *Schwerkraftfundament*: Schwerkraftfundamente werden ebenfalls vorrangig in flacherem Wasser

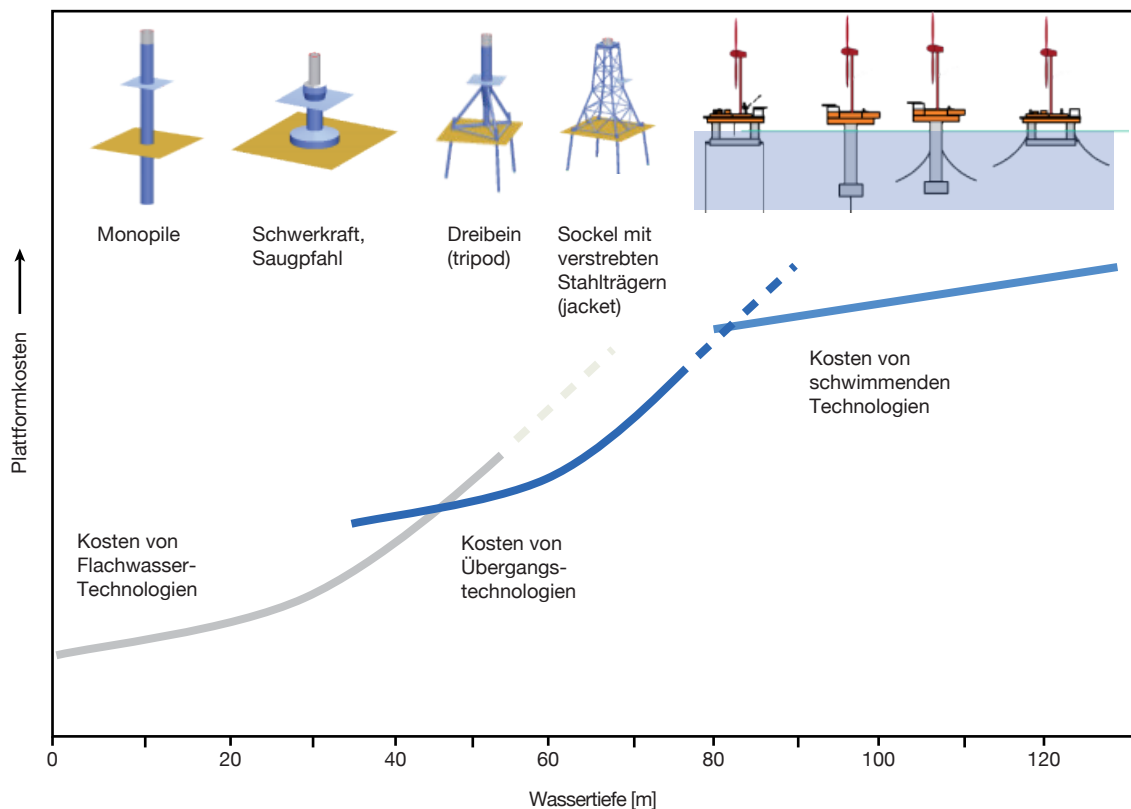


Abbildung 5.2-1

Verschiedene Verankerungen und ihre Kosten für Offshore-Windkraftanlagen in Abhängigkeit von der Wassertiefe.

Quelle: Bard, 2013

5 Energie aus dem Meer

eingesetzt. Sie bestehen aus einem großen Betonblock, der die Windkraftanlage trägt und durch sein Gewicht stabilisiert. Schwerkraftfundamente sind recht anfällig gegen Auskolkung und einen dadurch bedingten Stabilitätsverlust.

Bei größeren Wassertiefen ab ca. 60–80 m stellen schwimmende Anlagen mit Verankerungen im Meeresgrund die kostengünstigere Variante im Vergleich zu festen Fundierungen dar (Abb. 5.2-1), jedoch befinden sich schwimmende Windkraftanlagen bisher noch im (fortgeschrittenen) Prototypstadium. Vor den Küsten Norwegens und Portugals werden bereits einzelne Anlagen mit einer Leistung von ca. 2 MW betrieben.

Schwimmende, im Meeresgrund verankerte Strukturen werden bereits in der Erdöl- und Erdgasindustrie im Offshore-Bereich verwendet (Abb. 5.1-4). Verschiedene Konzeptionen für die Verankerung sind möglich (Abb. 5.2-1):

- *Spar-Plattform*: Bei diesem Typ wird ein stark verlängerter Hauptpfahl als Schwimmkörper benutzt. Im unteren Teil ist Ballastmaterial enthalten, um einen möglichst tiefen Schwerpunkt des Systems zu erreichen. Der unter der Meeresoberfläche liegende Auftriebskörper ist mit dem Meeresboden vertäut. Diese Konstruktion findet man z. B. bei der norwegischen Hywind-Anlage.
- *Tension-leg-Plattform*: Eine Tension-leg-Plattform besteht aus einem Schwimmkörper, auf dem die Plattform aufgesetzt ist und der ständig unter Span-

nung mit dem Meeresboden vertäut ist. Die Spannung wird dadurch erzeugt, dass die Vertäuerung die Plattform etwas unter der Position hält, in der sie sich aufgrund des Auftriebs sonst befinden würde. Der Schwimmkörper kann auch komplett eingetaucht sein.

- *Halbtaucher-Plattform*: Eine weitere Möglichkeit besteht darin, einen als Halbtaucher ausgeführten Schwimmkörper mit dem Meeresgrund zu vertäuen. Die Offshore-Windenergienutzung befindet sich aktuell in der frühen kommerziellen Phase, die sich durch annähernd exponentielle Zuwachsraten auszeichnet (Abb. 5.2-2), aber aus Investorensicht noch mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Ende 2012 machten Offshore-Windenergieanlagen 4,7% der installierten Windleistung in Europa aus. Die innerhalb der Europäischen Union (EU-27) installierte und an das Stromnetz angeschlossene Leistung der Offshore-Windenergie betrug 4.993 MW, während die Leistung landbasierter Anlagen bei 101.048 MW lag (EWEA, 2013: 13).

Die große Anzahl beantragter oder bereits genehmigter Projekte deutet auf eine dynamische Entwicklung des Offshore-Ausbaus hin – allein in Europa befanden sich im Jahr 2011 fast 6 GW im Bau, und für die deutsche Ost- und Nordsee lagen Ende 2012 Genehmigungen für weitere ca. 10 GW vor (Offshore-Windenergie.net, 2013). Nach der Roadmap der Europäischen Windenergieagentur (EWEA) soll die installierte Offshore-Windenergieleistung in Europa bis 2020

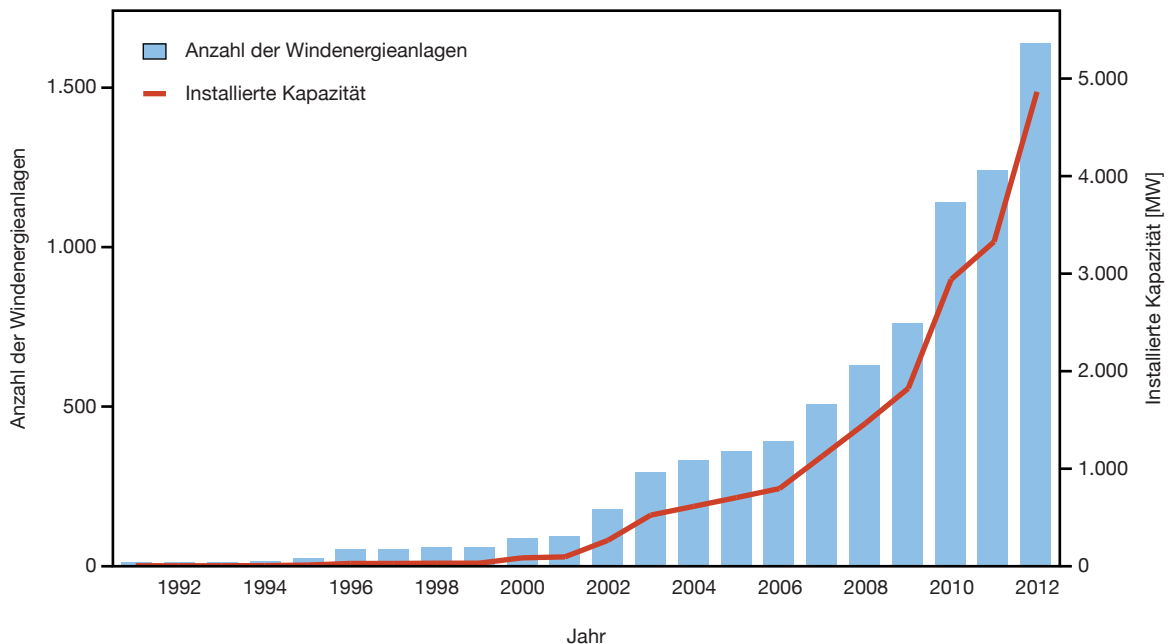


Abbildung 5.2-2

Entwicklung der Anzahl installierter Offshore-Windenergieanlagen und deren kumulierte Leistung in Europa in MW. Die blauen Balken geben die Anzahl der Anlagen an und die rote Linie gibt die kumulierte Leistung an.

Quelle: IWES auf Basis von www.4coffshore.com

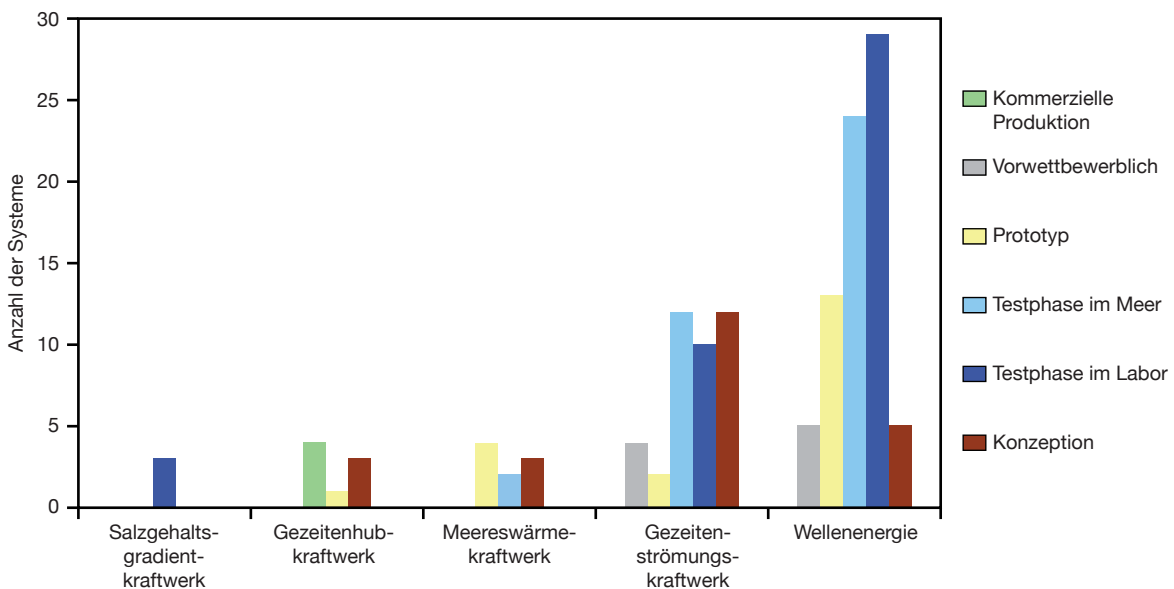


Abbildung 5.2-3

Verschiedene Technologien zur Meeresenergienutzung und deren Entwicklungsstand. Gezeitenhubkraftwerke werden bereits kommerziell eingesetzt. Alle anderen Technologien sind entweder noch in einem frühen Entwicklungsstadium ohne dominantes Funktionsprinzip oder im Prototypstadium.

Quelle: Khan und Bhuyan, 2009

eine Kapazität von 40 GW erreichen und bis 2030 auf 150 GW ansteigen (EWEA, 2011).

5.2.1.2 Entwicklungsstand der Technologien zur Meeresenergienutzung

Während in den zurückliegenden 15 Jahren der Großteil der Forschung und Entwicklung zur Meeresenergienutzung (Abb. 5.2-3) in Europa stattgefunden hat, ist inzwischen zunehmend auch ein weltweites Interesse zu verzeichnen. Dies zeigt sich auch an steigenden Mitgliederzahlen des Implementing Agreement on Ocean Energy Systems der IEA (IEA, 2010).

Insgesamt sind – bis auf Gezeitenhubkraftwerke – alle Meeresenergietechnologien in einem sehr frühen Entwicklungsstadium. Bei der Wellen- und Gezeitenströmungstechnologie hat sich noch kein dominantes Funktionsprinzip etabliert. Die meisten Anlagen sind noch Prototypen oder in einem vorkommerziellen Entwicklungsstadium (IEA RETD, 2011). Die IEA rechnet mit kommerziellen Systemen zwischen 2015 und 2025 (IEA ETSAP, 2010).

Wellenenergie

Im Gegensatz zur Nutzung von Windenergie gibt es zur Nutzbarmachung der Wellenenergie mehr als 100 unterschiedliche Konzepte. Beispielsweise kann die oszillierende Wassersäule (Oscillating Water Column, OWC) der Wellen eine Luftturbine antreiben. Eine weitere Methode ist die Ausnutzung der welleninduzier-

ten Bewegung (oscillating body systems), während eine dritte Möglichkeit in der Umwandlung der potenziellen Energie der Wellen besteht (de Falcão, 2010).

Nachteile der generell geringeren Wellenenergie in Küstennähe werden teilweise durch eine häufig natürliche Konzentration der Wellen sowie einen geringeren Aufwand bei Installation und Netzanbindung kompensiert. OWC-Anlagen bestehen aus einer teilweise eingetauchten luftgefüllten Stahl- oder Betonstruktur mit einer Öffnung unterhalb der Wasserlinie. Die sich mit der oszillierenden Wassersäule bewegende, eingeschlossene Luftmasse treibt über eine Luftturbine einen Generator an (de Falcão, 2010).

Zur Nutzung der welleninduzierten Bewegung wird die Bewegung von Auftriebskörpern zueinander, zur Küste oder zum Meeresgrund in elektrische Energie umgewandelt. Punktabsober können in küstennahen Gebieten mit geringer Wassertiefe eingesetzt werden. Sie bestehen aus einem luftgefüllten teleskopischen Zylinder, dessen unterer, als Stator fungierender Teil mit dem Meeresboden fest verankert ist. Der obere Teil folgt der vertikalen Wellenbewegung und erzeugt auf diese Weise mit Hilfe von Lineargeneratoren Strom (Clément et al., 2002; Kerr, 2007). Lineargeneratoren kommen ebenfalls in einer Reihe von weiteren Konzepten mit Auftriebskörpern zum Tragen (Drew et al., 2009; de Falcão, 2010). Die Pelamis-Technik nutzt die Wellenbewegung durch vier flexibel miteinander verbundene, an der Meeresoberfläche schwimmende Röhren, die durch die relative Bewegung zueinander über

Kolbenpumpen Hydraulikflüssigkeit durch hydraulische Motoren pressen und dabei mit Hilfe von Generatoren Strom erzeugen. Ein weiterer, interessanter Ansatz zur Nutzung der Wellenenergie ist die CETO-Technologie. Hierbei wird zunächst Wasser mit Hilfe von Punktabsobern mit einem Druck von 70 bar an Land gepumpt und dort entweder über eine Pelton-Turbine zur Stromerzeugung oder durch Umkehrosmose zur Trinkwassergewinnung eingesetzt (Carnegie, 2013). Das Konzept wird aktuell im Rahmen diverser Projekte in der Praxis erprobt.

Das Konzept des Wave Dragon nutzt die potenzielle Energie der Wellen. Es besteht aus einer schwimmenden V-förmigen Struktur, wodurch es an der Spitze der eingefassten Seeoberfläche zu einer Überhöhung der Wellen kommt. Diese fließen in ein höher gelegenes Becken, an dessen Rücklauf in das Meer eine Turbine Strom erzeugt (de Falcão, 2010).

Bei den Wellenenergiekraftwerken hat sich noch kein dominantes Design herausgebildet. Nur wenige Konzepte wurden in Form großskaliger Prototypen unter realen Bedingungen getestet. Als einziges kommerziell genutztes Wellenkraftwerk wurde im Jahr 2011 im spanischen Mutriku ein 300 kW-Kraftwerk nach dem Prinzip der oszillierenden Wassersäule in Betrieb genommen. Die Konstruktion ist in eine Hafemole integriert und befindet sich somit unmittelbar an der Küste. Weitere kommerzielle Projekte sind kurz- bis mittelfristig geplant, z.B. die Errichtung mehrerer Wellenenergieparks mit je 10 MW bestehend aus 14 Pelamis-Wellenenergiekonvertern vor der schottischen Küste (Pelamis Wave Power, 2011).

Gezeitenkraftwerke

Die Energiebereitstellung aus den Gezeitenkräften basiert im Gegensatz zu allen anderen marinen erneuerbaren Energiequellen nicht auf der Einstrahlung der Sonne als primäre Energiequelle. Die Entstehung der Gezeiten ist auf Gravitations- und Rotationskräfte zwischen der Erde, Mond und Sonne zurückzuführen. Aus einem Zusammenspiel von Zentrifugal- und Trägheitskräften, der täglichen Rotation der Erde (24 Stunden) und dem monatlichen Umlauf des Mondes um die Erde (27,3 Tage) ergibt sich eine Periodendauer von 24 h 50 min. Da sowohl die Anziehungskraft des Mondes als auch die entgegengesetzte Fliehkraft auf der dem Mond abgewandten Seite der Erde, in den meisten Regionen, zu einem Meeresspiegelanstieg führen, resultiert ein ca. zweimal täglich auftretendes Hoch- und Niedrigwasser (Abb. 5.2-4). Überlagert werden die vom Mond verursachten Gezeiten durch die (etwa halb so starken) Anziehungskräfte der Sonne. Je nach Position von Sonne und Mond in Relation zur Erde werden die Gezeiten abgeschwächt (Nipptide) oder ver-

stärkt (Springtide). Die Periodendauer dieses überlagerten Zyklus beträgt 29,5 Tage.

- › *Gezeitenhub*: Gezeitenhubkraftwerke wandeln die potenzielle Energie, die aus dem periodischen Anheben und Absenken des Meeresspiegels resultiert, in elektrischen Strom um. Beispiele für Orte mit besonders ausgeprägtem Gezeitenhub sind die Bay of Fundy in Kanada (17 m), das Severn-Ästuar in Großbritannien (15 m) und die Bucht vom Mont Saint Michel in Frankreich (13,5 m; Kerr, 2007). Hier können Meer und Ästuargebiet durch Dämme bzw. Staumauern abgetrennt und das Wasser beim Durchfließen der Absperrung zur Stromerzeugung über Turbinen geleitet werden. Aufgrund der Periodizität der Gezeiten ist die resultierende Stromerzeugung intermittierend, kann jedoch sehr präzise vorhergesagt werden. Zur Verstetigung bzw. Flexibilisierung dieser intermittierenden Erzeugung werden z.B. Mehrbeckenkonzepte verfolgt (multi-basin operation). Da die bisherigen Konzepte basierend auf einer Staumauer, die das offene Meer von der Flussmündung abtrennt, unter Naturschutzgesichtspunkten zunehmend in die Kritik geraten, wird als mögliche Alternative das Konzept der Gezeitenlagunen (tidal lagoon) verfolgt. Durch die Errichtung von abgeschlossenen, meist runden Becken in Gebieten mit großem Tidenhub erfolgt die Stromerzeugung beim Durchströmen der in die Staumauern integrierten Turbinen. Der Vorteil besteht darin, dass das Brackwasserökosystem des Ästuars von den Anlagen in weiten Bereichen unbeeinträchtigt bleibt. Im August 2011 erfolgte die Inbetriebnahme des Sihwa-ho-Gezeitenkraftwerks in Südkorea mit einer Nennleistung von 254 MW. Dadurch wurde das 1967 in Frankreich in Betrieb genommene Kraftwerk La Rance (240 MW) nach über 40 Jahren als weltweit größtes Gezeitenhubkraftwerk abgelöst. Aktuell sind eine Reihe weiterer Gezeitenkraftwerke geplant, besonders in Südkorea. Eine Vielzahl an weiteren Projekten auch größeren Maßstabs befindet sich in Planung, jedoch sind einige davon aufgrund von Umweltschutzbedenken und steigender Kosten ins Stocken geraten. Wie bereits erwähnt, könnte zukünftig das Konzept der Gezeitenlagunen eine umweltverträglichere Alternative zu konventionellen Gezeitenkraftwerken darstellen.
- › *Gezeitenströmung*: Gezeitenströmungen sind eine Konsequenz der Auf- und Abbewegungen der Wassermassen. Die hieraus resultierenden horizontalen Ausgleichsströmungen werden vielerorts durch die Küsten- und Meeresbodengeometrie verstärkt, so dass z.B. zwischen dem Festland und vorgelagerten Inseln oder an Flussmündungen häufig hohe Strömungsgeschwindigkeiten auftreten. Da diese durch

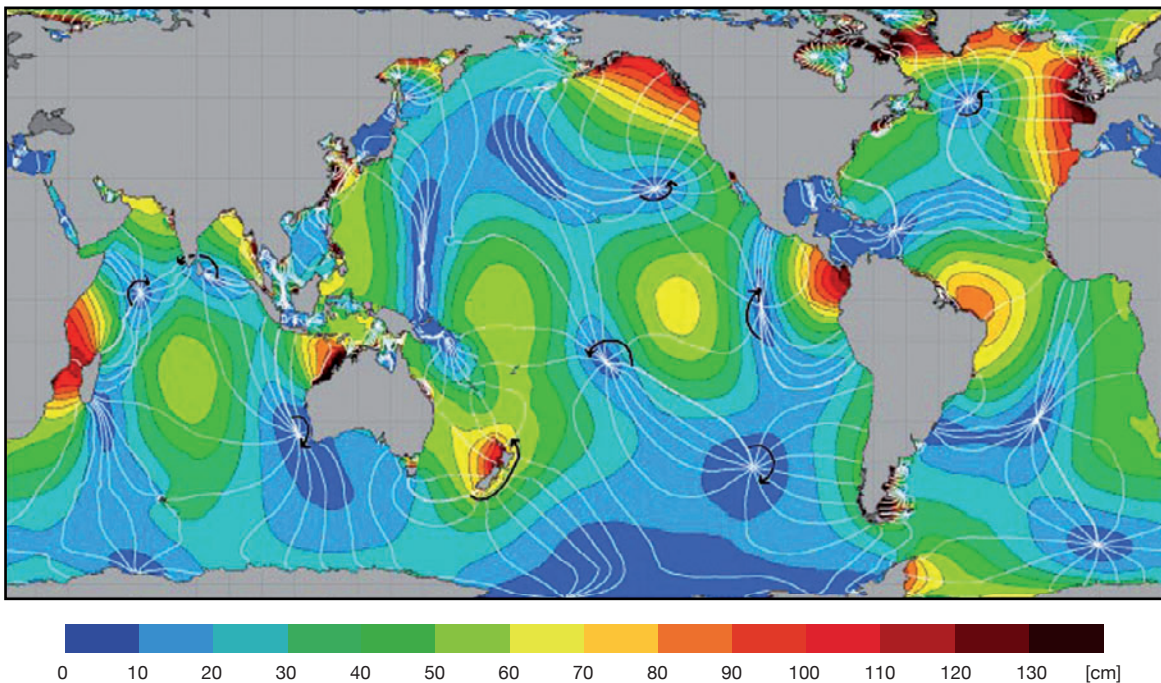


Abbildung 5.2-4

Weltweite Verteilung der halbtägigen Hauptmondtide M2. Um Gezeitenhubkraftwerke errichten zu können, ist ein Tidenhub von mindestens 4 m erforderlich, der zusätzlich bestimmte Küstenformationen erfordert.

Quelle: NASA, 2006

die Gezeiten hervorgerufen werden, unterliegen sie der gleichen meist halbtägigen Periodizität wie sie auch beim Gezeitenhub auftritt. Aus der periodischen Umkehrung der Flussrichtung resultieren besondere Anforderungen an die Turbinen. Viele dieser Strömungsturbinen ähneln im Design Windturbinen – sowohl Axial- wie auch Vertikalläufern. Die Turbinen müssen jedoch auf die anspruchsvollen marinen Unterwasserbedingungen ausgelegt sein. Aufgrund der höheren Dichte des Wassers ist auch die Energiedichte des Mediums deutlich höher als bei Luft (Windkraft), so dass die Rotoren für die gleiche Leistung – trotz der geringeren Strömungsgeschwindigkeit des Wassers – deutlich kleiner ausgelegt werden können. Verschiedene Technologien sehen vor, die Rotoren zu Wartungszwecken über die Wasseroberfläche fahren zu können (Abb. 5.2-5). Über 50 Konzepte zur Nutzung der durch Gezeiten bedingten Strömungen befinden sich in einem frühen Entwicklungsstadium, wobei Tests an Prototypen einiger Anlagen hauptsächlich in Europa, aber auch in Kanada und China durchgeführt werden (Bedard et al., 2010). Eine detaillierte Darstellung einiger Techniken und ihres Entwicklungsstands findet sich bei O'Rourke et al. (2010). Aufgrund der Ähnlichkeit der Technologien kann auf Erfahrungen im Bereich der Windenergie und des Schiffbaus zurückgegriffen werden. Im Hinblick auf die Schwierigkeiten

der Wartung unter Wasser ist die Zuverlässigkeit der Anlagen von großer Bedeutung. Bei weiterhin erfolgreichen Tests von Gezeitenströmungskraftwerken kann im kommenden Jahrzehnt mit Gezeitenströmungskraftwerksparks in kommerzieller Größe gerechnet werden (O'Rourke et al., 2010).

Meeresströmungskraftwerke

Im Gegensatz zu den Gezeitenströmungen weisen die Meeresströmungen meist deutlich geringere Fließgeschwindigkeiten auf, jedoch sind diese Strömungen kontinuierlich ohne Fließrichtungsumkehr und ermöglichen somit auch eine kontinuierliche Stromerzeugung. Großräumige Zirkulationen mit Strömungsgeschwindigkeiten von ca. 2 m pro s finden sich östlich von Afrika im indischen Ozean (Agulhasstrom) oder westlich von Afrika im Atlantik (Golfstrom; Leaman et al., 1987).

Aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeiten und somit geringeren Energiedichte ist diese Technologie von einer wirtschaftlichen Umsetzung noch weit entfernt. Grundlegend ist die Technologie weitgehend vergleichbar mit der der Gezeitenturbinen.

Meereswärmekraftwerke

Meereswärmekraftwerke (Ocean Thermal Energy Conversion, OTEC) nutzen die Temperaturunterschiede des Meerwassers zwischen der Zone nahe der Ober-



Abbildung 5.2-5

Strömungskraftwerk (SeaGen). Die Turbinen können zu Wartungszwecken über den Meeresspiegel angehoben werden.

Quelle: Das Bild wurde zur Verfügung gestellt von Marine Current Turbines, einem Unternehmen der Siemens AG

fläche und derjenigen in einer Tiefe von rund 1.000 m zum Betreiben einer Wärmekraftmaschine. Hierfür muss die Temperaturdifferenz mindestens 20°C betragen (Binger, 2004), so dass sich die Regionen, in denen diese Technologie eingesetzt werden kann, auf den Bereich um den Äquator beschränken (Abb. 5.2-6).

Der Wirkungsgrad einer solchen Wärmekraftmaschine liegt in der Praxis bei ca. 3% (Nihous, 2010) und ein großer Teil der so bereit gestellten mechanischen Energie (ca. 30% des Bemessungswerts der Turbine; Nihous, 2010) muss für den Betrieb der Pumpen eingesetzt werden, um das kalte bzw. warme Meerwasser den Wärmeübertragern zuzuführen. Meereswärmekraftwerke mit offenem Kreislauf nutzen direkt das Meerwasser als Arbeitsmedium, das bei vermindertem Druck verdampft wird. Zusätzlich zur Stromerzeugung kann diese Variante zur Trinkwassergewinnung eingesetzt werden. Da die Ressource weitgehend mit geringen jahreszeitlichen Schwankungen zur Verfügung steht, ermöglichen Meereswärmekraftwerke eine kontinuierliche Stromerzeugung.

Erste Versuche einer Nutzung von Meereswärmekraftwerken zur Stromerzeugung gehen bis in die 1930er Jahre zurück, als Claude (1930) auf Kuba eine erste Anlage errichtete. Aufgrund ungünstiger lokaler Bedingungen konnte jedoch keine Nettostromproduktion erzielt werden. Auch ein weiterer Versuch des Wissenschaftlers in Form eines schiffbasierten Systems zur Gewinnung von Eis scheiterte – diesmal allerdings bei der Installation der in die Tiefe reichenden Kaltwasserleitung. Nachfolgende Installationen von Meereswärmekraftwerken auf Hawaii und Nauru erreichten eine Nettoleistung von bis zu ca. 100 kW (Vega, 2002). Trotz dieser Erfolge blieb die kommerzielle Errichtung von Meereswärmekraftwerken bis heute aus. Einige Projekte mit Anlagen von ca. 10 MW sind aktuell geplant.

Zu den Herausforderungen, die vor einer Nutzung in großem Maßstab zu lösen sind, zählen unter anderem der Bewuchs der Wärmeübertrager, die Dichtigkeit des Fluid-Kreislaufs sowie der hohe Energiebedarf zum Betrieb der Anlage, insbesondere der Pumpen.

Salinitätsgradient- oder Osmosekraftwerke

Das Durchmischen von Flüssigkeiten unterschiedlicher (Meer-)Salzkonzentration führt zu einer Entropieerhöhung (Scråmestø et al., 2009), für deren energetische Nutzung zwei unterschiedliche Pfade verfolgt werden (Post et al., 2007; Lewis et al., 2011).

Bei der Umkehrelektrodialyse (Reversed Electro Dialysis, RED) wird Salz- und Süßwasser über alternierende Anionen- und Kationenauschermembranen zusammengeführt, wodurch sich über den Membranen eine Spannung einstellt (van den Ende und Groeman, 2007).

Die druckreduzierte Osmose (Pressure Retarded Osmosis, PRO) kommt bei Osmosekraftwerken zum Einsatz. Stehen Flüssigkeiten unterschiedlicher Salinität über eine halbdurchlässige Membran miteinander in Kontakt, so diffundiert Wasser durch die Membran zu der Seite mit der höheren Salzkonzentration bis sich ein Gleichgewicht aus osmotischem und statischem Druck einstellt. Bei einem geschlossenen Gefäß beträgt der osmotische Druck von Meerwasser ca. 24–26 bar (Lewis et al., 2011), was einer Wassersäule von ca. 240–260 m entspricht. Da in einem offenen Gefäß das eintretende Wasser zu einer Verdünnung und somit Reduktion des Salzgehalts führt, wird das durch Osmose nutzbare (technische) Potenzial auf 120 m geschätzt (Lübbert, 2005). Um das Absinken der Salzkonzentration auf der Salzwasserseite zu reduzieren, muss ein erhöhter Volumenstrom umgewälzt werden.

Beide Ansätze werden zur Zeit im experimentellen Maßstab untersucht. Eine Einheit zur Untersuchung der Umkehrelektrodialyse mit einer Leistung von 1 kW wird aktuell in den Niederlanden untersucht und in Norwegen wird ein 4 kW Prototyp eines Osmosekraftwerks betrieben und erforscht (Scråmestø et al., 2009). Bei den Osmosekraftwerken besteht die Herausforderung vor allem darin, leistungsfähige Membranen zu entwickeln. Ab einer Leistung von ca. 5 W pro m² kann ein wirtschaftlicher Betrieb erreicht werden (Lübbert, 2005), während aktuell die Leistung bei ca. 2–3 W pro m² liegt (Scråmestø et al., 2009; Skilhagen, 2010). Weitere Herausforderungen sind die langfristige Haltbarkeit der Membranen, Bewuchs durch Bakterien und Algen sowie weitere Arten von Verunreinigungen, die die Durchlässigkeit der Membranen verringern.

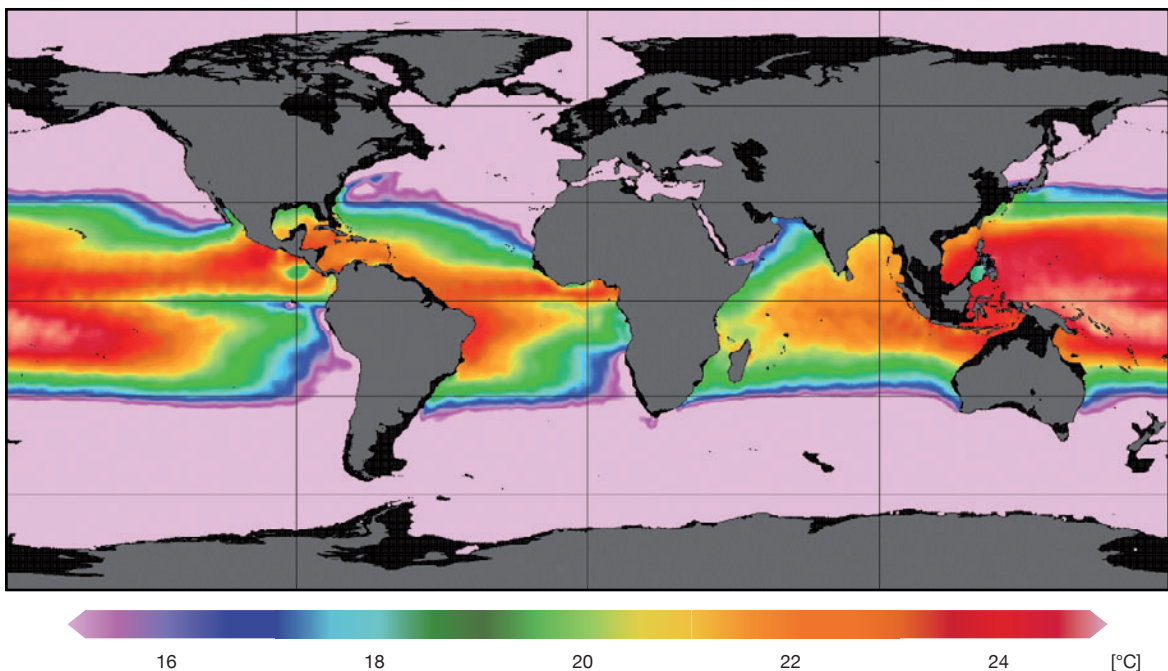


Abbildung 5.2-6

Weltweite Verteilung durchschnittlicher Temperaturunterschiede zwischen der nahen Wasseroberfläche und der Meerestiefe von 1.000 m. Da nur im Bereich des Äquators eine Temperaturdifferenz von mindestens 20°C vorliegt, können Meereswärmekraftwerke nur in dieser Region eingesetzt werden.

Quelle: Nihous, 2010, auf Basis von Daten aus NODC, 2005

Energetische Nutzung von Algen

Wie höhere Pflanzen an Land eignen sich auch Algen zur energetischen Nutzung. Generell ist zwischen der Nutzung von vielzelligen Algen (Makroalgen) sowie kleinen ein- bis wenigzelligen Algen (Mikroalgen) zu unterscheiden. Für die Kultivierung von Mikroalgen können je nach Algenart Meer-, Brack- oder auch Süßwasser als Medium eingesetzt werden. Während der Anbau von Makroalgen direkt im Meer erfolgt, werden Mikroalgen überwiegend landbasiert in großen Photobioreaktoren oder flachen, offenen Becken, sogenannten raceways, gezüchtet. Es existieren aber auch Konzepte für eine Mikroalgenzucht direkt im Meer. Dabei wird die Mikroalgensuspension mit Hilfe von Plastikmembranen vom umgebenden Meerwasser getrennt. Derartige Ansätze werden in aktuellen Forschungsprojekten untersucht (OMEGA-Projekt, NASA; TROPOS-Projekt, EU).

Die Aquakultur von Makroalgen wird heute primär in asiatischen Ländern betrieben, wo Algen eine große Bedeutung als Nahrungsmittel haben. Der Anbau erfolgt in küstennahen Gewässern meist als Leinenkultur. Hierbei werden Leinen mit Zellen in einer geeigneten Phase des Lebenszyklus beimpft und ins Meer ausgebracht, wo sich die Makroalgen bis zur Erntereife weiterentwickeln. Als weiterer möglicher Ansatz sieht das Konzept des „ocean farming“ vor, unbefestigte, frei

treibende Makroalgen für die energetische Nutzung in küstenfernen Regionen anzubauen (Florentinus et al., 2008; Reith et al., 2012). Die Zucht von Makroalgen unter Ausnutzung der festen Strukturen von Offshore-Windenergieanlagen (Buck et al., 2004; Buck und Buchholz, 2005) sowie ringförmig um Marikulturanlagen zur Fischzucht (integrierte Aquakultur) ist Gegenstand aktueller Forschung. Die letztgenannte Methode hätte den Vorteil, dass Nährstoffe, die durch die Fisch-aquakultur freigesetzt werden, von den Algen genutzt werden können, wodurch sich negative Umwelteinflüsse reduzieren und gleichzeitig höhere Wachstumsraten der Algen realisieren ließen (Kap. 4.2). Eine solche integrierte Aquakultur wird auch für landbasierte Systeme in Verbindung mit Fischeaquakultur diskutiert, jedoch besteht noch erheblicher Entwicklungsbedarf bis zum Erreichen einer Wirtschaftlichkeit (Friedlander, 2008).

Zur Bereitstellung von Nährstoffen für die Offshore-Makroalgenkultur wird auch die Förderung von nährstoffreichem Tiefenwasser in Erwägung gezogen (Roesijadi et al., 2010). Hier bieten sich mögliche Synergien mit Meereswärmekraftwerken (Kasten 4.1-2).

Da sich Makroalgen im Vergleich zu Mikroalgen durch einen geringen Lipidgehalt von meist weniger als 5% des Trockengewichts auszeichnen, erfolgt die energetische Nutzung der Biomasse insbesondere durch

anaerobe Fermentation bzw. Vergärung unter Bildung von Biogas bzw. Biomethan; jedoch ist die Gewinnung lipidbasierter Treibstoffe prinzipiell auch aus Makroalgen möglich (Hossain und Salleh, 2008). Makroalgen zeichnen sich durch einen höheren Aschegehalt aus, und der Brennwert ist mit 11–12 MJ pro kg geringer als bei terrestrischer Biomasse (17–18 MJ pro kg). Ein hoher Gehalt an Stickstoff und Schwefel können sich bei der energetischen Nutzung als problematisch erweisen. Andererseits zeichnen sich Makroalgen durch einen geringen Zellulose- und Ligninanteil aus – beides Substanzen, die bei der anaeroben Fermentation nur schlecht genutzt werden können. Die wirtschaftliche Machbarkeit der anaeroben Umsetzung unter Bildung von Biogas wurde für verschiedene Algengattungen bereits demonstriert (Gunaseelan, 1997; Chynoweth et al., 2001). Die Methanerträge von 0,14–0,4 m³ pro kg aschefreiem Trockengewicht sind vergleichbar mit denen von Klärschlamm (Reith et al., 2005).

5.2.2 Globale Potenziale meerbasierter regenerativer Stromerzeugung

Die Potenziale meerbasierter erneuerbarer Energien sind im Kontext des globalen Stromverbrauchs zu betrachten. Dieser betrug im Jahr 2010 ca. 66,4 EJ (18.443 TWh), während je nach Szenario bis 2035 ein Anstieg auf 100,6–125,6 EJ (27.944–34.889 TWh) erwartet wird (IEA, 2012:180).

5.2.2.1 Offshore-Windenergie

Es wird angenommen, dass ca. 1% der auf die Erdoberfläche einfallenden solaren Strahlung in Bewegungsenergie der atmosphärischen Luftmassen konvertiert wird (Lorenz, 1967; Peixoto und Oort, 1992). Zum theoretischen Potenzial der Offshore-Windenergie liegen keine Studien vor, allerdings geben Rogner et al. (2000) auf Basis der globalen Luftmassenbewegungen ein theoretisches Potenzial der Windenergie (onshore und offshore) von 110.000 ±50.000 EJ pro Jahr an (Rogner et al., 2012:432). Da die Meere einen Anteil von über 70% der Erdoberfläche ausmachen und aufgrund der geringeren Reibung die oberflächennahen Windgeschwindigkeiten über dem Meer höher ausfallen als an Land, entfällt der Großteil dieses Potenzials auf die Offshore-Windenergie. Studien zum technischen Potenzial der Offshore-Windenergieanlagen weisen eine sehr große Bandbreite auf, da häufig unterschiedliche technische Annahmen und Restriktionen angesetzt werden (Tab. 5.2-1; Lewis et al., 2011). Die Studien unterscheiden sich hinsichtlich der ver-

wendeten meteorologischen Daten sowie den Annahmen zu Turbinentypen und Nabelhöhen, Leistungsdichte, Mindest- und Maximalabstand zur Küste sowie der erschließbaren Wassertiefen. Weiterhin werden teilweise noch zusätzliche Restriktionen angesetzt, wie etwa die maximale Ausnutzung der verfügbaren Flächen, ein Mindestkapazitätsfaktor oder maximal zulässige Stromgestehungskosten.

Mit der Entwicklung von festen Gründungsstrukturen, die in Wassertiefen bis ca. 60 m eingesetzt werden können, schwimmenden Plattformen und Offshore-Netzanbindungen können erheblich größere Flächen für Offshore-Windenergieanlagen erschlossen werden. Dadurch haben sich die Grenzen des technischen Potenzials in den vergangenen Jahren deutlich verschoben. Perspektivisch können mit schwimmenden Plattformen auch Wassertiefen von mehr als 200 m für die Offshore-Windenergie genutzt werden.

Auch wenn sich das globale Potenzial der Offshore-Windenergie nur mit großen Unsicherheiten beziffern lässt ist festzuhalten, dass es mit der heute bereits verfügbaren Technologie die aktuelle globale Nachfrage nach Strom deutlich übersteigt. Der zukünftige Ausbau wird daher primär von Kosten- und Nachhaltigkeitsaspekten abhängen.

5.2.2.2 Meeresenergien

Schätzungen des weltweiten theoretischen Potenzials der Meeresenergien (Wellenenergie, Gezeitenhub, Gezeitenströmung, Meeresströmung, Meereswärmekraftwerke, Salinitätsgradient- oder Osmosekraftwerke) belaufen sich auf bis zu 7.400 EJ pro Jahr (UNEP, 2000) und übersteigen damit den globalen Primärenergieverbrauch (492 EJ pro Jahr direkte Energieäquivalente; WBGU, 2011) um ein Vielfaches.

Die technischen Potenziale, die sich hieraus ergeben, liegen nach vielen Schätzungen etwa um einen Faktor 10–20 niedriger als die theoretischen Potenziale, übersteigen aber immer noch deutlich den globalen Strombedarf (in 2010 ca. 66,4 EJ pro Jahr; IEA, 2012:180). Bei manchen Technologien ist die Abschätzung des technischen Potenzials mit großen Unsicherheiten behaftet. Nutzungskonkurrenzen sowie Schutzgebiete für Flora und Fauna unmittelbar an der Küste und im küstennahen Bereich reduzieren den realisierbaren Anteil dieses technischen Potenzials zusätzlich.

Aufgrund bislang hoher Kosten für die technisch aufwändigen Installationen wird das derzeitige wirtschaftliche Potenzial auf lediglich 7 EJ pro Jahr geschätzt (Sims et al., 2007), jedoch sind die weiteren Kostenentwicklungen der verschiedenen Technologien schwer absehbar (Kap. 5.2.5).

Unabhängig davon, ob die technischen Potenziale

Tabelle 5.2-1

Die ermittelten Potenziale für Offshore-Windenergie in verschiedenen Studien und die Annahmen für die Potenzialbestimmung. *10D x 5D bzw. 7D x 4D bezieht sich auf den Abstand zwischen einzelnen Windenergieanlagen: 10 bzw. 7 Rotordurchmesser in Hauptwindrichtung und 5 bzw. 4 Rotordurchmesser in Nebenwindrichtung.
Quelle: WBGU, auf Basis der genannten Autoren

Autoren	Randbedingungen	Potenziale [EJ/Jahr]
Leutz et al., 2000	<ul style="list-style-type: none"> > 50% der Küstengewässer bis 50m Wassertiefe 	133,2
WBGU, 2003	<ul style="list-style-type: none"> > max. 40m Wassertiefe > spezifischer Mindestabstand zur Küste berücksichtigt (0–12sm) > Gebiete mit Eisgang ausgeschlossen > 10–15% des technischen Potenzials wird als nachhaltiges Potenzial angenommen 	Technisches Potenzial: 1.000 Nachhaltiges Potenzial: 140
Hoogwijk und Graus, 2008	<ul style="list-style-type: none"> > max. 40km Küstenentfernung > max. 40m Wassertiefe > max. Stromgestehungskosten 36US-$\text{\\$ct/MJ}$ (10US-$\text{\\$ct/kWh}$) 	18,2 (eher ein wirtschaftliches Potenzial)
Capps und Zender, 2010	<ul style="list-style-type: none"> > Nabhöhen 80 und 100 m > zwei Varianten zum Abstand der Turbinen: 10Dx5D und 7Dx4D* > drei unterschiedliche Turbinen-Modelle berücksichtigt 	Für 10Dx5D* und 100 m Nabhöhe sowie einer max. Wassertiefe bis 45 m: 43,92–51,48 60 m: 72,36–84,6 200 m: 295,56–337,32 Für 7Dx4D* und 100 m Nabhöhe sowie einer max. Wassertiefe bis 45 m: 78,4–91,9 60 m: 129,1–151,3 200 m: 527,9–602,5
Lu et al., 2009	<ul style="list-style-type: none"> > Bereich zwischen 0 und 92,6 km (50sm) Küstenentfernung kann vollständig genutzt werden > Leistungsdichte: 5,84MW/km² (10Dx5D*) > 3,6MW Turbinen (100m Nabhöhe) > Standorte ohne Kapazitätsfaktorrestriktion und mit einem Kapazitätsfaktor von min. 20% berücksichtigt > Potenzial in Abhängigkeit von der Wassertiefe 	Ohne Kapazitätsfaktorrestriktion Wassertiefe: 0–20 m: 169,2 20–50 m: 165,6 50–200 m: 313,2 0–200 m: 648 Min. 20% Kapazitätsfaktor Wassertiefe: 0–20 m: 151,2 20–50 m: 144 50–200 m: 270 0–200 m: 565,2

über- oder unterschätzt werden, ist es unwahrscheinlich, dass die Ressource selbst den limitierenden Faktor darstellen wird. Vielmehr werden die Wirtschaftlichkeit und die Akzeptanz für den Umfang der Nutzung ausschlaggebend sein. Das aus Sicht des WBGU relevante nachhaltige Potenzial kann aufgrund des frühen Entwicklungsstands der Technologien zur Meeresenergienutzung nur mit großen Unsicherheiten abgeschätzt werden, da zu vielen Technologien wegen des frühen Entwicklungsstadiums nur unzureichende Erfahrungen bezüglich der Umweltwirkungen bestehen (Kap. 5.2.3). Insbesondere liegen zu den kumulierten Effekten großer Anordnungen solcher Anlagen kaum Informationen vor.

Wellenenergie

Abschätzungen des theoretischen Potenzials der Wellenenergie weisen eine große Bandbreite auf und belaufen sich auf etwa 30–300 EJ pro Jahr (Isaacs und Seymour, 1973; IEA, 2009a; Mørk et al., 2010).

Die Schätzungen des technischen Potenzials der Wellenenergienutzung fallen deutlich geringer aus und liegen in einer Größenordnung von ca. 7,2–19,8 EJ pro Jahr (Cornett, 2008; Pelc und Fujita 2002; WEC, 2010). Auf Basis der in 2003 verfügbaren Technologien zur Extraktion der Wellenenergie wird, unter Annahme einer Weiterentwicklung zur Anwendungsreife, das wirtschaftlich erschließbare Potenzial auf ca. 0,504–2,7 EJ pro Jahr geschätzt (Wavenet, 2003; WEC,

2010). Dieses Potenzial könnte laut Thorpe (1999) auf 7,2 EJ pro Jahr ansteigen, wenn alle technischen Verbesserungspotenziale ausgeschöpft würden.

Gezeitenhub und Gezeitenströmung

Die gesamte Ressource, die aus den Wassermassenbewegungen der Gezeiten resultiert, entspricht einer theoretischen Leistung von 2–2,5 TW (Hammons, 1993; Egbert und Ray, 2003). Jedoch kann nur ein Bruchteil hiervon erschlossen werden (Krewitt, 2009).

Für einen wirtschaftlichen Bau und Betrieb von Gezeitenkraftwerken ist ein Tidenhub von mindestens 4,5–5 m erforderlich. Daher sind die möglichen Standorte für die Errichtung solcher Kraftwerke stark limitiert. Weltweit finden sich etwa 20 Regionen (Abb. 5.2-4), die für die Errichtung von Gezeitenkraftwerken geeignet erscheinen (Hammons, 1993). Das weltweite Potenzial von Gezeitenhubkraftwerken wird in Lübbert (2005) auf mehr als 30 GW geschätzt, was bei einem Kapazitätsfaktor von 23 % einer jährlichen Stromerzeugung von etwa 0,216 EJ entspricht.

Pelc und Fujita (2002) sowie Hammons (1993) sehen ein technisches Potenzial für Gezeitenhub und -strömung von etwa 1,8–3,6 EJ pro Jahr (500–1.000 TWh), schränken aber ein, dass aus Gründen der Wirtschaftlichkeit nur ein Bruchteil davon erschlossen werden kann. Angaben von Soerensen und Weinstein (2008) zum Potenzial der Gezeitenströmungs-Kraftwerke liegen mit 2,88 EJ pro Jahr in einer vergleichbaren Größenordnung. Für Europa beläuft sich das technische Potenzial auf ca. 0,378 EJ pro Jahr, wovon etwas weniger als die Hälfte in Großbritannien lokalisiert ist (Hammons, 1993).

Meeresströmung

In Folge großräumiger Ozeanzirkulationen bilden sich Strömungen aus, die im Gegensatz zu gezeitengetriebenen Strömungen kontinuierlich in die gleiche Richtung fließen (Lewis et al., 2011). Meist sind die Strömungsgeschwindigkeiten geringer, was eine wirtschaftliche Erschließung dieser Energie erschwert. Zu den Meeresströmen, die eine Mindestfließgeschwindigkeit von 2 m/s erreichen, zählt z.B. der Agulhasstrom östlich von Afrika im indischen Ozean. Angaben zum Potenzial der Meeresströmungen sind auf Beispielrechnungen beschränkt. So wird das technische Potenzial des Floridastroms südöstlich vor der US-amerikanischen Küste auf eine Leistung von 25 GW geschätzt (Stewart, 1974; Raye, 2001). Zur Erschließung des Agulhasstroms sollen 1 km breite Installationen vor der Küste Südafrikas eine Leistung von 100 MW erreichen können (Nel, 2003; Sims et al., 2007).

Meereswärmekraftwerke

Die Errichtung von Meereswärmekraftwerken (OTEC) ist sowohl auf schwimmenden Plattformen wie auch an Land möglich, sofern das Meer in der Nähe der Küste ausreichend tief abfällt, um das erforderliche kalte Tiefenwasser zu erschließen. Durch den Transport von kaltem Tiefenwasser in die Nähe der Oberfläche kommt es zu einer Störung des Temperaturgefüges in der Region, was wiederum auf das Potenzial rückwirkt. Modellierungen der maximalen Steady-state-Ressource (nach Einstellung eines Gleichgewichts) zeigen, dass eine kontinuierliche Erzeugungsleistung von ca. 3–5 TW möglich ist (Nihous, 2007). Dies entspricht einem Potenzial von 95–158 EJ pro Jahr, ohne dass sich die thermische Struktur des Ozeans verändert (Daniel, 2000). Aufgrund des großen maschinenbaulichen Aufwands sowie hieraus resultierender hoher Stromgestehungskosten (Kap. 5.2.5) wird mittelfristig der Einsatz dieser Technologie besonders bei der Stromversorgung kleiner Inselstaaten (Small Island Developing States, SIDS) erwartet, die derzeit den Strom mit Hilfe von Generatoren mit hohen Brennstoffkosten erzeugen. Erst bei Ausschöpfung aller Ko-Nutzungsoptionen wie Klimatisierung und angebundener Aquakultur erscheint eine Wirtschaftlichkeit möglich (Kasten 4.1-2).

Salinitätsgradient- oder Osmosekraftwerke

Abschätzungen zum technischen Potenzial der Osmosekraftwerke wurden auf Basis der weltweiten Abflussraten der Flüsse in die Ozeane unter der Annahme, dass circa 20 % hiervon genutzt werden könnten, ermittelt. Bei globalen Süßwasservolumen von ca. 44.500 km³, die jährlich in die Meere einmünden, ergibt sich ein globales Potenzial von ca. 7,2 EJ pro Jahr (2.000 TWh pro Jahr; Krewitt, 2009). Ein vergleichbar hohes Potenzial wurde auch von der Firma Statkraft ermittelt. Für eine Abschätzung des tatsächlich realisierbaren Potenzials ist zu berücksichtigen, dass beispielsweise Wasser mit einer hohen Schwebstofffracht sehr feiner Partikel (z.B. Ton, Silt) kaum für den Einsatz in Osmosekraftwerken geeignet ist. Ebenso ist zu berücksichtigen, dass im Mündungsbereich großer Flüsse, die in eher flache Meere einmünden, über weite Bereiche die Salinität des Meerwassers deutlich reduziert ist. Dies reduziert die Eignung und das Potenzial vieler Standorte.

Algenzucht zur energetischen Nutzung

Während bei Landpflanzen zur energetischen Nutzung die maximale Ausnutzung der einfallenden Solarstrahlung in einer Größenordnung von ca. 1 % liegt, können Mikroalgen eine photosynthetische Effizienz von ca. 3 % bis maximal 6 % erreichen (Borowitzka, 2008; Grobelaar, 2009). Beim Anbau von Ölpalmen werden Lipid-Erträge von ca. 6.000 l pro ha und Jahr erreicht,

während beim Anbau von Mikroalgen Hektarerträge von 20.000–60.000 l pro ha und Jahr möglich sind (Wijffels und Barbosa, 2010). Hieraus ergibt sich für die Zucht von Mikroalgen zur energetischen Nutzung ein erhebliches Potenzial, da theoretisch für einen landbasierten Anbau mariner Mikroalgen sehr große Flächen zur Verfügung stünden, wie z.B. diverse küsten-nahe Wüsten. Da auch mittelfristig eine Wirtschaftlichkeit der Mikroalgenproduktion erst in einer Kombination mit der Behandlung städtischer Abwässer gesehen wird und für maximale Wachstumsraten eine Begasung mit CO₂ erforderlich ist, können die Verfügbarkeit von CO₂ und Abwasser limitierende Faktoren darstellen (Lundquist et al., 2010). Die Autoren gehen davon aus, dass der Beitrag von Mikroalgen zum US-Kraftstoffbedarf unter Berücksichtigung von Standortanforderungen (Klima, Wasser, Land und CO₂-Quellen) maximal 1% betragen wird.

Ebenso könnte der Anbau von Makroalgen in küstenfernen Meeresgebieten (offshore) große Potenziale aufweisen, allerdings wäre der Flächenbedarf enorm, da die Wandlungseffizienz für Makroalgen geringer ist. Beispielsweise müsste zur Deckung von 1% des Kraftstoffbedarfs der USA unter der Annahme heutiger Produktivität der Makroalgenindustrie das 10,7fache der aktuellen globalen Makroalgenproduktion eingesetzt werden. Dies entspräche einer Anbaufläche von 10.895 km² (Roesijadi et al., 2010). Auf Basis mehrerer Publikationen (Roesijadi et al., 2008; Bruton et al., 2009; Oligae, 2010) haben Roesijadi et al. (2010) eine mittlere Produktivität von 2.960 t pro km² pro Jahr ermittelt. Bei 0,14–0,4 m³ Methan pro kg aschefreiem Trockengewicht entspricht dies einem Energieertrag von 10–28 TJ pro km² pro Jahr, was um einen Faktor 2,5–20 geringer ist als Flächenenerträge von Mikroalgen. Die flächenspezifische Produktivität kann noch erheblich gesteigert werden. Aktuell gibt es bereits experimentelle Systeme mit einer Produktivität von 8.000–16.000 t (Trockengewicht) pro km² und Jahr (Kraan, 2010).

Florentinus et al. (2008) untersuchten das weltweite technische Potenzial aquatischer Biomasse. Es wurden sechs unterschiedliche Ansätze für die energetische Nutzung von Mikro- und Makroalgen analysiert und die spezifischen Erträge, Kosten und Potenziale ermittelt. Insgesamt wurde ein Potenzial von 6.235 EJ pro Jahr identifiziert, wobei über 6.000 EJ pro Jahr auf eine Variante entfallen, bei der frei schwimmende Algen in küstenfernen Gebieten der Hohen See mit besonders geringem Nährstoffvorkommen („ökologische Wüsten“) gezüchtet werden. Hierzu müssten Nährstoffe künstlich bereitgestellt werden, beispielsweise durch die Förderung von nährstoffreichem Tiefenwasser (Artificial Upwelling; Kasten 4.1-2).

5.2.3

Umweltauswirkungen mariner erneuerbarer Energiebereitstellung

Bei der Errichtung von Windenergieanlagen sowie Anlagen zur Meeresenergienutzung ist zu erwarten, dass sich diese auf das umgebende Ökosystem auswirken. Viele dieser Wechselwirkungen lassen sich unabhängig von der eingesetzten Technologie zusammenfassen, während einige Umweltwirkungen technologiespezifisch sind. Die Zusammenhänge und möglichen Auswirkungen der Meeresenergienutzung sind äußerst komplex. Es sind Auswirkungen auf Individuen-, Populations- und schließlich Ökosystemebene möglich. Die Komplexität der notwendigen Analysen sowie die verschiedenen Betrachtungsebenen zeigt Abbildung 5.2-7.

Anlagen zur Gewinnung von Energie auf und in den Meeren führen generell zu einem erhöhten Navigationsrisiko für die Schifffahrt, wobei insbesondere durch Kollisionen verursachte Ölkatastrophen eine relevante Gefahr für die Umwelt darstellen. Die unterhalb der Meeresoberfläche eingebrachten Strukturen können eine Barrierewirkung auf migrierende Meeressäuger haben. Weiterhin können Lärmemissionen während des Betriebs sowie veränderte Magnetfelder aufgrund elektrischer Anbindungen zu kumulierten Effekten führen.

Durch Abschwächung von Strömungen und Wellen, insbesondere durch Strömungs- und Wellenkraftwerke, sind Auswirkungen auf die Sedimenteigenschaften sowie auf Organismen möglich, die auf höheren Eintrag kinetischer Energie in Form von Strömungen oder Wellen angewiesen sind, wie z.B. Arten der Brandungszone (Shields et al., 2011; Serri et al., 2012).

Zudem können sich an den Oberflächen der Anlagen Organismen ansiedeln, die ein festes Substrat benötigen. Somit können die Anlagen in Regionen, in denen kein natürliches Hartsubstrat vorkommt, zu einer Verbreitung sessiler Organismen beitragen und somit Rückwirkungen auf die Artenzusammensetzung haben. Weiterhin gibt es Hinweise darauf, dass die eingebrachten Strukturen zu einer Aggregation diverser Fischarten führen, jedoch ist nicht klar, ob die Strukturen tatsächlich zu höheren Abundanzen in der gesamten Region oder nur zu einer regionalen Konzentrierung führen (Inger et al., 2009). Da die Gebiete zur Energiebereitstellung meist Ausschlussgebiete für die Fischerei darstellen, können diese vergleichbar zu marinen Schutzgebieten (Kap. 3.6.2.1) als Rückzugs- und Reproduktionsgebiete für viele Fischarten fungieren und so gegebenenfalls zu einer Regeneration der Fischbestände beitragen.

Insbesondere die Errichtung der Anlagen, aber auch Wartung und Rückbau führen zu erhöhtem Schiffsaufkommen. Damit gehen zusätzliche stoffliche Emissionen

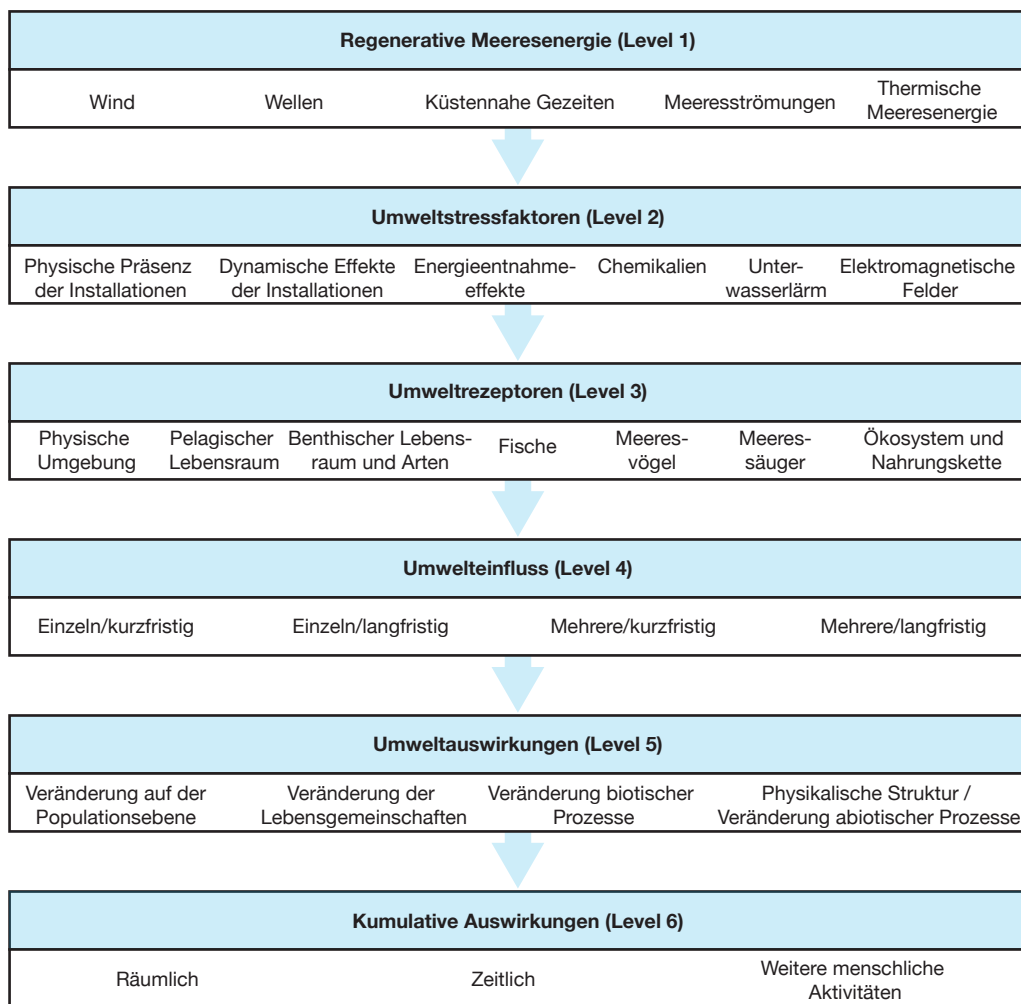


Abbildung 5.2-7

Unterschiedliche Ebenen der Umweltwirkungen mariner erneuerbarer Energiebereitstellung. Ausgehend von der Energieform und der Nutzungstechnologie gibt es unterschiedliche, auch im Zeitablauf (Bauphase, Betrieb) auftretende Effekte auf das umgebene Ökosystem. Der Umwelteinfluss (Level 4) kann unterschieden werden in den Einfluss einer einzelnen Anlage während der Bau- und Betriebsphase und einer Anordnung von mehreren Anlagen während der Bau- und Betriebsphase. Gemessen werden diese Effekte z. B. durch einen Wandel der Tierpopulationen oder der Artenzusammensetzung des Ökosystems.

Quelle: Boehlert und Gill, 2010

in die Atmosphäre sowie ins Meer einher. Sedimentaufwirbelungen während der Errichtung der Anlagen und der Verlegung von Anschlussleitungen erhöhen temporär die Schwebstofffracht. Weitere stoffliche Belastungen können z. B. durch Defekte an Hydraulikleitungen entstehen oder wenn Toxine aus Schutzanstrichen (Antifouling) in das Meerwasser diffundieren.

Zu den Umweltauswirkungen, die von allen Technologien ausgehen, die nicht an der Küste, sondern direkt im Meer installiert werden, zählt auch der Eintrag von Energie in Form von Schall und elektromagnetischen Feldern in das Ökosystem. Wegen der technologieübergreifenden Relevanz werden beide Aspekte nachfolgend ausführlicher diskutiert.

Unterwasserlärm

Die Errichtung und der Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen sowie Installationen zur Nutzung der Meeresenergien führen zu zusätzlichen anthropogenen Lärmeinträgen in die Wassersäule. Diese Lärmemissionen werden in der europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL; Kap. 3.4) als Eintrag von Energie mit einer Verschmutzung der Meere gleichgesetzt (EU, 2008: Kap. 1, Art. 3, Abs. 8).

Von besonderer Relevanz sind die extrem hohen Schallpegel, die bei den Rammarbeiten für Gründungsstrukturen und Verankerungen auftreten. Monopiles, Jacket-Konstruktionen und Tripods bzw. Tripiles (Kap. 5.2.1.1; Abb. 5.2-1) sind derzeit die gebräuchlichsten Gründungsvarianten. Die beim Bau von Off-

shore-Windparks während der Rammarbeiten auftretenden Schalldruckpegel von bis zu 235 dB re 1 μ Pa (Tougaard et al., 2009) haben mit hoher Wahrscheinlichkeit negative Auswirkungen auf marine Säuger (Madsen et al., 2006), aber auch auf Fische (Thomsen et al., 2006). Meeressäuger wie Kegelrobbe, Seehund und Schweinswal sind auf ein intaktes Gehör angewiesen. Insbesondere Schweinswale orientieren sich mit Hilfe des Gehörs, nutzen dieses aber auch zum Auffinden von Beute. Kleinwale trennen sich zur Jagd von ihrem Kalb, wobei die akustische Kommunikation für die Wiederfindung der Mutter-Kalb-Paare entscheidend ist. Hinzu kommt, dass die Aufzuchtphase der Tiere während der Sommermonate zeitlich mit der Bauperiode für Offshore-Windparks zusammenfällt, da für die Errichtung der Anlagen zu der Zeit geeignetes Wetter vorherrscht.

Alle in der deutschen AWZ vorkommenden Meeressäuger sind im Rahmen der FFH-Richtlinie gemäß Anhang II geschützt, wobei der Schweinswal zusätzlich einem generellen strengen Artenschutz gemäß Artikel 12 und 16 der FFH-Richtlinie unterliegt (Kap. 3.4, 5.4.2). Neben dem Tötungs- und Verletzungsverbot ist auch jede Störung der Tiere zu vermeiden, insbesondere während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten.

Bei Schweinswalen kann es bis zu einer Entfernung von 1,8 km von den Rammarbeiten zu einer Schädigung kommen und bis zu einer Distanz von 20 km zur Emissionsstelle wurden Verhaltensänderungen der Tiere beobachtet (Tougaard et al., 2009; Brandt et al., 2012). Die weitreichenden Auswirkungen des Schalleintrags sind vor dem Hintergrund zu sehen, dass ein deutlich beschleunigter Ausbau der Offshore-Windenergie erfolgen muss, wenn sowohl die Ziele des Energiekonzepts der Bundesregierung als auch diejenigen der EU erreicht werden sollen (Kap. 5.4.1). Daher werden in der Nord- und Ostsee in der jeweiligen AWZ gleichzeitig Offshore-Windparks errichtet, wodurch der Rückzugsraum für die Tiere deutlich eingeschränkt wird.

Die aktuellen Grenzwerte richten sich nach dem Kriterium der temporären Hörschwellenverschiebung (Temporary Threshold Shift, TTS) bei Schweinswalen. Ab einer Schallbelastung von 164 dB SEL (Einzelergebnis-Schallexpositionspegel) wurde eine reversible Verschlechterung des Hörvermögens bei den Tieren nachgewiesen (Lucke et al., 2009). Auf dieser Basis wurde für die Errichtung von Offshore-Windparks ein Schalldruckgrenzwert von 160 dB re 1 μ Pa (SEL) bzw. 190 dB re 1 μ Pa (peak-to-peak) in einer Entfernung von 750 m zur Emissionsstelle festgelegt. Diese Grenzwerte wurden beispielsweise beim Bau der Offshore-Windparks alpha ventus und Horns Rev 2 in der Nordsee mit Werten von bis zu 176 dB re 1 μ Pa (SEL) deut-

lich überschritten. Nur durch den Einsatz von Schallminderungsmaßnahmen können diese Grenzwerte eingehalten werden.

Eine Schallminderung kann durch abschirmende Technologien am Rammpfahl erreicht werden. Aktuell befinden sich verschiedene Schallminderungsmaßnahmen in der Entwicklung. Beispiele sind verschiedene Blaseschleier (großer, gestufter, geführter), der Blasenstab, diverse Schallschutzmäntel (BEKA-Schale, Schlauchhülle, IHC Noise Mitigation Screen, Kofferdammanwendungen) und Hydroschalldämpfer (Koschinski und Lüdemann, 2011). Es handelt sich aber noch nicht um ausgereifte Technologien, die einem „Stand der Technik“ entsprechen, wobei der große Blaseschleier (Abb. 5.2-8) mehrfach erfolgreich in der Praxis eingesetzt wurde, z.B. beim Bau des Trianel Windparks Borkum in der deutschen Nordsee.

Zu den weiteren Maßnahmen, das Risiko einer Schädigung der Meeressäuger zu minimieren, zählen eine langsame Steigerung der Rammintensität (ramp-up) sowie die aktive Vergrämung der Tiere vor Beginn der Rammarbeiten für die Zeit der Bauphase. Durch den Trend zu größeren Anlagen nimmt auch der Pfahldurchmesser zu. Da mit zunehmender Größe auch der Schalldruck ansteigt, steigen zukünftig auch die Anforderungen an die Schallminderungsmaßnahmen. Langfristig stellt daher aus Naturschutzperspektive der Einsatz alternativer Gründungsstrukturen, z.B. von Schwerkraft-, Bucket- sowie von schwimmenden Fundamenten (Kap. 5.2.1.1; Abb. 5.2-1) eine schonendere Alternative dar. Auch gebohrte Fundamente mit Technologien aus dem Tunnelbau befinden sich zurzeit in der Entwicklung und stellen eine mögliche Alternative zur Impulsrammung dar.

Obwohl die verschiedenen Technologien zur Vermeidung einer Schädigung der Meeressäuger durch Baulärm noch nicht für einen operationellen Einsatz bereitstehen, ist eine technische Realisierbarkeit bereits heute absehbar. Hierfür besteht aber noch erheblicher Forschungsbedarf (Kap. 8.3.4), vor allem auch dafür, die Entwicklung kostengünstiger und zugleich effektiver Maßnahmen zu beschleunigen.

Der Betriebsschall und die Lärmemissionen durch den zusätzlichen Schiffsverkehr sind nach aktuellem Kenntnisstand eher wenig relevant für umgebene Ökosysteme. Erste Untersuchungen am deutschen Testfeld alpha ventus in der Nordsee zeigten, dass der Betriebsschall der Anlagen je nach verwendeter Gründungsstruktur unter bzw. nur geringfügig über dem ambienten Pegel liegen (Bette und Matuschek, 2011).

Die hier dargestellten Zusammenhänge zwischen mariner Energiebereitstellung und Unterwasserlärm sind aufgrund der frühen Entwicklungsphase der anderen Technologien am Beispiel der Offshore-



Abbildung 5.2-8

Einsatz eines großen Blasenschleiers zur Schalldämpfung während der Rammarbeiten für Verankerungen von Offshore-Windkraftanlagen. Die kontinuierlich aufsteigenden Luftblasen bilden einen schalldämpfenden Mantel um den hydraulischen Hammer. Allerdings können auch mit dieser Methode die Grenzwerte für Schallemissionen nicht immer eingehalten werden.
Quelle: Trianel GmbH/Lang

Windenergienutzung beschrieben, treffen aber auch auf Verankerungen für Installationen der Meeresenergien zu. Über Schallemissionen anderer Formen der Meeresenergienutzung während des Betriebs liegen bislang kaum Informationen vor. In Abhängigkeit von der Turbinengröße werden die Lärmdruckpegel, die durch Gezeitenströmungsturbinen emittiert werden, auf ca. 165–175 dB re 1 μ Pa geschätzt (OSPAR, 2009).

Elektromagnetische Felder

Um den elektrischen Strom von Offshore-Windparks und Meeresenergieanlagen an Land zu transportieren und in das vorhandene Stromnetz einzuspeisen sowie Ausgleichseffekte auszunutzen, ist ein umfassender Ausbau elektrischer Leitungen und Netze im Meer erforderlich. Dieser umfasst großräumige Netze, die direkte Anbindung eines Windparks oder eines Clusters von Erzeugungsanlagen und die Verkabelung der Anlagen untereinander (Kap. 5.2.4; Abb. 5.2-11).

Neben mechanischem Stress und Sedimentfahnen während der Verlegung der Leitungen stellen insbesondere mögliche Auswirkungen der von den Leitungen ausgehenden elektromagnetischen Felder (EMF) auf die Meeresorganismen eine potenzielle Gefährdung für die Meeresfauna dar.

Wird ein Kabel von elektrischem Strom durchflos-

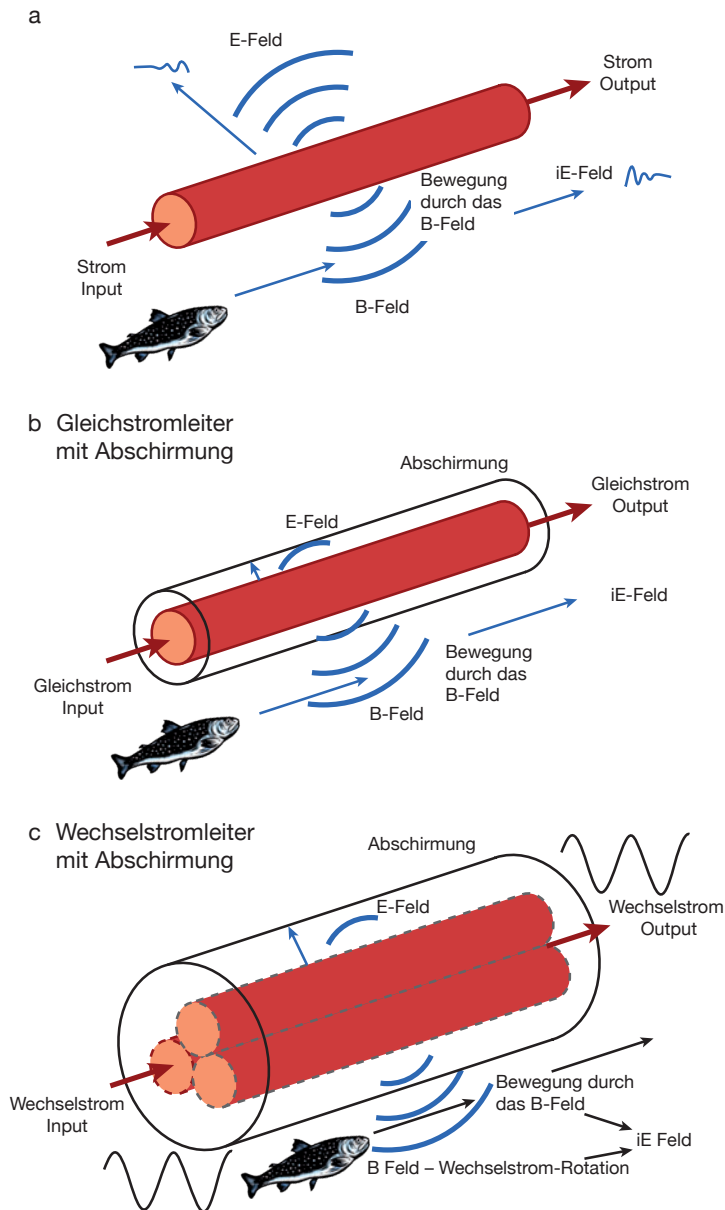
sen, entsteht ein magnetisches Feld (B-Feld) um den Leiter, dessen Intensität proportional zur Stromstärke ansteigt. Weiterhin bildet sich ein elektrisches Feld (E-Feld) aus, dessen Stärke wiederum von der Spannung abhängt (Abb. 5.2-9). Während das elektrische Feld durch eine Abschirmung in industriellen Kabeln innerhalb des Kabels verbleibt, ist eine Abschirmung des magnetischen Feldes nicht wirtschaftlich realisierbar.

Sobald ein elektrischer Leiter und ein Magnetfeld relativ zueinander bewegt werden, wird in dem Leiter ein elektrisches Potenzial induziert (Generatorprinzip) – man spricht von induzierten elektrischen Feldern (iE-Feld). Da das Meerwasser oder der Körper eines Fisches als elektrischer Leiter wirkt, der sich innerhalb des natürlichen Magnetfelds der Erde bewegt, kommen sowohl magnetische wie auch iE-Felder in der Natur vor. Elektrische Felder werden von Knorpelfischen (Haie und Rochen) zur Detektion von Beuteorganismen genutzt. Weiterhin wird die Wahrnehmung von magnetischen wie auch elektrischen Feldern bei Fischen meist mit der Orientierung bei Migrationen über große Entfernungen sowie dem Auffinden von Laichgründen in Verbindung gebracht (Arnold und Metcalf, 1989; Fricke, 2000; Akesson et al., 2001). Das Erdmagnetfeld weist in Mitteleuropa eine Stärke von ca. 50 μ T

Abbildung 5.2-9

Schematische Darstellung von elektromagnetischen Feldern an unterseeischen Kabeln. (a) Um ein nicht abgeschirmtes Kabel bildet sich zusätzlich zu dem magnetischen Feld (B-Feld) auch ein elektrisches Feld (E-Feld) im Wasserkörper aus. Elektrische Leiter innerhalb des Magnetfelds führen zusätzlich zur Ausbildung eines induzierten elektrischen Felds (iE-Feld). (b) Gleichstromleiter mit Abschirmung verhindern den Austritt des elektrischen Felds in den Wasserkörper. Aufgrund des statischen Magnetfelds bilden sich iE-Felder, wenn sich ein Leiter im B-Feld bewegt. (c) Im Gegensatz dazu führt das rotierende Magnetfeld des Wechselstromkabels zur Induktion von iE-Feldern auch in nicht bewegten Leitern.

Quelle: Gill und Bartlett, 2010



auf. Hierdurch bilden sich beispielsweise in ozeanischen Strömen elektrische Felder von ca. $50 \mu\text{V}/\text{m}$ aus, in Meerengen können auch höhere Werte auftreten (Kullnick und Marhold, 2004).

Die Stärke der bei Seekabeln auftretenden Magnetfelder sowie der induzierten elektrischen Felder hängt stark von der verwendeten Kabeltechnologie sowie zum Teil von der Art der Verlegung (Positionierung) ab. Fließt in zwei Leitern Strom in entgegengesetzter Richtung, heben sich die Magnetfelder teilweise auf. In einem dreiadrigen Wechselstromkabel führt dies zu einer weitgehenden Aufhebung der Magnetfelder. Bei Gleichstromübertragung ist dies bei einer Ausführung als Bipol mit unmittelbar parallel verlegten Kabeln

ebenfalls gegeben, jedoch stellt die Verlegung von sogenannten Flat-type-Kabeln mit beiden Leitern innerhalb einer gemeinsamen Ummantelung noch eine technische Herausforderung dar. Daher werden Hin- und Rückleiter meist einzeln, nacheinander verlegt, wobei sich mit heute üblicher Technik ein Abstand zwischen beiden Leitern von weniger als 10 m realisieren lässt. Mit bester verfügbarer Technik und bei ruhigen Wetterbedingungen lässt sich auch ein Abstand von weniger als 1 m realisieren, jedoch steigen die Kosten durch die höheren Anforderungen an Gerät und Wetterlage. Je kleiner der Abstand zwischen den Leitern, desto schwächer ist das resultierende B- und somit auch das iE-Feld.

Die ersten Hochspannungsgleichstromleitungen

(HGÜ) wurden monopolar ausgeführt (z. B. Baltic Cable zwischen Schweden und Deutschland). Hierbei dient der Wasserkörper bzw. obere Erdschichten als Rückleiter. An den (Erdungs-)Elektroden kommt es jedoch zur Freisetzung von Chlor und Hydroxidionen. Aufgrund der fehlenden Kompensation durch einen parallel verlegten Leiter mit entgegengesetztem Stromfluss stellen sich hohe elektrische und magnetische Feldstärken um den Leiter ein. Aus ökologischen Gründen wird inzwischen von einer monopolaren Ausführung von Seekabeln abgesehen (OSPAR, 2008). Die aktuell geplanten Verbindungen zwischen Deutschland und Norwegen (NorGer und NORD.LINK) werden daher als bipolare HGÜ-Leitungen realisiert.

Die Auswirkungen von anthropogenen elektromagnetischen Feldern auf die Meeresfauna sind bei weitem noch nicht vollständig erfasst – die Forschung hierzu befindet sich noch in einer frühen Phase. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, dass die Thematik mit der Errichtung von Offshore-Windparks erst in den vergangenen Jahren an Bedeutung gewonnen hat, andererseits die Studien mit sehr hohem Aufwand verbunden sind und in der Vergangenheit nur selten zu eindeutigen Ergebnissen geführt haben (Hatch Acres, 2006; Gill und Bartlett, 2010).

In Laborexperimenten wurden bei verschiedenen Fischarten, die künstlichen elektromagnetischen Feldern ausgesetzt waren, physiologische und verhaltensbiologische Reaktionen nachgewiesen. Hierzu zählen beispielsweise eine veränderte Aktivität der Muskeln des Bewegungsapparats, Auswirkungen auf den Hormonspiegel oder die Schwimmorientierung (Gill und Bartlett, 2010). In Versuchen an bodenlebenden Knorpelfischarten konnten Reaktionen auf die elektromagnetischen Felder von Seekabeln nachgewiesen werden. Die Reaktionen unterschieden sich jedoch sowohl zwischen den untersuchten Arten als auch zwischen einzelnen Individuen (Gill et al., 2010). Die Ergebnisse dieser Studie sprechen für eine Wahrnehmung der Felder durch die Tiere, jedoch ist die biologische Relevanz der nachgewiesenen Verhaltensreaktionen ungewiss. Ähnliches gilt auch für Studien, die das Migrationsverhalten von Aalen in der Nähe von Seekabeln untersuchten (Westerberg und Begout-Anras, 2000; Westerberg und Lagenfelt, 2008).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass zu den Auswirkungen elektromagnetischer Felder auf Fische und andere Meeresfauna noch erheblicher Forschungsbedarf besteht (Kap. 8.3.4). Zusätzlich zu elektromagnetischen Feldern, die von Unterwasserkabeln ausgehen, sind die unterhalb der Wasseroberfläche liegenden Generatoren von Gezeiten- und Wellenkraftwerken eine weitere Quelle für elektromagnetische Felder in der Wassersäule. Diese Auswirkungen sollten ebenfalls

Gegenstand zukünftiger Untersuchungen sein.

Technologiespezifische Umweltauswirkungen

Neben diesen Umweltauswirkungen, die weitgehend von allen Technologien ausgehen, lassen sich auch zahlreiche spezifische Effekte identifizieren.

Die Rotoren der Offshore-Windturbinen ragen bis über 150 m über den Meeresspiegel hinaus und wirken damit als Barriere für zahlreiche See- und Zugvögel. Dies führt meist zu Ausweich- und Vermeidungsreaktionen (Abb. 5.2-10), aber insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen und nachts kann es vermehrt zu Kollisionen kommen, auch dadurch, dass die Tiere von der Befeuerung der Anlagen angezogen werden (Fox et al., 2006; Hüppop et al., 2006).

Durch die Scheuchwirkung können die Installationen bei empfindlichen Arten wie beispielsweise See- tauchern zu einem großräumigen Habitatverlust führen (Mendel und Garthe, 2010).

Das Ausmaß der Lärmemissionen während der Rammarbeiten ist abhängig vom Durchmesser der zu rammenden Pfähle sowie von den Sedimenteigenschaften. Insbesondere die Rammung von Monopiles der Windenergieanlagen bedingt besonders große Pfahldurchmesser. Da bereits heute die großräumige Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen erfolgt, während Lärmvermeidungstechnologien noch nicht ausreichend entwickelt sowie Maßnahmen etabliert sind, stellen Lärmemissionen beim Bau der Offshore-Windenergieanlagen eine relevante Belastung für die Meeresfauna dar.

Wellenkraftwerke entnehmen dem Meer kinetische Energie und führen so zu einer Beruhigung des Meeres. Der Anteil der dem Meer entzogenen kinetischen Energie wird auf ca. 4–17% geschätzt (Boehlert et al., 2008). Dies hat Rückwirkungen auf die Sedimenteigenschaften und verlangsamt Austauschprozesse zwischen dem Wasserkörper und dem Sediment sowie der Atmosphäre. Die Verbreitung pelagischer (in der Wassersäule treibender) Larven kann eingeschränkt werden (Gaines et al., 2003).

Von der Errichtung neuer Gezeitenhubkraftwerke, bei denen ganze Ästuargebiete durch eine Staumauer von dem Meer abgetrennt werden, ist aus Sicht des WBGU abzusehen, da diese Anlagen massiv in einzigartige Ästuar-Ökosysteme eingreifen. Die Staumauern verändern die Salinität und Hydrologie im Ästuargebiet. Verlangsamte Fließgeschwindigkeiten führen zu veränderten Sedimentationsraten (Kirby und Retière, 2009) und die Mortalität der die Turbinen passierenden Fische ist hoch (Schweizer et al., 2011). Möglicherweise stellen Gezeitenlagunen (Kap. 5.2.1.2) eine weniger problematische Alternative dar, über deren Umweltwirkungen bislang wenig Informationen vorliegen.

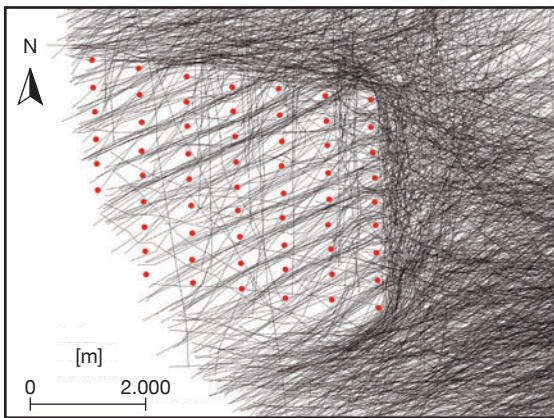


Abbildung 5.2-10

Nach Westen orientierte Flugbewegungen von Meeresvögeln nach Inbetriebnahme eines Windparks. Die schwarzen Linien stellen die Flugbahnen der Vögel dar, während die roten Punkte die Lage der Windkraftanlagen markieren.

Quelle: Desholm und Kahlert, 2005

Neben den bereits genannten technologieübergreifenden Umweltwirkungen ist für Gezeitenströmungsturbinen insbesondere die Verletzungsgefahr durch die Unterwasserrotoren relevant (Cada et al., 2007). Zusätzlich zu den direkten Verletzungen durch Kontakt der drehenden Rotorblätter mit dem Organismus können hydraulische Belastungen etwa durch Druckänderungen, Scherkräfte oder Turbulenzen zu Schädigungen führen (Cada et al., 1997; Ploskey und Carlson, 2004). Insbesondere wenn eine große Anzahl Anlagen errichtet wird, kann sich dies auf die Hydrologie in der Region auswirken und die Sedimentbildung mit Auswirkung auf die Bodenhabitats verändern (Shields et al., 2011).

Negative Umwelteinflüsse durch den Einsatz von Meereswärmekraftwerken resultieren fast ausschließlich aus der Notwendigkeit, kaltes Tiefenwasser an die Oberfläche zu pumpen, um eine möglichst große Temperaturdifferenz zum warmen oberflächennahen Wasser für den Betrieb einer Kraft-Wärme-Maschine zu erzielen. Durch die erforderlichen großen Volumina kann das Temperaturgefüge des Meeres regional gestört werden (Pelc und Fujita, 2002) und es werden Nährstoffe und CO_2 in oberflächennahe Schichten transportiert. Letzteres kann durch die Druckänderung in die Atmosphäre freigesetzt werden, jedoch sind die damit verbundenen Emissionen deutlich geringer als bei fossil basierter Stromerzeugung (Vega, 2002). Durch den Nährstoff und CO_2 -Eintrag sind Rückwirkungen auf die Ökosystemproduktivität und auf die Artenzusammensetzung zu erwarten (Boehlert und Gill, 2010). Die Umwelteffekte durch das geförderte Tiefenwasser können durch ein Rückführen in größere Tiefen (ca. 100 m) deutlich reduziert werden, jedoch verringert sich durch

den größeren Bedarf an Pumpleistung der bereits geringe Systemwirkungsgrad zusätzlich (Vega, 2002). Die Pumpen zur Zirkulation des Wassers können außerdem kleine Organismen beschädigen und bei Defekten kann es zur Freisetzung von z.B. Ammoniak kommen, welches häufig als Arbeitsmedium eingesetzt wird.

Die Umweltwirkungen von Salinitätsgradientenkraftwerken sind insgesamt als gering einzuschätzen. Durch die Verlagerung des Ortes, an dem die Durchmischung des Süßwassers mit dem Salzwasser erfolgt, ist jedoch mit örtlich veränderten Salinitätsverhältnissen zu rechnen.

Für den großskaligen Anbau von Makroalgen sind erhebliche Nährstoffmengen erforderlich, die künstlich bereitgestellt werden müssen, um die erforderlichen Wachstumsraten zu ermöglichen. Dies kann über die Förderung von nährstoffreichem Tiefenwasser oder durch direkte Düngung erfolgen (Kasten 4.1-2). Hier ergeben sich Synergien in Kombination mit Meereswärmekraftwerken. Die Ansätze zur integrierten Aquakultur sind Beispiele dafür, wie sich mit dem Anbau von Algen positive Umwelteffekte erzielen lassen. Durch übermäßigen Nährstoffeintrag bzw. -entnahme kann jedoch auch das trophische Gefüge des Ökosystems gestört werden. Weitere Risiken bestehen in Einbringung von gentechnisch veränderten oder nicht einheimischen Arten (Kap. 4.2).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Technologien der marinen erneuerbaren Energiebereitstellung mit Ausnahme der Gezeitenhubkraftwerke eher geringe bis moderate negative Auswirkungen auf die Umwelt haben. Problematisch sind jedoch oftmals die Lärmemissionen bei der Verankerung der Anlagen, insbesondere der Offshore-Windenergieanlagen. Durch die Flächenintensität der marinen erneuerbaren Energiebereitstellung sind für die Energieversorgung erhebliche Flächen im Meer erforderlich. Hieraus ergeben sich mögliche Konflikte mit anderen Nutzungs- und Schutzinteressen (Kap. 5.4.2). Dabei ist in Gebieten, die Habitats für seltene und empfindliche Arten darstellen (z. B. Seetaucher in der Nordsee) und entlang von Migrationsrouten von Meeressäugern sowie Zugvögeln (bei Windenergieanlagen) von einer Bebauung abzusehen. Mit zunehmendem Küstenabstand werden Nutzungs- und Schutzkonflikte eher geringer. Migrationsrouten verlaufen eher in Küstennähe, und Nutzungsinteressen sind meist für küstennahe Regionen stärker ausgeprägt. Daher bietet der technologische Trend zu größeren Küstenentfernungen und Wassertiefen Optionen, drohenden Konflikten entgegen zu wirken.

5.2.4 Infrastruktur

Im Vergleich zu landbasierten Energiesystemen gelten für Offshore-Strukturen deutlich unterschiedliche Randbedingungen: Die marine Umgebung erfordert insbesondere im Bereich des Korrosionsschutzes, des Transportwesens, der Zugänglichkeit und der Sicherheitsaspekte besondere Anpassungen, die aber in Verbindung mit der Förderung fossiler Energieträger zum großen Teil bekannt sind (Kap. 5.1.4). Dies gilt z.B. für Sicherheitsanforderungen an die Betriebsmannschaft, die Zugangsprozeduren zu den Plattformen und die Absicherung durch Überwachungsschiffe.

5.2.4.1 Offshore-Logistik für erneuerbare Energien

Auf der Basis von Infrastrukturen zur Förderung fossiler Energieträger lassen sich Erweiterungen für die erneuerbaren Energien vornehmen (Kap. 5.1.4); für die Errichtung von Offshore-Windfarmen werden Schiffe für den Transport sperriger Bauteile (Rotoren) benötigt. Dies erfordert sowohl den Neubau von Schiffen als auch die Erweiterung von Hafenanlagen und Schleusen. Je nach Fundamentart sind auch neu zu bauende Schiffe für den Transport von sehr schweren Bauteilen (z.B. für Schwerkraftfundamente) erforderlich (Kap. 5.2.1). Auch das Rammen und Bohren von Fundamenten für Offshore-Windkraftanlagen und Meeresströmungsturbinen erfordert vor allem für großflächige Installationen aus Lärmschutzgründen modifizierte Technologien und Verfahren (Kap. 5.2.3). Im Bereich der elektrischen Energieübertragung existieren zwar auch für Öl- und Gasplattformen Versorgungsleitungen, ihre Kapazität liegt jedoch weit unter den Erfordernissen für die Übertragungsleistung von großen Offshore-Windfarmen. Für diese neuartige Aufgabe werden Offshore-Umspann- bzw. -Konverterstationen und entsprechend leistungsfähige Hochspannungskabelverbindungen zum Land benötigt. Bei den europäischen Offshore-Windkraftprojekten im Betrieb, im Bau und in Planung liegt die mittlere Entfernung zum Land bei etwa 24 km (4C Offshore, 2011). Während der Einsatz von Drehstromkabeln in Verbindung mit transformatorbasierten Umspannstationen das heute übliche System zur Energieübertragung ist, wird ab einer Entfernung auf See von etwa 80 km die Hochspannungsgleichstromübertragung (HGÜ) wirtschaftlich interessant. Trotz erhöhter Investitionskosten, die vor allem für die Konverterstationen anfallen, entstehen im Vergleich zur Drehstromübertragung geringere Verluste (Hanson, 2011).

Die meisten bestehenden Offshore-Windparks übertragen die gewonnene elektrische Energie mit Wechselstrom. Der erste Windpark, der eine Gleichstromanbin-

dung hat, ist der deutsche Windpark BARD Offshore 1.

Gemeinsame Netzanbindungen mehrerer Offshore-Windparks beziehungsweise der Aufbau eines Offshore-Übertragungsnetzes weisen deutliche ökonomische und ökologische Vorteile im Vergleich zu einer individuellen Anbindung jedes einzelnen Windparks auf (Kap. 5.4.1).

Die Technologie zum Aufbau eines vermaschten Offshore-Supergrids mittels HGÜ (Abb. 5.2-11), steht kurz vor der Anwendungsreife. Anders als bei bisher existierenden HGÜ-Leitungen, die nur zwischen zwei Anschlusspunkten realisiert werden konnten, wird es dann möglich sein, mehrere Anschlusspunkte zu bedienen und gleichzeitig die angeschlossenen Wechsellspannungsnetze zu stabilisieren.

Ebenfalls neu zu bauen sind Kabelverlegeschiffe und Produktionsstätten zur Herstellung dieser Kabel, denn die vorhandenen Kapazitäten reichen für den geplanten, europäischen Ausbau der Offshore-Energienutzung bei weitem nicht aus.

Weiterhin ist der Bau spezieller Wartungsschiffe und die Einrichtung von Servicezentren an Land erforderlich, denn Offshore-Windparks und andere Parks der Meeresenergienutzung sind im Normalbetrieb, anders als Öl- und Gasplattformen, unbemannt. Sie müssen deshalb gut erreichbar sein.

5.2.4.2 Offshore-Speichertechnologien

Speicher ermöglichen es, den in Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen erzeugten Strom an die Nachfrage anzupassen. Die Technologien der marinen Energiebereitstellung erzeugen, mit Ausnahme von Meeresströmungs- und Meereswärmekraftwerken, intermittierenden Strom, dessen Integration in das elektrische Energieversorgungssystem durch die Kombination mit Speichern erleichtert wird.

Tiefseepumpspeicherkraftwerke

Eine relativ neue Entwicklung zielt auf die Nutzung des Wasserdrucks in großen Tiefen für Speichierzwecke (Abb. 5.2-12). Hierbei wird ein großvolumiger Behälter im Meer versenkt, der in der Lage ist, ein großes Wasservolumen aufzunehmen. Zur Erzeugung elektrischer Energie strömt dann das unter großem Druck stehende Wasser aus der Umgebung des Behälters über eine Turbine in das Behälterinnere. Bei Stromüberschuss kann dieses Wasser wieder aus dem Behälter ins Meer gepumpt werden. Erste Versuchsanlagen werden zur Zeit in Deutschland und den USA aufgebaut. In Verbindung mit zukünftigen Offshore-Supergrids ergeben sich wesentlich verbesserte Auslastungsgrade der Übertragungsnetze und damit eine erhöhte Wirtschaftlichkeit.

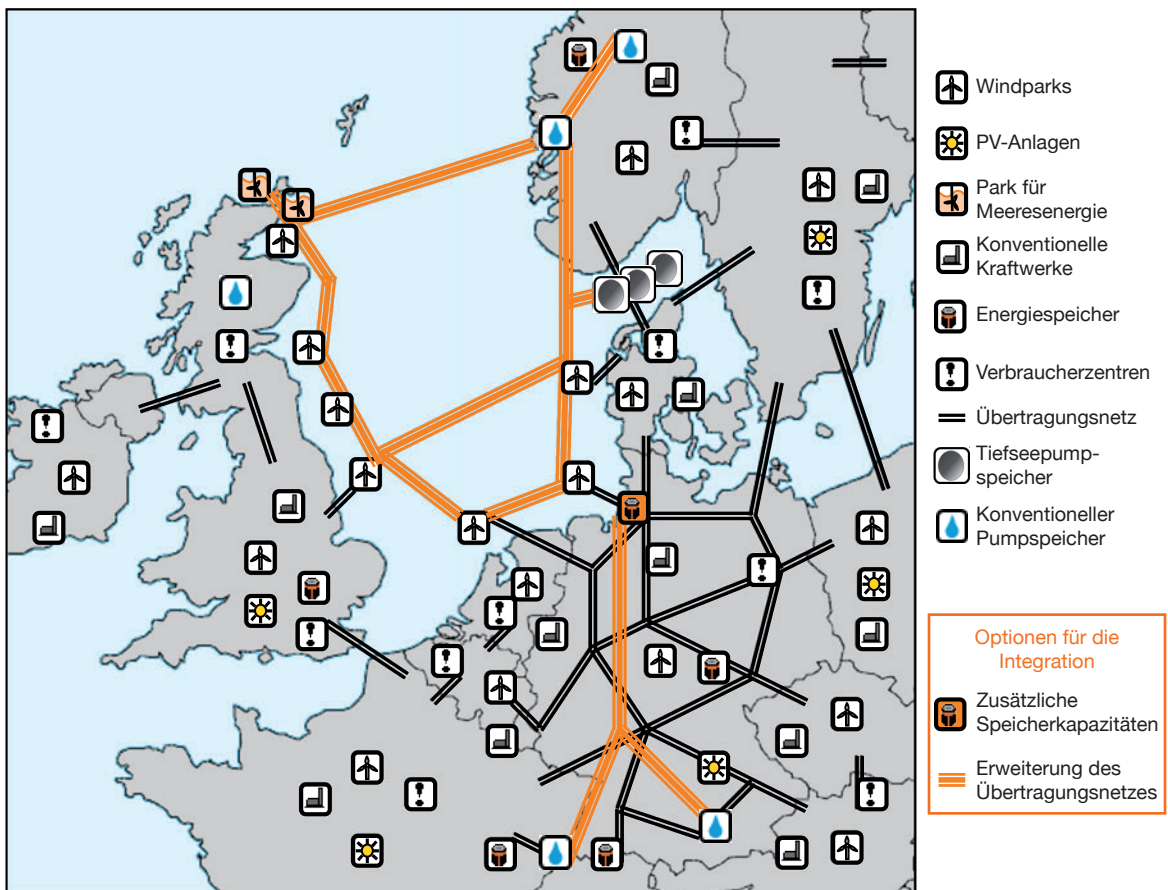


Abbildung 5.2-11

Schematische Darstellung einer möglichen Ausgestaltung eines Offshore-Netztes. Durch Ausbau und Erweiterung des bestehenden Netzverbunds werden räumlich teilweise weit entfernt liegende Erzeugungs- und Ausgleichsoptionen erschlossen. Quelle: IWES/Knorr

Chemische Langzeitspeicher

Für eine vollständig auf erneuerbaren Energien basierenden Versorgung stellt die Langzeitspeicherung von regenerativ erzeugtem Strom eine besondere Herausforderung dar (Kap. 5.3; WBGU, 2011). Da die Kapazitäten der heute eingesetzten Speichertechnologien, z.B. für die Überbrückung einer zweiwöchigen Windflaute, bei weitem nicht ausreichen, ist die Entwicklung und Erschließung neuer Technologien erforderlich.

Für Europa ist neben der möglichen Anbindung der skandinavischen Speicherwasserkraft die chemische Speicherung des regenerativ erzeugten Stroms in Form von Wasserstoff oder Methan eine der wenigen praktikablen Optionen (SRU, 2011a; BMU, 2012). Der regenerativ erzeugte Strom wird zunächst dazu eingesetzt, Wasser elektrolytisch in Wasserstoff und Sauerstoff zu zerlegen. Der so erzeugte Wasserstoff kann direkt als Energieträger in ober- wie auch unterirdischen Gasspeichern eingelagert werden (Abb. 5.3-2). Um jedoch auf das Volumen bezogen eine ausreichend hohe Energiedichte zu erreichen, muss der Wasserstoff unter erheblichem

Energieaufwand komprimiert werden. Alternativ kann der Wasserstoff bis zu einem Volumenanteil von maximal ca. 5% dem bestehenden Erdgassystem beigegeben werden. Dieses Erdgassystem hat in Deutschland eine Kapazität von über 200 TWh_{th}, was zur Deckung des Langzeitspeicherbedarfs in Deutschland in einer Größenordnung von 20–40 TW_{el} ausreichen würde. Da jedoch kaum Technologien für eine großtechnische Rückverstromung von Wasserstoff existieren und die Aufnahmefähigkeit des Erdgasnetzes relativ schnell erschöpft wäre, bietet die Umsetzung des Wasserstoffs zu Methan eine interessante Alternative.

Hierbei wird der elektrolytisch erzeugte Wasserstoff im sogenannten Sabatier-Prozess mit Kohlendioxid zu Methan umgesetzt (Abb. 5.3-2). Zwar fallen zusätzliche Umwandlungsverluste von ca. 15% an, jedoch bietet die Umsetzung zu Methan erhebliche Vorteile in Bezug auf die Energiedichte und die Nutzung der bestehenden Transportnetze, der Speicher- und der Verstromungsinfrastruktur (Kap. 5.3). Für den gesamten Prozess Strom-Methan-Strom ergibt sich ein Gesamtwir-

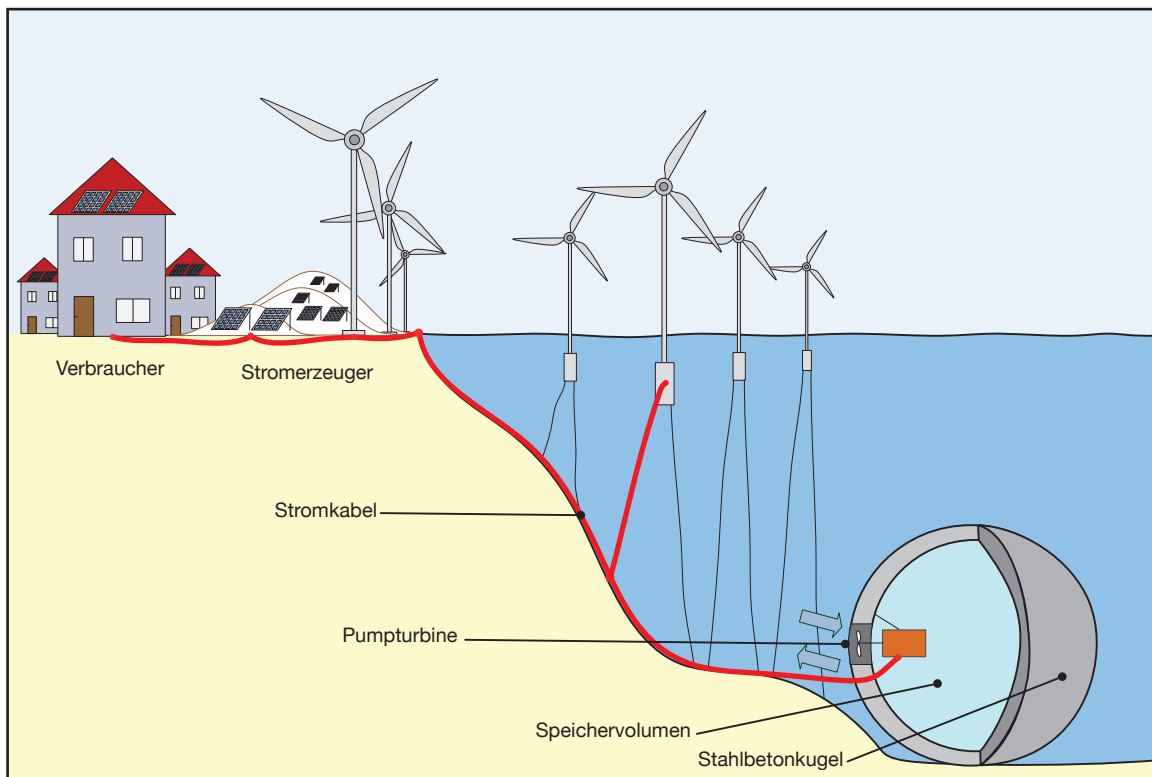


Abbildung 5.2-12

Schematische Darstellung eines Tiefseepumpspeicherkraftwerks zur Speicherung von Strom, der durch Offshore-Windkraftanlagen oder Meeresenergie-technologien erzeugt wird.

Quelle: IWES

kungsgrad von ca. 35%, der jedoch durch Nutzung der anfallenden Abwärme bis auf über 60% gesteigert werden kann.

Wasserstoffelektrolyse und Methanisierung sind etablierte Technologien, jedoch besteht für den intermittierenden Betrieb im Zusammenspiel mit fluktuierenden erneuerbaren Erzeugern sowie in Bezug auf die Umwandlungs- und Kosteneffizienz noch erheblicher Forschungsbedarf (Kap. 8.3.4).

Im Zusammenhang mit der marinen Energiebereitstellung kann die Technologie direkt vor Ort zur Einspeicherung von regenerativen Stromüberschüssen eingesetzt werden, sofern das erforderliche Kohlendioxid in ausreichenden Mengen verfügbar ist (Kap. 5.3). Dies kann beispielsweise durch Vergärung von (Algen-) Biomasse oder auch bei der Erdgasförderung in großen Mengen gewonnen werden (Kap. 5.2.1). Weiterhin besteht die Möglichkeit, Elektrolyse und Methanisierung entsprechend der Verfügbarkeit von Elektrizität und CO_2 räumlich zu trennen, wobei der „Energietransport“ zwischen beiden Orten in Form von Wasserstoff bzw. Methan erfolgen würde (Kap. 5.3).

Tiefseeumkehrosmose: Trinkwasserbereitung unter Ausnutzung des hydrostatischen Drucks

Bei der Umkehrosmose wird durch Druck der natürliche Osmoseprozess umgekehrt. Dieses Verfahren wird bei der Entsalzung von Meerwasser genutzt, was jedoch einen Energieaufwand von 10,8–36 MJ pro m^3 erfordert (Colombo et al., 1999). Der osmotische Druck zwischen Süß- und Meerwasser beträgt ca. 25 bar, so dass für die Trinkwassergewinnung üblicherweise Drücke von ca. 60–80 bar eingesetzt werden. In konventionellen Anlagen ist diese Druckerzeugung mit hohen Verlusten verbunden, weil ein größeres Volumen auf diesen Druck gebracht werden muss, als Trinkwasser gewonnen werden kann. Zum Teil kann die für die Druckerhöhung benötigte Energie durch einen Druck-austauscher wieder zurückgewonnen werden, jedoch geht ein großer Teil der aufgewandten Energie verloren. Ein vergleichbarer Druck herrscht auch in großen Meerestiefen und kann deshalb genutzt werden, um Meerwasser durch eine selektive Membran zu drücken und auf diese Weise Trinkwasser zu gewinnen. Hierfür reicht eine Wassersäule von ca. 500 m aus. Anstelle der Druckerhöhung großer Meerwassermengen genügt es dabei, die wesentlich geringere Menge an produziertem Trinkwasser an die Oberfläche zu fördern. Ohne

Wirkungsgradverluste der Pumpen entspricht dies ca. 5,04 MJ pro m³ (bei 500 m Wassertiefe). Weiterhin ist lediglich ein geringer Energieaufwand erforderlich, um den Austausch des mit Salz angereicherten Wassers an der Membranoberfläche zu unterstützen. Neben der reinen Trinkwassergewinnung kann die Technologie theoretisch auch zur Stromerzeugung eingesetzt werden, indem gespeichertes Süßwasser über eine Turbine zu der (in 500 m Tiefe liegenden) Membran geleitet wird, wo es aufgrund des Drucks der Wassersäule plus des osmotischen Drucks in das Meer abgegeben wird. Der Wirkungsgrad ist zwar vergleichsweise gering, jedoch könnte die Kombination aus Trinkwassergewinnung bei Erzeugungsüberschüssen und Stromerzeugung bei Leistungsdefiziten zu einer Glättung und somit zur Integration der fluktuierenden erneuerbaren Energien beitragen.

Kohlendioxidabscheidung und -speicherung (CCS)

Als technische Option, um Zeit für den Umbau zu emissionsfreien Energiequellen zu gewinnen und dabei zumindest Teile der großen Vorräte an fossilen Energieträgern nutzen zu können, werden Möglichkeiten der technischen Abtrennung von CO₂ aus den Abgasen stationärer Anlagen sowie Optionen zur anschließenden Lagerung von komprimiertem CO₂ in geologischen Formationen diskutiert (CCS; Abb. 5.1-5; Kap. 5.1.4.3; WBGU, 2011). CCS ist eine notwendige Vermeidungsoption für Länder, die weiterhin fossile Energien einsetzen, wenn eine anthropogene Klimaerwärmung von mehr als 2°C vermieden werden soll. Darüber hinaus wird die Verbindung von Bioenergie mit CCS als Option diskutiert, der Atmosphäre langfristig wieder CO₂ zu entziehen (WBGU, 2011).

Eine technische Möglichkeit zur Realisierung negativer Emissionen wäre die Nutzung von Bioenergie mit Abtrennung und Speicherung des entstehenden CO₂ (Kap. 5.3; WBGU, 2011). Eine Gefahr besteht allerdings in der schleichenden Entweichung des eingelagerten CO₂, welches die Stabilität des Klimasystems beeinflussen würde. Daher empfiehlt der WBGU nur solche Speicher zu nutzen, welche eine Rückhaltezeit von mindestens 10.000 Jahren sicherstellen können (Kap. 7.5.4; WBGU, 2006).

5.2.5 Kosten

Da bisher vergleichsweise wenig Erfahrungswerte für Offshore-Windenergieanlagen und insbesondere für die Meeresenergie-technologien vorliegen, gibt es nur wenige Kostenschätzungen für die Investitions-, Betriebs- und Wartungskosten von Stromerzeugungs-

anlagen auf und im Meer. Für einen Vergleich verschiedener Stromerzeugungstechnologien werden in der Regel die Stromgestehungskosten, gewichtete Durchschnittskosten, verwendet. Bisher liegen hier aber nur Zahlen für Offshore-Windkraftanlagen vor. Die Stromgestehungskosten werden stark von dem jeweiligen Standort, den rechtlichen Regelungen, den technischen Risiken und dem Kapitalmarkt beeinflusst.

5.2.5.1 Offshore-Windenergie

Die technischen Herausforderungen der Installation, des Betriebs und der Wartung von Offshore-Windkraftanlagen zur Stromerzeugung sind in Abhängigkeit von der Entfernung zur Küste sowie der Wassertiefe größer als an Land und die Kosten sind dementsprechend höher (IWES, 2012; ISE, 2012). Dabei können die höheren Kosten teilweise durch höhere Windgeschwindigkeiten sowie stetigerem Wind mit zunehmendem Abstand zur Küste ausgeglichen werden (Lewis et al., 2011; Bilgili et al., 2011). Offshore-Windparks können doppelt so hohe Energieerträge wie vergleichbare Anlagen an Land erbringen. Außerdem ist davon auszugehen, dass die Stromgestehungskosten für Offshore-Windenergie durch weitere Forschung und Entwicklung sowie Lern- und Skaleneffekte in Zukunft deutlich sinken werden (ISE, 2012).

In Abhängigkeit von wirtschaftlichen, rechtlichen und technischen Parametern beträgt das Investitionsvolumen für Offshore-Windparks mit einer Kapazität von 400 MW in Deutschland 1–1,5 Mrd. €, wobei in Deutschland die Netzinvestitionen der Netzbetreiber trägt (KPMG, 2010). In anderen Ländern müssen die Netzinvestitionskosten vom Projektträger getragen werden. Nach IWES (2012) liegen die Kapitalkosten in Europa zwischen 120 und 194 Mio. € bzw. zwischen 1.700 und 3.315 € pro kW Nennleistung. Die IEA schätzt, dass die Kapitalkosten für Offshore-Windkraftanlagen durchschnittlich etwa doppelt so hoch sind wie für Onshore-Anlagen (IEA, 2009b; IWES, 2012:50). Die große Spannbreite der Kapitalkosten erklärt sich durch die national unterschiedlichen regulatorischen und spezifisch geographischen Rahmenbedingungen jedes einzelnen Offshore-Windparks.

Die Kapitalkosten setzen sich aus den folgenden Kostenanteilen zusammen: Turbine (37–50%), Fundament bzw. Unterbau (21–25%), Netzanbindung (Kabel, Umspannwerk usw. 15–23%) sowie Projektentwicklung, Finanzierungskosten und Management (10–15%; IEA, 2009b: 16; IEA RETD, 2011; IPCC, 2011).

Im Einzelnen hängen die Kapitalkosten von den Wetter- und Wellenbedingungen sowie der Meeresgrundbeschaffenheit, der Wassertiefe sowie der Entfernung zum Land ab (Kap. 5.2.1; Abb. 5.2-1). In den

letzten Jahren sind in Europa die Kapitalkosten für Offshore-Windkraftanlagen deutlich gestiegen, aufgrund steigender technologischer Risiken bedingt durch größere Küstenentfernungen und größere Wassertiefen, einem geringen Wettbewerb im Technologieanbietermarkt, Engpässen in der Wertschöpfungskette, steigenden Rohstoffpreisen und politischen Risiken (IEA RETD, 2011:51).

Die Betriebskosten für Offshore-Windkraftanlagen bestehen aus den Komponenten Unterhalt, Wartung, Miete, Versicherungsprämien, Rückstellungen, Verwaltungs- und Management sowie, je nach Rechtslage, Netzgebühren. Bisher gibt es keine verlässlichen Schätzungen der durchschnittlichen Betriebskosten, da sie aufgrund unzureichender Erfahrungen schwer kalkulierbar sind. Aufgrund der weniger fortgeschrittenen Technologieentwicklung sowie der höheren Anforderungen an Transport und Installation, besonders unter ungünstigen Wetterbedingungen, ist aber davon auszugehen, dass sie höher sind als an Land (IPCC, 2011; IWES, 2012). Nach Schätzungen von IWES liegen die Betriebskosten für ausgewählte Offshore-Windparks in Europa zwischen 34 und 148 € pro installiertem kW Nennleistung (IWES, 2012:50).

Die Analyse der Stromgestehungskosten für Offshore-Windkraftanlagen zeigt für Europa eine große Spannweite; sie sind zur Zeit doppelt so hoch wie für Windkraftanlagen an Land (ISE, 2012). Die Stromgestehungskosten für Offshore-Windparks an sehr guten Standorten liegen zwischen 11 und 15 €ct pro kWh (ISE, 2012:17). Bei Standorten, die eine geringere Volllaststundenzahl erzielen, liegen die Stromgestehungskosten zwischen 12 und 18 €ct pro kWh (ISE, 2012:17). Nach Kalkulationen des IWES wurden theoretische Stromgestehungskosten unter verschiedenen Rahmenbedingungen (Kapitalkosten, Volllaststunden und Betriebskosten) berechnet und liegen für europäische Offshore-Windparks zwischen 2,5 und 50 €ct pro kWh (IWES, 2012:51). In einer Studie des Renewable Energy Deployment Programms der IEA wird geschätzt, dass die Stromgestehungskosten zwischen 12 und 25 €ct pro kWh liegen (IEA RETD, 2011). Aufgrund von Skalen- und Lerneffekten ist davon auszugehen, dass die Stromgestehungskosten für Offshore-Windenergie bis 2030 deutlich sinken.

Gemäß dem ET Blue Map Szenario könnten die Kapitalkosten für Offshore-Windkraftanlagen bis 2030 um 27% und bis 2050 um 38% fallen. Die Betriebskosten sollen für die gleichen Zeiträume erst um 25% und später um 35% fallen (IEA, 2009b). Die erwarteten Kostensenkungen hängen allerdings stark von den projizierten Ausbauraten von Windkraftanlagen ab.

Investitionsbedarf

Der Ausbau der marinen erneuerbaren Energien erfordert einen erheblichen Mitteleinsatz. Erste Abschätzungen des Investitionsbedarfs gibt es für den Ausbau von Offshore-Windenergie innerhalb Europas. Ein Ausbau mit dem Ziel, bis 2030 Offshore-Windkraftanlagen mit einer Leistung von 150 GW installiert zu haben, erfordert voraussichtlich Investitionen in Höhe von ca. 220–390 Mrd. € (EWEA, 2011 und eigene Berechnungen des WBGU basierend auf Daten des IWES). Damit könnten, je nach Auslastung, zwischen 14% und 23% des aktuellen Stromverbrauchs in Europa gedeckt werden (eigene Berechnungen des WBGU basierend auf Daten des IWES).

5.2.5.2

Meeresenergien

Studien zu Kosten der Meeresenergietechnologien betonen, dass die bisherigen Berechnungen wegen nicht ausreichender Tests, wenig Betriebserfahrung, fehlenden Referenzdaten und fehlender wissenschaftlicher Überprüfung vorläufig und mit großen Unsicherheiten verbunden sind (GEA, 2012). Die Erfahrungen mit einzelnen Prototypen lassen sich aufgrund geographisch sehr unterschiedlicher Potenziale bislang auch nur bedingt auf andere Standorte übertragen (Bömer et al., 2010). Es liegen Schätzungen für Kapitalkosten in Preisen von 2005 vor (Lewis et al., 2011; GEA, 2012). Demnach liegen die Kapitalkosten für Wellenenergieanlagen zwischen 6.200 und 16.100 US-\$ pro kW Nennleistung, für Gezeitenkraftwerke zwischen 4.500 und 14.300 US-\$ pro kW Nennleistung und für Meereswärmekraftwerke zwischen 4.200 und 12.300 US-\$ pro kW Nennleistung. Zukünftig ist mit erheblichen Kostendegressionen zu rechnen, wenn die Technologien die Marktreife erlangen und wie bei den Offshore-Windkraftanlagen Skaleneffekte zu erwarten sind.

Die Investitionskosten für Wellen- und Gezeitenenergie sind derzeit geschätzt etwa noch doppelt so hoch wie die Investitionskosten für Offshore-Windkraftanlagen (IEA RETD, 2011). Nachdem es für diese Technologien jedoch in den meisten Ländern noch keine konkreten Ausbauziele gibt, kann der globale Investitionsbedarf nicht belastbar abgeschätzt werden. Bislang werden Wellen- und Gezeitenströmungsenergieprototypen in erster Linie durch den öffentlichen Sektor und Risikokapital finanziert (IEA RETD, 2011).

5.3 Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft

Die im Folgenden skizzierte Vision für ein marines Energiesystem ist integraler Bestandteil einer Transformation zur Nachhaltigkeit, wie sie im Gutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ beschrieben wird (WBGU, 2011). Diese Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft beschreibt den potenziellen Beitrag der Meere innerhalb des Transformationsprozesses zur Nachhaltigkeit.

5.3.1 Der Status quo der marinen Energiegewinnung

Die Entwicklung der Energiesysteme hat sich von festen Brennstoffen wie Holz und Kohle über flüssige wie Erdöl hin zu einem zunehmenden Anteil gasförmiger Energieträger wie Erdgas vollzogen. Dabei fand bei der Gewinnung von Erdöl und Erdgas eine zunehmende Verlagerung auf das Meer statt, zudem werden diese aus immer größeren Tiefen gefördert (Kap. 5.1). In Abbildung 5.3-1 wird der Status quo der fossilen Offshore-Energiegewinnung inklusive der Verteilung an die Verbrauchszentren schematisch dargestellt.

Es zeigt sich, dass sich die Wertschöpfungsprozesse von Erdöl und Erdgas sehr ähneln, vorhandene Infrastruktur aber nur teilweise gemeinsam genutzt werden kann. Dies erklärt sich dadurch, dass es sich bei beiden um Kohlenwasserstoffe mit ähnlichen chemischen Verbindungen handelt, die jedoch in unterschiedlichen Aggregatzuständen vorliegen (Kap. 5.1.4).

Obwohl das derzeitige, marine Energiesystem und insbesondere die Rohöl- und Gasförderung sowie der Energietransport einen wichtigen und verlässlichen Eckpfeiler der gegenwärtigen Energieversorgung darstellen, kann das Energiesystem als nicht nachhaltig betrachtet werden, vor allem wegen der mit fossiler Energienutzung verbundenen CO₂-Emissionen (WBGU, 2011; Kap. 1.2.4, 1.2.5; Tab. 5.1-1b). Im Folgenden soll deshalb dargestellt werden, wie ein zukünftiges marines Energiesystem gestaltet werden könnte, das besser in der Lage ist, Nachhaltigkeitskriterien einzuhalten. Die dazu benötigten Technologieoptionen sind im Wesentlichen bekannt; das Visionäre liegt in der Umsetzung eines solchen Konzepts durch die systemische Verknüpfung der Einzelkomponenten.

5.3.2 Ein zukünftiges erneuerbares marines Energiesystem

Die Abschätzungen der Potenziale erneuerbarer Meeresenergien sowie der Offshore-Windenergienutzung zeigen, dass diese den aktuellen globalen Energiebedarf um ein Vielfaches übersteigen (Kap. 5.2.2). Weiterhin können erhebliche Teile des globalen Energiebedarfs unter Nutzung verschiedener regenerativer Quellen an Land gedeckt werden. Für die Frage, welche Standorte und Technologien zu welchem Anteil zur Bedarfsdeckung beitragen könnten, wird eine Vielzahl unterschiedlicher Aspekte und Faktoren ausschlaggebend sein. Neben den ökologisch nachhaltigen Potenzialen, welche die Obergrenze des Ausbaus darstellen sollten, werden Kosten, Entwicklungsstand, Technologieakzeptanz in der Bevölkerung, Integrierbarkeit in das Stromversorgungssystem, Vorhersagbarkeit und viele weitere Faktoren entscheidend sein. In verschiedenen Regionen der Welt wird die Zusammensetzung des regenerativen Energiemixes entsprechend der regionalen Potenziale sehr unterschiedlich ausfallen.

Die nachfolgend skizzierte Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft soll zeigen, wie der nachhaltige Beitrag der meerbasierten erneuerbaren Energien in Form eines integrierten, marinen Energieversorgungssystems aussehen könnte (Abb. 5.3-2).

Aufgrund des bisherigen Entwicklungsstands, vergleichsweise niedriger Kosten und geringer bis moderater Umweltauswirkungen wird die Offshore-Windenergie in vielen Regionen voraussichtlich eine tragende Säule der meerbasierten Stromerzeugung bilden (Kap. 5.2). Bereits heute wird der Ausbau der Offshore-Windenergie massiv vorangetrieben, jedoch sind die bisher üblichen festen Gründungen auf Wassertiefen bis maximal ca. 60 m beschränkt. Dies führt zu einer verstärkten Raumnutzungskonkurrenz in den küstennahen Gewässern und, da sich Habitats und Migrationsrouten von Meeressäugern sowie zahlreichen Vogelarten eher in Küstennähe befinden, tendenziell auch eher zu negativen Wechselwirkungen mit der Fauna (Kap. 5.2.3). Durch die Weiterentwicklung zu schwimmenden Windenergieanlagen können größere Potenziale erschlossen werden (Abb. 5.2-1). Mit zunehmendem Abstand zur Küste nehmen die Nutzungskonkurrenz um die verfügbaren Flächen sowie negative Umweltauswirkungen ab – letzteres insbesondere auch, da die Errichtung der Anlagen keine Rammarbeiten erfordert. Die Entwicklung schwimmender Windenergieanlagen ist bereits weit fortgeschritten, und erste Prototypen mit einer Leistung von bis zu 2 MW laufen im Testbetrieb (Kap. 5.2.1).

Andere Meeresenergien wie Gezeitenströmung oder Wellenenergie ergänzen den Energiemix oder überneh-

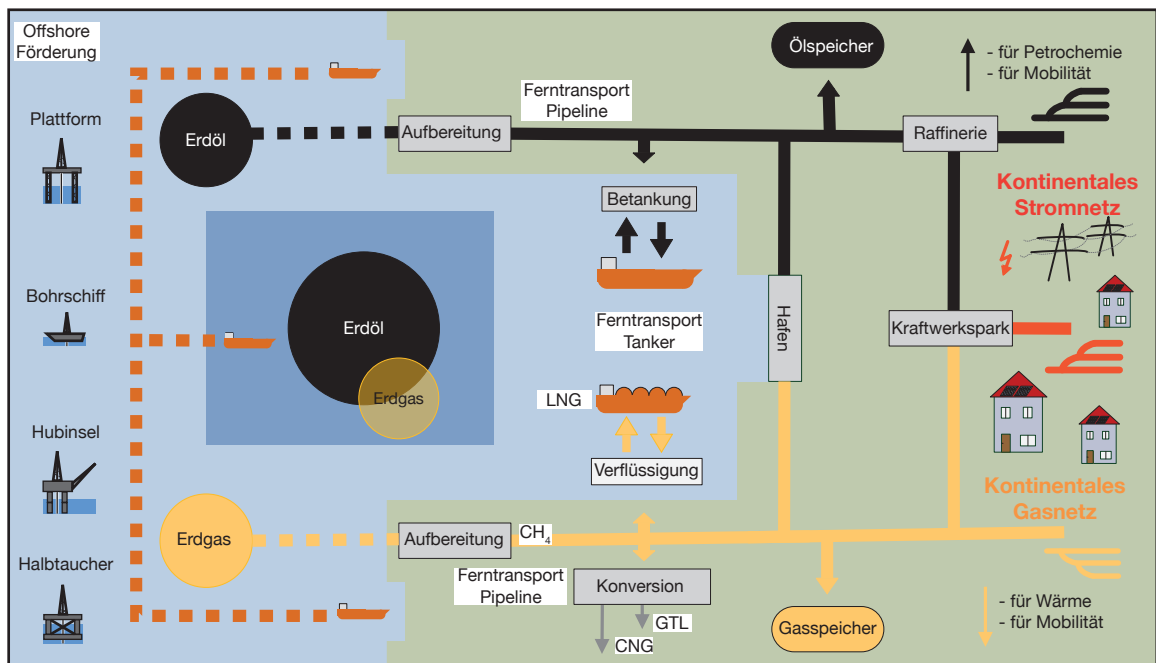


Abbildung 5.3-1

Schematische Darstellung des Status quo der fossilen Offshore-Energiegewinnung und Integration in das Energiesystem an Land. Es werden die Fördertechnologie, die Transporttechnologie sowie die verschiedenen Endnutzungen an Land dargestellt. Quelle: WBGU

men in Regionen mit geringem Windenergiepotenzial die primäre Funktion. Zur besseren Ausnutzung der verfügbaren Flächen kann eine Mehrfachnutzung der bereits erschlossenen Meeresgebiete mit Netzanbindung eine attraktive Option darstellen. Je nach verfügbarer Ressource können Technologien kombiniert eingesetzt werden, z.B. Windenergieanlagen und Wellenkraftwerke oder Makroalgenzucht. Diese kombinierten Anlagen werden als „multi use platform“ bezeichnet. Gezeitenströmungsturbinen können ebenfalls mit Windenergieanlagen kombiniert werden, wobei das Vorkommen ausreichend hoher Strömungsgeschwindigkeiten ausschlaggebend für die Standortwahl ist und die Windenergieanlagen eine sekundäre Nutzung darstellen. In den Gebieten der Meeresenergiegewinnung wird nach heutiger Praxis keine Fischerei betrieben, so dass die Installationen zur Energiegewinnung gleichzeitig zu einer Regenerierung der Fischbestände beitragen könnten (Kap. 4.1).

Meereswärmekraftwerke könnten insbesondere in Äquatornähe eine wichtige Funktion bei der Versorgung von kleinen Inselstaaten mit regenerativem Strom und unter Umständen mit kombinierter Trinkwasserbereitung übernehmen (Kap. 5.2.1, 5.2.4). Das hierbei an die Meeresoberfläche geförderte nährstoffreiche Tiefenwasser kann gleichzeitig der Nährstoffversorgung von Makroalgenkulturen zur energetischen Nutzung dienen, wodurch sich Synergien ergeben und

die negativen Umweltwirkungen gemindert werden können (Kap. 5.2.3). Die Verfügbarkeit von Süßwasser wird mit den Auswirkungen des Klimawandels und einer weiterhin wachsenden Weltbevölkerung zu einer zunehmenden Herausforderung werden. Als eine weitere Option könnte Trinkwasser auch unter Ausnutzung des Wasserdrucks in Tiefen ab ca. 600 m nach dem Prinzip der Umkehrosmose gewonnen werden (Kap. 5.2.4). Allerdings hat die Tiefseeumkehrosmose bisher noch keine industrielle Anwendung gefunden.

Zur Netzanbindung der regenerativen Stromerzeugung auf dem Meer ist der Aufbau von Offshore-Netzen erforderlich. Das Beispiel des geplanten Offshore-Netzes in der Nordsee (Abb. 5.2-11) zeigt, wie diese Netze sowohl dazu genutzt werden können große Regionen, z.B. Großbritannien, Skandinavien und das europäische Festland, miteinander zu verbinden, als auch hohe Übertragungsleistungen für den Netzanschluss von küstenfernen Offshore-Windparks und Meeresenergien zu ermöglichen. Ebenso können Netze ausschließlich zur Anbindung von Gebieten regenerativer Stromerzeugung auf dem Meer errichtet werden. Diese Leitungen werden bei zunehmender Küstenentfernung nur dann wirtschaftlich, wenn große Gebiete mit hoher Leistung erschlossen werden, bei denen die Netzanschlüsse verschiedener Parks gebündelt werden, anstatt viele kleine Erzeugungseinheiten mit jeweils einer eigenen Netzanbindung zu errichten

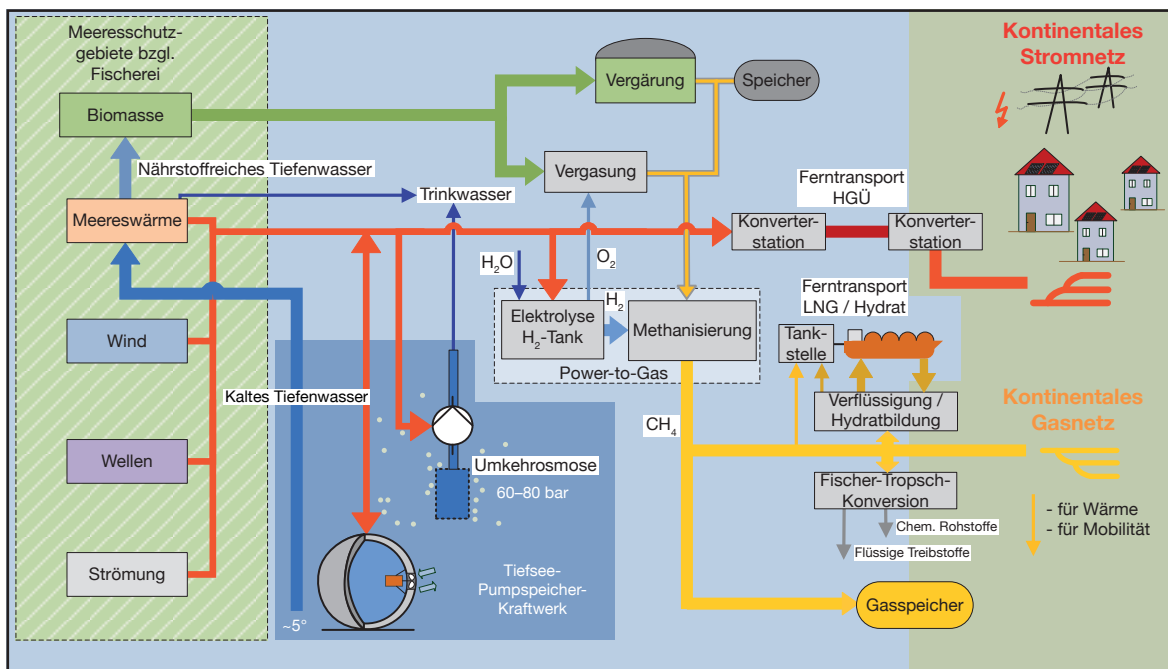


Abbildung 5.3-2

Vision einer integrierten, meerbasierten Versorgung mit elektrischer Energie mit Zwischenspeicherung, angeschlossener Erzeugung eines chemischen Energieträgers (Methan, Flüssiggas, künstliche Methanhydrate) sowie optionaler Trinkwasserbereitung.

Quelle: WBGU

(Kap. 5.2.4). Dies erfordert eine übergreifende Koordination und vorausschauende marine Raumplanung (Kap. 5.4.2.1).

Für den verlustarmen Stromtransport über weite Strecken ist die HGÜ eine geeignete Technologie (Kap. 5.2.4). Eine Wechselstromübertragung ist für Seekabel über Entfernungen von mehr als 100 km ungeeignet. Beim Einsatz bipolarer HGÜ-Verbindungen mit eng beisammen liegenden Leitern heben sich die Magnetfelder der Einzelleiter zu weiten Teilen auf (Kap. 5.2.3). Weiterhin trägt die Verlegung der Kabel im Sediment dazu bei, die Magnetfelder in der Wassersäule weiter zu reduzieren. Nach bisherigem Kenntnisstand gibt es Hinweise, dass künstlich eingebrachte Magnetfelder diverse marine Tierarten zwar beeinflussen, jedoch konnte bislang ein Nachweis einer Beeinträchtigung nicht erbracht werden; es besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Um die Auslastung der elektrischen Leitungen zu erhöhen und eine flexible Bedarfsdeckung der verbleibenden Last nach landbasierter Einspeisung erneuerbarer Energien zu ermöglichen, ist die Verknüpfung der meerbasierten regenerativen Stromerzeugung mit Speichern eine interessante Option (Kap. 5.2.4). In Gebieten mit ausreichend großer Wassertiefe (z.B. Mittelmeer oder Atlantik) kann die Stromspeicherung mit Hilfe von Tiefseepumpspeichern realisiert werden (Kap. 5.2.4;

Abb. 5.2-12). Diese noch sehr junge Technologie zeichnet sich durch sehr große Potenziale sowie vergleichbar hohe Wirkungsgrade wie von Pumpspeichern an Land aus. Die Potenziale für klassische, landbasierte Pumpspeicher hingegen sind zumindest in Europa zu weiten Teilen erschlossen und die Realisierung von Neubauten erweist sich aufgrund von Bürgerprotesten und Naturschutzbedenken häufig als schwierig.

Weiterhin bietet die chemische Speicherung in Form von erneuerbarem Wasserstoff oder Methan (Kap. 5.2.4) vielfältige Anwendungsmöglichkeiten. Der erzeugte Strom kann zur elektrolytischen Spaltung von Wasser eingesetzt und der entstehende Wasserstoff direkt benutzt, oder zusammen mit Kohlendioxid weiter zu Methan umgesetzt werden (Methanisierung). Das erforderliche CO_2 sollte bevorzugt biogenen Quellen entstammen, idealerweise aus der Zucht von Makroalgen zur energetischen Nutzung in räumlicher Nähe zur meerbasierten Stromerzeugung (Ko-Nutzung; Kap. 5.2.1). Bei der Vergärung oder Vergasung der Biomasse vor Ort entsteht ein Gemisch aus Methan und Kohlendioxid, dessen CO_2 -Anteil (ca. 50%) zusammen mit Wasserstoff aus der Elektrolyse weiter zu Methan umgesetzt werden kann. Das resultierende Gas besteht zu mehr als 95% aus Methan (Erdgas) und kann entweder bis zur Nutzung in Kraftwerken zur Stromerzeugung zwischengespeichert oder weiteren Nutzungspfa-

den, z.B. Mobilität, zugeführt werden. Methan kann direkt, nach Verflüssigung zu Flüssiggas (LNG) oder über das Fischer-Tropsch-Verfahren als Flüssigtreibstoff im Verkehrssektor bzw. zur Herstellung von chemischen Rohstoffen eingesetzt werden. Die aktuell in der Entwicklung befindliche Methode zur Erzeugung von Methanhydraten für den kosten- und energieeffizienten Schiffstransport von Methan könnte zukünftig eine wichtige Rolle übernehmen. Der WBGU geht davon aus, dass mittelfristig erdölbasierte Treibstoffe in der Schifffahrt zunehmend durch Brennstoffe auf Methanbasis abgelöst werden (Kap. 5.1). So wird eine Betankung von Schiffen mit vollständig auf den Meeren erzeugten erneuerbaren Brennstoffen möglich (Abb. 5.3-2).

Der großflächige Anbau der Makroalgen zur Bereitstellung der benötigten Biomasse sowie des CO₂ kann in räumlicher Nähe zur Erzeugung des regenerativen Stroms erfolgen. Bei einer energetischen Nutzung vor Ort durch Vergärung oder Vergasung entfällt der Transport der zu ca. 80% aus Wasser bestehenden Biomasse (Kap. 5.2.1). Alternativ ist auch eine Einlagerung des CO₂ in den Meeresgrund möglich, um bei einem Versagen der Klimaschutzziele langfristig negative Emissionen erreichen zu können (Kap. 5.2.4; WBGU, 2006, 2011). Die Versorgung der Algenkulturen mit Nährstoffen, insbesondere Stickstoff, erfolgt idealerweise passiv durch Positionierung solcher Kulturen in natürlichen Auftriebsgebieten, also Regionen wo nährstoffreiches Tiefenwasser natürlich an die Meeresoberfläche gelangt. Weiterhin können die Kombination mit Meereswärmekraftwerken (OTEC) oder eine räumliche Verknüpfung mit Fisch-Marikultur ökologisch interessante Varianten darstellen (Kap. 5.2.1, 4.2).

Bei dem vorgestellten Konzept einer Methanisierung vor Ort würde der Speicherung der Gase eine wichtige Funktion zukommen. Stoffströme, die von der Verfügbarkeit von Stromüberschüssen und biogenem CO₂ abhängen, könnten mit Hilfe von Gasspeichern ausgeglichen und das erzeugte Methan zwischengelagert werden (Kap. 5.2.4).

5.3.3

Transformation des marinen Energiesystems – vom Status quo zum zukünftigen Energiesystem

Die Technologien der Öl- und Gasindustrie bieten für die Umsetzung der marinen Energiesystemvision einen erheblichen Erfahrungsschatz (Kap. 5.1). Kenntnisse über die Verlegung von Pipelines und Stromleitungen im Meer, die Einlagerung von CO₂ unter dem Meeresboden sowie die Installation schwimmender und im Meeresgrund verankerter Plattformen können auf die Tech-

nologien zur meerbasierten Energiebereitstellung aus erneuerbaren Quellen übertragen werden.

Die hier skizzierte Energiesystemvision eines integrierten, meerbasierten Stromversorgungssystems, das in Zukunft einen erheblichen Beitrag zur globalen Energieversorgung leisten kann, beruht auf Komponenten, die bereits heute annähernd vollständig entwickelt sind (Kap. 5.2). Im Meeresboden verankerte Windenergieanlagen und im Meer verlegte Hochspannungsgleichstromleitungen sind bereits kommerzielle Technologien, ebenso die küstennahe Zucht von Makroalgen (Kap. 4.2). Schwimmende Windenergieanlagen, Gezeitenströmungsturbinen und Wellenkraftwerke werden bereits im fortgeschrittenen Prototypstadium betrieben und eine Marktreife dieser Technologien ist kurz- bis mittelfristig absehbar (Kap. 5.2.1; Abb. 5.2-3). Dies trifft auch für die Erzeugung von erneuerbarem Methan aus Strom, Wasser und CO₂ zu (Kap. 5.2.4). Eine Anlage im industriellen Maßstab soll 2013 in Betrieb genommen werden. Die Herausforderung besteht in einer optimalen Verknüpfung der Einzelkomponenten und insbesondere in der wirtschaftlichen Realisierbarkeit.

Obwohl die technische Entwicklung weit fortgeschritten ist, ist es nicht nur aus ökonomischen, politischen und sozialen, sondern insbesondere aus strukturellen Gründen nicht möglich, die Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft kurzfristig umzusetzen. Um diese Herausforderung nachvollziehen zu können, muss zunächst das derzeitige Energiesystem und die bereits stattgefundenen, bzw. die derzeit stattfindenden Transformationen analysiert werden (WBGU, 2011). Energie erreicht Verbraucher heute grundsätzlich in vier unterschiedlichen Formen: (1) als Festbrennstoff, in Form von traditioneller Biomasse und Kohle, hauptsächlich für Verbraucher ohne Zugang zu den zentralen Energieversorgungssystemen, (2) in flüssiger Form, z.B. für Transport und andere ölbasierte Anwendungen, (3) als Gas in Druckbehältern oder durch Leitungsnetze und (4) in Form von Elektrizität. Ein geringer Teil an Wärme wird über lokale Fernwärmenetze bereitgestellt. Es zeigt sich ein historischer Trend zu immer komfortableren, effizienteren und saubereren Energieträgern wie Elektrizität und Gas, welche die Verbraucher zunehmend über Versorgungsnetze direkt erreichen (WBGU, 2011). Der Übergang von einer energetischen Nutzung des Meeres, die vorwiegend die Förderung und den Transport von Kohlenwasserstoffen beinhaltet hin zu einer Nutzung erneuerbarer Energien erfordert einen Systemwechsel. Dieser ist aufgrund der Trägheit bestehender und etablierter Systeme eine Herausforderung. Im Folgenden wird ein Konzept skizziert, wie aus Sicht des WBGU eine dynamische Entwicklung verlaufen könnte.

Eine wichtige Bedeutung kommt dem Energieträger Gas zu, der in heutigen Energiesystemen als wichtiges

Verbindungsglied der Elektrizitätsversorgung zwischen Grundlast durch Kernkraft und Kohle und fluktuierenden Einspeisungen durch erneuerbare Energien fungiert (WBGU, 2011). Gaskraftwerke stellen in Verbindung mit Gasnetzen Speicher dar, die sowohl kurzfristig in Spitzenlastzeiten als auch bei Versorgungslücken, die bei einer Nichtverfügbarkeit von Wind- und Sonnenenergie entstehen, Energie zuliefern. Außerdem entstehen bezogen auf die Energiemenge durch die Verbrennung von Gas deutlich weniger CO₂-Emissionen als durch die Verbrennung anderer fossiler Energieträger. Somit eignet sich Gas als Brückentechnologie, um ein Energiesystem mit einem hohen Anteil an erneuerbaren Energieträgern zu ermöglichen (Kap. 5.1.3, 5.2). Zudem lässt sich anhand der Art und Weise, wie Gas gewonnen, transportiert und genutzt wird, ein gradueller Systemwechsel hin zur Nachhaltigkeit realisieren.

Aufgrund der benötigten Volumina wird zunächst weiterhin Erdgas, das zunehmend offshore gefördert wird (Kap. 5.1), den größten Anteil an der Bedarfsdeckung von Gas haben. Das Ziel ist es jedoch, diesen nach und nach durch erneuerbar gewonnenes Gas sowie direkt genutzten erneuerbaren Strom zu substituieren (Kap. 5.2.4, 5.3.2). Dabei erscheinen aus Sicht des WBGU die potenziellen Beiträge zur Versorgung mit Erdgas durch den Abbau von Methanhydraten nicht sinnvoll und nicht notwendig, da bis 2040 ausreichend konventionelles Erdgas vorhanden ist (Kap. 5.1.6). Ein Abbau von Methanhydraten würde vielmehr dazu führen, dass mit den Investitionen in diesem Bereich Pfadabhängigkeiten geschaffen würden, die der angedachten Rolle, Gas als zeitlich begrenzte Brückentechnologie einzusetzen, widersprechen würde (Kap. 5.1.6, 7.5, 8.3.4).

Ein wichtiger Baustein der marinen Energiewende ist die Offshore-Windtechnologie. Eine Möglichkeit, die schwankende Windstromspeisung in eine verlässliche Größe zu verwandeln, besteht darin, die nicht abgenommene Elektrizität zur elektrolytischen Erzeugung von Wasserstoff einzusetzen. Dieser kann bereits heute bis zu einem Anteil von 5% dem Erdgas im Netz beigemischt werden, mittelfristig ist auch ein Anteil von bis zu 10% vorstellbar (Kap. 5.2.4). Zu einer weiteren Erhöhung des Anteils ist es notwendig, den Wasserstoff zusammen mit Kohlendioxid in einem zusätzlichen Schritt zu Methan umzusetzen, das dann problemlos in die bestehende Erdgasinfrastruktur eingespeist werden kann (Kap. 5.3.2). Perspektivisch kann das dazu benötigte CO₂ durch Makroalgenzucht gewonnen werden. Da diese Option jedoch in großem Umfang kurzfristig nicht zur Verfügung steht, bietet es sich an, das CO₂ zunächst aus der Offshore-Gasförderung abzuscheiden und zu nutzen. Weitere beschriebene Meerestechnologien zur Stromerzeugung, die nach und

nach Marktreife erreichen werden (Abb. 5.2-3), können ebenfalls problemlos in die kombinierte Strom- und Gasinfrastruktur integriert werden, was zu einer besseren Auslastung der Transportsysteme und damit zu einer zuverlässigen Energieversorgung aus dem Meer beiträgt (Abb. 5.3-2).

Der zweite wichtige Energieträger, der heute signifikant energetisch genutzt wird, ist Offshore-Öl. Aus Sicht des WBGU wird dieser Energieträger nach der Transformation der marinen Energiesysteme weit weniger benötigt. Bei seiner energetischen Nutzung kommt Öl vorwiegend im Transport- sowie in geringerem Umfang im Wärmesektor zum Einsatz. In beiden Fällen sind Technologieoptionen absehbar, bzw. bereits entwickelt, die Öl durch erneuerbaren Strom und (erneuerbares) Gas ersetzen können. Besonders im Schiffsverkehr stellt Gas eine interessante Treibstoff-Option dar, die in einem integrierten marinen System mittelfristig auch erneuerbar bereitgestellt werden könnte. Deshalb sollte Öl, auch aufgrund seiner größeren negativen Umweltwirkungen, weitaus schneller als Erdgas durch dieses oder erneuerbaren Strom substituiert werden. Die gegenwärtige Entwicklung verläuft jedoch teilweise in die entgegengesetzte Richtung. In Kapitel 5.1 wurde dargestellt, dass zurzeit immer größere technische und finanzielle Anstrengungen unternommen werden, um die Offshore-Ölreserven in der Tiefsee oder Arktis zu erschließen. Aus Sicht des WBGU wäre es weitaus sinnvoller, die Technologien und das vorhandene Know-how aus der Offshore-Öl- und Gasförderung zum Aufbau eines marinen erneuerbaren Energiesystems inklusive seiner Infrastruktur einzusetzen (Abb. 5.3-2).

5.4 Governance

Wie der WBGU (2011) gezeigt hat, ist ein starker Zuwachs netzgebundener Energien, d.h. ein deutliches Wachstum von Strom und Gas als Endenergie, für die Energiesystemtransformation von großer Bedeutung. In der Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft (Kap. 5.3) wird dargestellt, dass die energetische Nutzung auf und aus dem Meer dabei eine wichtige Rolle spielen kann. Allerdings sind dafür weitere Technologieentwicklungen notwendig (Kap. 5.2, 5.4.3, 8.3.4). Um eine nachhaltige energetische Nutzung der Meere zu ermöglichen, bedarf es einer integrativen Meerespolitik, die neue Nutzungsmöglichkeiten der Meere, die sich auch aufgrund technologischer Innovationen entwickeln, mit dem Meeresschutz und traditionellen Nutzungen vereinbart (Kap. 3.6). Ein wichtiges Instrument für eine integrierte Meerespolitik ist die

marine Raumplanung, die Ziele und Grundsätze für die verschiedenen marinen Raumnutzungen (Schifffahrt, Fischerei, Aquakultur, Ressourcenabbau, Tourismus, Küsten- und Meeresschutz, Infrastrukturen, erneuerbare Energietechnologien) festlegt (Kap. 3.6.2). Die marine Raumplanung ist ein Instrument, das national, regional und international angewendet werden kann. Damit die energetische Nutzung der Meere zukünftig in der globalen nachhaltigen Energieversorgung eine Rolle spielt, bedarf es über die Meerespolitik hinaus klimaverträglicher Energiepolitik und einer Innovationspolitik, die die notwendigen Technologieentwicklungen unterstützt (Kap. 5.4.3). Erst das Zusammenspiel dieser drei Politikfelder im Mehrebenensystem wird den notwendigen Planungs- und Rechtsrahmen für private Unternehmen schaffen und damit Anreize für Investitionen in klimaverträgliche Meeresenergietechnologien setzen (WBGU, 2011, 2012).

5.4.1 Energiepolitik

Ein Kernelement der globalen Energiewende – mit dem klimapolitisch vereinbarten Ziel, eine globale Erwärmung von mehr als 2 °C zu vermeiden – ist die Dekarbonisierung. Dieser Umbau der Energiesysteme setzt eine nationale und möglichst internationale, klimaverträgliche Energiepolitik voraus (WBGU, 2011; GEA, 2012). In eine solche klimaverträgliche Energiepolitik sollte die energetische Nutzung der Meere als eine weitere Diversifizierung der Energieerzeugung eingebettet sein, um die Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft in Kapitel 5.3 – eine Umstellung auf erneuerbare Energietechnologien im und auf dem Meer zur Erzeugung von Strom und Gas – zu realisieren. Ein zweites Ziel der internationalen Energiepolitik sollte die Überwindung der Energiearmut sein, denn derzeit sind noch rund 3 Mrd. Menschen von einer existenziellen Grundversorgung mit modernen Energiedienstleistungen für die Bereiche Kochen, Heizen und Beleuchtung ausgeschlossen (WBGU, 2011). Allerdings ist die energetische Nutzung der Meere, bzw. sind marine Energiesysteme sehr kapitalintensiv, so dass sie eher für eine zentrale Energieversorgung an Land, z. B. für Megastädte an der Küste, geeignet sind als für kleinräumliche Lösungen oder die Elektrifizierung des ländlichen Raums. Grundsätzlich sollte bei der Transformation der Energiesysteme die Energieeffizienz und damit die Reduktion der Endnachfrage Priorität haben (WBGU, 2011).

Weltweit ist Energiepolitik nationalstaatlich ausgerichtet und in vielen Ländern hat die Versorgungssicherheit oberste Priorität. Nationalstaaten nutzen vorrangig heimische Ressourcen zur Energieerzeugung und

versuchen, Energieimporte zu vermeiden. Zwei weitere energiepolitische Ziele sind die Bezahlbarkeit und die Umweltverträglichkeit der Energieversorgung. Allerdings gibt es aufgrund der geologischen Verteilung fossiler Ressourcen Import- und Exportländer, insbesondere für Öl und Gas (Kap. 5.1; Dubash und Florini, 2011). Wie in Kapitel 5.1 dargelegt, lohnt sich bei steigenden Ölpreisen die Technologieentwicklung für die Erschließung von Offshore-Öl- und -Gasreserven und -ressourcen sowie deren Förderung. Es ist davon auszugehen, dass Länder bzw. Regionen, in deren Küstenmeer oder AWZ sowie in deren Festlandsockel Öl oder Gas vorhanden ist, dies auch fördern wollen, z. B. Brasilien, Westafrika oder China (Maribus, 2010). In seinem Gutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ (2011) empfiehlt der WBGU allen Ländern eine strikte Klimapolitik einzuführen. Beispiele sind die Bepreisung von CO₂, der Abbau von Subventionen für fossile Energieträger oder die Umschichtung von Subventionen für fossile Energieträger hin zur Förderung erneuerbarer Energietechnologien. Für Länder, die weiter fossile Energieträger nutzen wollen, ist CCS eine notwendige Klimaschutzoption. Darüber hinaus empfiehlt der WBGU, den relativ CO₂-armen Energieträger Gas zu nutzen und Kohle sowie Öl zu substituieren (WBGU, 2011).

Im Rahmen der UNFCCC haben sich einige Industrieländer verpflichtend, einige Industrie- sowie Schwellenländer freiwillig zu einer CO₂-Minderungs politik bekannt und Energiestrategien bis 2020 oder 2050 entwickelt (WBGU, 2009b, 2011, 2012). In diesen Energiestrategien werden klare Ziele für den Ausbau erneuerbarer Energien genannt. Beispielsweise hat die EU 2007 im Rahmen eines Klima- und Energiepakets die 20-20-20-Ziele für das Jahr 2020 formuliert und 2008 beschlossen: 20% des CO₂-Ausstoßes gegenüber 1990 zu reduzieren, die erneuerbaren Energietechnologien auf einen Anteil von 20% des Energiemix auszubauen und die Energieeffizienz um 20% zu erhöhen (WBGU, 2011). In der Erneuerbare-Energien-Richtlinie der EU (2009b) ist ausgeführt, wie das 20%-Ziel für erneuerbare Energien innerhalb der EU erreicht werden soll. Dabei haben die EU-Mitgliedsländer nationale Anteilsziele zwischen 13% und 40% an Energie aus erneuerbaren Quellen für das Jahr 2020 festgelegt. In nationalen Aktionsplänen sind entsprechende Maßnahmen zur Zielerreichung dargelegt. Deutschland will bis 2020 30% seiner Stromerzeugung aus erneuerbaren Quellen erzeugen, u. a. mit 25 GW Offshore-Windenergie bis 2030 (BMWi und BMU, 2010). Die European Wind Energy Association geht davon aus, dass sich die nationalen Ziele für Offshore-Windenergie auf etwa 43 GW addieren (EWEA, 2012). Die European Ocean Energy Association schätzt in ihrer Roadmap 2010 bis 2050,

dass 3,6 GW erneuerbare Meeresenergie-technologien bis 2020 installiert sein könnten. Die 19 Mitgliedsländer des Implementing Agreement on Ocean Energy Systems bei der IEA (darunter China, Mexiko und Südafrika), haben nationale Ausbauziele für offshore erneuerbare Energie-technologien formuliert (OES, 2011b). Sie gehen in ihrer internationalen Vision für die erneuerbaren Meeresenergie-technologien von installierten 748 GW bis 2050 aus (OES, 2011a).

Für Investitionen in erneuerbare Meeresenergie-technologien und Offshore-Windkraftanlagen ist es erforderlich, dass die klima- und energiepolitischen sowie energierechtlichen Rahmenbedingungen langfristige Investitionssicherheit bieten und angemessene Renditen gewährleisten (WBGU, 2012). Über die rechtsverbindliche Formulierung von Ausbauzielen als politisches Signal an potenzielle Investoren hinaus bedarf es einer flankierenden Energie- und Innovationspolitik. Es sollte für Unternehmen der Marktzutritt, der Netzzugang und die Stromdurchleitung gewährleistet sein. Es sollte kein verzerrter Wettbewerb zugunsten der fossilen Energieträger ermöglicht werden. Zusätzlich sollten Genehmigungs- und Planungsverfahren für technische Anlagen im Meer sowie Haftungsregime entwickelt sein (Kap. 3.6; WBGU, 2011, 2012).

Für die Markteinführungsphase und Integration erneuerbarer Energie-technologien in vorhandene Stromversorgungssysteme oder Strommärkte sind im Rahmen der Innovationspolitik zeitlich befristete und degressiv ausgestaltete Marktanreizprogramme bzw. Förderstrategien notwendig. Bislang zeigen sich Einspeisevergütungen einer Förderung über Quoten, handelbare Zertifikate oder öffentliche Ausschreibungen mit einem Auktionsverfahren für Offshore-Windenergie überlegen (WBGU, 2011; SRU, 2011a). Einspeisevergütungen verschaffen Investoren langfristige Planungssicherheit und reduzieren dadurch Investitionsbarrieren. Gleichzeitig können Einspeisevergütungen technologiespezifisch ausgestaltet werden und fördern so parallel verschiedene Energie-technologien (WBGU, 2011). Ein möglicher Vorteil öffentlicher Ausschreibungen für Offshore-Windparks im Vergleich zu Einspeisevergütungen liegt in der Bündelung der Netzanträge verschiedener Parks in einem ausgewiesenen Gebiet (SRU, 2011a). Trotzdem empfiehlt der WBGU zeitlich befristete technologiespezifische Einspeisevergütungssysteme, die einen schnellen Kapazitätsaufbau effektiv fördern (WBGU, 2011, 2012).

Zur Minimierung von Transaktionskosten empfiehlt der WBGU den Aufbau integrierter Stromnetze sowohl in den regionalen Meeren als auch an Land (Kap. 5.2.4; WBGU, 2011). So kann die fluktuierend erzeugte Strommenge aus erneuerbaren Energie-technologien regional optimal verteilt werden und wirkt

netzstabilisierend. Ein Offshore-Stromnetz, das verschiedene Energieerzeugungsanlagen im Meer untereinander (Clustering) sowie verschiedene Länder mit einander verbindet (vermaschtes Netz), ist nach Ansicht des WBGU vorteilhafter als einzelne Verbindungen ans Land (Abb. 5.2-11; Kap. 5.2.4). Ähnlich wie ein kontinentales, länderübergreifendes Stromnetz führt ein vermaschtes Netz zu verbesserter Marktintegration der Energie aus und auf dem Meer. Durch diese Marktintegration können die Strompreise und Schwankungen in der Stromversorgung sinken. Auch kann sich die Auslastung einzelner Offshore-Energieanlagen erhöhen. So ließen sich auch Potenziale fern großer Nachfragezentren nutzen (Piria und Zavolas, 2012; Woyte et al., 2008; SRU, 2011a). Gleichzeitig ist die Entwicklung eines länderübergreifenden Offshore-Stromnetzes mit einer Reihe von Herausforderungen verbunden. Seine Planung setzt die Koordination sowohl des Netzes als auch der Offshore-Energieerzeugungsanlagen zwischen mehreren Ländern und unterschiedlichen nationalen Behörden voraus. Auch die terrestrischen Netze müssten modifiziert und angepasst werden (SRU, 2011a).

Bisher finden in den EU-Mitgliedstaaten auf nationaler Ebene Planungen zu einem länderübergreifenden Offshore-Netz nur in Ausnahmefällen und eher kursorisch statt. Die gegenwärtige Praxis besteht in Punkt-zu-Punkt Verbindungen und kann zukünftig zu höheren Kosten und Lock-in-Effekten führen. Eine zentrale Herausforderung ist die Schaffung von Investitionsanreizen für private Unternehmen. Neben einer nationalen Energiepolitik ist eine länderübergreifende Energiepolitik für die Anrainer regionaler Meere notwendig, die ihre Stromnetze durch ein Offshore-Netz verknüpfen wollen.

Gleichzeitig erfordern grenzüberschreitende Stromnetze eine Harmonisierung der Förderpolitiken bzw. der Einspeisevergütung (WBGU, 2011, 2012; SRU, 2011a). Innerhalb der Europäischen Union würde eine aufeinander abgestimmte Vergütung der offshore erzeugten erneuerbaren Energie die Effizienz der Förderung erhöhen. Die Stromerzeugung aus erneuerbaren Quellen könnte dann an den vorteilhaftesten Standorten, d.h. zu niedrigen Kosten erfolgen. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist die Realisierung eines Energiebinnenmarkts (WBGU, 2011).

5.4.2 Meerespolitik

Die Optionen zur Nutzung mariner Energie hängen von technischen und rechtlichen Möglichkeiten ab, Energieförder- und -erzeugungsanlagen zu errichten und zu betreiben. Ausgehend von der bestehenden Zonierung

der Meere in Küstengewässer, AWZ, Festlandsockel und Hohe See nach den Bestimmungen des UN-Seerechtsübereinkommens (UNCLOS) ist dabei eine differenzierende Betrachtung des jeweils geltenden Rechtsrahmens notwendig (Kap. 3.2).

Im Bereich der Küstengewässer besteht die Souveränität des Küstenstaates. Die Hoheitsrechte des Küstenstaates erstrecken sich umfassend sowohl auf den Luftraum über dem Küstenmeer als auch auf die Wassersäule, den Meeresboden und den Meeresuntergrund des Küstenmeeres (Kap. 3.2). Der Zugang zu Energie und damit auch die Befugnis zur Errichtung von Anlagen bestimmen sich im Bereich der Küstengewässer entsprechend nach dem nationalstaatlichen Recht (Wolfrum und Fuchs, 2011). Aufgrund der Besonderheit, dass das Küstenmeer dem Staatsgebiet und der Gebietshoheit des Küstenstaates angehört (Graf Vitzthum, 2006), ergibt sich zum Teil auch eine Zuordnung der Küstenmeere zu föderalen oder kommunalen Staatsstrukturen mit entsprechender Rechtsetzungsbefugnis. Aus völkerrechtlicher Sicht ist zu beachten, dass allen Staaten das Recht auf friedliche Durchfahrt zu gewähren ist (Kap. 3.2). Bei der Planung von Energieerzeugungsanlagen muss demnach berücksichtigt werden, dass die Durchfahrt fremder Schiffe nicht behindert wird. Gleichzeitig gelten auch alle völkerrechtlichen und europäischen Regelungen, die Meeresumwelt zu schützen und zu bewahren (BfN, 2012). Die Installation von Stromkabeln oder Pipelines auf dem Meeresgrund oder dem Festlandsockel ist sowohl dem Küstenstaat, als auch anderen Staaten erlaubt (Kap. 3.2).

Im Gebiet der AWZ sind dem Küstenstaat souveräne Rechte zur wirtschaftlichen Ausbeutung dieser Zone übertragen, so dass die Öl- und Gasförderung sowie die Energieerzeugung aus Wind und Meeresenergie möglich sind (Kap. 3.2; Wolfrum und Fuchs, 2011). Die Küstenstaaten verfügen über Hoheitsbefugnisse für die Errichtung und Nutzung von künstlichen Inseln, Anlagen und Bauwerken, wozu auch Energieerzeugungsanlagen zählen (Markus und Maurer, 2012). Im Rahmen dieser übertragenen Rechte und Hoheitsbefugnisse ist in der AWZ somit ebenfalls nationales Recht maßgeblich, das von den Küstenstaaten für den Zugang zu Energie und den Bau von Förderanlagen für fossile Energie sowie erneuerbare Energieerzeugungsanlagen im Meer erlassen werden darf (Wolfrum und Fuchs, 2011). Folglich kommen nationale Rechtsregime zum Tragen. Dieses Recht ist für die jeweilige AWZ international bindend und gilt gegenüber sämtlichen Nutzungsinteressenten. Trotzdem gelten in der AWZ für alle Vertragsstaaten die Freiheit der Schifffahrt, des Überflugs und der Verlegung unterseeischer Kabel und Rohrleitungen (Kap. 3.2). Somit können Anlagen und Bauwerke nicht errichtet werden, wenn hierdurch die

für die internationale Schifffahrt anerkannten Seewege behindert werden. Auch für die AWZ gelten alle völkerrechtlichen Verträge zum Schutz der Meeresumwelt (BfN, 2012).

Das Rechtsregime des Festlandsockels bezieht sich lediglich auf den Meeresboden und den Meeresuntergrund, der als Festlandsockel definiert ist. Die Bedeutung dieses Regimes für die energetische Nutzung des Meeres ist nicht zuletzt aufgrund großer Überschneidungen mit dem Gebiet der AWZ mit dieser vergleichbar (Kap. 3.2; Rosenbaum, 2006).

In dem Gebiet der Hohen See genießen sowohl Küsten- als auch Binnenstaaten die Freiheit, künstliche Inseln und andere Anlagen zu errichten und gegebenenfalls benötigte unterseeische Kabel und Rohrleitungen zu verlegen (Kap. 3.2). Somit steht grundsätzlich allen Staaten die Möglichkeit offen, Energieerzeugungsanlagen auf der Hohen See zu errichten und zu nutzen. Die Ausübung der eigenen Freiheiten auf Hoher See kann jeder Staat für sich in der Weise regulieren, dass er entsprechend des Flaggenstaatsprinzips durch Gesetz das eigene Staatsvolk berechtigt bzw. verpflichtet (Brandt und Gaßner, 2002). Auf diese Weise können nationale Vorschriften beispielsweise zur Errichtung von Energieerzeugungsanlagen auch auf der Hohen See Wirkung entfalten, allerdings beschränkt auf das jeweilige Staatsvolk.

Auf der Hohen See gehören alle nicht biologischen Ressourcen auf und unter dem Meeresgrund zum Erbe der Menschheit, und dies wird von der Internationalen Meeresbodenbehörde verwaltet (Kap. 3.2). Entsprechend sind sämtliche Nutzungen nicht biologischer Ressourcen dort anzumelden und werden dort genehmigt. Der Abbau von Methanhydraten oder die Förderung von Öl und Gas sind in UNCLOS geregelt und erfolgen entsprechend der festgelegten Meeresschutzbestimmungen (Kap. 3.2). Zusätzlich sind die Bergbauregeln (mining codes) der Internationalen Meeresbodenbehörde zu beachten. Die Institution hat außerdem Empfehlungen zur Prüfung der Umweltverträglichkeit bei der Ausbeutung von polymetallischen Sulfiden erarbeitet. Insgesamt besteht für den Schutz der Tiefseeumwelt vor Bergbauarbeiten jedoch noch Regelungsbedarf (Jenisch, 2010).

Voraussichtlich wird sich in naher Zukunft, trotz technologischer Entwicklungen, die energetische Nutzung der Meere auf das Küstenmeer und die AWZ inklusive Festlandsockel beschränken (Kap. 5.1, 5.2). Somit gelten in erster Linie nationalstaatliche Regelungen zur Meeresnutzung. Folglich kann jeder Küstenstaat im Küstenmeer sowie der AWZ sein Rechtsregime zur nachhaltigen Nutzung der Meere ambitioniert ausgestalten. Deshalb ist eine nationale Politik zum Meeresschutz neben völkerrechtlichen Verträgen wichtig. Zwei geeignete Instrumente sind die marine Raum-

planung und die Umwelthaftung (Kap. 3.6). Da eine kosteneffiziente energetische Nutzung der Meere eine grenzüberschreitende Infrastruktur in Form von Stromkabeln, Pipelines, Schifffahrtswegen und Häfen erfordert, ist eine internationale sowie grenzüberschreitende Kooperation für Energiesysteme im Meer sinnvoll (Kap. 5.1.4, 5.2.4). Im Zuge dieser Kooperation können auch Umweltstandards und die Umwelthaftung grenzüberschreitend ausgestaltet werden (Kap. 3.4). Dadurch kann der Dynamik der Ökosysteme im Meer und dem Vorsorgeprinzip Rechnung getragen werden. Außerdem könnte im Zuge einer Kooperation die Freifahrerposition einzelner Küstenstaaten ausgeschlossen werden (Kap. 3.1).

5.4.2.1

Marine Raumplanung

Die zunehmende dauerhafte Nutzung des Meeresraums auch durch erneuerbare Energieanlagen erfordert ein umfassendes, alle Belange berücksichtigendes Planungsverhalten (Wolfrum und Fuchs, 2011), denn die marinen erneuerbaren Energiesysteme sind flächenintensiv und konkurrieren mit traditionellen Meeresnutzungen sowie mit dem Meeresschutz um Fläche (EWEA, 2012). Um Zielkonflikte zwischen Klimapolitik (und damit einem gewünschten Ausbau erneuerbarer Energietechnologien), Meeresschutzpolitik (aufgrund eines gestiegenen Bewusstseins für den Meeresschutz) und weiter steigenden wirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten der Meere (aufgrund neuer Technologien) zu minimieren, kann entsprechend der Erfahrungen an Land eine Raumordnung für nationale und internationale Gewässer entwickelt werden (Kap. 3.6.2.2; Wolfrum und Fuchs, 2011). Die energetische Nutzung der Meere wird in absehbarer Zukunft in den Küstengewässern und der AWZ erfolgen, so dass die Küstenstaaten zuständig sind. Vielfach hat die Entwicklung mariner Energiesysteme grenzüberschreitende Wirkungen, z. B. auf Ökosysteme, Fische, Vögel oder die Schifffahrt (Kap. 5.1.3, 5.2.3), so dass eine grenzüberschreitende Kooperation in regionalen Meeren sinnvoll wird. Auch können kumulative Effekte für Ökosysteme entstehen, wenn alle Küstenstaaten ihre marinen Energiesysteme an den jeweiligen Grenzen ihres Zuständigkeitsbereichs aufbauen. Gleichzeitig ist es sinnvoll, die marinen erneuerbaren Energietechnologien miteinander zu verknüpfen, um volatile Stromerzeugung auszugleichen und Elektrizität zu speichern. Dies erfordert nicht nur eine grenzüberschreitende Kooperation, sondern auch die Koordination der energetischen Nutzung der Meere (EWEA, 2012; Gee et al., 2011). Deshalb ist das Instrument marine Raumplanung (Kap. 3.6.2.2) für alle regionalen Meere von großer Bedeutung, weil es ein Instrument der Entscheidungsfindung ist. Die marine

Raumplanung hilft den Küstenstaaten und Interessengruppen, koordiniert die Nutzung des marinen Raums für die wirtschaftliche Entwicklung und den Schutz der Meeresumwelt zu optimieren (EU-Kommission, 2008). Länderübergreifende Planungsprozesse für die Ostsee, die Nordsee, den Nordostatlantik, das Mittelmeer und Schwarze Meer sollten innerhalb der EU gestärkt werden (EU-Kommission, 2008). In den folgenden regionalen Meeren wird die marine Raumplanung auch teilweise schon national angewandt und ist bereits grenzüberschreitend für die Offshore-Windenergie im OSPAR-Regime verankert (Kap. 3.4, 3.6; Wolfrum und Fuchs, 2011): Ostsee, Nordsee, Nordostatlantik, Mittelmeer, Schwarzes Meer, Kaspisches Meer, Karibik, Golf von Mexiko, ostasiatische Meere, südasiatische Meere, Nordostpazifik, Nordwestpazifik, Persischer Golf, Rotes Meer, Golf von Aden, Südostpazifik, Westafrika, Arktis, Antarktis (UNEP, 2012b).

Bislang ist die marine Raumplanung in erster Linie ein Prozess zur Dokumentation unterschiedlicher Raumnutzungen oder Flächennutzungen im Meer mit ihren jeweiligen ökologischen, ökonomischen und sozialen Wirkungen. Es werden Daten erhoben, die Anhörung von Interessengruppen organisiert, Pläne partizipativ ausgearbeitet und alle meeresbezogenen Abkommen, die ein Küstenstaat ratifiziert hat, berücksichtigt (Douvere und Ehler, 2009). Im zweiten Schritt erfolgt die Umsetzung und Durchführung des Plans sowie eine Bewertung und gegebenenfalls eine Neuausrichtung des Plans. Die Nutzungen werden entsprechend politischer Ziele gewichtet und Meeresflächen zugeordnet (EU-Kommission, 2008; BMVBS, 2011; EWEA, 2012). Davon betroffen sind Tätigkeiten auf dem Meeresgrund, in der Wassersäule und an der Oberfläche. So kann der Raum für verschiedene Zwecke genutzt werden (Kap. 3.6.2.2). Hoheitliche Planung ermöglicht als Koordinationsinstrument eine zukunftsgerichtete, gestaltende Steuerung der Meeresnutzung. Sie dient der Einbettung und Abstimmung einzelner Projekte in ein Gesamtkonzept zum Management der Meeresnutzung (Douvere und Ehler, 2009). In einem geordneten Planungsverfahren sind eine Umweltverträglichkeitsprüfung und notwendige Ausgleichsmaßnahmen verortet, so dass ein ökosystemarer Ansatz gewährleistet ist (Douvere und Ehler, 2009). Bislang gibt es nur fünf Länder, darunter Deutschland, mit einer verbindlichen marinen Raumplanung, die nach nationalem Recht durchsetzbar ist (Kap. 3.6.2.2). Gleichzeitig sollte die Planung der Meeresnutzung zunehmend überregional geschehen, um grenzüberschreitende Nutzungskonflikte zu vermeiden und die marinen Ökosystemleistungen nicht zu beeinträchtigen (Kap. 3.4; EWEA, 2012; Gee et al., 2011).

Für den Ausbau erneuerbarer Energietechnologien

ist die marine Raumplanung notwendig, um Rechtsverbindlichkeit für ausgewiesene Flächen herzustellen und zügige Genehmigungen für private Investoren zu erhalten (EWEA, 2012; WBGU, 2011). Dabei sollten Synergieeffekte gemeinsamer Nutzungen, z.B. die erneuerbare Energieerzeugung und die nachhaltige Fischerei oder die erneuerbare Energieerzeugung und die Ausweisung von Schutzgebieten berücksichtigt werden (Kap. 5.2). Die Öffentlichkeitsbeteiligung im Planungsprozess könnte über die Aarhus-Konvention gesichert werden. Die Konvention macht das Verwaltungs- und Planungsverfahren transparenter und trägt zu dessen demokratischer Ausgestaltung bei (WBGU, 2011). Allerdings müsste die Öffentlichkeitsbeteiligung erfolgen, wenn alle Optionen noch offen sind, damit alle beteiligten Akteure eine reale Chance haben, auf Verwaltungsentscheidungen Einfluss zu nehmen. Nur dann könnten untaugliche Vorhaben erkannt und kostspielige Konflikte vermieden werden (WBGU, 2011).

5.4.2.2

Errichtung von Anlagen im Meer

Für die Errichtung von Anlagen zur Förderung und Erzeugung von Energie im Meer ist insbesondere Art. 208 UNCLOS zu berücksichtigen. Dieser verpflichtet die Küstenstaaten zum Erlass und zur Durchsetzung von Rechtsvorschriften zur Verhütung und Verringerung von Verschmutzungen, die durch Tätigkeiten auf dem Meeresboden entstehen oder von künstlichen Inseln, Anlagen und Bauwerken herrühren (Wolfrum und Fuchs, 2011). Mögliche Meeresverschmutzungen oder Umweltverschmutzungen im Zusammenhang mit Energieanlagen entstehen zum einen durch die Verankerung der Anlagen am Meeresboden, zum anderen sind Verschmutzungen durch Emissionen im laufenden Betrieb der Anlage möglich (Kap. 5.1.3, 5.2.3; Markus, 2010). Bei Offshore-Windanlagen entstehen Umweltgefährdungen auch für Seevögel und Zugvögel (Kap. 5.2.3; Wolfrum und Fuchs, 2011). Zur Qualität der zu erlassenden Schutzvorschriften bestimmt Art. 208 UNCLOS, dass diese nicht weniger wirkungsvoll sein dürfen als internationale Regeln und Normen. Mangels internationaler Regelungen zu den Verschmutzungsquellen mariner Energieanlagen fehlt es zurzeit an international verbindlichen Standards, die für alle Küstenstaaten gelten würden.

Während der Bauphase und dem Betrieb von Energieanlagen kommen zu den Emissionen auch Verschmutzungen durch Einbringen von Abfall in Betracht. Im Gegensatz zu Anlagen für die Förderung von fossiler Energie ist während des Betriebs erneuerbarer Energieanlagen in der Regel nicht mit weiteren Verschmutzungen durch Dumping zu rechnen (Rosenbaum, 2006). Nach UNCLOS sind die Staaten verpflichtet, durch

Gesetze sicherzustellen, dass Meeresverschmutzungen durch Einbringen, d.h. durch die vorsätzliche Entsorgung von Abfällen ausgehend von Schiffen, Plattformen und sonstigen marinen Bauwerken, nicht ohne behördliche Erlaubnis erfolgen. Diese nationalen Gesetze dürfen in ihrer Schutzwirkung nicht weniger wirkungsvoll sein als die weltweiten Standards. Hierdurch verweist UNCLOS auf das London-Übereinkommen, ergänzt durch das London-Protokoll zur Verhütung von Meeresverschmutzungen durch Einbringen (Kap. 3.3.2.6; Schlacke und Kenzler, 2009). Diese Übereinkommen legen für zahlreiche Abfallkategorien Richtlinien zur Art und Weise der Entsorgung fest. Zusätzlich ist jeweils zu prüfen, ob die Vermeidung, Reduzierung und das Recycling bzw. das Entsorgen an Land eine vorzugswürdige Alternative gegenüber einer Abfallentsorgung auf See darstellt. Vielfach wird davon ausgegangen, dass diese Mindestrichtlinien auch für diejenigen Staaten gelten, die die Übereinkommen nicht gezeichnet haben (Proelß, 2009). Dieser Auffassung folgend wären die Vorschriften des London-Übereinkommens bei der Errichtung von Energieanlagen von sämtlichen UNCLOS-Vertragsstaaten zu berücksichtigen.

Für die Errichtung erneuerbarer Energieerzeugungsanlagen im Meer sind in der EU außerdem die geltenden Umweltschutzvorschriften zu berücksichtigen (BfN, 2012). Nach der FHH- und Vogelschutzrichtlinie ist in ausgewiesenen Gebieten die Durchführung einer Verträglichkeitsprüfung nach Art. 6 Abs. 3 FFH-RL erforderlich, wenn Anlagen errichtet werden sollen. Liegen zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses vor, kann die Errichtung auch bei einer Unverträglichkeit gerechtfertigt sein. Auch die UVP-Richtlinie gibt eine Umweltverträglichkeitsprüfung vor (vgl. Art. 4 Abs. 2; Anhang II 2 lit. i UVP-Richtlinie). Da die genauen Auswirkungen erneuerbarer Energieerzeugungsanlagen auf die Meeresumwelt bisher weitestgehend unbekannt sind, ist auch bei kleineren Anlagen davon auszugehen, dass eine solche Prüfung notwendig sein dürfte (Rosenbaum, 2006).

In Deutschland gilt für die Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen in der AWZ die Seeanlagenverordnung. Seit 2008 ist die Zulassung mit der Vereinbarkeit der Erfordernisse der Raumordnung verbunden. Seit 2012 gilt ein Planfeststellungsverfahren für Offshore-Windanlagen. Zuständig für das Genehmigungsverfahren ist das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BfN, 2012). In dem mehrstufigen Antragsverfahren werden alle Beteiligten eingebunden und es wird ein Untersuchungsrahmen mit thematischen und technischen Mindestanforderungen zur Ermittlung von möglichen Auswirkungen auf die marine Umwelt festgelegt. Darüber hinaus ist ein Schutz- und Sicherheitskonzept zu entwickeln, der jeweilige Stand der Technik

anzuwenden und Maßnahmen zur Emissionsminderung während der Bauphase zu ergreifen (BfN, 2012).

Für die Verlegung von Unterwasserstromkabeln oder Pipelines ist in Deutschland das Bundesberggesetz maßgeblich, das auch Meeresschutzbelange im Zulassungsverfahren regelt (BfN, 2012).

Wie bereits in einigen Industrieländern, u.a. Deutschland verwirklicht, sollten Anlagen zur Energiegewinnung grundsätzlich einem präventiven Verbot mit Erlaubnisvorbehalt unterliegen. Ein damit erforderliches Zulassungsverfahren hat im Unterschied zu nachträglichen Kontrollmaßnahmen den Vorteil, dass vor Bau und Inbetriebnahme einer Anlage die Risiken, die von dieser Anlage ausgehen können, abgeschätzt und bewertet werden. Im Sinne eines adaptiven Prozesses können dabei Erkenntnisgewinne aus der Forschung berücksichtigt werden (Kap. 3.1, 5.4.3, 8.3.4). Ein von den Küstenstaaten durchzuführendes behördliches Zulassungsverfahren gewährleistet, dass die Öffentlichkeit beteiligt werden kann.

5.4.2.3

Regulierung der Öl- und Gasförderung

Die Offshore-Förderung von Öl und Gas wird angesichts der voranschreitenden Entwicklung von Tiefseefördertechnologien sowie neuer Funde (Brasilien, Arktis) und deren Bedeutung für nationale Versorgungssicherheit auch mittelfristig eine wichtige Rolle bei der Nutzung der Meere spielen (Kap. 5.1). Laut UNCLOS gelten nationale Rechtsregime für die Offshore-Förderung von Öl und Gas in den Küstengewässern, der AWZ und dem Festlandsockel. Die Nationalstaaten formulieren und erlassen Schutz- und Sicherheitsstandards. Dadurch existieren international sehr unterschiedliche Umwelt-, Gesundheits- und Sicherheitsstandards in der Offshore-Industrie. Auch die Notfallplanung sowie die Haftungsbestimmungen sind unterschiedlich ausgestaltet. Im Schadensfall ist der Staat selbst für die Schadensbeseitigung zuständig und gegenüber dritten Staaten nicht schadensersatzpflichtig (Kap. 3.6.5). Bislang gibt es kaum internationale Regelungen zu Schutz- und Sicherheitskonzepten oder der Umwelthaftung für die Nutzung fossiler Energie aus dem Meer (Kap. 3.6.5).

Der Transport von Öl und Gas ist international über die IMO in MARPOL geregelt (Kap. 3.3.1.3, 3.3.2.5). Völkerrechtlich gibt es mit der International Convention on Oil Pollution Preparedness, Response and Cooperation (OPRC Convention, 1990) einen Vertrag, den bis 2013 104 Länder unterzeichnet haben (Luk und Ryrje, 2010). Die Länder verpflichten sich, Notfallpläne zu entwickeln und im Fall eines Unglücks länderübergreifend zu kooperieren. Damit sind aber nicht einheitliche Standards zur Schadensbeseitigung oder Haftung geklärt.

Das regionale Übereinkommen von 1992 zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen) enthält Regeln für die Offshore-Öl- und -Gasgewinnung (Kap. 3.4.2). Es wurde zwischen 15 Staaten und der EU-Kommission abgeschlossen, um den Nordostatlantik vor menschlich verursachten Verunreinigungen zu schützen. Dieser Schutz soll unabhängig von Stoffgruppen auch für landseitige Verschmutzungen und Verschmutzungen durch die Offshore-Industrie gelten. Vom Geltungsbereich ausgenommen sind die Fischerei, die Schifffahrt und die luftabhängige Verschmutzung. Durch den nachträglich eingefügten Anhang V ist das Übereinkommen auch auf die Erhaltung der Ökosysteme und den Schutz der biologischen Vielfalt ausgerichtet (Kap. 3.4.2; Jenisch, 2008). Es bezieht sich zudem auch auf den Meeresuntergrund. Unternehmen werden in Anwendung des Vorsorge- und Verursacherprinzips zum Einsatz der besten verfügbaren Technologie verpflichtet. Nach diesem Übereinkommen bedürfen die Förderung von Öl und Gas sowie die Einrichtung von Förderplattformen der Einholung einer vorherigen nationalen Genehmigung.

Aus dem Helsinki-Übereinkommen für die Ostsee ergibt sich lediglich die Anforderung, die Anlagen nicht auf hoher See zu entsorgen (Kap. 3.4.2).

Für die Offshore-Förderung von Öl und Gas wurden in der Europäischen Union Vorgaben des Umweltschutzes festgeschrieben (Woolf, 2011). Für die Nutzung mariner Bodenschätze im Hoheitsgebiet der EU ist die UVP-Richtlinie anzuwenden. Bei der Rohstoffnutzung in ausgewiesenen Schutzgebieten nach der Vogelschutz-Richtlinie und der FFH-Richtlinie gilt, dass eine Nutzung nicht unzulässig ist, solange der Schutzzweck der Gebiete nicht beeinträchtigt wird. Allerdings bedürfen die Vorhaben nach dem Leitfaden der Europäischen Kommission „Nichtenergetische mineralgewinnende Industrie und Natura 2000“ der Umweltverträglichkeitsprüfung. Die EU hat ferner im Rahmen der Verordnung zum Schutz verletzlicher mariner Ökosysteme auf Hoher See vor der Bodenfischerei bestimmte Ökosysteme auf dem Meeresboden wie Riffe, Korallen als Schutzgebiete ausgewiesen. Diese Unterschutzstellung darf durch Offshore-Fördervorhaben beeinträchtigt werden (Jenisch, 2010).

Nach dem Ölunfall der Bohrinself Deepwater Horizon 2010 im Golf von Mexiko hat die EU-Kommission eine Initiative gestartet, einheitliche Regelungen für Sicherheit, Umwelt und Gesundheit für die Offshore-Öl- und Gasindustrie innerhalb der EU zu entwickeln. Der Vorschlag für eine „Verordnung des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Sicherheit von Offshore-Aktivitäten zur Prospektion, Exploration und Förderung von Erdöl und Erdgas“ sieht u.a. vor, dass

die Unternehmen zukünftig in voller Höhe für Schäden haften und bei der Antragstellung nachweisen müssen, dass sie zahlungsfähig sind. Darüber hinaus sollen die Unternehmen verpflichtet werden, für jede Plattform eine detaillierte Risikoanalyse durchzuführen und Notfallpläne bei den Aufsichtsbehörden einreichen (EU-Kommission, 2011b). Die Unfallberichte sollen zukünftig in einer allgemeinzugänglichen Datenbank gesammelt werden. Es gibt auch Überlegungen, Fehlverhalten der Unternehmen mit dem Entzug der Bohrlizenz zu sanktionieren. Mit den einheitlichen Regelungen will die EU-Kommission sicherstellen, dass zukünftig innerhalb der EU einheitlich die höchsten Sicherheitsstandards gelten, Notfallpläne vorliegen und ein einheitliches Haftungs- sowie Entschädigungsregime gelten.

5.4.2.4

Regelungen zur Einlagerung von CO₂ im Meer oder Meeresboden

Die derzeitigen Regelungen im Rahmen des London-Protokolls erlauben grundsätzlich die CO₂-Speicherung im Meeresboden, während die Einbringung von CO₂ in die Wassersäule nicht zulässig ist (Kap. 3.3.2.3, 3.3.2.6). Sie enthalten darüber hinaus Leitlinien für die Bewertung und Überwachung möglicher CO₂-Speicherungsaktivitäten im Meeresboden, jedoch keine verbindlichen Haftungsregeln. Im Rahmen von OSPAR wurden die Regelungen so angepasst, dass eine CO₂-Speicherung im Meeresboden seit 2007 zulässig ist.

Der WBGU hat die Option der Einlagerung von CO₂ im Meer und im Meeresboden bereits in seinem Sondergutachten „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“ untersucht (WBGU, 2006) und begründet dort, warum die Einbringung von CO₂ in das Meerwasser aufgrund nicht kontrollierbarer Risiken und unzureichender Verweildauer keine nachhaltige Option darstellt. Anders verhält es sich bei der Einlagerung von CO₂ in geologischen Reservoirs im Meeresboden, die bereits in der Natur als Speicher gedient haben, wie beispielsweise teilentleerte Gas- und Ölfelder (Abb. 5.1-5). Es bestehen Leckagerisiken, die jedoch durch die Auswahl geeigneter Speicherstätten minimiert werden können. Dauerhaftes Monitoring und Notfallpläne sind jedoch unabdingbar. Hier besteht noch erheblicher völkerrechtlicher Regulierungsbedarf. Der WBGU schätzt die Einlagerung von CO₂ in Speicher unter dem Meeresboden als risikoärmer ein als die Lagerung in Speichern an Land (WBGU, 2006).

5.4.3

Innovationsförderung

Zur Umsetzung der Vision für ein marines Energiesystem der Zukunft bedarf es vieler Innovationen und der Entwicklung nachhaltiger mariner Technologien. Daher werden im Folgenden verschiedene Maßnahmen der Innovationsförderung kurz dargestellt.

Der WBGU versteht technologische Innovation als die Generierung von neuem Wissen und dessen Umsetzung in neue Produktionsverfahren oder marktfähige Produkte. Innovationsförderung bezeichnet politische Maßnahmen, welche die Innovationsfähigkeit und Innovationsbereitschaft von Unternehmen erhöhen. Dazu gehören klassisch sowohl Instrumente der Wissenschafts-, Technologie- und Innovationspolitik als auch der Bildungs-, Wirtschafts- und Industriepolitik. Zur Vermeidung unerwünschter Umwelteffekte kommen Maßnahmen umweltverträglicher Technologieentwicklung hinzu (WBGU, 2011).

Da Innovationsprozesse in Abhängigkeit vom Technologiefeld, Industriesektor und Wissensfeld oder der Unternehmensgröße ganz unterschiedlich ablaufen, bietet sich eine grobe Unterteilung in die Produktion wissenschaftlichen sowie technischen Wissens, in die Umwandlung von Wissen in Produkte und Verfahren sowie in die Anpassung beider an die Marktnachfrage an. Die Umsetzung von Wissen in neue Produkte und Verfahren findet zum überwiegenden Teil in Unternehmen statt. Die Produktion relevanten Wissens erfolgt allerdings nicht nur durch Forschung und Entwicklung, sondern auch während der Produktion, der Systemintegration und der Anwendung von Produkten und Verfahren (Smits und Kuhlmann, 2004; Pavitt, 2005). Der Innovationsprozess ist zu unterscheiden von den unterschiedlichen Entwicklungsstadien, die eine Technologie von der ersten Idee bis zur Anwendung durchläuft. Der Entwicklungsprozess umfasst interaktive Stadien, für die es allerdings keine vereinheitlichte Bestimmung gibt. Grob lassen sich die Stadien Forschung und Entwicklung, Konzept oder Studie, Prototyp, Marktreife und Marktdurchdringung unterscheiden.

5.4.3.1

Systemische Innovationsförderung

Systemische Innovationsforschung betont, dass Innovationen nicht isoliert in Firmen oder lediglich durch die Interaktion zwischen Forschungseinrichtungen und Firmen entstehen, sondern ebenfalls durch den Austausch mit Kunden, Zulieferern, Wettbewerbern, Investoren sowie privaten und öffentlichen Organisationen. Sie betont weiterhin, dass Institutionen, u.a. verstanden als Normen, Routinen, Regeln und Gesetze das Verhalten der am Innovationsprozess beteiligten Akteure

bestimmen und den Innovationsprozess beeinflussen (Edquist, 2000, 2005). Gemäß einer systemischen Perspektive auf die Innovationspolitik sollten Innovationen deswegen nicht allein aus der Perspektive „notwendigen Wissens“ und „relevanter Märkte“ betrachtet werden. Zur systemischen Innovationspolitik gehört auch die Schaffung, Modifikation oder Abschaffung relevanter Organisationen und deren zielgerichteter Interaktion sowie von Institutionen in Form von Regeln, Standards und Gesetzen.

Die systemische Innovationsforschung betont gleichzeitig die Gefahr von Lock-in-Situationen aufgrund des evolutionären Charakters der Wissensproduktion und den damit verbundenen Pfadabhängigkeiten. Ein negativer Lock-in bedeutet, dass die Organisationen eines Innovationssystems auf bestimmte Technologien spezialisiert sind, andere dafür aber nicht entwickeln können oder wollen. Politik kommt daher die Aufgabe zu, beim Umbau bestehender oder Aufbau neuer Innovationssysteme für radikale Innovationen in einer frühen Phase der Technologieentwicklung einzugreifen, um die notwendige Wissensproduktion, aber auch die relevante Interaktion zur Verbreitung und Umsetzung des Wissens in marktfähige Produkte und den Marktzutritt innovativer Firmen zu unterstützen (Edquist, 2000). Aus der Perspektive systemischer Innovationsforschung ergibt sich auch, dass Politik nicht mehr allein Marktversagen, sondern auch Systemversagen kompensieren und aktiv die Rolle eines Systemgestalters- bzw. -integrators einnehmen sollte. Zu systemischen Marktversagen zählen u.a. unzureichend artikulierte Nachfrage, schwache Netzwerke von jungen Firmen (Verhinderung von Wissensaustausch), zu starke Netzwerke etablierter Unternehmen (Verhinderung von Wissensproduktion und damit neuen Produkten), Zuschnitt von Gesetzgebung, Regulierung und Förderung etablierter Unternehmen, unzureichende Kapitalmärkte, mangelnde Organisation und Repräsentation von jungen Unternehmen (Smits und Kuhlmann, 2004).

Eine ganze Reihe von Studien unterstreicht, dass noch zahlreiche Entwicklungsfortschritte in der Offshore-Windtechnologie möglich sind (EWEA, 2009; Wisser et al., 2011; LCICG, 2012). Es ist allerdings unklar, ob alle Innovationspotenziale allein durch private Forschung und Entwicklung ausgeschöpft werden. Der Einsatz öffentlicher Mittel ist daher bei der nachhaltigen Energieerzeugung aus dem Meer gerechtfertigt (Kap. 5.2.1). Die Low Carbon Innovation Coordination Group weist darauf hin, dass beispielsweise die Entwicklung innovativer Turbinen, Verankerungen sowie Übertragungstechnologien nicht ohne Unterstützung des öffentlichen Sektors auskommen würden. Hohe Investitionskosten, Unsicherheit über die zukünftige

Nachfrage, Konstruktionsrisiken und lange Entwicklungszeiten stünden einer rein privatwirtschaftlichen Entwicklung entgegen. Auch die Förderung des Betriebs öffentlich geförderter Pilotanlagen und Testfelder würde aus den gleichen Gründen weiterhin notwendig sein. Gleichzeitig senkt mangelnder Wettbewerb zwischen den Herstellern den Innovationsdruck, da die Herstellung von Windtürmen aber vor allem die Produktion von Übertragungstechnik und Montage Schiffen von wenigen Herstellern dominiert ist (LCICG, 2012). Welche Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten von öffentlicher Hand allein oder in Kooperation mit der Privatwirtschaft gefördert werden sollten, muss im Einzelfall geprüft werden.

5.4.3.2 Technologieentwicklung

Es gibt zahlreiche Maßnahmen, um negative Folgen der Nutzung mariner Ökosysteme zu vermeiden, zu begrenzen oder rückgängig zu machen. Viele Maßnahmen zielen darauf, Innovationsanreize, etwa durch die Verteuerung umweltschädlicher Produktionsverfahren, zu geben. Der Wirkungsgrad solcher Maßnahmen kann sich erhöhen, wenn parallel zum Innovationsanreiz auch die Generierung entsprechenden Wissens als Grundlage für Innovation gefördert wird.

Um negative externe Effekte durch den Einsatz neuer Technologien von vorneherein auszuschließen, sollten bereits im Entwicklungsprozess einer Technologie Umwelteffekte und Risiken abgeschätzt und nach Bedarf gegengesteuert werden. Je früher im Entwicklungsprozess, also vor der Erprobungs- und Anwendungsphase, mögliche unerwünschte Effekte erkannt werden, desto geringer dürften die tatsächlichen (negativen) Umwelteffekte ausfallen und desto einfacher könnte eine Gegensteuerung sein (Haum et al., 2004).

Zusätzlich muss während der Anwendungs- und Verbreitungsphase ständiges Monitoring von Umwelteffekten durchgeführt und Technologieentwicklung bei Bedarf angepasst werden. Sowohl bei der Verknüpfung von Technologieentwicklung und Technikfolgenabschätzung als auch beim Monitoring von Umwelteffekten in der Anwendungsphase ist es wichtig, dass die Meeresumwelt im Sinne des ökosystemaren Ansatzes als komplexes, interagierendes, sich in ständiger Veränderung befindliches System begriffen wird, das für den Menschen Ökosystemleistungen bereitstellt und gleichzeitig durch menschliche Beanspruchung Veränderung erfährt. So könnten weitreichende und indirekte Effekte neuer Technologien aufgespürt und vermieden werden.

5.4.3.3

Innovationspotenzial

Der WBGU versteht unter Innovationspotenzial die Entwicklungsmöglichkeiten einer Technologie. Ziele der Entwicklung sind z. B. Kostensenkungen, neue Anwendungsmöglichkeiten oder verminderte Umwelteinwirkungen. Ob und wie Technologien sich entwickeln, ist durch den Entwicklungsstand, Aufwand und die Effektivität der Innovationsaktivität, die spezifischen Rahmenbedingungen sowie die Nachfrage bedingt.

Offshore-Wind

Die ersten Windturbinen für den Offshore-Einsatz entsprachen weitgehend den Turbinen von Onshore-Windenergieanlagen. Dort haben sich Turbinen mit horizontaler Achse und drei Rotorblättern durchgesetzt, wie sie aktuell auch im Offshore-Bereich eingesetzt werden. Erst seit etwa zehn Jahren werden speziell für den Offshore-Einsatz angepasste Turbinen entwickelt (Kap. 5.2.1). Zu den Anpassungen gehören spezieller Korrosionsschutz, abgedichtete Maschinenhäuser und redundante Komponenten zur Gewährleistung einer hohen Verfügbarkeit. Öffentlich geförderte Forschung und Entwicklung haben eine zentrale Rolle bei den bisherigen Entwicklungsfortschritten in der Offshore-Windenergie gespielt.

Kurzfristig wird die dreiblättrige Turbine auch im Offshore-Bereich als dominantes Design nicht abgelöst werden. Mittel- und langfristig ist aber mit der Entwicklung spezieller Offshore-Designs zu rechnen (EWEA, 2009). Aktuell sind Turbinen mit nur zwei Rotorblättern und Turbinen mit vertikalen Achsen in der Entwicklung. Weiterhin werden schwimmende Turbinen entwickelt (Kap. 5.2.1).

In der Branche wird davon ausgegangen, dass durch Designoptimierung, Senkung des Materialverbrauchs und den Einsatz neuer Materialien in den nächsten Jahren zahlreiche inkrementelle Innovationen möglich sind, die zu Kostensenkungen führen werden. Ebenfalls wird davon ausgegangen, dass radikale Innovationen in anderen Technologiefeldern, wie etwa bei neuen Materialien oder Sensoren, in der Windenergie Anwendung finden werden und Turbinen von bis zu 10 MW ermöglichen könnten. Innovationen bei Offshore-Windenergieanlagen hängen aber zum Teil von Innovationen in der gesamten Wertschöpfungskette ab. So sind etwa zum Einsatz von 10-MW-Turbinen auch passende Installationsschiffe und -kräne notwendig (Kap. 5.2.4; EWEA, 2009).

Offshore-Windenergieanlagen bieten ein spezifisches Innovationspotenzial. Die Größe der Windturbinen ist weniger stark begrenzt als an Land, und die relativ hohen Kosten der Verankerungen im Meer bieten Anreize zur Entwicklung größerer Turbinen. In diesem

Fall gewinnen Innovationen zur Gewichtsreduktion von Rotoren, Türmen und Triebwerksgondel an Bedeutung. Aufgrund anderer Umweltschutzanforderungen als an Land bei gleichzeitig höheren technischen Anforderungen an die Anlagen sind technologische Weiterentwicklungen zu erwarten (EWEA, 2009).

Windenergieanlagen sind komplexe Systeme, deren Optimierung hinsichtlich Kosten, Leistung und Umwelteffekten keine isolierte Betrachtung der Anlage, sondern auch deren Einbettung in das jeweilige Windregime, den Installationsort, den Installationsprozess, den Betrieb, die Integration in das Energiesystem sowie die Interaktion aller Turbinen innerhalb eines Windparks verlangt (Kap. 5.2.1; Tab. 5.4-1).

Auch wenn Neuentwicklungen anfangs zu erhöhten Kapitalkosten führen können, werden diese sehr wahrscheinlich durch die bessere Energieproduktion wieder ausgeglichen. In anderen Bereichen, etwa bei Rotoren, werden sinkende Kapitalkosten und steigende Energieerträge erwartet (Lewis et al., 2011:59).

Meeresenergien

Da unter dem Begriff Meeresenergien (Kap. 5.2.1.2) eine ganze Reihe von Technologien in unterschiedlichen Entwicklungsstadien zusammengefasst werden, kann keine differenzierte Diskussion des Innovationspotenzials vorgenommen werden. Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf Wellen- und Meeresströmungstechnologien (Abb. 5.2-3). Die Entwicklung von Wellen- und Strömungsenergieanlagen würde von einem besseren Verständnis des Verhaltens der Anlagen im Meer profitieren. Dazu sind verbesserte Potenzialanalysen, verbesserte Modelle der Meereshydrodynamik, ein verbessertes Verständnis kumulierter Effekte bei der Anordnung von Anlagen (Array-Effekte) sowie verbesserte, kombinierte Wellenströmungsmodelle durch Grundlagenforschung notwendig (Müller und Wallace, 2008).

Aufgrund des frühen Entwicklungsstadiums besteht Entwicklungspotenzial bei allen Technologiekomponenten und der Meeresenergieentnahme, bei Verankerungen und Installationsverfahren im Meer sowie der Entwicklung von Instrumenten und Verfahren zum Design, Betrieb und der Wartung der Technologien (EU-OEA, 2010).

Bei allen Technologien gibt es Innovationsbedarf zum Schutz der elektrischen und hydraulischen Systeme vor Wassereintrich sowie der Verringerung von Bewuchs durch Flora und Fauna sowie Korrosion. Entwicklungsbedarf gibt es auch hinsichtlich der mechanischen Beanspruchbarkeit und der Wartung der Anlagen. Für die Integration der Anlagen in das Onshore-Stromnetz gibt es noch Entwicklungsbedarf (Lewis et al., 2011).

Tabelle 5.4-1

Offshore-Windenergie: Innovationspotenzial für die Bereiche Ressourcenabschätzung, Anlagentechnologie und Wertschöpfungskette. Beispielhafte Entwicklungsmöglichkeiten nach Einschätzung des WBGU.

Quelle: WBGU

Ressourcenabschätzung	Anlagentechnologie	Wertschöpfungskette
<ul style="list-style-type: none"> › standardisierte Methoden zur Modellierung von Windvorkommen › öffentliche Datenbank zu Windvorkommen › verbesserte Vorhersagemodelle 	<ul style="list-style-type: none"> › stärkere, leichtere Materialien › Supraleiter für Generatoren › besseres Verständnis von sehr großen, flexiblen Rotoren › Datenbank mit Offshore-Betriebserfahrungen › Weiterentwicklung der Verankerungen für weniger als 60 m Wassertiefe › neue Generation genuiner Offshore-Turbinen › Verankerungen für Wassertiefen bis 200 m 	<ul style="list-style-type: none"> › Entwicklung von Ausbildungsgängen für alle Anforderungen an Offshore-Windkraftanlagen › Entwicklung automatisierter, großer Produktionsanlagen › Entwicklung recycelbarer Bauteile › Entwicklung spezialisierter Installationsschiffe › Verkürzung der Installationszeiten › Bereitstellung adäquater Hafenanlagen

5.4.3.4

Maßnahmen

Zur Förderung von Innovationen für eine nachhaltige Nutzung der Meere ist eine nationale Innovationsstrategie zur Ausrichtung des Innovationssystems eines Landes zentral. Relevante Bestandteile des Innovationssystems sind nicht nur Forschung und Bildung, sondern auch die Kapitalmärkte, die rechtlichen Rahmenbedingungen, die Unternehmensstrukturen sowie die gesamte Wirtschaftsstruktur (WBGU, 2011).

Zur Entwicklung der Technologien in frühen Entwicklungsstadien, z.B. Meeresenergietechnologien, Speicher, marine Netztechnologien oder die in diesem Gutachten beschriebenen Technologien für integrierte Nutzungen (Kap. 5.2, 5.3.2), ist staatliche Forschungsförderung mittels wettbewerblicher Projektförderung sowie direkter Unterstützung von Pilotprojekten unerlässlich, um die Vor- und Nachteile der einzelnen Technologieansätze besser bewerten zu können (Kap. 8.3.4).

Durch Subventionen oder Steuernachlässe kann der Staat Anreize setzen, die Innovationsbereitschaft von Unternehmen zu erhöhen. Zur Verbreitung von relevantem Wissen können staatlich unterstützte Kooperationen zwischen Industrie und Wissenschaft beitragen sowie internationale Forschungs- und Technologiekooperationen. Besondere Bedeutung kommt auch der Förderung des Markteintritts neuer Technologien zu, da hier oft nur unzureichende private Finanzmittel vorhanden sind (WBGU, 2011, 2012).

Die neuere Forschung zu Innovationsprozessen unterstreicht, dass Forschungs- und Entwicklungsmaßnahmen nicht von Maßnahmen zur Markteinführung getrennt oder nacheinander eingesetzt werden, sondern mit diesen gekoppelt werden sollten. Der frühe Einsatz von Maßnahmen zur Unterstützung der Markteinführung beschleunigt Lernprozesse, selbst

wenn Technologien noch nicht wettbewerbsfähig sind. Gleichzeitig sollte staatliche Forschungsförderung nicht automatisch eingestellt werden, sobald eine Technologie Marktreife erreicht hat. Anhaltende staatliche Forschung ermöglicht die Kodifizierung von erfahrungsbasierten Veränderungen, Verbesserungen des Produktionsprozesses, die Entwicklung unterstützender Innovationen, Kostenreduktionen und Leistungsverbesserungen (Neuhoff, 2005; Johnston, 2010; Mitchell et al., 2011).

Eine Reihe von Maßnahmen zur Innovationsförderung geht über die Produktion von Wissen sowie die Diffusion von Wissen zwischen Organisationen hinaus und zielt auf die Ebene des Innovationssystems ab. Dazu gehören Standards, da sie Auswirkungen auf das Innovationsverhalten ganzer Industrien haben können. Ebenso dazu zählen Maßnahmen, die auf Systemebene Informations- und Wissensflüsse verbessern, Diskussionen strukturieren und technologische Suchräume markieren, wie etwa Informationskampagnen, Technologie-Foresight-Programme, öffentlich zugängliche Datenbanken oder Plattformen für Erfahrung- und Wissensaustausch. Um neue, nachhaltige Technologien in frühen Entwicklungsstadien zu fördern, kann Politik die Bildung von Marktnischen unterstützen und so Entwicklung und Lernprozesse zulassen, so dass der Selektionsdruck des Markts für eine bestimmte Zeit gemildert wird.

Entwicklung nachhaltiger Technologien

Die Vermeidung von unerwünschten Umwelteffekten in bereits frühen Entwicklungsphasen einer Technologie kann etwa durch die Verknüpfung von Grundlagen- und angewandter Forschung mit Risikoforschung und nachhaltiger Technologiebewertung geschehen (Kap. 8.3.4).

Konkret bieten sich die direkte Interaktion von Natur- und Sozialwissenschaftlern oder die Integration aller beteiligten Akteure in Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten an. Auch die Etablierung nachhaltiger Leitbilder im Forschungsprozess kann zur Vermeidung unerwünschter Umwelteffekte beitragen, da sie den Suchraum für technologische Lösungen verändern (Kap. 8.3.4). Es ist ebenfalls anzunehmen, dass Wissenschaftler in frühen Phasen der Technologieentwicklung mögliche Folgen für Umwelt und Gesellschaft stärker reflektieren, wenn sie sich, etwa durch entsprechende Aus- und Weiterbildung, der Relevanz ihrer Arbeit bewusst sind. Förderlich könnte auch sein, wenn sich Umwelt- und andere Aufsichtsbehörden stärker als Teil des Innovationssystems und nicht nur als möglicherweise reagierende Akteure verstünden. Dies könnte zur Konsequenz haben, dass Behörden mögliche negative Umwelteffekte eines Prototyps schon vor einer staatlich vorgeschriebenen Umweltverträglichkeitsprüfung erfahren (Kap. 5.4.2.2; Rejeski, 2012).

Rahmenbedingungen

Um das Innovationstempo für marine, nachhaltige Energietechnologien zu beschleunigen, braucht es nicht nur direkte und indirekte staatliche Unterstützung bei der Wissensproduktion und deren Umsetzung, sondern auch Rahmenbedingungen, die die Investitionsbereitschaft von Unternehmen an sich erhöhen (WBGU, 2012). Erhöhte private Investitionen schlagen sich zweifach auf das Innovationstempo nieder. Einerseits kann eine Erhöhung allgemeiner Investitionen auch die Mittel für unternehmensinterne Innovationsaktivitäten erhöhen. Zweitens können erhöhte Investitionen in nachhaltige marine Energieerzeugungskapazitäten und Infrastruktur über Lern- und Skaleneffekte beschleunigte Innovationsprozesse bei Produktion und Anwendung der Technologien ermöglichen.

Zu den relevanten Rahmenbedingungen zählt auch die Koordination von Innovations-, Energie-, und Umweltpolitik, da die beiden letztgenannten Politikfelder Einfluss auf Innovationsprozesse haben können (Rave et al., 2013; WBGU, 2012). Zu den notwendigen Rahmenbedingungen gehört eine langfristige stabile Energiepolitik mit Strategien und Zielen (Kap. 5.4.1), die die Integration erneuerbarer Energien in das Versorgungssystem sicherstellt und verlässlich in Gesetze und konkrete Maßnahmen umgesetzt wird. Dazu braucht es besonders bei marinen erneuerbaren Energien Infrastrukturmaßnahmen wie Anpassung und Ausbau des (Offshore-)Stromnetzes, einen grenzüberschreitenden Energiemarkt, Möglichkeiten zur Energiespeicherung, eine Flexibilisierung der Nachfrage und den Aufbau von Reserve- und Ausbaupkapazitäten (Kap. 5.2.4, 5.4.1; Rave et al., 2013). Aus der Perspektive einer

verbesserten Wettbewerbsfähigkeit mariner erneuerbarer Energien gehören ebenfalls die Berücksichtigung bzw. Einpreisung gesellschaftlicher Kosten, die aus der Nutzung fossiler und nuklearer Energiequellen entstehen, und die Abschaffung von Subventionen für die Nutzung konventioneller Energiequellen (Kap. 5.4.1; WBGU, 2011, 2012).

Erst wenn Politik überzeugend und langfristig den Aufbau eines auf einen hohen Anteil an erneuerbaren Energien zugeschnittenen Energiesystems unterstützt (Kap. 5.3), wird sich die Innovationsbereitschaft von Unternehmen erhöhen. Auch der Aufbau und die Weiterführung von Fördersystemen für marine erneuerbare Energien sowie Schaffung eines Strommarkts zur Integration mariner erneuerbarer Energien in einen liberalisierten Energiemarkt sind Teil relevanter marktlicher Rahmenbedingungen (Kap. 5.4.1). Straffe, partizipative Planungs- und Zulassungsverfahren und die Erleichterung des Zugangs zu Kapital gehören ebenfalls dazu. Zu den Rahmenbedingungen zählen auch Rechtssicherheit, Bestandsschutz und Vertrauensschutz in Investitionen (WBGU, 2011, 2012).

Instrumente der Umweltpolitik, wie etwa die Förderung erneuerbarer Energien, setzen bei entsprechender Ausgestaltung Innovationsanreize für Unternehmen. Unternehmen können diesen besser nachkommen, wenn Klimapolitik mit abgestimmter Innovationsförderung kombiniert wird (Kap. 5.4.1; WBGU, 2011). Letztlich ist Innovationsförderung am erfolgreichsten, wenn sie Teil einer breiten Transformationspolitik ist, die politikfeldübergreifend den Übergang zu einem nachhaltigen Umgang mit den Meere über eine aufeinander abgestimmte Kombination von Politikinstrumenten unterstützt (WBGU, 2011).

5.5 Folgerungen

- *Die Gewinnung erneuerbarer Energien aus dem Meer kann ein wichtiger Baustein der globalen Energiewende werden:* Erneuerbare Energien auf und in den Meeren haben große Potenziale und sollten als Baustein der globalen Energiesystemtransformation zur Nachhaltigkeit genutzt werden (Kap. 7.5). Im Mittelpunkt sollte dabei die Erzeugung von Elektrizität und Gas aus erneuerbaren Quellen auf integrierten Multi-use-Plattformen stehen. Dabei sollte die energetische Nutzung der Meere in die Energiesystemtransformation an Land eingebunden sein. Der Abbau mariner Methanhydrate ist auf absehbare Zeit nicht notwendig (Kap. 7.5.3) und der Abbau von Offshore-Ölvorkommen sollte aufgrund der Klimawirkungen der Nutzung fossiler Energieträger

- schnellstmöglich auslaufen.
- › *Die Energiewende in den Meeren kann nur mit integrierter Meeres- und Energiepolitik gelingen:* Um eine nachhaltige energetische Nutzung der Meere zu ermöglichen, bedarf es einer unterstützenden abgestimmten Meeres- und Energiepolitik (Kap. 7.5.1). Zum einen müssen alte und neue Nutzungen der Meere durch regionale Raumplanung koordiniert werden. Dazu gehört auch ein umfassendes Umwelt-Monitoring bestehender Anlagen zur Energieerzeugung. Zum anderen ist der Aufbau grenzüberschreitender und integrierter mariner Stromnetze erforderlich, damit die fluktuierende Strommenge aus erneuerbaren Energietechnologien optimal regional verteilt und ein integrierter Strommarkt verwirklicht werden kann. Da die meisten Technologien zur Gewinnung erneuerbarer Energie aus und auf dem Meer noch nicht marktreif sind, sind sowohl staatliche Maßnahmen zur Technologieentwicklung als auch Anreizprogramme zu ihrer Markteinführung sinnvoll.
 - › *Marine Energiesysteme sind für die Versorgung dicht besiedelter Küstenräume geeignet:* Die energetische Nutzung der Meere bzw. marine Energiesysteme sind sehr kapitalintensiv und daher vor allem für die Energieversorgung dicht besiedelter Küstenräume oder Megastädte an der Küste geeignet und weniger für ländliche Regionen. Da sich in solchen Räumen die verschiedenen marinen Raumnutzungen (Schifffahrt, Fischerei, Aquakultur, Ressourcenabbau, Tourismus, Küsten- und Meeresschutz, Infrastrukturen, erneuerbare Energietechnologien) konzentrieren, sollte der flächenintensive Ausbau erneuerbarer Energien auf und in den Meeren intensiv durch marine Raumplanung begleitet werden.
 - › *Die energetische Nutzung der Meere ist vor allem eine Aufgabe für die Nationalstaaten, erfordert aber auch grenzüberschreitende Kooperation:* Da die energetische Nutzung der Meere sich in naher Zukunft voraussichtlich aufgrund technologischer Beschränkungen auf das Küstenmeer und die AWZ inklusive Festlandssockel beschränken wird, sind in erster Linie nationalstaatliche Regelungen zur Meeresnutzung relevant. Da eine kosteneffiziente energetische Nutzung der Meere eine grenzüberschreitende Infrastruktur in Form von Stromkabeln, Pipelines, Schifffahrtswegen und Häfen erfordert, ist aber auch eine internationale sowie grenzüberschreitende Kooperation für Energiesysteme im Meer notwendig.
 - › *Mit Hilfe einer Energie- und Innovationsstrategie kann das Tempo des Wandels erhöht werden:* Die Energiesystemtransformation steht unter großem Zeitdruck, so dass eine Beschleunigung des Innovationstempos essenziell ist. Ein wichtiges Signal an potenzielle Investoren ist daher eine gesetzlich verankerte, verlässliche und langfristig ausgerichtete Energie- und Innovationsstrategie in den jeweiligen Staaten mit klar formulierten Ausbauzielen für erneuerbare Energietechnologien im Meer. Eine solche Energie- und Innovationsstrategie sollte u. a. die Forschung und Bildung, die Kapitalmärkte sowie die rechtlichen Rahmenbedingungen umfassen. Zusätzlich sollten Genehmigungs- und Planungsverfahren für technische Anlagen im Meer sowie geeignete Haftungsregime entwickelt werden.
 - › *Nachhaltige Technologiebewertung und Technologiefolgenabschätzung in frühe Phasen der Technologieentwicklung integrieren:* Die Umwelteffekte neuer mariner Technologien zur Erzeugung erneuerbarer Energie sollten bereits in der Entwicklungsphase und nicht erst bei dem Einsatz kommerzieller Anlagen abgeschätzt werden. Dies kann helfen, unerwünschte Effekte von vornherein zu vermeiden.

6.1

Die Meere als gemeinsames Erbe der Menschheit

Globale Kollektivgüter, wie beispielsweise die Atmosphäre und den Meeresboden unterhalb der Hohen See, betrachtet der WBGU als „Gemeinsames Erbe der Menschheit“. Als völkerrechtliches Prinzip beinhaltet dies, dass globale Kollektivgüter allen Menschen gehören und zugänglich bleiben müssen. In der internationalen Umweltpolitik wird das Prinzip dahingehend in die Zukunft interpretiert, dass die natürlichen Ressourcen der Erde erhalten werden sollen, damit diese auch von künftigen Generationen genutzt werden können. Daraus ergibt sich ein System geteilter Souveränitätsrechte zwischen Staaten, basierend auf einem globalen, an Nachhaltigkeitszielen ausgerichteten Ordnungsrahmen. Die Erhaltung und Bewirtschaftung des Menschheitserbes erfordert Sachwalter, ein ausschließlich friedlichen Zwecken dienendes Schutz- und Nutzungsregime sowie Teilungsregeln, mit denen Vorteile und Kosten des Regimes gerecht verteilt werden (Kap. 7).

Die Meere sind in weiten Teilen und für viele Nutzungen offen zugänglich, so dass vielfach immer noch die Folgen der „Tragik der Allmende“ (Hardin, 1968) zu beobachten sind. Und selbst in den Fällen, wo Regelungen gelten, werden die Meeresnutzer und Verursacher von Schäden nicht ausreichend zum langfristigen Schutz der Meere und ihrer Ökosystemleistungen angehalten.

Den Schutz der Meere als „Erbe der Menschheit“ haben sich viele auf die Fahnen geschrieben. Exemplarisch zu nennen ist das weitsichtige und inhaltlich radikale Engagement von Elisabeth Mann Borgese und Arvid Pardo für ein neues Seerechtsübereinkommen in den 1970er Jahren (Mann Borgese, 1975; Pils und Kühn, 2012). Unter allen globalen öffentlichen Gütern ist das Meer aufgrund seiner starken symbolischen Bedeutung wohl dasjenige, das am meisten im öffentlichen Bewusstsein verankert ist und für schutzwürdig erachtet wird. Dennoch sind die Verschmutzung

der Meere, die Zerstörung der ozeanischen Umwelt, die Überfischung und die rücksichtslose Nutzung mariner Ressourcen nicht gestoppt worden.

6.2

Expansion in die Meere

Nachdem die Menschheit die Meere in früheren Jahrhunderten als einen Hort von Unsicherheit, Chaos und Bedrohung angesehen und gemieden hat, haben moderne Navigation und Technologie den Eindruck erweckt, man könne sie sich bis auf gewisse Restrisiken untertan machen. Die gigantische Ölpest nach der Explosion der Ölbohrplattform „Deepwater Horizon“ im Jahr 2010, der durch einen Tsunami ausgelöste multiple Super-GAU des Kernkraftwerks Fukushima im Jahr 2011, die gewaltige Flutkatastrophe an den asiatischen Küsten 2004 oder Hurrikane wie „Katrina“ (2005) und „Sandy“ (2012), die Metropolen wie New Orleans und New York zum Erliegen brachten, lassen die Meere wieder als Quelle und Ort von Katastrophen erscheinen, ganz abgesehen von der schleichenden Bedrohung durch den Meeresspiegelanstieg in Folge des Klimawandels (WBGU, 2006).

So darf nicht die ungebremsste Expansion in die Meere, wie man sie bei der Überfischung erlebt hat und wie sie sich auch bei der Aquakultur fortsetzt, die Devise sein; vielmehr soll, wie die exemplarischen Anwendungsfelder in diesem Gutachten zeigen, ein nachhaltiger Umgang mit der Allmende Meer auch für künftige Generationen die politischen Gestaltungs- und Nutzungskonzepte auszeichnen. Dazu gehört der Respekt vor den systemischen Interdependenzen der Meeresnutzung, gerade auch im Zusammenhang mit der Landnutzung.

Im Vergleich zur Atmosphäre, zu großen Teilen der Biosphäre und zur Landfläche haben sich die Meere langsamer verändert, aber das scheint nicht so zu bleiben. Die Eingriffe des Menschen in kritische Funktionen des Planeten schlagen sich zunehmend in bedeutsamen Wandlungen in den Meeren nieder (Kap. 1). An

Land ist die Nutzung der natürlichen Umwelt durch den Menschen bereits an spürbare und in Teilen schmerzhaftige Grenzen gestoßen, so dass Viele nun die Meere als letzte noch verfügbare große Rohstoffquelle in den Blick nehmen. Zu erkennen ist das beispielsweise bei der Extraktion von Rohstoffen, denn Explorations- und Bohrtätigkeit werden immer weiter in die Tiefsee verlagert. Energie- und Kommunikationsinfrastrukturen wandern immer weiter weg von den Küsten, hinaus in das offene Meer. Meere bieten mit Wind, Wellen und Gezeiten auch ein großes Potenzial für Gewinnung erneuerbarer Energien.

Der Nutzungsdruck auf die Fischpopulationen steigt erheblich, weil die pro Person verfügbare landwirtschaftlich nutzbare Fläche durch Übernutzung und Bevölkerungszunahme immer stärker schrumpft und gleichzeitig die Nachfrage nach Fisch durch Änderungen der Ernährungsstile weltweit steigt. Allerdings ist die Meeresfischerei schon längst an ihre Grenzen gestoßen. Viele Fischbestände gelten bereits als zusammengebrochen.

Dennoch schälen sich die Erzeugung von Nahrungsmitteln und erneuerbarer Energie als künftige Nutzungsformen in den Meeren heraus. Diese Entwicklung kann man als paradox ansehen. Der Mensch ist im Anthropozän zu einer globalen Kraft mit Wirkung auf die natürliche Umwelt geworden. Menschliche Aktivitäten erreichen oder überschreiten dabei vielfach die planetarischen Grenzen. Die Verletzung von Leitplanken des Erdsystems ist indes an Land viel direkter wahrnehmbar als im Meer. Dadurch wird die Expansion in die Meere begünstigt, die als „leerer Raum“ und „letzte Grenze“ („last frontier“) betrachtet werden, die es nun zu erstürmen gilt. Wenn die Menschheit sich auf das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung verpflichtet, muss diese aber sämtliche Bereiche des Erdsystems umfassen. Die Große Transformation zu einer klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft, die sich an den Bemühungen zahlreicher Pioniere des Wandels im öffentlichen wie privaten Sektor und in den Zivilgesellschaften beobachten lässt und die von nachhaltiger Stadtentwicklung bis zu nachhaltigem Wirtschaften reicht, muss nun ebenso auch die Auslagerung menschlicher Aktivitäten in die Meere erfassen.

6.3

Eine neue Initiative für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere

Eine neue Initiative für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere ist aus diesen Gründen *notwendig*; gleichzeitig ist sie *möglich* und auch *vorteilhaft*:

Notwendig ist diese Initiative, weil die Meere an

vielen Stellen degradiert (z.B. durch Förderung von Öl und Gas oder durch Plastikabfälle) und übernutzt (z.B. Fischerei) werden, und weil die natürliche Meeresumwelt vielfach massiv beeinträchtigt oder gar zerstört wird (etwa Korallenriffe durch den Klimawandel). Aus diesen Gründen muss immer noch von einem „Drama der Meere“ (Mann Borgese, 1975) gesprochen werden. Es kommt jetzt darauf an die vorherrschende, häufig auf kurzfristige Gewinne ausgerichtete Bewirtschaftung der Meere zu beenden und zu Geschäftsmodellen überzugehen, die langfristig hohe und sichere Erträge garantieren und gleichzeitig die marinen Ökosystemleistungen für künftige Generationen erhalten (Kap. 7.3.7).

Möglich ist ein erweitertes Meeresregime, weil mit dem geltenden UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS) bereits eine gute Grundlage für eine intelligente und wirksame Fortentwicklung gegeben ist (Kap. 3.2); Recht muss also nicht völlig neu geschaffen werden. Auch gibt es wichtige staatliche und private Vorreiter einer nachhaltigen Meerespolitik.

Vorteilhaft ist ein transnationales Regime nicht zuletzt, weil das Meer wertvolle Beiträge für die Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft (WBGU, 2011) leisten kann, die erst durch eine weitsichtige Nutzung des globalen Gemeinschaftsguts Meer unter Wahrnehmung neuer Chancen ermöglicht wird.

Eine „Blaue Revolution“ steht an, und das heißt: die Übertragung der Idee eines Gesellschaftsvertrags für die Große Transformation auf die Meere. Dies erfordert zunächst eine Bewusstwerdung der Bedeutung der Meere für Mensch und Umwelt. Meere bedecken annähernd drei Viertel der Erdoberfläche. Der „blaue Kontinent“ ist von zentraler Bedeutung für das Erdsystem und die moderne Zivilisation. Er ist Quelle für Nahrung und Ressourcen, er ist Medium für weltweite Infrastrukturen und Transporte und er ist wesentliches Element des Klimasystems. Ozeane verbinden die Welt; sie sind das Lebenselixier und die liquide Grundlage der Weltgesellschaft und sie sind Teil der Großen Transformation zur nachhaltigen Gesellschaft (WBGU, 2011).

6.4

Elemente einer neuen Meerespolitik

Wenn diese Große Transformation den gesamten Planeten umfassen soll, muss das den „blauen Kontinent“, den größten aller Erdteile, einschließen. Bezogen auf das „Drama der Meere“ (Mann Borgese, 1975) impliziert dies einen Paradigmenwechsel, der sich im politischen Denken und Handeln niederschlagen muss. Das bedeutet z.B., dass eine intensivere und verbesserte

Energieerzeugung auf und im Meer insbesondere mit der Dekarbonisierung der Energiesysteme an Land einhergehen muss. Kluge und weitsichtige Meerespolitik sollte die technologische Revolution, die die Ressourcennutzung immer weiter in die Meere hinein ermöglicht, mit Blick auf künftige Bedarfe so ausgestalten, dass alle sozialen und ökologischen Konsequenzen und Nebenfolgen bedacht sowie ihre systemischen Interdependenzen berücksichtigt werden. Es kann geboten sein, die See für eine Weile „in Ruhe zu lassen“, gerade dort, wo Staaten nunmehr „einen hektischen Wettlauf um Ressourcen begonnen haben – wie in der Pazifik- und in der Arktisregion.

Ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren sollte auf der Anwendung von drei Prinzipien beruhen: Die Meere sollten als „gemeinsames Erbe der Menschheit“ verstanden (Kap. 7.1.2), ihre Nutzung und Belastung in einer Gesamtschau systemisch betrachtet und bei allen meeresrelevanten Entscheidungen das Vorsorgeprinzip angewendet werden (Kap. 7.1.4). Kluge Meerespolitik hat außerdem wirtschaftliche, politische und kulturelle Dimensionen: (1) Sie sollte neue, nachhaltige Nutzungen identifizieren und das marine Entwicklungsmodell im Sinne der Großen Transformation ausgestalten. (2) Weiter sollte sie solche Regime stützen, die im Sinne des UN-Seerechtsübereinkommens universalisierbare Regelungen (etwa Verbote, Kontrollen und Sanktionen) auf die nationalstaatliche und lokale Ebene übertragen und zugleich zivilgesellschaftliche Teilhabe und Kontrolle in globale Regime einbringen. (3) Schließlich kann sie die ikonische Kraft des Meeres für eine Kultur der Meereszugewandtheit nutzen. Die Expansion ins Meer, die technologisch, territorial und durch das Auftreten neuer Akteure im Gange ist, sollte eingehert und durch einen – speziell auf die Meere und ihre Interaktion mit dem Land bezogenen – Gesellschaftsvertrag zivilisiert werden.

Das Rahmenkonzept des UN-Seerechtsübereinkommens wird durch die zögerliche Ratifizierung mancher Durchführungsübereinkommen und die mangelhafte Implementierung der Vorschriften durch die Vertragsstaaten behindert. Eine effektive Umsetzung erfordert ein hohes Maß an globaler und nationaler Zusammenarbeit. In Teilen findet Zusammenarbeit bereits statt (z.B. im Rahmen regionaler Fischereiorganisationen, RFMO, oder Hafenstaaten-Memoranden), insgesamt gibt es für viele Regionen und Bereiche aber keine oder keine ausreichenden Regelungen. Die Freiheiten der Hohen See (u.a. Schifffahrt, Kabel- und Rohrleitungsverlegung, Fischerei, Wissenschaft) und küstenstaatliche Hoheitsbefugnisse in der AWZ stehen in einem Spannungsverhältnis zur Durchsetzung umweltschützender Vorschriften des UN-Seerechtsübereinkommens. Das Flaggenstaatenprinzip führt vor allem auf

der Hohen See zu Problemen bei der Durchsetzung von Umweltschutzerfordernissen (Kap. 4.1.4.4). Insbesondere mangelt es in Entwicklungsländern an Kapazitäten, bei Schiffen unter ihrer Flagge die Einhaltung der Regeln sicherzustellen sowie die Küsten- und Hafenstaatenkontrollen wirksam auszuüben.

Die Zonierung der Meere, der begrenzte Anwendungsbereich regionaler Abkommen sowie fehlende Konkretisierungen des UN-Seerechtsübereinkommens haben eine Fragmentierung der Meeres-Governance verursacht. Darüber hinaus gibt es zahlreiche Akteure und Institutionen, die sich nur mangelhaft untereinander abstimmen. Meeresangelegenheiten fallen weiter in die jeweiligen Zuständigkeiten historisch ausgeprägter Ressorts: Marineministerien waren für die militärische „Nutzung“ der Meeresoberfläche verantwortlich, Fischerei- und Landwirtschaftsministerien sind für die Nahrungsressourcen in Küstennähe und Umwelt- oder Seeschifffahrtsbehörden für die Verklappung von Abfall im Meer zuständig. Darüber hinaus regeln zwischenstaatliche Seerechtsabkommen den überregionalen Seeverkehr, die marine Ressourcennutzung, die Fischereizonen usw.

Das UN-Seerechtsübereinkommen enthält zwar systemische Elemente; diese sind insgesamt jedoch nicht stark genug ausgeprägt (Kap. 3). So werden beispielsweise Land/Meer-Interaktionen und die erst nach Unterzeichnung des UN-Seerechtsübereinkommens ins Blickfeld geratenen erdsystemischen Wechselwirkungen unzureichend berücksichtigt. Andere Meereschutzübereinkommen verfolgen teilweise einen ökosystemaren Ansatz. Sie verpflichten aber nur teilweise zur Vorsorge, zur Kostenübernahme (Verursacherprinzip) und zum Ziel der nachhaltigen Entwicklung. Risiken bei neuartigen Entwicklungen, die in der Entstehungszeit des UN-Seerechtsübereinkommens noch nicht voraussehen waren, bleiben weitgehend ungerregelt. Dadurch kann für neue Nutzungsformen, deren Potenziale und Risiken noch nicht ausreichend abgeschätzt werden können, ein rechtliches Vakuum entstehen. Hinzu kommt, dass an Land das Eigentum an Grund und Boden eine kritische Masse betroffener Eigentümer schafft, die bei Beeinträchtigungen von ihren Rechten Gebrauch machen. Aufgrund fehlenden Individualeigentums fehlt eine derartige Betroffenheit für die Meere.

Zusammenfassend plädiert der WBGU dafür, den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere durch die Entwicklung einer wirksameren Meeres-Governance sicherzustellen (Kap. 7). Dazu sollten bestehende internationale Regelungen verbessert und weiterentwickelt werden. Das UN-Seerechtsübereinkommen bietet als „Verfassung der Meere“ hierfür eine solide Grundlage (Kap. 3). Damit einher gehend ermöglicht das ent-

stehende globale Bewusstsein zum Schutz der Meere die Herausbildung eines Konsens für eine neue Meerespolitik (Kap. 2). Die symbolische Klammer für eine solche neue Meerespolitik wäre die Verdichtung dieses Konsens zu einem virtuellen Gesellschaftsvertrag für die Meere.

Die Zivilgesellschaft sollte für die Schutzbedürftigkeit der Meere sensibilisiert und für deren Schutz, auch für künftige Generationen, mobilisiert werden. Zudem sollte ein durchsetzungsfähiger Sachwalter für diese Schutzinteressen eingesetzt werden (Kap. 7). Ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren kann zudem nur gelingen, wenn sich Pioniere des Wandels, unterstützt durch gestaltende Staaten, hierfür einsetzen. Im Meeresschutz engagieren sich bereits heute weltweit unzählige solcher Pioniere in (halb-)staatlichen und privaten Organisationen und Bewegungen. Die entstehende Welt(zivil)gesellschaft ist eine zentrale unverzichtbare Kraft für den Schutz der Meere als Gemeinsames Erbe der Menschheit (Kap. 2).

Allmendegüter wie die Meere werden jenseits von Staat und Markt durch Übereinkünfte und Kooperationen der Nutzergemeinschaften geschützt. Das sind letztlich wir alle, und dies rückt die Rolle der Zivilgesellschaft für den Schutz der Meere ins Zentrum – von der Konsumentenverantwortung beim Verzehr von Meeresfrüchten über die Praktizierung eines meeresfreundlichen Tourismus bis hin zu gewaltfreien Protestaktionen, wo sie gegen rücksichtslose Verschmutzer und Ausbeuter der Meere notwendig erscheinen. Ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren kann nur gelingen, wenn sich Pioniere des Wandels, unterstützt durch gestaltende Staaten, mehr engagieren als bisher.

Aufbauend auf den genannten Elementen skizziert der WBGU im folgenden die Ausgestaltung einer visionären zukünftigen Meeres-Governance (Kap. 7.2), bietet aber zugleich direkt anschlussfähige Optionen für die schrittweise Fortentwicklung der bestehenden Meeres-Governance an (Kap. 7.3 bis 7.5).

Der WBGU hat in seinem Gutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ den erforderlichen Strukturwandel zu einer nachhaltigen Gesellschaft beschrieben (WBGU, 2011). Am Beispiel der Begrenzung des anthropogen verursachten Klimawandels als *conditio sine qua non* einer nachhaltigen Entwicklung wurde die Notwendigkeit der Transformation zur Nachhaltigkeit verdeutlicht und dargelegt, wie die unverzichtbare, umfassende Dekarbonisierung der Weltwirtschaft beschleunigt werden kann. Vor diesem Hintergrund greift der WBGU im vorliegenden Gutachten das Thema Meere auf: Wie sieht ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren im Kontext der Großen Transformation zur nachhaltigen, klimaverträglichen Gesellschaft aus?

Die Herausforderung besteht darin, einen guten Zustand der Meere zu erreichen. Die Meere sollen geschützt und die nachhaltige Nutzung mariner Ressourcen und die Ökosystemleistungen langfristig gesichert werden, für die heutigen und zukünftigen Generationen. So können die Meere einen wichtigen Beitrag zur Transformation leisten, der im Gutachten anhand der beiden Schwerpunkte Nahrung und Energie verdeutlicht wird. Nahrung aus dem Meer mit einer am Grundsatz der Nachhaltigkeit orientierten Fischerei und Aquakultur kann wertvolles Protein für die Ernährungssicherung beisteuern und damit den steigenden Druck auf terrestrische Landnutzung mindern helfen (Kap. 4). Die sich derzeit rasch entwickelnden Technologien zur Erzeugung erneuerbarer Meeresenergie können zu einem wesentlichen Baustein der Dekarbonisierung der Energiesysteme und für den Klimaschutz werden (Kap. 5).

Um diese Beiträge zu ermöglichen, muss aber zunächst eine Trendwende zur Nachhaltigkeit erreicht werden, denn die Menschheit ist von einem nachhaltigen Umgang mit den Weltmeeren weit entfernt. Der Mensch hat die Meere bereits tiefgreifend verändert (Kap. 1). Sie werden übernutzt und ihre Ökosysteme nicht ausreichend geschützt: Die Fischbestände werden ökologisch wie ökonomisch mangelhaft bewirtschaftet, die in immer größere Tiefen reichende Offshore-Öl- und -Gasförderung wird riskanter. Es reicht aber

nicht, nur die Nutzungen der Meere selbst nachhaltig zu gestalten. Die indirekten Wirkungen des Menschen auf die Meere sind nicht minder besorgniserregend: Der Klimawandel belastet Ökosysteme im Meer und an den Küsten, die CO₂-Emissionen führen zur Ozeanversauerung, der landseitige Eintrag von Nährstoffen lässt sauerstoffarme Zonen („dead zones“) entstehen und langlebige Plastikabfälle sowie Schadstoffe, wie z.B. Pestizide und Schwermetalle, reichern sich im Meer an. Der zum großen Teil noch unerforschte „blaue Kontinent“ erweist sich als fragil und teilweise bereits irreversibel verändert.

Der Zustand der Meere ist ein Beispiel für die immense Wirkung, die von den menschlichen Gesellschaften mit ihren Energie- und Stoffflüssen ausgeht. Diese Wirkungsmacht findet ihren Ausdruck im Begriff „Anthropozän“ (Crutzen und Stoermer, 2000), mit dem das heutige Erdzeitalter bezeichnet wird, in dem der Mensch einen dominierenden Einfluss auf das Erdsystem ausübt (Kap. 1). Diese Erkenntnis muss dazu führen, dass der Mensch Verantwortung für das Erdsystem und somit auch für die Meere übernimmt, indem er Nachhaltigkeit zum Leitprinzip erhebt sowie dafür Sorge trägt, dass keine der planetarischen Leitplanken (Kasten 1-1) überschritten wird und die Lebensgrundlagen der Menschheit erhalten bleiben (Kap. 2).

Angesichts dieser Herausforderungen stellt sich die Frage nach der Gestaltung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Meere, also die Frage nach der Meeres-Governance (Kap. 3). Wegen der genannten Wechselwirkungen im Zeitalter des Anthropozäns sollte eine Governance der Meere im Sinne der Nachhaltigkeit eingebettet sein in eine Governance des gesamten Erdsystems und damit auch in die Transformation zur Nachhaltigkeit (WBGU, 2011). Dabei geht es insbesondere um eine ausreichende Reduktion der anthropogenen CO₂-Emissionen mit dem Ziel, den Klimawandel und die Ozeanversauerung einzudämmen (WBGU, 2006, 2009b). Zudem sollte eine nachhaltige Landnutzung den Eintrag von Nährstoffen (vor allem Stickstoff und Phosphor) und Sedimenten aus der Landwirtschaft in die Meere in Grenzen halten. Nicht zuletzt geht es um

die Ausgestaltung der industriellen Fertigung, denn der Weg von Produkten, Abfall und langlebigen Schadstoffen führt über die Fließgewässer oder die Atmosphäre sehr häufig in die Meere. Die möglichen Verbreitungspfade von Schadstoffen sowie das Recycling und die Entsorgung der Produkte nach ihrem Lebensende sollten daher bereits beim Herstellungsprozess berücksichtigt werden. Die Gestaltung von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Meere sollte demzufolge nachhaltig und vorsorgeorientiert sein sowie systemische Interaktionen berücksichtigen.

Die Mängel der heutigen Meeres-Governance sind ein Grund dafür, dass sich der Zustand der Meere in den letzten Jahrzehnten massiv verschlechtert hat. Sie resultieren u.a. aus teilweise immer noch unbeschränkten Nutzungsbefugnissen der Meeresressourcen (Allmendeproblem). Das geltende Seerechtsregime hält Meeresnutzer und Verursacher von Schäden nicht ausreichend zum langfristigen Schutz, zur Schadensbeseitigung sowie zur nachhaltigen Nutzung der Meere und ihrer Ökosystemleistungen an. Als Folge sind Schäden weit verbreitet.

Zudem sehen sich die Meere einer Vielzahl neuer Nutzungen gegenüber, etwa neuen Schifffahrtsrouten aufgrund des Schmelzens arktischer Eismassen, Exploration und Förderung energetischer und mineralischer Ressourcen sowie Fischerei in der Tiefsee, Erzeugung erneuerbarer Energie auf und im Meer oder Offshore-Aquakultur. Diese Nutzungen erzeugen – insbesondere kumuliert – neue Risiken für die marinen Ökosysteme und stehen zudem oftmals in Konkurrenz zueinander. Diese Herausforderungen einer künftigen Meeres-Governance stellt der WBGU in das Zentrum seiner Empfehlungen dieses Hauptgutachtens.

Der WBGU hat in seinem Sondergutachten „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“ insbesondere die Schnittstelle zwischen Treibhausgasemissionen und den Meeren (z.B. Erwärmung, Meeresspiegelanstieg, Ozeanversauerung) näher beleuchtet (WBGU, 2006). Im vorliegenden Hauptgutachten legt der WBGU den Fokus auf die Meeres-Governance, insbesondere die Schwerpunkte Nahrung und Energie. Letztere standen bereits in seinem Hauptgutachten zur Transformation 2011 im Mittelpunkt. Er entwickelt Empfehlungen zur nachhaltigen Nutzung von Fischbeständen und nachhaltigen Aquakultur sowie zur Entwicklung mariner erneuerbarer Energiesysteme. Der WBGU zeigt, dass ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren dringend notwendig ist und dass dazu die Meeres-Governance umfassend reformiert werden sollte. Eine Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft ist auch mit den Meeren möglich und kann weltweit erhebliche Vorteile für eine nachhaltige Energieversorgung sowie für die Ernährungssicherheit bringen.

7.1 Handlungsleitende Prinzipien einer künftigen Meeres-Governance

Angesichts der notwendigen Transformation zur Nachhaltigkeit und der skizzierten Herausforderungen für eine künftige Meeres-Governance empfiehlt der WBGU, den Umgang mit den Meeren an drei handlungsleitenden Prinzipien (im Folgenden auch Leitprinzipien genannt) auszurichten. *Erstens* sollten die Meere als „gemeinsames Erbe der Menschheit“ (Menschheitserbe) betrachtet werden (Kap. 7.1.1). *Zweitens* soll der „systemische Ansatz“ im Gegensatz zu den heute üblichen sektoralen Ansätzen dazu beitragen, dass Schutz, Nutzungen und Belastungen mitsamt ihrer Wechselwirkungen in einer Gesamtschau integriert werden (Kap. 7.1.2). *Drittens* soll das Vorsorgeprinzip sicherstellen, dass wissenschaftliche Ungewissheit nicht als Rechtfertigung herangezogen wird, Maßnahmen zur Vermeidung von Schäden hinauszuzögern (Kap. 7.1.3).

Der WBGU versteht Prinzipien als grundlegende Handlungsorientierungen im Sinne von Optimierungsgeboten, so dass die genannten Prinzipien in der künftigen Meeres-Governance in möglichst hohem Maße realisiert werden sollten. Deshalb plädiert der WBGU dafür, auf der Basis dieser handlungsleitenden Prinzipien ein Schutz- und Nutzungsregime für die Meere zu verankern, das die langfristige Erhaltung von Ökosystemleistungen, biologischer Vielfalt und Erträgen aus nachhaltiger Meeresnutzung sichert, so dass die Meere ihren Beitrag zur notwendigen Transformation zur Nachhaltigkeit leisten können. Als institutionelles Fundament eignen sich das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS) – „die Verfassung der Meere“ – sowie bestehende sektorale Meeresabkommen. Zu nennen sind insbesondere für die Fischerei das UN Fish Stocks Agreement (FSA; Kap. 7.3.4.3), für den Tiefseebodenbergbau das Durchführungsabkommen zu Teil XI „Das Gebiet“ des UN-Seerechtsübereinkommens, für die Verschmutzung auf See das London-Übereinkommen und das London-Protokoll sowie für die Schifffahrt das MARPOL-Abkommen. Diese bestehenden guten Ansätze sollten mit unverbindlichen Verhaltensnormen wie dem FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei kombiniert sowie fortentwickelt werden, um aktuelle schädigende Nutzungen zu vermeiden und neue Nutzungsmöglichkeiten (z.B. Offshore-Aquakultur, Energie aus dem Meer) auf nachhaltige und ökosystemverträgliche Weise zu integrieren.

Im Folgenden werden die drei Prinzipien ausformuliert, an denen sich die Völkergemeinschaft bei der Ausgestaltung einer künftigen Meeres-Governance ori-

entieren sollte. Diese Prinzipien speisen sich aus dem internationalen Umwelt- und Nachhaltigkeitsdiskurs und wurden zunehmend im Völkerrecht verankert. Für die konkrete Ausgestaltung eines Schutz- und Nutzungsregimes für die Meere werden zehn Kriterien vorgeschlagen (Kap. 7.1.4), anhand derer eine nachhaltige, vorsorgeorientierte und systemische Meeres-Governance bewertet und ausgestaltet werden kann.

7.1.1

Das Prinzip „gemeinsames Erbe der Menschheit“

Der WBGU betrachtet die Meere als Kollektivgut und greift daher den Ansatz „gemeinsames Erbe der Menschheit“ (hier Menschheitserbe genannt) auf (Kap. 3.1.5). Dieser Ansatz wurde bereits in den 1960er Jahren von Arvid Pardo und Elisabeth Mann Borgese für die Meere entwickelt und im Zuge der Entwicklung des UN-Seerechtsübereinkommens (UNCLOS) vorgeschlagen. Er konnte damals als völkerrechtliches Prinzip nicht für die Meere insgesamt durchgesetzt werden, aber wurde in Art. 136 des UNCLOS für den Meeresboden jenseits nationalstaatlicher Grenzen („das Gebiet“) und seine mineralischen Ressourcen verankert.

Aus dem Prinzip „gemeinsames Erbe der Menschheit“ (im Folgenden auch Menschheitserbeprinzip genannt) folgt aus Sicht des WBGU, dass globale Kollektivgüter allen Menschen zugänglich sein müssen und keinem Staat, Individuum oder Unternehmen uneingeschränkt zur Verfügung stehen. Daraus ergibt sich, aus politikwissenschaftlicher Sicht, ein System geteilter Souveränitätsrechte zwischen Staaten, basierend auf einem globalen, an Nachhaltigkeitszielen ausgerichteten Ordnungsrahmen. In der internationalen Umweltpolitik wird das Menschheitserbeprinzip dahingehend interpretiert, dass die natürlichen Ressourcen der Erde erhalten werden sollen, damit diese auch von zukünftigen Generationen genutzt werden können.

Die Erhaltung und Bewirtschaftung des Menschheitserbes erfordert Sachwalter, ein ausschließlich friedlichen Zwecken dienendes Schutz- und Nutzungsregime sowie Teilungsregeln, mit denen Kosten und Vorteile des Regimes gerecht verteilt werden. Die Ausgestaltung des Schutz- und Nutzungsregimes soll den unregulierten Zugang zu den Meeresökosystemen und die daraus häufig resultierende Übernutzung verhindern helfen, schließt aber die Ausübung nationaler Nutzungsrechte und Schutzverpflichtungen der Vertragsstaaten nicht aus. Insofern können nationalstaatliche Freiheiten gewährt werden – auch im Sinne der „Freiheit der Hohen See“ nach Grotius. Ihre Freiheiten werden allerdings durch die Freiheiten anderer, zur Nutzung berechtigter Staaten begrenzt. Zudem muss

das Schutz- und Nutzungsregime auch der erforderlichen Erhaltung des Schutzguts für zukünftige Generationen Rechnung tragen. Mit dem Menschheitserbeprinzip einigt sich die Weltgemeinschaft also auf die Übernahme der Verantwortung für die Erhaltung und die nachhaltige Nutzung des globalen Umweltguts Meer, gestaltet in diesem Sinne kooperativ den Schutz und die Bewirtschaftung und sorgt für eine gerechte Verteilung der Vorteile aus der Nutzung sowie der Kosten.

7.1.2

Der systemische Ansatz

Der in der Meeres-Governance weithin vorherrschende sektorale Ansatz, der durch einen begrenzten Blick auf die jeweilige Nutzung geprägt ist, wird den systemischen Anforderungen der Nachhaltigkeit nicht gerecht; Umweltaspekte werden dort regelmäßig unterbewertet. Es bestehen komplexe und dynamische Wechselwirkungen sowohl innerhalb von Ökosystemen als auch zwischen Ökosystemen und sozialen Systemen, die mit Hilfe eines systemischen Ansatzes berücksichtigt werden sollen.

Dieser soll dazu beitragen, dass gesunde, leistungsfähige und resiliente Meeresökosysteme mitsamt ihrer biologischen Vielfalt langfristig erhalten bleiben und nachhaltig genutzt werden können. Die anthropogenen Belastungen sollen in einer Gesamtschau ihrer Interdependenz sowie ihrer kumulativen Wirkungen betrachtet und der Umgang mit Meeren auf die Erreichung eines guten Umweltzustands ausgerichtet werden. Der WBGU beabsichtigt mit der Einführung eines systemischen Ansatzes eine Integration verschiedener Systemebenen sowie eine Integration der Interaktionen natürlicher und sozialer Systeme, die beim Umgang mit den Meeren berücksichtigt werden sollten. Dieser Ansatz beinhaltet folgende Ebenen: *Erstens* sind Meeresökosysteme selbst komplexe Systeme, die nach einem „ökosystemaren Ansatz“ geschützt und genutzt werden sollten. Der ökosystemare Ansatz, der im Rahmen der Biodiversitätskonvention entwickelt wurde (CBD, 2000, 2004c), ist mittlerweile weithin zwischenstaatlich anerkannt und soll auch als Grundlage für den Umgang mit Meeresökosystemen dienen. *Zweitens* sollte der systemische Ansatz über die Nutzungen der Meeresökosysteme weit hinausgehen und auch Land-/Meer-Interaktionen berücksichtigen. Viele Risiken für die Meere haben ihre Ursache in der Wirtschaftsweise an Land, so dass auch Interaktionen der Meere mit terrestrischen Systemen und ihren Einflüssen auf die Meere betrachtet werden müssen. Dazu gehören etwa der Eintrag von Schadstoffen aus der industriellen Produktion, der sorglose Umgang mit Abfällen oder

7 Handlungsempfehlungen

die Folgen intensiver landwirtschaftlicher Verfahren mit ihren Einträgen von Nährstoffen und Sedimenten in die Flüsse oder die Atmosphäre. *Drittens* sollten im Zeitalter des Anthropozäns auch die Kopplungen im Erdsystem berücksichtigt werden, beispielsweise CO₂-Emissionen aus fossilen Energieträgern, die Meeres-ökosysteme indirekt über den Klimawandel durch Temperaturanstieg sowie direkt über die Versauerung des Meerwassers schädigen. Auf allen diesen Ebenen ist *viertens* zu berücksichtigen, dass komplexe und dynamische Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Natur bestehen. Daher hält der WBGU die Integration dieser Wechselwirkungen zwischen Meeresökosystemen und Gesellschaften in einem umfassenden systemischen Ansatz für unverzichtbar und erhebt diese Sichtweise zum Prinzip einer künftigen Meeres-Governance.

7.1.3 Das Vorsorgeprinzip

Das Vorsorgeprinzip sieht vor, dass nach dem (neuesten) Stand von Wissenschaft und Technik Vorsorge gegen mögliche Umweltschäden getroffen wird, auch wenn keine vollständige wissenschaftliche Gewissheit über die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadens oder über die Schadenshöhe besteht. Wissenschaftliche Unsicherheit ist keine Rechtfertigung, Maßnahmen zur Vermeidung von Schäden zu unterlassen oder zu verzögern. Voraussetzung ist allerdings, dass begründete Anhaltspunkte für ein Risiko bestehen.

Als Handlungsprinzip in der nationalen Umweltpolitik wurde das Vorsorgeprinzip in den 1970er Jahren etabliert, beispielsweise im Bundes-Immissionsschutzgesetz von 1974. In der internationalen Umweltpolitik wurde das Vorsorgeprinzip in verschiedenen Wortlauten u. a. im Montreal-Protokoll (1987), in der dritten Nordseekonferenz (1990), in der Klimarahmenkonvention (1992), im Cartagena-Protokoll (2000) und in der Stockholm-Konvention (2001) verankert. In der Rio-Erklärung zu Umwelt und Entwicklung von 1992 heißt es: „(...) zum Schutz der Umwelt wenden die Staaten im Rahmen ihrer Möglichkeiten allgemein den Vorsorgegrundsatz an. Drohen schwerwiegende oder bleibende Schäden, so darf ein Mangel an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit kein Grund dafür sein, kostenwirksame Maßnahmen zur Vermeidung von Umweltverschlechterungen aufzuschieben“ (UNCED, 1992a).

Insbesondere bei komplexen Systemen, zu denen die Meeresökosysteme mitsamt ihrer Land/Meer-Interaktionen ohne Zweifel gehören, ist die Anwendung des Vorsorgeprinzips besonders wichtig, da ihre Reaktion auf Einflüsse oder Störungen schwer abschätzbar ist.

Daher sollte Spielraum für Flexibilität und Reversibilität von Entscheidungen vorgesehen werden. Das Vorsorgeprinzip findet sich bereits in zahlreichen Regelungen und Entscheidungen zur Meeresnutzung wieder, kommt aber nur selten zur konkreten und stringenten Anwendung.

7.1.4 Zehn Kriterien für eine künftige Meeres-Governance

In Kapitel 3 wurden Prüfsteine zur Analyse der bestehenden Meeres-Governance auf den verschiedenen Ebenen von lokal bis global verwendet (Kap. 3.1.4). Darauf aufbauend hat der WBGU zehn Kriterien entwickelt, die handlungsleitend für die Neugestaltung der künftigen Meeres-Governance sein sollen. Diese zehn Kriterien berücksichtigen sowohl die Spezifika der Meere als auch generelle Anforderungen an Governance (Kap. 3.1). Sie eignen sich daher nicht nur als Grundlage für die Ausgestaltung einer visionären künftigen Meeres-Governance (Kap. 7.2) sondern auch für die schrittweise Fortentwicklung der bestehenden Governance (Kap. 7.3 bis 7.5).

1. *Adaptives Management* zielt darauf, die Wissensbasis für die Governance kontinuierlich zu verbessern und sie zeitnah für den Umgang mit den Meeren zu nutzen. Adaptives Management soll im Sinne eines Lernprozesses das Wissen über Ökosystemstruktur und -dynamik vertiefen und somit Schutz und Bewirtschaftung der Meere iterativ verbessern.
2. *Anreize für Innovationen* für eine nachhaltige und risikoarme Nutzung der Meere sollen Akteure belohnen, die statt kurzfristiger Gewinnmaximierung langfristig gedachte, nachhaltige Geschäftsmodelle für Nutzung und Schutz der Meere entwickeln.
3. Eine *klare Zuweisung von Nutzungsrechten* ist notwendig, um die Übernutzung des Kollektivguts Meer zu verhindern. Dies ermöglicht die Ausschließbarkeit von Nutzern und somit eine Koordination der Nutzung, sei es über Märkte oder über Verhandlungen. Zudem können die gesellschaftlichen Kosten der Nutzung nach dem Verursacherprinzip den Nutzern angelastet werden, so dass die externen Kosten internalisiert werden.
4. Ohne ein bisher unerreichtes Niveau globaler Kooperationskultur und *globaler Kooperationsmechanismen* sind Schutz und nachhaltige Nutzung des globalen Kollektivguts Meer unmöglich. Globale Kooperation ist Grundlage für die Entwicklung internationaler Übereinkommen für Meeresschutz und -nutzung sowie für deren gemeinschaftliche Umsetzung.

5. *Subsidiäre Entscheidungsstrukturen*, die Entscheidungskompetenzen primär bei dezentralen Entscheidungsträgern auf regionaler oder lokaler Ebene und sekundär bei zentralen internationalen Stellen ansiedeln, sind für die Akzeptanz globaler und nationaler Regulierungen entscheidend. Darüber hinaus wird durch eine derart verstandene Subsidiarität die effiziente Durchsetzung der Regulierungen erleichtert.
6. *Transparente Informationen* stellen sicher, dass die relevanten Daten für alle Akteure zugänglich sind.
7. *Partizipative Entscheidungsstrukturen* ermöglichen es, Interessen offenzulegen und führen zu Entscheidungen, die für alle Akteure nachvollziehbar sind.
8. *Faire Verteilungsmechanismen* sollen die gerechte Aufteilung der Gewinne aus mariner Ressourcennutzung sowie der Kosten, z.B. von Schutz, Monitoring, Überwachung und Sanktionierung, gewährleisten. Dies gilt für die Kosten- und Nutzenteilung sowohl zwischen Staaten als auch zwischen verschiedenen Verwaltungsebenen eines Staates.
9. *Konfliktlösungsmechanismen* sind notwendig, um die vielfältigen Nutzungsinteressen verschiedener Akteure (z.B. Staaten und Individuen) abzustimmen.
10. *Sanktionsmechanismen* auf den verschiedenen Governance-Ebenen sind zentrale Instrumente, um die Einhaltung von Nutzungsregelungen durchzusetzen.

7.1.5 Umsetzung und Durchsetzung

Die Analyse der bestehenden Meeres-Governance verdeutlicht, dass sich in den Vereinbarungen viele gute Ansätze finden, die aber in der Praxis von den Nationalstaaten in vielen Fällen aus unterschiedlichen Gründen nicht um- und durchgesetzt werden (Kap. 3.7). Im geltenden Seerecht sind die Mechanismen zur Um- und Durchsetzung der internationalen Vereinbarungen zu schwach verankert. Es reicht nicht aus, dass Prinzipien und Kriterien sowie materielle (Rahmen-)Vorschriften vereinbart und festgeschrieben werden (z.B. Oceans MDG bzw. Oceans SDG; Kap. 7.3.3.1); gute Meeres-Governance muss auch Befolgung und Vollzug der Regeln gewährleisten.

Daher empfiehlt der WBGU, in der Ausgestaltung der künftigen Meeres-Governance Mechanismen zu verankern, mit denen die Einhaltung der Regeln überprüft sowie die Um- und Durchsetzung gestärkt werden kann. Sowohl in der vom WBGU skizzierten Vision einer umfassenden Reform des Seerechts (Kap. 7.2) als auch in den darauf folgenden Handlungsempfehlungen

(Kap. 7.3) finden sich daher Optionen für derartige Mechanismen.

Die Prüfung der Einhaltung internationaler Vereinbarungen ist notwendig, aber keine hinreichende Bedingung dafür, dass völkerrechtliche Vereinbarungen auch um- und durchgesetzt werden. Der WBGU plädiert deshalb dafür, in der künftigen Meeres-Governance Sanktionsmechanismen zu verankern und den Internationalen Seegerichtshof (International Tribunal for the Law of the Sea, ITLOS) zu stärken. Dadurch entsteht ein Anreiz, dass Staaten die international vereinbarten Verträge in nationales Recht überführen und für ihre Umsetzung sorgen. Falls Ländern die dafür notwendigen politischen oder Verwaltungskapazitäten fehlen, sieht der WBGU die Staatengemeinschaft in der Pflicht, diese Länder durch Transferleistungen zu unterstützen.

7.1.6 Gesellschaftsvertrag für die Meere

Der WBGU stellt in Bezug auf die Meere einen unbefriedigenden Zustand und negative Trends fest, so dass die Fortführung der gegenwärtigen marinen Bewirtschaftung kein Maßstab für den künftigen Umgang mit den Meeren sein kann (Kap. 1). Daher muss das zugrunde liegende Governance-Regime weiterentwickelt werden (Kap. 3.7). Diese Erkenntnisse sind in der Wissenschaft bereits breiter Konsens und wurden auch von der Staatengemeinschaft vielfach anerkannt, zuletzt auf der „Rio+20-Konferenz“ im Jahr 2012 (UNCSD, 2012).

Neben der Berücksichtigung der handlungsleitenden Prinzipien und der zehn Kriterien für eine nachhaltige Meeres-Governance ist daher aus Sicht des WBGU die Verständigung auf einen Gesellschaftsvertrag für die Meere notwendig. Der WBGU hat bereits 2011 einen Gesellschaftsvertrag für die Transformation zur Nachhaltigkeit in die Diskussion gebracht. Damit wird eine Kultur der Achtsamkeit (aus ökologischer Verantwortung) mit einer Kultur der Teilhabe (als demokratischer Verantwortung) sowie mit einer Kultur der Verpflichtung gegenüber zukünftigen Generationen (Zukunftsverantwortung) verbunden (WBGU, 2011). Die Transformation zu einer nachhaltigen Gesellschaft ist ein gesellschaftlicher Such- und Lernprozess. Ziel des Gesellschaftsvertrags ist die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen für heutige und künftige Generationen. Dafür ist ein Ordnungsrahmen erforderlich, der sich auf Nachhaltigkeit bezieht und durch einen breiten gesellschaftlichen Dialog über die Kernfragen des Zusammenlebens entwickelt wird. In dieser virtuellen Übereinkunft verpflichten sich Individuen und zivilgesellschaftliche Gruppen, Unternehmen und Wissenschaft sowie Staaten und die Staatengemein-

7 Handlungsempfehlungen

schaft, gemeinsam Verantwortung für die Erhaltung der Lebensgrundlagen zu übernehmen, indem sie Vereinbarungen über die langfristige Nutzung essenzieller globaler Kollektivgüter treffen. Angesichts der ungleichen Verteilung des Zugangs zu und des Verbrauchs von Ressourcen sowie unterschiedlicher Entwicklungsniveaus in der Weltgesellschaft hat der Gesellschaftsvertrag Fairness, Gerechtigkeit und sozialen Ausgleich zu berücksichtigen.

Für die Reform der Meeres-Governance hält der WBGU es für notwendig, einen gesellschaftlichen Konsens für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren zu erzielen, der sich zu einem spezifizierten Gesellschaftsvertrag für die Meere verdichtet. Dieser wäre gewissermaßen ein Teil des Gesellschaftsvertrags für eine Große Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft (WBGU, 2011). Der Gesellschaftsvertrag für die Meere soll als Basis zur Entwicklung eines neuen Ordnungsrahmens dienen, um einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren sicherzustellen. Aus Sicht des WBGU beinhaltet er daher als wesentliche Ziele den Schutz sowie die nachhaltige und gerechte Bewirtschaftung der Meere. Der WBGU sieht nicht nur die Küstenstaaten in der Verantwortung, sondern die gesamte Staatengemeinschaft sowie die Zivilgesellschaft.

7.2

Die WBGU-Vision einer umfassenden Reform des internationalen Seerechts

Der WBGU ist davon überzeugt, dass tiefgreifende Veränderungen in der Governance der Meere, insbesondere des internationalen Seerechts, notwendig und angemessen sind, um zu einem nachhaltigen Umgang mit den Meeren zu gelangen. Eine konsequente Umsetzung der in Kapitel 7.1 skizzierten, handlungsleitenden Prinzipien und Kriterien für die Governance würde allerdings gravierende Vertragsänderungen, insbesondere des UN-Seerechtsübereinkommens, notwendig machen und somit den gemeinsamen politischen Willen der Vertragsstaaten voraussetzen. Eine derartige Initiative hat nach Einschätzung des WBGU derzeit kaum Chancen auf Umsetzung, weil der Graben zwischen den aus der Nachhaltigkeitsperspektive notwendigen Veränderungen in der Meeres-Governance und der politischen Realisierbarkeit zu tief erscheint.

Vor diesem Hintergrund hat sich der WBGU dazu entschieden, zwei Pfade mit unterschiedlicher Ambition und Geschwindigkeit auszuleuchten. *Erstens* wird die Vision einer grundsätzlichen und umfassenden Reform des bestehenden Seerechts skizziert, die unabhängig von der gegenwärtigen Realisierbarkeit eine Orientierung bieten soll, wie den Herausforderungen für

den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Meere am sinnvollsten begegnet werden kann. *Zweitens* werden Handlungsempfehlungen entwickelt, die an laufende politische Prozesse anknüpfen, leichter realisierbar sind und sich daher als Schritte in Richtung der Vision eignen, ohne eine umfassende Reform des UN-Seerechtsübereinkommens vorauszusetzen. Diese detaillierten Empfehlungen finden sich im Anschluss in Kapitel 7.3.

Die Vision markiert vor allem das Ziel einer nachhaltig ausgestalteten Meeres-Governance, auf das langfristig und schrittweise hingearbeitet werden sollte. Der WBGU entwirft diese Vision in Form einer knappen Skizze, die als Kompass für Veränderungen dienen sowie Fehlentwicklungen rechtzeitig erkennen und vermeiden helfen soll. Die Erfahrung zeigt, dass politische Realisierbarkeit schwer prognostizierbar ist. Zahlreiche politische Ereignisse oder Krisen des jüngsten Zeitgeschehens, wie beispielsweise die Wiedervereinigung Deutschlands, der deutsche Atomausstieg nach Fukushima, der arabische Frühling oder die Eurokrise zeigen, dass angesichts dringlicher Herausforderungen Reformen möglich werden, deren Radikalität sie vorher als völlig unrealistisch erscheinen ließ. Solche Reformen sollten aber zuvor schon durchdacht und diskutiert worden sein. Mit dieser Vision möchte der WBGU dafür einen Anstoß geben. Die Demokratisierungsprozesse seit der industriellen Revolution oder die sukzessive Verankerung von Menschenrechten in der internationalen Politik wären ohne die Vordenker von Demokratie und Menschenrechten, deren Gesellschaftsentwürfe zunächst (je nach Standpunkt) als kühn, visionär und aufrührerisch wahrgenommen wurden, nicht möglich gewesen.

Die nachfolgende Vision knüpft an das bestehende UN-Seerechtsübereinkommen an, insbesondere am dort formulierten Prinzip des Menschheitserbes für das Gebiet (Art. 136 UNCLOS). Sie zeigt, welche grundlegenden Änderungen der Meeres-Governance notwendig wären, um Schutz und nachhaltige Nutzung der Meere sicherzustellen. Dabei wird an wesentlichen Eckpfeilern des bestehenden Seerechts, so beispielsweise der Zonierung der Meere, festgehalten. Zur Veranschaulichung der Vision dienen die Abbildungen 7.2-1 und 7.2-2, die in schematischer Form den Status quo der Meeres-Governance sowie die Vision des WBGU darstellen.

7.2.1

Menschheitserbe, systemischer Ansatz und Vorsorge als Leitprinzipien für die Bewirtschaftung der Meere

In der WBGU-Vision wird das in Kapitel 7.1.1 näher erläuterte Prinzip „gemeinsames Erbe der Menschheit“ – in Anknüpfung an seine Funktion für die Nutzung mineralischer Ressourcen im Gebiet – als verbindliches Leitprinzip für die Meere völkerrechtlich verankert. Dieses „Menschheitserbprinzip“ dient der Erhaltung des globalen Kollektivguts Meer mitsamt seinen Ressourcen, Ökosystemleistungen sowie seiner biologischen Vielfalt auch für künftige Generationen. Diese Betonung einer langfristigen Sichtweise und der ökologischen Integrität hat viel mit dem seit der UN-Konferenz von Rio de Janeiro (UNCED, 1992a) dominierenden Nachhaltigkeitskonzept gemein, das Schutz und nachhaltige Nutzung in einem Atemzug nennt. Die häufig zu beobachtende Bevorzugung von Nutzungen aus kurzfristigem Ertragsdenken heraus sollte demnach gegenüber einer nachhaltigen Nutzung im Sinne eines langfristigen Nutzen/Kosten-Kalküls zurückgedrängt werden. Nach dem Menschheitserbprinzip unterliegen die Meere also dem Schutz sowie der gemeinsamen und nachhaltigen Bewirtschaftung zugunsten der gesamten Menschheit, wobei die Erträge gerecht geteilt werden sollen (Kap. 3.1).

Das zum Menschheitserbprinzip gehörende Schutz- und Nutzungsregime soll in jeweils differenzierter Ausprägung für die Meereszonen seewärts des Küstenmeeres (Ausschließliche Wirtschaftszone – AWZ, Festlandssockel, Hohe See, Gebiet; Kap. 3.2.1) sowie deren sämtliche Ressourcen Geltung beanspruchen.

In Kapitel 7.2.2 wird die institutionelle Ausgestaltung eines entsprechenden Schutz- und Nutzungsregimes der Vision skizziert. Mit der World Oceans Organisation (WOO) wird ein globaler Sachwalter des Menschheitserbes etabliert (Kap. 7.2.2.1). Die treuhänderische Bewirtschaftung des Menschheitserbes Meer sowie die Teilungsregeln für die Erträge und Kosten werden je nach Meereszonen differenziert ausgestaltet (Kap. 7.2.3). Rechte und Pflichten der Vertragsstaaten sind also für die verschiedenen Meereszonen jeweils unterschiedlich. Auf die materielle und prozedurale Ausgestaltung des Menschheitserbprinzips wird in Kapitel 7.2.4 eingegangen.

Um einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren sicherzustellen, sollte das Menschheitserbprinzip nicht nur im reformierten UN-Seerechtsübereinkommen verankert und in regionale Abkommen sowie in nationales Recht der Vertragsstaaten übernommen, sondern auch durch den systemischen Ansatz und das Vorsorgeprinzip flankiert werden (Kap. 7.1.2, 7.1.3). Diese

drei Prinzipien des Umweltschutzes und des Umweltvölkerrechts sollten das gesamte reformierte Seerecht durchdringen und insbesondere die Basis für ein integriertes, meereszonenübergreifendes Schutz- und Nutzungsregime bilden.

7.2.2

Institutionelle Neuerungen

Die Einführung der Bewirtschaftung der mineralischen Ressourcen des Gebiets als „gemeinsames Erbe der Menschheit“ im bestehenden UN-Seerechtsübereinkommen hat gezeigt, dass für eine Governance nach dem Menschheitserbprinzip sowohl institutionelle als auch instrumentelle Neuerungen erforderlich sind. Nachfolgend skizziert der WBGU eine institutionelle Ausgestaltung, die mit einer räumlichen Ausweitung des Menschheitserbprinzips einhergeht.

7.2.2.1

Ein globaler Sachwalter für die Meere: die World Oceans Organisation

Entsprechend der Ausdehnung des Aufgabenbereichs und der Kompetenzen eines zukünftigen Schutz- und Nutzungsregimes in einem reformierten UN-Seerechtsübereinkommen sollte eine neue internationale Organisation eingerichtet werden, die als internationaler Sachwalter des „Menschheitserbes Meer“ Überwachungsaufgaben bezüglich der internationalen Vereinbarungen wahrnimmt, verbunden mit dem Recht zur Klage vor dem Internationalen Seegerichtshof. Zudem soll die Organisation auch Monitoring-Aufgaben bezüglich Zustand und Trends der Meeresökosysteme übernehmen.

Diese „World Oceans Organisation“ (WOO) soll nicht die Funktion einer neuen internationalen „Super-Meeresbehörde“ erhalten. Sie soll vielmehr erst dann eingreifen, wenn die primär an die Vertragsstaaten bzw. regionalen Vertragsstaatenbündnisse (RMMO; Kap. 7.2.2.2) überantworteten Bewirtschaftungs- und Überwachungsaufgaben im Sinne des Menschheitserbes nicht entsprechend der internationalen Vereinbarungen wahrgenommen werden. Die bisherigen Institutionen des UN-Seerechtsübereinkommens, namentlich die Meeresbodenbehörde und die Festlandssockelkommission, sollen in die neue Organisationsstruktur der WOO integriert werden. Als eigenständige Einheiten innerhalb der WOO bleiben ihre bisherigen jeweiligen Zuständigkeiten für das Gebiet bzw. den Festlandssockel erhalten. Es sollte geprüft werden, ob die Integration weiterer bereits existierender Meeresorganisationen, die außerhalb des UN-Seerechtsübereinkommens stehen (z.B. International Maritime Organisation, IMO

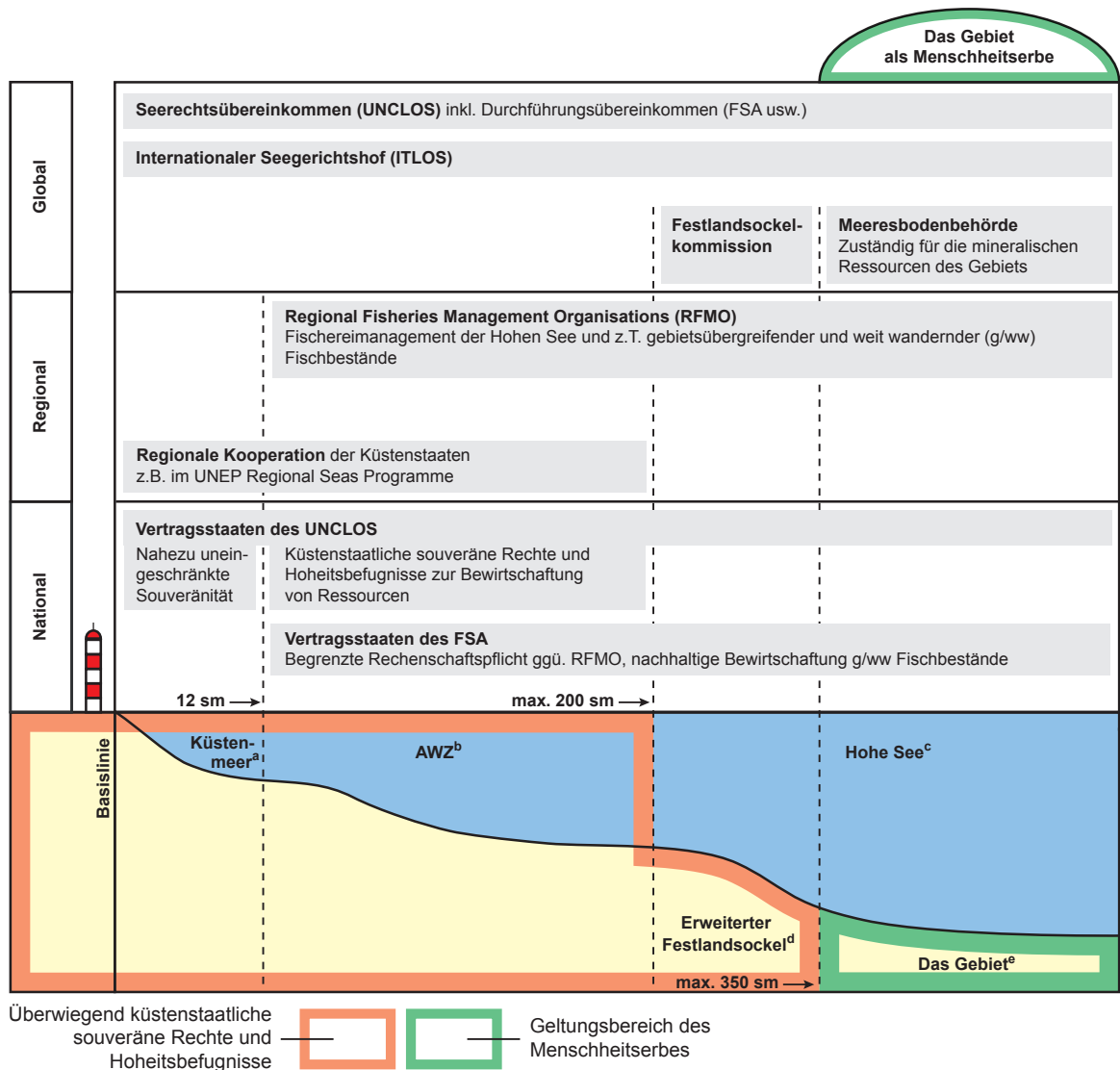


Abbildung 7.2-1: Status quo der Meeres-Governance, vereinfachte Darstellung.

Das Menschheitserbe beschränkt sich heute lediglich auf die mineralischen Ressourcen des Meeresbodens seawärts nationaler Hoheitsbefugnisse („das Gebiet“), die von der Meeresbodenbehörde verwaltet werden. Das UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS) mitsamt seiner bestehenden Durchführungsübereinkommen (vor allem das UN Fish Stocks Agreement, FSA) definiert den Rahmen der Meeres-Governance. Die Regional Fisheries Management Organisations (RFMO) organisieren die Bewirtschaftung der Fischbestände auf der Hohen See sowie der gebietsübergreifenden und weit wandernden (g/ww) Fischbestände in den Ausschließlichen Wirtschaftszonen (AWZ). Die Küstenstaaten haben weitgehend souveräne Nutzungsrechte über sämtliche Ressourcen in der AWZ sowie über die mineralischen Ressourcen des Festlandsockels. Die regionale Kooperation der Küstenstaaten ist im Rahmen von Programmen bzw. Abkommen (vor allem UNEP Regional Seas Programme) organisiert.

- a Das Küstenmeer erstreckt sich bis zu 12 Seemeilen (sm) von der Basislinie. Es umfasst u. a. den Meeresboden und -untergrund. Im Küstenmeer verfügt der Küstenstaat über Gebietshoheit.
- b Die AWZ umfasst das Meeresgebiet seawärts des Küstenmeeres mit einer maximalen Ausdehnung von 200 sm, gemessen ab der Basislinie. Die AWZ umfasst die Wassersäule sowie den Meeresboden und -untergrund.
- c Die Hohe See beginnt seawärts der AWZ und ist begrenzt auf die Wassersäule. Sie unterliegt keiner nationalen Souveränität; es gilt u. a. die Freiheit der Schifffahrt, der Fischerei und der Forschung.
- d Der Festlandsockel umfasst den Meeresboden und -untergrund seawärts des Küstenmeeres. Regelmäßig überschneidet sich der Festlandsockel mit der AWZ und erhält keine eigenständige Bedeutung. Die Ausdehnung des Festlandsockels kann allerdings die seawärtige Begrenzung der AWZ überschreiten („erweiterter Festlandsockel“). Die äußere Grenze des Festlandsockels darf nicht weiter als 350 sm von der Basislinie entfernt sein (alternativ 100 sm von der 2500-m-Wassertiefenlinie).
- e Das Gebiet umfasst den Meeresboden und Meeresuntergrund seawärts nationaler Hoheitsbefugnisse.

Quelle: WBGU

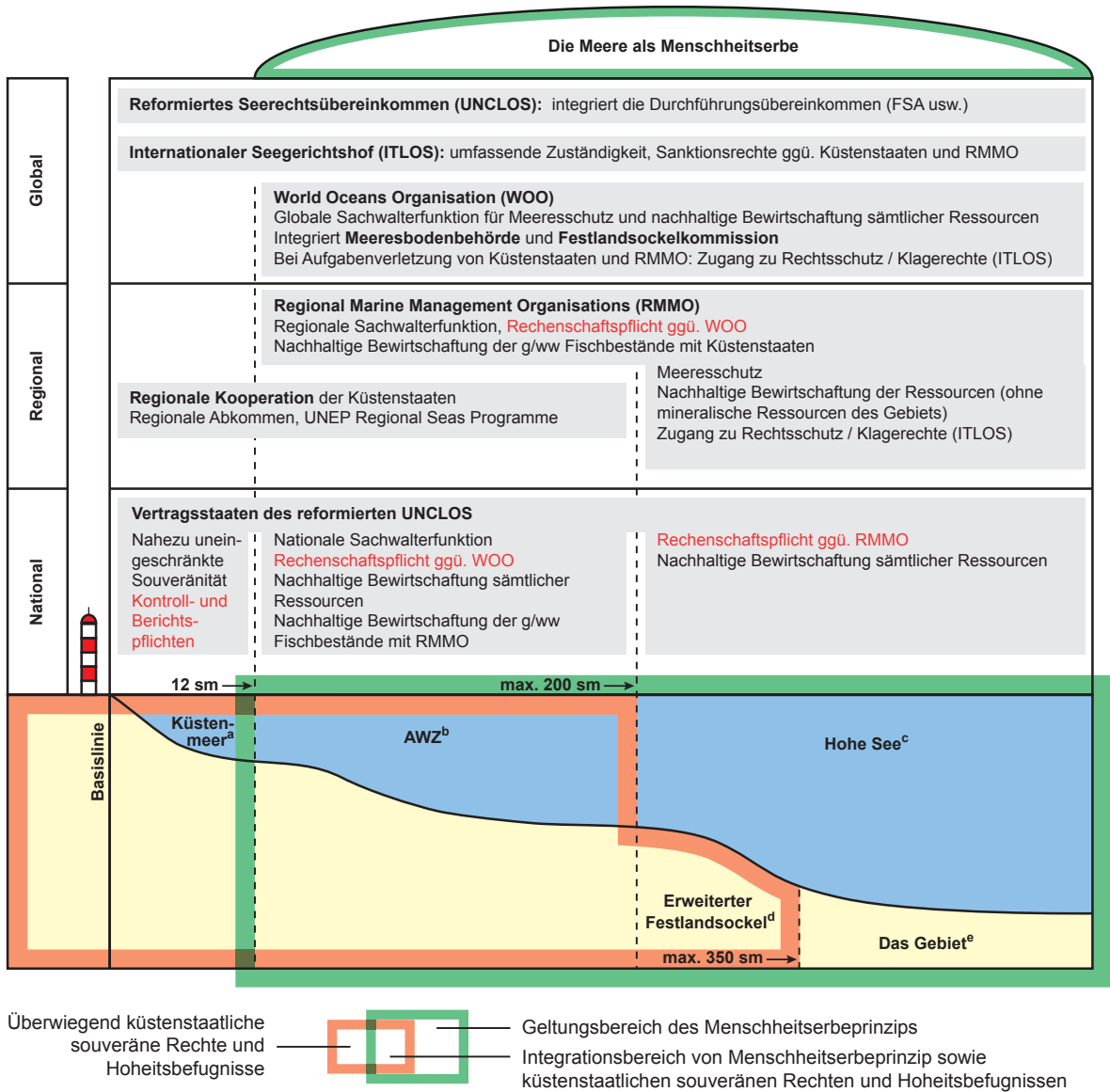


Abbildung 7.2-2: Vision für eine künftige Meeres-Governance, vereinfachte Darstellung.

Alle Meeresgebiete mit Ausnahme der Küstengewässer erhalten den Status eines Menschheitserbes. Dies umfasst sämtliche Ressourcen seawärts der Küstenmeeres, einschließlich der mineralischen und biologischen Ressourcen. Die Küstenstaaten behalten die Nutzungsrechte über die Ressourcen in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) sowie die mineralischen Ressourcen des Festlandssockels. Als Sachwalter der Meeresumwelt im Bereich der AWZ sind die Küstenstaaten zu einer nachhaltigen Nutzung dieser Ressourcen verpflichtet. Deshalb gehen die Nutzungsrechte mit Rechenschaftspflichten gegenüber der neuen World Oceans Organisation (WOO) einher. Meeresbodenbehörde und Festlandssockelkommission werden in die WOO integriert. Die Regional Fisheries Management Organisations (RFMO) gehen in Regional Marine Management Organisations (RMMO) auf, die die nachhaltige Bewirtschaftung sämtlicher Ressourcen der Hohen See organisieren. Sie organisieren zudem in Zusammenarbeit mit den Küstenstaaten die Bewirtschaftung der gebietsübergreifenden und weit wandernden (g/ww) Fischbestände. Die WOO übernimmt die Rolle des globalen Sachwalters der Meere und überwacht die Einhaltung von Schutz und nachhaltiger Nutzung. Sie hat Zugang zu Rechtsschutz, insbesondere Klagerechte, beim Internationalen Seegerichtshof (ITLOS). Die regionale Kooperation der Küstenstaaten im Rahmen von Programmen bzw. Abkommen bleibt erhalten.

Roter Text: Rechenschaftspflichten gegenüber übergeordneten Governance-Ebenen.

a-e: Erklärungen siehe Abb. 7.2-1.

Quelle: WBGU

7 Handlungsempfehlungen

und Intergovernmental Oceanographic Commission, IOC), sinnvoll wäre. Dazu sind weitere Untersuchungen und Analysen notwendig (Kap. 8.3.2.2).

Globaler Sachwalter der marinen Umwelt

Die WOO soll als globaler Sachwalter der Meeresumwelt und der Ressourcen der Hohen See wie auch der AWZ und des Festlandssockels agieren. Aufgrund der den Vertragsstaaten obliegenden Rechenschaftspflicht würde die WOO in die Lage versetzt, Defizite beim Umgang mit den Meeren aufzudecken. Sie erhält Zugang zu Rechtsschutz und wird mit Klagerechten vor dem Internationalen Seegerichtshof (Kap. 7.2.2.3) gegenüber RMMO bzw. Vertragsstaaten ausgestattet, um Vertragsverletzungen ahnden zu können. Um Schutz- und Nutzungskonflikten zu begegnen sollte die Sachwalterfunktion der WOO für die Hohe See ebenfalls ein Initiativrecht für die Ausweisung von Meeresschutzgebieten sowie für marine Raumplanung beinhalten (Kap. 7.2.4).

Standardsetzung

Die bereits im Art. 192 ff. UNCLOS verankerte Orientierung der Vertragsstaaten an internationalen Meeresschutzstandards soll dahingehend gestärkt werden, dass die Standards sich an den wissenschaftlichen Erkenntnissen zur Nachhaltigkeit ausrichten. Das UN-Seerechtsübereinkommen soll für die dort fehlenden Bereiche, insbesondere Aquakultur und Energie, auf Vorschlag der WOO und unter Beteiligung der Vertragsstaaten konkretisiert werden, etwa nach dem Vorbild der Komitologie auf EU-Ebene. Durch derartige Neuerungen des UN-Seerechtsübereinkommens würde ein Rahmen geschaffen, innerhalb dessen den Vertragsstaaten weitgehende Freiheiten zur Ausgestaltung gewährt werden, so dass sie z.B. über die internationalen Schutzstandards hinaus gehende Schutzniveaus vorschreiben können.

Die WOO wäre dafür zuständig, bestehende internationale und nationale Regeln zur Verhütung, Verringerung und Überwachung der Verschmutzung der Meere auf Gemeinsamkeiten zu untersuchen, um bestehende Standards zu identifizieren. Sie soll auf dieser Basis Lücken schließen, indem sie eigene, für die Vertragsstaaten verpflichtende Standards zum Schutz der Meeresumwelt vorschlägt, die von der Vertragsstaatengemeinschaft legitimiert werden. Die WOO definiert damit den weltweiten Mindeststandard für die nationale und regionale Gesetzgebung zum Schutz der Meere.

7.2.2.2

Regionale Sachwalter für die Meere: Regional Marine Management Organisations

Regional Marine Management Organisations (RMMO) sollen als regionale zwischenstaatliche Abkommen die Bewirtschaftung regionaler Ressourcen auf Basis der genannten Leitprinzipien (Menschheitserbe, systemischer Ansatz, Vorsorge; Kap. 7.1) nachhaltig gestalten. Ihre räumliche Zuständigkeit beschränkt sich im Wesentlichen auf die Hohe See, wo sie Schutz und nachhaltige Nutzung der Meere verantworten sollen. RMMO sollen die biologischen Ressourcen (Fischbestände, Aquakultur und genetische Ressourcen), die marine Energienutzung (Windkraft, Wellenkraft, Plattformen, Kabel usw.) der Hohen See überwachen, schützen und einer nachhaltigen Bewirtschaftung zuführen sowie die Erträge der Nutzungen gerecht verteilen. Ebenso sollen sie für die Umsetzung einer regionalen marinen Raumplanung auf der Hohen See (inklusive Meeresschutzgebiete) zuständig sein. Diese RMMO müssten jeweils eine Region der Hohen See abdecken und – angelehnt an die Konstruktion der RFMO im Bereich der Fischerei – im Wesentlichen von den Anrainer- und Nutzerstaaten gebildet werden. Die RMMO sollen flächendeckend und in der Regel überlappungsfrei die Bewirtschaftung der gesamten Hohen See erfassen. Als regionale Sachwalter der Meeresumwelt obliegt den RMMO die Überwachung der Meeresnutzer hinsichtlich der Umweltverträglichkeit ihrer Aktivitäten. Rechenschaftspflichtig sind die RMMO gegenüber der neu zu errichtenden WOO (Kap. 7.2.2.1), die aufgrund der obligatorisch zu erstellenden Berichte der RMMO in die Lage versetzt wird, die globale Meeresnutzung zu überblicken und mögliche Defizite zu erkennen.

Als Ausnahme zur Verwaltung der biologischen Bestände durch die RMMO sind bezüglich weit wandernder Fischbestände (z.B. Thunfisch, Schwertfisch; Kap. 4.1.4.4) zukünftig weiterhin eigenständige Organisationen notwendig. Dies ist dem Verbreitungsgebiet dieser Fischbestände geschuldet, das weit über die Zuständigkeiten einzelner RMMO oder AWZ hinausreicht. Diese weit wandernden Bestände sollen auch weiterhin von darauf spezialisierten RFMO, flankiert mit einer Rechenschaftspflicht gegenüber der WOO, bewirtschaftet werden. Für gebietsübergreifende Bestände, die nicht weit wandern, aber die Grenze zwischen AWZ und Hoher See überschreiten, sollen die RMMO in Absprache mit den betroffenen Küstenstaaten, entsprechend der Regelungen des UN Fish Stocks Agreement, kooperativ die Bewirtschaftung übernehmen.

Die RMMO wären dafür zuständig, eine nachhaltige Nutzung der Meeresressourcen zu sichern sowie die Erträge gerecht zu verteilen, sei es über die entgeltliche

Ausgabe von Nutzungsrechten oder über deren Versteigerung unter den Vertragsstaaten (Kap. 7.2.3.1). Mit einem Teil der Erlöse können notwendige Meeresschutzmaßnahmen, Monitoring-Systeme und -maßnahmen sowie Kapazitätsaufbau in Entwicklungsländern finanziert werden (Kap. 7.3.6).

7.2.2.3 Zuständigkeit des Internationalen Seegerichtshofs erweitern

Bei Verstößen gegen das UN-Seerechtsübereinkommen können Vertragsstaaten bereits heute beim Internationalen Seegerichtshof (International Tribunal for the Law of the Sea, ITLOS) mit Sitz in Hamburg Klage einreichen. Ein Verfahren vor dem ITLOS kommt allerdings nur zustande, sofern beide Streitparteien eine Streitbeilegung vor diesem Gericht wünschen. Diese Restriktion soll in Zukunft entfallen. Alternativ zum ITLOS stehen weitere Streitbeilegungsverfahren zur Auswahl, z.B. vor dem Internationalen Gerichtshof oder vor gesonderten Schiedsgerichten (Kap. 3.2.3). Der WBGU empfiehlt eine Stärkung der Zuständigkeit des ITLOS mit dem Ziel, eine gerichtliche Referenz im Bereich des See- und Meeresumweltrechts zu schaffen. Verfahren, deren Streitgegenstand die Auslegung von See- und Meeresumweltrecht betrifft sowie Verfahren zur Ahndung von Meeresverschmutzungen, sollen zukünftig vorrangig dem ITLOS zugewiesen werden. Auch die Auslegung des UN-Seerechtsübereinkommens bliebe dem ITLOS als „Hüter der Verträge“ vorbehalten. Für entsprechende Auslegungsfragen in Verfahren vor anderen nationalen oder internationalen Gerichten soll ein Vorlageverfahren beim ITLOS etabliert werden.

Die neu zu errichtende WOO erhält ein Recht zur Einleitung von UNCLOS-Verletzungsverfahren (Kap. 7.2.2.1). Zudem sollen ausgewählte und anerkannte Nichtregierungsorganisationen, nach Durchlaufen eines Anerkennungsverfahrens, mit Verbandsklagerechten ausgestattet werden.

7.2.3 Rechte und Pflichten der Vertragsstaaten auf der Hohen See und in der AWZ

Die Rechte und Pflichten der Vertragsstaaten gemäß Menschheitserbprinzip sollen je nach Meereszone differenziert ausgestaltet werden (Kap. 7.2.1). Insbesondere das Rechtsregime der Hohen See bedarf einer Modifikation, um eine gerechte Verteilung der Meeresressourcen zu gewährleisten. In der AWZ ist ferner der Aspekt des Meeresschutzes stärker zu gewichten als bisher. Die bisherigen Nutzungsrechte der Küstenstaaten sollen trotz notwendiger Veränderungen in

einem reformierten UN-Seerechtsübereinkommen im Wesentlichen erhalten bleiben.

7.2.3.1 Schutz und nachhaltige Nutzung der Hohen See

Die Nutzung der Hohen See ist bislang durch Freiheiten der Vertragsstaaten geprägt (Freiheit zur Schifffahrt, Freiheit der Fischerei usw.). Während das bestehende UN-Seerechtsübereinkommen für die mineralischen Ressourcen des Gebiets ein eigenständiges, dem Menschheitserbprinzip Rechnung tragendes Nutzungs- und Verteilungsregime etabliert, fehlt es in der darüber liegenden Wassersäule an einem globalen, sektorübergreifenden Konzept zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz. Die Umweltvorschriften des UN-Seerechtsübereinkommens beanspruchen zwar Geltung, sind aber lediglich Rahmenregelungen, die konkretisierungsbedürftig sind (Kap. 3.2). Das vom WBGU vorgeschlagene Leitprinzip Menschheitserbe (Kap. 7.1.1) knüpft an aktuelle internationale Bestrebungen an, die Nutzung der Hohen See neu zu organisieren (z.B. UN, 2012a). Da die Anwendung des Menschheitserbprinzips vom „Gebiet“ aus vertikal in die Wassersäule ausgedehnt werden soll, obliegen gemäß der WBGU-Vision die Schutzpflichten und Nutzungsrechte auf der Hohen See der gesamten Menschheit. Bislang sind aufgrund wirtschaftlicher bzw. technischer Überlegenheit nur einzelne Vertragsstaaten die Nutznießer der Hohen See.

Die hier skizzierte Reform intendiert eine grundlegende Umgestaltung der Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen der Hohen See. Im Gegensatz zur gegenwärtigen Regelung sollen auch marine biologische Ressourcen (z.B. Fischbestände, genetische Ressourcen) künftig gemäß dem Menschheitserbprinzip nachhaltig bewirtschaftet und die aus der Bewirtschaftung entstehenden Vorteile in Analogie zur Regelung mineralischer Ressourcen auf dem Meeresboden gerecht verteilt werden.

Zur Umsetzung eines neuen Schutz- und Nutzungsregimes für die Hohe See sind nach Ansicht des WBGU nachfolgende institutionelle und instrumentelle Änderungen notwendig:

- › Das UN Fish Stocks Agreement (FSA) würde im reformierten UN-Seerechtsübereinkommen aufgehen (Kap. 7.3.4.3). Regelungsobjekt sollen zukünftig sämtliche biologische Ressourcen der Hohen See sein. Leitlinien für eine nachhaltige Nutzung dieser Ressourcen würden in Anlehnung an das zu integrierende FSA und den FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei im reformierten UN-Seerechtsübereinkommen rechtlich bindend verankert. Auch die Inhalte des angestrebten Durchführungsübereinkommens zur biologischen Vielfalt auf der Hohen See sollen in das reformierte UN-Seerechts-

7 Handlungsempfehlungen

übereinkommen integriert werden (Kap. 7.3.4.2).

- › Gemäß dem Subsidiaritätsansatz erfolgt die Bewirtschaftung der marinen Ressourcen auf der Hohen See dezentral und wird RMMO übertragen (Kap. 7.2.2.2).
- › Der WBGU schlägt vor, dass die Erträge, die aus der Nutzung mariner Ressourcen der Hohen See resultieren, nicht nur den Nutzern zu Gute kommen, sondern zum Nutzen der gesamten Menschheit unter besonderer Berücksichtigung der Interessen der Entwicklungsländer (Art. 140 UNCLOS) verwendet werden (Kap. 7.2.2.2). Elemente der Gewinnverteilung bzw. des Vorteilsausgleichs existieren innerhalb des bestehenden UN-Seerechtsübereinkommens bereits: Zum einen wird die Vertragsgemeinschaft an Gewinnen aus den mineralischen Ressourcen des erweiterten Festlandsockels, zum anderen die Weltgemeinschaft an Gewinnen aus der Nutzung mineralischer Ressourcen des Tiefseebodens beteiligt. Es müssten also für alle Ressourcen der Hohen See analoge Verteilungsmechanismen geschaffen werden. Zusätzlich sollte eine wirksame Teilnahme der Entwicklungsländer an der Nutzung der Ressourcen der Hohen See gefördert werden (Art. 148 UNCLOS).

7.2.3.2

Schutz und nachhaltige Nutzung der AWZ

Das Menschheitserbprinzip soll in der Anwendung neben der soeben beschriebenen vertikalen Ausdehnung in die Wassersäule der Hohen See ebenfalls horizontal in die AWZ ausgeweitet werden. Es soll Leitprinzip für die Ausübung der küstenstaatlichen Hoheitsbefugnisse in der AWZ und auf dem Festlandsockel sein. In der AWZ sollte die Anwendung des Grundsatzes „gemeinsames Erbe der Menschheit“ im Wesentlichen auf den intergenerationellen Aspekt beschränkt bleiben, der die Vertragsstaaten verpflichtet, die Meere im Sinne der künftigen Generationen nachhaltig zu nutzen. Den Mitgliedstaaten kommt eine materielle Schutzverpflichtung im Sinne einer „obligation to protect“ zu, gemäß der sie verpflichtet sind, die ihnen zugewiesenen Rechte so zu nutzen, dass Schäden an der Meeresumwelt vermieden und bei der Nutzung der Meeresressourcen auch die Bedürfnisse der zukünftigen Generationen berücksichtigt werden (Kap. 7.1). Den Küstenstaaten wird also die treuhänderische Verwaltung des Menschheitserbes in ihrer AWZ übertragen. Eine Verletzung des Menschheitserbprinzips müsste sanktionierbar sein, um eine nachhaltige Meeresnutzung zu erreichen (Kap. 7.2.4).

Die Anwendung des Menschheitserbprinzips innerhalb der AWZ bedeutet nach Auffassung des WBGU, dass die Küstenstaaten ihre weitreichenden Hoheitsbefugnisse zur Nutzung der AWZ beibehalten, die ihnen

nach dem geltenden UN-Seerechtsübereinkommen zugewiesen werden. Sie werden allerdings von der Völkergemeinschaft im Sinne ihrer treuhänderischen Funktion zum Schutz und zur nachhaltigen Bewirtschaftung des gemeinsamen Erbes der Menschheit sowie zur Rechenschaft darüber verpflichtet. Gemäß der WBGU-Vision dürfen sie ihre AWZ also exklusiv nutzen, aber keinesfalls schädigen oder zerstören.

Die Vertragsstaaten sollen die Ziele einer nachhaltigen Bewirtschaftung, z.B. der Fischbestände innerhalb ihrer AWZ, nicht nur proklamieren, sondern auch konkret umsetzen und überprüfen. Wie bereits für die Hohe See vorgeschlagen, sollten Leitlinien zur Bewirtschaftung der biologischen Ressourcen nach den Vorbildern des UN Fish Stocks Agreement und des FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei rechtlich bindend in einem reformierten UN-Seerechtsübereinkommen aufgenommen werden. Verstöße gegen diese Leitlinien sollen mit Sanktionsmechanismen verknüpft werden, falls Staaten diesen Verpflichtungen nicht nachkommen (Kap. 7.2.4). Die Vertragsstaaten sollen gegenüber der internationalen Gemeinschaft, vertreten durch die WOO (Kap. 7.2.2.1), rechenschaftspflichtig über den nachhaltigen Umgang mit den Ressourcen in ihren AWZ sein. Die Rechenschaftspflicht soll konkrete Berichtspflichten, Ziel- und Zeitvorgaben beinhalten. Die Berichte sollen öffentlich zugänglich sein, um eine Information und gegebenenfalls Kontrolle durch die Öffentlichkeit und Verbände zu ermöglichen.

7.2.4

Instrumentelle Ausgestaltung

Neben der Verankerung von Leitprinzipien und zehn Kriterien (Kap. 7.2.1) sowie der institutionell-organisatorischen Ausgestaltung von Nutzungs- und Schutzregimen (Kap. 7.2.2, 7.2.3) ist nicht zuletzt eine angemessene instrumentelle Ausgestaltung unverzichtbar, um die avisierten Ziele zu erreichen. Hierfür hält der WBGU folgende Elemente für zentral:

- › *Klagerechte und Sanktionen einführen*: Die WOO soll über Überwachungsbefugnisse verfügen, und die Vertragsstaaten sollen ihr gegenüber rechenschaftspflichtig sein (Kap. 7.2.2.1). Dementsprechend sollen Vertragsstaaten, die ihren Berichts- bzw. Schutzverpflichtungen nicht nachkommen, vor dem Internationalen Seegerichtshof (ITLOS) durch die WOO und Vertragsstaaten verklagt werden können. Der ITLOS soll in Abhängigkeit vom Schweregrad und der Häufigkeit der Verfehlungen berechtigt werden, Sanktionen zu verhängen (Kap. 7.2.2.3). Als Sanktionen sind z.B. Export- bzw. Importbeschränkungen für illegal gewonnene Ressourcen denkbar. Auch

könnte ein vertragsbrüchiger Staat von der Teilnahme an der Versteigerung von Nutzungsrechten für die Ressourcen der Hohen See ausgeschlossen werden (Kap. 7.2.2.2, 7.2.3.1). Als letztes Mittel soll dem ITLOS die Möglichkeit offen stehen, einem missbräuchlich agierenden Staat seine Hoheitsrechte in seiner AWZ einzuschränken.

- › *Verschärftes Haftungsregime etablieren:* Ein erheblich wirksameres internationales Haftungsregime soll sektorenübergreifend sämtliche Tätigkeiten mit einem Gefährdungspotenzial für die Meere umfassen (Gefährdungshaftung; Kap. 7.3.10). Adressaten der Umwelthaftung sollen gemäß dem Verursacherprinzip primär die Verantwortlichen sein, unabhängig davon, ob es sich um private oder staatliche Akteure handelt, sowie sekundär die Vertragsstaaten, welche die Tätigkeit ermöglichen. Eine staatliche Residualhaftung soll greifen, falls eine eindeutige Schadensverantwortlichkeit nicht zu ermitteln ist. Eine derartige Staatshaftung erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass die Vertragsstaaten im eigenen Interesse anspruchsvolle Umweltschutzvorschriften um- und durchsetzen.
- › *Zivilgesellschaftliches Engagement stärken:* Die Zivilgesellschaft (insbesondere dem Meeresschutz verpflichtete Nichtregierungsorganisationen) soll Zugang zu meerespezifischen Informationen erhalten, über see- bzw. meeresumweltrechtliche Planungs- und Zulassungsverfahren (z.B. Energienutzung, Tiefseebergbau, Aquakultur) informiert werden sowie entsprechende Mitwirkungs- und Verbandsklagerechte erhalten.
- › *Meeresschutzgebiete ausweiten und Raumplanung verankern:* Es soll ein ökologisch repräsentatives und effektiv betriebenes Meeresschutzgebietssystem aufgebaut werden, das aus Sicht des WBGU mindestens 20–30% der Fläche mariner Ökosysteme umfassen müsste (WBGU, 2006; Kap. 7.3.9.1). Die entsprechenden Inhalte des angestrebten Durchführungsübereinkommens zur biologischen Vielfalt auf der Hohen See sollen in das reformierte UN-Seerechtsübereinkommen integriert werden (Kap. 7.3.4.2). Das System der Meeresschutzgebiete soll zudem im Sinne abgestufter Zonen unterschiedlicher Nutzungsintensität Kernbestandteil einer marinen Raumplanung sein (Kap. 7.3.9.2). Raumplanung soll als Instrument auf nationaler, regionaler und globaler Ebene des Seerechts verankert werden sowie auch für (konkurrierende) Nutzungen auf und im Meer und unterhalb der Wassersäule Anwendung finden. Zur Raumplanung gehören auch die Erforschung und Kartographierung der Meere sowie Teilhabe der Zivilgesellschaft am Planungsprozess mit Informations-, Beteiligungs- und Verbandsklagerechten. Für die Hohe See soll die WOO

mit Kompetenzen zur Aufsicht und Koordinierung von Schutzgebieten und zur Raumplanung versehen werden (Kap. 7.2.2.1). Zur Berücksichtigung regionaler Besonderheiten sollen Planung und Betrieb von Meeresschutzgebieten sowie die marine Raumplanung auf Hoher See von den RMMO durchgeführt werden (Kap. 7.2.2.2).

- › *Umweltverträglichkeitsprüfung vorsehen:* Eingriffe durch geplante Tätigkeiten in den Meeren sollen nur vorgenommen werden dürfen, wenn obligatorisch und im Vorfeld die hiervon ausgehenden Gefahren für die bestehenden Ökosysteme erfasst, bewertet und gegenüber den Vorteilen des Eingriffs abgewogen wurden. Eine solche obligatorische Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) soll in einem reformierten UN-Seerechtsübereinkommen verankert werden. Durch eine UVP wird prognostiziert, wie sich die geplante Meerestätigkeit auf die menschliche Gesundheit, auf die biologische Vielfalt, auf Boden, Wasser, Luft und Klima sowie auf Kulturgüter voraussichtlich auswirkt. Für Pläne und Programme im Bereich der Meere – beispielsweise für die Raumplanung oder die Einrichtung von Meeresschutzgebieten – soll entsprechend eine strategische Umweltprüfung (SUP) vorgesehen sein.
- › *„Meeresverträglichkeitsprüfung“ für landbasierte Aktivitäten:* Die Industrieproduktion an Land (Chemikalien, langlebige Produkte sowie Nebenprodukte und Produktionsabfälle) soll einer „Meeresverträglichkeitsprüfung“ unterzogen werden. Bereits bei der Anlagenzulassung soll berücksichtigt werden, dass nur solche Stoffe und Produkte in die Meere gelangen dürfen, die dort keine schädigenden Wirkungen nach sich ziehen. Die internationale Ziel- und Rahmensetzung für eine solche „Meeresverträglichkeitsprüfung“ in einem reformierten UN-Seerechtsübereinkommen wäre wünschenswert, wobei die Umsetzung auf nationaler Ebene erfolgen sollte.

.....

7.3

Handlungsempfehlungen: Der Weg zu einer umfassenden Seerechtsreform

In Abgrenzung zur vorstehenden WBGU-Vision einer umfassenden Seerechtsreform (Kap. 7.2) sind die folgenden Handlungsempfehlungen politisch einfacher umsetzbar, da sie das UN-Seerechtsübereinkommen (UNCLOS) selbst unangetastet lassen. Das UN-Seerechtsübereinkommen bietet die Möglichkeit, zur Erweiterung und Präzisierung seiner Bestimmungen konkretisierende Durchführungsübereinkommen zu vereinbaren. Diese Erweiterungen sollten zusätzlich durch flankierende Governance auf anderen Ebenen ergänzt werden. Die vorliegenden Handlungsemp-

7 Handlungsempfehlungen

fehlungen sind so gestaltet, dass sie als Türöffner für weitergehende Reformen fungieren können. Sie sind damit die vom WBGU empfohlenen ersten Schritte zur Realisierung einer nachhaltigen Meeres-Governance im Sinne der skizzierten Vision (Kap. 7.2). Die Handlungsempfehlungen sind nach folgender Logik gereiht: zunächst geht es um die Wissens- und Handlungsbasis (Kap. 7.3.1), dann um übergreifende, strategische Empfehlungen zur Verbesserung der Rahmenbedingungen für die Nutzung von Meeresressourcen (Kap. 7.3.2). Es folgen die Empfehlungen zur öffentlichen (Kap. 7.3.3 bis 7.3.7) und privaten Meeres-Governance (Kap. 7.3.8) einschließlich ihrer Instrumente (Kap. 7.3.9 bis 7.3.10). Der WBGU verweist auch auf die Empfehlungen seines Sondergutachtens „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“, in dem er insbesondere die Schnittstelle zwischen Treibhausgasemissionen und den Folgen für die Meere (z. B. Erwärmung, Meeresspiegelanstieg, Ozeanversauerung) näher beleuchtet hat (WBGU, 2006).

7.3.1 Wissens- und Handlungsbasis der Meeres-Governance stärken

7.3.1.1

Umwelt-Monitoring der Meere verbessern

Eine nachhaltige Meeres-Governance ist auf ein umfassendes Monitoring der Meere angewiesen, denn es liefert mit den naturwissenschaftlichen Erkenntnissen über Status und Trends im Meeresraum eine wichtige Grundlage für politische und wirtschaftliche Entscheidungen. Gemäß Art. 200 UNCLOS haben sich die Vertragsstaaten z. B. dazu verpflichtet, Forschungsvorhaben über die Verschmutzung der Meeresumwelt durchzuführen und den Austausch der gewonnenen Informationen anzuregen. Angesichts der wachsenden Herausforderungen des Anthropozäns ist das derzeitige Monitoring in vielen Sektoren defizitär (Kap. 3.6.1). Dies liegt neben den schwachen Monitoring-Kapazitäten einiger Staaten vor allem an der mangelnden Vernetzung vorwiegend nationaler Monitoring-Aktivitäten. Daher sollten Gewinnung und Austausch neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse und Daten gefördert werden, auch um die wissenschaftliche Basis für Maßnahmen zu Schutz und nachhaltiger Nutzung mariner Ressourcen zu verbessern.

Der WBGU empfiehlt den raschen Ausbau des globalen Monitoring-Systems für die Meere. Dazu sind eine Harmonisierung von Indikatoren und ein global vernetztes Geodatenmanagement erforderlich, welches die Transparenz, die Zugänglichkeit und Interoperabili-

tät von Daten sicherstellt. Dabei sollte an die laufenden nationalen und internationalen Prozesse angeknüpft werden. Auf UN-Ebene sind dies vor allem das Global Ocean Observing System (GOOS), die Monitoring-Aktivitäten der FAO in den Bereichen Fischerei und Aquakultur sowie der Intergovernmental Oceanographic Commission der UNESCO, der WMO und des UNEP World Conservation Monitoring Centre. Diese Aktivitäten sollten besser koordiniert, verbunden und zusammengeführt werden.

Darüber hinaus sollte insbesondere für die Hohe See, für die bislang keine Monitoring-Zuständigkeiten existieren, ein geeigneter internationaler Rahmen geschaffen werden, innerhalb dessen die Staatengemeinschaft durch Kooperation ein angemessenes Monitoring sicherstellen kann. Ferner ist zu beachten, dass dem Meeresumwelt-Monitoring auch eine wichtige Funktion bei der Überprüfung der Erreichung gemeinsam vereinbarter politischer Ziele zukommt (Kap. 7.1.5). Daher sollte die Weiterentwicklung des Monitoring mit der Weiterentwicklung und Überprüfung politischer Ziele für die Meere, z. B. im Oceans Compact, eng verzahnt werden (Kasten 3.3-1; Kap. 7.3.3.1). Konzepte zur Finanzierung des Ausbaus und des Unterhalts eines solchen globalen Monitoring-Systems sind vorhanden. Die entsprechenden Empfehlungen des WBGU finden sich in Kapitel 7.3.6.

7.3.1.2

Wissenschaftliche Erkenntnisse für die Politik aufbereiten und den „Regular Process“ unterstützen

Politische Entscheidungen über die Zukunft der Meere sowie Strategien einer nachhaltigen Nutzung mariner Ressourcen benötigen eine fundierte wissenschaftliche Datenbasis. Bereits 2005 beschloss die Generalversammlung der Vereinten Nationen, einen regelmäßigen globalen Report zum Zustand der Meeresumwelt (den „Regular Process“; Kap. 3.3.1.1) zu etablieren, der sowohl naturwissenschaftliche als auch sozioökonomische Aspekte berücksichtigt. In der Startphase des Prozesses von 2005 bis 2009 wurde ein sogenanntes „Assessment of Assessments“ erstellt, das insgesamt 1023 meeresbezogene Gutachten mit sowohl globalem als auch regionalem und nationalem Schwerpunkt statistisch ausgewertet. Derzeit läuft der Erstellungsprozess des „First Global Integrated Marine Assessment“. Der Zeitplan sieht vor, den Bericht bis Dezember 2014 fertigzustellen, so dass sich im Herbst 2015 die UN-Generalversammlung damit befassen kann. Sollte dieser Prozess zu einem qualitativ hochwertigen Gutachten führen, das von breiten Teilen der Wissenschaft mitgetragen wird, könnte er auf diesem Weg wichtige Impulse für die internationale Politik geben. Vorbild könnten hier die Berichte des IPCC sein, die in einzigarti-

ger Weise einen verlässlichen Überblick über den Stand des Wissens und die Handlungsmöglichkeiten in Bezug auf das Klima geben (Kap. 8.4.3). Nach derzeitigem Stand ist allerdings unklar, ob das First Global Integrated Marine Assessment diese Erwartung erfüllen kann.

UN-Generalsekretär Ban Ki-moon (UN, 2012a) hob die Bedeutung des Regular Process als wissenschaftliche Grundlage für den von ihm initiierten Oceans Compact (Kap. 3.3.1.1; Kap. 7.3.3.1) hervor und appellierte an die Staaten, diesem die notwendige Unterstützung zukommen zu lassen. Derzeit ist der Regular Process allerdings in der deutschen Meereswissenschaft wenig bekannt. Der WBGU empfiehlt der Bundesregierung, das Vorhaben sehr viel stärker finanziell und ideell zu unterstützen und den Regular Process in die bestehende wissenschaftliche Infrastruktur einzubinden.

7.3.1.3

Multistakeholder-Forum gründen

Um die Handlungsfähigkeit auf internationaler Ebene zu verbessern empfiehlt der WBGU die Einrichtung eines Multistakeholder-Forums. Damit soll ein konsensorientierter Prozess initiiert werden, der auf Basis des wissenschaftlichen Sachstands (u. a. des Regular Process; Kap. 7.3.1.2) Leitlinien für den zukünftigen Umgang mit den Meeren vereinbaren soll. Ähnliche Prozesse zu anderen Themen haben in der Vergangenheit dazu beigetragen, die Interessenlage zu klären und somit die Handlungsmöglichkeiten für Politik zu verbessern. Beispiele hierfür sind die World Commission on Dams (WCD) sowie das International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD).

Eine Umsetzung der Empfehlungen des WBGU wird vorrangig davon abhängen, ob die zuständigen politischen Entscheidungsträger und Interessenvertreter von der Notwendigkeit einer nachhaltigen Meeresnutzung überzeugt werden können. Gegen starke politische Widerstände sind diese oder vergleichbare Reformvorschläge nicht zu realisieren. Das Multistakeholder-Forum soll dazu beitragen, die widerstreitenden Interessen der Meeresakteure zu überwinden, politische Blockaden abzubauen und den Weg für eine umfassende Seerechtsreform zu bereiten. Diesem Forum sollten politische Vertreter aller Staatengruppen (Industrie-, Schwellen- und Entwicklungsländer) wie auch der bestehenden internationalen Meeresorganisationen angehören; ferner sollte die Wissenschaftsgemeinde mit ausgewiesenen Meeres- und Transformationsforschern beratend vertreten sein. Zur Berücksichtigung wirtschaftlicher, sozialer und ökologischer Interessen sollten Vertreter der Wirtschaft sowie der Zivilgesellschaft gleichberechtigte Mitglieder dieses Meeresforums sein. Für den Oceans Compact des UN-General-

sekretärs Ban Ki-moon wird die Bildung einer „Oceans Advisory Group“ in Aussicht gestellt (Kasten 3.3-1; Kap. 7.3.3.1). Diese Gruppe könnte zur Keimzelle des vom WBGU vorgeschlagenen Forums werden.

7.3.2

Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung schaffen

Neben der Bereitstellung einer fundierten Wissens- und Handlungsbasis ist ein grundlegendes Umdenken im Umgang mit den Meeren notwendig. Die Menschheit muss die vorherrschende, häufig auf kurzfristige Gewinne ausgerichtete Bewirtschaftung der Meere beenden und zu Geschäftsmodellen übergehen, die langfristig Erträge ermöglichen und die marinen Ökosystemleistungen für künftige Generationen erhalten (Kap. 7.3.7). Für ein Umdenken bei den einzelnen Akteuren sowie für eine Änderung der vorherrschenden Geschäftsmodelle, Bewirtschaftungsmethoden und Konsummuster sollten geeignete institutionelle und politische Rahmenbedingungen geschaffen werden. Der WBGU skizziert hier die grundlegenden Empfehlungen für den Aufbau geeigneter Rahmenbedingungen, die in weiteren Abschnitten von Kapitel 7 wieder aufgegriffen und spezifiziert werden.

› *Integrierte Meeresstrategien auf allen Governance-Ebenen:* Meeresstrategien können durch die Bündelung fundamentaler Prinzipien ein gemeinsames Verständnis für den Umgang mit den Meeren schaffen (Kap. 7.3.3). Sie bieten somit die Grundlage zur Gestaltung geeigneter Rahmenbedingungen für eine langfristig orientierte Bewirtschaftung der Meere. Die Staatengemeinschaft und jeder einzelne Staat sollten klare Leitlinien für die Nutzung mariner Ressourcen aufstellen. Auf internationaler Ebene bedarf es ebenso klarer Rahmensetzungen und zwischenstaatlich abgestimmter Strategien, u. a. im Rahmen des Oceans Compact und regionaler Abkommen (Kap. 7.3.3).

› *Bewertung und Bepreisung von Ökosystemleistungen:* Um die Grundlage für eine Neuorientierung bei der Bewirtschaftung der Meere zu schaffen, sollte der Wert auch der bisher scheinbar kostenlosen Ökosystemleistungen von Meeren und Küsten ermittelt und explizit gemacht werden. Dazu sollte der Wert mariner Ökosystemleistungen in allen Ländern abgeschätzt und bei Entscheidungen über staatliche Investitions- und Entwicklungsprojekte berücksichtigt werden. Die Leitlinien zur umweltökonomischen Gesamtrechnung der UN Statistics Division (System of Environmental and Economic Accounts) oder Projekte wie das WAVES Partnership der Weltbank sind

beispielhafte und wichtige Ansätze zur Berücksichtigung von Naturkapital in staatlichen Investitions- und Entwicklungsentscheidungen. Solche Ansätze, die auch durch den internationalen TEEB-Prozess (The Economics of Ecosystems and Biodiversity; Kap. 1.1.7) gestärkt werden, sollten von der Bundesregierung auch künftig unterstützt werden (Kap. 8.3.1). Auf Basis von Informationen über den Wert mariner Ökosystemleistungen sollten diese in allen Ländern einen Preis erhalten, der in das ökonomische Kalkül der Meeresnutzer einfließt. Durch eine entsprechende Bepreisung können negative wie positive Anreize gesetzt werden; die Empfehlungen dazu finden sich in Kapitel 7.3.7.1.

- › *Subventionen abbauen:* Um die nicht nachhaltige Bewirtschaftung der Meere nicht länger staatlich zu begünstigen, sollten parallel dazu in allen Ländern schädliche Subventionen z.B. in den Bereichen Fischerei und Aquakultur zügig abgebaut werden (Kap. 7.4.1.3).
- › *Infrastrukturen für nachhaltige Bewirtschaftung:* Weiter sollten alle Staaten dafür sorgen, dass Kapazitäten zur Sicherstellung eines nachhaltigen Fischereimanagements und zum Aufbau nachhaltiger Aquakulturen geschaffen werden. Entwicklungs- und Schwellenländer sollten dabei durch internationale Finanztransfers und Kapazitätsaufbau unterstützt werden. Die entsprechenden Empfehlungen zu Fischerei und Aquakultur finden sich in Kapitel 7.4. Bei der nachhaltigen Energieerzeugung auf und in den Meeren geht es zudem um die Integration neuer Erzeugungsanlagen in bereits bestehende Netze. Dies umfasst die direkte Netzanbindung sowie die Sicherstellung der Aufnahmekapazität des Gesamtnetzes. Die entsprechenden Empfehlungen zur Energienutzung aus dem Meer finden sich in Kapitel 7.5.
- › *Öffentliche Förderung von Forschung und Entwicklung:* Sowohl in den Bereichen Fischerei und Aquakultur als auch im Bereich Energie besteht ein großes Potenzial für innovative, langfristig orientierte Lösungen und Technologien. Da aufgrund von Externalitäten der Technologieentwicklung private Akteure in der Regel zu wenig in Forschung und Entwicklung investieren, sollte Politik neue Anreize für Innovationen in Fischerei, Aquakultur und Energienutzung schaffen (Kap. 8.3.3, 8.3.4).

7.3.3

Strategien für eine künftige Meeres-Governance entwickeln

7.3.3.1

Oceans Compact zu einer Integrierten Strategie für die Weltmeere weiterentwickeln

Der vom UN-Generalsekretär Ban Ki-moon (2012) initiierte Oceans Compact hat zum Ziel, eine strategische Vision der Vereinten Nationen für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren zu etablieren und in einem Globalen Aktionsplan umzusetzen. Wichtiger Teil der strategischen Vision ist die Verringerung der institutionellen Fragmentierung auf UN-Ebene. Der WBGU erachtet eine derartige, über die bestehenden Ansätze im Rahmen von UN-Oceans hinausgehende deutliche Verbesserung der Kohärenz der meeresbezogenen Aktivitäten der Vereinten Nationen für dringend geboten. Die geplante „Oceans Advisory Group“ soll als Stakeholder-Forum den UN-Organisationen beratend zur Seite stehen und dabei helfen, ein gemeinsames Vorgehen abzustimmen (Kasten 3.3-1). Der WBGU befürwortet eine beschleunigte Umsetzung dieses Vorhabens.

Darüber hinausgehend empfiehlt der WBGU, die Initiative für einen Oceans Compact zur Formulierung einer gemeinsamen konzeptuellen Basis zu nutzen und mittelfristig zu einer Integrierten Strategie für die Weltmeere (Integrated World Oceans Strategy) der Vereinten Nationen weiter zu entwickeln. Dafür sollten u. a. Leitprinzipien vereinbart werden, so wie sie auch der WBGU-Vision zugrunde liegen (Menschheitserbprinzip, systemischer Ansatz, Vorsorgeprinzip; Kap. 7.2.1). Diese globale UN-Strategie sollte in Anlehnung an die Millenniumentwicklungsziele (Millennium Development Goals, MDG) oder im Kontext der noch zu entwickelnden Nachhaltigkeitsziele (Sustainable Development Goals, SDG) mit einem Zielkatalog für die Meere („Oceans MDG“ bzw. „Oceans SDG“) ausgestattet und mit Indikatoren unterlegt werden. Durch spezifische und klar messbare Indikatoren kann bei entsprechendem Monitoring (Kap. 7.3.1.1) die Zielerreichung für einen festgelegten Zeitraum gemessen und ausgewertet werden. Bei der Entwicklung solcher „Oceans MDG“ bzw. „Oceans SDG“ sollten auch die planetarischen Leitplanken des WBGU berücksichtigt werden (Kasten 1-1).

Eine derartige im Rahmen der UN-Generalversammlung verhandelte und verabschiedete UN-Strategie sollte als Kompass für eine internationale Meereschutzpolitik im Kontext der Großen Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft dienen und würde die in den letzten Jahren erkann-

ten neuen Anforderungen und wissenschaftlichen Erkenntnisse aufnehmen. Sie würde einen gemeinsamen Zielhorizont schaffen, das gemeinsame Verständnis zwischen den beteiligten UN-Institutionen verbessern und dadurch eine kohärente, der Nachhaltigkeit verpflichtete UN-Meerespolitik fördern. Die Strategie könnte vor allem auch als Bezugspunkt für regionale und nationale Akteure fungieren. Sie wäre am ehesten vergleichbar mit der Erklärung von Rio de Janeiro bzw. der Agenda 21 (UNCED, 1992a), welche für nachhaltige Entwicklung fundamentale Prinzipien gebündelt haben, die auf regionalen, nationalen und lokalen Ebenen aufgegriffen und umgesetzt wurden.

7.3.3.2

Regionale, nationale und lokale Meeresstrategien verabschieden

Auch die Wirkung des Oceans Compact hängt nicht zuletzt von seiner Rezeption auf unteren Governance-Ebenen ab. Die Leitprinzipien sollten auch in regionalen, nationalen und lokalen Meeresstrategien verankert werden, um zur Verständigung auf einen gemeinsamen Zielhorizont und zur besseren Umsetzung integrierter Meerespolitiken beizutragen.

Für die EU bietet sich eine Verankerung in der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) an, für deren Umsetzung die Entwicklung nationaler Meeresstrategien vorgeschrieben ist. Der WGBU empfiehlt der Bundesregierung daher, auf europäischer Ebene für eine entsprechende Weiterentwicklung der MSRL einzutreten. Die im Zuge der Umsetzung der MSRL von der Bundesregierung verabschiedete „Nationale Strategie für die nachhaltige Nutzung und den Schutz der Meere“ (BMU, 2008) und der „Entwicklungsplan Meer“ (BMVBS, 2011) geben einer integrierten deutschen Meerespolitik bereits erste Konturen. Im Rahmen der Weiterentwicklung der deutschen Meerespolitik sollten das in der Strategie bereits vorhandene Vorsorgeprinzip gestärkt sowie der systemische Ansatz als Weiterentwicklung des ökosystemaren Ansatzes verankert werden. Mittelfristig sollte die Bundesregierung die Meeresstrategie durch die Aufnahme des Menschheitserbprinzips als Leitprinzip weiterentwickeln.

7.3.3.3

Vorreiterrolle übernehmen – subglobale Allianzen schmieden

Deutschland und die EU verfügen aufgrund ihrer exzellenten Meeresforschung sowie ihrer technischen, wirtschaftlichen und politischen Kapazitäten über eine günstige Ausgangsposition, um eine weltweite Vorreiterrolle in der Meerespolitik zu übernehmen. Dies gilt auch gerade im Hinblick auf die Entwicklung des Oceans Compact (Kap. 7.3.3.1). Der WGBU empfiehlt

daher, eine dem Menschheitserbprinzip und der Nachhaltigkeit verpflichtete Meeres-Governance durch die Bildung subglobaler Allianzen mit interessierten Staaten zu stärken. Solche Allianzen könnten als Vorreiterkoalitionen wichtige Beiträge auf dem Weg zum Oceans Compact leisten. Zu empfehlen sind politische Allianzen, also Bündnisse innerhalb derer teilnehmende Staaten zur Verfolgung gemeinsamer Interessen und Ziele zusammenarbeiten. Initiativen zur Bildung solcher Allianzen sollten überregional gestaltet werden, um den innerhalb der Allianzen zu treffenden Vereinbarungen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meere möglichst universelle Geltung zu verleihen (Kap. 7.3.5).

Als eine Folge des unbefriedigenden Ergebnisses der „Rio+20-Konferenz“ im Sommer 2012 gibt es bereits Bestrebungen in diese Richtung: Bundesumweltminister Altmaier hat angekündigt, Möglichkeiten der Bildung einer entsprechenden Initiative zum Schutz der Weltmeere zu prüfen (Altmaier, 2012).

7.3.4

Das internationale Seerecht stützen und konkretisieren

Das UN-Seerechtsübereinkommen ist bereits aufgrund seines rahmenrechtlichen Charakters auf Konkretisierung durch Kooperation der Vertragsstaaten angelegt. Das UN-Seerechtsübereinkommen und entsprechende Abkommen zur Ausfüllung dieses rechtlichen Rahmens weisen allerdings zahlreiche, unterschiedliche Defizite auf (Kap. 3.2). So ist im Bereich der Fischerei der rechtliche Rahmen vergleichsweise gut entwickelt, wenn gleich die Qualität der Vorschriften im Sinn einer nachhaltigen Bewirtschaftung bezweifelt wird und es oftmals an einer effektiven Durchsetzung mangelt (Kap. 4.1.4). Die EU sollte sich daher weiterhin in internationalen Foren und Abkommen – allen voran im UN-Seerechtsübereinkommen, der UN-Generalversammlung, der FAO und der Weltbank – für eine globale nachhaltige Fischerei-Governance stark machen (Kap. 7.4.1). Empfehlungen zur Governance im Bereich der Aquakultur finden sich in Kapitel 7.4.2, zum Management der Nutzung erneuerbarer Energien im Meer in Kapitel 7.5.

Das UN-Seerechtsübereinkommen konkretisierende völkerrechtliche – globale oder regionale (Kap. 7.3.4.2, 7.3.4.3) – Abkommen sollten so ergänzt oder geändert werden, dass Schutz und nachhaltige Nutzung der Meere gewährleistet werden. Der WGBU schlägt vor, hierzu die internationale Kooperation über die Grenzen der einzelnen Sektoren (Fischerei, Schifffahrt, Energie- und mineralische Ressourcennutzung usw.) hinaus zu verbessern. So könnten etwa kooperative Formen der Vertragserfüllung, wie sie im Fischereisektor zu finden

7 Handlungsempfehlungen

sind, und Hafenstaatenkontrollen Vorbilder für eine Implementierung von Umweltvorschriften sein; generell könnten sie zur Verringerung der Umsetzungs- und Durchsetzungsdefizite bei sämtlichen Nutzungsarten dienen.

7.3.4.1

Zeichnung, Ratifizierung und Umsetzung des UN-Seerechtsübereinkommens fördern

Der WBGU erachtet das UN-Seerechtsübereinkommen als Grundlage eines Gesellschaftsvertrags für die Meere und empfiehlt die Fortentwicklung dieses Übereinkommens, um bestehende Defizite in der Meeres-Governance zu überwinden und eine nachhaltige Nutzung der Meere fortzuentwickeln und zu stärken. Dem UN-Seerechtsübereinkommen kommt im Umweltvölkerrecht aufgrund seiner weitreichenden gewohnheitsrechtlichen Anerkennung eine herausragende Bedeutung zu. Dennoch ist es von einigen Küstenstaaten (u. a. USA, Kolumbien, Türkei, Libyen) noch nicht gezeichnet worden. Die internationale Anerkennung dieses Völkerrechtsvertrags sollte weiter gestärkt werden, indem die Vertragsstaaten ihre diplomatischen Bemühungen intensivieren, um die noch verbleibenden Küstenstaaten zur Zeichnung und die Unterzeichnerstaaten, bei denen die Ratifizierung noch aussteht, zur Ratifizierung zu bewegen. Ebenso sollte verstärkter diplomatischer Druck ausgeübt werden, damit das bereits bestehende Recht und die vereinbarten politischen Zielsetzungen konsequenter umgesetzt und angewandt werden.

7.3.4.2

Ein neues Durchführungsübereinkommen zur biologischen Vielfalt auf der Hohen See vereinbaren

Seit etwa 10 Jahren wird, gestützt auf wissenschaftliche Erkenntnisse, zunehmend erkannt, dass es für Schutz und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt auf der Hohen See Regelungslücken gibt. Die Beschlüsse der „Rio+10-Konferenz“ (WSSD, 2002) sowie verschiedene Entscheidungen im Rahmen der Biodiversitätskonvention haben dazu beigetragen, dass die UN-Generalversammlung 2004 die BBNJ-Arbeitsgruppe eingerichtet hat (BBNJ – Biological Diversity Beyond Areas of National Jurisdiction). Gegenstand der Diskussion sind dort vor allem drei konkrete Regelungslücken, die durch ein neues Durchführungsübereinkommen zum UN-Seerechtsübereinkommen geschlossen werden sollen: (1) nachhaltige Nutzung mariner genetischer Ressourcen (inklusive Zugang und Vorteilsausgleich), (2) Naturschutzmaßnahmen, insbesondere auch durch Meeresschutzgebiete, (3) Umweltverträglichkeitsprüfungen, die aufgrund der durch den techni-

schen Fortschritt zunehmenden neuen Aktivitäten und Nutzungen auf der Hohen See an Bedeutung gewinnen.

Der WBGU hält diese Entwicklung für sehr hilfreich und empfiehlt, diesen Prozess mit Nachdruck zu verfolgen und zu unterstützen. Angesichts der wissenschaftlichen Sachlage, des dringenden Handlungsbedarfs sowie der politischen Zielsetzungen gab es im Vorfeld der „Rio+20-Konferenz“ die Hoffnung, dass dort der Beginn konkreter Verhandlungen beschlossen werden kann. Diese Hoffnungen wurden enttäuscht. Es wurde zwar vereinbart, ein Durchführungsübereinkommen zum UN-Seerechtsübereinkommen zu entwickeln, aber der Beginn der konkreten Verhandlungen wurde erneut verzögert. Die Gründung der „Global Ocean Commission“, eine unabhängige Initiative internationaler Führungspersonlichkeiten, soll helfen, diesen Prozess wieder zu beschleunigen (GOC, 2013).

Die Bundesregierung sollte sich weiter mit hoher Priorität dafür einsetzen, dass die politischen Blockaden auf dem Weg zu diesem geplanten Durchführungsübereinkommen überwunden werden können. Das Abkommen sollte rechtlich bindend sein und neben den oben genannten beiden Themen (1) und (3) die Ausweisung eines Netzwerks von Meeresschutzgebieten auf der Hohen See zum Ziel haben. Dieses Schutzgebietsnetzwerk sollte zumindest den qualitativen und quantitativen Ansprüchen genügen, die im Strategischen Plan der Biodiversitätskonvention vereinbart wurden (Aichi-Target 11; CBD, 2010a) und perspektivisch die quantitativen Zielsetzungen des WBGU (2006) umsetzen (Kap. 7.2.4, 7.3.9.1). Um besondere Aufmerksamkeit und politische Bedeutung zu erzielen, könnte am Ende der Verhandlungen eine politisch hochrangige „UN-Meereskonferenz“ stehen, auf der die letzten Probleme gelöst und das Abkommen gezeichnet wird. Der WBGU empfiehlt zu prüfen, ob nicht auch ein Finanzierungsmechanismus in das Abkommen aufgenommen werden kann, mit dem einige der Empfehlungen in Kapitel 7.3.6.1 umgesetzt werden könnten. Ein solches Durchführungsübereinkommen wäre auch ein wichtiger Baustein für eine grundlegende Reform des Seerechts, wie sie der WBGU in Kapitel 7.2 skizziert.

7.3.4.3

UN Fish Stocks Agreement und regionale Fischereiorganisationen (RFMO) weiterentwickeln

Die Nutzung der Fischbestände auf der Hohen See ist dringend reformbedürftig, damit nicht weiterhin Bestände gefährdet werden und Schäden an Meeresökosystemen eintreten. Die Governance der Hochseefischerei sollte entsprechend gestärkt und höher auf die politische Agenda gesetzt werden (Kap. 4.1.4.4).

Das UN-Übereinkommen über die Erhaltung und Bewirtschaftung gebietsübergreifender Fischbestände

und weit wandernder Fischbestände (UN Fish Stocks Agreement, FSA) aus dem Jahr 1995 ist als Durchführungsübereinkommen zum UN-Seerechtsübereinkommen zentrales Element der globalen Fischerei-Governance mit besonderer Relevanz für die Hohe See. Die generellen Prinzipien des FSA für eine vorsorgeorientierte und wissenschaftsbasierte Fischerei mit Berücksichtigung ihrer ökosystemaren Wirkungen sind deutlich weitreichender formuliert als im UN-Seerechtsübereinkommen und betreffen auch Bestände in den AWZ, was einen wesentlichen Fortschritt darstellt. Daher sollten die Bundesregierung und die Europäische Union auf diplomatischen Wegen eine möglichst breite Zeichnung und Ratifizierung des FSA unterstützen, so dass es längerfristig den Status des Völkergewohnheitsrechts erlangen kann. Vor allem sollten diejenigen Staaten beitreten und ratifizieren, die Hochseefischerei betreiben und Mitglied von regionalen Fischereiorganisationen (Regional Fisheries Management Organisations, RFMO) sind. Längerfristig sollte das Menschheitserbprinzip im FSA verankert und die Zuständigkeit des FSA im Bereich der Hohen See auf sämtliche Fischbestände ausgedehnt werden. Die Rolle der bislang auf die nachträgliche Bewertung der Bewirtschaftung von Fischbeständen beschränkten „Review Conference“ des FSA sollte erweitert werden, um die Entwicklung von Anforderungen und Standards auf dem neuesten Stand der Wissenschaft zu gewährleisten.

Die RFMO sind unverzichtbar, um die Kooperation der Staaten für die nachhaltige Bewirtschaftung gemeinsam genutzter Fischbestände in der Hohen See und vielfach auch in den AWZ zu organisieren. Allerdings haben die RFMO, global gesehen, beim nachhaltigen Umgang mit den von ihnen bewirtschafteten Fischbeständen größtenteils versagt (Kap. 4.1.4.4). Es gibt einen breiten wissenschaftlichen und politischen Konsens, dass dringender Handlungsbedarf besteht, die Staaten im Rahmen ihrer Kooperation in RFMO zu einer nachhaltigen Bewirtschaftung ihrer Bestände zu bringen. In letzter Zeit gibt es positive Fallbeispiele und einen generellen Trend zur Verbesserung der RFMO, seit die Probleme in UN-Gremien verstärkt aufgegriffen wurden. Dies hat u. a. zu Performance Reviews und zur Verbreitung von Best-practice-Lösungen geführt (Kap. 4.1.4.4). Konkret empfiehlt der WBGU:

- Die rechtliche Basis für die Fischerei auf der Hohen See ist neben dem UN-Seerechtsübereinkommen vor allem das FSA sowie der rechtlich nicht verbindliche FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei. Daher sollten alle RFMO die Bestimmungen dieser Vereinbarungen in ihre jeweilige Rechtsgrundlage übernehmen und ihre Mitglieder auffordern, diese Abkommen zu ratifizieren sowie die Ratifizierung für neue Mitglieder zur Voraussetzung machen,

wie es z. T. bereits geschieht. Der WBGU empfiehlt, die RFMO erheblich zu stärken. Sie sollten zunächst eine tragende gemeinsame Handlungsbasis, z. B. in Form einer strategischen Vision, von Zielen, Regeln und Prozessen erarbeiten, um Barrieren gegen einen Wandel in Richtung Nachhaltigkeit überwinden zu helfen. Die in Kapitel 7.4.1.1 genannten übergreifenden Empfehlungen für eine nachhaltige Bestandsbewirtschaftung können hierfür als Richtschnur dienen. Regelmäßige und transparente Performance Reviews, auch unter Integration externer Experten, sind ebenso zu empfehlen wie klare Streitbeilegungsverfahren. Der WBGU empfiehlt die Etablierung von Mechanismen, etwa durch einen von der FAO institutionell begleiteten Prozess, mit deren Hilfe die RFMO besser voneinander lernen und Best-practice-Lösungen wirkungsvoller verbreiten können.

- RFMO sollten ein transparentes Datenmanagement zu Ökosystemen und Beständen, Fang und Beifang sowie Schiffen und Fischereiaufwand aufbauen, das global koordiniert werden sollte. Die Empfehlung zur Ausweisung von jeweils mindestens 20–30% ihrer Fläche als Meeresschutzgebiete (Kap. 7.3.9.1), mit ausreichend großen Nullnutzungszonen, sollte auch von den RFMO umgesetzt werden. Eine stringente und effektive Überwachung durch moderne Technik bzw. Inspektoren sollte für alle RFMO Standard werden. RFMO sollten die Mitgliedstaaten anweisen, angemessene Strafen gegen Fischer zu verhängen, die gegen die RFMO-Regeln verstoßen. Für die Fischerei- und Versorgungsfahrzeuge aller Flaggen, die in RFMO-Gebieten auf der Hohen See operieren wollen, sollte es ein weltweit zugängliches Register sowie den Zwang zur Lizenzierung geben. Die RFMO sollte unlicenzierten Fischern bzw. Fischern mit unlicenzierten Fanggeräten den Zugang zu den Fischbeständen verweigern können. RFMO sollten ihre Rechte gemäß UN-Seerechtsübereinkommen und FSA so weitgehend wie möglich ausschöpfen, um Schiffen aus nicht kooperierenden Staaten die Nutzung der RFMO-Bestände zu verweigern oder zu erschweren. Gezielte Maßnahmen gegen IUU-Fischerei (siehe genauer in Kap. 7.4.1.5) sind im gemeinsamen Interesse der RFMO-Mitgliedstaaten. Ein transparentes Datenmanagement sowie verstärkte Berichts- oder Rechenschaftspflichten (Bewirtschaftungspläne, Bestands- und Fangstatistiken usw.) würde es u. a. UN-Institutionen und Nichtregierungsorganisationen erleichtern, die Wirksamkeit des Managements zu prüfen.
- Um die verbliebenen Lücken zu schließen, sollten die bestehenden RFMO bislang nicht regulierte Fischbestände in die Bewirtschaftung aufnehmen (z. B. reine Hochseebestände, Tiefseebestände), und

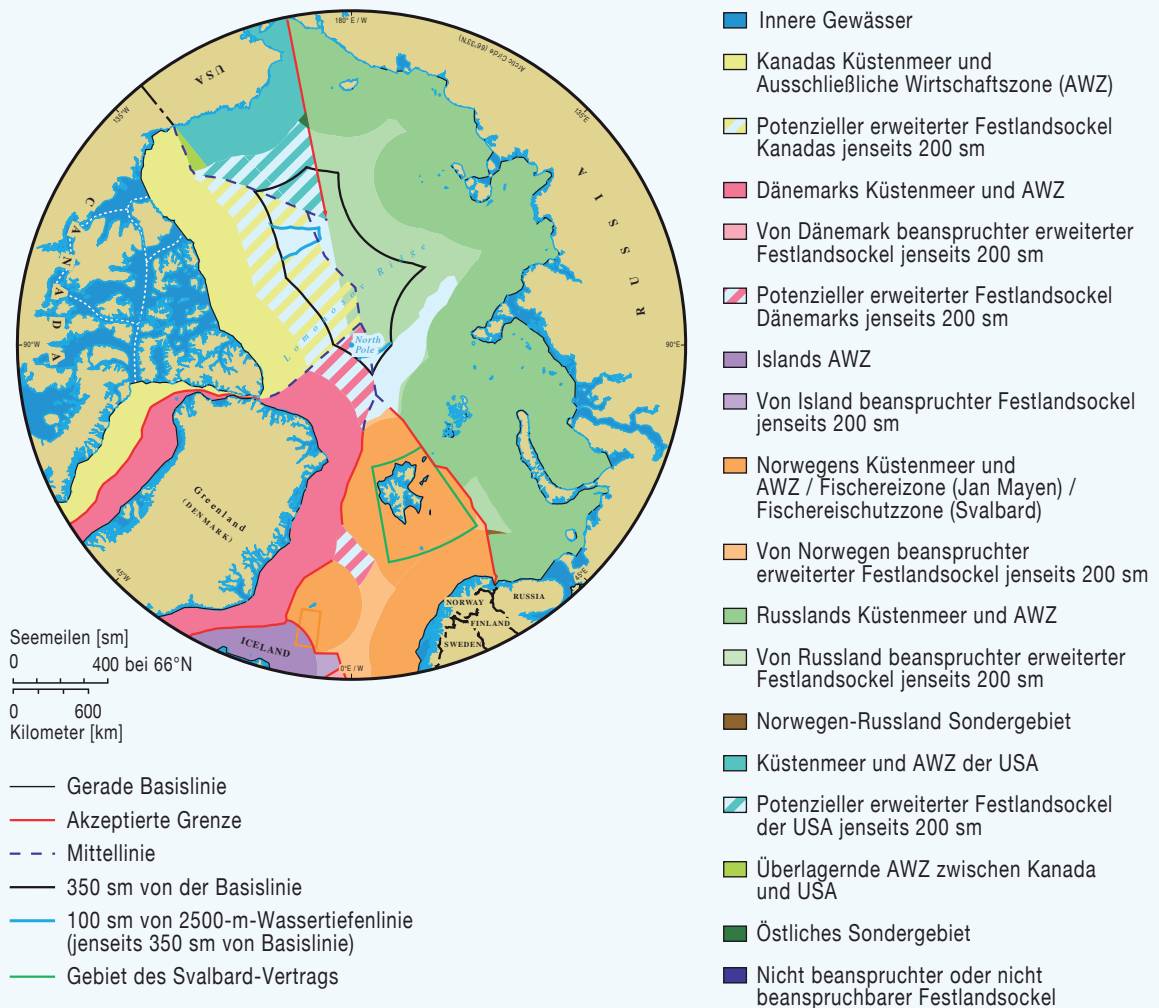
Kasten 7.3-1**Regionaler Schwerpunkt Arktis: Umfassender Schutz eines einzigartigen Naturraums**

Im Gegensatz zur Antarktis, die ein von Meer umgebener, eisbedeckter Kontinent ist, handelt es sich bei der Arktis um ein Meer mit seinen umschließenden Landmassen, das bislang in großen Teilen eine ganzjährige Eisbedeckung aufweist. Der arktische Ozean, auch das Nordpolarmeer genannt, ist gemäß der WBGU-Vision dem Menschheitserbe Meer zuzuordnen (Kap. 7.2). Gleichzeitig handelt es sich bei der Arktis mit ihren marinen und terrestrischen Ökosystemen um einen einzigartigen und besonders schützenswerten Naturraum, dessen Nutzung sehr anspruchsvollen Schutzanforderungen unterliegen sollte. Die besondere Schutzwürdigkeit der Arktis ergibt sich aus ihrer ökologischen Bedeutung, ihrer herausgehobenen Rolle im Klimasystem und ihrer rapiden Veränderung als Resultat menschlich verursachter Änderungen im Erdsystem (Kasten 1.2-3).

Die Arktis zeichnet sich durch Lebensgemeinschaften aus, die unter extremen Umweltbedingungen überleben. Im

Vergleich zu klimatisch gemäßigten Breiten findet sich in der Arktis eine geringere Artenvielfalt, und durch die lange Polarnacht ist die Vegetationsperiode vergleichsweise kurz. Beides trägt dazu bei, dass die arktischen Ökosysteme deutlich fragiler und sensibler sind als diejenigen in gemäßigten Breiten. Im arktischen Meer gibt es produktive Meeresökosysteme mit großen Fischbeständen (Kasten 4.1-1).

Im globalen Klimasystem hat die Arktis eine besondere Rolle und dient als Frühwarnsystem für Änderungen. Die Eisbedeckung sorgt dafür, dass ein Teil der auf die Arktis treffenden Sonneneinstrahlung reflektiert wird. Schmelzen nun die arktischen Schnee- und Eismassen, kommen die dunkleren Land- und Meeresoberflächen zum Vorschein, die Sonneneinstrahlung wird absorbiert und verstärkt so die Erwärmung. Dies und weitere Faktoren führen dazu, dass die globale Erwärmung sich in der Arktis durch eine weit überdurchschnittliche Temperaturerhöhung manifestiert. Bereits jetzt sind ein zunehmender Rückgang des arktischen Meereseises in den Sommermonaten und eine verstärkte Schmelze des Grönlandeises und der Permafrostböden in der Region zu verzeichnen. Schmilzt das arktische Landeis, führt dies zu einem erheblichen Meeresspiegelanstieg. Allein im grün-

**Abbildung 7.3-1**

Seerechtliche Hoheitsbereiche und Grenzen in der Arktis. Ausführliche Anmerkungen siehe IBRU (2013).

Quelle: IBRU, 2013 (www.durham.ac.uk/ibru/resources/arctic)

ländischen Eisschild ist eine Wassermenge gespeichert, die langfristig einen Meeresspiegelanstieg von ca. 7 m auslösen könnte (Kap. 1.2.7). Der Klimawandel hat weitreichende Auswirkungen auf die arktischen Ökosysteme und führt u.a. zu Verschiebungen der Fischbestände (Kasten 4.1-1).

Lange Zeit haben sich das Nordpolarmeer und die gering besiedelten Gebiete Alaskas, Grönlands, Kanadas und Sibiriens einer intensiven wirtschaftlichen Nutzung aufgrund des extremen Klimas, der ganzjährig bestehenden Meereisdecke und der daraus resultierenden schwierigen Passierbarkeit der Seewege entzogen. In der Region leben fast 4 Mio. Menschen, darunter viele indigene Völker, die in Teilen noch immer ihre traditionelle, an die arktische Region angepasste Lebensweise kultivieren.

Durch fortschreitende technologische Entwicklungen und den Rückgang des arktischen Eises sind der Zugang zu Ressourcen wie Öl, Gas, Gold, Zink, seltenen Erden und zu Fischbeständen sowie die Passierbarkeit der Gewässer in der Region erleichtert. Der Großteil der in der Arktis vermuteten Ressourcen und der sich öffnenden Schiffspassagen liegen entweder innerhalb der AWZ oder im Bereich des erweiterten Festlandsockels, der nach erfolgreicher Beantragung bei der Festlandsockelkommission von den Küstenstaaten beansprucht werden kann (Abb. 7.3-1). Alle Anrainerstaaten haben den Abbau mineralischer Ressourcen angekündigt. Schon heute werden von mehreren Anrainerstaaten Explorationsbohrungen zur Erschließung der Öl- und Gasvorkommen unternommen (Kasten 5.1-2). Der Ausbau regulärer Förderanlagen ist für die nächsten Jahre vorgesehen. Pipelines sowie Hafen- und Sicherheitsinfrastrukturen und verarbeitende Industrien werden weiter ausgebaut. Auch ist mit einer starken Zunahme des Schiffsverkehrs in der Region aufgrund der zu erwartenden Eisfreiheit der Seewege im Sommer zu rechnen. Gleichzeitig lassen sich Kontroversen zwischen den Anrainerstaaten um Grenzverläufe und die Ausweitung der Festlandsockel beobachten.

Eine stärkere Nutzung der Arktis birgt erhebliche Risiken für die fragilen Polarökosysteme. Durch den Ressourcenabbau und damit verbundene Unfälle, besonders bei der Förderung von Öl und Gas, durch verstärkte Ansiedlung von Industrien, durch zunehmenden Schiffsverkehr und eventuelle Havarien wird der Schadstoffeintrag in der Arktis zunehmen. Je nach Schwere von Verschmutzung und Unfällen drohen irreversible Schäden am Naturraum Arktis.

Eine weitreichende wirtschaftliche Nutzung des arktischen Ozeans und Meeresbodens durch den Abbau von Öl- und Gasvorkommen und anderen Ressourcen wird bereits geplant. Dennoch sieht der WBGU in einem umfassenden, grenzüberschreitenden Meeresschutzgebiet, das sowohl die arktischen Gebiete der Hohen See als auch die AWZ der Arktisanrainerstaaten umfasst, das Instrument, welches den Schutzanforderungen der Arktis aufgrund der genannten Besonderheiten am ehesten gerecht wird. Dieses Arktisschutzgebiet könnte von den Arktisanrainern durch den Arktischen Rat oder zwischenstaatlich verhandelt und

umgesetzt werden sowie im Rahmen des UN-Seerechtsabkommens um den Anteil der arktischen Hohen See ergänzt werden (Kasten 3.2-3). Exploration und Förderung mineralischer Ressourcen einschließlich Erdöl und Erdgas sollten im Schutzgebiet verboten sein und für die industrielle Fischerei sollten große No-Take Zones eingerichtet werden. Solange kein umfassendes Arktisschutzgebiet etabliert werden kann, sind folgende Empfehlungen als Schritte in diese Richtung zu verstehen.

- ▶ *Arktisschutzgebiet für die Hocharktis einrichten:* Zunächst sollte die Hocharktis zum Schutzgebiet erklärt werden. Mit dem Status des Schutzgebiets gehen beschränkte Nutzungsrechte einher. Dies wäre ein wichtiger Schritt in Richtung eines umfassenden Arktisschutzgebiets.
- ▶ *Bestehende arktische Schutzgebiete ausbauen und fördern:* Eine Arbeitsgruppe des Arktischen Rats hat im Jahr 2004 einen „Marine Strategic Plan“ entworfen, der auf die Förderung von Netzwerken bestehender Schutzgebiete abzielt. Die Bundesregierung sollte die Bemühungen der Arbeitsgruppe unterstützen. Innerhalb der Territorien verschiedener Anrainerstaaten der Arktis gibt es bereits eine Reihe mariner Schutzgebiete wie z. B. in Kanada, Norwegen und Grönland. Auch diese Bemühungen sollten gewürdigt und gefördert werden.
- ▶ *Nachhaltige Nutzung des arktischen Ozeans und Meeresbodens institutionalisieren:* Der WBGU empfiehlt, dass sich die internationale Gemeinschaft und insbesondere die arktischen Anrainerstaaten auf den Schutz des arktischen Ozeans und seiner Ökosysteme verständigen. Auch der arktische Ozean sollte innerhalb der AWZ und der erweiterten Festlandsockel nur auf nachhaltige Weise bewirtschaftet und genutzt werden. Die Nutzung des arktischen Ozeans, insbesondere die Offshore-Förderung von Erdöl und Erdgas, sollte nach anspruchsvollen Sicherheitsstandards und im Rahmen anspruchsvoller Umweltschutzstandards erfolgen, die der Fragilität der arktischen Ökosysteme gerecht werden.
- ▶ *Verbindlichen „Polar Code“ umsetzen:* Deutschland sollte die Bemühungen der Europäischen Kommission zur Entwicklung eines verbindlichen „Polar Codes“ für die Schifffahrt in der Region, unter Federführung der Internationalen Seeschifffahrts-Organisation (International Maritime Organisation, IMO), unterstützen, um damit Sicherheitsmaßnahmen und Umweltrisiken zu begegnen, die mit der erhöhten Schifffahrt in der Arktis einhergehen.
- ▶ *Haftungsregime etablieren:* Bisher gibt es kein Haftungsregime für den arktischen Ozean, welches im Fall erheblicher Umweltschäden, etwa durch Bohrinselhavarien, Schiffszusammenstöße, Lecks an Pipelines oder ähnliche Zwischenfälle zur Anwendung kommen könnte. Ein Haftungsregime in der Arktis müsste einen klaren Handlungsrahmen mit Haftungsbedingungen für die einzelnen Nutzergruppen und potenziellen Verursacher wie Staaten, Unternehmen und andere Akteure liefern.

es sollten in noch unregulierten Regionen der Weltmeere RFMO neu gegründet werden. Dabei sollte die prospektive Erweiterungsoption in Richtung einer Regional Marine Management Organisation im Sinne der WBGU-Vision (Kap. 7.2.2.2) bereits berücksichtigt werden. Generell sollte eine umfassende Koope-

ration mit den jeweils angrenzenden RFMO angestrebt werden.

7.3.5

Regionale Meeres-Governance stärken

Um das Potenzial der regionalen Meeres-Governance besser auszuschöpfen empfiehlt der WBGU, sie an den in Kapitel 7.1 skizzierten Leitprinzipien – dem Menschheitserbprinzip, dem systemischen Ansatz und dem Vorsorgeprinzip – sowie an den dort genannten zehn Kriterien für eine nachhaltige Meeres-Governance auszurichten. Regionale Kooperation folgt dem Subsidiaritätsansatz, also der Kompetenz- bzw. Handlungsverlagerung auf die unterste problemadäquate Governance-Ebene. Die regionale Meeres-Governance sollte zur Etablierung verbindlicher und unverbindlicher Regelungen und Standards sowie zu deren Einhaltung deutlich gestärkt und ausgeweitet werden. Die folgenden Empfehlungen knüpfen überwiegend an die bestehende regionale Governance für die Meere an und setzen somit auf Kontinuität und Fortentwicklung. Die Arktis wird im Kasten 7.3-1 herausgehoben behandelt.

7.3.5.1

UNEP Regional Seas Programme stärken und ausweiten

Die im Rahmen des UNEP Regional Seas Programme geschlossenen Abkommen und die dabei erzielten Ergebnisse sind wichtige Meilensteine auf dem Weg zu einer wirksamen regionalen Meeres-Governance (Kap. 3.4.1).

Die Bundesregierung und die EU sollten sich im Rahmen von UNEP dafür stark machen, dass für alle Meeresregionen möglichst flächendeckend eigene, durch Abkommen gestützte Regionalprogramme entwickelt werden. Für bereits laufende, aber bislang nicht durch völkerrechtliche Übereinkünfte gestützte Regionalprogramme – u. a. das East Asian Seas Programme, an dem die Mehrheit der ASEAN-Staaten beteiligt ist – sollten entsprechende Abkommen vereinbart werden. Hierbei sollten im Sinne der Governance-Kohärenz auch die relevanten Regelungen globaler Abkommen (z. B. FSA, CBD, CITES) integriert werden, um deren regionale Umsetzung zu fördern. Der WBGU empfiehlt zudem eine deutliche finanzielle und organisatorische Aufwertung des UNEP Regional Seas Programme und seine enge Kooperation mit dem von UN-Generalsekretär Ban Ki-moon initiierten Oceans Compact (Kap. 7.3.3.1). Dadurch kann das Programm politisch sichtbar gemacht und die Position des gesamten Programms sowie der einzelnen Regionalprogramme gestärkt werden.

7.3.5.2

Regionale Meeresabkommen stärken

Regionale Meeresabkommen haben bereits wichtige Beiträge zum nachhaltigen Umgang mit den Meeren geleistet, auch wenn sie im Hinblick auf ihre Zielsetzung, Instrumente und Institutionen z. T. sehr unterschiedlich ausgestaltet sind (Kap. 3.4). Positiv hervorzuheben sind hier u. a. die Helsinki-Konvention für die Ostsee (HELCOM), unter der insbesondere der Eintrag von Schadstoffen reguliert und somit eine signifikante Verbesserung des Ökosystemzustands der Ostsee erreicht wurde, sowie die OSPAR-Konvention für den Nordostatlantik, welche u. a. ein Netzwerk von Meeresschutzgebieten auf Hoher See hervorgebracht hat (Kap. 3.6.2, 7.3.9.1). Die Analyse des WBGU hat gezeigt, dass die Umsetzung regionaler Abkommen durch problembezogene Protokolle, durch die Verabschiedung ambitionierter Aktionspläne sowie durch die Etablierung regionaler Meereskommissionen verbessert werden kann (Kap. 3.4).

Ambitionierte Protokolle und Aktionspläne vereinbaren

Protokolle sind rechtlich verbindlich, konkretisieren die Rahmenübereinkommen und verbessern somit deren Wirksamkeit. Sie können zur Vermeidung grenzüberschreitender Konflikte beitragen und helfen den Mitgliedstaaten, sowohl die Nutzung als auch den Schutz der jeweiligen Meeresregion besser zu organisieren. Der WBGU empfiehlt daher die inhaltliche Weiterentwicklung bestehender sowie die Formulierung zusätzlicher Protokolle, welche die kooperative Bearbeitung bislang unberücksichtigter Probleme sicherstellen. Im Sinne des systemischen Ansatzes wird insbesondere die Verabschiedung ambitionierter Protokolle zu landbasierten Aktivitäten mit dem Ziel des Meeresschutzes empfohlen, wie sie bereits in einigen Konventionen existieren, z. B. der Barcelona-Konvention (Kap. 3.4.2). Es sollte geprüft werden, inwieweit Prinzipien der EU-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie Eingang in zu vereinbarende Protokolle auch für andere Meeresregionen finden sollten. Mit Blick auf die zunehmende Expansion von Nutzungen auf und in die Meere sollte zudem geprüft werden, inwieweit Ziele und Grundsätze einer marinen Raumplanung in solche Protokolle aufgenommen werden könnten (Kap. 7.3.9.2).

Regionale Aktionspläne ermöglichen die dynamische Weiterentwicklung der Meeres-Governance. Da solche Aktionspläne völkerrechtlich nicht verbindlich sind, fällt es den Staaten leichter, weitreichende und mit konkreten Maßnahmen unterlegte Ziele zu vereinbaren. Gleichzeitig können sie ungeachtet ihrer formalen Unverbindlichkeit erhebliche normative Kraft entfalten und somit die Wirksamkeit regionaler Koope-

ration erhöhen. Sie sind daher ein sinnvolles, zu den verbindlichen Protokollen komplementäres Instrument regionaler Meeres-Governance.

Aktionspläne bestehen bereits bei einigen regionalen Meeresabkommen wie OSPAR und HELCOM und sind das zentrale Instrument des UNEP Regional Seas Programme: Alle darunter etablierten Regionalprogramme verfügen über einen Aktionsplan. Der WBGU empfiehlt, die Weiterentwicklung bzw. Neuformulierung von Aktionsplänen vorzunehmen. Insbesondere der 2007 von den HELCOM-Mitgliedstaaten und der EU verabschiedete Ostseeaktionsplan (Baltic Sea Action Plan), der explizit die Umsetzung des ökosystemaren Ansatzes einfordert, Umweltziele formuliert und die entsprechende Weiterentwicklung von Indikatoren verfolgt, weist einen erfolversprechenden Weg zur Umsetzung von Vorsorgeprinzip und adaptivem Management. Auch für Abkommen, die vorrangig wirtschaftliche Aktivitäten betreffen, ist eine entsprechende Weiterentwicklung bestehender, oftmals sektoral fokussierter Aktionspläne unter Einbezug des Meeresschutzes sinnvoll.

Für Deutschland und die EU bieten sich auf mehreren Ebenen Gestaltungsmöglichkeiten. Zunächst sollte der erweiterte Einsatz von Protokollen und Aktionsplänen im Rahmen des UNEP Regional Seas Programme unterstützt werden. Durch die aktive Mitgliedschaft in verschiedenen regionalen Meeresabkommen bestehen vor allem für die EU weitere Möglichkeiten zur Einflussnahme. Zudem kann im Rahmen der deutschen und europäischen Entwicklungspolitik die Verabschiedung ambitionierter Protokolle und Aktionspläne sowie der Aufbau geeigneter organisatorischer Kapazitäten zu deren Um- und Durchsetzung gefördert werden.

Nicht zuletzt bietet auch die geplante Formulierung eines globalen Aktionsplans für die Meere im Rahmen des Oceans Compact (Kap. 7.3.3.1) eine Gestaltungsmöglichkeit, da Deutschland und die EU wegen ihrer Beteiligung an z.T. sehr gut entwickelten Meeresabkommen (z.B. OSPAR, HELCOM) sowie wegen ihrer exzellenten und weltweit anerkannten Meeresforschung über große inhaltliche Kompetenzen verfügen. Dabei sollte insbesondere auf eine adäquate Verzahnung regionaler Aktionspläne mit einem etwaigen zukünftigen globalen Aktionsplan geachtet werden.

Regionale Meereskommissionen einrichten und stärken

Der WBGU empfiehlt eine weitergehende Institutionalisierung regionaler Meeresabkommen durch die Etablierung regionaler Meereskommissionen oder -sekretariate mit weitreichenden Kompetenzen, da dies die Festigung und Weiterentwicklung regionaler Meeres-Governance erheblich befördern kann (Kap. 3.4.2).

Vor allem sollte das Aufgabenspektrum regionaler Meereskommissionen von lediglich sektoralen Kompetenzen (z.B. RFMO; Kap. 7.3.4.3) hin zu einem integrierten, alle relevanten Nutzungen und den Meeresschutz berücksichtigenden Ansatz weiterentwickelt werden. Regionale Meereskommissionen können dann durch Bündelung von Fachwissen und Förderung des Austausches zwischen den Mitgliedstaaten die Basis für eine verbindlichere und anpassungsfähigere regionale Meeres-Governance schaffen. Ferner empfiehlt der WBGU, den Beschlüssen regionaler Meereskommissionen mehr Verbindlichkeit zu geben. Gerade bei weit entwickelten Kooperationen wie z.B. HELCOM sollte geprüft werden inwieweit es sinnvoll ist, das Prinzip der Einstimmigkeit durch qualifizierte Mehrheiten zu ersetzen.

7.3.5.3

Verzahnung regionaler Meeres-Governance verbessern

Der WBGU empfiehlt insbesondere die Zusammenarbeit zwischen räumlich benachbarten oder überlappenden Meeresschutzabkommen, da die verbesserte Koordination der Akteure in einer Meeresregion, eine verbesserte Kohärenz der Ziele und eine bessere Verzahnung der Governance-Mechanismen Synergieeffekte erzeugen kann. So ist z.B. die verstärkte Kooperation beim Thema Meeresschutzgebiete zwischen dem OSPAR-Abkommen, das explizit nicht für die Fischerei zuständig ist, und der in der gleichen Region aktiven RFMO positiv zu bewerten (Kap. 7.3.9.1). Sie könnte als Vorbild dienen, um auch in anderen Regionen die Harmonisierung von Zielen und Maßnahmen voranzutreiben und die regionale Kohärenz zu verbessern. Der Einfluss Deutschlands und der EU zur besseren regionalen Integration von Meeresschutz und Fischerei-Governance sollte im Rahmen des UNEP, der FAO sowie des Oceans Compact geltend gemacht werden. Zudem sollte die Harmonisierung zwischen internationalen, von der EU gezeichneten Abkommen und der Meeres- und landseitigen EU-Politik verbessert werden.

Auch der aufgrund von Technologieentwicklung und neuen Nutzungsformen der Meere anfallende zusätzliche Regelungsbedarf erfordert eine verstärkte intraregionale sowie intersektorale Kooperation. Relevante technische Entwicklungen sollten im Hinblick auf Nutzungsmöglichkeiten und Schutzanforderungen durch Politikgestaltung auf regionaler Ebene begleitet werden. Besonders die aktuell im Energiesektor stattfindenden technischen Entwicklungen erfordern aufgrund ihrer potenziellen Auswirkungen auf die Meeresumwelt sowie möglicher Wechselwirkungen mit anderen Nutzungen eine integrierte regionale Bewertung. Für die erneuerbaren Meeresenergien verweist der WBGU auf frühere Empfehlungen zu internationaler Energie- und

7 Handlungsempfehlungen

Technologiepolitik (WBGU, 2011:332). Beispielsweise bietet sich auf regionaler Ebene eine Kooperation von IRENA mit dem Regional Seas Programme des UNEP an, um die Diffusion erneuerbarer Energietechnologien zu ermöglichen und die nachhaltige Nutzung der Meere zu gewährleisten. Auch bei der marinen Raumplanung, die als vorausschauendes Instrument Möglichkeiten zur kooperativen Interessensabwägung eröffnet, bietet sich eine grenzüberschreitende Kooperation an (Kap. 7.3.9, 7.5.1.2).

Ferner empfiehlt der WBGU, Kooperationen zwischen verschiedenen Regionen zu stärken. Wie das Beispiel der Zusammenarbeit zwischen OSPAR und der Abidjan-Konvention zeigt (Kap. 3.4.2), kann durch Wissensaustausch der Aufbau von Kapazitäten für Monitoring, Um- und Durchsetzung vor allem in wirtschaftlich schwächeren Regionen gefördert werden. Die Kooperation zwischen Abkommen mit vergleichsweise weit entwickelten Kapazitäten (z.B. HELCOM und OSPAR) kann zur Harmonisierung von Indikatoren und zur Verbesserung des Monitorings genutzt werden.

Für die sektorübergreifende, integrative Bearbeitung gemeinsamer Herausforderungen sollten die bestehenden interregionalen Kooperationen vertieft werden. Dies sollte unter Ausrichtung an den vom WBGU vorgeschlagenen Prinzipien und Kriterien aus Kapitel 7.1 und im Einklang mit bestehenden völkerrechtlichen Regelungen geschehen (z. B. FSA, CBD, CITES). Im Rahmen des UNEP Regional Seas Programme sollte die Entwicklung weiterer Kooperationsmöglichkeiten eingefordert werden, etwa unter Beteiligung des asiatischen und pazifischen Meeresraums.

7.3.6

Konzepte zur gemeinschaftlichen Finanzierung der Meeres-Governance entwickeln

Die für eine global nachhaltige Nutzung der Meere notwendige internationale Kooperation sollte von zwischenstaatlichen Finanztransfers begleitet werden. Eine Umstellung von Fischerei und Aquakultur in Richtung Nachhaltigkeit (Kap. 7.4), die Einrichtung und der Unterhalt von Meeresschutzgebieten (Kap. 7.3.9) sowie die Um- und Durchsetzung von Meeres-Governance (Kap. 7.1.5) verursachen einzelnen Ländern Kosten, kommen aber allen Ländern zugute. Es sollte deshalb nach Wegen gesucht werden, die Kosten der verschiedenen Maßnahmen fair auf alle Staaten zu verteilen.

Für die Lastenteilung zieht der WBGU das Vorsorge- und das Gleichheitsprinzip als übergeordnete Prinzipien heran (Kap. 3.1.4). Das Vorsorgeprinzip betont die Verantwortung der Staatengemeinschaft für das globale

Kollektivgut Meer. Wie in Kapitel 3.6.8 diskutiert, könnte man die Finanzierungslast demnach mit einer Pro-Kopf-Verteilung der Kosten allen Staaten gleichermaßen auferlegen. Grundsätzlich ist bei der Kostenteilung allerdings auch die Leistungsfähigkeit unterschiedlicher Länder zu beachten. Transfers von wirtschaftlich leistungsfähigen Staaten in Länder mit geringerem Bruttoinlandsprodukt schaffen häufig erst die Voraussetzung dafür, dass diese Länder Schutzvorschriften für die Meere einhalten können. Generell lässt sich festhalten, dass Transfers die Bereitschaft der Empfängerländer erhöhen, einem anspruchsvollen Governance-Regime zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Meere zuzustimmen.

Die Lastenteilung kann u.a. durch die Einrichtung internationaler Fonds geschehen. Die Mittel zur Alimentierung der Fonds sollten u.a. aus Nutzungsentgelten gewonnen werden.

Die Kosten für den Schutz und für den Übergang zu einer global nachhaltigen Nutzung der Meere können im Rahmen dieses Gutachtens nur grob abgeschätzt werden. Die Schätzungen für einmalige Kosten zur Fischereireform sowie für die Einrichtung eines globalen Monitoring-Systems sind in Tabelle 7.3-1 zusammengestellt und ergeben Werte von insgesamt mindestens 200–295 Mrd. US-\$. Zusätzlich sind auch laufend anfallende Kosten von insgesamt 22–37 Mrd. US-\$ jährlich zu berücksichtigen (Tab. 7.3-1). Hinzu kommen weitere, nur schwer quantifizierbare Posten wie z.B. Kompensationszahlungen für die Nichtnutzung der Meere oder den Ausbau erneuerbarer Energien aus und auf den Meeren (Kap. 7.3.7).

7.3.6.1

Internationale Finanzierungsmechanismen stärken

Auch heute schon gibt es internationale Fonds und Programme zur Unterstützung nachhaltigen Fischereimanagements, nachhaltiger Aquakulturen und zur Einrichtung von Schutzgebieten. Die Finanzierung des Schutzes von Meeres- und Küstenökosystemen über internationale Finanzierungsmechanismen erfolgt bisher aus diversen Quellen (GEF, Weltbank, weitere UN-Organisationen wie FAO und UNDP), ist wenig koordiniert und von völlig unzureichendem Umfang (Kap. 3.6.8). Die zur Verfügung stehenden Mittel sollten daher gebündelt und im Umfang erhöht werden.

Der WBGU empfiehlt darüber hinaus zwei zusätzliche internationale Fonds: einen Fonds zur Unterstützung nationaler Maßnahmen zu Schutz und nachhaltiger Nutzung innerhalb der AWZ sowie einen Fonds zur Finanzierung des Schutzes der Hohen See. Für die Verwaltung der Mittel sollten bestehende Strukturen wie etwa die Globale Umweltfazilität (Global Environment Facility, GEF) genutzt werden.

Tabelle 7.3-1

Zusammenstellung der Kostenschätzungen aus den Kapiteln 3 und 4, soweit verfügbar. Es fehlen explizite Abschätzungen zu einmaligen Kompensationszahlungen, zu einmaligen Einrichtungskosten für marine Schutzgebiete sowie zum globalen Ausbau erneuerbarer Energien aus und auf den Meeren.

Quellen: ¹UNEP, 2011b; ²POGO, 2010, 2011; ³Balmford et al., 2004; ⁴WBGU, eigene Schätzungen basierend auf HSTF, 2005, 2006 sowie Brooke et al., 2010

Einmalig anfallende Kosten		Jährlich anfallende Kosten	
[Mrd. US- $\text{\$}$]		[Mrd. US- $\text{\$}$]	
Fischereireform ¹	190–280	Fischereimanagement ¹	10
		Unterhalt eines Netzwerks mariner Schutzgebiete ³	5–19
Einrichtung eines Monitoring-Systems (GOOS) ²	10–15	Unterhalt eines Monitoring-Systems (GOOS) ²	5
		Kontrolle und Durchsetzung von Meeres-Governance ⁴	2–3
Gesamt	200–295	Gesamt	22–37

Finanzierungsmechanismus für nachhaltige Nutzung und Schutz innerhalb der AWZ

Die nachhaltige Bewirtschaftung der Meere innerhalb der AWZ liegt in der Verantwortung der jeweiligen Küstenstaaten und sollte grundsätzlich auch von ihnen finanziert werden. In der WBGU-Vision haben die Küstenstaaten gegenüber der World Oceans Organisation (WOO) eine Rechenschaftspflicht für die nachhaltige Nutzung der Meere innerhalb ihrer AWZ (Kap. 7.2.2.1). Ein Transfermechanismus sollte vor allem diejenigen Küstenstaaten unterstützen, die aufgrund geringer wirtschaftlicher Leistungsfähigkeit dadurch anfallende Kosten (z.B. Fischereireform, Monitoring- und Berichtssysteme) nicht alleine tragen können. Dies könnte die Bereitschaft erhöhen, dass diese Staaten ihren Pflichten nachkommen. Ein entsprechender Fonds sollte, dem Gleichheitsprinzip folgend, von allen Staaten gemeinsam getragen werden, wobei die Einzahlungen an die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit geknüpft sein sollten.

Finanzierungsmechanismus für den Schutz der Hohen See

Für den Schutz der Hohen See, insbesondere für Monitoring und Überwachung auf Hoher See, sowie für die Einrichtung eines Netzwerks von Meeresschutzgebieten (Kap. 7.3.9.1), sollten in einem internationalen Fonds Mittel bereitgestellt werden. Dem Gleichheitsprinzip folgend sollten sich nicht nur die Küstenstaaten, sondern alle Staaten an einem solchen Fonds beteiligen, unabhängig von ihrer direkten Nutzung der Hohen See. Dies nicht zuletzt, weil alle Länder mindestens indirekt (u.a. über Handel, Konsum, Tourismus und landbasierte Aktivitäten) zur Gefährdung der Ökosysteme

der Hohen See beitragen und alle, mindestens indirekt, von Schutz und nachhaltiger Nutzung der Hohen See einem Erhalt dieser Ökosysteme profitieren. Die Höhe der Einzahlungen der verschiedenen Länder sollte sich dabei an der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit eines Landes bemessen.

7.3.6.2

Finanzierung über Mechanismen der Klimarahmenkonvention nutzen

Neben den zuvor beschriebenen neu einzurichtenden Fonds zur Finanzierung der Meeres-Governance können auch bereits vorhandene Finanzierungsmechanismen der Klimarahmenkonvention für den Schutz und die nachhaltige Nutzung des Ökosystems Meer eingesetzt werden. Der WBGU unterstützt den Ansatz, den Schutz kohlenstoffspeichernder Küstenwälder (z.B. Mangrovenwälder) in den Rahmen des REDD-plus-Mechanismus der Klimarahmenkonvention zu integrieren. Eine eigene Kategorisierung von Küstenökosystemen als „Blue Carbon“ und die Finanzierung ihres Schutzes über Kohlenstoffmärkte hält der WBGU dagegen nicht für sinnvoll (Kasten 1.2-2).

Die Finanzierung neuer Anlagen zur Erzeugung erneuerbarer Energien auf den Meeren könnte durch die (Finanzierungs-)Mechanismen der Klimarahmenkonvention (Joint Implementation, Clean Development Mechanism, Climate Change Focal Area des GEF Trust Fund, Green Climate Fund) unterstützt werden. Einen zusätzlichen internationalen Finanzierungsmechanismus für erneuerbare Energien auf den Meeren hält der WBGU nicht für notwendig, da die Vorteile aus der Energienutzung überwiegend national oder regional und zu einem großen Teil bei privaten Unternehmen

7 Handlungsempfehlungen

anfallen dürften. Dementsprechend wäre auch eine Finanzierung durch diejenigen, die Renditen erzielen werden, angemessen.

7.3.6.3

Nutzungsentgelte als Finanzierungsquelle erschließen

Wie bei allen internationalen Transferzahlungen stellt sich die Frage, auf welchem Weg möglichst substanzielle und verlässliche Zahlungsströme zur Alimentierung der in Kapitel 7.3.6.1 vorgeschlagenen neuen Fonds und Transfermechanismen generiert werden können. Im Kontext der Meere und Ozeane empfiehlt der WBGU, die erforderlichen Mittel u.a. auch aus Nutzungsentgelten zu gewinnen (WBGU, 2002). Nutzungsentgelte können die in Kapitel 7.3.7 beschriebene Anreizfunktion übernehmen und außerdem einen wesentlichen Beitrag zur Finanzierung des Meeresschutzes leisten, da das entsprechende Aufkommen, anders als bei einer Steuer, zweckgebunden eingesetzt werden kann.

Nutzungsentgelte sollten daher im Zusammenhang mit der internationalen Finanzierung des nachhaltigen Managements und des Schutzes der Ozeane und ihrer Ressourcen verstärkt aufgegriffen werden. Sie sollten sich künftig vor allem auf Bereiche beziehen, die bisher unentgeltlich genutzt werden konnten. So sollten Nationalstaaten etwa Entgelte auf die Nutzung der Meere innerhalb der AWZ erheben (z.B. Fischerei-, Aquakulturlizenzen, Abgaben auf sportliche und touristische Aktivitäten innerhalb der AWZ; Kap. 4.1.3.6). Diesbezüglich wären internationale Vereinbarungen mit dem Ziel der Harmonisierung von Nutzungsentgelten sinnvoll, um Wettbewerbsnachteile für einzelne Staaten und Ausweichreaktionen zu vermeiden.

7.3.7

Anreizinstrumente und Finanzierungsstrukturen einsetzen

Die in Kapitel 7.3.2 beschriebenen institutionellen und politischen Rahmenbedingungen sollten sicherstellen, dass Investitionen in die nachhaltige Nutzung der Meere mittel- bis langfristig weniger riskant sind als Investitionen in nicht nachhaltige Nutzungen. Zusätzlich sollten gezielte ökonomische Anreize wie Nutzungsentgelte, Zahlungen für Ökosystemleistungen oder vorübergehende Subventionen den Schutz sowie die nachhaltigen und langfristig orientierten Nutzungen der Meere unterstützen. Die Bereitstellung von zusätzlichem Investitionskapital durch Entwicklungs- und Förderbanken, staatliche Risikoabsicherung sowie die Etablierung neuer Geschäftsmodelle können interessierten Investoren den Zugang zu günstigem Fremdkapital erleichtern.

7.3.7.1

Ökonomische Anreize für nachhaltige Nutzungen setzen

Gezielte ökonomische Anreize wie Nutzungsentgelte, Zahlungen für Ökosystemleistungen oder vorübergehende Subventionen können nachhaltige und langfristig orientierte Nutzungen unterstützen. Sie erhöhen im Vergleich zu nicht nachhaltiger Nutzung die Rendite aus Investitionen in nachhaltige Nutzungen und sorgen außerdem dafür, deren Risiken weiter zu senken. So werden Investitionen in eine langfristig ausgerichtete Bewirtschaftung der Meere für Nutzer und potenzielle Geldgeber zusätzlich attraktiv.

Nutzungsentgelte für Meeresgüter und Ökosystemleistungen

Über Nutzungsentgelte werden die gesellschaftlichen Kosten der Nutzung der Meere, die sich in der Zerstörung oder Degradation von Meeres- und Küstenökosystemen manifestieren, den Nutzern bzw. Verursachern angelastet und damit internalisiert. So entsteht ein ökonomischer Anreiz zur schonenden Nutzung bzw. zur Vermeidung nicht nachhaltiger Nutzung der Ressource Meer. Alle Länder sollten deshalb in ihrer AWZ Nutzungsentgelte, beispielsweise in Form von kostenpflichtigen Fischerei- und Aquakultur-Lizenzen, Fangabgaben, Beifangbesteuerung, Hafengebühren oder Eintrittsgebühren für Schutzgebiete erheben. Über ein Bonus/Malus-System könnte die Höhe der Nutzungsentgelte je nach Einhaltung bestimmter Nachhaltigkeitsstandards gestaffelt werden. Auf diese Weise könnten weitere Anreize für Investitionen in verbrauchsarme Schiffe und nachhaltiges Fanggerät geschaffen werden (Kap. 7.4.1). Nicht zuletzt sollten Nutzungsentgelte sozialverträglich ausgestaltet werden. Insbesondere für kleinbetriebliche Fischerei und Aquakultur in Entwicklungsländern könnten andere Anreizmechanismen, wie z.B. Zahlungen für Ökosystemleistungen, genutzt werden (Kap. 7.4.1.8).

Die Bundesregierung sollte die verstärkte Einführung von Nutzungsentgelten für direkte Meeresnutzungen in Deutschland prüfen und sich im Rahmen internationaler Abkommen für die flächendeckende Einführung bzw. Harmonisierung von Nutzungsentgelten für die Meere einsetzen. So könnten Wettbewerbsverzerrungen und Ausweichreaktionen (wie etwa die Abwanderung der Nutzungen in AWZ ohne Nutzungsentgelte) und deren negative Folgen vermieden werden.

Zahlungen für Ökosystemleistungen

Bei kleinbetrieblichen Aktivitäten und insbesondere dann, wenn kaum alternative Einkommensmöglichkeiten verfügbar sind, sollten Zahlungen für Ökosystemleistungen (Payments for Ecosystem Services, PES)

genutzt werden, um positive Anreize für eine nachhaltige Nutzung zu setzen (Kap. 4.1.3.6). Durch die Zahlung für Ökosystemleistungen wird nachhaltiges Bewirtschaften zu einer Einkommensquelle, so dass individuelle Akteure in die Lage versetzt werden, auf nicht nachhaltige Nutzungen zu verzichten und sich für die Erhaltung von Ökosystemleistungen zu engagieren. Zahlungen könnten im Bereich Fischerei und Aquakultur an der Anwendung nachhaltiger Fischereimethoden, am nachhaltigen Betrieb von Aquakulturen in Verbindung mit Küstenschutz (z.B. Schutz von Mangroven) oder an einem Verzicht auf Fischerei oder Aquakultur (z.B. in Meeresschutzgebieten oder während zeitlicher Fangbeschränkungen) ansetzen (Kap. 7.4).

Anders als Nutzungsentgelte eignen sich Zahlungen für Ökosystemleistungen insbesondere in einkommensschwachen Regionen mit fehlenden alternativen Einkommensmöglichkeiten, um Anreize für einen Rückgang nicht nachhaltiger Aktivitäten der Meeresnutzung zu erreichen und dafür zu sorgen, dass Meere und Küstengebiete auch künftig möglichst vielfältige Ökosystemleistungen erbringen. Dieses Instrument sollte deshalb vor allem in der Entwicklungszusammenarbeit der Bundesregierung verstärkt Aufmerksamkeit erhalten. Daneben kommen auf EU-Ebene Zahlungen für Ökosystemleistungen im Bereich der Fischerei und Aquakulturen in Frage – analog zu Ausgleichszahlungen in der Landwirtschaft durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums. Auszahlungen an Fischerei- und Aquakulturbetriebe wären denkbar, sofern sich diese freiwillig zu einer besonders schonenden Bewirtschaftung verpflichten.

Kompensationszahlungen für Nichtnutzung

Wenn im Zuge der Einrichtung von Schutzgebieten oder der Reduktion der Fangmengen in bestimmten Fischgründen die Einkommensmöglichkeiten verschiedener Akteure plötzlich und massiv beschnitten werden, sollten staatliche Kompensationszahlungen die erlittenen Einkommensverluste abfedern und den Übergang zu alternativen Möglichkeiten der Einkommenserzielung erleichtern (Kap. 4.1.3.6). Anders als Zahlungen für Ökosystemleistungen dienen Kompensationszahlungen vorrangig dem Ziel der Lastenteilung und der vorübergehenden, einmaligen Abfederung sozialer Härten (z. B. Kap. 7.4.1.3, 7.4.1.8). Kompensationszahlungen für die Nichtnutzung können die Form eines Rückkaufs von Fanglizenzen, Booten oder Fanggerät annehmen. Dabei ist sicherzustellen, dass die Fangmenge und der Fischereiaufwand insgesamt durch Regulierung begrenzt sind und die entzogenen Lizenzen, stillgelegten Boote oder Fanggeräte nicht durch neue ersetzt werden. Zusätzlich können Kompensationszahlungen die Entschädigung

und Umschulung von Arbeitnehmern in unmittelbar betroffenen und nachgelagerten Industrien und andere soziale Angebote sowie Beratungsleistungen umfassen.

Zertifizierung von Fischerei- und Aquakulturprodukten

Auch die Einführung freiwilliger oder rechtlich bindender Standards, verbunden mit der Zertifizierung von Fischerei- und Aquakulturprodukten (wie z.B. derzeit durch den Marine Stewardship Council), schafft indirekt Anreize für eine nachhaltige Ausgestaltung dieser Aktivitäten. Die entsprechenden Empfehlungen finden sich in Kapitel 7.3.8.

Förderung erneuerbarer Meeresenergie

Im Bereich der Nutzung erneuerbarer Energien aus dem Meer besteht ein hoher Bedarf an gezielter staatlicher Technologie- und Innovationsförderung. Der WBGU hält in diesem Zusammenhang zeitlich befristete Einspeisevergütungen bzw. Einspeiseprämien, gepaart mit zinsgünstigen Krediten und Kreditgarantien durch staatliche Förderbanken (Kap. 7.5.1) für geeignet, um langfristig ausgerichtete Investitionen zu stärken. Zugleich sollte für eine effektive und effiziente Diffusion erneuerbarer Meeresenergie-technologien nach weiteren innovativen Förderinstrumenten gesucht werden. So könnten beispielsweise bei der Förderung von Offshore-Windanlagen Ausschreibungsverfahren, bei denen die Höhe der Vergütung durch einen Bieterwettbewerb bestimmt wird, zur Anwendung kommen (Kap. 5.4).

7.3.7.2

Finanzierungsstrukturen für langfristig ausgerichtete Investitionen entwickeln

Mehr Investitionen in nachhaltige Nutzungen erfordern nicht nur einen klaren politischen Rahmen und geeignete ökonomische Anreizstrukturen, sondern auch zusätzliches Investitionskapital. Öffentliche Finanzierungsmechanismen, die zinsgünstige Kredite oder Kreditgarantien bereitstellen, sowie neue Geschäftsmodelle könnten interessierten Investoren den Zugang zu günstigem Fremdkapital erleichtern. Insgesamt ist aufgrund des hohen weltweiten privaten Finanzvermögens von ca. 180.000 Mrd. US-\$ (McKinsey, 2011) davon auszugehen, dass die Aufbringung der für eine nachhaltige Meeresnutzung erforderlichen Investitionen bei entsprechender staatlicher Unterstützung grundsätzlich möglich ist.

Finanzierungsinstrumente von Förder- und Entwicklungsbanken verstärkt nutzen

Werden öffentliche Gelder dazu eingesetzt, private Investitionen zu unterstützen, kann über Hebeleffekte

7 Handlungsempfehlungen

in der Regel ein Vielfaches an Mitteln generiert werden. Es handelt sich also um sehr effiziente Instrumente zur Förderung privater Investitionen. Eine Möglichkeit zur Unterstützung privater Investitionen sind vergünstigte Kredite und Kreditgarantien von staatlichen Förder- und Entwicklungsbanken sowie staatliche Risikoübernahmen. Die deutsche KfW Mittelstandsbank bietet beispielsweise mit dem Sonderprogramm „Offshore Windenergie“ Unterstützung bei der Finanzierung von Offshore-Windparks in Nord- und Ostsee an. Eine Vergrößerung und Verstetigung solcher Kreditprogramme sowie von Programmen zur Finanzierung nachhaltiger Fischerei und Aquakultur wäre wichtig. Zudem besteht Bedarf an Mitteln zur Unterstützung innovativer Geschäftsmodelle, die in öffentlich-privaten Venture-Capital-Fonds bereitgestellt werden könnten.

Eine staatliche Risikoabsicherung bzw. -übernahme kann beispielsweise über strukturierte Fonds geschehen, in denen private und öffentliche Mittel gebündelt werden und von denen staatliche Förderbanken jeweils die riskantesten Anteile übernehmen. Die nationalen und internationalen Entwicklungs- und Förderbanken sollten solche Programme und Fonds im Zusammenhang mit Investitionen in die nachhaltige Bewirtschaftung der Meere verstärkt auflegen.

Neue kooperative Finanzierungsmodelle fördern

Auch neue kooperative Finanzierungsmodelle können den Zugang zu Fremdkapital ermöglichen und auf diese Weise Investitionsbarrieren senken. In „Licence Banks“ können sich etwa mehrere kleine Fischereibetriebe zusammenschließen, um eigene Einlagen mit dem Startkapital eines Partnerinvestors oder einer nationalen Förderbank zu bündeln. Mit diesem Startkapital kann dann Kapital von weiteren privaten Investoren erworben werden (Kap. 4.1.3.6).

Ein ganz ähnliches Modell stellen „Fisheries Trusts“ dar, in denen Mittel von privaten Stiftungen, günstige staatliche Kredite und ergänzende Bankkredite gebündelt werden. Mit den gesammelten Mitteln können Fischereilizenzen erworben werden, welche von den Fischern gegen Entgelt „geleast“ werden können. So können auch kleinere Fischereiunternehmer mit geringer Kapitalausstattung, aber hoher Nachhaltigkeitsorientierung Fischereilizenzen nutzen. Ein Teil der durch die Fischerei erwirtschafteten Gewinne wird an die externen Geldgeber ausgeschüttet, was als Voraussetzung für die Bereitstellung von Kapital anzusehen ist.

Im Bereich der Aquakulturen haben sich in Asien „Aquaclubs“ als Zusammenschlüsse mehrerer lokaler Aquakulturbetriebe gebildet. Aquaclubs ermöglichen den Unternehmen eine gemeinschaftliche Umstellung der Bewirtschaftungsmethoden in Richtung Nachhal-

tigkeit, die gerade bei benachbarten Betrieben aufgrund der Verbreitung von Schadstoffen im Wasser im Alleingang nicht möglich wäre. Zudem entstehen Kostenvorteile durch gemeinsame Beschaffung von Setzlingen und nachhaltigen Futtermitteln. Der Zusammenschluss zu Aquaclubs kann außerdem die Zertifizierung nachhaltiger Aquakulturprodukte erleichtern, da bei einer gemeinschaftlichen Organisation die Zertifizierungskosten (vor allem Transaktionskosten) gesenkt werden können (Kap. 4.2.3).

Bei der Kreditvergabe nationaler Förder- und Entwicklungsbanken sollten Zusammenschlüsse wie Licence Banks, Fisheries Trusts und Aquaclubs unterstützt werden. Auch in der Entwicklungszusammenarbeit und über internationale Entwicklungsbanken sollten solche Ansätze verstärkt gefördert werden.

7.3.8

Private Governance stärken und ausbauen

Flankierend zur öffentlichen Governance sollten private Initiativen zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Ozeane gefördert werden. Der WBGU empfiehlt solche Formen privater Governance zu stärken, bei denen verschiedene private Akteure – zumeist Unternehmen in Kooperation mit Nichtregierungsorganisationen (NRO) – sich zusammenschließen, Regelungen entwickeln und sich zu deren Einhaltung verpflichten. Solche privaten Kooperationen und Initiativen können ohne direkte staatliche Eingriffe Veränderungen in der Bewirtschaftung der Meere bewirken.

7.3.8.1

Europaweit einheitliches Zertifizierungssystem für Fische und Meerestiere aus Wildfang einführen

Ein Beispiel für private Governance bei der nachhaltigen Nutzung der Meere sind Zertifizierungsprogramme wie die des Marine Stewardship Council (MSC), von Friend of the Sea (FOS), des Aquaculture Stewardship Council (ASC) oder von Naturland (Kap. 3.5). Der MSC betreibt das älteste und mit Abstand größte Programm. Die Anzahl der durch den MSC zertifizierten Fischereien ist in den vergangenen Jahren stark angestiegen, und es ist damit zu rechnen, dass sie weiter steigen wird. Durch Zertifizierung können Verbraucher nach bestimmten Umweltschutzkriterien betriebene Fischereien von anderen unterscheiden.

Sind die der Zertifizierung zugrunde gelegten Kriterien nicht anspruchsvoll genug und lassen Raum für zu weitgehende Interpretation, verliert die freiwillige Zertifizierung ihre Glaubwürdigkeit als Instrument der Private Governance.

Zudem gibt es eine Reihe jüngerer Umweltsiegel auf

nationaler Ebene. Es ist davon auszugehen, dass ihre Anzahl noch weiter steigen wird. Der Beitrag der jüngeren Label zu einer nachhaltigen Fischerei ist wissenschaftlich kaum erforscht. Mit der Zunahme von verschiedenen Umweltsiegeln besteht die Gefahr, dass Konsumenten die unterschiedlichen Schutzniveaus der einzelnen Siegel nicht mehr unterscheiden können, die Siegel mithin keine Wahlfreiheit herbeiführen, sondern ihre Bedeutung für Konsumentenentscheidungen marginalisiert wird.

Der WBGU empfiehlt deshalb, innerhalb der Europäischen Union Mindestanforderungen für private Nachhaltigkeitsstandards für Fisch- und Meeresfrüchteezeugnisse aus Wildfang festzulegen. Während private Standards beliebig gewählt werden können, wäre die Einhaltung eines solchen Mindeststandards für alle Anbieter nachhaltigkeitszertifizierter Fisch- und Meeresfrüchteezeugnisse innerhalb der EU verbindlich. Bei entsprechender Überprüfung der Mindeststandards kann nachgewiesen und gegebenenfalls sanktioniert werden, wenn Privatfirmen diese Mindeststandards nicht einhalten. Dies könnte dazu beitragen, die Schutzfunktion einzelner Siegel zu erhöhen und gleichzeitig das Vertrauen von Konsumenten gerade bei einer Vielzahl unterschiedlicher Umweltsiegel zu steigern. Ein solcher Standard müsste den FAO-Leitlinien für die Ökokennzeichnung von Fisch und Fischereierzeugnissen aus der Seefischerei entsprechen.

Bislang fehlt ein EU-weiter Standard für Nachhaltigkeit in der Wildfischerei. Ein weiterer Schritt wäre die Einführung eines einheitlichen EU-Siegels für Fisch und Meeresfrüchte aus nachhaltiger Wildfischerei.

7.3.8.2

Rechtssicherheit zur WTO-Konformität von Nachhaltigkeitsstandards verbessern

Im Rahmen der WTO-Verhandlungen sollte eine Klärung hinsichtlich der Konformität freiwilliger – sowohl privater als auch staatlicher – Nachhaltigkeitsstandards und entsprechender Kennzeichnungssysteme mit geltendem Welthandelsrecht herbeigeführt werden (Kap. 7.4.1.7). Dazu sollten klare Kriterien entwickelt werden, wann prozessbezogene Standards für Ressourcen- und Umweltschutz und damit verbundene Kennzeichnungssysteme mit den bestehenden handelsliberalisierenden Regelungen in Konflikt geraten und wann nicht. Bisher ist die Rechtsprechung der Streitbeilegungsorgane der WTO diesbezüglich nicht eindeutig. Um die Rechtssicherheit in solchen Fragen zu erhöhen, sollten das rechtliche Verhältnis zwischen multilateralen Umweltabkommen bzw. RFMO und WTO-Regeln sowie die Prüfungssystematik in entsprechenden Konfliktfällen grundsätzlich und abschließend geklärt werden.

7.3.9

Meeresschutzgebiete und Raumplanung erheblich ausweiten

Meeresschutzgebiete (Marine Protected Areas, MPAs) sind wichtige Bestandteile mariner Raumplanungssysteme, die eine Zonierung der Ozeane in Gebiete mit unterschiedlicher Nutzungsintensität und Nutzungsarten sowie deren Koordination vornehmen, um Nutzungskonflikte auszugleichen sowie einen systemischen Ansatz umzusetzen (Kap. 3.6.2). Raumplanung sollte nach wissenschaftlichen Kriterien gestaltet und regelmäßig auf ihre Wirksamkeit überprüft werden. Auch für Meeresschutzgebiete gibt es eine Reihe abgestufter Schutzkategorien mit unterschiedlicher Gewichtung von Schutz und nachhaltiger Nutzung bis hin zum Totalschutz und Ausschluss von Nutzungen (Nullnutzungszonen), wobei in der Regel die Kernzonen unter stärkerem Schutz stehen als die Randgebiete. Marine Schutzgebiete sollten in den Rahmen eines übergreifenden Schutzgebietssystems gestellt werden, um ihre Effektivität, Repräsentativität und Vernetzung zu verbessern. Dies setzt internationale Kooperation voraus. Außerdem sollten Schutzgebietsausweisungen in ein übergreifendes Konzept zur marinen Raumplanung integriert (Kap. 7.3.9.2) sowie in nachhaltiges Fischereimanagement eingebunden werden (Kap. 4.1.3, 7.4.1).

7.3.9.1

Meeresschutzgebiete ausweiten

Schutzgebiete gehören im Meer wie auch an Land zu den wichtigsten Instrumenten für die Erhaltung biologischer Vielfalt. Die internationale Gemeinschaft hat vielfach die Einrichtung bzw. Ausweitung eines Netzwerks von Meeresschutzgebieten angemahnt, zuletzt im Rahmen der Biodiversitätskonvention und im Rio-Folgeprozess (Kap. 3.6.2.1). Die folgenden Empfehlungen zu Meeresschutzgebieten betreffen in erster Linie die globale Ebene und sind im europäischen Kontext vor allem auf die Wirkungen über die EU-Grenzen hinaus und nicht speziell auf die nationale bzw. deutsche Ebene gerichtet. Für den europäischen Kontext, in dem die Schutzgebietsausweisungen im Rahmen von Natura 2000 (FFH-Richtlinie) und die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie herausragende Rollen spielen, sowie für den deutschen Kontext verweist der WBGU auf die Arbeiten des SRU (2012a, b). Der WBGU bekräftigt seine Empfehlungen aus seinem Sondergutachten „Die Zukunft der Meere“ (WBGU, 2006), insbesondere die Zielsetzung, dass ein ökologisch repräsentatives und effektiv betriebenes Meeresschutzgebietssystem mindestens 20–30% der Fläche mariner Ökosysteme umfassen sollte.

Internationale Ziele für Schutzgebietsausweisungen umsetzen und verschärfen

Das auf der 10. Vertragsstaatenkonferenz der CBD in Nagoya beschlossene Flächenziel von 10% für Meeresschutzgebiete bis 2020 erscheint nicht ambitioniert genug, auch wenn die Betonung von Repräsentativität, Vernetzung, Effektivität des Managements und die Integration in die umgebende „Meereslandschaft“ sehr zu begrüßen ist (Aichi-Target 11: CBD, 2010a). Angesichts des derzeitigen Schutzniveaus von nur 1,6% der weltweiten Meeresfläche insgesamt sowie 4% der Gebiete unter nationaler Hoheit (AWZ und Küstenmeer; Bertzky et al., 2012) erscheint allerdings die Beschleunigung einer wissenschaftlichen Umsetzung der bisherigen Zielsetzungen noch dringender als die Anhebung der Flächenziele (Kap. 8.3.2.2). Besonderer Handlungsbedarf besteht beim Meeresschutz der Hohen See (Kap. 7.3.4.2). Die Bundesregierung sollte ihren Einsatz für die effektive Durchsetzung von Meeresschutzgebieten im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit verstärken (zur Finanzierung siehe Kap. 7.3.6).

Meeresschutzgebiete als Instrument nachhaltigen Fischereimanagements einsetzen

Meeresschutzgebiete, dort insbesondere die Zonen, die räumlich oder zeitlich für die Fischerei gesperrt sind, sind nicht nur für den Schutz biologischer Vielfalt von entscheidender Bedeutung. Sie können darüber hinaus auch ein wichtiges Instrument für die Erhaltung und den Wiederaufbau übernutzter Fischbestände darstellen, da in derartigen Schutzgebieten höhere Fischbiomasse aufgebaut wird und Larven an die umgebenden befischten Gebiete exportiert werden können (Kap. 3.6.2, 4.1.3.4). Zusammenhängende und großflächige No-Take Zones sollten vorrangig dort eingerichtet werden, wo sie dem Schutz wichtiger Lebensräume (z. B. Laichgebiete) und Lebensstadien (z. B. Jungfische) dienen. Sie können aber auch wichtige Referenzgebiete für die Meeresforschung sein, um einen Vergleich zu den genutzten bzw. befischten Gebieten zu ermöglichen. Habitatschädigende Nutzungen, wie z. B. aktiv grundberührende Fischereimethoden (Kap. 7.4.1.4), sollten in Meeresschutzgebieten nicht gestattet sein.

Blockaden gegen Meeresschutzgebiete auf Hoher See lösen

Meeresschutzgebiete sind auch auf der Hohen See wichtige Instrumente nicht nur für die Erhaltung biologischer Vielfalt, sondern auch für die Nachhaltigkeit der Fischerei. Sie sind aber auf der Hohen See noch weit stärker unterrepräsentiert als in den AWZ. Der WBGU (2006) hat bereits auf den dringenden Handlungsbedarf und die Regelungslücken bei MPAs auf der Hohen See hingewiesen und Empfehlungen abgeleitet. Seither

konnte die OSPAR-Kommission zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks einen wegweisenden Erfolg für den Meeresschutz auf Hoher See verbuchen: Im Jahr 2010 wurde erstmals ein regionales Netzwerk von Meeresschutzgebieten auf der Hohen See zum Schutz von Tiefseehabitaten eingerichtet. Die dortige RFMO (NEAFC) hat daraufhin in weiten Teilen dieser Gebiete die Schleppnetzfisherei untersagt. Entsprechende Schutzvereinbarungen mit der Meeresbodenbehörde stehen noch aus. Auch wenn Um- und Durchsetzung dieser Bestimmungen eine große Herausforderung bleiben, sollten diese Erfolge möglichst auf andere Regionen übertragen werden. Das Konzept der FAO zu vulnerablen Meeresökosystemen (Vulnerable Marine Ecosystems, VME) und die FAO-Leitlinien für die Tiefseefischerei (FAO, 2009b) bieten bei der Ausweisung von Meeresschutzgebieten in der Tiefsee wertvolle Hilfe.

Diese positiven Erfahrungen sollten auch für die Überwindung der Blockaden genutzt werden, die derzeit die Verhandlungen über ein neues Durchführungsübereinkommen zur biologischen Vielfalt auf Hoher See erschweren (Kap. 3.3.2.2, 7.3.4.2). Die umfassendsten Bestrebungen zum Aufbau eines Netzwerks von Schutzgebieten auf der Hohen See finden seit 2004 im Rahmen der informellen BBNJ-Arbeitsgruppe der UN-Generalversammlung statt (BBNJ – Biological Diversity Beyond Areas of National Jurisdiction). Die Biodiversitätskonvention (CBD) leistet für die BBNJ-Arbeitsgruppe wertvolle wissenschaftliche und technische Zuarbeit und liefert Kriterien für die Gebietsauswahl und erste Gebietslisten. Die Bundesregierung sollte den durch die CBD erneut verdeutlichten Handlungsbedarf nutzen, um erhöhten Druck in der BBNJ-Arbeitsgruppe auszuüben mit dem Ziel, die Verhandlungen zum entsprechenden Durchführungsübereinkommen möglichst zeitnah zu beginnen und rasch abzuschließen (Kap. 7.3.4.2). In der Zwischenzeit könnte die Sammlung und Verbreitung positiver Beispiele und Ergebnisse zu MPAs im nationalen oder regionalen Rahmen die internationalen Bemühungen für MPAs beflügeln.

Die Einrichtung von MPAs im Bereich der Antarktis im Rahmen der Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR) musste wegen des Widerstands einiger Länder auf 2013 vertagt werden. Da die nächste Sitzung in Deutschland stattfindet, hat die Bundesregierung als Gastgeberin eine besondere Chance und Verantwortung, die Verhandlungen zu einem positiven Abschluss zu führen.

7.3.9.2

Grenzüberschreitende marine Raumplanung ausbauen

Zusätzlich zur bisherigen einzelstaatlichen marinen Raumplanung ist eine aufeinander abgestimmte multilaterale Raumplanung notwendig, um künftig großflächige und zonenübergreifende Nutzungen und Umweltschutzmaßnahmen zu realisieren (Kap. 3.6.2.2). Bestehende und künftig hinzukommende Meeresnutzungen sowie Schutzinteressen haben grenzüberschreitende Wirkungen, so dass die Planung der Meeresnutzung zunehmend überregional und länderübergreifend erfolgen sollte, um grenzüberschreitende Nutzungskonflikte zu vermeiden und die marinen Ökosystemleistungen nicht zu beeinträchtigen. Ein positives Beispiel sind die EU-geförderten Projekte BaltSeaPlan und Plan Bothnia, in denen eine länderübergreifende Raumordnung für die Ostsee entwickelt wird.

Der WBGU empfiehlt, das Instrument mariner Raumplanung insbesondere innerhalb der EU zu stärken und die Prinzipien der Planung und des Prozesses weiter zu entwickeln sowie verpflichtend in der integrierten Meerpolitik zu verankern. Zu diesem Zweck müssten die Planungskompetenzen der jeweiligen Einzelstaaten auf das Staatenbündnis übertragen werden. Zurzeit fehlt eine solche Kompetenzzuweisung auf europäischer Ebene, so dass eine einheitliche EU-weite marine Raumplanung nicht möglich ist. Langfristig könnte für integrierten Meeresschutz und integrierte Meeresnutzung der Aufbau einer europäischen Planungsbehörde für die europäischen Gewässer sinnvoll sein, um einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren in Europa sicherzustellen.

Über die EU hinaus sollte die marine Raumplanung auch durch weitere subglobale Staatenbündnisse gestärkt werden, um zusammenhängende Meeresabschnitte (regionale Meere) aufeinander abgestimmt zu be- und überplanen. Eine grenzüberschreitende Raumplanung durch subglobale Staatenbündnisse erscheint insbesondere hinsichtlich regionaler Meere und dort bezogen auf die Küstenmeere und die AWZ sinnvoll.

Da für einige europäische Staaten die Entwicklung mariner Raumplanung als Konsequenz nationaler Energiestrategien notwendig wird, könnte Deutschland eine Vorreiterrolle einnehmen und über Informationsveranstaltungen bzw. Tagungen einen europäischen Erfahrungsaustausch organisieren. Die konkrete Ausgestaltung der marinen Raumplanung bedarf dabei weiterer Forschungsanstrengungen. Welche Nutzungen beispielsweise eine Integration zulassen bzw. welche Nutzungen kombinierbar sind und welche Nutzungen sich ausschließen, ist nach heutigem Wissensstand noch nicht ausreichend ermittelt (Kap. 8.3.2.2). Auch stellt das Meer besondere Anforderungen an die Vorgehens-

weise der Raumplanung. Zum einen ermöglicht die vertikale Ausdehnung der Wassersäule gegebenenfalls eine Planung in vertikalen Ebenen bzw. im dreidimensionalen Raum, zum anderen muss bei der Zuweisung von Nutzungsflächen berücksichtigt werden, dass das Meer als fluides Medium im ständigen Austausch steht.

Eine ähnliche Rolle könnte die EU in der grenzüberschreitenden Raumplanung wahrnehmen, sofern sich auf europäischer Ebene eine gemeinsame Raumplanung etabliert, die später gegebenenfalls als Best-practice-Beispiel Nachahmer finden könnte.

7.3.10

Die Harmonisierung bestehender Haftungsregime fördern

Die vorhandenen regionalen oder staatlichen Haftungsmechanismen haben bei Unfällen (Öltanker, Ölplattformen) in der Vergangenheit offenbart, dass das geltende Haftungsrecht Lücken und Defizite aufweist. Internationale Haftungsstandards existieren bislang nur für den Bereich der Ölschifffahrt. Nationale Haftungsregime stehen fragmentiert und ohne ein Mindestmaß an Harmonisierung nebeneinander (Kap. 3.6.5).

Aus diesem Grund unterstützt der WBGU das Vorhaben der Europäischen Kommission, eine Vereinheitlichung des Haftungsrechts für Offshore-Aktivitäten zu etablieren. So wird auf einen Vorschlag der EU-Kommission (2011c) hin für die Meeresgewässer der EU unter Einbeziehung der AWZ ein einheitlicher Haftungsrahmen angestrebt, der Verursachern von Schädigungen der Meeresumwelt die Kosten für Vermeidungs- und Sanierungstätigkeiten auferlegt.

Der WBGU befürwortet zudem, dass die Bundesregierung sowie die EU-Mitgliedstaaten im Rahmen zukünftiger Sitzungen der UN-Generalversammlung (UNGA) die Verpflichtung der Vertragsstaaten des UN-Seerechtsübereinkommens anmahnen, gemäß Art. 235 UNCLOS effektive Haftungssysteme zu etablieren. Als politisches Signal für die Bedeutung dieser Systeme für die Meeresumwelt sollte diesbezüglich in einem UNGA-Beschluss erneut die Umsetzung von UNCLOS durch die Nationalstaaten gefordert werden.

7.4

Nahrung aus dem Meer

Meeresfischerei und Aquakultur spielen in vielen Regionen, vor allem in Entwicklungsländern, eine wichtige Rolle für Ernährung, Gesundheit, Beschäftigung und Einkommen der Bevölkerung. Allerdings werden bis heute weltweit die meisten Fischbestände volkswirt-

schaftlich wie ökologisch mangelhaft bewirtschaftet: In aller Regel wird die langfristige Perspektive zu wenig berücksichtigt. Trotz des stetig steigenden Fischereiaufwands gehen die weltweiten Erträge mittlerweile zurück. Von einer nachhaltigen Nutzung sind die meisten Länder und Regionen weit entfernt (Kap. 4.1.1).

Die Fischerei greift seit langem und – global gesehen – mit zunehmender Intensität in die Meere ein. Überfischung ist eine der wichtigsten Ursachen für die Gefährdung der Meeresökosysteme und den rasanten Verlust biologischer Vielfalt. Gleichzeitig steigt global die Nachfrage nach Fisch und Meeresfrüchten und somit der Nutzungsdruck. Da die Wildfischerei diese Nachfrage nicht befriedigen können wird, richten sich viele Hoffnungen auf die Aquakultur. Die heute gängige marine Aquakultur, die überwiegend Raubfischarten züchtet, wird aber diese Erwartungen nicht erfüllen können. Sie verbraucht für die Produktion von hochpreisigem Fisch, wie etwa Zuchtlachs, das Mehrfache an wildgefangenem Futterfisch, so dass die Überfischung der Bestände sogar noch verstärkt wird. Dennoch bieten nachhaltige Formen der Aquakultur Potenziale, durch verbessertes Management und technologische Entwicklung zur Entlastung der Fischerei beizutragen. Futterfisch kann bis zu einem gewissen Anteil durch pflanzenbasierte Nahrung ersetzt werden und andere Formen der Aquakultur, etwa mit pflanzenfressenden Süßwasserarten oder Muscheln, vermeiden die genannten Probleme (Kap. 4.3.3).

In der Fischerei ist eine fundamentale Wende zur Nachhaltigkeit unverzichtbar, um Übernutzung zu vermeiden, die Bestände wieder aufzubauen, die Erträge zu verstetigen sowie die Meeresökosysteme zu schützen. Ansonsten wird der Beitrag aufs Spiel gesetzt, den die Meere für die Ernährungssicherung einer steigenden Weltbevölkerung leisten können. Wenn diese Transformation jetzt begonnen wird, könnten in einigen Jahrzehnten (lokal auch schon früher) die Fangmengen dauerhaft sogar größer sein als heute, bei deutlich gesteigerter Biomasse und erhöhter Widerstandskraft der Bestände. Dazu muss allerdings der Fischereidruck insgesamt vorübergehend stark reduziert werden. Dies ist eine politische Herausforderung, denn die Wende wird während einer Übergangszeit unmittelbar mit politischen, sozialen und ökonomischen Kosten verbunden sein, während die Erträge aus den wiederaufgebauten Fischbeständen erst später anfallen werden.

Parallel dazu sollte auch eine Transformation hin zu einer nachhaltigen Aquakultur erfolgen, die sozial verträglich und ökologisch verantwortungsvoll wirtschaftet. Derzeitig produziert die Aquakultur in weiten Teilen nicht nachhaltig (z.B. Gewässerverschmutzung, starker Antibiotikaeinsatz, Gefährdung von Wildpopulationen), was sich vielfach durch Anwendung vorhan-

dener technischer Lösungen verringern ließe. Auch die systemischen Verflechtungen sollten stärker beachtet werden: So sollte nicht nur die Abhängigkeit der Meeressaquakultur von der Wildfischerei drastisch reduziert werden, sondern es sollten auch die Wirkungen einer stärkeren Substitution von Fischmehl und Fischöl durch pflanzliche Stoffe (z. B. Soja) auf die Landnutzung berücksichtigt werden. Damit Aquakultur zur Entlastung der Fischerei beitragen kann, ist sie nicht nur auf technologische Innovationen, sondern auch auf Veränderungen im Konsumverhalten angewiesen. In ärmeren Küstenregionen wird es vor allem darauf ankommen, regional bzw. lokal angepasste Lösungen für eine nachhaltige Aquakulturproduktion zu finden. Auf internationaler Ebene geht es vor allem um die Weiterentwicklung und Umsetzung der bereits existierenden unverbindlichen Vereinbarungen zu Aquakultur.

Die positive Botschaft lautet, dass wichtige Voraussetzungen für die Transformation zur Nachhaltigkeit in Fischerei und Aquakultur bereits vorhanden sind. Für die Aquakultur gibt es zwar internationale Regelungen, aber im Bereich der Fischerei ist die Grundlage deutlich besser: Mit dem UN Fish Stocks Agreement, dem FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei, der Biodiversitätskonvention und den Ergebnissen der Rio-Konferenzen stehen bereits anspruchsvolle völkerrechtliche Regelungen und politische Zielsetzungen zur Verfügung, auf deren Grundlage die Überfischung bis zum Jahr 2015 gestoppt, die Bestände wieder aufgebaut und die „ökologischen Risiken und Nebenwirkungen“ vermindert werden sollen. Die technischen Instrumente und Managementoptionen für eine nachhaltige Fischerei sind ebenfalls bekannt. Diese Ziele sind bei konsequenter Anwendung des bestehenden Wissens und der vorhandenen Instrumente für viele Fischbestände auch erreichbar. Derzeit ist vor allem die wirksame Um- und Durchsetzung der anspruchsvollen Regeln und Ziele gefragt, einschließlich wirksamer Sanktionen, und es müssen die noch bestehenden völkerrechtlichen Lücken geschlossen werden. Global gesehen übersteigt der langfristige Nutzen die Kosten der Transformation um ein Vielfaches und rechtfertigt auf Dauer gesehen die notwendigen Investitionen (Kap. 4.5).

Die Transformation der Fischerei zur Nachhaltigkeit ist anspruchsvoll, aber möglich. Die Barrieren gegen eine umfassende Wende der Fischerei in Richtung Nachhaltigkeit sind allerdings nicht zu unterschätzen. Die Analyse, dass es zur Umsetzung an politischem Willen mangelt, ist leicht zu formulieren, aber das Überwinden der Pfadabhängigkeiten und der Abbau der Barrieren sind nur schwer durchzusetzen, denn Akteure mit einer Strategie der kurzfristigen Maximierung ihrer Gewinne lassen sich nur mühsam einbinden. In einigen Ländern

ist die Umsteuerung der Fischerei in Richtung Nachhaltigkeit dennoch bereits angelaufen und es sind positive Entwicklungen in der Meeresfischerei festzustellen. In der EU werden zwar die meisten Bestände immer noch überfischt, aber es wird mit dem Ziel der Nachhaltigkeit an einer Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik gearbeitet (Kap. 7.4.1.7).

Ein wichtiger Ansatzpunkt sind Rahmenbedingungen und Anreizsysteme. Sie bieten heute immer noch häufig Fehlanreize, wie z.B. Subventionen für den Aufbau von Fischereikapazitäten oder für Treibstoff. Damit wird die Jagd auf die Bestände verbilligt, während die ökologischen Schäden nicht internalisiert werden. In politischen Entscheidungsprozessen werden die langfristigen Interessen der Gesellschaft gegenüber den kurzfristigen Interessen einzelner Akteursgruppen häufig zurückgestellt, so dass die bestehenden rechtlichen Bestimmungen nur zögerlich umgesetzt werden. Die aktuelle EU-Fischereireform ist nur ein Beispiel dafür, dass die Blockaden gegen die Transformation nur schwer zu überwinden sind.

Im folgenden Kapitel 7.4.1 werden zunächst die wichtigsten übergreifenden Elemente einer weltweiten Transformation der Fischerei zur Nachhaltigkeit skizziert, dann werden für besonders relevante Themen beispielhaft Handlungsempfehlungen gegeben. Im daran anschließenden Kapitel 7.4.2 finden sich Handlungsempfehlungen für die Aquakultur sowie Empfehlungen auf Basis einer integrierten Betrachtung von Fischerei und Aquakultur. Die Forschungslücken zum Management dieser Transformationen werden im Kapitel 8.3.3 thematisiert.

7.4.1

Handlungsempfehlungen zur Meeresfischerei

Die Analyse und Empfehlungen des WBGU zur Fischerei beziehen sich vor allem auf die globale Lage. Die Fischerei in Deutschland oder der EU steht bei den Handlungsempfehlungen des WBGU nicht im Fokus (siehe hierzu SRU, 2011b), mit Ausnahme der grenzüberschreitenden Wirkungen durch Fischereiabkommen oder Importe (Kap. 7.4.1.7). Die Fischerei betreffende Empfehlungen im Rahmen der Weiterentwicklung bzw. Reform des UN-Seerechtsübereinkommens finden sich im Kapitel 7.3.4; dort sind auch die Empfehlungen zur globalen Fischerei-Governance eingeordnet. In Kapitel 7.3.8 finden sich die Empfehlungen zur privaten Governance einschließlich der Zertifizierung. Meeresschutzgebiete, die nicht nur für die Erhaltung mariner Ökosysteme, ihrer Ökosystemleistungen sowie ihrer biologischen Vielfalt von entscheidender Bedeutung sind, sondern auch ein Instrument des Fische-

reimanagements sein können, werden im Kontext der marinen Raumplanung in Kapitel 7.3.9 abgehandelt und daher hier nur gestreift.

7.4.1.1

Übergreifende Empfehlungen für eine Trendwende in der Fischerei

Effektive Instrumente einer nachhaltigen Fischerei sind durchaus vorhanden. Sie müssten aber jeweils auf die lokal und regional sehr unterschiedlich zu bewirtschaftenden Bestände und Bedingungen angepasst, intelligent kombiniert und angewandt werden, um Überfischung zu vermeiden, die Bestände wieder aufzubauen und unerwünschten Beifang bzw. Schäden an Meeresökosystemen zu minimieren (Kap. 4.1.3). Eine wichtige Voraussetzung für die Umsetzung dieser Ziele ist ein möglichst breites gesellschaftliches Verständnis dafür, dass ohne eine Trendwende auf Dauer mit erheblichen ökologischen Schäden, individuellen Gewinneinbußen und volkswirtschaftlichen Verlusten zu rechnen ist.

Das Zusammenspiel von traditionellen Ansätzen (Fangquoten, Ko-Management usw.) mit räumlichen oder zeitlichen Nutzungsbeschränkungen, die in ein System von Meeresschutzgebieten eingebettet sind (Kap. 7.3.9), mit ökosystemgerechten Fangtechniken sowie mit Anreizen für ein nachhaltiges Fischereimanagement ist generell zu empfehlen. Die effektive Partizipation von lokalen Fischern, Nichtregierungsorganisationen und Wissenschaftlern bei Entscheidungsprozessen und die Mitverantwortung bei der Durchsetzung des vereinbarten Managements bieten eine gute Basis für eine nachhaltige Bewirtschaftung (Kap. 4.1.3).

Im Folgenden werden einige Punkte herausgehoben, die für ein nachhaltiges Fischereimanagement von besonderer Bedeutung sind:

- *Ökosystemansatz und Vorsorgeprinzip anwenden:* In der Fischerei sollte der ökosystemare Ansatz auf Basis der besten wissenschaftlichen Erkenntnisse konsequent angewandt werden (Kap. 4.1.3.1). Gerade bei den häufig bestehenden wissenschaftlichen Unsicherheiten und Informationslücken ist die Anwendung des Vorsorgeprinzips besonders wichtig, um die Bestände und somit die Zukunft der Fischerei zu sichern (Kap. 7.1.3).
- *Nachhaltige Ertragsgrenzen festlegen:* Für die meisten Regionen und Bestände wäre die Bewirtschaftung gemäß dem wissenschaftlich bestimmten höchstmöglichen Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY; Kasten 4.1-5) bereits ein erheblicher Fortschritt, weil die Erträge diese Grenze regelmäßig und zum Teil erheblich überschreiten. Bei der Festlegung der Fangmengen sollte der MSY lediglich als oberste Bewirtschaftungsgrenze angesehen werden, zu welcher ein Sicherheitsabstand einzuhalten ist, um u. a.

den Auswirkungen von Fischerei auf Meeresökosysteme (Nahrungsnetze, Habitate, Biodiversität usw.), der natürlichen Variabilität in Meeresökosystemen und den neu hinzukommenden Anpassungsanforderungen durch z.B. Klimawandel und Ozeanversauerung (Kap. 4.4) besser gerecht zu werden. Zudem sollten die Fangmengen bei dezimierten Beständen anfangs ohnehin deutlich konservativer gesetzt werden, um ihre rasche Erholung zu ermöglichen. Der Sicherheitsabstand sollte aus ökologischen Gründen bei Futterfischbeständen besonders groß gewählt werden (Kasten 4.3-1). Diese neue Rolle des MSY als äußerster Grenzwert und nicht als Zielgröße sollte in der Fischerei-Governance auf den verschiedenen Ebenen gesetzlich bzw. durch zwischenstaatliche Übereinkommen festgeschrieben werden. Auf dieser Basis sollten ökosystembasierte, über mehrere Jahre hinwegreichende und regional angepasste Managementpläne für Bewirtschaftung und Wiederaufbau der Bestände erstellt und eingehalten werden.

- ▶ *Nachhaltige Ertragsgrenzen einhalten:* Die wissenschaftlich basierten Empfehlungen für zulässige Gesamtfangmengen sollten möglichst weitgehend berücksichtigt werden; heute werden sie aus Rücksicht auf Partikularinteressen regelmäßig überschritten. Stattdessen sollte die Befischung übernutzter Bestände solange verringert werden, bis sich die Bestände wieder erholt haben und die Nachhaltigkeitsanforderungen eingehalten werden.
- ▶ *Globalen Fischereiaufwand verringern:* Eine entscheidende Voraussetzung für das Einhalten der Ertragsgrenzen ist die erhebliche Verringerung des aggregierten globalen Fischereiaufwands durch den Abbau von Überkapazitäten (Kap. 7.4.1.3). Maßnahmen zum Abbau von Überkapazitäten sollten gefördert werden; abgebaute Kapazitäten, z.B. außer Betrieb genommene industrielle Fischerboote, sollten abwrackt werden müssen und sollten nicht exportiert oder ausgeflagt werden dürfen.
- ▶ *Effektive Überwachung sicherstellen:* Die Überprüfung der Einhaltung von Nutzungs- und Zugangsrechten durch Institutionen (z.B. durch Inspektoren an Bord wie im Hafen, Satellitenortungssystemen oder Kameras) ist von entscheidender Bedeutung, um die Einhaltung der Managementpläne sicherzustellen.
- ▶ *Ökologische Risiken und Nebenwirkungen minimieren:* Die derzeitige Fischerei übt nicht nur durch die Entnahme von vermarktbarem Fisch eine Wirkung auf Meeresökosysteme aus, sondern auch durch Beifang und durch zerstörerische oder verschwenderische Fangmethoden (Kap. 4.1.2.3, 7.4.1.4). Eine nachhaltige Fischerei sollte diese Wirkungen minimieren und dazu die vorhandenen technischen Lösungen nutzen.

7.4.1.2

Voraussetzungen für eine wissenschaftsbasierte Fischerei verbessern

Meeres- und Fischereiforschung sind Voraussetzungen für eine wissenschaftsbasierte Fischerei. Unabhängig vom gewählten Ansatz oder Indikator wird es notwendig sein, die wissenschaftliche Grundlage für das Monitoring von Fischbeständen und Erträgen sowie die Zustandsbewertung der Meeresökosysteme zu verbessern. Basis hierfür ist hinreichendes Wissen um die Biologie und Ökologie der Zielarten und des Ökosystems, wie auch um die Schlüsseltreiber bei der Nutzung dieser Ressource (Kap. 7.3.1). Entsprechende Forschungsempfehlungen finden sich in Kapitel 8.3.3.1 Es sollte angestrebt werden, die Kooperation unter den Wissenschaftlern sowie zwischen Wissenschaftlern und Fischern zu verbessern.

- ▶ *Indikatoren weiterentwickeln:* Das klassische Fischereimanagement richtet sich vor allem an der Maximierung des Ertrags einzelner Zielarten aus und vernachlässigt ökosystemare Faktoren wie z.B. Habitatbeschaffenheit oder die Interaktionen mit anderen Arten. Um einem ökosystemaren Ansatz besser gerecht zu werden, sollte das Fischereimanagement schrittweise um Indikatoren ergänzt werden, die nicht nur die mit den Zielarten in Beziehung stehenden Arten einbeziehen (ökosystembasierter Mehrartenansatz, inkl. Nichtzielarten), sondern den ökosystemaren Zustand insgesamt widerspiegeln. Es gibt eine Reihe interessanter Ansätze, die durch Forschung und Entwicklung geprüft und weiterentwickelt werden sollten (Kap. 8.3.3.1), so dass sie schnell für die Anwendung bereit stehen.
- ▶ *Datenlage verbessern:* In vielen Regionen gibt es keine sicheren Daten über Fischbestände oder Fänge. Dort müssen die wissenschaftlichen Grundlagen erst geschaffen bzw. verbessert werden (Monitoring, Bestandsdaten, Modelle; Kap. 8.3.3.1). Die Länder sollten sich zu qualitativ hochwertigen, regelmäßigen und transparenten Erfassungen der Fischbestände, der Anlandungen sowie des Beifangs in ihren AWZ verpflichten, so dass die FAO über eine deutlich verbesserte globale Datenlage verfügen kann.
- ▶ *Transparenz konsequent sicherstellen:* Daten und Informationen über Fischereimodelle, Ergebnisse, Empfehlungen, Quoten, Erträge usw. sollten in der Wissenschaft geteilt und gemeinsam genutzt werden. Sie sollten zudem so früh und so umfangreich wie möglich der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, um den wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Diskurs zu ermöglichen.
- ▶ *Besondere Lage in Entwicklungsländern berücksichtigen:* In Entwicklungsländern gibt es einen Bedarf für Ansätze, die auch ohne detaillierte Bestandsanaly-

sen eine nachhaltige Bewirtschaftung von Fischbeständen ermöglichen. Erste einfache Methoden, die auch auf schmaler Datenbasis gute Erkenntnisse über den MSY liefern können, wurden bereits vorgestellt (Kap. 4.1.3.2). Sofern dabei ökosystemarer Ansatz und Vorsorgeprinzip konsequent angewandt werden und nicht auf die Nutzung bis zum MSY gesetzt wird, kann dies in Ländern mit schwachen Verwaltungskapazitäten rasch Fortschritte bringen. Diese Methoden sollten weiterentwickelt und ihre Anwendung durch die Entwicklungszusammenarbeit gefördert werden. Besonders in der Kleinfischerei in Entwicklungsländern können partizipatives Monitoring und Evaluierung dazu beitragen, die lokale Bevölkerung in die Governance von natürlichen Ressourcen einzubinden und die demokratische Teilhabe zu fördern (Kap. 4.1.2.4).

- › **Aufbau von Kapazitäten fördern:** Organisationen der Entwicklungszusammenarbeit (z.B. Weltbank, regionale Entwicklungsbanken, BMZ, KfW, GIZ) sollten einen Schwerpunkt auf die Stärkung von Kapazitäten (wissenschaftlich, institutionell, technisch) für ein wissenschaftliches, nachhaltiges Fischereimanagement legen. Die Priorität sollte bei Regionen liegen, in denen die Fischerei (meist Kleinfischerei; Kap. 7.4.1.8) eine tragende Rolle in der Ernährungssicherheit spielt. Durch die Überwachung der Fischerei insbesondere großer und überfischter Bestände sollte versucht werden, eine besonders große Effektivität zu erzielen. Auch sollte die soziale Abfederung von Fischereireformen durch Kompensationen künftig ein Thema für die Entwicklungszusammenarbeit sein. Es gibt weltweit positive Beispiele, in denen die Anwendung eines geeigneten Instrumentmix zur Erholung der Bestände geführt hat (Kasten 4.1-6, 4.1-7). Ein verbesserter Austausch über diese Positivbeispiele und vermehrte, auch internationale Kooperationen sollten gefördert werden.

7.4.1.3

Subventionen abbauen

Der wichtigste Ansatz zur Reduzierung von Überkapazitäten ist die Anpassung der staatlichen Rahmenbedingungen an eine nachhaltige Fischerei und vor allem der Abbau von Subventionen (Kap. 4.1.4.7, 7.3.2, 7.3.7). Die Zielvorgabe der Biodiversitätskonvention zum Abbau umweltschädlicher Subventionen bis 2020 (Aichi-Target 3, CBD, 2010a) gilt auch in Bezug auf die Fischerei. Auf der „Rio+20-Konferenz“ wurde erneut der Abbau von Subventionen, die Überfischung und Überkapazitäten fördern, vereinbart (UNCSD, 2012). Die stockenden Verhandlungen der WTO zu Fischereisubventionen sollten im Einklang mit diesen Beschlüssen rasch

zum Abschluss gebracht werden.

- › Subventionen mit schädlicher Wirkung in Bezug auf nachhaltige Fischerei sollten weltweit rasch auslaufen, insbesondere Subventionen zur Aufrechterhaltung oder Steigerung der Fischereikapazität (z.B. mittels Neubau von Fischereifahrzeugen, Verbilligung von Treibstoff).
- › Der Abbau von Subventionen kann für die Finanzierung der notwendigen Investitionen in nachhaltiges Fischereimanagement nutzbar gemacht werden, z.B. durch Aufbau oder Verbesserung wissenschaftlicher und institutioneller Kapazitäten, etwa Fischereiforschung oder verbesserte Überwachung der Einhaltung der Fischereiregeln. Auf diese Weise kann sich zumindest ein Teil der notwendigen Transformation der Fischerei durch Umlenkung der Subventionen selbst finanzieren (Kap. 4.1.4.7).
- › Die eingesparten Mittel sollten, wo nötig, vorübergehend dafür eingesetzt werden, sozioökonomische Härtefälle abzufedern bzw. alternative Einkommensmöglichkeiten für Fischer aufzubauen.
- › Daten über die direkten und indirekten Unterstützungen für die Fischereiindustrie sollten öffentlich zugänglich sein.

7.4.1.4

Verschwendung stoppen

Beifang minimieren und verwenden

Unerwünschter Beifang von zu kleinen Fischen, Nichtzielarten, Bodenorganismen, Meeressäugern, Schildkröten, Seevögeln usw., die unbeabsichtigt mitgefangen und meist gleich wieder über Bord geworfen werden, sollte vermindert werden. Dafür empfiehlt der WBGU die schrittweise Einführung eines Rückwurfverbots für Beifang und eines verpflichtenden kompletten Anlandungsgebots aller Ziel- und Nichtzielarten (wie z.B. in Norwegen; Kap. 4.1.3.4). Gefährdete und geschützte Arten sollten allerdings von diesem Gebot ausgenommen bleiben und möglichst unverseht wieder zurückgesetzt werden. Um die Verluste an mariner Biodiversität durch Beifang zu verringern, sollten ökosystemgerechte, d.h. umweltschonende Fanggeräte und -praktiken verpflichtend eingeführt werden. Fischereimethoden, bei denen hohe Anteile von Beifang von Nichtzielarten (Fische, aber auch u.a. Seevögel, Meeresschildkröten, Meeressäuger) technisch nicht vermeidbar sind, sollten verboten und durch andere Methoden ersetzt werden. Durch das Anlandungsgebot werden zudem die Unsicherheiten bei den Bestandsabschätzungen verringert. Der durch technische Maßnahmen nicht zu vermeidende Beifang sollte nicht nur grundsätzlich angelandet, sondern auch verwertet werden, wenn möglich für den direkten menschlichen Ver-

7 Handlungsempfehlungen

zehr. Wo dies nicht möglich ist, kann die Verarbeitung des Beifangs zu Fischmehl oder -öl eine Futterquelle für nachhaltige Aquakultur sein und so die Futterfischerei vermindern (Kap. 7.4.2.2). Die Rahmenbedingungen sollten so gestaltet sein, dass der Anreiz besteht, Beifang grundsätzlich zu minimieren, so dass auch der Beifang von Nichtzielarten innerhalb nachhaltiger Grenzen bleibt. Die Herausforderung besteht darin, trotz möglichst sinnvoller Nutzung keine Anreize zu einer Steigerung des Beifangs zu schaffen. Zu diesen wichtigen Fragen besteht Forschungsbedarf (Kap. 8.3.3.1).

Zerstörerische und verschwenderische Fischerei verbieten und Verbote durchsetzen

Zerstörerische Fischereitechniken sollten sowohl im Küstenmeer, in der AWZ als auch auf Hoher See verboten und diese Verbote effektiv durchgesetzt werden. Dazu gehört nicht nur das Fischen mit Dynamit oder Gift, das vor allem im Küstenbereich der Tropen immer noch vorkommt, sondern auch die habitatschädigende Fischerei (z.B. Grundschleppnetzfisherei, Baumkurren) in sensiblen Ökosystemen, wie z.B. Riffen, Seegraswiesen, Sandbänken und in Meeresschutzgebieten. Dies gilt insbesondere für Tiefseegebiete mit fragilen Habitaten und reicher Biodiversität (z.B. Kaltwasserkorallenriffe, Unterwasserberge). Die FAO-Leitlinien für die Tiefseefischerei im Bereich der Hohen See sollten daher vordringlich umgesetzt werden (FAO, 2009b). Umweltschonendere Alternativen zur grundberührenden Fischerei sollten erforscht und angewandt werden (z.B. Elektro- oder Pulsfischerei; Kap. 8.3.3.1).

Verschwenderische Fischereimethoden, bei denen nur ein kleiner Bruchteil der gefangenen Biomasse Verwendung findet, sollten verboten werden. Ein Beispiel ist das „shark finning“, bei dem nur die Flossen von Haien für die Zubereitung einer Suppe verwendet werden und der tödlich verletzte Hai ungenutzt wieder über Bord geworfen wird. Hier ist die Ausweitung der bestehenden Regelungen vieler Länder (u.a. EU, USA) und Institutionen (RFMO, FAO, CITES) in Richtung eines globalen Verbots erforderlich, weil Haie eine wichtige Rolle in Meeresökosystemen einnehmen und viele Haiarten durch Fischerei akut gefährdet sind (Kap. 4.1.3.4). Der Vorschlag der EU-Kommission (2011d), das Abtrennen von Haiflossen auf See ohne Ausnahmen zu verbieten, sollte rasch umgesetzt werden. Das Memorandum of Understanding on Migratory Sharks der Bonner Konvention (CMS, 2010) hat für die Untergruppe der wandernden Haiarten einen Schutzplan vereinbart. Allerdings haben die Länder, in denen Haifischerei eine große Rolle spielt, sowie die wichtigen asiatischen Importländer das Memorandum bislang nicht gezeichnet.

Futterfischerei reglementieren

Etwa ein Drittel der marinen Fangmenge wird zur Erzeugung von Fischmehl und -öl vor allem für Tierfutter genutzt. Ein großer Teil davon wird zu Futter für Aquakultur von Raubfischen mit einem teils erheblichen Effizienzverlust verarbeitet („Reduktion“; Kap. 4.3). Der Fang von Wildfischen für die Aquakultur von Raubfischen („Reduktionsfischerei“) stellt keinen wesentlichen Beitrag zur Ernährungssicherung dar und sollte verringert werden. Stattdessen sollten Alternativen entwickelt und gefördert werden (Kap. 7.4.2.2). Es sollten konservative ökosystembasierte Fangbeschränkungen für Reduktions-, Futter- bzw. Industriefischereien auf niedriger trophischer Ebene vereinbart, umgesetzt und durchgesetzt werden, um die Nahrungsversorgung für natürliche Prädatoren im Nahrungsnetz zu sichern und gegen Unsicherheiten etwa auch im Zusammenhang mit dem Klimawandel vorzusorgen (Kasten 4.3-1). Es sollten Initiativen hinzukommen, Futterfischereien möglichst vollständig in Bezug auf Nachhaltigkeit und Herkunft zu zertifizieren. Je nach lokalem Kontext kann es auch sinnvoll sein, lokale Fischmehlindustrien für lokale Aquakulturfarmen aufzubauen. Alternativ zur Verarbeitung dieser Erträge zu Tierfutter sollten Forschung, Entwicklung und Infrastruktur gefördert werden, um neue Wege zur direkten Nutzung der Futterfischbestände für den menschlichen Verzehr zu finden, wie es z.T. bereits geschieht (Kap. 8.3.3.1).

7.4.1.5

Illegale, nicht gemeldete und unregulierte Fischerei bekämpfen

Etwa ein Siebtel bis ein Drittel des globalen Fischfangs geht auf das Konto des illegalen, nicht gemeldeten und unregulierten Fischfangs (illegal, unreported and unregulated fisheries, IUU-Fischerei; Kap. 4.1.4.5). Das politische Ziel der Beendigung der IUU-Fischerei, insbesondere auf Hoher See, ist seit Jahren Konsens der Staatengemeinschaft und wurde auf der „Rio+20-Konferenz“ erneut bekräftigt.

Die Empfehlungen zur Bekämpfung der IUU-Fischerei sollten an den wichtigsten Ursachen ansetzen: die unzureichende Governance-Kapazität vieler Küstenstaaten (z.B. mangelnde Überwachung der Fischerei) und die deutlich zu schwachen Sanktionen. Zunächst sollte eine verstärkte internationale Kooperation darauf zielen, eine bessere Datengrundlage über die Hochseefischerei zu bekommen, u.a. durch den Ausbau des International Monitoring, Control and Surveillance Network und durch ein globales Informationssystem über Hochseefischereifahrzeuge. Durch eine weit verbreitete Akzeptanz des UN Fish Stocks Agreements sowie konsequente RFMO-Reformen dürfte nicht zuletzt auch die IUU-Fischerei auf Hoher See erheblich erschwert

werden (Kap. 7.3.4.3). Einige RFMO haben gegen IUU-Fischerei bereits Maßnahmen ergriffen (z.B. Negativ- und Positivlisten von Schiffen, Schiffs-Monitoringssysteme, Umladeregulungen, Inspektionsprogramme, Hafenkontrollen und Anlandungsverbote von IUU-Schiffen sowie die Verpflichtung aller Fischereifahrzeuge, eine IMO-Nummer zu führen), die sich z.T. als effektiv erwiesen haben und von den anderen RFMO übernommen werden sollten.

Der internationale Aktionsplan der FAO gegen IUU-Fischerei liegt zwar seit 2001 vor und spezifiziert viele notwendige Maßnahmen, aber nur wenige Länder haben bislang nationale Aktionspläne vorgelegt. Stringente Kontrollen durch Flaggen- und Hafenstaaten sowie die Überprüfung der (häufig falsch deklarierten) Art- und Herkunftsbezeichnungen werden als besonders effektiv betrachtet. Das FAO-Hafenstaatenabkommen zur Bekämpfung der IUU-Fischerei könnte zu einem effektiven Instrument werden, weil es den Zugang von IUU-Fisch zu den Märkten behindern soll. Daher ist es wichtig, dass es rasch in Kraft tritt und von Staaten sowie RFMO effektiv umgesetzt wird. Die Einführung stringenter Verfahren für die Herkunftskontrolle (z.B. auf der Basis von DNA-Analysen) sollte gefördert werden (Kap. 8.3.3.1). Der Handlungsbedarf der EU gegen IUU-Fischerei in Bezug auf den Import von Fischprodukten wird in Kapitel 7.4.1.7 angesprochen.

7.4.1.6

Klimawandel, Ozeanversauerung und andere systemische Wirkungen berücksichtigen

Umweltveränderungen wie Meerereserwärmung, Ozeanversauerung und sauerstofffreie Zonen können bei ungebremsten Emissionen von Treibhausgasen bzw. Einträgen von Nähr- und Schadstoffen künftig erhebliche Wirkungen auf die Fischerei haben (Kap. 4.4). Die Bekämpfung der Ursachen liegt im Wesentlichen außerhalb des Fischereimanagements und muss an Land durch Veränderungen der Energie-, Transport- und Landnutzungssysteme stattfinden (z.B. WBGU, 1994, 2005, 2009a). Eine Einhaltung der 2°C-Leitplanke würde die Wirkungen von Klimawandel und Versauerung voraussichtlich ausreichend eindämmen, um die Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme und der Fischerei nicht zu überfordern, auch wenn erhebliche Unsicherheiten bleiben (WBGU, 2006). Andernfalls muss mittelfristig mit starken Auswirkungen des Klimawandels und der Ozeanversauerung gerechnet werden (Kap. 4.4.1, 4.4.2).

Dennoch ist der Fischereisektor gefordert: Auch in der Fischerei sollte eine Transformation zur Klimaverträglichkeit erfolgen (Kap. 4.4.1). Fischereipraktiken mit hohen spezifischen Emissionen, z.B. Grundschleppnetzfisherei oder Fischerei in weit abgelegenen Gebie-

ten mit langen Anfahrtswegen sollten nicht zuletzt auch aus Klimaschutzgründen überdacht werden. Die LIFE-Fischerei (low-impact, fuel-efficient; Suuronen et al., 2012; FAO, 2012b: 205) bietet einen interessanten Ansatz, um Win-win-Strategien für klimafreundliche und nachhaltige Fischerei zu finden und sollte daher gefördert werden. Der Ansatz ist konsistent mit einer Fischerei mit Ertragszielen deutlich unterhalb des MSY, die nicht nur ökologische und volkswirtschaftliche Vorteile aufweist (Kasten 4.1-5), sondern wegen des günstigen Verhältnisses von Fischereiaufwand und Ertrag auch weniger Emissionen produziert. Langfristig aber muss die Fischerei – wie auch die Schifffahrt generell – einen Weg finden, ohne fossile Treibstoffe auszukommen. Im WBGU-Hauptgutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ finden sich dazu Empfehlungen (WBGU, 2011: 151 ff.). Längerfristig ist auch daran zu denken, die Klimaverträglichkeit als ein Kriterium für die Zertifizierung nachhaltiger Fischprodukte schrittweise einzuführen.

Überfischte Bestände sind gegenüber Umweltveränderungen wie Klimawandel empfindlicher als nachhaltig genutzte (Kap. 4.4.5). Für die Bewältigung der unvermeidlichen Auswirkungen globaler Umweltveränderungen kommen auf die Fischerei erhebliche Anpassungsherausforderungen zu. Die Unsicherheiten für das Fischereimanagement werden dadurch vergrößert, daher wird die Umsetzung des ökosystemaren Ansatzes sowie des Vorsorgeprinzips in der Fischerei umso dringender (Kap. 7.4.1.1). Wichtig ist eine Strategie der proaktiven Anpassung, u.a. unter Einbeziehung von Klimaszenarien und Szenarien zur Ozeanversauerung (WBGU, 2006). Die konsequente Berücksichtigung der übergreifenden Empfehlungen in Kapitel 7.4.1.1 führt auch zu einer verbesserten Anpassungskapazität der Bestände gegenüber anthropogenen Umweltveränderungen.

7.4.1.7

Gemeinsame Fischereipolitik in der Europäischen Union reformieren

Eine nachhaltige Fischereipolitik der EU sollte einen übergreifenden Ansatz verfolgen, der nicht nur die Fischerei in EU-Gewässern, sondern auch die externe Dimension durch partnerschaftliche Fischereiabkommen mit Drittstaaten sowie die Importpolitik berücksichtigt. Der WBGU legt aufgrund seiner globalen Perspektive im Folgenden den Schwerpunkt auf die unmittelbar drittstaatenbezogenen Effekte der europäischen Fischereipolitik (die „externe Dimension“) sowie auf die mittelbaren, durch den Import von Fischereiprodukten aus Drittstaaten entstehenden Auswirkungen.

Die Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU

In der EU sind die Fischbestände in einem schlechten Zustand, weil über Jahrzehnte die wissenschaftlichen Empfehlungen für Fangmengen erheblich überschritten wurden. Hinzu kommen Überkapazitäten, destruktive Fischereimethoden, hohe Beifänge, Kontrolldefizite sowie illegale Fischerei (SRU, 2011b). Seit einigen Jahren haben sich allerdings die Bemühungen verstärkt, zu einer Fischerei gemäß des höchstmöglichen Dauerertrags (MSY; Kasten 4.1-5) überzugehen. Dieses auf der „Rio+20-Konferenz“ erneut bekräftigte Ziel soll bis 2015 erreicht sein (UNCSD, 2012). Dementsprechend hat sich die Lage in den letzten Jahren gebessert: Lag im Zeitraum 2005 bis 2009 der Anteil überfischter (also oberhalb des MSY befischter) Bestände im Nordostatlantik und angrenzenden Gewässern bei durchschnittlich etwa 90%, so ist er 2012 auf 47% gesunken. Auch die Überschreitung der nachhaltigen Fangmengen, die in den Jahren 2003 bis 2009 im Schnitt bei knapp 50% lag, ist auf 11% (2012) gesunken (EU-Kommission, 2012a: 13ff.). In einigen Regionen ist die Lage aber immer noch sehr schlecht: So sind z.B. im Mittelmeer 80% der untersuchten Bestände überfischte. Die EU-Kommission (2012a) nennt es zu Recht beunruhigend, dass bei knapp zwei Dritteln der Bestände die Datenlage nicht ausreichend ist. Wenn die internationalen Ziele und Verpflichtungen eingehalten werden sollen, muss die Reform entschlossen umgesetzt werden. Dies würde zwar vorübergehend mit einer deutlichen Reduktion der Fangmengen und teilweise dem Stopp einiger Fischereien einhergehen, brächte aber voraussichtlich innerhalb weniger Jahre sogar höhere Erträge (Kap. 4.5).

Der 2009 angestoßene erneute Reformprozess der gemeinsamen Fischereipolitik der GFP) ist ausdrücklich zu würdigen. Er bietet Grund zur Hoffnung, dass nach der Anfang 2013 bereits erfolgten Zustimmung des EU-Parlaments die notwendigen Änderungen im weiteren Verlauf des Jahres 2013 angestoßen werden können. Die Reform soll die Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Bestände festlegen und zum Schutz der marinen Umwelt beitragen. Die EU-Kommission (2011c) hatte einen Vorschlag zur GFP-Reform vorgelegt, der bereits gute Verbesserungsvorschläge enthält, aber dem Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, 2011b) nicht weit genug geht. Die Empfehlungen des SRU gehen mit den übergreifenden Empfehlungen des WBGU (Kap. 7.4.1.1) konform und konkretisieren sie für die aktuelle europäische Situation. Der WBGU schließt sich den SRU-Empfehlungen an. Insbesondere stimmt der WBGU mit der Zielsetzung überein, dass die zukünftige GFP die nachhaltige Bewirtschaftung der Fischbestände sicherstellen und

den ökologischen Zielen eine hohe Priorität einräumen muss. Die wichtigsten Punkte sind:

- › Ende der Überfischung und Übergang zu einem nachhaltigen Bestandsmanagement mit dem Ziel einer Bestandsbiomasse, die oberhalb dessen liegt, was für den MSY ausreichend wäre, sowie mehrjährige Bewirtschaftungspläne für alle Bestände.
- › Einführung eines generellen Rückwurfverbots und Anlandungsgebots mit hinreichender Kontrolle.
- › Abbau der Überkapazitäten und insbesondere Abschaffung der Subventionen, die Überkapazitäten aufrechterhalten oder ausbauen könnten.
- › Wirksamere Kontrollen und Sanktionierung u. a. durch wirksamere Strafen bei illegaler Fischerei sowie Prüfung, ob die bereits getroffenen Maßnahmen effektiv sind.
- › Regionalisierung des Fischereimanagements und verstärkte Partizipation der Fischer.
- › Meeresschutzgebiete mit großflächigen, zusammenhängenden Nullnutzungszone sowie selektive Gebietsschließungen.
- › Schrittweise Einrichtung übertragbarer Fischereibefugnisse, die bestandsschonende Bewirtschaftung unterstützen können, sofern das empfohlene Rückwurfverbot ebenfalls eingeführt wird. Die Wirkung der übertragbaren Fischereibefugnisse sollte sorgfältig geprüft werden.
- › Nachhaltige bilaterale Fischereiabkommen mit Partnerländern. Auf diesen Punkt geht der WBGU im nächsten Abschnitt näher ein.

Die externe Dimension der EU-Fischerei

Die sogenannte „externe Dimension“ der europäischen Fischereipolitik durch partnerschaftliche Fischereiabkommen (PFA) mit Drittstaaten ist wegen ihrer ökologischen und sozialen Auswirkungen stark in die Kritik geraten. Obwohl die z. T. desaströsen Auswirkungen der PFA auf die Fischbestände durch Überfischung und auf die kleinbetriebliche nationale Fischerei der Partnerländer durch die Konkurrenz der EU-Boote wissenschaftlich gut dokumentiert und auch von der Europäischen Kommission anerkannt sind (Kap. 4.1.4.6), hinkt die politische Umsetzung geeigneter Maßnahmen der Dringlichkeit des Problems hinterher. Die 2009 angestoßene Reform der GFP der EU stellt einen wichtigen Schritt dar und sollte genutzt werden, um die zerstörerischen Praktiken der EU-Flotte in außereuropäischen Gewässern schrittweise zu beenden.

Es sind grundlegende strategische Eingriffe in die Gestaltung der PFA notwendig, um deren Nachhaltigkeit zu garantieren und die Glaubwürdigkeit wiederherzustellen. Das Ziel sollte sein, den Fischereisektor im Partnerland, im Kontext seiner Rolle bezüglich Existenzgrundlagen und Ernährungssicherheit, bei

der Transformation zur Nachhaltigkeit zu unterstützen und dort leistungsfähige Institutionen zu schaffen. Aus diesem Grund begrüßt der WBGU den Vorschlag der Europäischen Kommission, PFA in Zukunft als „Nachhaltigkeitsabkommen“ zu bezeichnen. Um sicherzustellen, dass Ernährungssicherheit in den PFA höchste Priorität genießt, sollten Menschenrechte und insbesondere das Recht auf Nahrung (Art. 25 Abs. 1 der UN-Menschenrechtserklärung) aufgenommen werden. Auch für die reformierten PFA sollten die übergreifenden Empfehlungen des WBGU zur Fischerei beachtet werden (Kap. 7.4.1.1). Ökologische und soziale Standards der europäischen Fischereiaktivitäten sollten in Partnerländern umgesetzt sowie Rechenschaftspflichten und Sanktionierung (von beiden Seiten) verschärft werden. Mit Blick auf die PFA gilt besonders, dass die außereuropäische Fischereipolitik sowohl innerhalb der Europäischen Kommission als auch innerhalb der Bundesregierung deutlich besser koordiniert und abgestimmt werden sollte. Beispielsweise sollten entwicklungspolitische Belange adäquate Berücksichtigung in der GFP finden. Der WBGU empfiehlt im Einzelnen:

- *Datengrundlagen verbessern:* Eine Grundvoraussetzung für die Nachhaltigkeit der GFP ist die Verbesserung der Datengrundlage zu Fischbeständen in Partnerländern. Hierzu sollten die finanziellen, technologischen und institutionellen Kapazitäten der Partnerländer für das Monitoring von Fischbeständen und zur Festlegung der nachhaltigen Fangmengen gestärkt werden. PFA sollten nur dort abgeschlossen werden, wo wissenschaftlich quantifiziert eine nachhaltig nutzbare Fangmenge nachgewiesen ist. Eine Stärkung von Fischereiverwaltungen in Partnerländern gemeinsam mit dem Aufbau oder der Stärkung länderübergreifender Regionalkooperationen kann dazu beitragen, transnationale Monitoring-Systeme der Fischbestände aufzubauen.
- *Transparenz gewährleisten:* Sowohl die EU als auch die Partnerländer sollten ihren gesamten Fischereiaufwand, die Fangmengen und den tatsächlichen Marktwert der Fischmenge offenlegen. Partnerländer sollten zudem veröffentlichen, wie hoch der gesamte Überschuss ist, der über Konzessionen an die EU und andere Partnerländer vergeben wird. Darüber hinaus sollte die Dokumentation der PFA-Verhandlungsprozesse offengelegt werden. Um IUU-Fischerei durch die EU-Flotte zu verhindern, sollten die Herkunftsangaben der Anlandungen strikt überprüft werden (Kap. 7.4.1.5).
- *Erhaltung und Förderung nachhaltiger Kleinfischerei:* Darüber hinaus sollte (wie bereits formell in PFA vorgeschrieben) die Nachhaltigkeit des nationalen, häufig kleinbetrieblichen Fischereisektors gefördert werden. Die entsprechenden Empfehlungen für die Klein-

fischerei in Kapitel 7.4.1.8 gelten auch für die PFA. Die Zahlungen zum Aufbau einer nachhaltigen Fischerei vor Ort sollten unabhängig von den Zahlungen für den Zugang der EU-Flotte erfolgen (Kap. 4.1.4.6). Zudem sollten sich Reeder und die Fischindustrie stärker an den Zahlungen beteiligen. Für Einkommen und Ernährungssicherheit in Entwicklungsländern sind vor allem küstennahe Fischbestände von Bedeutung. Folglich sollte die EU die PFA so ausrichten, dass Kleinfischer prioritären Zugang zu küstennahen Beständen bekommen und EU-Boote küstennahe Bestände so wenig wie möglich beeinträchtigen (z. B. Verbot der Schleppnetzfisherei in Küstennähe, 20-sm-Zone exklusiv den Kleinfischern einräumen; Kap. 4.1.4.6). Um die wirtschaftliche und soziale Entwicklung in den Partnerländern zu unterstützen, sind Anlandepflicht sowie Investitionen in lokale Wertschöpfungsketten von zentraler Bedeutung.

- *Exklusivitätsklausel einführen:* Wo ein PFA besteht, sollten EU-Fischerboote – auch solche, die unter Beteiligung europäischen Kapitals unter anderer Flagge fahren – keine Lizenzen außerhalb dieses Abkommens erlangen können. Das Umgehen dieser Klausel durch Umflaggen von Fischerbooten sollte von der EU effektiv verhindert werden.
- *Gemeinsame Lernprozesse initiieren:* Eine systematische Auswertung bestehender Best-practice-Beispiele könnte die Anhaltspunkte für Politikoptionen verbessern. Dieser gemeinsame Lernprozess könnte mit Unterstützung der Entwicklungszusammenarbeit länderübergreifend organisiert werden und somit zusätzlich zur Regionalkooperation beitragen.

Import von Fischprodukten in die EU

Neben der Fischerei in EU-Gewässern und der externen Dimension der EU-Fischerei in Drittstaaten spielt der Import von Fischprodukten aus Drittstaaten in die EU mittlerweile die größte Rolle: Etwa 60% des in der EU konsumierten Fisches wird importiert, bei zunehmendem Trend. Gleichzeitig ist die EU vor den USA und Japan mit einem Anteil von 26% aller Importe aus Drittstaaten der größte Importmarkt der Welt für Fischereiprodukte (Markus, 2012; Kap. 4.1.4.8). Die EU übt also indirekt über den Welthandel einen großen Einfluss auf die Fischerei in anderen Gewässern aus.

Unabhängig von der Diskussion möglicher positiver und negativer Effekte des Handels mit Fischereiprodukten und von möglichen Verteilungseffekten in Exportstaaten kann festgestellt werden, dass gut funktionierende Bestandsbewirtschaftungssysteme in den Exportstaaten eine Voraussetzung dafür sind, negative Effekte auf die dortigen Meeresökosysteme zu vermeiden (Kap. 7.4.1.1). Nachhaltige Fischerei ist Grundvo-

7 Handlungsempfehlungen

raussetzung eines nachhaltigen Handels mit Fischereierzeugnissen. Aus der Analyse in Kapitel 4.1.4.8 ergibt sich die Frage, ob die EU zusätzlich auch über die Handelspolitik einen Beitrag zur Nachhaltigkeit der globalen Fischerei leisten kann. Es ergeben sich folgende Ansatzpunkte und Handlungsoptionen:

- › Die EU sollte in regelmäßigen Abständen, eventuell in Kooperation mit der FAO, die Entwicklungen der Handelsflüsse von Fischereierzeugnissen in die EU und ihre Wirkungen in den Exportstaaten untersuchen lassen. Dabei sollten aber nicht nur die Warenexporte, sondern auch die Wirkungen der Direktinvestitionen, der Drittstaatenabkommen und gegebenenfalls die zusätzlich zu den Drittstaatenabkommen stattfindenden privaten Fischereiaktivitäten in Gewässern von Drittstaaten berücksichtigt werden.
- › Das Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES) ist zwar ein scharfes Instrument des Handelsrechts auf dessen Grundlage effektive Handels- und Importverbote ausgesprochen werden können. In Bezug auf die nachhaltige Fischerei ist seine Wirksamkeit aber stark beschränkt und greift zu kurz, denn CITES kann mit seinem reaktiven Ansatz nur Arten schützen, deren Überleben bedroht ist, was nur auf einen Bruchteil der nicht nachhaltig bewirtschafteten Fischarten zutrifft. Die Bundesregierung sollte sich dennoch weiterhin aktiv für den Ausbau des Fischartenschutzes unter dem CITES-Abkommen einsetzen. Insbesondere sollten die Bemühungen zum Schutz gefährdeter Hai- und Rochenarten unterstützt werden.
- › Im Rahmen der Bekämpfung der IUU-Fischerei gibt es mittlerweile einige Ansatzpunkte für handelsbeschränkende Maßnahmen, die auch den Import in die EU betreffen (z. B. Maßnahmen der RFMO, FAO-Hafenstaatenabkommen; Kap. 4.1.4.5, 7.3.4.3, 7.4.1.5). In der EU ist seit 2010 die IUU-Verordnung in Kraft, die einen beeindruckenden Katalog von Maßnahmen und Sanktionsmöglichkeiten zur Bekämpfung der IUU-Fischerei enthält, deren Wirksamkeit in den Mitgliedstaaten allerdings noch nicht abschließend beurteilt werden kann. Insofern sollte der Vollzug der Verordnung wissenschaftlich untersucht werden (Kap. 8.3.3.1). Den Versuch einer Unterbindung der IUU-Fischerei auch mit handelspolitischen Maßnahmen hält der WBGU für den richtigen Weg. Die Empfehlungen des WBGU zur Vermeidung von IUU-Fischerei finden sich in Kapitel 7.4.1.5.
- › In der EU befindet sich derzeit die „Verordnung über bestimmte Maßnahmen zur Unterstützung der Bestandserhaltung gegenüber Ländern, die nicht nachhaltigen Fischfang zulassen“ im Gesetzgebungsverfahren. Sie dient der Umsetzung völkerrechtli-

cher Bestandsbewirtschaftungsregeln im Rahmen von UNCLOS, FSA sowie RFMO (Kap. 7.3.4). Die Verordnung beschränkt sich auf Bestände gemeinsam genutzter bzw. weit wandernder Arten, an denen ein „gemeinsames Interesse“ besteht, um die Vereinbarkeit mit den Regeln der WTO zu sichern. In ihrer jetzigen Form enthält sie auf der Grundlage ambitionierter Nachhaltigkeitsziele eine Reihe von Maßnahmen gegenüber Drittstaaten, die den gesamten Warenstrom in die EU betreffen. Der WBGU empfiehlt, dass sich die Bundesregierung aktiv für eine rasche Verabschiedung der Verordnung einsetzt.

- › Die Fischereihandelspolitik der EU ist in das Regelsystem der Welthandelsorganisation (WTO) eingebettet, wonach Fischereiprodukte als Industriegüter gelten (Kap. 4.1.4.8). Ausnahmen von dem Grundsatz des diskriminierungsfreien Handels sind prinzipiell zum Schutz der Umwelt oder der Ressource Fisch (GATT Art. XX b und g) möglich. Die Interpretation dieser Ausnahmen führt allerdings immer wieder zum Dissens. Daher empfiehlt der WBGU eine systematische und weitreichende vertragliche Einigung hinsichtlich des rechtlichen Verhältnisses zwischen internationalen Umwelt- und Ressourcenschutzabkommen und dem WTO-Handelsrecht (insbesondere Subventionen und Zertifizierung; Kap. 7.4.1.3, 7.3.8.2).
- › Die beschriebenen bereits möglichen oder ange-dachten Importbeschränkungen betreffen allerdings nur einen kleinen Teil der Bestände (z. B. CITES, Bekämpfung der IUU-Fischerei). Entscheidend ist aber, dass legale Fischerei eben nicht in allen Exportstaaten mit nachhaltiger Fischerei gleichzusetzen ist. Insofern gilt es über weitere Schritte nachzudenken, die einen proaktiven und steuernden Ansatz verfolgen und ermöglichen. Die Regelungslücken im Handelsrecht können aber angesichts der Schwierigkeiten mit der WTO-Konformität nicht ohne Weiteres gefüllt werden (Kap. 4.1.4.8). Es erscheint mithin fraglich, ob es langfristig ausreichen wird, die derzeit geltenden völkerrechtlichen und nationalen Bestands- und Umweltschutzregeln handelspolitisch zu stärken bzw. sie umzusetzen. Daher gibt der WBGU im Rahmen seiner Vision eines grundsätzlich reformierten UN-Seerechtsübereinkommens Empfehlungen, um diese Lücken zu schließen (Kap. 7.2).

7.4.1.8

Marine Kleinfischerei im globalen Kontext

Marine Kleinfischerei spielt in Entwicklungsländern, in denen Fisch einen hohen Anteil der Proteinversorgung abdeckt, eine herausragende Rolle für die Ernährungssicherheit und hat darüber hinaus eine erhebli-

che sozioökonomische Bedeutung (Kap. 4.1.2.4). Diese Beiträge von Kleinfischern sollten in globalen und nationalen Politiken stärker gewürdigt und berücksichtigt werden. Ernährungssicherung sollte in Politiken zur Kleinfischerei stets höchste Priorität genießen, weshalb diese in breitere wirtschaftliche, ökologische und sozialpolitische Programme eingebettet und über alle Verwaltungsebenen hinweg abgestimmt sein sollten. Sie sollten klare Regulierungen für die potenzielle Konkurrenz zwischen industrieller Fischerei und Kleinfischerei beinhalten. Die Benachteiligung der Kleinfischerei ist ein weiteres Argument dafür, die Subventionen für die industrielle Fischerei abzubauen (Kap. 7.4.1.3). Sozialpolitiken sollten sicherstellen, dass kleinbetriebliche Fischer entschädigt werden können, wenn z.B. vorübergehende Fangbeschränkungen für die Erhaltung und den Wiederaufbau der Bestände unvermeidbar sind (Kap. 7.3.7).

In diesem Sinn spricht sich der WBGU dafür aus, dass sich Deutschland und die EU vor allem im Rahmen der Reform der gemeinsamen Fischereipolitik (Kap. 7.4.1.7) und der Entwicklungszusammenarbeit verstärkt für die Belange von Kleinfischern in Entwicklungsländern einsetzen. Hierzu muss zunächst die Datenlage auf nationaler und globaler Ebene verbessert werden. Außerdem sollten die Definitionen für Kleinfischerei vereinheitlicht werden, um die Vergleichbarkeit der Daten sicherzustellen. Darüber hinaus sollten Kapazitäten zur Förderung der Wertschöpfungsketten für Kleinfischer in Entwicklungsländern (z.B. Genossenschaften, Infrastruktur) aufgebaut werden, um die nationale und internationale Wettbewerbsfähigkeit der Kleinfischerei zu stärken. Zudem sollten regulative Rahmenbedingungen (Gesetze, Verwaltungsstrukturen) gestärkt und die Zusammenarbeit von Staat und Fischereiunternehmen ausgebaut werden. Organisationen von Kleinfischern sollten gefördert werden, damit sie sinnvoll an politischen Prozessen teilhaben können.

Ko-Management ist ein vielversprechender Ansatz, um den schwierigen Spagat zwischen regulativen Rahmenbedingungen und Anpassungsfähigkeit an den lokalen Kontext zu meistern. Dafür sind die kontinuierliche Selbst- und Mitbestimmung lokaler Gemeinschaften und insbesondere die Wahrung traditioneller Zugangsrechte wichtige Erfolgsfaktoren. In der Kleinfischerei haben sich territoriale Nutzungsrechte (Territorial Use Rights in Fisheries, TURFs) häufig bewährt (Kap. 4.1.2.4). Für die Anpassung an den jeweils lokalen Kontext gilt es, auch lokales Wissen einzubeziehen, z.B. bezüglich Monitoring sowie der saisonalen Nutzungen einzelner Fischarten.

Nicht zuletzt empfiehlt der WBGU, die Verhandlungen zu den FAO-Leitlinien für die Erhaltung nachhaltiger Kleinfischerei („International Guidelines for Secu-

ring Sustainable Small-scale Fisheries“; FAO, 2012c) tatkräftig zu unterstützen (Kasten 4.1-3). Als langfristiges Ziel sollte angestrebt werden, die Richtlinien erstens zum FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei hinzuzufügen und zweitens im nationalen Recht aller Staaten zu verankern.

7.4.2 Handlungsempfehlungen zur Aquakultur

Aquakultur ist der am stärksten wachsende Nahrungsmittelsektor. Es wird weithin davon ausgegangen, dass der zunehmende Bedarf nach Fischprodukten angesichts stagnierender Fangerträge hauptsächlich über die Aquakultur gedeckt werden wird (Kap. 4.2). Aquakulturproduktion kann allerdings bei mangelnder Regulierung und Kontrolle auch mit Umweltverschmutzung durch Nährstoffeintrag, der Gefährdung von Wildpopulationen durch Vermischung mit Zuchtformen und der Verschärfung von Raumnutzungskonflikten an Küsten verknüpft sein. Eine Belastung für die Meere stellt gegenwärtig vor allem die Intensivzucht von Raubfischarten (wie z.B. Lachs) dar, weil für deren Futter vor allem wildgefangener Fisch verwendet wird (kleine pelagische Fischarten wie z.B. Sardinen, Anchovis). Sie verbraucht für die Produktion von hochpreisigem Raubfisch das Mehrfache an wildgefangenem Futterfisch (Kap. 4.3.3). Dadurch geraten diese Fischbestände in den Meeren zusätzlich unter Druck und mit ihnen unter Umständen auch einige lokale Märkte, auf denen diese Futterfische eine Bedeutung als Speisefisch haben (Kap. 4.3.2).

Seit längerem wird auf internationaler politischer Ebene ein nachhaltiges Aquakulturmanagement angemahnt, das einen Beitrag zum Schutz der Ökosysteme und Biodiversität sowie zur Verbesserung der Nahrungssicherheit und Sicherung der Lebensgrundlagen leisten soll (Aichi-Target 7: CBD, 2010a; UNCSD, 2012; Kap. 4.2.3). Neben diesen Zielsetzungen gibt es auf internationaler und EU-Ebene bereits teils anspruchsvolle, wenn auch unverbindliche Leitlinien und Strategien, allen voran der FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei (FAO, 1995: Art. 9). Diese Ziele und Empfehlungen werden bislang aber nur unzureichend umgesetzt. Die Aquakultur sollte, global gesehen, dringend in Richtung einer nachhaltigen und verantwortungsvollen Wirtschaftsweise umgestaltet werden. Dies gilt umso mehr, da sie gegenwärtig in einem rasanten Wachstum begriffen ist und sich besonders stark dort entfaltet, wo schwache Regulierungen oder schwache Umsetzungen existieren. Der WBGU gibt folgende übergreifende Empfehlungen, die auf den nachfolgenden Seiten detaillierter dargestellt werden:

7 Handlungsempfehlungen

- › Die für Aquakultur relevanten Empfehlungen des FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei und späterer Vereinbarungen sollten Basis für die Entwicklung anspruchsvoller Standards in der Aquakultur auf internationaler und EU-Ebene sein und von den Staaten in Form effektiver und umsetzungsfähiger Regulierungen in ihrem nationalen Recht verankert werden.
- › Der ökosystemare Ansatz sollte weltweit als Grundlage für die Entwicklung einer nachhaltigen Aquakultur dienen.
- › Der zusätzliche Druck auf wilde Fischbestände durch die Futtermittelproduktion für den Aquakultursektor sollte gestoppt werden. Aquakultur sollte in die Lage versetzt werden, wilde Fischbestände zu entlasten.
- › Umweltbelastende und zerstörerische Produktionsverfahren sollten zugunsten umweltschonender Verfahren eingestellt werden.
- › Angebot und Nachfrage nach nachhaltig produzierten Aquakulturprodukten sollten insbesondere in Industrie- und Schwellenländern mit Hilfe von Anreizen und Informationen gefördert werden.

7.4.2.1

Wissens- und Datenbasis verbessern

Für die Entwicklung einer nachhaltigen Aquakultur und entsprechender Governance- und Managementstrukturen werden verlässliche Daten benötigt. In vielen Ländern ist die Datenlage im Aquakultursektor (z.B. Produktionsdaten, Daten für Entwicklungsplanung sowie zu Umwelt- und Ökosystembelastungen) jedoch ungenügend. Datenbanken sollten entwickelt und die notwendigen finanziellen Ressourcen dazu bereitgestellt werden. Insoweit wäre es sinnvoll, verschiedene Datenerhebungsmethoden (z.B. durch Aquakulturfarmen selbst, durch Behördenvertreter) zu evaluieren und die kosteneffektivsten zu implementieren. Eine wichtige Voraussetzung für eine bessere Datenlage zu den ökologischen Auswirkungen der Aquakultur und letztendlich für effektive Managementmaßnahmen ist die Entwicklung eines langfristigen, flächendeckenden und finanziell sowie personell ausreichend abgesicherten Umwelt-Monitorings. Deutschland könnte durch finanzielle und technische Zusammenarbeit und Kapazitätsaufbau im personellen oder institutionellen Bereich Entwicklungsländer beim Aufbau effektiver Datenbanken und Monitoring-Programme unterstützen. In internationalen und europäischen Gremien sollte sich Deutschland für eine verlässlichere Datenerhebung einsetzen. Die entsprechenden Forschungsempfehlungen finden sich in Kapitel 8.3.3.2.

7.4.2.2

Entwicklung nachhaltiger Aquakultursysteme fördern

Um die Aquakultur nachhaltig und umweltschonend zu gestalten, müssen die Kopplung an die Wildfischerei aufgrund des Fangs von Futterfischen aufgelöst und die Umweltbelastungen durch den Aquakulturbetrieb stark verringert werden. Dem zunehmenden Nutzungsdruck an Küsten, wo sich die meisten Aquakulturanlagen befinden, sollte ebenso begegnet werden wie sich ändernden Umweltbedingungen, die durch den Klimawandel verursacht werden und eine Anpassung der Aquakultur erfordern.

Fischmehl und Fischöl im Aquakulturfutter ersetzen

Einige biologisch-technische Lösungen zur teilweisen Substitution von Fischmehl und -öl z.B. durch pflanzliche Stoffe stehen bereits zur Verfügung und werden auch schon umgesetzt (Kap. 4.3.3). Weitere Forschung zu Substituten ist allerdings erforderlich (Kap. 8.3.3.2). Wesentlich hierbei wäre, diese Umstellung auf der Grundlage einer umweltschonenden und möglichst regionalen landwirtschaftlichen Produktion durchzuführen, um eine Verlagerung von Umweltproblemen in den Landnutzungssektor zu vermeiden. Perspektivisch sollte die Verwendung von Fischmehl in der landwirtschaftlichen Tierproduktion sowie bei herbi- und omnivore Aquakulturararten eingestellt werden. Wichtig ist auch, das Verhältnis der eingesetzten Menge Futter zu produzierter Einheit Fisch (Food Conversion Ratio) in Ländern mit Defiziten in diesem Bereich zu verbessern, z.B. durch optimierte Fütterungstechniken, um Futterverluste zu reduzieren. Hinsichtlich der Nutzung von Restprodukten aus der landwirtschaftlichen Tierzucht wäre (aufgrund der BSE-Problematik in der Vergangenheit) Aufklärungsarbeit bei Verbrauchern hilfreich, um die Akzeptanz für die Nutzung als Futter in der Aquakultur zu erhöhen (Kap. 8.3.3.2).

Die Zucht von Arten auf niedrigen trophischen Ebenen ausweiten

Raubfische und karnivore Krebstiere können nicht gänzlich an Fischmehl- und vor allem Fischölsubstitute angepasst werden, und der erforderliche Anbau von Futtersubstitutionsstoffen wie Soja wird zukünftig in zunehmender Konkurrenz zu Wasser und Land für die landwirtschaftliche Nahrungsmittelproduktion stehen. Die Aquakultur sollte deswegen verstärkt Organismen der unteren trophischen Stufen wie Muscheln, Schnecken, herbivore Krustentiere und Fische sowie Algen als Nahrungsmittel für Menschen und als Futterergänzungstoffe züchten.

Umweltbelastungen durch Aquakultur verringern

Um negative Umweltauswirkungen (z.B. Eintrag von Nähr- und Schadstoffen) durch Aquakultur zu verringern, sollten integrierte Systeme, multitrophische Produktionsverfahren sowie geschlossene landbasierte rezirkulierende Systeme (Kreislauftechnologien; Kap. 4.2.2.4) weiter erforscht, technisch optimiert sowie ihr Einsatz gefördert werden (Kap. 8.3.3.2). Weitere wichtige Maßnahmen wären, in offenen Systemen im Süßwasser-, Küsten- und Offshore-Bereich bevorzugt einheimische Arten zu züchten, um die Gefährdung des Genpools wilder Populationen zu reduzieren, sowie Risikoanalysen im Aquakulturmanagement verbindlich festzuschreiben. In der EU stehen Techniken für eine umweltschonende Aquakulturproduktion bereits zur Verfügung. Deutschland könnte sich auf EU-Ebene dafür einsetzen, dass Anreize zur Weiterentwicklung umweltfreundlicher Aquakulturtechniken und zur Vermarktung dieser Technologien auf dem Weltmarkt gesetzt werden. Diese Empfehlung ist bereits in den Mitteilungen der EU-Kommission (2009a) für die Strategie einer nachhaltigen Aquakultur in Europa angelegt.

Die Zerstörung von Mangrovenwäldern durch Garnelenfarmen ist vor allem in Asien eine der Hauptursachen für den Mangrovenrückgang. Für den Schutz dieser ökologisch besonders wertvollen Gebiete wäre es förderlich, in Entwicklungsländern Anreizmechanismen und Regulierungen zu entwickeln, wie beispielsweise Zahlungen für Ökosystemleistungen (Kap. 7.3.7.1). Parallel dazu sollten insbesondere kleine Farmer bei dem Aufbau mangrovenfreundlicher Aquakultur sowie integrierter Forstwirtschaft-Fischerei-Aquakultursysteme durch die Entwicklungszusammenarbeit gefördert werden. Deutschland könnte hier über Mikrokredite und die Förderung regionaler Zusammenschlüsse die nötige Unterstützung bieten. Um das Monitoring nachteiliger sozialer und ökonomischer Auswirkungen der Aquakultur zu befördern, könnte die deutsche Entwicklungszusammenarbeit den Aufbau von Verfahren zur Umweltverträglichkeitsprüfung und Umweltüberwachung unterstützen.

Potenziale der Offshore-Aquakultur prüfen

Nachhaltige Offshore-Aquakultur kann die Raumnutzungskonkurrenzen an Küsten verringern. Für eine in der Zukunft eventuell mögliche Kombination von Aquakultur mit Offshore-Windparks ist es unabdingbar, die Vorteile (z.B. Synergien, Mehrfachnutzung von Räumen) und mögliche Nachteile (z.B. erhöhtes Sicherheitsrisiko durch steigenden Schiffsverkehr in den Anlagen) kritisch zu prüfen und zu bewerten. Der WBGU empfiehlt, für die Förderung der Offshore-

Aquakultur und Verringerung von Nutzungskonkurrenzen mit anderen Meeresnutzungen das Instrument der marinen Raumplanung einzuführen (Kap. 7.3.9). Unter Beachtung der besten verfügbaren Technik und Umweltschutzstandards, mit Hinblick auf sozioökonomische Aspekte (z.B. sozial gerechte Arbeitsverträge) und unter Bezug auf den FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei sowie den Ökosystemansatz, sollten klare rechtliche Regelungen unter Einbindung aller betroffenen Stakeholder festgeschrieben werden. Für eine langfristige potenzielle Expansion jenseits nationalstaatlicher Gewässer wäre es sinnvoll, verbindliche internationale Regelungen für das Aquakulturmanagement auf Basis des Nachhaltigkeitsgedankens und mit Blick auf konkurrierende Nutzungen wie Fischerei, Extraktion mineralischer Ressourcen und Schifffahrt zu entwickeln.

Marine Aquakultur an Klimawandel und Ozeanversauerung anpassen

Aufgrund des Klimawandels und des steigenden Drucks auf natürliche Ressourcen wie Süßwasser und Böden ist damit zu rechnen, dass sich auch die Bedingungen für Aquakultur regional ändern werden. Um marine Aquakultur für die Zukunft zu sichern und in nachhaltige Bahnen zu lenken, sollten vor allem auf regionaler Ebene Anpassungsstrategien an den Klimawandel in die Aquakulturpolitik integriert werden. Der WBGU empfiehlt eine Stärkung der regionalen Behörden und Forschungsinstitutionen (Kap. 8.3.3.2) und eine verstärkte regionale Kooperation, z.B. in Bereichen der gemeinsamen Kontrolle von Krankheiten und fremden Arten und der gemeinsamen Datenerfassung. Deutschland kann hierzu mit Wissens- und Technologietransfer und institutioneller Beratung Unterstützung für Entwicklungsländer leisten.

7.4.2.3

Internationale und EU-weite Empfehlungen umsetzen

Bisher existieren auf internationaler und EU-Ebene nur allgemein formulierte Leitlinien und Empfehlungen für die Aquakultur. Mittel- und langfristig sind anspruchsvolle und konkretisierte Standards erforderlich, um eine umwelt- und ressourcenschonende, sozial verantwortungsvolle und ökonomisch dauerhaft tragfähige Aquakultur auf Grundlage des ökosystemaren Ansatzes global zu entwickeln.

Den ökosystemaren Ansatz als Grundlage für eine nachhaltige Aquakultur nutzen

Der ökosystemare Ansatz sollte weltweit als Prinzip der Regimes für die Aquakultur akzeptiert werden und sich in Politikinstrumenten, Strategien und Entwick-

7 Handlungsempfehlungen

lungsplänen wiederfinden. Neben ordnungsrechtlichen Maßnahmen wie staatlichen Regelungen und Standardsetzung können auch ökonomische Anreize wie Nutzungsentgelte, Steuern oder Zahlungen für Ökosystemleistungen (Kap. 7.3.7) sowie Maßnahmen in anderen Bereichen die nachhaltige Aquakultur fördern, z.B. die Raumplanung (Kap. 7.3.9) sowie der Auf- und Umbau des Aquakultursektors auf Grundlage des ökosystemaren Ansatzes. Deutschland sollte sich auf internationaler und EU-Ebene für die Umsetzung dieses Ansatzes einsetzen.

Internationale Standards verbindlich in nationales Recht übernehmen, umsetzen und weiterentwickeln

Neben dem unverbindlichen FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei gibt es die später entwickelten weitreichenden Empfehlungen der Bangkok Declaration and Strategy (2000), den darauf aufbauenden Phuket Consensus (2010), Empfehlungen der CBD zur marinen Aquakultur sowie technische Leitlinien der FAO, die der Konkretisierung des FAO-Verhaltenskodex dienen und Umsetzungsvorschläge enthalten. In vielen Aquakultur betreibenden Ländern bestehen bereits entsprechende gesetzgeberische Rahmen und rechtliche Vorschriften, die allerdings häufig nur ungenügend umgesetzt werden (Kap. 4.2.3). Deutschland und die EU sollten sich im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit (z.B. durch Technologie- und Wissenstransfer sowie den Aufbau effektiver Verwaltungsstrukturen) verstärkt dafür einsetzen, dass sowohl die Gesetzgebung gestärkt, wichtige fehlende Empfehlungen verbindlich in nationales Recht umgesetzt und insbesondere die Durchsetzung verbessert wird. Dabei sollten das Verursacherprinzip festgeschrieben und regelmäßige Überwachung und Evaluierungen sowie im Bedarfsfall auch Sanktionen ermöglicht werden. In Staaten mit weniger effektiven Strukturen zur Umsetzung anspruchsvoller Regulierungen könnten marktwirtschaftliche Mechanismen wie Ko-Management-Maßnahmen, Selbstverpflichtungen und verantwortungsvolles Selbstmanagement der Produzenten sowie ökonomische Anreize wichtige Schritte sein.

Mittelfristig sollten die Empfehlungen und Standards auf internationaler und EU-Ebene verschärft sowie Umsetzungswege weiter ausgearbeitet und konkretisiert werden. Dabei wäre es sinnvoll zu prüfen, inwieweit anspruchsvolle verbindliche Aquakulturstandards in regionale Meeresabkommen (wie HELCOM für die Ostsee oder OSPAR für den Nordostatlantik; Kap. 7.3.5) aufgenommen werden können. Langfristiges Ziel sollte jedoch die Etablierung eines Kernbestands verbindlicher Standards auf der internationalen Ebene sein. Insbesondere bei einer möglichen zukünftigen Ausdehnung der Aquakultur in die AWZ und Hohe

See könnten verbindliche internationale Regelungen sinnvoll sein. Der WBGU empfiehlt, dass sich Deutschland als Mitgliedsland der EU, der FAO und als Importland von Aquakulturprodukten für die Weiterentwicklung der europäischen und internationalen Standards stark macht.

7.4.2.4 Wirtschaftspolitik für eine nachhaltige Aquakultur stärken

Angesichts des raschen Wachstums ist es unerlässlich, die wirtschaftliche Entwicklung der Branche gemäß dem Nachhaltigkeitsprinzip zu lenken. Auch Handel und Verbraucher tragen eine große Verantwortung, der sie in viel stärkerem Maße gerecht werden sollten.

Nationale Aquakulturbehörden einrichten

Um die spezifischen Sektorregulierungen besser planen, koordinieren und umsetzen zu können, sollte auf nationaler Ebene vor allem in Schwellen- und Entwicklungsländern, wo noch nicht vorhanden, eine verantwortliche „Aquakulturbehörde“ etabliert werden. Deren Aufgabe sollte auch darin bestehen, die Entwicklungsstrategien für die Aquakultur mit den Anforderungen anderer Politikbereiche besser zu integrieren und abzustimmen. Des Weiteren könnte sie die Einführung und Umsetzung von Umweltregulierungen und Monitoring im Aquakultursektor überwachen und relevante Forschungsbereiche fördern (Kap. 4.2.3). Deutschland kann im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit beim Aufbau von Organisations- und Verwaltungsstrukturen wichtige Unterstützung liefern.

Nachhaltigkeit kleiner und mittelständischer Aquakulturbetriebe in Schwellen- und Entwicklungsländern fördern

Während große Aquakulturunternehmen Umwelt- und Nachhaltigkeitsstandards oft leichter umsetzen können, da ihnen mehr Ressourcen zur Verfügung stehen, benötigen kleine Produzenten für die Umstellung auf nachhaltige Produktion häufig Finanzierungshilfen, technisches Know-how und Unterstützung bei der Absicherung von Risiken. Außerdem brauchen sie Marktzugang, Infrastruktur, größere Anteile an den Wertschöpfungsketten und müssen in der Lage sein, bestimmte Qualitäts-, Hygiene-, Umwelt- und Sozialstandards einzuhalten, wenn sie auf regionalen, nationalen oder internationalen Märkten anbieten wollen (Kap. 4.2.2.2). Deutschland kann seine globale Verantwortung wahrnehmen, indem es sein bereits vorhandenes Engagement in der Entwicklungszusammenarbeit im Bereich Politik- und Wirtschaftsberatung regionaler und kommunaler Behörden sowie kleiner und mittelständischer Betriebe für den Aquakul-

tursektor weiter ausbaut. Deutschland und die EU sollten kleinbetrieblichen Aquakulturbetrieben verstärkt bei der Umsetzung von Nachhaltigkeitsstandards helfen, etwa durch den Aufbau von Mikrofinanzmärkten, durch die Förderung der Selbstorganisation in Produzentenzusammenschlüssen (z.B. Aquacclubs; Kasten 4.2-2) und die Unterstützung von Gruppenzertifizierungen oder durch direkte technische Unterstützung und Kapazitätsaufbau. Deutsche und europäische Institutionen der Entwicklungszusammenarbeit könnten außerdem das Engagement internationaler und nationaler Entwicklungsbanken sowie Versicherungen hinsichtlich Kreditvergabe, Mikrofinanzierung und Mikroversicherungen zur Förderung einer nachhaltigen Aquakultur durch Beratung stärken.

Anreize für verändertes Anbieter- und Verbraucherverhalten schaffen

Vor allem in Industrieländern sollten für Verbraucher geeignete Maßnahmen getroffen werden (z.B. über Produktinformation, Aufklärung, Zertifizierungen) um die Nachfrage nach nachhaltig erzeugten Produkten (z.B. nach omnivoren und herbivoren Süßwasserfischarten, Muscheln, Schnecken, Makroalgen; Kap. 7.3.8) zu steigern und die Nachfrage nach Raubfischarten zu dämpfen. Gleichzeitig sollte auch der Einzelhandel mehr Verantwortung für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren übernehmen und nach Nachhaltigkeitskriterien zertifizierte Aquakulturprodukte anbieten. Die Unterstützung der Arbeit von Umweltschutzorganisationen und die Durchführung von Informationskampagnen durch den Staat sind mögliche Wege dafür. Mittel- und langfristige wäre auch ein öffentlicher Diskurs (ähnlich dem zum Fleischkonsum) über die Frage hilfreich, inwieweit die ständig wachsende weltweite Nachfrage nach Fisch und Meeresfrüchten überhaupt durch eine ökologisch vertretbare Aquakulturproduktion (Süß- und Salzwasser) gedeckt werden kann oder ob nicht generell ein Weniger an Fisch und Meeresfrüchten, ausgenommen in Regionen mit problematischer Nahrungsmittelversorgung, anzuraten sei (Kap. 8.3.3.2). Darüber hinaus ist eine transparente und sachliche Kommunikation und Information seitens der Unternehmen, Behörden und Regierungen zu möglichen Umwelt- und Gesundheitsrisiken sowie zu allen Aspekten der Aquakultur zu empfehlen.

Außerdem schlägt der WBGU für Industrieländer wie Deutschland die Einführung eines nationalen Online-Informationssystems vor, das Produzenten und Verbraucher mit artspezifischen biologischen, ökologischen und ökonomischen Informationen zu Aquakulturarten versorgt sowie eine unabhängige Bewertung der Produktionsbedingungen unter Nachhaltigkeitsaspekten (gegebenenfalls durch eine „Aquakulturam-

pel“) zulässt, z.B. durch NRO. Empfohlen wird eine Lebenszyklusanalyse, d.h. sämtliche Schritte in der Wertschöpfungskette von der Setzlingsproduktion bis zum Produkt im Supermarkt sollten berücksichtigt sein, um Umweltschäden sowie Ressourcen und Energieverbrauch einschätzen zu können (Kap. 4.2.3.2). Auch Parameter wie z.B. CO₂-Emissionen und Wasserverbrauch sollten dabei berücksichtigt werden.

Zertifizierungen für eine nachhaltige Aquakultur weiterentwickeln

Es wird empfohlen, die bestehenden Zertifizierungen zur Förderung einer umwelt- und sozialverantwortlichen Aquakultur (Kap. 4.2.3.2, 7.3.8) weiter zu entwickeln und auf nicht erfasste Zuchtarten auszudehnen. Produzenten in Entwicklungsländern sollten hierfür besondere Unterstützung erfahren. Diese Prozesse sind erfreulicherweise bereits im Gange; eine weitergehende Förderung ist ratsam. Dabei müssten Zertifizierungen sowohl in- als auch ausländische Produkte erfassen, um einer Verlagerung von z.B. produktionsbedingten Umweltbelastungen in andere Länder und anschließend erhöhter Re-Importe entgegenzuwirken. Deutschland sollte sich bei den Mitgliedstaaten der FAO dafür einsetzen, dass die unverbindlichen technischen Leitlinien der FAO zur Zertifizierung in der Aquakultur (FAO, 2011d) verstärkt umgesetzt werden und zur Weiterentwicklung fundierter Zertifizierungskriterien beitragen (Kap. 8.3.3.2). Außerdem empfiehlt der WBGU, perspektivisch die bereits existierenden Siegel, Zertifizierungen und Leitlinien in einem allgemein gültigen Siegel mit hohen einheitlichen Anforderungen zu vereinigen, um die Übersichtlichkeit und Vergleichbarkeit für die Verbraucher zu gewährleisten (siehe hierzu auch die Empfehlung für ein EU-weites Siegel für Fischprodukte aus Wildfang; Kap. 7.3.8.1). Es sollte geprüft werden, ob das bereits existierende und auf Aquakulturprodukte anwendbare EU-Biosiegel, das aber von NRO als nicht anspruchsvoll genug kritisiert wird, hierfür Anknüpfungspunkte bieten könnte. Darüber hinaus sollten geeignete Verfahren und Maßnahmen entwickelt werden, um die Rückverfolgbarkeit der oft in Klein- und Kleinstbetrieben in Entwicklungsländern produzierten Produkte zu verbessern. Zertifizierungsprozesse könnten durch Unterstützung von Gruppenzertifizierungen für Kleinbetriebe gestärkt werden. Es sollte auch geprüft werden, inwieweit Deutschland in der Entwicklungszusammenarbeit die Unterstützung nachhaltiger Produktionsweisen und Wertschöpfungsketten und deren Zertifizierungen weiter ausbauen kann.

7.4.2.5

Kooperationen fördern, Konflikten vorbeugen

Die meisten Aquakulturanlagen befinden sich in Küstenzonen, die auch durch andere Nutzungen bereits stark beansprucht werden. Durch Umweltbelastungen und Raumansprüche kann die Aquakultur Konflikte mit anderen Nutzern verursachen oder verschärfen. Verstärkte Kooperationen zwischen betroffenen Stakeholdern, vor allem auch in Grenzregionen benachbarter Staaten, sowie geeignete Maßnahmen zur Verringerung von Nutzungskonflikten sollten weiterentwickelt und umgesetzt werden.

Grenzüberschreitende und internationale Kooperation verbessern

Die Empfehlungen des FAO-Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei sollten in Bezug auf grenzüberschreitende Kooperation bei der Aquakulturproduktion verstärkt umgesetzt werden. Um länderübergreifende Konflikte aufgrund von Umweltschäden in grenznahen Ökosystemen zu vermeiden, müssten Standortwahl, Auswahl der Arten und das Management der Aquakulturanlagen besonders sorgfältig erfolgen und eine Kooperation mit angrenzenden Staaten angestrebt werden. Ein koordinierendes übergreifendes Management zur Eindämmung der Umweltfolgen durch Aquakultur, ausgeübt durch die Anrainerstaaten bestimmter Meeresregionen, wäre hier erforderlich.

Der WBGU empfiehlt, internationale Kooperationen mit potenziellen Aquakulturproduktionsländern im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit stärker zu fördern. Kapazitätsaufbau und Technologietransfer sollten gewährleisten, dass wissenschaftliche und technische Grundlagen über eine effektive, umwelt- und ressourcenschonende Produktion zur Verfügung gestellt und ausgetauscht werden.

Eigentums- und Zugangsrechte definieren

Die zunehmende räumliche Ausdehnung der Aquakulturanlagen kann an Küsten Konflikte mit traditionellen Nutzungen (z. B. Landwirtschaft, Fischerei) nach sich ziehen, was oft zu Lasten lokaler Gemeinschaften geht. Insbesondere in Entwicklungsländern sollten deshalb Eigentumsrechte an Land oder in Form des Meereszugangs klar definiert werden. Auf lokaler und regionaler Ebene ist die Zusicherung territorialer Eigentumsrechte für lokale Gemeinschaften eine wichtige Maßnahme, um Nutzungs- und Interessenskonflikten zu begegnen und ressourcenschonende Entwicklungen zu stärken. Deutschland könnte im Rahmen der Förderung einer ländlichen Entwicklung in der internationalen Zusammenarbeit solche Ansätze weiter stärken.

Raumplanung und Küstenzonenmanagement fördern

In Entwicklungs-, Schwellen- und Industrieländern sind marine Raumplanung (Kap. 7.3.9.2) und Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM), insbesondere im Hinblick auf die Zunahme von Nutzungen an den Küsten und in den Meeren, Voraussetzungen für eine möglichst konfliktarme Entwicklung der marinen Aquakultur, da so Nutzungskonflikte reduziert und Partizipationsmöglichkeiten der betroffenen Stakeholder gestärkt werden können. Mittel- bis langfristig sollte deshalb die Aquakultur in eine vorausschauende und grenzübergreifende marine Raumordnung integriert werden, bei der Nutzungs- und Naturschutzinteressen gleichwertig behandelt werden (Kap. 7.3.9.2). Auch IKZM kann – insbesondere auf lokaler und regionaler Ebene – durch die Einbeziehung aller relevanten Stakeholder in einen Dialog- und Moderationsprozess einen Beitrag zur Konfliktreduzierung leisten und sollte daher gefördert werden. Deutschland könnte seine Erfahrungen mit IKZM-Prozessen und mariner Raumplanung bewerten und durch Wissenstransfer auf EU-Ebene und im internationalen Rahmen zur Verfügung stellen.

7.4.3

Fischerei und Aquakultur als Bausteine für integrierte Strategien zur Ernährungssicherung

Die Nachfrage nach Fischereiprodukten und die Konkurrenz um Fisch werden vermutlich stark zunehmen. Dies sollte aber nicht unreflektiert zu dem Anspruch führen, diese Nachfrage aus dem Fischerei- oder Aquakultursektor ohne Blick auf die systemischen Zusammenhänge unbedingt bedienen zu wollen. Für die Analyse der Nachfragesteigerung sollte zwischen industrieller und kleinbetrieblicher Fischerei unterschieden werden, ebenso zwischen Fischerei für hochpreisige Märkte in Industrieländern und Subsistenzfischerei für Küstenregionen in Entwicklungsländern. Wenn eine gestiegene Nachfrage bei (aus Nachhaltigkeitserwägungen) verminderter Produktion steigende Preise auf den Märkten in Industrieländern verursacht, so führt dies nicht zu Einschränkungen in der Ernährungssicherheit, während dies in Entwicklungsländern durchaus der Fall sein kann. Daher ist es unabdingbar, einen strategischen Blick auf die Funktionen und die Verteilung der marinen Ernährungsbeiträge zu werfen, um zu einer Integration der Strategien zur Ernährungssicherung zu kommen.

➤ *Beitrag der Aquakultur:* Bislang ergibt sich aus einem Großteil der Aquakultur keine Entlastung der Fischerei (Kap. 7.4.2). Daher müssen die verschiedenen Aquakultursysteme mit ihren systemischen Vernet-

zungen mit Fischerei und Landnutzung differenziert betrachtet werden. Anlandung und Verwertung des Beifangs sowie der Abfälle aus der fischverarbeitenden Industrie sollte verpflichtend eingeführt werden, um den Druck auf die Futterfischerei zu vermindern. Auch die Substitution von Fischmehl und -öl durch pflanzliche bzw. algenbasierte Stoffe sollte gefördert werden, wobei allerdings die dadurch neu entstehende Nachfrage im Bereich Landnutzung beachtet und nachhaltig bedient werden muss. In der Aquakultur sollte die Zucht von Filtrierern (vor allem Muscheln), Dispensionsfressern und Algen sowie von herbivoren Fisch- und Krebstierarten bevorzugt werden. Durch Förderung integrierter und multitrophischer Systeme sowie landbasierter geschlossener Systeme können viele Umweltprobleme vermieden werden. Viele der systemischen Wirkungen der Aquakultur und ihre Zusammenhänge mit Nachhaltigkeit sind noch nicht geklärt, so dass erheblicher Forschungsbedarf besteht (Kap. 8.3.3.2).

- *Ernährungssicherung einkommensschwacher Küstengemeinschaften:* In Küstengemeinschaften in Entwicklungs- und Schwellenländern sind aufgrund der Bevölkerungsentwicklung Nachfragesteigerungen und somit Anreize für Überfischung zu erwarten, die durch die technische Entwicklung (z.B. Motorisierung der Boote) weiter verstärkt werden. Darüber hinaus trägt häufig der kombinierte Druck von Kleinfischerei und industrieller Fischerei zur Überfischung bei. Für einkommensschwache Bevölkerungsgruppen, die einen großen Anteil ihres tierischen Proteinbedarfs durch Fisch und Meeresfrüchte decken, muss eine mögliche Ertragsminderung beim Übergang zur nachhaltigen Fischerei kompensiert werden (Kap. 7.4.1.8). Dabei geht es sowohl um die Substitution des erheblichen marinen Beitrags für die Proteinversorgung durch Alternativen aus Pflanzen- und Tierzucht als auch um die Kompensation des Verdienstaustauschs bzw. um den Aufbau alternativer Einkommensmöglichkeiten. Die Strategien zur Ernährungssicherung sollten unter Beteiligung der betroffenen lokalen Gemeinschaften entwickelt werden. Deutschland sollte sich zu diesem Thema im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit engagieren.
- *Systemischer Blick:* Es wird deutlich, dass die Welternährung und der Beitrag der Meere dazu integriert betrachtet werden sollten. Die systemischen Verknüpfungen zwischen Fischerei, Aquakultur und Landnutzung sollten deutlich stärker in den Blick rücken. Der WBGU greift seine Empfehlung wieder auf, eine Globale Kommission für nachhaltige Landnutzung einzurichten (WBGU, 2011), die in Koope-

ration mit den zuständigen UN-Institutionen (vor allem FAO) einen derartigen systemischen Ansatz entwickeln sollte.

7.5 Energienutzung aus dem Meer für die Energiesystemtransformation

Der Aufbau einer klimaverträglichen und nachhaltigen Energieversorgung setzt eine entsprechende nationale Energiepolitik voraus; weiterhin ist eine internationale Energiepolitik förderlich (WBGU, 2011, Kap. 5.5). Die Nutzung erneuerbarer Energietechnologien im Meer (z.B. Offshore-Wind, Wellen, Gezeitenströmung, Meeresströmung, Meereswärme, Biomasse, Sonne) stellt eine zunehmend wichtiger werdende Option für den Umbau der globalen Energiesysteme dar (Kap. 5.2). Derzeit dominiert bei der Energienutzung aus dem Meer die Förderung von Erdöl und Erdgas, wobei Förder- und Transportunfälle katastrophale Folgen für die Meeresökosysteme haben können. Gleichzeitig tragen die bei Abbau und Unfällen entstehenden Freisetzungen von Methan sowie die Freisetzung von CO₂ bei der Nutzung von Öl und Gas zum Klimawandel bei (Kap. 5.1). Deshalb erfordert eine klimaverträgliche Energiepolitik auch eine klimaverträgliche, nachhaltige Energieerzeugung durch den Einsatz von Offshore-Wind- und Meeresenergietechnologien auf dem und im Meer. Da diese Technologien teilweise noch in einem frühen Stadium der Entwicklung sind, sollten sie durch gezielte staatliche Innovationsförderung unterstützt werden. Gleichzeitig erfordert die heutige und zukünftige Nutzung der Meere für die Energieerzeugung rechtliche Rahmenbedingungen, die den Schutz der marinen Ökosysteme ermöglichen und damit die umweltverträgliche Nutzung der Meere gewährleisten.

Bei der Offshore-Exploration fossiler Energieträger zeichnet sich ein Trend zu immer größeren Wassertiefen ab. Schwimmende Plattformen, Unterwasserroboter und Horizontalbohrsysteme erlauben die Förderung auch in großen Tiefen und in schwer zugänglichen Meeresgebieten wie etwa der Arktis. Die vermuteten großen Vorkommen und der weltweit steigende Energiebedarf lassen eine weitere Expansion der fossilen Offshore-Energiegewinnung erwarten (Kap. 5.1).

Zusätzlich könnte die weitere Technologieentwicklung und Energienachfrage den Abbau mariner Methanhydrate zu einem attraktiven Geschäftsfeld werden lassen. Die damit verbundenen Risiken sind heute jedoch noch weitgehend unbekannt. Weder für die zukünftige, globale klimaverträgliche Energieversorgung noch für die Umbauphase der Energiesysteme sind Methanhydrate notwendig, da die vorhandenen Reserven und

Ressourcen an konventionellem Gas bei weitem ausreichen (Kap. 5.1.7). Im Sinne einer verantwortlichen Klima- und Meerespolitik plädiert der WBGU dafür, auf die Förderung mariner Methanhydrate zu verzichten.

Außerdem empfiehlt der WBGU strengere Umweltauflagen bei der Vergabe von Bohrlizenzen und die Etablierung eines internationalen Haftungsregimes für die Betreiber von Offshore-Öl- und -Gasanlagen sowie im Meeresbergbau. Im Rahmen einer internationalen Kooperation sollten die Umweltrisiken aller Meerestechniken inklusive erneuerbarer Meeresenergie-technologien erforscht, neue Regelungen und Standards entwickelt und internationale Vereinbarungen zum Schutz der Umwelt getroffen werden. Dabei ist es dringend erforderlich, dass die Entwicklung von Regelwerken mit der Entwicklungsgeschwindigkeit der Meerestechnik und Energiesysteme Schritt hält.

Der Schlüssel für eine klimaverträgliche und nachhaltige energetische Nutzung der Meere ist der Ausbau und die Entwicklung von Offshore-Windtechnologien, erneuerbarer Meeresenergie-technologien und länderübergreifender, mariner Stromnetze (Kap. 5.3). Einige Länder betreiben bereits erfolgreich Offshore-Windparks zur Erzeugung von Strom, andere Länder sind noch in der Erprobungsphase. Windenergie auf dem Meer kann höhere Auslastungen erzielen als auf dem Land, da hier höhere und stetigere Windgeschwindigkeiten vorherrschen. Perspektivisch könnten Windparks in größeren Wassertiefen und in größerer Entfernung zur Küste betrieben werden. Je mehr erneuerbare Energietechnologien ins Meer verlagert werden, desto weniger Energie muss an Land erzeugt werden; damit steht Landfläche für andere Nutzungen zur Verfügung. Für die Nutzungsabwägung empfiehlt der WBGU den Einsatz des Instruments der marinen Raumplanung (Kap. 7.3.9) sowie eine strategische Umweltprüfung. Aus Sicht des WBGU rechtfertigen die Vorteile der Offshore-Windenergie die hohen Anfangsinvestitionen, besonders bei größeren Wassertiefen. Daher sollten relevante Technologieentwicklungen und Marktintegration politisch unterstützt werden. Aufgrund von Lerneffekten ist zu erwarten, dass die Kosten zukünftig signifikant sinken werden. Dies erfordert aber kontinuierliche Ausgaben für Forschung und Entwicklung sowie für die Diffusion der Technologien.

Erneuerbare Energietechnologien in den Meeren bergen geringere Risiken als die Öl- und Gasförderung im Meer. Dennoch gibt es Gefährdungspotenziale etwa durch drehende Rotoren, Lärm in der Bauphase und beim Stromtransport entstehende elektromagnetische Felder (Kap. 5.2.3). Deshalb empfiehlt der WBGU eine intensive Begleitforschung, aus der dann Empfehlungen für gesetzliche Vorgaben zum Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen sowie für die Mee-

resenergie-technologien abgeleitet werden können (Kap. 8.3.4.2).

Zukünftig wird das Meer für weitere Formen der regenerativen Energiegewinnung genutzt werden. Die Offshore-Bioenergiegewinnung, z.B. mit Hilfe von Algen, hat zwar heute noch keine große Bedeutung, die Potenziale scheinen jedoch erheblich zu sein.

Für das globale marine Energiesystem der Zukunft können sogenannte Multi-Use-Plattformen, die Kombination verschiedener Energieerzeugungstechnologien auf einer Plattform, erhebliche ökonomische und ökologische Vorteile bieten, denn sie verbinden die Erzeugung von nachhaltig erzeugter Energie mit deren Speicherung. Dafür ist ein marines Energieleitungssystem notwendig, das in das Transportnetz an Land integriert wird. Neben Öl- und Gaspipelines werden in Zukunft noch weitere Netze zum Transport von Strom und CO₂ benötigt (Kap. 7.5.2). Zum Teil könnten diese Transportaufgaben kombiniert werden. So ist es langfristig denkbar, supraleitende Stromtrassen mit gekühltem, flüssigem Methan oder Wasserstoff zu ummanteln, um beide Energieträger so in einem System zu transportieren. Allerdings besteht noch erheblicher Forschungsbedarf für diese Lösungen (Kap. 8.3.4.1).

7.5.1

Integrierte Energie-, Meeres- und Innovationspolitik für die Energiesystemtransformation

7.5.1.1

Energiepolitik

Der WBGU empfiehlt, weltweit nationale Energiestrategien zu entwickeln, mit Ausbauzielen für erneuerbare Energietechnologien und damit auch Zielen für Offshore-Wind- oder erneuerbare Meeresenergie-technologien (WBGU, 2011, 2012). Für Unternehmen sollte rechtlich der Marktzutritt und Netzzugang gewährleistet sein, damit ein freier, nicht zugunsten der fossilen Energieträger verzerrter Wettbewerb möglich ist (WBGU, 2011). Zusätzlich sollten marine Planungs- und Genehmigungsverfahren für Errichtung und Betrieb technischer Anlagen im Meer sowie Haftungsregime entwickelt werden (Kap. 7.3.2, 7.3.10). Für die Markteinführungsphase und Integration erneuerbarer Energietechnologien in vorhandene Stromversorgungssysteme und Strommärkte sind zeitlich befristete, degressive Marktanreizprogramme bzw. Förderstrategien notwendig (Kap. 7.3.7.1). Der WBGU empfiehlt zeitlich befristete, technologiespezifische Einspeisevergütungssysteme, die einen schnellen Kapazitätsaufbau effizient fördern (WBGU, 2011, 2012). Die deutschen Erfahrungen zeigen, dass dabei ein abgestimm-

ter Ausbau von Netzen und Energiequellen zu berücksichtigen ist.

Innerhalb der EU würde eine aufeinander abgestimmte Vergütung der offshore erzeugten erneuerbaren Energie die Effizienz der Förderung erhöhen. Die Stromerzeugung aus erneuerbaren Quellen könnte dann an den vorteilhaftesten Standorten, d. h. zu niedrigen Kosten erfolgen. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist die Realisierung eines Energiebinnenmarkts (WBGU, 2011).

Für Investitionen in erneuerbare Meeresenergie-technologien und Offshore-Windkraft ist es erforderlich, dass die klima- und energiepolitischen sowie energierechtlichen Rahmenbedingungen langfristig Investitionssicherheit bieten und angemessene Renditen gewährleisten (Kap. 7.3.7; WBGU, 2012). Der WBGU empfiehlt deshalb eine Bepreisung von CO₂, da diese den Einsatz fossiler Energieträger verteuern und CO₂-arme Technologien im Gegenzug begünstigen würde. Damit CO₂-Preise ihre volle Wirkung entfalten können, sollten parallel weltweit auch die Subventionen für fossile Energieträger auslaufen, um den Kostenvorteil für fossile Energieträger zu minimieren (WBGU, 2011).

7.5.1.2 Meerespolitik

Marine Raumplanung etablieren

Die energetische Nutzung der Meere wird in absehbarer Zukunft vor allem in den Küstengewässern und der AWZ erfolgen, so dass für die Gestaltung und Setzung eines regulatorischen Rahmens die Küstenstaaten zuständig sind (Kap. 5.4.2).

Da marine erneuerbare Energiesysteme Fläche beanspruchen und mit anderen Meeresnutzungen sowie mit dem Meeres- und Küstenschutz konkurrieren, empfiehlt der WBGU die Anwendung und Weiterentwicklung des Instruments der marinen Raumplanung (Kap. 7.3.9.2). Für den Ausbau mariner erneuerbarer Energietechnologien ist die marine Raumplanung notwendig, um Rechtsverbindlichkeit für ausgewiesene Flächen herzustellen und zügig Genehmigungen für private Investoren vergeben zu können. Dabei sollten Synergieeffekte gemeinsamer Nutzungen, z. B. erneuerbare Energieerzeugung und nachhaltige Fischerei oder erneuerbare Energieerzeugung und Ausweisung von Schutzgebieten, berücksichtigt werden. Für eine koordinierte und kohärente marine Raumplanung ist es wichtig, dass alle inhaltlich betroffenen Ministerien in den Prozess eingebunden werden, so dass unterschiedliche Interessen an der Raumnutzung integriert und angemessen berücksichtigt werden können.

Vielfach hat die Entwicklung mariner erneuerbarer

Energiesysteme grenzüberschreitende Wirkungen auf Ökosysteme und die Schifffahrt, so dass für die AWZ in regionalen Meeren eine grenzüberschreitende Kooperation in der Raumplanung notwendig ist (Kap. 7.3.9.2). Auch können kumulative Effekte für Ökosysteme entstehen, wenn alle Küstenstaaten ihre marinen Energiesysteme an den Grenzen ihres Zuständigkeitsbereichs aufbauen. Deshalb empfiehlt der WBGU, die marine Raumplanung auf Ebene der regionalen Meeresabkommen, wie OSPAR oder HELCOM, zu koordinieren (Kap. 7.3.5).

Umwelt-Monitoring und Überwachung stärken

Um Risiken für Umwelt und Menschen, die von der regenerativen oder fossilen Energienutzung im Meer ausgehen, angemessen zu berücksichtigen, sollten das Umwelt-Monitoring und die Überwachung der Anlagen gestärkt werden.

Wie bereits in einigen Vertragsstaaten des UN-Seerechtsübereinkommens verwirklicht, sollten Anlagen zur Energiegewinnung grundsätzlich einem präventiven Verbot mit Erlaubnisvorbehalt unterliegen. Ein damit erforderliches Zulassungsverfahren hat im Unterschied zu nachträglichen Kontrollmaßnahmen den Vorteil, dass vor Bau und Inbetriebnahme einer Anlage die Risiken, die von dieser Anlage ausgehen können, abgeschätzt und bewertet werden. Im Sinne eines adaptiven Prozesses sollten dabei Erkenntnisgewinne aus der Forschung berücksichtigt werden. Ein adaptives Management setzt eine langfristige begleitende Forschung voraus, die gezielt in den Themenfeldern erfolgt, in denen noch hohe Unsicherheit über die möglichen Wechselwirkungen zwischen Technologien und Ökosystemen sowie zwischen unterschiedlichen Technologien vorherrscht (Kap. 8.3.4.2). Ein von den Küstenstaaten durchzuführendes behördliches Zulassungsverfahren würde zudem gewährleisten, dass die Öffentlichkeit beteiligt werden kann. Eine Zulassung sollte den Betreiber der Anlage auch zum regelmäßigen Umwelt-Monitoring des umgebenden Meeresgebiets und zur Überwachung der Anlage verpflichten. Der WBGU empfiehlt, dass diese Informationen der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, damit die Zivilgesellschaft in die Lage versetzt wird, Meeresschutz einzuklagen.

Die küstenstaatliche Kontrolle nach Erteilung der Zulassung einer Anlage ist nur effektiv, wenn die staatlichen Institutionen über ausreichend Know-how, Infrastruktur und Personal verfügen. Deshalb empfiehlt der WBGU die Aufstockung der entsprechenden Mittel. Regelmäßige Informations- und Berichtspflichten des Anlagenbetreibers sollten rechtlich verbindlich festgeschrieben werden, um die Kontrolle zu erleichtern. Ein küstenstaatlicher regulatorischer Rah-

7 Handlungsempfehlungen

men sollte auch nachträgliche Anordnungen und Auflagen ermöglichen, vor allem um Anforderungen, die sich aus neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und Erfahrungen mit den Anlagen ergeben, gerecht werden zu können.

Deutschland könnte mit seiner Seeanlagenverordnung für derartige küstenstaatliche Zulassungs- und Kontrollregime ein Vorbild für andere Länder sein. Sie sieht ein umfängliches Zulassungsregime für die Errichtung und den Betrieb von Anlagen zur Erzeugung von Energie aus Wasser, Strömung und Wind vor, das insbesondere den Schutz der Meeresumwelt bezweckt, raumplanerische Zielsetzungen berücksichtigt und regelmäßig die Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung vorschreibt. Allerdings ist auch in Deutschland das Kontrollregime ergänzungsbedürftig, z. B. fehlt es an effektiven Eingriffsbefugnissen.

Öl- und Gasförderung regulieren

Die Offshore-Förderung von Erdöl und -gas wird angesichts der voranschreitenden Entwicklung von Tiefseefördertechnologien sowie neuer Funde (z. B. Brasilien, Arktis) und deren Bedeutung für nationale Versorgungssicherheit auch mittelfristig eine wichtige Rolle bei der Nutzung der Meere spielen. Da Gas- und insbesondere Ölunfälle schwerwiegende Umweltschäden nach sich ziehen und vor Landesgrenzen keinen Halt machen, muss nach Ansicht des WBGU der regulative Rahmen, der das Unfallrisiko reduzieren kann, die Schadensbeseitigung verbessert und die Haftung der Verursacher regelt, für alle bestehenden und zukünftigen Förderaktivitäten gestärkt werden. Der WBGU empfiehlt schärfere Regulierungen für die fossilen Technologien und die Etablierung eines internationalen Haftungsregimes für die Betreiber von Offshore-Öl- und -Gasanlagen sowie im Meeresbergbau, so dass die Öl- und Gasförderung verteuert und die Umweltrisiken für die Meeresökosysteme eingepreist werden.

Um die Gefahr von unbeabsichtigtem Austreten von Methan, CO₂ oder Öl zu vermeiden schlägt der WBGU vor, die Beweispflicht der Nichtschädigung den Unternehmen zu übertragen und eine regelmäßige Berichtspflicht einzuführen. Die Änderung der Beweispflicht könnte Anreize setzen, sichere Fördertechniken, notwendige Messtechnologien und Sicherungstechniken zu entwickeln.

Auf europäischer Ebene hat die Europäische Kommission einen Vorschlag für eine „Verordnung des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Sicherheit von Offshore-Aktivitäten zur Prospektion, Exploration und Förderung von Erdöl und Erdgas“ vorgelegt (EU-Kommission, 2011a). Der Vorschlag bezweckt eine Ausweitung des Umwelthaftungsregimes der EU auf sämtliche Gewässer der Mitgliedstaaten, einschließlich AWZ und

gegebenenfalls den erweiterten Festlandssockel. Für die Offshore-Tätigkeiten innerhalb der EU würde damit ein Haftungsregime etabliert, das insbesondere zur Beseitigung von Umweltschäden verpflichtet. Aus diesem Grund unterstützt der WBGU diese Initiative.

Darüber hinaus schlägt der WBGU vor, international einheitliche Technologiestandards sowie Nutzungs- und Haftungsregelungen zu vereinbaren und in nationales Recht zu überführen. Die EU könnte sich in den internationalen Gremien dafür einsetzen und entsprechende internationale Abkommen vorantreiben.

7.5.1.3 Innovationspolitik

Zusätzlich zur rechtsverbindlichen Formulierung von Ausbauzielen für erneuerbare Energietechnologien im Meer als politisches Signal an potenzielle Investoren bedarf es einer flankierenden staatlichen Politik zur Innovationsförderung, da sowohl die Offshore-Windenergie, aber vor allem die verschiedenen Meerestechnologien zur Elektrizitätserzeugung noch unausgereift sind (Kap. 5.4.3, 7.3.7.1; WBGU, 2011, 2012). Staatliche Förderung von Forschung und Entwicklung kann durch temporäre Subventionen oder Steuernachlässe Anreize für Innovationen durch Unternehmen setzen. Staatlich finanzierte Kooperationen zwischen Wissenschaft und Industrie sowie internationale Forschungs- und Technologiekooperationen – wie das Implementing Agreement on Ocean Energy Systems der Internationalen Energieagentur – könnten dafür Sorge tragen, dass sich nachhaltige Meeresenergie-technologien international möglichst schnell verbreiten und zur Anwendung kommen. Der Staat sollte ein Umfeld schaffen, das für Risikokapitalgeber attraktiv ist. Staatliche Demonstrationsprojekte oder staatliche Bereitstellung von Infrastruktur können ebenfalls die Risiken für private Investoren minimieren. In der Diffusionsphase kann durch Kreditvergabe zu günstigen Konditionen und durch temporäre Kreditgarantien der Zugang zu privatem Kapital verbessert und damit die Kommerzialisierung der entsprechenden Technologien erleichtert werden (Kap. 7.3.7.1; WBGU, 2011).

7.5.2 Marines Hochleistungsnetz (Supergrid) aufbauen

Ein Offshore-Stromnetz, das verschiedene Energieerzeugungsanlagen im Meer untereinander (Clustering) sowie verschiedene Länder miteinander verbindet (ein sogenanntes vermaschtes Netz), ist nach Ansicht des WBGU vorteilhafter als einzelne, direkte Verbindungen an Land. Ähnlich wie ein kontinentales, länderübergreifendes Stromnetz führt es zu verbesserter Marktintegration und

erleichtert die Integration fluktuierender Stromerzeuger durch Glättung der Erzeugungsleistung. Damit wird eine Reduktion des Ausgleichsbedarfs (z. B. durch Speicher) erreicht.

Gleichzeitig ist die Entwicklung eines länderübergreifenden Offshore-Stromnetzes mit einer Reihe von Herausforderungen verbunden. Seine Planung setzt die Koordination sowohl des Netzes als auch der Offshore-Energieerzeugungsanlagen zwischen mehreren Ländern und unterschiedlichen nationalen Behörden voraus. Auch die terrestrischen Netze müssten modifiziert und angepasst werden.

Eine zentrale Herausforderung ist die Schaffung von Investitionsanreizen für private Unternehmen. Neben einer nationalen Energiepolitik ist eine länderübergreifende Energiepolitik für die Anrainer regionaler Meere notwendig, die ihre Stromnetze durch ein marines Offshore-Netz verknüpfen wollen.

Bisher finden in den EU-Mitgliedstaaten auf nationaler Ebene Planungen zu einem länderübergreifenden Offshore-Netz nur in Ausnahmefällen und eher kurssorisch statt. Die gegenwärtige Praxis besteht in Punkt-zu-Punkt-Verbindungen, welche sich für die vom WBGU angedachte Vision, in der alle Energieerzeugungsmöglichkeiten kombiniert werden (Kap. 5.3), als nachteilig erweisen. Die derzeitige Ausgestaltung führt zukünftig zu höheren Kosten und Lock-in-Effekten, die vermeidbar sind. Einzelverbindungen, wie das niederländisch-norwegische 700-MW-Kabel oder die geplante 1,4-GW-Verbindung zwischen Deutschland und Norwegen sind zwar ökonomisch sehr attraktiv, sie erlauben jedoch nicht die Einbindung aller Offshore Windparks der Nordsee. Deshalb empfiehlt der WBGU der Bundesregierung, den im Energiekonzept sowie im „Entwicklungsplan Meer“ angekündigten Aufbau eines Offshore-Netzes in der Nordsee schnellstmöglich umzusetzen. Die Vision eines länderübergreifenden Offshore-Stromnetzes sollte schon jetzt in den nationalen Planungen für den Ausbau der Offshore-Netze in der AWZ berücksichtigt werden. Zusätzlich sollte die Offshore-Netzplanung bei der nationalen Planung der terrestrischen Netze und grenzüberschreitenden Netzverbindungen zur Verstärkung der Übertragungsleistung zwischen den Ländern berücksichtigt werden. Auf dieser Basis sollte eine Abstimmung mit den relevanten Nordseeanrainerstaaten erfolgen.

Der WBGU unterstützt die europäischen Initiativen und Planungen zur Entwicklung eines marinen Hochleistungsnetzes (Supergrid) und schlägt vor, dass zunächst Offshore-Windfarmen über Seekabel gebündelt Strom an Land liefern, wie dies aktuell im Offshore-Netzplan Nordsee für Deutschland vorgesehen ist. Im nächsten Schritt sollten dann länderübergreifende Planungen zur Entwicklung eines vermasch-

ten Netzes vorgenommen werden. Dabei kann an das europäische Energieprogramm zur Wiederbelebung der Konjunktur angeknüpft werden, indem die EU drei Pilotprojekte als Bausteine eines zukünftigen Offshore-Netzes fördert: ein Unterseekabel zwischen den Niederlanden und Dänemark (COBRA Cable), den mit dem deutschen und dem dänischen Stromnetz verbundenen Offshore-Windpark Kriegers Flak und ein Hochspannungsgleichstromverteiler (HVDC-Hub) vor der schottischen Küste.

Der WBGU empfiehlt auf EU-Ebene eine Harmonisierung nationaler Fördersysteme für erneuerbare Energien und die Schaffung von harmonisierten Investitionsbedingungen in ein länderübergreifendes Offshore-Netz. Weiterhin sollten die Offshore-Netzinitiative und die Umsetzung des Pilotprojekts Offshore-Windpark Kriegers Flak stärker unterstützt werden.

7.5.3 Auf den Abbau mariner Methanhydrate verzichten

Der Abbau mariner Methanhydrate ist mit bislang nicht quantifizierbaren Umweltrisiken verbunden. Dazu zählen u. a. Hangrutschungen sowie Meeresbodensenkungen durch die Destabilisierung der Sedimente, unkontrolliertes Entweichen von Methan ins Meer, unbekannte Effekte durch Lösungsmittleinsatz bei bestimmten Abbauverfahren sowie Schäden an Meeresökosystemen (Kap. 7.1.5).

Der WBGU spricht sich deshalb zum jetzigen Zeitpunkt gegen den Abbau mariner Methanhydrate aus. Trotzdem sollte weiter zu den Vorkommen, deren Stabilität und Umweltrisiken geforscht werden. Da sich allerdings abzeichnet, dass innerhalb der nächsten Jahre einige Staaten, z. B. Japan, mit dem kommerziellen Abbau von Methanhydraten beginnen werden, bekräftigt der WBGU seine frühere Empfehlung, dass die Risiken des Methanabbaus im Einzelfall sorgfältig zu prüfen sind (WBGU, 2006). Eine Umweltverträglichkeitsprüfung und ein Meereszustands-Monitoring nach universellen Standards sieht der WBGU als erforderlich an. Beide Instrumente sollten Bestandteil der marinen Raumplanung werden. Gleichzeitig sollten diese Instrumente Voraussetzungen für die Erteilung von Abbaulizenzen werden.

Für Methanhydratvorkommen außerhalb der AWZ ist die internationale Meeresbodenbehörde zuständig. Der WBGU spricht sich auch hier, aus den vorher erwähnten Gründen, für ein Abbauverbot aus. Außerdem ist weltweit dieser fossile Energieträger für die zukünftige klimaverträgliche und nachhaltige Energieversorgung nicht notwendig (Kap. 5.1). Wie in Kapitel 7.2.3.1 aus-

7 Handlungsempfehlungen

geführt, sollten die Prinzipien Menschheitserbe, systemischer Ansatz und Vorsorge für „das Gebiet“, also den Meeresboden seewärts nationaler Hoheitsbefugnisse, zur Anwendung kommen. Angesichts des sich abzeichnenden Abbaus von Methanhydraten empfiehlt der WBGU den Vertragsstaaten des UN-Seerechtsübereinkommens als Minimallösung, internationale Standards für den Abbau mariner Methanhydrate zu vereinbaren, an die die Meeresbodenbehörde ihre Lizenzvergabe knüpfen kann. Zusätzlich empfiehlt der WBGU interdisziplinäre Forschung zur Entwicklung geeigneter Standards im Meeresbergbau (Kap. 8.3.4.2).

Die Gefahr der CH_4 -Freisetzung aus Methanhydraten besteht grundsätzlich auch bei anderen Aktivitäten des Meeresbergbaus. Wie in Kapitel 7.5.1.2 empfohlen, sollte auch in diesem Fall die Beweisspflicht der Nichtschädigung den Unternehmen übertragen werden, um Anreize zu setzen, dass die notwendigen Messtechnologien entwickelt werden. Wie schon beim Monitoring und der Überwachung von Anlagen gefordert (Kap. 7.5.1.2), hätten Unternehmen auch beim Meeresbergbau Berichtspflichten über die Freisetzungen von Methan, anderen Treibhausgasen oder Stoffen, die Meeresökosysteme schädigen oder zerstören.

7.5.4 Regelungen für CCS im Meeresboden entwickeln

Der WBGU hat die Option der Einlagerung von CO_2 in das Meer und in den Meeresboden bereits in seinem Sondergutachten „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“ untersucht (WBGU, 2006) und begründet dort, warum die Einbringung von CO_2 in das Meerwasser aufgrund nicht kontrollierbarer Risiken und unzureichender Verweildauer keine nachhaltige Option darstellt.

Anders verhält es sich bei der Einlagerung von CO_2 in geologische Reservoirs im Meeresboden, die bereits in der Natur als Speicher gedient haben, wie beispielsweise teilentleerte Gas- und Ölfelder. Es bestehen Leckagerisiken, die jedoch durch die Auswahl geeigneter Speicherstätten minimiert werden können. Verweildauern von 10.000 Jahren, wie sie aus Sicht des WBGU bei einer Nutzung von CCS (Carbon Dioxide Capture and Storage) in großem Umfang notwendig sind, damit die Technik auch zur langfristigen Klimastabilisierung beiträgt, sind dabei zu berücksichtigen. Sofern Länder an der Nutzung fossiler Brennstoffe auch langfristig festhalten wollen, stellt die Kombination mit CCS eine mögliche Anwendung dar, um eine anthropogene Klimaerwärmung von mehr als 2°C zu vermeiden. Dauerhaftes Monitoring und Notfallpläne sind jedoch unabdingbar.

Der WBGU schätzt die Einlagerung von CO_2 in Speichern unter dem Meeresboden als risikoärmer ein als die Lagerung in Speichern an Land und empfiehlt deshalb, Forschungsaktivitäten auf diese Nutzungsform zu fokussieren (Kap. 8.3.4.2). Perspektivisch könnte die CCS im Meeresboden auch mit der energetischen Nutzung aquatischer Biomasse kombiniert werden, um so eine zusätzliche Senke für CO_2 aus der Atmosphäre zu schaffen (Kap. 5.2.2). Die derzeitigen Regelungen im Rahmen des London-Protokolls erlauben grundsätzlich die CO_2 -Speicherung im Meeresboden, während die Einbringung von CO_2 in die Wassersäule nicht zulässig ist. Sie enthalten darüber hinaus Leitlinien für die Bewertung und Überwachung möglicher CO_2 -Speicherungsaktivitäten im Meeresboden, jedoch keine verbindlichen Haftungsregeln. An dieser Stelle herrscht Nachbesserungsbedarf. Auch im Rahmen von OSPAR wurden die Regelungen so angepasst, dass eine CO_2 -Speicherung im Meeresboden seit 2007 zulässig ist.

Vereinzelt wird CO_2 bereits in den Meeresboden eingelagert, etwa von Norwegen im Slepner-Projekt (Kap. 1.1.5). Bevor diese Technologie jedoch großskalig eingesetzt werden kann, sind noch einige technologische und rechtliche Rahmenbedingungen zu klären. Die derzeitigen Erfahrungen mit der CO_2 -Speicherung beschränken sich auf vergleichsweise kleinskalige Anlagen. Die Menge an CO_2 , die etwa im Slepner-Projekt pro Jahr eingelagert wird, entspricht mit 1 Mio. t weniger als einem Zehntel der CO_2 -Menge, die bei einem großen Kohlekraftwerk mit CO_2 -Abtrennung jährlich anfallen könnte. CCS im relevanten Maßstab ist bisher keine erprobte Technologie, obwohl die einzelnen Komponenten von der Rohöl- und Gasindustrie bereits großskalig eingesetzt werden. Dies betrifft etwa die Injektion von CO_2 in Öl- und Gasfelder, die aber bisher überwiegend auf eine Steigerung der Förderung (Enhanced Oil Recovery, EOR) und nicht auf die langfristige CO_2 -Einlagerung ausgerichtet ist. Auch die CO_2 -Kompression und der CO_2 -Transport in Pipelines sind bereits großskalig erprobt.

Der WBGU empfiehlt, Zweifel über die Rückhaltefähigkeit von CO_2 -Speichern weiterhin umfassend zu prüfen (Kap. 5.1.4, 8.3.4.2). Die CCS-Technologie sollte nicht großskalig zum Einsatz kommen, bevor in wissenschaftlichen Studien nachgewiesen werden kann, dass die erforderlichen Rückhaltezeiten von mindestens 10.000 Jahren gewährleistet werden können. Außerdem sollte vor dem Einsatz geklärt sein, wie ein langfristiges Monitoring realisiert werden kann. Eine weitere Voraussetzung sollte ein (internationaler) rechtlicher Rahmen sein, der nicht nur die Haftung für das Entweichen von CO_2 im Zeitraum über Jahrzehnte regelt, sondern auch die klimarelevante Frage des lang-

fristigen Entweichens über Jahrtausende abdeckt. Der WBGU verweist an dieser Stelle auf sein Gutachten aus dem Jahr 2006, wo er bereits umfassende Empfehlungen gegeben hat, wie dies im Rahmen der Klimarahmenkonvention ausgestaltet werden könnte (WBGU, 2006).

8.1

Forschung im Kontext der Transformation zur Nachhaltigkeit

Der WBGU hat die Notwendigkeit einer Großen Transformation zu einer nachhaltigen Gesellschaft ausführlich begründet und ihre Machbarkeit am Beispiel des Klimawandels dargestellt (WBGU, 2011). Unter Großer Transformation versteht der WBGU die weltweite Umgestaltung von Wirtschaft und Gesellschaft in Richtung Nachhaltigkeit mit dem Ziel, die natürlichen Lebensgrundlagen der Menschheit langfristig zu sichern.

Die Große Transformation verlangt Technologiesprünge, neue Wohlfahrts- und Wissenskonzepte, vielfältige Innovationen sowie ein bislang unerreichtes Niveau an internationaler Kooperation. Mit Innovationen meint der WBGU sowohl nachhaltige Technologien und die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen zu deren globaler Anwendung als auch nachhaltige Produktion, Lebensstile und Konsummuster.

Die Forschung hat eine zentrale Rolle im Transformationsprozess, da die Große Transformation zur Nachhaltigkeit ein offener, gesellschaftlicher Suchprozess ist, der in hohem Maß durch Handeln unter Unsicherheit gekennzeichnet ist (WBGU, 2011). Zwar lassen sich Ziele benennen und Gestaltungsoptionen aufzeigen, eine genaue Beschreibung des Endzustands und der möglichen Wege dorthin ist jedoch nicht möglich.

Auch ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren ist daher auf begleitende Forschung angewiesen. Diese soll helfen, nachhaltige Lösungen zu entwickeln und handlungsleitende Ergebnisse zur systemischen Zukunftsvorsorge zu erarbeiten.

Der WBGU hat darüber hinaus die Bedeutung der Bildung im Zusammenhang mit einer großen Transformation unterstrichen (WBGU, 2011). Ein hoher Bildungsstand möglichst vieler Bürgerinnen und Bürger ist eine Grundvoraussetzung für ein eigenständiges Urteilsvermögen und daher für die erstrebenswerte breite Partizipation bei der Gestaltung

einer nachhaltigen Zukunft notwendig.

Bildung sollte kritisch den wissenschaftlichen Kenntnisstand vermitteln und so auch ein fundiertes Verständnis des Zustands der Weltmeere ermöglichen, um zu einem systemischen Verständnis der Handlungsoptionen beizutragen. Es gilt, die Gesellschaft als Teilhabende am Transformationsprozess zu verstehen und ihr in Zukunft auch in der Bildung Partizipation zu ermöglichen. Nur wenn der Mensch seine Rolle als Akteur im historischen Prozess reflektiert, kann er Verantwortung für seine Handlungen übernehmen. Entsprechende Bildungsstrukturen sind hierfür wesentliche Voraussetzung (Leinfelder, 2013).

Deutschland hat im Hinblick auf einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren im Kontext einer Großen Transformation eine doppelte Verantwortung. Erstens steht Deutschland als hoch entwickelte Industrienation besonders in der Verantwortung, den eigenen Umgang mit den Meeren an Nachhaltigkeitsüberlegungen auszurichten – und zwar nicht nur bezogen auf Nord- und Ostsee, sondern als Flaggenstaat auch für die übrigen Meere. Zweitens trägt Deutschland auch Verantwortung als bedeutender Forschungsstandort. Deutschland verfügt über hervorragend entwickelte Meeresforschungskapazitäten, die es zur Beantwortung der wissenschaftlichen Fragen im Zusammenhang mit dem nachhaltigen Umgang mit den Meeren zu nutzen gilt. Diese meereswissenschaftliche Bedeutung Deutschlands sollte zur Unterstützung eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren gesichert und ausgebaut werden.

Im folgenden Kapitel beschreibt der WBGU die von ihm als relevant angesehenen Forschungstypen „Transformationsforschung“ und „transformative Forschung“ und spricht für beide Empfehlungen aus. Die Empfehlungen für die Transformationsforschung sind in die Schwerpunkte gesellschaftliche Transformationsprozesse und Transformationsfähigkeit, Transformationspfade, Beschleunigung sowie globale Kooperation unterteilt. Die Empfehlungen für transformative Forschung umfassen die Themen Global-Change-Forschung, Governance-Forschung und die Schwerpunkte des vorliegenden Gutachtens: Nahrung sowie Ener-

8 Empfehlungen für Forschung

gie aus dem Meer. Abschließend spricht der WBGU Empfehlungen zur Forschungspolitik aus.

8.1.1 Zentrale Forschungstypen

Um die wissenschaftliche Basis für eine Transformation in Richtung Nachhaltigkeit zu verbessern, hat der WBGU die „Transformationsforschung“ als neues Forschungsfeld vorgeschlagen und die mögliche Rolle der klassischen Forschung unter dem Stichwort „transformative Forschung“ beschrieben (WBGU, 2011). Die vom WBGU (2011) skizzierten Anforderungen an die Umgestaltung von Forschung sind in die Diskussion zur Entwicklung einer politikrelevanten Nachhaltigkeitsforschung eingeflossen (UBA, 2012).

Ein wissenschaftlicher nachhaltiger Umgang mit den Meeren erfordert zunächst Transformationsforschung, d.h. die interdisziplinäre, wissenschaftliche Analyse von gesellschaftlichen Transformationsprozessen als solchen, insbesondere die Identifizierung der „Bedingungen der Möglichkeit“ (Kant) sozialer und technologischer Innovationen und ihrer möglichen Effekte auf das Erdsystem und die Gesellschaft. Hierzu bedarf es eines umfassenden Verständnisses der Interaktionen gesellschaftlicher, technischer und naturräumlicher Systeme, also einer engen Zusammenarbeit zwischen Sozial-, Ingenieur- und Naturwissenschaften. Darüber hinaus erfordert ein wissenschaftlicher nachhaltiger Umgang mit den Meeren transformative Forschung, d.h. die Gesamtheit aller wissenschaftlichen Aktivitäten, die in den für eine Transformation relevanten Sektoren entscheidende Neuerungen generieren können – und damit die Transformation ermöglichen. Für beide Forschungstypen werden in den Kapiteln 8.2 und 8.3 Empfehlungen in Bezug auf die Meere gegeben.

Die Notwendigkeit der Grundlagenforschung sowie die Freiheit der Forschung sind durch Transformationsforschung und transformative Forschung nicht in Frage gestellt. Freie Wissenschaft ist u. a. eine der Voraussetzungen für freie Meinungsbildung und somit Bedingung für die Funktionsfähigkeit von Demokratien. Grundlagenforschung kann durch transformative Aspekte ergänzt und so selbst zu transformativer Forschung werden. Grundlagenforschung in den Meereswissenschaften kann mit anderen Disziplinen, wie etwa der Ökonomie, den Sozialwissenschaften oder der Geschichtswissenschaft kombiniert werden und so einen neuartigen interdisziplinären Ansatz verfolgen. Sie kann damit sowohl zur Transformationsforschung als auch zur transformativen Forschung beitragen.

Zur Erweiterung und Fundierung hat der WBGU seine Forschungsempfehlungen mit Vertretern der

deutschen Meeresforschung diskutiert. Dies geschah auf einem Workshop mit Vertretern des Konsortiums Deutsche Meeresforschung, in dem alle großen Forschungsinstitutionen und Einrichtungen von Universitäten auf den Gebieten der Meeres-, Polar- und Küstenforschung organisiert sind, sowie durch Anhörungen, Reviews und externe Expertisen zu ausgewählten Themen der Meeresforschung. Die Ergebnisse sind in die WBGU-Forschungsempfehlungen eingeflossen.

Die Vertreterinnen und Vertreter des Konsortium Deutsche Meeresforschung (KDM) haben sich ebenfalls für eine Erweiterung der bestehenden, stark naturwissenschaftlich ausgerichteten Forschungseinrichtungen der deutschen Meeresforschung um wirtschafts-, rechts- und sozialwissenschaftliche Disziplinen ausgesprochen und mehr Interdisziplinarität als Voraussetzung für eine problemlösungsrelevante Wissenschaft, sowohl in der Grundlagen- wie auch in der anwendungsorientierten Forschung, und für die Entwicklung nachhaltiger Meeresnutzungen benannt.

Im internationalen Raum hat der International Council of Science (ICSU, 2010) für die Wissenschaften des Erdsystems im Hinblick auf globale Nachhaltigkeit fünf übergreifende Themenkomplexe für die großen Herausforderungen (Grand Challenges) identifiziert. In Kasten 8.1-1 hat der WBGU die Relevanz der Grand Challenges für die Meere anschaulich gemacht und sie den WBGU-Kategorien Transformationsforschung und transformative Forschung zugeordnet.

8.1.2 Innovative Ansätze in der deutschen Meeresforschung

Der überwiegende Teil der deutschen Meeresforschung beschäftigt sich mit Grundlagenforschung aus naturwissenschaftlicher Perspektive. Vertreten sind vor allem physikalische Ozeanographie, Meeres- und Atmosphärenchemie, Biogeochemie, biologische Meereskunde, marine Biologie, Biodiversitätsforschung sowie marine Geologie, Geophysik und Meereisphysik. Erforscht werden die Wechselwirkungen zwischen Ozean, Atmosphäre, Kryosphäre und Geosphäre, deren Veränderungen sowie die Vorhersage zukünftiger Veränderungen. Ein weiterer großer Teil erforscht schwerpunktmäßig die Funktionsweise und den Wandel mariner Ökosysteme, zum Teil auch explizit mit Bezug auf Küsten und das Land sowie auf Stoffkreisläufe, Biodiversität und Biologie marinen Lebens, einschließlich der marinen Mikrobiologie. Auch die Forschung zum Zustand der Meere, der Meeresverschmutzung sowie zur Ökotoxikologie ist vertreten. Im technischen Bereich ist die deutsche Meeresforschung auf Mess- und Monitoring-

Kasten 8.1-1**Forschungsempfehlungen in Anlehnung an die ICSU Grand Challenges**

Der International Council of Science (ICSU) hat 2010 fünf übergreifende Themenkomplexe als die großen Herausforderungen (Grand Challenges) für die Wissenschaften des Erdsystems im Hinblick auf globale Nachhaltigkeit identifiziert (ICSU, 2010).

1. *Vorhersage*: Verbesserung von Vorhersagen über Umweltbedingungen und ihre Auswirkungen auf menschliche Gesellschaften.
2. *Beobachtung*: Entwicklung, Verbesserung und Integration der benötigten Monitoring-Systeme um globalen und regionalen Umweltwandel zu gestalten.
3. *Begrenzung*: Verbesserung von Erkennung, Antizipation, Vermeidung und Management disruptiven globalen (Umwelt)Wandels.
4. *Reaktion*: Ermittlung institutioneller, ökonomischer und verhaltensbezogener Änderungen für globale Nachhaltigkeit.
5. *Innovation*: Unterstützung von Innovationen zur Entwicklung von Technologien, Politiken und gesellschaftlichen Strategien, um globale Nachhaltigkeit zu erreichen.

Der WBGU befürwortet die ICSU Grand Challenges. Um ihre Relevanz für die Meere zu veranschaulichen, werden hier die Grand Challenges konkretisiert und den WBGU-Kategorien Transformationsforschung und transformative Forschung zugeordnet. Zum nachhaltigen Umgang mit den Meeren sollten exemplarisch folgende Forschungsfragen aufgegriffen werden:

Transformationsforschung**Vorhersage**

Entwicklung einer Theorie der globalen Transformation in Richtung eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren und interdisziplinärer Szenariotechniken:

- › Wie interagieren menschliches Verhalten, Institutionen und technische Systeme, die auf marine Ökosysteme einwirken?

Begrenzung

- › Welche Institutionengefüge sind notwendig, um negative, möglicherweise kumulative Effekte multipler Nutzungen der Meere auf lokaler und regionaler Ebene zu reduzieren? Wie können sie aufgebaut werden?

Reaktion

- › Welche Strategien, Instrumente und Mechanismen zur Vermeidung, Anpassung und Transformation sind von der lokalen bis zur globalen Ebene möglich und im Umgang mit schleichenden oder abrupten Umweltveränderungen in den Meeren effektiv?
- › Welche Änderungen menschlichen Verhaltens ermöglichen einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren? Wie können diese erreicht werden?

Reaktion und Innovation

- › Wie können effektive, legitime, verbindliche, gerechte und umfassende Lösungen für marine Umweltprobleme in großem Maßstab implementiert werden?
- › Wie kann der notwendige Wandel von Ökonomie, Institutionen und Verhalten schnell ausgelöst werden?

Innovation

- › Welche Veränderungen ökonomischer Meeresnutzungen könnten am meisten dazu beitragen, den ökologischen Zustand der Meere zu verbessern und einen nachhaltigen Umgang mit ihnen zu befördern? Wie könnte dies erreicht werden?
- › Wie kann die Notwendigkeit, den Umgang mit den Meeren in nachhaltige Bahnen zu lenken, mit anderen Herausforderungen wie der Überwindung von Armut, der Lösung regionaler Konflikte, Verteilungsgerechtigkeit und der Herstellung von Sicherheit kombiniert werden?

Transformative Forschung**Vorhersage und Beobachtung**

Entwicklung von Instrumentarien, Methoden und Indikatorensystemen zur Vorhersage der Auswirkungen menschlichen Handelns und technischer Systeme auf Meere und Aufbau von Monitoring-Systemen:

- › Welche Aspekte mariner sozioökologischer Systeme beinhalten Risiken, die sich durch positive Rückkopplung verstärken?
- › Wie können Diskontinuitäten und Kippunkte in marinen Ökosystemen identifiziert und der Abstand zu ihnen bestimmt werden?
- › Welche einschneidenden Umweltveränderungen ergeben sich durch menschliches Handeln?
- › Wie beeinflussen diese Veränderungen menschliches Wohlergehen und wie werden Menschen reagieren?
- › Welche Auswirkungen haben technische Systeme auf den Zustand der Meere?

Beobachtung

- › Welche Bedrohungen gehen von Veränderungen mariner Ökosysteme für verletzte menschliche Gemeinschaften aus? Auf welchen Zeitskalen sind sie zu erwarten?
- › Welche Indikatoren sozioökologischer Systeme müssen beobachtet werden, um auf Umweltveränderungen im Meer angemessen zu reagieren? Wie sieht ein passendes Informationssystem aus?

Begrenzung und Reaktion (exemplarisch)

- › Welche Rolle können marine erneuerbare Energien für globale Energiesicherheit spielen? Wie können Ökosystemleistungen der Meere nachhaltig die Lebensbedingungen der Ärmsten verbessern?
- › Welche technologischen, institutionellen oder sozialen Innovationen sind in Meeresnutzungen für Verringerung und Prävention von Schäden am effektivsten? Welche eröffnen nachhaltige Entwicklungspfade?

Innovation (exemplarisch)

- › Wie können Lernprozesse die Handlungskapazität von Bürgern und Entscheidungsträgern sowie die Anwendbarkeit von Forschung erhöhen?
- › Wie lassen sich verschiedene Nutzungsformen der Meere technisch und räumlich integrieren (z. B. nachhaltige Energieerzeugung mit Aquakultur)?
- › Wie können Integrated-Assessment-Analysen in Szenarien kontextspezifische Faktoren wie Kultur, institutionelle Strukturen, Normen und Werte besser berücksichtigen?

Kasten 8.1-2

Strukturelle Herausforderungen für die Meeresforschung

Der Mensch wohnt nicht im Meer, daher fehlt ihm oft die direkte Erfahrung der Entwicklungen fernab der Küsten. Umso bedeutender sind verstärkte Forschung und verstärktes systematisches Monitoring, denn das Wissen um die Zusammenhänge zwischen menschlichem Handeln und dem Zustand der Meere ist noch begrenzt und Datengewinnung aufwändig.

Interdisziplinarität ist ein wichtiger Bestandteil transformationsrelevanter Forschung und Voraussetzung für problemorientierte, transdisziplinäre Forschung (UBA, 2012). Derzeit ist die Forschung für die Meere überwiegend natur- und technikwissenschaftlich disziplinär spezialisiert. Umweltschädliches Handeln betrifft aber die verschiedensten Aspekte mariner Ökosysteme und kann nicht getrennt von terrestrischen Ökosystemen und von terrestrischem Handeln verstanden werden. Es hat Auswirkungen sowohl im Meer als auch in der Atmosphäre, an Land und in den verschiedenen Facetten menschlicher Gesellschaften. Ursachen und Fortbestehen gravierender Umweltprobleme wie des Klimawandels oder des Verlusts von Biodiversität sowie deren Auswirkungen und Interdependenzen entziehen sich in ihrer Komplexität der rein disziplinären Betrachtung.

Auch die Wirkungen von Problemlösungen sind nur systemisch und interdisziplinär erfassbar, da die Lösung eines Teilproblems oft in Wechselwirkung mit anderen Teilproblemen steht. Weitreichende Transformationen entstehen durch aufeinander bezogene, umfassende Veränderungen von Technologien, gesellschaftlichen Institutionen und individuellen Ver-

haltensweisen. Nur systemisch-interdisziplinäre Forschung kann dies adäquat abbilden und effektive intergenerationelle Gestaltungsvorschläge entwickeln. Die Sicherstellung gesellschaftlicher Relevanz sowie die Einbindung von praktischem Wissen (z. B. lokal, traditionell oder indigen) geschieht durch die transdisziplinäre Integration von Stakeholdern bei der Festlegung von Forschungsfragen und -zielen, deren Beteiligung am Forschungsprozess sowie durch die gesellschaftliche Diskussion von Forschungsergebnissen. Zur Erhöhung der Effektivität inter- und transdisziplinärer Forschung ist eine neue Generation von Forschenden notwendig, die nicht nur fachlich kompetent, sondern auch in der Lage sind, die Sprache anderer Disziplinen zu sprechen und zu verstehen.

Trotz vielversprechender Ansätze steht der Etablierung von mehr Interdisziplinarität in der Wissenschaft eine Reihe struktureller Barrieren entgegen. Skalierung, Organisation und Struktur von Fakultäten sowie Fachbereichen und insbesondere die Anreiz-, Akkreditierungs- und Evaluierungsmechanismen sind nicht angemessen, um der Interdisziplinarität das für die Forschung zur Transformation erforderliche Gewicht zu verleihen.

Eine weitere Herausforderung ergibt sich aus der Dauer der Förderung von Forschung. Wissenschaftler sollten die Möglichkeit haben, langfristig interdisziplinär zu forschen, um sich den meist komplexen Fragestellungen mit ausreichender Zeit widmen zu können. Insbesondere zur Erforschung komplexer Fragestellungen im Meer ist eine nur dreijährige Förderung von Forschungsvorhaben zu kurz, da sie Langfristbetrachtungen und den Aufbau entsprechender Strukturen nicht zulässt. Meeresforschungseinrichtungen brauchen angemessene Rahmenbedingungen und sollten mit ausreichenden Mitteln ausgestattet werden, um dauerhafte Kapazitäten aufzubauen.

technologien konzentriert. Es gibt aber auch Forschung zur Entwicklung von Technologien, wie etwa zum marinen Ressourcenabbau, zum Geoeengineering und zum Naturschutz.

Einzelne Forschungsinstitute beschäftigen sich mit ökonomischen Fragen sowie mit Fragen des Managements und des Seerechts, überwiegend mit Bezug auf die Fischerei. Die sozialwissenschaftliche Forschung und die Umweltökonomie sind schwach vertreten. Interdisziplinäre Forschung findet in erster Linie zwischen naturwissenschaftlichen Disziplinen statt. Die strukturellen Barrieren zur Etablierung umfassender Interdisziplinarität sind in Kasten 8.1-2 zusammengefasst.

Es finden sich in der deutschen Meeresforschung allerdings auch erste, vielversprechende Ansätze interdisziplinärer, stärker problemorientierter Forschung und akademischer Ausbildung. Zu nennen ist hier beispielsweise die internationale Bremer Graduiertenschule für Meereswissenschaften GLOMAR, die sich zum Ziel gesetzt hat, die natur- und sozialwissenschaftliche Doktorandenausbildung in sich zu vereinen und angehende Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler durch gemeinsame

Veranstaltungen sowie verbindliche Einführungsverlesungen in unterschiedlichen Disziplinen zumindest teilweise interdisziplinär auszubilden. Ähnlich arbeitet das Graduiertenkolleg INTERCOAST, das sowohl natur- als auch sozialwissenschaftliche Fragestellungen zu Küsten integriert. Ausdrücklich interdisziplinär und problemorientiert arbeitet auch der Kieler Exzellenzcluster „Ozean der Zukunft“, an dem sich die Meereswissenschaften in verschiedenen integrativen Forschungsfeldern, z. B. zu nachhaltigem Ozeanmanagement und zur Szenarienforschung, zusammenfinden. Dieser Cluster hat zum Ziel, Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft der Veränderungen der Meere interdisziplinär zu erforschen und so zu einem nachhaltigen Management der Meere beizutragen.

Das Leibniz-Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT; Bremen) hat zum Ziel, wissenschaftliche Grundlagen für den Schutz und die nachhaltige Nutzung tropischer Küstenökosysteme zu schaffen. Das Institut hat eine eigenständige sozialwissenschaftliche Abteilung und versucht, interdisziplinär Lösungen zum Erhalt bedrohter Ökosystemleistungen zu entwickeln, die den sozioökonomischen Realitäten tropischer Küstenstaaten angemessen sind.

Auch in der marinen Technologieentwicklung finden sich innovative, interdisziplinäre Forschungsansätze. Zu nennen ist beispielhaft die Forschungsgruppe „Marine Aquakultur, maritime Technologien und integriertes Küstenmanagement am Alfred-Wegener-Institut für Polarforschung“ (Bremerhaven), die Plattformen zur Integration von mariner Aquakultur und Offshore-Windenergie entwickelt und u. a. deren Akzeptanz bei unterschiedlichen Nutzergruppen sowie organisatorische Aspekte des Ko-Management untersucht.

Ein weiteres positives Beispiel für ein anwendungsorientiertes Projekt ist das vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz geförderte Projekt „Offshore Site Selection für nachhaltige und multifunktionale Nutzung von Meeresgebieten in stark genutzten Meeren am Beispiel der Nordsee (OSS)“. Es hat zum Ziel, Kriterien für die Standortauswahl von Offshore-Aquakulturanlagen in Verbindung mit Offshore-Windenergie zu entwickeln.

Auch beteiligen sich Institute der deutschen Meeresforschung erfolgreich an innovativen Projekten innerhalb des siebten Forschungsrahmenprogramms der Europäischen Union. So gibt es etwa das Programm „Vectors of Change in Oceans and Seas Marine Life, Impact on Economic Sectors (VECTORS)“. Es erforscht, wie sich Verteilung und Produktivität von Fischbeständen durch sich ändernde Nutzungen und anthropogenen Druck verändern. Das Programm soll auch erforschen, wie diese Änderungen sich auf Ökosystemleistungen auswirken und plant, weitere sozioökonomische Folgen abzuschätzen sowie politische Strategien zur Vermeidung negativer Effekte zu entwickeln.

8.2

Transformationsforschung für die Meere

8.2.1

Konzeptioneller Hintergrund

Transformationsforschung im Sinne des WBGU ist die wissenschaftliche Analyse gesellschaftlicher Transformationsprozesse, insbesondere die Identifizierung der „Bedingungen der Möglichkeit“ (Kant) technologischer und sozialer Innovationen sowie ihrer Wechselwirkungen. Transformationsprozesse können nur gelingen, wenn die Interaktionen zwischen gesellschaftlichen, technischen und naturräumlichen Systemen angemessen verstanden werden:

1. Transformationsforschung soll institutionelle Rahmenbedingungen, Schlüsselakteure, Treiber und Hemmnisse von Transformationen sowie deren Relevanz für Gegenwart und Zukunft untersuchen.

Technikgeschichte und Institutionentheorie spielen dabei wichtige Rollen. Ebenfalls von Bedeutung sind die wissenschaftlichen, kulturellen, psychologischen, gesellschaftlichen, ökonomischen, politischen und technologischen Voraussetzungen und Schranken für Transformationen. Da diese Transformationsprozesse von der lokalen bis zur globalen Ebene stattfinden, müssen sie als verflochtene Mehrebenendynamiken untersucht werden.

2. Transformationsforschung soll in Kooperation mit den Naturwissenschaften die Wechselwirkungen von vergangenen, gegenwärtigen, aber auch zukünftigen Transformationsprozessen mit der natürlichen Umwelt erfassen. Die Transformationsforschung geht davon aus, dass im Anthropozän die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen, besonders die Organisation des Wirtschaftens, den Zustand der natürlichen Umwelt und die Wahrnehmung ökologischer Krisen stark bedingen. Daher ist die Kooperation der Gesellschafts- mit den Naturwissenschaften notwendig, um die Wirkungen menschlichen Handelns zu erfassen, zu verstehen, zu bewerten, zu prognostizieren und kommunizierbar zu machen.
3. Darauf aufbauend entwirft und bewertet Transformationsforschung mit Hilfe der Ingenieur- und Technikwissenschaften technologische Systeme, die den ökologischen und sozialen Herausforderungen angemessen sind. Zukünftige Nutzungen sowie die Umgestaltung bestehender Meeresnutzungen verlangen zum Teil den Einsatz sehr umfassender Technologien und Infrastrukturen, wie etwa integrierte erneuerbare Energiesysteme (Kap. 5.3, 7.5), die, einmal etabliert, aufgrund von Pfadabhängigkeiten weitreichende, eventuell auch nicht intendierte Folgen für Gesellschaft und Umwelt haben und nur mit großem Aufwand verändert werden können. Eine interdisziplinäre Reflexion über zukünftige Technologieentwicklung hilft, nicht intendierte Folgen zu verringern.
4. Während die Analyse gesellschaftlicher Transformationsprozesse vor allem unter Rückgriff auf Wissen über historische und aktuelle Transformationsprozesse geschieht, arbeitet die Transformationsforschung darüber hinaus mit dem Wissen über die Zukunft. Der wissenschaftlichen Erkenntnis folgend, dass im Anthropozän das künftige Einhalten planetarischer Leitplanken eine umfassende gesellschaftliche Transformation notwendig macht, fragt die Transformationsforschung auch nach den Möglichkeiten und Grenzen zukünftiger Entwicklung (Kasten 1-1). Sie entwirft Visionen sowie Zielsetzungen und stellt beides in den Kontext des Anthropozän, indem sie die möglichen Folgen alter-

8 Empfehlungen für Forschung

nativer Visionen auf die natürliche Umwelt aufzeigt. Zusätzlich entwirft sie Vorschläge zur Gestaltung des Wandels, die die Umsetzung von Visionen ermöglichen.

Eine umfassende, ausgearbeitete Theorie der vielfältigen Interaktionen von Anthro- und Natursphäre, die Natur-, Technik- und Sozialwissenschaften gleichermaßen als Heuristik dienen kann, liegt noch nicht vor. Die Erarbeitung einer solchen systemischen Perspektive durch Natur-, Technik-, Sozial- und Geisteswissenschaften wird vom WBGU prioritär empfohlen. Sie würde das Wissen der verschiedenen Disziplinen vernetzen und integrieren sowie die Anschlussfähigkeit zwischen den verschiedenen Disziplinen stärken.

Auch verschiedene internationale Wissenschaftsorganisationen unterstreichen die Bedeutung eines besseren Verständnisses von Transformationsprozessen, um die schädlichen menschlichen Einflüsse auf Natur und Gesellschaft vermeiden oder verringern zu können. 2011 hat der Internationale Rat für Sozialwissenschaften (International Social Science Council, ISSC) empfohlen, die Rolle der Sozialwissenschaften innerhalb der internationalen Forschung zum Globalen Wandel zu stärken. Danach sollten sie sich primär verschiedenen Fragen der Transformation zuwenden und Aspekten wie den gesellschaftlichen Bedingungen einer Transformation zur Nachhaltigkeit, der adäquaten Transformation von Märkten, den notwendigen Politiken, der Rolle von Pionieren des Wandels und der Transformation des Konsumentenverhaltens nachgehen (ISSC, 2012). Auch das internationale Global-Change-Forschungsprogramm „Future Earth“ unterstreicht die Notwendigkeit transformativen Wandels und der wissenschaftlichen Unterstützung dieses Übergangs zu einer global nachhaltigen Gesellschaft. Einer der drei Schwerpunkte des Future-Earth-Programms wird aus diesem Grund voraussichtlich den Titel „Transformations towards Sustainability“ tragen. Die Forschungsempfehlungen zum globalen Wandel finden sich in Kapitel 8.3.1.

8.2.2 Forschungsempfehlungen

Der WBGU hat vier Schwerpunkte für die Transformationsforschung vorgeschlagen (WBGU, 2011), auf deren Grundlage im Folgenden Anregungen für eine meeresbezogene Transformationsforschung gegeben werden.

Schwerpunkt 1: Gesellschaftliche Transformationsprozesse und Transformationsfähigkeit

Im Vordergrund stehen hier die Analyse historischer und gegenwärtiger Transformations- und Umbruchprozesse. Ziel ist, aus den Analysen historischer

und aktueller Transformationsprozesse ein besseres Verständnis von Transformationen und deren Wirkungen auf das Erdsystem zu erhalten, um daraus Schlüsse zur aktiven Gestaltung von Transformationen durch Politik ziehen zu können.

Auch wenn interdisziplinäre Beobachtungsreihen und regionale Modelle zum Wandel der Meere weitgehend fehlen: Das existierende Wissen über die Zusammenhänge menschlicher Nutzung der Meere und deren Schädigung ist meist ausreichend, um einzelne Nutzungen der Ozeane in einen nachhaltigen Zustand überführen zu können. Woran es aber oft mangelt, ist das Wissen über integrierte Lösungen, durch die multiple Nutzungen der Meere sowie Aktivitäten an Land unter Vermeidung oder Minimierung von Zielkonflikten und Trade-offs in einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren überführt werden können. Zentrale Fragen sind, ob menschliche Verhaltensänderungen möglich sind, die einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren erlauben, und ob und wie der politische Wille entstehen kann, dafür geeignete Rahmenbedingungen zu schaffen.

Von besonderer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang Untersuchungen zum angemessenen Design und der Innovationsfähigkeit von Institutionen. Die Global-Governance-Forschung hat die Meere bislang vernachlässigt: Gebraucht würden Erkenntnisse, wie effektive, nicht hierarchische, polyzentrische Governance-Strukturen aussehen könnten, die den zukünftigen multiplen Nutzungen Rechnung tragen. Daran schließt sich die Frage an, wie eine Transformation des bestehenden Governance-Regimes aussehen könnte. Ein besonderer Fokus sollte hier auf der Rolle von Pionieren des Wandels, partizipativen Verfahren sowie der Verteilung von Ressourcen zur Förderung oder der Blockade von Veränderungen liegen. Eingeschlossen sein sollte auch die Suche nach zweit- und drittbesten Lösungen.

Besondere Beachtung verdient die Bedeutung der Meere als Verbindungs- und Transportweg zwischen den Kontinenten und damit als Brücke bei der Entwicklung der Weltgesellschaft. Trotz der faktischen Bedeutung der Meere für die Entstehung der Weltgesellschaft haben die unterschiedlichen Formen der internationalen Meeres-Governance in den verschiedenen Versuchen zur Theoretisierung der Weltgesellschaft bislang kaum Berücksichtigung gefunden. Zentraler Bestandteil dieser Untersuchungen sollten die Wechselwirkungen der sich herausbildenden Weltgesellschaft mit der natürlichen Umwelt und insbesondere mit den Meeren sein sowie die Frage, ob und welche Aspekte der Weltgesellschaft auf die Gefährdung der natürlichen Lebensgrundlagen reagieren.

Der WBGU schlägt daher vor, die Rolle der Meere für die Herausbildung der Weltgesellschaft bzw. die Inter-

dependenz von Weltmeeren und Weltgesellschaft systematisch zu untersuchen. Historische Analysen könnten Umbrüche in der Nutzung der Meere (etwa von der artisanalen zur industriellen Fischerei, der Nutzung als interkontinentalem Transportraum oder als Kommunikationsraum durch Verlegung der ersten Telegraphenkabel, die Anfänge der Öl- und Gasexploration) und der damit verbundenen Auswirkungen auf Ökosysteme und Gesellschaften untersuchen. Gleiches gilt für historische Bemühungen zum Schutz von Meeren und Küsten. Auch die Rolle zentraler Orte und Infrastrukturen wie die Bedeutung von Hafenstädten und Inseln bei Transformationen sollte genauer analysiert werden. Schließlich wäre auch die historische Ko-Evolution von Technologie und Meeres-Governance sowie der sich daraus ergebende Zustand des Ökosystems Meer ein relevantes Forschungsthema.

Eng verknüpft mit der Herausbildung der Weltgesellschaft und der Weltwirtschaft ist die Zunahme von Umweltschäden in den Meeren. Aus diesem Grund sollte die Forschung über die Weltgesellschaft mit der Erdsystemforschung verknüpft werden. So könnten die Rückwirkungen der zahlreichen, mit der Herausbildung der Weltgesellschaft verbundenen Transformationen auf die natürlichen Lebensgrundlagen aufgespürt und die Effektivität der existierenden Governance reflektiert werden.

Eine damit verknüpfte Fragestellung ist der Einfluss zentraler globaler gesellschaftlicher Trends und damit verbundener Umwelteffekte auf aktuelle, sich schnell wandelnde marine Nutzungen und die daraus resultierenden Anforderungen an (globale) Governance.

Zu diesen Trends gehören die Wahrnehmung globaler Umweltveränderungen, neue Märkte wie die Aquakultur und ihr Beitrag zur Welternährung, die steigende Nachfrage nach Nahrungsmitteln bei gleichzeitiger Verknappung von Agrarflächen, neue Ressourcenknappheiten (z.B. seltene Erden), die wirtschaftliche Dynamik Asiens, Machtverschiebungen zwischen alten und neuen Mächten, das rasante urbane Bevölkerungswachstum, die global wachsenden Mittelschichten sowie Kreuzfahrten als schnell wachsender Tourismussektor.

Ein weiterer Bestandteil dieses Schwerpunkts der Transformationsforschung wäre auch interkulturelle Forschung zum Umgang mit Meeren und Küsten. Zentrale Forschungsfragen sind dabei, wie verschiedene Kulturen mit dem Meer umgehen, welche Bedeutung es für sie hat und welche Umweltwirkungen sich daraus ergeben. Von besonderer Relevanz ist auch die Frage, wie sich der Umgang mit den Meeren und dabei die Umweltwirkungen über die Zeit verändert haben, bei besonderer Betrachtung technologischen Wandels. Ein wichtiges Forschungsthema ist, wie sich kulturelle

Ausgangsbedingungen auf das Verständnis von Transformationen und im zweiten Schritt auf die politische Gestaltung von Transformationsprozessen in Bezug auf die Meere auswirken.

Von besonderer Bedeutung für die Meere ist zudem die Identifizierung von Barrieren bei der Implementierung bestehender Governance-Strukturen im Natur- und Umweltschutz, besonders für die Hohe See (Kap. 7.3.4.2). Ebenso wichtig sind Regeln für nachhaltiges Management in der Fischerei (Kap. 7.4.1) und in einigen Bereichen des Umweltschutzes in der internationalen Schifffahrt (z.B. Ballastwasser, Grauwasser, organischer Abfall). Darüber hinaus mangelt es an Risiko- und Technikfolgenforschung, z.B. für die Öl- und Gasgewinnung, den Tiefseebergbau und den großskaligen Einsatz von Kohlendioxidabscheidung und -Speicherung (CCS). Sowohl bei historischen als auch bei aktuellen Umbrüchen im Umgang mit den Meeren ist u.a. zu untersuchen, was verschiedene Akteure (Staaten, Unternehmen, Verbände, NRO) zu Pionieren des Wandels werden lässt. Untersucht werden sollten die Rahmenbedingungen von Akteurshandeln und die spezifischen Kapazitäten einzelner Akteure sowie auch deren regionale und globale Kooperation. Ebenfalls relevante Aspekte der Transformationsforschung sind die notwendigen Akteurskonstellationen bzw. Pioniere des Wandels, die Voraussetzung für eine Transformation sind. Eine zentrale Frage ist z.B., wie die funktionale Bedeutung der jeweiligen Akteursgruppen für die Nutzung der Meere derzeit legitimiert wird. Zentral ist auch die Untersuchung von Blockaden gegen Wandel in Richtung Nachhaltigkeit.

Im Rückgriff auf die oben beschriebenen Analysen untersucht Transformationsforschung, welche Voraussetzungen für die politische Gestaltung der Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit den Meeren notwendig sind und inwieweit Gesellschaften diese erfüllen (können). Eng verknüpft mit den Möglichkeiten zur politischen Gestaltung ist die Frage der Transformationsfähigkeit von Küstenstaaten und von Staaten, die das Meer indirekt nutzen oder schädigen. Hier wären die spezifischen Ressourcen und Kapazitäten zu identifizieren, über die man Rückschlüsse auf die Transformationsfähigkeit von Staaten ziehen könnte. Daran schließen sich Fragen nach der Messung (durch ein neu zu entwickelndes Indikatorenset) und einer möglichen Erhöhung der Transformationsfähigkeit an. Auch sollten geeignete naturwissenschaftliche Indikatoren benannt und Monitoring-Systeme entwickelt werden, um die Effekte transformativer Entwicklungen sichtbar zu machen und gegebenenfalls nachzuzustieren.

Schwerpunkt 2: Transformationspfade

Im Zentrum dieses Schwerpunkts stehen Entwicklung und Bewertung von Visionen eines zukünftigen, nachhaltigen Umgangs mit den Meeren, die Beschreibung möglicher Pfade und Vorschläge für deren politische Gestaltung.

Die Voraussetzung für die Bewertung von Visionen und Transformationspfaden ist eine bessere Erforschung der normativen Grundlagen im Umgang mit den Meeren. Aus der Perspektive des Anthropozän stellen sich fundamentale ethisch-normative Fragen, die die Verantwortung der Menschheit für die Zukunft des Erdsystems und für die globalen Kollektivgüter, u. a. die Meere, betreffen. Die Entwicklung von Verantwortungs- und Gerechtigkeitstheorien für den Erhalt globaler Kollektivgüter – auch solcher, die Zukunftsoptionen darstellen, wie die Nutzung genetischer Vielfalt für neue Stoffe und Verfahren – ist ein zentrales Element der Transformationsforschung. Forschungsdefizite sind auch bei kulturwissenschaftlichen Bewertungen der Meere festzustellen. Während erste Analysen der Ökosystemleistungen der Meere und ihrer monetären Bedeutung vorliegen, existieren entsprechende Untersuchungen zur kulturellen Bedeutung der Meere nur sporadisch. Dabei zeigt bereits eine oberflächliche Betrachtung, dass die Funktionen der Meere für die Menschen sich nicht auf materielle und utilitaristische Aspekte reduzieren lassen. Auch hier sollte durch interdisziplinäre Forschung geklärt werden, inwieweit kulturelle Differenz die gesellschaftlichen Naturverhältnisse und damit Wechselwirkungen mit Ökosystemen beeinflusst. Der WBGU empfiehlt daher, die kulturwissenschaftliche Meeresforschung zu fördern.

Langfristige, verschiedene Nutzungen umfassende Visionen für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren liegen bislang nicht vor. Im Rahmen einer interdisziplinären marinen Zukunftsforschung, die sich sowohl klassischer Foresight-Methoden als auch modellgestützter Szenarioentwicklung bedient, sollten Visionen, Leitbilder und Konzepte eines nachhaltigen Umgangs mit den Meeren im Kontext der Großen Transformation entworfen werden (WBGU, 2011). Sie sollten verschiedene Nutzungen wie Energiegewinnung, Tourismus oder Ressourcenabbau integrieren, deren Konflikte und Synergien beschreiben sowie relevante Land/Meer-Interaktionen und ihre Wechselwirkungen mit Ökosystemen betrachten. Dazu notwendig ist naturwissenschaftliche Forschung zu den Kippunkten der Meeresökosysteme. Kippunkte werden hier als Belastungsgrenzen verstanden, deren Überschreitung zu weitreichenden, irreversiblen Veränderungen mariner Ökosysteme führt. Durch Fortschritte in ihrer Bestimmung sind spezifischere Diskussionen konkreter Transformationspfade möglich, da u. a. ökologische

Kippunkte den „sicheren“ Handlungsraum des Menschen einschränken. Damit eng verbunden ist auch die Global-Governance Forschung, deren Rolle exemplarisch in Kasten 8.2-1 dargestellt ist.

Durch ein besseres Verständnis der betroffenen Ökosysteme und der Wechselwirkungen mit alternativen Transformationspfaden können Leitplanken identifiziert und Entwicklungskorridore für Transformationsprozesse skizziert werden. Aufbauend auf der Vision für einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren sollte die Forschung mögliche Transformationspfade entwickeln und ihre Nachhaltigkeitseffekte bewerten. Dazu sollten unterschiedliche Szenarien entworfen werden, etwa zu verschiedenen theoretisch denkbaren Ordnungsmodellen (z.B. globale Institutionen, dezentrale Steuerung über Märkte, polyzentrische Modelle).

Entscheidend ist für diesen Schwerpunkt, dass verschiedene Transformationsprozesse in ihren Wechselwirkungen und Abhängigkeiten voneinander beschrieben werden. So stellt sich etwa bei dem Weg zu einer nachhaltigen Urbanisierung der Küsten nicht nur die Frage nach den Städten selbst, sondern u. a. auch nach den notwendigen Infrastrukturen im Hinterland, möglichen Nutzungskonkurrenzen sowie den erforderlichen institutionellen und rechtlichen Rahmenbedingungen. Teil der Forschung zu unterschiedlichen Transformationspfaden sollte auch die Abschätzung der unterschiedlichen Wechselwirkungen mit Ökosystemen sein.

Schwerpunkt 3: Beschleunigung

Neben der Beschreibung der gesellschaftlichen Voraussetzungen zur erfolgreichen Gestaltung und Beeinflussbarkeit von Transformationsprozessen sollte auch analysiert werden, welche Optionen bestehen, um solche Prozesse zu beschleunigen. Dabei sollte besonderes Augenmerk auf die Untersuchung gesellschaftlicher Kippunkte und auf zentrale Ansatzpunkte gelegt werden (Schwerpunkt 1). Über ein historisches und soziologisches Verständnis hinaus ist hier technische Expertise ebenso relevant wie Einsichten in sozialpsychologische und interkulturelle Prozesse, auch im Hinblick auf globale Reichweite und Legitimität.

Schwerpunkt 4: Globale Kooperation

Die Transformation zu einem nachhaltigen Umgang mit den Meeren ist notwendigerweise ein globaler Prozess, der durch adäquate Institutionen und Mechanismen der Global Governance unterstützt werden muss. Die zu entwickelnde Transformationsforschung sollte in diesem Zusammenhang untersuchen, ob und wie Global Governance die in den Schwerpunkten 1 bis 3 zu untersuchenden Prozesse unterstützen kann. Daher sollte die Transformationsforschung die Rolle von Global Governance und globaler Kooperation in histori-

Kasten 8.2-1**Forschung als „Zukunftslabor“: Anthropozän und Global Governance der Meere**

Weil die Meere als Gegenstand der Global-Governance-Forschung bislang stark unterrepräsentiert sind, fehlen Antworten auf die Frage, welcher Formen der Global Governance es bedarf, um einen nachhaltigen Umgang mit den Meeren im Rahmen der Großen Transformation zur nachhaltigen Gesellschaft zu unterstützen und wie diese implementiert werden könnten.

Der WBGU empfiehlt verstärkt Forschung zu fördern, welche die Bedeutung der Meere als globales Kollektivgut im Anthropozän analysiert sowie Formen polyzentrischer globaler Governance entwickelt, die den systemischen Herausforderungen angemessen sind.

Derart ausgerichtete Forschung verstünde sich selbst als eine Art „Zukunftslabor“. Ihr käme die Rolle zu, bisherige Entwicklungen und Formen der globalen Meeres-Governance zu analysieren, Schwachstellen aufzudecken und Optionen für neue Strukturen der Meeres-Governance unter Einbeziehung und jenseits von Nationalstaaten zu entwerfen. Eine derart langfristig ausgerichtete, visionäre Forschung wird zunächst mit dem Vorwurf konfrontiert sein, weltfremd zu sein und sich fernab politischer Realitäten zu bewegen. Dies schmälert die Relevanz dieser Forschungsansätze jedoch keinesfalls. Im Gegenteil: Es finden sich in der Wissenschaftsgeschichte verschiedene Beispiele für visionäre Entwürfe, ohne welche die in der Folge einsetzenden Dynamiken so nicht stattgefunden hätten. So entwickelte Immanuel Kant bereits am Ende des 18. Jahrhunderts in seiner Schrift „Zum ewigen Frieden“ wichtige Grundprinzipien des Völkerrechts und führte den

Begriff der Weltbürgergesellschaft ein, lange bevor weltgesellschaftliches Denken in den etablierten wissenschaftlichen und politischen Diskurs gefunden hatte.

Forschung zur Frage, wie ein globales Governance-Regime im Sinne des systemischen Ansatzes auszugestalten wäre, ist konfrontiert mit der Herausforderung, eine kohärente Mehrebenen-Meeres-Governance flächendeckend und für sämtliche relevanten Nutzungen zu zeichnen. Der WBGU skizziert in Kapitel 7.2, wie eine Meeres-Governance zukünftig aussehen könnte. Forschungsbedarf besteht sowohl zur vom WBGU dort skizzierten Vision als auch zu alternativen Visionen transformativer Meeres-Governance. Forschungsbedarf besteht zu den Leitprinzipien einer den Herausforderungen des Anthropozäns gerecht werdenden globalen Meeres-Governance, beispielsweise dem systemischen Ansatz und der ethischen sowie rechtsphilosophischen Fundierung der Anwendung von Leitprinzipien – wie dem Menschheitserprinzip – als auch deren materieller Ausgestaltung. Insbesondere im Zusammenhang mit der materiellen Ausgestaltung von Leitprinzipien – z.B. der Formulierung eines der intergenerationellen Verantwortung gerecht werdenden Schutzniveaus für die Meeresumwelt – ergibt sich weiterer Forschungsbedarf für die institutionelle und instrumentelle Ausgestaltung (Kap. 8.3.2.1, 8.3.2.2).

Ferner sollte die Verzahnung einer Meeres-Governance nach einem solchen Leitprinzip mit bestehenden Nutzungs- und Schutzregimen auf nationaler und regionaler Ebene untersucht werden. Dies betrifft neben den Meeres-Governance-Regimen auch andere Umweltregime (z.B. CBD, UNFCCC); hier ist zu untersuchen, wie die Wirkung geeigneter Prinzipien für Schutz und nachhaltige Nutzung der Meere möglichst umfassend entfaltet werden kann und gleichzeitig mit anderen Umweltregimen in Einklang zu bringen ist.

schen Transformations- und Umbruchprozessen untersuchen, um aus der Vergangenheit für die Zukunftsgestaltung zu lernen.

Ein entscheidendes Problem ist, dass die gegebenen Prozesse und Institutionen globaler Kooperation inadäquat sind, um das globale Kollektivgut Meer zu schützen und als Lebensgrundlage für den Menschen zu erhalten.

Die Befassung mit systemischen Aspekten der Meeres-Governance hat sichtbar gemacht, dass nicht nur in der naturwissenschaftlichen Forschung die sozial-, rechts- und wirtschaftswissenschaftlichen Aspekte zu wenig Berücksichtigung finden und schlecht in interdisziplinäre Bezüge eingebunden sind, sondern auch die rechts-, wirtschafts- und politikwissenschaftliche Forschung zu Global Governance bzw. globalen Kollektivgütern zu wenig aufeinander eingehen und thematisch, methodologisch und konzeptionell vielfach aneinander vorbeiarbeiten. Hier sind forschungspolitisch interdisziplinäre Verbindungen zu stärken. Vor diesem Hintergrund ist eine komparative und integrierte Perspektive auf globale Kollektivgüter notwendig.

Umfassende Anstrengungen der Transformations-

forschung sind nicht nur hinsichtlich von Problemanalysen sowie Problemlösungen, sondern auch hinsichtlich der Problemkommunikation essenziell, denn an und von den Meeren lebende Gesellschaften sind kulturell sehr unterschiedlich und ihre Kultur ist unterschiedlich stark an die Meere gebunden. Außerdem ist die Vorstellung von den Meeren als vermeintlich „unkompliziertem“, häufig unkontrolliertem Ressourcen- und Deponieort sehr weit verbreitet.

.....

8.3**Transformative Forschung für die Meere**

Transformative Forschung fördert den Übergang in die Nachhaltigkeit durch Problemdiagnose und die Entwicklung von Lösungsansätzen und Neuerungen in relevanten Sektoren. Sie schließt die Entwicklung sozialer und technischer Innovationen mit ein. Zusätzlich beinhaltet sie einen systemischen Blick: erstens, indem sie Innovationstätigkeiten an den Ergebnissen der Transformationsforschung ausrichtet; zweitens, indem sie mögliche Wirkungen von Innovationen systemisch

8 Empfehlungen für Forschung

zu erfassen versucht. Die Forschung zu Innovationen umfasst neben der Entwicklung und Bewertung von Innovationen auch die Bestimmung der gesellschaftlichen Voraussetzungen sowie die Entwicklung politischer Strategien und Instrumente für ihre Verbreitung.

8.3.1 Forschung zum globalen Wandel

Forschung zum globalen Wandel bezieht sich in erster Linie auf Veränderungen in den Subsystemen des Erdsystems, auf die Rolle des Menschen bei den beobachteten Veränderungen und auf die Wirkungen des globalen Wandels auf menschliche Gesellschaften. Forschung zum globalen Wandel wird in Deutschland auf international exzellentem Niveau betrieben. Sie leistet einen wichtigen Beitrag zum Verständnis der Komplexität sowie der Verletzlichkeit des Erdsystems, auch im Bezug auf die Meere.

Hier werden keine ausführlichen Empfehlungen zur marinen Global-Change-Forschung gegeben, da der WBGU in diesem Gutachten auf die Schwerpunkte Meeres-Governance sowie Nahrung und Energie aus dem Meer fokussiert. Wegen der großen Bedeutung der Global-Change-Forschung für die Transformation werden im Folgenden aber einige Hinweise auf Kernthemen gegeben. Die drei wichtigsten methodischen Säulen sind dabei (1) gezielte Messungen und Experimente auf See und im Labor, (2) regelmäßiges Monitoring (u. a. im Rahmen des Global Ocean Observing System) und (3) der Ausbau der Modellierungs- und Prognosekapazitäten.

Klimawandel

Die Weltmeere sind in vielfältiger Weise in den Klimawandel involviert (Kap. 1.2). Zu den wichtigsten Forschungsfragen zählen:

- › Wie rasch steigen die Meerestemperaturen an der Oberfläche und wie dringt das Erwärmungssignal in die tieferen Meeresschichten vor? Wie viel Wärmeenergie wird dabei im Ozean gespeichert?
- › Wie verändern sich Meeresströmungen?
- › Wie verändert sich der Meeresspiegel, global wie regional?
- › Wie sieht die Wechselwirkung von Ozean und Kryosphäre aus, sowohl hinsichtlich der Veränderung der Meereisbedeckung als auch des Einflusses der Meereserwärmung auf die Eisschelfe und Kontinentaleismassen auf Grönland und in der Antarktis?
- › Wie verändern sich natürliche Variabilitätsmoden des Ozeans, z.B. El Niño/Southern Oscillation (ENSO) oder die Pazifisch-Dekadische Oszillation (PDO)?

Stoffkreisläufe

Die Chemie des Meeres verändert sich zunehmend und erheblich, weil der Mensch im Anthropozän zu einem wichtigen Faktor in den globalen Stoffkreisläufen geworden ist. Daraus ergibt sich eine Reihe wichtiger Forschungsfragen:

- › Wie entwickeln sich die CO₂-Speicherung in den Weltmeeren und die Versauerung der Meere aufgrund des CO₂-Eintrags?
- › Wie breiten sich die sauerstoffarmen Zonen in den Meeren aus?
- › Wie groß ist die Gefahr von Methan-Freisetzung aus den Hydratvorkommen am Meeresgrund durch die globale Erwärmung?
- › Wie verbreiten sich Schadstoffe in den Meeren, von Plastikmüll über Ölverschmutzung bis hin zu radioaktiven Substanzen?

Meeresökosysteme und biologische Vielfalt

Das Leben im Meer ist im Anthropozän gleichzeitig mehreren Stressfaktoren ausgesetzt: Erwärmung, Versauerung, Schadstoffen, Überfischung usw. (Kap. 1). Wie die Meeresökosysteme dies verkraften, sich hierbei gegenseitig beeinflussen und wo kritische Belastungsgrenzen überschritten werden, bedarf dringend der weiteren Erforschung. Die im Folgenden aufgeführten übergreifenden Forschungsfragen werden im Kapitel 8.3.3 für die Zusammenhänge zwischen Fischerei und Aquakultur spezifiziert:

- › Wie wirken sich die zunehmende Erwärmung des Meerwassers, die Strömungsänderungen und Eingriffe in die natürlichen Sedimentationsmuster auf die marinen Ökosysteme und ihre biologische Vielfalt aus?
- › Wie wirken sich die Versauerung und Ausbreitung sauerstoffarmer Zonen auf die Ökologie der Meere aus, z.B. auf Korallenriffe und Mikroplankton?
- › Welche Auswirkungen hat die Verbreitung invasiver, gebietsfremder Arten?
- › Wie beeinflusst die Meeresverschmutzung die marinen Ökosysteme?
- › Welchen Einfluss hat die Fischerei auf die Meeresökologie?
- › Welche Maßnahmen (z.B. Meeresschutzgebiete) sind am besten geeignet, um marine Ökosysteme resilienter gegenüber Klimawandel, Versauerung und Fischereidruck zu machen?
- › Wie kann man Erträge und Leistungen von Meeresökosystemen ökonomisch bewerten (Kap. 8.3.3.1)?

Die drei genannten Schwerpunkte Klimawandel, Stoffkreisläufe sowie Meeresökosysteme und biologische Vielfalt, die vordergründig der Physik, Chemie und Biologie des Meeres zuzuordnen sind, sollten allerdings nicht isoliert betrachtet werden, sondern im Rahmen

eines systemischen Ansatzes mitsamt ihrer Wechselwirkungen.

Die Frage nach der ökonomischen Bewertung mariner Ökosystemleistungen weist schon über die klassische Global-Change-Forschung hinaus in Richtung von Indikatoren für Governance. Zwar existieren einzelne Bewertungsstudien zu ausgewählten Ökosystemleistungen, meist in bestimmten Teilregionen der Erde; von einer umfassenden Bestandsaufnahme des Wertes der globalen Meeres- und Küstenökosystemleistungen ist man jedoch noch weit entfernt. Diese würde aufwändigere nationale und globale Schätzungen erfordern und müsste auf entsprechenden Modellen basieren, die eine Vielzahl der relevanten Zusammenhänge abbilden. Projekte und Organisationen, die sich einer solch umfassenden Bewertung mariner Ökosystemleistungen annähern, u.a. das internationale TEEB-Projekt (The Economics of Ecosystems and Biodiversity; Beaudoin und Pendleton, 2012), sollten unterstützt werden.

Zudem sollten verstärkt Bewertungsstudien gefördert werden, die bisher noch weitgehend unerforschte Ökosysteme im Blick haben. Derzeit liegen vor allem Bewertungsstudien zu Korallenriffen, Mangroven und Küstenökosystemen vor, während Anstrengungen zur ökonomischen Bewertung anderer mariner Ökosysteme und insbesondere von Tiefseeökosystemen – nicht zuletzt aufgrund der damit verbundenen methodischen Herausforderungen – kaum vorgenommen wurden. Solange die ökonomische Bedeutung dieser Ökosysteme unbekannt ist, fehlt eine wichtige Grundlage für Entscheidungen zu Schutz und Nutzung der Ozeane.

8.3.2

Meeres-Governance

Zur Governance der Meere findet sich für einzelne Sektoren eine breite und gut entwickelte, insbesondere juristische und politikwissenschaftliche Forschung (z.B. zu regulativen und ökonomischen Instrumenten im Bereich Fischerei oder zu einzelnen Institutionen und Regelungen des UN-Seerechtsübereinkommens). Andere Teilbereiche sind bislang weniger erforscht. So bestehen zu Nutzungsformen der Meere wie erneuerbaren Meeresenergien und Aquakultur bislang kaum wissenschaftliche Erkenntnisse im Hinblick auf politische, rechtliche und ökonomische Gestaltungsmöglichkeiten (Kap. 8.3.3, 8.3.4). Die Global-Governance-Forschung zu den Meeren ist im Vergleich zur Global-Governance-Forschung in anderen Feldern (wie Klima, Wälder oder internationale Finanzmärkte) wenig entwickelt. Insgesamt fehlt es an einer sektorenübergreifenden und kohärenten Analyse und Bewertung der

Governance-Strukturen sowie der rechtlichen und ökonomischen Bedingungen und Anforderungen in Bezug auf die derzeitige und zukünftige Nutzung der Meere. Gleichzeitig ist festzustellen, dass angesichts der Herausforderungen des Anthropozäns eine verstärkte Zusammenarbeit zwischen sozial- und rechtswissenschaftlicher Global-Governance-Forschung und den Natur- und Technikwissenschaften erforderlich ist. Nur auf Basis eines besseren Verständnisses der Interaktion zwischen den Ökosystemen, den sozioökonomischen Systemen sowie den technischen Systemen können den Herausforderungen entsprechende Governance-Muster entwickelt werden.

Der WBGU erachtet eine solche Weiterentwicklung der Governance-Forschung auf dem Weg zum nachhaltigen Umgang mit den Meeren für unabdingbar. Damit sollte die theoretische Fundierung und konzeptionelle Entwicklung möglicher globaler Leitbilder einhergehen. Dazu zählen beispielsweise das Menschheitserbprinzip sowie Möglichkeiten der institutionellen und instrumentellen Ausgestaltung einer an derartigen Leitbildern orientierten Governance.

8.3.2.1

Meeres-Governance für die Transformation zur Nachhaltigkeit

Die bestehende Meeres-Governance ist in einigen Sektoren wie z.B. der Fischerei bereits weit entwickelt (Kap. 4.1.4). Es existieren zum Teil vielversprechende Ansätze zur Fortentwicklung in Richtung einer transformativen Governance (z.B. Ausweisung von Meeresschutzgebieten auf Hoher See unter OSPAR; Kap. 3.4). Gemessen an den Herausforderungen des Anthropozäns sind jedoch auch erhebliche Defizite und Lücken festzustellen. Eine dem systemischen Ansatz verpflichtete Governance-Forschung zu den Meeren sollte hier Beiträge zum besseren Verständnis der Ausgestaltung, der Funktionsweise und der Defizite bestehender Governance leisten. Ein besseres Verständnis bestehender Meeres-Governance ist essenziell für die Entwicklung einer kohärenten Transformationspolitik auf lokaler, regionaler und globaler Ebene. Der WBGU empfiehlt daher, sowohl Forschung zum Verständnis des Status quo zu fördern, als auch Forschung, die die Perspektiven einer systematischen Verzahnung mit der Transformation zur nachhaltigen Gesellschaft aufzeigt. Idealerweise wäre diese Forschung eng mit der in Kasten 8.2-1 skizzierten Forschung zu gesellschaftlichen Visionen verzahnt.

Globale Ebene

Zur Meeres-Governance auf globaler Ebene besteht auch Forschungsbedarf zu einzelnen Schritten in Richtung einer Transformation. So ist bislang nicht hin-

8 Empfehlungen für Forschung

reichend ergründet, inwieweit zu vereinbarende globale Durchführungsübereinkommen unter dem UN-Seerechtsübereinkommen, der Biodiversitäts-Konvention (CBD) oder der UNFCCC transformative Wirkung entfalten könnten. Hier ist erstens zu fragen, zu welchen Themen weitere Übereinkommen im Hinblick auf die Transformation besonders wichtig und wie die aktuell in der Diskussion befindlichen Übereinkommen – z.B. zur biologischen Vielfalt auf Hoher See (Kap. 3.3.2, 7.3.4.2) – auszugestaltet wären. Zweitens besteht Forschungsbedarf hinsichtlich der zu erwartenden Wirkungen zusätzlicher globaler Übereinkommen auf regionaler und nationaler Ebene. So sollte untersucht werden, welche Möglichkeiten, z.B. durch zusätzliche Kompetenzen, sich hierdurch eröffnen. Der WBGU empfiehlt in diesem Zusammenhang auch zu untersuchen, wie globale Abkommen ausgestaltet werden sollten, um die Weiterentwicklung regionaler Meeres-Governance zu begünstigen und eine bessere Verzahnung zwischen regionaler und globaler Governance zu gewährleisten.

Ferner bestehen Lücken in der Forschung zur institutionellen Fragmentierung der globalen Meeres-Governance bzw. ihrer Weiterentwicklung in Richtung einer integrierten Governance. Hier sollte in erster Linie untersucht werden, wie die Aktivitäten der diversen Akteure in den Vereinten Nationen institutionell besser verzahnt werden können (Kap. 3.3). Eine interdisziplinäre Governance-Forschung sollte hier etwa im Kontext der aktuellen Bestrebungen im Rahmen des Oceans Compact (Kap. 7.3.3.1) ergründen, auf welchem Wege eine solche Integration erfolgen und wie die Kohärenz zwischen z.B. dem UNEP, der FAO und der IMO gefördert werden kann (Kap. 3.3). Es gilt zudem die Option einer vereinheitlichten Meeres-Governance, die bestehende und zukünftige Institutionen in eine „World Oceans Organisation“ (WOO) zusammenfasst, auf ihre Vor- und Nachteile zu untersuchen (Kap. 7.2.2.1).

Regionale Ebene

Weltweit existieren sowohl zum Schutz der Meere (z.B. Helsinki-Konvention für die Ostsee) als auch zur Verbesserung der nachhaltigen Nutzung (z.B. RFMO im Fischereisektor) zahlreiche regionale Governance-Strukturen. Bislang sind diese regionalen, völkerrechtlich zumeist konkret ausgestalteten Governance-Strukturen politik- und rechtswissenschaftlich nicht umfassend erforscht.

Die vorhandene sozialwissenschaftliche Forschung im Rahmen des UNEP Regional Seas Programme befasst sich zum Großteil mit ökologischen, sozioökonomischen und kulturellen Aspekten sowie eher detaillierten Managementfragen (Kap. 3.4.1).

Um die Entwicklung einer kohärenten Transforma-

tionspolitik zu ermöglichen, bedarf es einer besseren Beantwortung übergreifender Governance-Fragen auf regionaler Ebene. Zu untersuchen sind vor allem institutionelle Erfolgsbedingungen regionaler Governance-Konzepte für die Meere. Hier bietet sich vergleichende Forschung zu den einzelnen Mechanismen bestehender Abkommen und Programme an, um Best-practice-Lösungen zu identifizieren sowie konkrete Aussagen zur Überwindung der Fragmentierung der Meeres-Governance und der Verbesserung von Kooperation und Kohärenz zu machen.

Auch müsste erforscht werden, inwieweit regionale Meeresabkommen nicht nur den jeweils vereinbarten Zielen gerecht werden, sondern auch den tatsächlichen Herausforderungen im Anthropozän angemessen sind. Hierzu bedarf es einer stärker interdisziplinär ausgerichteten Forschung unter Einbeziehung der Naturwissenschaften. So können die Wirkungen regionaler Abkommen anhand naturwissenschaftlicher Erkenntnisse zum Soll-Zustand der jeweiligen Meeresregion bewertet werden, anstatt anhand politischer Ziele, die von den zu evaluierenden Akteuren formuliert wurden.

Forschung zur EU-Handelspolitik

Die Handelspolitik spielt innerhalb einer systemisch ausgerichteten Meerespolitik eine wichtige Rolle. Für die EU sind diese Themen besonders aufgrund ihres steigenden Imports an Fischereiprodukten relevant. Zur Weiterentwicklung der Handelspolitik in Richtung Nachhaltigkeit ist ein verbessertes Verständnis der wirtschaftlichen Interessenlagen sowie deren Verhältnis zu bestehender Governance erforderlich. Weiter sollten Handelsströme und deren Verhältnis zu Direktinvestitionen und Abkommen mit Drittstaaten, die Strategien von Einzelhandelskonzernen, die Effekte von Subventionen sowie die Rolle der Nachhaltigkeitszertifizierung untersucht werden. Forschungsbedarf besteht auch zur WTO-Rechtskonformität von Mindeststandards bei der Vergabe von Nachhaltigkeitsiegeln. Gleiches gilt für Fischereisubventionen; hier gibt es insbesondere im Hinblick auf die laufende Doha-Verhandlungsrunde Klärungsbedarf.

8.3.2.2

Politikinstrumente für neue Herausforderungen

Die rasant fortschreitenden Möglichkeiten zur Nutzung der Meere, etwa der Ressourcenabbau in der Tiefsee oder der Zugang zu Ressourcen sowie neue Schifffahrtsrouten in der Arktis, sind potenziell mit erheblichen und zum Teil unabsehbaren Auswirkungen auf die Meeresökosysteme und auch auf bestehende Nutzungen verbunden (Kap. 1). Um einen zukunftsgerichteten, nachhaltigen Umgang mit den Meeren zu gewährleisten, sollten Governance-Instrumente entwickelt

werden, die die globalen Herausforderungen des Anthropozäns berücksichtigen. Entsprechende interdisziplinäre Forschung im nationalen und im europäischen Kontext sollte auch die globale Ebene umfassen.

Gleichzeitig ist im Sinne einer integrierten Meeres-Governance verstärkte Forschung zur Wirkung des kombinierten Einsatzes verschiedener Instrumente und Politiken notwendig. Dabei sollte auch erforscht werden, wie ein für die jeweiligen Politikfelder akteurspezifisch ausgestalteter Instrumentenmix aussehen könnte. Dazu gehört auch Forschung zu den Wirkungen privater Standards wie z.B. Umweltsiegel in der Fischerei.

Globales Evaluierungssystem zu Umweltauswirkungen von Meeresnutzungen

Der WBGU ist der Auffassung, dass die Auswirkungen von Meeresnutzungen auf die Meeresumwelt einer dem systemischen Ansatz folgenden globalen Evaluierung bedürfen. Dazu sollte, an die Forschung zum globalen Wandel (Kap. 8.3.1) und bestehenden Evaluierungssystemen anknüpfend, eine global anwendbare Evaluierungsmethodik entwickelt werden. Gefördert werden sollte u.a. die Entwicklung eines integrierten und kohärenten Indikatorensystems zur Evaluierung globaler, regionaler und lokaler Auswirkungen der wichtigsten Meeresnutzungen, das auch Wechselwirkungen berücksichtigt. Ebenso empfiehlt der WBGU politische Zielindikatoren – z.B. für die Fischerei (Kap. 8.3.3.1) – zu entwickeln, an denen künftige Meeres-Governance ausgerichtet werden kann.

Die Entwicklung einer solchen Evaluierungsmethodik sollte an bestehende nationale und europäische Bewertungsverfahren (z.B. Strategische Umweltprüfung, Umweltverträglichkeitsprüfung; Kap. 7.2.4) sowie für die politischen Zielindikatoren an bestehende Erfahrungen auch im Rahmen regionaler Meeresabkommen anknüpfen. Der WBGU empfiehlt auch zu untersuchen, wie Meeresaspekte in die sich in Entwicklung befindenden Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen (Sustainable Development Goals, SDG) aufgenommen werden können (Kap. 7.3.3.1).

Raumplanung und Meeresschutzgebiete

Als vorausschauendes Instrument des Interessenausgleichs zwischen verschiedenen Nutzern und der Koordination zwischen Schutz und Nutzung kann die marine Raumplanung einen wichtigen Beitrag zu einer nachhaltigen Meeres-Governance leisten. Analysen haben gezeigt, dass dieses Potenzial bislang nur zu einem geringen Teil genutzt wird (Kap. 3.6.2). Forschungsbedarf besteht neben der vergleichenden Analyse und Bewertung bestehender Raumplanungen auf dem Meer, insbesondere in den AWZ, vor allem zu

den Möglichkeiten und Erfordernissen einer Raumplanung auf der Hohen See (Kap. 7.3.9). Dabei sollte untersucht werden, wie eine globale marine Raumplanung im Sinne des systemischen Ansatzes einschließlich der materiellen und prozessualen Ausgestaltung des Instruments entwickelt und implementiert werden kann. Hier stehen Fragen zu Schutzstandards, der Integration und Formulierung von Umwelt-, Nutzungs- und politischen Zielindikatoren sowie der Transparenz und Beteiligung von Akteuren im Vordergrund. Dabei sollte auch sozioökonomische, ökologische und politik- sowie rechtswissenschaftliche Begleitforschung gefördert werden.

Die Raumplanung für die Meere befindet sich im Anfangsstadium. Untersucht werden sollten die Möglichkeiten einer Anpassung der marinen Raumplanung an Land/Meer-Interaktionen (Stoffströme usw.) und wie das Instrument der Raumplanung in Gebieten jenseits nationaler Hoheitsbefugnisse nutzbar gemacht werden kann. Erst das bessere Verständnis dieser Besonderheiten ermöglicht eine Weiterentwicklung der marinen Raumplanung zu einem Instrument, welches den Herausforderungen des Anthropozäns gerecht wird.

Ebenso bedarf es verstärkter Forschung zu Meeresschutzgebieten (Marine Protected Areas, MPAs). Hier stellen sich Fragen zur Ausgestaltung und Umsetzung eines effektiven Meeresschutzgebietenetzes im Kontext einer der Nachhaltigkeit verpflichteten marinen Raumplanung. Es sollte vermehrt erforscht werden, welches Regenerations- und Anpassungspotenzial bereits geschädigte Gebiete aufweisen. Erste Ergebnisse weisen etwa bei Korallenriffen darauf hin, dass die höchsten Anpassungsgeschwindigkeiten in vorgeschädigten Riffen auftreten können, was bei der Ausweisung von Schutzgebieten zu berücksichtigen wäre. Der WBGU empfiehlt in diesem Zusammenhang, Untersuchungen zur Effektivität von MPAs auch in Bezug auf Auswahl, Konzeption, Schutzstatus und Durchsetzung zu fördern. Zudem gibt es Forschungsbedarf zur Nutzung von MPAs als Instrument des Fischereimanagements (Kap. 8.3.3.1). Es bedarf auch diesbezüglich einer inter- und transdisziplinären Begleitforschung. Zusätzlich sollte erforscht werden, wie die Vergabe von Nutzungsrechten sowie die Ausweisung von Schutzgebieten auf der Hohen See mit bestehenden oder zu entwickelnden Evaluationssystemen (etwa unter NATURA 2000) oder Umweltverträglichkeitsprüfungen verzahnt werden kann. Für die Forschung hierzu kann als Ausgangspunkt die marine Raumplanung in den deutschen AWZ in Nord- und Ostsee dienen.

8 Empfehlungen für Forschung

Nutzungsentgelte

Für die Erhebung von Nutzungsentgelten auf Hoher See besteht Forschungsbedarf zu Aspekten der praktischen Umsetzung und der rechtlichen Ausgestaltung. Die rechtlichen Ausgestaltungsmöglichkeiten im Bereich verschiedener Nutzungen, insbesondere der Fischerei, sollten besser erforscht werden. Die Festlegung von Art und Höhe der Nutzungsentgelte sollte außerdem auf Untersuchungen zu den ökonomischen Implikationen der Einführung von Nutzungsentgelten basieren. Auch sollte geklärt werden, wer Nutzungsentgelte erheben könnte und wie sie verwendet werden sollten.

8.3.3

Nahrung aus dem Meer

8.3.3.1

Fischerei

Die derzeitigen Probleme durch Überfischung (Kap. 1.2.2, 4.1.1) haben ihre Ursachen weniger in ungenügendem Wissen über nachhaltiges Management von Fischbeständen als in der mangelhaften Anwendung bereits vorhandenen Wissens. Dennoch bestehen Wissenslücken über Struktur und Funktion von Meeresökosystemen sowie über die Auswirkungen verschiedener Fischereimethoden, des Klimawandels und der Ozeanversauerung auf diese Ökosysteme. Forschungsergebnisse in diesem Feld sind eine Voraussetzung für die Umsetzung des ökosystemaren Ansatzes in der Fischerei (Kap. 4.1, 7.4.1).

Meeresökosysteme

- › Die Umsetzung des ökosystemaren Ansatzes in der Fischerei ist auf breites Hintergrundwissen angewiesen. Daher wird als wissenschaftliche Grundlage für die unten genannten spezielleren Forschungsempfehlungen zu Fischerei und Aquakultur eine Verstärkung der Forschung für ein verbessertes Verständnis der Strukturen und Funktionen von Meeresökosystemen einschließlich ihrer biologischen Vielfalt, Stoffflüsse und Produktivität empfohlen. Hierbei können Untersuchungen historischer Zustände von Meeresökosystemen und ihr Zusammenhang mit dem Fischfang und der Fischerei-Governance helfen.
- › Im Kontext der TEEB-Studien sollte Forschung zur ökonomischen Bewertung von biologischer Vielfalt und von Ökosystemleistungen der Meere ausgeweitet werden, um die Kosten von Überfischung und globalen Umweltveränderungen (Klimawandel, Versauerung, sauerstofffreie Zonen) besser abschätzen zu können. Diese Erkenntnisse können auch als Input für das neue wissenschaftliche Beratungsgre-

mium IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biological Diversity and Ecosystem Services) dienen.

Methoden, Indikatoren und Daten

- › Die Wirkungen verschiedener Fangmethoden und deren Intensität auf biologische Vielfalt und Ökosysteme sollten besser erforscht werden, insbesondere um Lösungen für eine nachhaltigere Fischerei entwickeln und wissenschaftlich bewerten zu können. Untersuchungen zu den Auswirkungen unterschiedlich selektiver Fangmethoden sowie von Schutzzonen auf Bestände und Ökosysteme sollten intensiviert werden.
- › Forschung zur technischen Weiterentwicklung der Fanggeräte zur Vermeidung von Beifang und zum selektiven Fang der jeweiligen Zielarten sowie zur Minimierung der schädlichen Wirkung auf Meeresökosysteme und Habitate sollte gefördert werden (z.B. passive Fischereimethoden). Ein Schwerpunkt der Forschung sollte der Ersatz von Methoden sein, die marine Habitate beeinträchtigen oder zerstören. Dazu gehört z.B. die Substitution von Grund berührenden Fischereiverfahren durch Alternativen wie der Pulsfischerei. Die möglichen ökosystemaren Auswirkungen dieser alternativen Verfahren sollten dabei ebenfalls in den Blick genommen werden.
- › Selbst bei vielen Beständen in Industrieländern, aber insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern, fehlt die Datengrundlage für ein zeitgemäßes, wissensbasiertes Fischereimanagement. Für diese „datenarmen Bestände“ sollte Forschung Instrumente und Indikatoren entwickeln, die trotz schlechter Datenlage eine Abschätzung des Maximum Sustainable Yield und eine nachhaltige Bewirtschaftung ermöglichen. Parallel sollte über Forschungs-kooperation das Wissen um Biologie und Ökologie der Zielarten verbessert werden.
- › Die Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Fischbeständen sollte intensiviert werden. Insbesondere sollte die Verbesserung der Modelle sowie die Weiterentwicklung von Indikatoren und Monitoring-Konzepten in Bezug auf ökosystemare Verknüpfungen (Maximum Economic Yield, Optimum Sustainable Yield, Multispecies Maximum Sustainable Yield und andere Mehrartenkonzepte, kaskadierende Wirkungen usw.) gefördert werden. Auch sollten praktikable Konzepte entwickelt werden, wie der ökosystemare Ansatz in das Fischereimanagement eingebunden werden kann.
- › Die wissenschaftliche Basis der häufig zitierten FAO-Analysen der zu erwartenden Nachfrage nach Fisch sollte deutlich verbessert werden. Vor allem sind die Optionen für Reaktionen auf die prognostizierte

Nachfragesteigerung nur unzureichend differenziert. Je nach Region und ökonomischem Entwicklungsstand (Industrie-, Schwellen- bzw. Entwicklungsland) bieten sich unterschiedliche Strategien für den Umgang mit steigender Nachfrage an (z. B. Regelung über den Preis, Substitutionsstrategien).

- › Für effektive Hafenstaatenkontrollen zur Bekämpfung von illegaler, nicht gemeldeter und unregulierter (IUU-)Fischerei sowie illegalem Handel und für Nachhaltigkeitszertifizierungen wären verlässliche Herkunftsnachweise für Fische und Fischprodukte sehr hilfreich. Untersuchungen zur Entwicklung entsprechender Monitoring-Verfahren und Kontrollen, auch unter Einsatz genetischer Methoden (DNA-Barcoding), sollten ebenso gefördert werden wie der Aufbau entsprechender Datenbanken und Kommunikationsstrukturen für Konsumenten.
- › Der Fang von Futterfischen für die Aquakultur konzentriert sich vor allem auf Arten der niedrigen trophischen Ebenen. Forschungsergebnisse zeigen negative Auswirkungen dieser „Reduktionsfischerei“ auf Nahrungsnetze, marine Ökosysteme und die natürlichen Prädatoren wie Thunfisch, Seevögel und marine Säugetiere. Die Forschung zu Methoden einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Futterfischarten sollte verstärkt werden.
- › Forschung sollte zum Ziel haben, die bislang nur als Futterfisch vor allem für Aquakultur genutzten Fischarten direkt für den menschlichen Verzehr verwendbar zu machen, um die Effizienz der Verwendung von Futterfisch zu erhöhen. Insbesondere für Märkte in Entwicklungs- und Schwellenländern ist die Entwicklung haltbarer Produkte aus diesen Beständen bedeutsam.

Governance der Fischerei

- › Sozioökonomische Forschung zu Rahmenbedingungen und Anreizstrukturen für ein nachhaltiges Fischereimanagement auf lokaler und regionaler Ebene sollte weiter gestärkt werden. Insbesondere ist Forschung zur Eignung verschiedener Ausgestaltung von Eigentums- und Zugangsrechten unter verschiedenen lokalen Bedingungen sowie zu Methoden zur Reduktion von Beifang und anderen ökosystemaren Belastungen notwendig. Dabei sollte besonders untersucht werden, wie ein Anlandungs- und Verwertungsgebot von Beifang so gestaltet werden kann, dass keine Anreize zur Erhöhung von Beifang entstehen.
- › Forschung zur Erarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen einer nachhaltigen EU-Fischerei über partnerschaftliche Fischereiabkommen mit Drittstaaten („externe Dimension“) ist dringend notwendig. Darüber hinaus sollte untersucht werden, wel-

che wirtschaftlichen, politischen und juristischen Anreizmechanismen besonders effektiv sind, um die Durchsetzung der Vereinbarungen durch die EU-Mitgliedstaaten zu fördern. Hier könnten vergleichende Analysen von Best-practice-Beispielen Aufschluss geben.

- › Es sollte politik- und sozialwissenschaftliche Forschung durchgeführt werden, um die verschiedenen Optionen und Instrumente zur Überwindung der Barrieren zu untersuchen, die dem Übergang zur nachhaltigen Fischerei entgegenstehen.
- › Das Monitoring von Beständen und Fangaktivitäten sollte verbessert und verstärkt werden, um einen besseren Überblick über illegale, nicht gemeldete und unregulierte (IUU)-Fischerei zu bekommen. Auf dieser Basis sollten Defizite sowie Regelungs- und Umsetzungslücken in der lokalen, nationalen und globalen Governance, insbesondere in Bezug auf Entwicklungsländer, aufgedeckt werden. Zu untersuchen ist des Weiteren, durch welche Politiken und Maßnahmen diesen Defiziten wirksam begegnet werden kann. Insbesondere die Umsetzung der IUU-Verordnung der EU sollte hinsichtlich ihrer Effektivität untersucht werden. Transdisziplinäre Forschung, etwa in Kooperation mit Behörden, könnte für ein besseres Verständnis der Interaktionen zwischen regionaler, nationaler und internationaler Fischerei- und Handelspolitik und somit zur effektiveren und effizienteren Abstimmung der Handlungsebenen beitragen.
- › Die Forschung zur Umsetzung und Ausgestaltung eines effektiven Meeresschutzgebietsnetzes im Kontext einer nachhaltigen marinen Raumplanung sollte gestärkt werden. Untersuchungen zur Effektivität und den Erfolgsfaktoren von Meeresschutzgebieten sollten gefördert werden (Kap. 8.3.2.2). Im Fischereikontext gibt es vor allem Forschungsbedarf zur Nutzung von MPAs als Instrument des Fischereimanagements.

Fischerei und globale Umweltveränderungen

- › Zu den systemischen Wirkungen globaler Umweltveränderungen (Erwärmung, Versauerung, sauerstofffreie Zonen, Verlust biologischer Vielfalt, Zunahme invasiver Arten usw.) auf Meeresökosysteme im Allgemeinen und Fischbestände im Besonderen gibt es Forschungsbedarf, insbesondere zu den regionalen Auswirkungen auf die Transformation von Fischerei und Aquakultur zur Nachhaltigkeit. Diese Forschung sollte zunehmend interdisziplinäre Ansätze verfolgen und physikalische, biologische, (geo)chemische, sozialwissenschaftliche und ökonomische Disziplinen integrieren (Kap. 4.4.5). Die Auswirkungen von Umweltveränderungen auf

8 Empfehlungen für Forschung

marine Organismen und Meeresökosysteme sollten durch die Entwicklung realistischer Szenarien (z. B. Erwärmung, Sauerstoffmangel, Versauerung) genauer untersucht werden. Das Verständnis von Klimawirkungen auf Fischerei und Proteinversorgung sowie den Folgewirkungen auf Gesellschaften weltweit, etwa auf Wirtschaftsleistung, Wohlstand, Beschäftigung und Ernährungssicherheit, sollte verbessert werden.

- › Die Auswirkungen des Klimawandels auf Fischarten sollten erforscht werden. Veränderungen in Artenzusammensetzung und -vorkommen könnten den Lebensunterhalt von Kleinfischern maßgeblich beeinträchtigen. Aus diesem Grund sollten entsprechende Anpassungsstrategien und -maßnahmen entwickelt werden.
- › Das Konzept der LIFE-Fischerei (low-impact, fuel-efficient) kann interessante Beiträge zur klimaverträglichen Ausgestaltung der Fischerei liefern. Insbesondere die Nutzung von Win-win-Effekten bezüglich Nachhaltigkeit und CO₂-Emissionsminderung sowie die entsprechende Gestaltung von Rahmenbedingungen und Anreizen sollten näher untersucht werden.

Kleinfischerei

- › Zur Förderung der Kleinfischerei sollte dringend die Datenlage auf allen Ebenen gestärkt werden. Neben der wissenschaftlichen Erfassung der Fischvorkommen sollten vermehrt Daten zum gesellschaftlichen Nutzen von Kleinfischerei, etwa in Bezug auf Ernährungssicherung oder Ökosystemleistungen, erhoben werden. In vielen Entwicklungsländern ist es aufgrund mangelnder Forschung derzeit nicht möglich, die Nachhaltigkeit der Kleinfischerei abzuschätzen. Parallel sollte die Forschung zur Bewirtschaftung von Fischbeständen, über die wenig Daten vorliegen vorangetrieben werden. Hier ist es besonders wichtig, lokales Wissen bezüglich des Monitorings von Fischbeständen in die Forschung zu integrieren.
- › Da es keinen wissenschaftlichen Konsens darüber gibt, welche Governance-Mechanismen zur Förderung nachhaltiger Kleinfischerei am wirkungsvollsten sind, sollte die Forschung zu diesem Thema intensiviert werden. Hierzu könnte eine vergleichende Analyse existierender Anreizmechanismen ein erster Ansatzpunkt sein. Da lokale, informelle Regeln in der Kleinfischerei in Entwicklungsländern eine große Rolle spielen, sollte die Analyse die Partizipation von Kleinfischern berücksichtigen.
- › Zur Optimierung von Wertschöpfungsketten der Kleinfischerei in Entwicklungsländern liegen nur wenige Studien vor. Die zentrale Fragestellung ist, welche Investitionen dort am effektivsten sind, um

eine möglichst große Wertschöpfung in Entwicklungsländern zu generieren. Da es keinen Konsens darüber gibt, ob marine Kleinfischer sinnvoll in Zertifizierungssysteme eingebunden werden können, könnte vergleichende Forschung Aufschluss geben, welche Potenziale und Risiken in diesem Zusammenhang bestehen.

- › Zur Sicherung ihres Überlebens können Kleinfischer unter bestimmten Umständen (etwa Konkurrenz durch industrielle Fischerei oder Preisverfall) zu nicht nachhaltiger Fischerei gezwungen sein. Es stellt sich die Frage, welche Strukturen zur sozialen Absicherung von kleinbetrieblicher Fischerei geeignet sind, derartige Übernutzungen zu verhindern und eine nachhaltige Fischerei zu fördern: Welche Möglichkeiten bestehen, durch die Ausweitung und Erhöhung der Wettbewerbsfähigkeit lokaler Wertschöpfungsketten und durch alternative Erwerbsquellen die sozioökonomische Situation lokaler Gemeinschaften zu verbessern und gleichzeitig den Druck auf Fischbestände zu verringern?
- › Eine weitere Forschungslücke besteht zu den Wechselwirkungen zwischen kleinbetrieblicher und industrieller Fischerei. Eine solche Analyse wäre nötig, um ökologisch und gesellschaftlich tragfähige Fangquoten zwischen industrieller Fischerei und Kleinfischerei aufzuteilen und geeignete Zonierungskonzepte zu entwickeln. Darüber hinaus gibt es kaum Forschung zur wirkungsvollen Abstimmung von Fischerei-Governance über verschiedene politische Handlungsebenen (lokal, national, regional).
- › Der spezifische Beitrag der Kleinfischerei zur Bekämpfung von Mangelernährung, dem sogenannten „stillen Hunger“, wurde bisher unzureichend quantifiziert. Das Füllen dieser Forschungslücke sollte das Wissen über die Rolle der Kleinfischerei in Entwicklungsländern ergänzen.

8.3.3.2

Aquakultur

Aquakultur ist ein schnell wachsender Sektor mit hohem Forschungsbedarf, vor allem im Bereich nachhaltiger Produktionsmethoden. Die rasante Entwicklung der Aquakultur erfordert auch die Erforschung ihrer möglichen negativen Auswirkungen auf Umwelt und Gesellschaft.

Forschung zur Futtermittelsubstitution verstärken

- › Nach wie vor ist die Aquakultur karnivorer und omnivorer Arten vom Fang von Futterfischen (Reduktionsfischerei) abhängig, die in Form von Fischmehl und Fischöl oder als Rohfisch/Fischabfall zur Fütterung verwendet werden, was die Überfischung der Meere noch weiter verstärkt. An technischen Lösun-

- gen zur Substitution von Fischöl und Fischmehl wird geforscht und es wurden bereits Erfolge erzielt; dennoch ist vor allem die Substitution von Fischöl noch nicht zufriedenstellend gelöst. Die Gewinnung von Proteinen und Ölen aus Einzellern (single-cell oils, SCO) wird bereits erforscht. Dies birgt großes Potenzial und sollte deshalb insbesondere mit Blick auf eine breitere und weniger kostenintensive Anwendung weiter gefördert werden. Mögliche Synergien mit dem Bioenergiesektor zur Kostenreduktion sollten ausgelotet werden. Auch an der genetischen Veränderung von Landpflanzen wie Soja und Raps, die ungesättigte Omega-3-Fettsäuren produzieren sollen, wird derzeit geforscht. Vor deren Einsatz sollten mit Hilfe sorgfältiger Umweltrisikoprüfungen auch mögliche ökologische Risiken in Betracht gezogen werden. Weitere Alternativen, wie die Nutzung der Reste aus der terrestrischen Tierproduktion und aus der Verarbeitung von Fischerei- und Aquakulturprodukten sowie die Verwertung des Beifangs aus der Fischerei sollten hinsichtlich ihrer Nutzbarkeit als Futtermittel und möglicher negativer Effekte (z. B. Behinderung einer erwünschten Beifangreduktion) bewertet und gegebenenfalls weiterentwickelt werden. Gewinnbringend könnte auch die weitere Erforschung der Algennutzung als Quelle von Lipiden sein.
- Es sollte erforscht und aus einer ökologischen Perspektive kritisch bewertet werden, ob und inwieweit Antarktischer Krill als mögliches Futtersubstitut fungieren könnte. Neben der Erfassung von Populations- und Abundanzdaten ist es im Sinne des Vorsorgeprinzips unerlässlich, auch die möglichen Auswirkungen einer starken Krillfischerei auf Nahrungsnetze und marine Ökosysteme zu analysieren, da Krill auf einer unteren Stufe der Nahrungskette steht (Kap. 4.3.3). Außerdem sollte eine umfassende Risikobewertung durchgeführt werden und deren Ergebnisse sollten als Entscheidungsgrundlage für die weitere Nutzung von Krill dienen.
 - Forschungsbedarf besteht auch hinsichtlich der Interaktionen zwischen dem Ausbau der Produktion von pflanzenbasiertem Aquakulturfutter wie Soja und Ölpalmen und der sonstigen Landnutzung, insbesondere angesichts des wachsenden Drucks auf die Flächen durch den steigenden Nahrungsmittelbedarf einer zunehmenden Bevölkerung und dadurch steigender Flächennutzungskonkurrenzen. Potenziale einer regionalen, umweltschonenden landwirtschaftlichen Produktion pflanzlicher Substitute sollten erfasst und bewertet werden.

Forschung zu nachhaltigen und umweltschonenden Aquakultursystemen ausbauen

- Der ökosystemare Ansatz sollte die Grundlage für die Entwicklung einer nachhaltigen Aquakultur sein. Insbesondere die interdisziplinäre Forschung zur Ausgestaltung und Umsetzung dieses Ansatzes sollte gestärkt werden. Forschung zu verschiedenen Bewertungsrahmen auf Basis dieses Ansatzes (z. B. zum ökologischen Fußabdruck) sollte weiter gestärkt werden.
- Landbasierte Aquakultur-Kreislauftechnologien zeichnen sich durch eine ressourcen- und flächenschonende Produktion aus, sind jedoch aufgrund hoher Produktions- und Betriebskosten sowie ihrer komplexen Technik vergleichsweise teuer. Es gilt, diese Technologien interdisziplinär zu verbessern und Marktevaluationen für sie durchzuführen. Die bestehende Forschung zu integrierten multitrophischen Systemen sollte aufgrund ihres möglichen Beitrags zu einer umweltfreundlichen Produktion ausgeweitet und gestärkt werden, vor allem auch in Entwicklungsländern.
- Häufig werden für die Aquakultur von Fischen dem Meer Fischlarven zu Zuchtzwecken entnommen. Dies betrifft vor allem Arten, die stark gefährdet, aber wirtschaftlich sehr interessant sind, wie Thunfisch, Aal oder Zackenbarsch. In Deutschland sind die biologischen Kenntnisse über die frühen Ei- und Larvenstadien und deren Anwendung für eine technisch erfolgreiche Aufzucht begrenzt. Hier besteht Nachholbedarf im Hinblick auf Züchtungsfortschritte, vor allem mit dem Ziel, dass die Entnahme aus der Natur mittelfristig nicht mehr erforderlich ist. Parallel dazu sollte jedoch Forschung zur Zucht geeigneter neuer herbi- und omnivorer Arten und deren nachhaltiger Produktion und artgerechter Haltung unterstützt werden, da solche Arten kaum oder gar nicht von Fischmehl und Fischöl im Futter abhängig sind. Die Forschung sollte Veränderungen im Verbraucherverhalten und Vermarktungsstrategien zur Förderung neuer Arten mit einbeziehen.
- Die Entwicklung der Offshore-Aquakultur sowie die Ausnutzung und Beförderung von Synergien zwischen Offshore-Installationen wie Windenergie- und Aquakulturanlagen oder anderweitigen Multifunktionsplattformen können angesichts zunehmender Raumnutzungskonkurrenzen an Küsten zukunftsweisende Wege sein. Die Forschung zur Offshore-Aquakultur sollte ausgeweitet werden, um zu klären, welche Zuchtarten und Technologien für eine umweltschonende Aquakulturproduktion am besten geeignet sind. Im Vordergrund der Förderung sollten multitrophische Aquakultursysteme stehen, da sie eine optimale Nutzung des Nährstoff- und

8 Empfehlungen für Forschung

Energiekreislaufs gewährleisten können. Forschung zur Zucht von Filterern wie Muscheln und Algen, die die Meeresumwelt kaum belasten, sollte in diesem Sinne gestärkt werden. Es sollte auch geklärt werden, wie die möglichen Synergien optimal gestaltet werden können, auch im Hinblick auf Risikobewertung und Sicherheit, beispielsweise wegen des erhöhten Schiffsverkehrs in und um Windparks. Auch sollten die Einflüsse der Offshore-Aquakultur auf marine Ökosysteme durch kontinuierliche Begleitforschung und Monitoring umfassend untersucht werden. Forschung zur Entwicklung der benötigten Infrastruktur an Land und im Offshore-Bereich sollte unterstützt werden, verbunden mit umfassenden ökonomischen Machbarkeitsstudien. Außerdem besteht großer Forschungsbedarf hinsichtlich der sozioökonomischen Rahmenbedingungen, in die Offshore-Aquakulturprojekte eingebettet sind.

- › Neben den technischen Aspekten ist auch Forschung zu Nachhaltigkeitsfragen und der volkswirtschaftlichen Bewertung landbasierter Kreislaufanlagen und integrierter multitrophischer Aquakultursysteme in Offshore-Windparks geboten. Für Deutschland sind dies prioritäre Forschungsfragen, da es hier nur sehr wenige Standorte für eine küstennahe marine Aquakultur gibt. Die Optimierung der bisher sehr teuren Kreislaufanlagen (durch z. B. Marktevaluation der Produkte, Wirtschaftlichkeitseinschätzung der Anlagen, Absatzsicherung, Auswirkungen der Haltung auf die Tiere, Futtermittelsubstitution), die ein großes Potenzial bieten, sollte vorangetrieben werden.
- › Insbesondere in Entwicklungsländern, wo es häufig zu Konflikten zwischen Aquakultur und anderen Nutzungen kommt und die Aquakultur stark wächst, sollte Forschung zu umwelt-, ressourcen- und auch sozial verträglichen sowie ökonomisch machbaren Aquakulturtechniken (auf kleinem und industriellem Niveau) gestärkt werden. Fragen zu sozioökonomischen Auswirkungen der Aquakulturentwicklung, zu Akzeptanz und zu Maßnahmen der Konfliktverringerung sollten integriert werden.
- › Ein weiteres Forschungsfeld ist die Kombination von Aquakulturkandidaten unterschiedlicher Trophiestufen, wie z. B. Fische mit Algen, Muscheln und Polychaeten, und die Reduzierung von Eutrophierung an Küsten. Durch Bioextraktion von Nährstoffen wie u. a. Stickstoff können Eutrophierung und Sauerstoffmangel reduziert und Managementprogramme zur Verringerung des Nährstoffeintrags in Gewässer unterstützt werden. Existierende Forschung sollte weiter ausgebaut werden, insbesondere Forschung zu den Effekten von Bioextraktion

auf die marinen Ökosysteme und deren Ökosystemleistungen wie auch zur Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Meeresregionen.

Forschung zu den ökologischen Auswirkungen der Aquakultur intensivieren

- › Aquakulturen können die sie umgebenden Ökosysteme durch chemische Stoffe, Antibiotika, überflüssige Nährstoffe, Fäkalien, Krankheitserreger und Gentransfer von entkommenen Aquakulturorganismen gefährden. Insbesondere die Auswirkungen genetisch veränderter Zuchtorganismen auf Wildpopulationen und Ökosysteme sollte weiter erforscht und mögliche Risiken sollten analysiert werden. Auch bei der Kultivierung neuer Arten sollten mögliche Auswirkungen auf die Biodiversität analysiert werden.

Forschung zur Governance in der Aquakultur fördern

- › Es sollte untersucht werden, welche Governance-Ansätze unter welchen gesellschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen eine ökologisch, ökonomisch und sozial verantwortungsvolle Aquakultur am ehesten fördern können. Ebenso sollte untersucht werden, wie regionale Governance zukünftigen Ressourcendruck und veränderte Umwelteinflüsse auf die Aquakultur berücksichtigen kann, um ihr eine nachhaltige Anpassung zu ermöglichen. Hierbei sollten auch vorhandene Governance-Defizite sowie Umsetzungsbarrieren geeigneter Governance-Maßnahmen in den Blick genommen werden. Da die Bedingungen sehr regionalspezifisch und kontextabhängig sind, könnten Fallstudien erste Ansätze sein.
- › Es sollte untersucht werden, wie Implementierungsmaßnahmen einer ökologisch nachhaltigen Aquakultur auch sozial nachhaltig gestaltet werden und somit gleichzeitig zur Armutsbekämpfung beitragen können. Faktoren wie Marktzugang und -verzerrung, die kleine Betriebe benachteiligen, sollten dementsprechend erfasst und Möglichkeiten des Ausgleichs identifiziert werden. Möglichkeiten zum Aufbau mit der Aquakultur kompatibler Wertschöpfungsketten sollten untersucht werden.
- › Unterschiedliche Zertifizierungsschemata, -kriterien und Label für nachhaltige Aquakulturen erschweren die Vermarktung und die Übersichtlichkeit für Verbraucher. Forschung, die eine Vereinheitlichung und Vergleichbarkeit von Kriterien und Gütesiegeln anstrebt, sollte gefördert werden.

Forschung zu Ertragspotenzialen in der Aquakultur und Ernährungssicherung fördern

- › Zu globalen Ertragspotenzialen unterschiedlicher Aquakulturszenarien (intensiv versus semi-intensiv versus extensiv, nachhaltige versus konventionelle Produktion) gibt es bisher kaum Daten. Forschung hierzu sollte gefördert werden, insbesondere in Bezug auf die Frage, ob und inwieweit der stetig wachsende Bedarf an Aquakulturprodukten weltweit und vor allem in Regionen mit schwieriger Ernährungssituation durch eine ökologisch nachhaltige und ressourcenschonende Produktion langfristig gedeckt werden kann. Dies beinhaltet auch die Frage, inwieweit nachhaltige und umweltschonende Aquakultur die reduzierten Fangmengen auf dem Weg zu einer nachhaltigen Fischerei abfedern kann. Die Forschung zu Ertragspotenzialen sollte auch die zur Verfügung stehenden Flächen für eine mögliche Ausweitung der Aquakultur, eine potenzielle Ausdehnung landwirtschaftlicher Flächen für den Anbau von Futtermittelsubstituten wie Soja und daraus resultierende mögliche Flächennutzungskonflikte sowie weitere Ressourcenkonflikte (z.B. Süßwasserverfügbarkeit für Landwirtschaft versus Süßwasseraquakultur) betrachten.
- › Im Rahmen der Ernährungssicherung und Armutsbekämpfung sollten direkte und indirekte Beiträge durch Aquakultur untersucht und quantifiziert werden. Fallbeispiele zeigen, dass Mechanismen wie Mikrokredite sinnvolle Initiativen zur Selbstversorgung oder zur Schaffung neuer Einnahmequellen sein können. Dennoch ist die Wirkung des Ausbaus der Aquakulturproduktion auf arme Bevölkerungsschichten bislang ungenügend erforscht und quantifiziert (Kap. 4.2.2.2). Existierende Fallstudien liefern bereits Erkenntnisse, die jedoch oft nicht skalierbar oder eindeutig sind. Ein tieferes Verständnis der Wirkmechanismen bei unterschiedlichen Märkten und Wertschöpfungsketten kann es erlauben, regional und kulturell spezifische Fördermechanismen zur Armutsbekämpfung zu identifizieren und sozial nicht nachhaltige Fehlentwicklungen zu verhindern. Hierzu gehört auch eine Analyse des jeweiligen politischen und kulturellen Rahmens.
- › Als Beitrag zur Ernährungssicherung in urbanen Räumen könnte untersucht werden, inwieweit die umweltfreundliche Zucht omni- und herbivorer Arten auch dezentral in urbanen und semi-urbanen Räumen erfolgen und gefördert werden kann.

Forschung zu den Auswirkungen von Umwelteinflüssen auf Aquakultur stärken

- › Aquakultur wird durch sich verändernde Umweltfaktoren beeinflusst und muss sich kommenden Heraus-

forderungen durch Umweltauswirkungen wie Klimawandel und damit einhergehender Erwärmung, Ozeanversauerung und Meeresspiegelanstieg sowie Extremwetterereignissen stellen. Hier besteht Forschungsbedarf zu den Auswirkungen dieser Veränderungen auf den Aquakultursektor in unterschiedlichen Regionen. Zusätzlich sollte erforscht werden, welche Anpassungsmöglichkeiten am günstigsten umzusetzen wären und wie mögliche Flächennutzungskonflikte durch notwendig werdende Standortverlagerungen gemindert werden könnten.

- › Der Klimawandel kann sich negativ auf die Verfügbarkeit von pflanzlichen Futterstoffen wie Soja auswirken, da viele der entsprechenden Pflanzen in tropischen Regionen angebaut werden und die dortige Landwirtschaft regional zunehmend unter Wassermangel leiden könnte. Es werden Studien benötigt, die Preisänderungen von Futterstoffen sowie den Zugang zu ihnen und ihre Verfügbarkeit untersuchen und Anpassungsstrategien entwickeln.
- › Höhere Wassertemperaturen und Ozeanversauerung können sich negativ auf Zuchtorganismen auswirken. Es besteht Bedarf an Forschung zu effektiven Fütterungsverfahren unter höheren Temperaturen. Die Muschelzucht, die ca. 75% der Produktionsmenge der marinen Aquakultur ausmacht, ist besonders stark gefährdet. Es fehlt Forschung zu den physiologischen Auswirkungen höherer Temperaturen und Versauerung insbesondere auf Schalentiere. Es ist auch Forschung erforderlich, die die Auswirkungen toxischer Algenblüten auf Muschelproduktionsstandorte und die menschliche Gesundheit besser analysiert.

Forschungsinfrastruktur stärken

- › Die Bangkok-Deklaration fordert eine stärkere Investition in Aquakulturforschung. Privat-öffentliche Forschungspartnerschaften oder die verstärkte Kooperation zwischen nationalen und regionalen Instituten haben bereits Impulse für Forschung und Forschungsfinanzierung geliefert und sollten weiter gefördert werden. Auch sollten internationale Forschungspartnerschaften (z.B. zwischen Entwicklungs-, Schwellen- und Industrieländern) verstärkt entwickelt werden und so die aquakulturproduzierenden Länder bei Forschung zu wichtigen sozioökonomischen, politischen und technischen Fragestellungen unterstützen. Nationale „Aquakulturbehörden“ könnten Forschung koordinieren, um den Ressourceneinsatz effizient zu gestalten. Die Forschungsergebnisse sollten öffentlich zugänglich sein und aktiv verbreitet werden. Der Austausch zwischen Betreibern von Aquakulturanlagen und Wissenschaftlern sollte unterstützt werden, um Wissensaustausch über neue Technologien und praktische Erfahrungen in der

8 Empfehlungen für Forschung

Anwendung zu ermöglichen.

- › Hinsichtlich der Situation der Aquakultur in Deutschland sollten die vorhandenen Kompetenzen gebündelt werden. Dafür sollten Kooperationsmöglichkeiten zwischen Forschergruppen und Aquakulturstudiengänge gestärkt werden. Deutschland ist als EU-Mitglied gefordert, bis 2014 eine nationale Strategie zur Entwicklung der Aquakultur zu erarbeiten. Hierfür ist die Entwicklung einer ressortübergreifenden und interdisziplinär ausgerichteten Forschungsstrategie für Aquakultur erforderlich. Diese sollte aus Sicht des WBGU insbesondere Vorsorge- und Nachhaltigkeitsaspekte berücksichtigen.

8.3.3.3

Übergreifende Fragen

- › Die Optionen der nachhaltigen Fischerei und der nachhaltigen Aquakultur für integrierte Strategien zur zukünftigen Ernährungssicherung im Kontext nachhaltiger Landnutzung und wachsender Weltbevölkerung sollten besser erforscht werden. Dabei sollten auch die Funktionen und die Verteilung der marinen Ernährungsbeiträge untersucht werden, um zu einer Integration der Strategien zur Ernährungssicherung vom Land und aus dem Meer zu kommen. Insbesondere fehlt es an Untersuchungen zur Kompensation (Ernährung, Einkommen) der von Fischerei abhängigen Küstengemeinschaften in Entwicklungs- und Schwellenländern, aber auch in Industrieländern, im Falle einer Nutzungseinschränkung zum Wiederaufbau gesunder Bestände. Die Optionen, die sich für die Ernährungssicherung aus der reformierten Fischerei, der nachhaltigen Aquakultur und der nachhaltigen Landnutzung ergeben, sollten mit ihren Wechselwirkungen untersucht werden.
- › Es sollte eine Datenbank positiver und negativer Fallbeispiele von Fischereireformen aufgebaut und ausgewertet werden, die wertvolle Hinweise für Rahmenbedingungen, inhaltliche Ausgestaltung und Timing von Reformansätzen geben kann.

8.3.4

Energie aus dem Meer

8.3.4.1

Technologieforschung

Für zentrale technologische Komponenten für die zukünftige, nachhaltige Energieerzeugung in und auf dem Meer sind weitere Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen erforderlich. Das marine Energiesystem der Zukunft wird verschiedene Energieträger, Energieerzeugungstechnologien und Speicherformen enthal-

ten (Kap. 5.3). Der WBGU betont ausdrücklich, dass diese in einem integrierten, klimaverträglichen Energiesystem zum Einsatz kommen sollten. Dies verlangt eine systemische, integrierte Entwicklung und Verbreitung der Technologien. Auch das Bundesministerium für Bildung und Forschung hat in dem Papier „Grundlagenforschung Energie 2020+“ die Bedeutung eines systemischen Ansatzes bereits betont (BMBF, 2008).

Im „Nationalen Masterplan Maritime Technologien“ des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie wird die Entwicklung von Offshore-Technologien für die Erschließung fossiler Energieträger in großen Wassertiefen und eisbedeckten Gebieten, zur Unterwasserförderung von Öl und Gas, der dazu gehörigen Infrastruktur (Überwachung, Schiffe, Bohrtechnik), für marine CO₂-Speicherung sowie zur Exploration mariner Gashydrate genannt (BMWi, 2011a). Ähnliches gilt für das Forschungsprogramm „Maritime Technologien der nächsten Generation“ des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi, 2011b).

Der WBGU plädiert in seiner Vision einer nachhaltigen marinen Energieerzeugung (Kap. 5.3) für eine gemeinsame Nutzung von Infrastrukturen. Dies würde nicht nur die Möglichkeit für einen effizienteren Infrastrukturausbau eröffnen, sondern auch den langfristig notwendigen Übergang vom Abbau fossiler Energieträger zur Nutzung erneuerbarer Energien erleichtern. Hierfür ist allerdings Forschung zur Systemintegration von marinen erneuerbaren Energien und Offshore-Wind sowie Gas auch zur Nutzung als Speicher erforderlich.

Der WBGU empfiehlt aus diesem Grund, Forschungsprogramme zur gemeinsamen Infrastrukturentwicklung beispielsweise für Offshore-Gas sowie Offshore-Wind oder Meeresenergie-technologien ressortübergreifend auszuschreiben, z.B. als Gemeinschaftsprogramm des BMBF, BMVBS, BMWi und des BMU. Die Inhalte der Ressortforschung der Bundesregierung erscheinen momentan durch die Zuständigkeiten der jeweiligen Ministerien zu wenig integriert.

Gleichzeitig sieht der WBGU die Weiterentwicklung von Technologien zum Abbau bisher unzugänglicher fossiler Energieträger besonders in der Arktis kritisch. Aufgrund der internationalen klimapolitischen Zielsetzung, den Temperaturanstieg bei 2°C zu begrenzen, sollte mittelfristig auf die Nutzung fossiler Energieträger verzichtet werden. Der globale Umbau des Energiesystems hin zu einer klimaverträglichen, nachhaltigen Energieversorgung sollte bis 2050 weitgehend vollzogen sein (WBGU, 2011). Eine Weiterentwicklung von Technologien zum Abbau bisher unzugänglicher fossiler Energieträger ist deswegen nicht notwendig, würde klimapolitisch ein falsches Zeichen setzen und den fossilen Technologiepfad möglicherweise verlängern.

Erdgas bzw. Methan wird sowohl für den Übergang als auch zukünftig in einem klimaverträglichen Energiesystem eine wichtige Rolle spielen. Durch Sicherheitsforschung sollten die Fördersysteme verbessert werden. Gleichzeitig sollte erforscht werden, wie auf schwimmenden Plattformen die Produktion von Biogas bzw. Biomethan mit anderen Meeresenergie-technologien kombiniert und in eine gemeinsame Transportinfrastruktur integriert werden kann. Die technologische Forschung zum Abbau fossiler Energieträger in der Arktis sollte sich auf die Entwicklung von Monitoring-Technologien und Sicherheitsforschung sowie Umwelteffekte konzentrieren. Auch gibt es Bedarf für die Bestimmung nachhaltiger Potenziale mariner, klimaverträglicher Energiesysteme in der Arktis.

Im Folgenden ist der prioritäre Forschungsbedarf zu marinen Energiesystemen aus Sicht des WBGU aufgeführt.

- › *(Schwimmende) Multi-Use Plattformen:* Multi-Use Plattformen können zur besseren Ausnutzung der verfügbaren Meeresflächen innerhalb der AWZ beitragen und Nutzungskonflikte reduzieren (Kap. 5.3). Allerdings liegen aufgrund des frühen Entwicklungsstands vieler Technologien zur Meeresenergienutzung bis heute kaum Erfahrungen zu Multi-Use Plattformen vor. Deshalb ist weitere Forschung zu dieser Option der Kombination verschiedener mariner erneuerbarer Energien notwendig. Es sollte erforscht werden, welche Meeresenergie-technologien kombinierbar sind, wie fehleranfällig sie sind und wie sicher Speicher sind. Außerdem sollten Sicherheitsüberwachung und Notfallpläne entwickelt werden. Die negativen Einflüsse der Plattformen auf Meeresökosysteme und Möglichkeiten, diese zu vermeiden, sollten zusätzlich erforscht werden. Insbesondere zählen dazu Lärmemissionen sowie der Einfluss auf Biodiversität und Strömung.
- › *Entwicklung meerbasierter Speicheranwendungen:* Im Verlauf der Transformation des Energieversorgungssystems werden Speicher bei steigenden Anteilen erneuerbarer Energien erheblich an Bedeutung gewinnen. Auch im Meer besteht die Möglichkeit der Speicherung des regenerativ erzeugten Stroms. Als Tagesspeicher können, neben einer physikalischen Speicherung des Stroms in Tiefseeunterwasserspeichern, auch Anlagen zur osmotischen Trinkwasserbereitung zu Stromspeichern umfunktioniert werden (Kap. 5.2). Bislang befinden sich beide Technologien noch in einer frühen Konzeptphase, die es fortzuentwickeln gilt. Weiterhin besteht für die Langzeitspeicherung die Möglichkeit einer chemischen Speicherung durch die elektrolytische Erzeugung von Wasserstoff mit optionaler Methanisierung. Aufgrund der Rolle, die Gas im marinen Energiesystem einnehmen
- könnte, empfiehlt der WBGU, die Forschung in diesem Bereich weiter auszubauen. Der WBGU empfiehlt, die Entwicklung mariner Speicheranwendungen im oben genannten Sinne in den „Nationalen Masterplan Maritime Technologien“ und in das sechste Energieforschungsprogramm aufzunehmen. Auch sollten im Forschungsprogramm „Maritime Technologien der nächsten Generation“ Speicher im oben genannten Sinne als Forschungsbedarf aufgeführt werden.
- › *Multi-Terminal-Hochspannungsgleichstromübertragung für ein marines Hochleistungsnetz:* Hochspannungsgleichstromnetze bieten den Vorteil geringerer Leitungsverluste gegenüber Drehstromübertragungsnetzen, sind jedoch technisch aufwändiger zu realisieren. Für die Errichtung eines Offshore-Netzes auf Basis der Hochspannungsgleichstromübertragungstechnologie (HGÜ), bei dem mehr als zwei Länder miteinander (Point-to-Point) verbunden werden, ist die Entwicklung von Multi-Terminal-HGÜ-Netzen erforderlich. Diese Technik befindet sich noch in einer frühen Anwendungsphase, mit ersten Systemen im operationellen Betrieb, jedoch sollten vor der Errichtung großer Offshore-Netze weitere Erfahrungen in einem kleineren Maßstab gewonnen werden. Entsprechend sollten zunächst zeitnah kleinere Pilotsysteme gefördert werden, um die Technologie zu testen und zu erforschen. Im „Nationalen Masterplan Maritime Technologien“ sind Offshore-Netze als Leitthema genannt; die Entwicklung von Multi-Terminal-HGÜ sollte explizit in den dazu gehörigen Aktionsplan aufgenommen werden.
- › *Hochtemperatur-Supraleitung:* Mit Hilfe von Supraleitern können sehr große elektrische Ströme praktisch verlustfrei über weite Strecken übertragen werden. Werden Supraleiter zur Kühlung mit flüssigem Methan umhüllt, können diese gleichzeitig als Gasleitung fungieren. Dies kann langfristig für den Transport von Methan parallel zu elektrischem Strom, beispielsweise zur Anbindung von Offshore-Windparks mit kombinierter Wasserstoffbereitstellung, genutzt werden. Zur Entwicklung dieser Technologie besteht erheblicher Forschungsbedarf einschließlich der Errichtung von Pilot- und Demonstrationsanlagen.
- › *Ermittlung der regionalen Potenziale für kombinierte Nutzung:* In dem ORECCA-Projekt (Offshore Renewable Energy Conversion Platform Coordination Action) wurden für Europa die räumlichen Potenziale für die kombinierte Nutzung von Meeresenergien und Aquakultur untersucht. Der WBGU empfiehlt auf diese Ergebnisse aufzubauen, um frühzeitig geeignete Standorte für Multi-Use-Plattformen zu finden. Vor dem Hintergrund der Vision eines klimaverträglichen, marinen Energiesystems (Kap. 5.3) sollten Multi-Use-

8 Empfehlungen für Forschung

Plattformen um die Aspekte Makroalgenzucht sowie Produktion, Speicherung und Transport von erneuerbarem Methan erweitert werden. Es ist entscheidend, dass in der marinen Raumplanung rechtzeitig geeignete Regionen identifiziert werden (Kap. 3.6.2), selbst wenn die technologische Entwicklung für die tatsächliche Errichtung von Anlagen noch nicht weit genug fortgeschritten ist.

- ▶ *Ermittlung von Ressourcenpotenzialen in der Arktis:* Die Einschätzung über den Umfang und die Lage der Vorkommen an Öl und Gas in der Arktis beruht überwiegend auf Wahrscheinlichkeitsaussagen des U.S. Geological Survey. Um größere Gewissheit über die realen Rohstoffvorkommen zu erlangen und die bestehende Faktenbasis zu vergrößern, sind weitergehende Studien zur konkreten Lage und zur Größe der Vorkommen erforderlich. Eine erweiterte Faktenbasis trüge nach Einschätzung des WBGU zu einer Versachlichung öffentlicher Debatten und zur Verlangsamung des Wettlaufs um die Arktis bei.

8.3.4.2

Forschung zu Umweltgefahren und Risiken

Generell gilt aus Sicht des WBGU, dass alle Stadien der Technologieentwicklung durch Risikoforschung sowie Forschung zu möglichen negativen Umwelteffekten begleitet werden sollten. Die Stadien umfassen die Grundlagenforschung sowie die angewandte Forschung, die Entwicklung von Prototypen, die ersten Anwendungen in Nischenmärkten sowie die weitere Verbreitung und die Integration in bestehende Systeme. In allen Stadien – und nicht notwendigerweise so sequenziell wie eben beschrieben – verändert sich Technologie unter Umständen erheblich. Dem kontinuierlichen Innovationsprozess gilt es durch kontinuierliche Risikoforschung und Technologiebewertung Rechnung zu tragen.

Viele der relevanten Technologien für eine Transformation der Energieerzeugung in und auf dem Meer befinden sich noch in frühen Entwicklungsstadien und ihre Umwelt- sowie andere Nachhaltigkeitseffekte lassen sich schwer oder nur teilweise abschätzen. Je früher im Entwicklungsstadium einer Technologie mögliche negative Umwelteffekte erkannt werden, desto eher bestehen Chancen zu deren Vermeidung, da der sich abzeichnende Technologiepfad noch offen ist. Zentral ist, dass Forschung zur Technikbewertung nicht getrennt von der Technologieentwicklung durchgeführt, sondern in den Forschungs- und Entwicklungsprozess integriert wird. Hier bieten sich z. B. Verfahren wie Real-Time Technology Assessments oder Constructive Technology Assessments an. Mit Hilfe solcher Verfahren könnten negative Effekte bereits beim Einsatz von Prototypen oder Testanlagen ermittelt werden. Der

WBGU empfiehlt die nachhaltige Technologiebewertung und -gestaltung in technologische Forschungsprogramme aufzunehmen. Ein positives Beispiel der erneuerbaren Energietechnologieentwicklung war das wissenschaftliche Begleitprogramm der ersten deutschen Offshore-Windfarm „Alpha Ventus“.

Im Einzelnen empfiehlt der WBGU:

- ▶ *Intensivierung der Forschung zu Umweltgefahren beim Abbau mariner Methanhydrate:* Mehrere Staaten planen den kommerziellen Abbau mariner Methanhydrate, obwohl die Risiken des Abbaus weitgehend unerforscht sind. Der WBGU empfiehlt verstärkte Forschungsanstrengungen im Bereich der Risikoforschung und zu Umweltgefahren, die beim Abbau mariner Methanhydrate entstehen können. Die Forschungsergebnisse können als Grundlage zur Entwicklung von internationalen Regulierungen des Abbaus, die den Risiken angemessen sind, dienen.
- ▶ *Forschung zur vergleichenden Technologiebewertung von Abbauverfahren unkonventioneller Gasressourcen:* Momentan gibt es global ausreichende Vorkommen an konventionellem Methan, um den Bedarf im Rahmen anspruchsvoller Klimaschutzszenarien zu decken. Sollte darüber hinaus Bedarf an unkonventionellem Methan entstehen, sollte so weit wie möglich geklärt sein, welche unkonventionelle Gasart mit den geringsten Risiken gefördert werden sollte. Deswegen empfiehlt der WBGU, Projekte zur vergleichenden Risikoforschung und nachhaltigen Technologiebewertung für die Abbauverfahren für marine Methanhydrate, in Permafrost gebundene Methanhydrate sowie andere unkonventionelle Gasressourcen (Schiefergas, Flözgas, Deep Natural Gas, Tight Natural Gas, Geopressurized Zone Gas) durchzuführen. Auf dieser Grundlage ließe sich fundierter entscheiden, welche Art von unkonventionellem Gas unter welchen Bedingungen gefördert werden sollte. Wichtig ist die unmittelbare Aufnahme der vergleichenden Technologie- und Risikobewertung. Diese darf nicht erst geschehen wenn der kommerzielle Abbau in einigen Ländern gängige Praxis geworden ist, wie etwa beim landbasierten Abbau von unkonventionellem Gas durch Fracking.
- ▶ *Erhöhte Anstrengungen zur Erforschung der Sicherheit der Speicherung von CO₂ im Meeresboden:* Die Technologien zur Speicherung von Kohlendioxid im Meeresboden befinden sich in einem frühen Entwicklungsstadium und es ist noch ungeklärt, ob Lagerstätten im Meeresboden CO₂ sicher und langfristig ohne Leckage speichern können (Kap. 5.4.2.4). Der WBGU empfiehlt der Bundesregierung, die Sicherheit von CO₂-Speichern im Meeresboden weiterhin zu erforschen. Als Referenz für Sicherheit und langfristige Nachhaltigkeit schlägt der WBGU wei-

terhin eine Rückhaltezeit des CO₂ von mindestens 10.000 Jahren vor (WBGU, 2006). Neben der direkten Erforschung der CO₂-Speicherung im Meeresboden könnten auch die Erfahrungen mit sekundären Ölfördertechniken (Enhanced Oil Recovery), bei denen u. a. CO₂ in Ölfelder gepresst wird, unter dem Gesichtspunkt der dauerhaften CO₂-Speicherung untersucht werden.

- › *Erforschung kumulativer Effekte von Offshore-Windparks auf marine Ökosysteme:* Hinsichtlich der Errichtung von Offshore-Windparks gibt es bereits wissenschaftliche Erkenntnisse über negative Umwelteffekte in der Errichtungsphase von Offshore-Windparks, die in der Fachöffentlichkeit diskutiert werden. Hier gilt es, bestehende Lücken durch Forschung zu schließen. Allerdings fehlt bislang eine wissenschaftliche Abschätzung der kumulativen Umwelteffekte von Offshore-Windparks. Werden z. B. die von der EU anvisierten Ausbauziele zur Offshore-Windenergie erreicht oder sogar noch übertroffen, werden erhebliche Teile der Nordsee durch Windfarmen genutzt werden. Über die Auswirkungen großer Areale solcher Installationen auf die Strömungs- und Sedimentationsbedingungen herrscht ebenso ein erhebliches Wissensdefizit wie über das Verhalten der Meeresfauna in der Nähe dieser Anlagen. Bislang gibt es keine belastbaren Abschätzungen der Effekte einer großflächigen Nutzung durch Windfarmen auf marine Ökosysteme und biologische Vielfalt. Dazu bedarf es antizipierender Forschung zur Abschätzung solcher Effekte durch Modelle sowie komplexer Ökosystemmodellierung als Grundlagenforschung zum Verständnis mariner Ökosysteme. Auch das Zusammenspiel verschiedener Nutzungen und deren Effekte auf marine Ökosysteme sind bislang unerforscht.
- › *Erforschung von Langzeiteffekten von Offshore-Windparks auf marine Ökosysteme:* Die Begleitforschung zu Offshore-Windparks sollte dauerhaft sichergestellt sein, um mögliche Langzeitfolgen während des Betriebs von Offshore-Windanlagen frühzeitig zu erkennen. Erkenntnisse der Begleitforschung sind die Voraussetzung für ein adaptives Management der Meeresnutzung.
- › *Wechselwirkungen von Magnetfeldern mit marinen Ökosystemen erforschen:* Bei der Offshore-Windkraft und den Meeresenergietechnologien spielen auch die Umweltgefahren der Transportinfrastruktur für elektrischen Strom eine wichtige Rolle. Die mit dem Stromtransport verbundenen Magnetfelder, die lokale Wärmefreisetzung und die elektrochemische Beeinflussung des Meerwassers durch Gleich- bzw. Wechselstromfelder sollten in Zukunft weitaus besser analysiert werden als dies bisher der Fall war.

Dies würde helfen, negative Umwelteffekte frühzeitig zu erkennen und zu vermeiden.

- › *Reduktion der Lärmemissionen bei marinen erneuerbaren Energien:* Lärmemissionen unter Wasser, die während der Errichtung von Offshore-Windparks und perspektivisch auch mit den Verankerungen von z. B. Wellenkraftwerken und Gezeitenturbinen entstehen, müssen deutlich gesenkt werden. Hierfür befinden sich bereits diverse Technologien wie Schallminderungsmaßnahmen und alternative Verankerungsstrukturen in der Entwicklung, jedoch kann noch keine der Technologien als marktreif bezeichnet werden. Ziel weiterer Forschung sollte es sein, serientaugliche, mit der Offshore-Logistik vereinbare Technologien zu entwickeln und diese in Bezug auf Schallminderungswirkung zu optimieren. Aufgrund der hohen Kosten für Bau und Errichtung von Prototypen der Gründungsstrukturen ist es erforderlich, vielversprechende Ansätze parallel zu fördern, um eine frühzeitige Festlegung auf ein bestimmtes Technolgiesdesign zu vermeiden. Weiterhin erforderlich ist die Erforschung der physikalischen Zusammenhänge der Lärmemissionen, z. B. wie sich Geologie des Untergrunds, Wassertiefe, Materialien usw. auf die Lärmpegel und -eigenschaften auswirken. Die kumulativen Effekte großräumiger Installationen sind ebenso zu untersuchen wie die gemeinsamen Auswirkungen von Installations- und Betriebsschall in Verbindung mit anderen anthropogenen Lärmquellen. Auch hinsichtlich der Auswirkungen des Rammschalls auf Fische bestehen noch große Wissenslücken. Neben technologischer Entwicklung ist auch die Bestimmung akustischer Grenzwerte erforderlich. Die aktuellen Grenzwerte beziehen sich auf ein Einzelereignis. Daher gilt es zu prüfen, ob die Grenzwerte bei kumulierten Ereignissen, wie einer großen Anzahl von Rammungen, zur Schadensabwehr hinreichend sind. Ebenso ist für bestimmte Regionen zu prüfen, ob ein saisonales Verbot von Impulsrammungen erforderlich ist, um Fortpflanzung und Aufzucht der Tiere, insbesondere der Schweinswale, zu ermöglichen.
- › *Forschung zum Umgang mit der Arktis:* Um wissenschaftliche Entscheidungen über zukünftige Nutzungen – besonders über den Abbau fossiler Energieträger – in der Arktis treffen zu können, sollte noch eine Reihe von Wissenslücken geschlossen werden. Dazu sollte das grundlegende Verständnis der arktischen Ökosysteme ausgebaut und zu einem umfassenden Verständnis der ganzen Region integriert werden. Daran anknüpfend sollte Forschung ökologisch wertvolle Gebiete identifizieren, um die Voraussetzung für deren Ausweisung als Schutzgebiete zu schaffen. Auch die kumulativen Auswirkungen

8 Empfehlungen für Forschung

der Nutzungen der Arktis, insbesondere von Öl- und Gasabbau, sollten besser erforscht werden, um negative Effekte auf die Arktis zu minimieren. Die Aktualisierung der hydrographischen Kartierung der Nord-West-Passage ist nötig, weil dort durch die Eisschmelze neue Schifffahrtsrouten frei werden, die allerdings nicht genau auf ihre Gefahren (Strömungen, Eisberge, Packeis usw.) hin kartiert sind.

8.4 Empfehlungen zur Forschungspolitik

8.4.1 Stärkere Integration interdisziplinärer Meeresforschung in Forschungsprogramme

Programm für nachhaltige Meeresinfrastrukturen beim Wissenschaftlichen Rat der europäischen Akademien

Marine Infrastrukturen sollten Nachhaltigkeitskriterien genügen und nachhaltige Nutzungen ermöglichen. Der WBGU hat im vorliegenden Gutachten für eine nach Möglichkeit räumliche Integration von Nutzungen sowie die gemeinsame Nutzung von Infrastrukturen für verschiedene Formen der marinen Energieerzeugung plädiert. Sowohl die Technologien der einzelnen nachhaltigen Nutzungen als auch die notwendigen Infrastrukturen befinden sich in verschiedenen Entwicklungsstadien und ihre Entwicklung läuft untereinander unkoordiniert. Um eine entsprechende Forschungsbasis innerhalb der EU zu etablieren, empfiehlt der WBGU die Einrichtung eines Programms „Integrierte Infrastruktur für nachhaltige Nutzung der Meere“ beim Wissenschaftlichen Rat der europäischen Akademien (EASAC).

Nachhaltiger Umgang mit den Meeren im 8. EU-Forschungsrahmenprogramm

Aktuell wird das 8. Forschungsrahmenprogramm (FRP) der Europäischen Union „Horizont 2020“ zwischen EU-Ministerrat und EU-Parlament abgestimmt. Im Kommissionsvorschlag ist „Marine und maritime Forschung“ als Förderschwerpunkt genannt. 60% der Mittel sollen in Forschung für nachhaltige Entwicklung fließen. Der WBGU empfiehlt der Bundesregierung, sich für Ausschreibungen von Forschungsprojekten zum Themenkomplex „Nachhaltiger Umgang mit den Meeren“ im achten FRP einzusetzen. In diesen Ausschreibungen könnten viele der oben genannten Forschungsthemen verankert werden.

Querschnittsthema Meere im BMBF Rahmenprogramm „Forschung für die Nachhaltigkeit“ integrieren

„Forschung für die Nachhaltigkeit“ (FONA) ist ein Rahmenprogramm des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Das Thema Meere ist innerhalb von FONA als Teil der Erdsystemforschung sowie in den verschiedenen Forschungsvorhaben zu deutschen Küsten verankert. Angesichts der im vorliegenden Gutachten ausgeführten Bedeutung der Meere für eine Transformation zu einer nachhaltigen Gesellschaft empfiehlt der WBGU, im FONA-Rahmenprogramm ein Querschnittsthema „Nachhaltiger Umgang mit den Meeren“, ähnlich dem existierenden Querschnittsthema „Nachhaltiges Landmanagement“, einzurichten. Dort ist der Versuch unternommen worden, die verschiedenen Dimensionen lokalen und globalen Wandels inklusive anthropogener Einflüsse sowie Rückwirkungen auf menschliche Gesellschaften und politische Gestaltungsoptionen integrativ zu betrachten (BMBF, 2009). Analog sollte für die Meere vorgegangen werden.

8.4.2 Stärkere Institutionalisierung interdisziplinärer Meeresforschung

Obwohl bereits Ansätze für interdisziplinäre Meeresforschung vorhanden sind, fehlen ausreichende Forschungseinheiten, um interdisziplinären Fragestellungen im Hinblick auf die Transformation zu einem nachhaltigen Umgang mit den Meeren nachzugehen (Kasten 8.4-1). Im Folgenden werden Empfehlungen zu weiteren Teilaspekten interdisziplinärer Meeresforschung gegeben.

Analyse des Pakts für Forschung und Innovation aus der Perspektive der Nachhaltigkeitswissenschaft

Mit dem Pakt für Forschung und Innovation haben sich die großen deutschen Wissenschaftsorganisationen wissenschaftsexternen, mit der Politik beschlossenen forschungspolitischen Zielen verpflichtet. Übergreifendes Ziel ist die Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Forschung. Dies soll durch die Erschließung neuer Themenfelder, die stärkere nationale und internationale Vernetzung, die stärkere Kooperation mit der Wirtschaft sowie die Erhöhung der Attraktivität deutscher Forschungseinrichtungen als Arbeitsort für Wissenschaftler erreicht werden. Bund und Länder unterstützen diese Ziele durch eine Steigerung der finanziellen Zuschüsse.

Aus der Perspektive des WBGU kann der Pakt für Forschung und Innovation ein erster Schritt zum vom WBGU vorgeschlagenen neuen Vertrag zwischen

Gesellschaft und Wissenschaft sein (WBGU, 2011). Wissenschaft ist durch den Pakt stärker mit gesellschaftsrelevanten Zielen (z.B. der Wettbewerbsfähigkeit) konfrontiert und wird durch die Kooperation mit Unternehmen zur Integration externen Wissens angeregt.

Um ähnliche, eventuell weitergehende Kooperationen von Wissenschaft und Politik vorzubereiten, empfiehlt der WBGU eine umfassende Bestandsaufnahme der vorliegenden Erfahrungen aus der Perspektive der Nachhaltigkeitswissenschaft. Die Leitfrage der Untersuchung wäre: Welche Schlüsse lassen sich aus dem Pakt für Forschung und Innovation für die stärkere Integration gesellschaftlicher Problemlagen in die Forschung, insbesondere der Herausforderung der Nachhaltigkeit, ziehen? Diese Bestandsaufnahme sollte zusätzlich zum bereits vorliegenden Monitoring durchgeführt werden und qualitativen Charakter haben.

Diskussionsprozess zu interdisziplinärer Forschung

Der WBGU regt an, dass Hochschulrektorenkonferenz, Gemeinsame Wissenschaftskonferenz, Deutsche Forschungsgemeinschaft und Akademien der Wissenschaften über Empfehlungen und Vorgaben zu Implementierung und Bewertung interdisziplinärer Transformationsforschung sowie transformativer Forschung beraten (WBGU, 2011).

Interdisziplinäre Sonderforschungsbereiche zur Transformation der Meeresnutzungen

Sonderforschungsbereiche der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) ermöglichen Wissenschaftlern, disziplin- und hochschulübergreifend über einen längeren Zeitraum an komplexen und innovativen Forschungsfragen arbeiten zu können. Neben wissenschaftlicher Exzellenz haben Sonderforschungsbereiche auch interdisziplinäres Arbeiten zum Ziel und neben Grundlagenforschung kann auch gesellschaftsrelevante Forschung betrieben werden. Der Sonderforschungsbereich „1026 Sustainable Manufacturing“ entwickelt z.B. mittels Kooperation zwischen Materialforschung, Ingenieurwissenschaften, Informatik und Sozialwissenschaften ressourcenschonende Produktionstechnologien und Strategien.

Der Sonderforschungsbereich „990 Ökologische und sozioökonomische Funktionen tropischer Tieflandregenwald-Transformationssysteme“ untersucht, ob und wie ökologische Funktionen tropischer Regenwälder mit landwirtschaftlicher Nutzung in Einklang gebracht werden können sowie die Integration von Landwirtschaft und Naturschutz. Hier arbeiten Biologen und Ökonomen zusammen. Beide Sonderforschungsbereiche sind Beispiele für interdisziplinäre, anwendungsrelevante transformative Forschung.

Wegen der langen Förderdauer, der angestrebten Interdisziplinarität, der hohen Reputation, der inhaltlichen Flexibilität sowie der hohen akademischen Anforderungen für eine Genehmigung sind Sonderforschungsbereiche geeignete Instrumente zur Verankerung transformationsrelevanter Fragestellungen der Nachhaltigkeitsforschung in den Universitäten. Aus diesem Grund empfiehlt der WBGU die Einrichtung einer experimentellen Programmvariante der DFG-Sonderforschungsbereiche. Hier sollte Forschung zu nachhaltigen Meeresnutzungen interdisziplinär mit gesellschaftlicher Problemrelevanz und Transformationsbezug als Genehmigungskriterien etabliert und bevorzugt gefördert werden. Als Anreizmechanismen für eine Antragstellung könnten zusätzliche Personalmittel, logistische Unterstützung, zusätzliche Vernetzungs- und Vermarktungsmöglichkeiten usw. dienen.

Integration biologischer Meeresforschung und Technologiefolgenabschätzung in Innovationspolitik

Der „Nationale Masterplan Maritime Technologien“ hat u.a. das Ziel, die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Meerestechnik zu erhöhen. Dazu gehören u.a. Technologien zum Abbau von Offshore-Öl- und Gasvorkommen, Offshore-Wind, Unterwassertechnik, maritimer Wasserbau, marine Aquakultur, Eis- und Polartechnik, Technologien zur Nutzung von Meeresenergien sowie Technologien zum Abbau mariner mineralischer Rohstoffe.

Im Rahmen des Masterplans sind auch eine Reihe innovationspolitischer Maßnahmen, wie die Etablierung von Netzwerken und Kompetenzzentren sowie die Durchführung von Demonstrationsvorhaben geplant. Der WBGU empfiehlt bei der Durchführung dieser Maßnahmen besonders in den Technologiefeldern Eis- und Polartechnik, Tiefseetechnologien sowie Technologien zum Abbau mariner mineralischer Rohstoffe auch Forschungsperspektiven zu integrieren, die sich mit marinen Ökosystemen und deren Schutz sowie Technologiefolgenabschätzung beschäftigen. Besonders bei neuen Technologieentwicklungen könnte so präventiv auf mögliche negative Umwelteffekte hingewiesen werden.

Gründung einer Forschungsstelle Meeres- und Polarpolitik

Die gestiegene und noch steigende Relevanz der Meeres- und Polarpolitik, ob aus Gründen der Sicherheits-, Umwelt- oder Wissenschaftspolitik, macht in Deutschland die Einrichtung einer Forschungsstelle Meeres- und Polarpolitik sinnvoll. Es besteht ein bundesweites Defizit an institutionalisierter und daher entsprechend fokussierter Forschung zu Meeres- und Polarpolitik, die sowohl die bestehende naturwissenschaftliche

Kasten 8.4-1

Stärkere Institutionalisierung interdisziplinärer Meeresforschung

Von besonderer Bedeutung wäre eine neue Forschungseinrichtung zur Stärkung der interdisziplinären Transformationsforschung, die im Bereich der Meere noch nicht existiert. Vier Möglichkeiten der institutionellen Stärkung sind denkbar.

Die erste Möglichkeit wäre die Etablierung von interdisziplinären Netzwerken zum Aufbau von Arbeitsbeziehungen und zur Entwicklung gemeinsamer Forschungsvorhaben. Die zweite Möglichkeit wäre die Erweiterung bestehender (Groß-)Forschungseinrichtungen der Meeresforschung um wirtschafts-, sozial- und kulturwissenschaftliche Abteilungen. Diese sollten den bestehenden naturwissenschaftlichen Abteilungen in der Personal- und Mittelausstattung ebenbürtig sein. Die dritte Möglichkeit wäre die Etablierung eines eigenständigen sozialwissenschaftlichen Meeresforschungsinstituts mit dem Auftrag, interdisziplinäre Forschungsk Kooperationen mit den etablierten Forschungseinrichtungen der Meeresforschung einzugehen. Die vierte Möglichkeit wäre die Einrichtung eines selbständigen, neuen interdisziplinären Meeresforschungsinstituts, das natur-, technik-, kultur- und sozialwissenschaftliche Kompetenz vereint.

Der Aufbau von Netzwerken ließe sich mit dem geringsten

Aufwand realisieren. Allerdings geben Netzwerke wenig Anreize für die Entwicklung innovativer Forschungsagenden, wenn nicht gleichzeitig weitere Anreize zum Umbau etablierter Forschungszusammenhänge, etwa durch die Ausschreibung entsprechender Forschungsprojekte, gegeben werden. Außerdem ist die Existenz von öffentlich geförderten Netzwerken meist auf die Förderdauer begrenzt. Sollten langfristig aber signifikante, neue Förderprogramme aufgelegt werden, können vorab geförderte Netzwerke die Entwicklung passender Förderanträge entwickeln und so ihren Bestand sichern.

Die Erweiterung bestehender Forschungseinrichtungen um bislang nicht vertretene Disziplinen würde die Chance auf innovative Meeresforschung erhöhen. Die neu angegliederten Abteilungen sollten den bestehenden gleichrangig sein und auch für die bestehenden Abteilungen sollten Anreize zur Kooperation, etwa in Form neuer Institutsstatuten, gegeben werden.

Ein neues sozialwissenschaftliches Meeresforschungsinstitut böte solchen Ansätzen große Sichtbarkeit und die Chance, neue Forschungsagenden zu entwickeln. Allerdings sollten auch in diesem Fall zusätzlich Kooperationsanreize für die existierenden Einrichtungen der Meeresforschung gesetzt werden. Die Einrichtung eines gänzlich neuen Meeresforschungsinstituts, an dem alle Disziplinen vertreten wären, böte die größten Chancen auf innovative Forschung im Sinne des oben skizzierten Forschungsbedarfs.

Meeres- und Polarforschung sinnvoll ergänzt als auch handlungsorientiert für die Politik Expertise erarbeitet und in den politischen Prozess einbringt. Inhaltlich könnte die Forschungsstelle an die unter Kapitel 8.2.2 genannten Empfehlungen zur Governance-Forschung anknüpfen.

8.4.3

Verstärkung des Science-Society-Interface der Meeresforschung

Nach Ansicht des WBGU sollte die Interaktion zwischen Meeresforschung und Gesellschaft verbessert werden. Der Beirat schlägt dazu folgende vier Maßnahmen vor:

Integrative Wirkung internationaler Berichte nutzen

Die Generalversammlung der Vereinten Nationen beschloss im Jahr 2005, einen regelmäßigen globalen Report zum Zustand der Meeresumwelt (Regular Process; Kap. 3.3.1.1, 7.3.1.2) zu etablieren, der auch als wissenschaftliche Grundlage für den von UN-Generalsekretär Ban Ki-moon initiierten Oceans Compact dienen soll (Kap. 7.3.3.1). Bis Dezember 2014 soll in diesem Rahmen das „First Global Integrated Marine Assessment“ erstellt werden. Der WBGU empfiehlt der Bundesregierung, eine größere Akzeptanz und Bekanntheit des Prozesses in der Wissenschaft zu fördern und die Teilnahme zahlreicher renommierter For-

scher und Forscherinnen zu ermöglichen. Sollte dieser Prozess eine hohe wissenschaftliche Qualität und Legitimation erreichen, könnte er nicht nur einen angemessenen Beitrag zur Weiterentwicklung der Meeres-Governance leisten, sondern auch neue Impulse für eine transformative Meeresforschung setzen. Dass die Erstellung internationaler Berichte für die Forschung eine integrative Wirkung entfalten kann, wurde beispielsweise an der Arbeit des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) deutlich. Die freiwillige Mitarbeit von Wissenschaftlern weltweit an den Berichten des IPCC, die ausdrücklich politikrelevant sein sollen, hat nach Einschätzung des WBGU auch dazu beigetragen, das Interesse an gesellschaftlich relevanter und interdisziplinärer Forschung im Klimabereich zu erhöhen.

Forschung zu einem marinen Science-Society-Interface in Deutschland

Die Schnittstelle von Wissenschaft und Gesellschaft wird auch als „Science-Society-Interface“ bezeichnet. Sie beinhaltet u.a. die Kommunikation und Diskussion von Forschungsergebnissen in vielerlei Formen, von den Medien über Blogs bis zur formalen Politikberatung. Der WBGU empfiehlt, ein interdisziplinäres Forschungsprojekt einzurichten, das Vorschläge für ein innovatives Science-Society-Interface zwischen der Gesellschaft und der deutschen Meeresforschung entwickelt.

Erweiterung zivilgesellschaftlicher Partizipation bei der Programmgestaltung in der Meeresforschung

Der WBGU hat sich in seinem Hauptgutachten „Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation“ (WBGU, 2011) für eine stärkere Beteiligung der Zivilgesellschaft am Forschungsprozess, insbesondere bei der Entwicklung von Forschungsfragen und -programmen ausgesprochen. Aufgrund der Bedeutung der Meere für nachhaltige Entwicklung sowie deren Charakter als globales Kollektivgut plädiert der WBGU für eine stärkere öffentliche Beteiligung bei der thematischen Entwicklung relevanter Forschungsprogramme. Als erster Schritt sollte eine wissenschaftliche Studie in Auftrag gegeben werden, die die Entwicklung eines Konzepts zur stärkeren Beteiligung der Zivilgesellschaft an der öffentlichen Themenfindung für die Meeresforschung beinhaltet. Die Studie sollte durch eine unabhängige Forschungseinrichtung unter Beteiligung von Vertretern der Zivilgesellschaft erstellt werden. Gleichzeitig sollte der Dialog mit bestehenden zivilgesellschaftlichen Initiativen zu erweiterter Partizipation an der Forschungspolitik aufgenommen werden, um diese in einem zweiten Schritt am Beispiel Meeresforschung konkret zu erproben.

Informations- und Bildungskampagnen

Da die Meere nicht im direkten Blickfeld der meisten Menschen sind, bedarf es nach Auffassung des WBGU weiterer Anstrengungen, wie etwa Informations- und Bildungskampagnen, um das Verständnis der gegenwärtigen Situation der Meere in der Bevölkerung zu fördern. Insbesondere sollten Bürgerinnen und Bürger die nötigen Informationen erhalten, um einschätzen zu können, welche Konsequenzen etwa ihre Entscheidungen als Verbraucher oder politische Entscheidungen für die Zukunft der Meere haben werden. Dazu könnten auch bestehende Initiativen der Zivilgesellschaft zum Schutz der Meeresumwelt von staatlicher Seite unterstützt werden. So können größere Teile der Zivilgesellschaft als Akteure in den Meeresschutz eingebunden werden, denn die Zukunft der Meere ist zu wichtig, um sie nur in Expertenzirkeln zu diskutieren.

- 4C Offshore (2011): Global Offshore Wind Farms Database. Internet: <http://www.4coffshore.com/offshorewind/> (gelesen am 10. Januar 2012). Suffolk: 4C Offshore Limited.
- Aarkrog, A. (2003): Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean. *Deep-Sea Research II* 50, 2597–2606.
- Aarset, B. und Jacobsen, S.-E. (2009): Political regulation and radical institutional change: The case of aquaculture in Norway. *Marine Policy* 33, 280–287.
- Abulafia, D. (2011): *The Great Sea: A Human History of the Mediterranean*. London: Allen Lane.
- ACIA – Arctic Climate Impact Assessment (2005): *Arctic Climate Impact Assessment*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Adger, W. N. und Luttrell, C. (2000): Property rights and the utilisation of wetlands. *Ecological Economics* 35, 75–89.
- AFMA – Australian Fisheries Management Authority (o.J.): About AFMA. Internet: <http://www.afma.gov.au> (gelesen am 24. Januar 2013). Canberra: AFMA.
- AFMA – Australian Fisheries Management Authority (2010): *AFMA Domestic Compliance and Enforcement Policy*. Canberra: AFMA.
- Agnew, D. J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., Watson, R., Beddington, J. R. und Pitcher, T. J. (2009): Estimating the worldwide extent of illegal fishing. *PLoS ONE* 4 (2), e4570–e4577.
- Agnew, D. J., Gutiérrez, N. L., Stern-Piriot, A., Smith, A. D. M., Zimmermann, C. und Sainsbury, K. (2013): Rebuttal to Froese and Proelss „Evaluation and legal assessment of certified seafood“. *Marine Policy* 38, 551–553.
- Ahmed, M. und Loric, M. H. (2002): Improving developing country food security through aquaculture development – lessons from Asia. *Food Policy* 27, 125–141.
- Akesson, S., Luschi, P., Papi, F., Broderick, A. C., Glen, F., Godley, B. J. und Hays, G. C. (2001): Oceanic long-distance navigation: Do experienced migrants use the Earth’s magnetic field? *Journal of Navigation* 54, 419–427.
- Alder, J., Campbell, B., Karpouzi, V., Kaschner, K. und Pauly, D. (2008): Forage fish: from ecosystems to markets. *Annual Reviews in Environment and Resources* 33, 153–166.
- Alder, J. und Sumaila, U. R. (2004): Western Africa: a fish basket of Europe past and present. *The Journal of Environment & Development* 13 (2), 156–178.
- Allison, E. H., Perry, A. L., Badjeck, M.-C., Adger, W. N., Brown, K., Conway, D., Halls, A. S., Pilling, G. M., Reynolds, J. D., Andrew, N. L. und Dulvy, N. K. (2009): Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. *Fish and Fisheries*, 10 (2), 173–196.
- Altieri, A. H. (2008): Dead zones enhance key fisheries species by providing predation refuge. *Ecology* 89 (10), 2808–2818.
- Altmaier, P. (2012): *Mit neuer Energie. 10 Punkte für eine Energie- und Umweltpolitik mit Ambition und Augenmaß*. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).
- Alverson, D. (1997): Global assessment of fisheries bycatch and discards: a summary overview. *American Fisheries Society Symposium*. Global Trends: Fisheries Management 20, 115–125.
- Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Pope, J. G. und Murawski, S. A. (1994): *A Global Assessment of Fisheries Bycatch and Discards*. FAO Fisheries Technical Paper No. 339. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- AMAP – Arctic Monitoring and Assessment Programme (2010): *Radioactivity in the Arctic*. AMAP Assessment 2009. Oslo: AMAP Secretariat.
- AMAP – Arctic Monitoring and Assessment Programme (2011): *Snow, Water, Ice and Permafrost in the Arctic (SWIPA): Climate Change and the Cryosphere*. Oslo: SWIPA.
- AMAP – Arctic Monitoring and Assessment Programme (2012): *Arctic Climate Issues 2011: Changes in Arctic Snow, Water, Ice and Permafrost*. SWIPA 2011. Oslo: AMAP Secretariat.
- Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1596–1605.
- Andrew, N. L. und Evans, L. (2011): Approaches and frameworks for management and research in small-scale fisheries. In: Pomeroy, R. S. und Andrew, N. L. (Hrsg.): *Small-Scale Fisheries Management*. Wallingford: CAB International, 16–34.
- Anselmo, H. M. R., Koerting, L., Devito, S., van den Berg, J. H. J., Dubbeldam, M., Kwadijk, C. und Murk, A. J. (2011): Early life developmental effects of marine persistent organic pollutants on the sea urchin *Psammechinus miliaris*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 2182–2192.
- Anticamara, J. A., Watson, R., Gelchu, A. und Pauly, D. (2011): Global fishing effort (1950–2010): trends, gaps, and implications. *Fisheries Research* 107, 131–136.
- AOSIS – Alliance of Small Island States (2013): *Verschiedene Dokumente der AOSIS Webpage*. Internet: <http://aosis.org/> (gelesen am 24. Januar 2013). New York: AOSIS.
- Appiah, A. K. (2007): *Der Kosmopolit. Philosophie des Weltbürgertums*. Bonn: Bundeszentrale für politische Bildung.
- Archer, A. A. (1981): Mining seabed resources. *Marine Policy* 1, 89–90.
- Archer, D. (2005): Destabilization of Methane Hydrates: A Risk Analysis. Externe Expertise für das WBGU–Sondergutachten „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“. Internet: http://www.wbgu.de/wbgu_sn2006_ex01.pdf. Berlin: WBGU.
- Ardron, J., Gjerde, K., Pullen, S. und Tilot, V. (2008): Marine spatial planning in the high seas. *Marine Policy* 32, 832–839.

- Armitage, D. R., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R. I., Charles, A. T., Davidson-Hunt, I. J., Diduck, A. P., Doubleday, N. C., Johnson, D. S., Marschke, M., McConney, P., Pinkerton, E. W. und Wollenberg, E. K. (2009): Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 95–102.
- Armstrong, C. W., Foley, N. S., Tinch, R. und van den Hove, S. (2010): Services from the deep: steps towards valuation of deep sea goods and services. *Ecosystem Services* 2, 2–13.
- Arnold, A. (2004): A Review of Public Attitudes Towards Marine Issues Within and Beyond New Zealand. DoC Science Internal Series 170. Wellington: Department of Conservation.
- Arnold, G. P. und Metcalf, J. D. (1989): Fish migration: orientation and navigation or environmental transport? *Journal of Navigation* 42, 367–374.
- Arrieta, J., M., Arnaud-Haond, S. und Duarte, C. M. (2010): What lies underneath: conserving the oceans' genetic resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (34), 18318–18324.
- Arthus-Bertrand, Y. und Skerry, B. (2013): *Der Mensch und die Weltmeere*. München: Kneesebeck.
- Asche, F. (2008): Farming the sea. *Marine Resource Economics* 23, 527–547.
- Asche, F. und Smith, M. D. (2010): Trade and Fisheries: Key Issues for the World Trade Organization. Staff Working Paper ERS-2010-03. Genf: World Trade Organization (WTO), Economic Research and Statistics Division.
- Asche, F., Hansen, H. und Tveteras, R. (2010): The salmon disease crisis in Chile. *Marine Resource Economics* 24, 405–411.
- Aubin, J., Paptryphon, E., van der Werf, H. M. G. und Chatzifotis, S. (2009): Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 17, 354–361.
- Auld, G. und Gulbrandsen, L. H. (2010): Transparency in non-state certification: consequences for accountability and legitimacy. *Global Environmental Politics* 10 (3), 97–119.
- Aure, A. H. (2008): Der säkularisierte und subjektivierte Naturrechtsbegriff bei Hugo Grotius. Internet: <http://www.forhistiur.de/zitat/0802aure.htm> (gelesen am 24. Januar 2013). Köln, Zürich: Europäische Internetzeitschrift für Rechtsgeschichte. *Forum Historiae Iuris*.
- Aure, J., Strand, O., Rune Erga, S. und Strohmeier, T. (2007): Primary production enhancement by artificial upwelling in a western Norwegian fjord. *Marine Ecology Progress Series* 352, 39–52.
- Aydin, K. Y., McFarlane, G. A., King, J. R., Megrey, B. A. und Myers, K. W. (2005): Linking oceanic food webs to coastal production and growth rates of Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.), using models on three scales. *Deep-Sea Research II* (52), 757–780.
- Backer, H. (2011): Transboundary maritime spatial planning: a Baltic Sea perspective. *Journal of Coastal Conservation* 15 (2), 279–289.
- Backer, H., Leppänen, J.-M., Brusensorff, A. C., Forsius, K., Stankiewicz, M., Mehtonen, J., Pyhälä, M., Laamanen, M., Paulomäki, H., Vlasov, N. und Haaranen, T. (2010): HELCOM Baltic Sea Action Plan – A regional programme of measures for the marine environment based on the Ecosystem Approach. *Marine Pollution Bulletin* 60, 642–649.
- Baker, M. und German, C. (2008): Going for Gold – Who will win the race to exploit ores from the deep? *Ocean Challenge* 16 (1), 10–17.
- Balmford, A., Gravestock, P., Hockley, N., McClean, C. J. und Roberts, C. M. (2004): The worldwide costs of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101 (1073), 9694–9697.
- Balton, D. A. und Koehler, H. R. (2006): Reviewing the United Nations Fish Stocks Treaty. *Sustainable Development Law & Policy* 7 (1), 5–9.
- Barange, M. und Perry, R. I. (2009): Physical and ecological impacts of climate change relevant to marine and inland capture fisheries and aquaculture. In: Cochrane, K., de Young, C., Soto, D. und Bahri, T. (Hrsg.): *Climate Change Implications for Fisheries and Aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 530. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 7–107.
- Barber, R. (2001): Upwelling ecosystems. *Encyclopedia of Ocean Sciences*, 3128–3135.
- Barbier, E. B., Koch, E. W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J. H., Granek, E. F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L. A., Stoms, D. M., Kennedy, C. J., Bael, D., Kappel, C. V., Perillo, G. M. E. und Reed, D. J. (2008): Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science* 319, 321–324.
- Bard, J. (2013): Windenergie und Meeresenergie: Sensoren im FoE-Prozess, Herstellungsprozess und Einsatzmonitoring. Vortrag FVEE/AMA-Workshop „Sensorik für erneuerbare Energien und Energieeffizienz“ vom 12.3. bis 13.3.2013 in Berlin. Kassel: IWES.
- Barnes, D. K. A. (2002): Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416, 808–809.
- Barnes, D. K. A. (2005): Remote islands reveal rapid rise of Southern Hemisphere sea debris. *Directions in Science* 5, 915–921.
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C. und Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364, 1985–1998.
- Barnes, D. K. A., Walters, A. und Gonçalves, L. (2010): Macroplastics at sea around Antarctica. *Marine Environmental Research* 70 (2), 250–252.
- Barot, S., Heino, M., O'Brien, L. und Dieckmann, U. (2002): Reaction Norms for Age and Size at Maturation: Study of the Long-Term Trend (1970–1998) for Georges Bank and Gulf of Maine Cod Stocks. Kopenhagen: International Council for the Exploration of the Sea.
- Barrett, S. (2001): International cooperation for sale. *European Economic Review* 45, 1835–1850.
- Barrett, S. (2007): *Why Cooperate? The Incentive to Supply Global Public Goods*. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Barton, J. R. und Fløysand, A. (2010): The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982–2010: A trajectory from economic development to global sustainability. *Global Environmental Change* 20, 739–752.
- Barton, A., Hales, B., Waldbusser, G. G., Langdon, C. und Feely, R. A. (2012): The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: Implications for near-term ocean acidification effects. *Limnology and Oceanography* 57 (3), 698–710.
- Bascompte, J., Melian, C. J. und Sala, E. (2005): Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102 (15), 5443–5447.
- Baslar, K. (1998): *The Concept of the Common Heritage of Mankind in International Law*. Developments in International Law. Band 30. Leiden: Brill Academic Publisher.
- Bathnagar, I. und Kim, S.-K. (2010): Immense excellence of excellence: marine microbial bioactive compounds. *Marine Drugs* 8, 2673–2701.
- Baum, J. K. und Myers, R. A. (2004): Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters* 7, 135–145.

- Baumann, H., Talmage, S. C. und Gobler, C. J. (2012): Reduced early life growth and survival in a fish in direct response to increased carbon dioxide 2, 38–41.
- Bavinck, M. und Chuengpagdee, R. (2005): Current principles for fisheries governance. In: Koiman, J., Bavinck, M., Jentoft, S. und Pullin, R. (Hrsg.): *Fish for Life. Interactive Governance for Fisheries*. Amsterdam: Amsterdam University Press, 245–263.
- Beaudoin, Y. und Pendleton, L. (2012): *Why Value the Oceans? A Discussion Paper*. Arendal: UNEP-GRID.
- Beaufort, L., Probert, I., de Garidel-Thoron, T., Bendif, E. M., Ruiz-Pino, D., Metz, N., Goyet, C., Buchet, N., P., C., Grelaud, M., Rost, B., Rickaby, R. E. M. und de Vargas, C. (2011): Sensitivity of coccolithophores to carbonate chemistry and ocean acidification. *Nature* 476, 80–85.
- Beaugrand, G., Brander, K. M., Lindley, J. A., Souissi, S. und Reid, P. C. (2003): Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature* 426, 661–664.
- Beck, U. (2007): *Weltrisikogesellschaft*. Bonn: Bundeszentrale für politische Bildung.
- Bedard, R., Jacobson, P. T., Previsic, M., Musial, W. und Varley, R. (2010): An overview of ocean renewable energy technologies. *Oceanography* 23 (2), 22–31.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J. und Clark, C. W. (2007): Current problems in the management of marine fisheries. *Science* 316, 1713–1716.
- Behnam, A. (2003): Ending flag state control? In: Kirchner, A. (Hrsg.): *International Marine Environmental Law, Institutions, Implementation and Innovations*. London: Kluwer Law International, 123–135.
- Behrenfeld, M. J., O'Malley, R. T., Siegel, D. A., McClain, C. R., Sarmiento, J. L., Feldman, G. C., Milligan, A. J., Falkowski, P. G., Letelier, R. M. und Boss, E. S. (2006): Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* 444, 752–755.
- Bell, J. und Waagbø, R. (2008): Safe and nutritious aquaculture produce: benefits and risks of alternative sustainable aquafeeds. In: Holmer, M. (Hrsg.): *Aquaculture in the Ecosystem*. Berlin, Heidelberg: Springer, 185–224.
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., Folke, C. und Nyström, M. (2004): Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429, 827–833.
- Benetti, D., Brand, L., Collins, J., Orhun, R., Benetti, A., O'Hanlon, B., Danylchuk, A., Alston, D., Rivera, J. und Cabarcas, A. (2006): Can offshore aquaculture of carnivorous fish be sustainable? Case studies from the Caribbean. *World Aquaculture* 37 (1), 44–47.
- Benjamin, T. (2009): *The Atlantic World. Europeans, Africans, Indians and Their Shared History, 1400–1900*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Benson, S. M., Bennaceur, K., Cook, P., Davison, J., de Coninck, H., Farhat, K., Ramirez, A., Simbeck, D., Surles, T., Verma, P. und Wright, I. (2012): Chapter 13: Carbon capture and storage. In: GEA – Global Energy Assessment (Hrsg.): *Global Energy Assessment – Toward a Sustainable Future*. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 993–1068.
- Berg, P. E. und Davies, S. (2011): Fishery monitoring, control and surveillance. In: Cochrane, K. und Garcia, S. M. (Hrsg.): *A Fishery Manager's Guidebook*. New York, Chichester: Wiley-Blackwell, 373–403.
- Berkes, F. (2009): Evolution of co-management: role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of Environmental Management* 90, 1692–1702.
- Berkes, F., Hughes, T. P., Steneck, R. S., Wilson, J. A., Bellwood, D. R., Crona, B., Folke, C., Gunderson, L. H., Leslie, H. M., Norberg, J., Nyström, M., Olsson, P., Österblom, H., Scheffer, M. und Worm, B. (2006): Globalization, roving bandits, and marine resources. *Science* 311, 1557–1558.
- Bernstein, S. und Hannah, E. (2012): The WTO and institutional (in)coherence. In: Narlikar, A., Daunton, M. und Stern, R. M. (Hrsg.): *The Oxford Handbook on The World Trade Organization*. Oxford, New York: Oxford University Press, 719–742.
- Berry, K. L. E., Seemann, J., Dellwig, O., Struck, U., Wild, C. und Leinfelder, R. R. (2013): Sources and spatial distribution of heavy metals in scleractinian coral tissues and sediments from the Bocas del Toro Archipelago, Panama. *Environmental Monitoring and Assessment* doi: 10.1007/s10661-013-3238-8, 11.
- Bertzky, B., Corrigan, C., Kemsey, J., Kenney, S., Ravilious, C., Besancon, C. und Burgess, N. D. (2012): *Protected Planet Report 2012: Tracking Progress Towards Global Targets for Protected Areas*. Gland, Cambridge, UK: International Union for Conservation of Nature (IUCN), United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC).
- Betke, K. und Matuschek, R. (2011): Messungen von Unterwasserschall beim Betrieb der Windenergieanlagen im Offshore-Windpark alpha ventus. Oldenburg: Institut für technische und angewandte Physik GmbH (ITAP).
- Beveridge, M., Phillips, M., Dugan, P. und Brummet, R. (2010): Barriers to aquaculture development as a pathway to poverty alleviation and food security. In: OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.): *Advancing the Aquaculture Agenda. Workshop Proceedings*. Paris: OECD, 345–359.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2009): *Ökosystemgerechte, nachhaltige Fischerei. Empfehlungen des BfN*. Bonn: BfN.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2012): *Daten zur Natur 2012*. Bonn: BfN.
- BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2009): *Energierohstoffe 2009. Reserven, Ressourcen, Verfügbarkeit*. Hannover: BGR.
- Bijma, J., Spero, H. J. und Lea, D. W. (1999): Reassessing foraminiferal stable isotope geochemistry: impact of the oceanic carbonate system (experimental results). In: Fischer, G. und Wefer, G. (Hrsg.): *Use of Proxies in Paleoceanography. Examples from the South Atlantic*. Berlin, Heidelberg: Springer, 489–512.
- Bilgili, M., Yasar, A. und Simsek, E. (2011): Offshore wind power development in Europe and its comparison with onshore counterpart. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15, 905–915.
- Billé, R., Druel, E. und Rochette, J. (2011): Advancing the oceans agenda at Rio+20: where we must go. *IDDRI Policy Brief* 5, 8.
- Binger, A. (2004): *Potential and Future Prospects for Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC) in Small Islands Developing States (SIDS)*. New York: UNESCO.
- Birnie, P. und Boyle, A. (2002): *International Law and the Environment*. Second Edition. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Bischoff, A. A., Fink, P. und Waller, U. (2009): The fatty acid composition of *Nereis diversicolor* cultured in an integrated recirculated system: Possible implications for aquaculture. *Aquaculture* 296, 271–276.
- Björdal, Å. (2009): Regulation of fishing gears and methods. In: Cochrane, K. und Garcia, S. M. (Hrsg.): *A Fishery Manager's Guidebook*. New York, Chichester: Wiley, 176–195.
- Bjørndal, K. A. und Brasão, A. (2006): The East Atlantic bluefin tuna fisheries: stock collapse or recovery? *Marine Resource Economics* 21, 193–210.
- Blanco-Bazán, A. (2003): The environmental UNCLOS and the work of IMO in the field of prevention of pollution of vessels. In: Kirchner, A. (Hrsg.): *International Marine Environmental Law: Institutions, Implementation and Innovation*. Den Haag: Kluwer Law International, 31ff.

- Blesl, M. und Kober, T. (2010): Bedeutung von CO₂-Transport- und Speicheroptionen im europäischen Energiesystem. Zeitschrift für Energiewirtschaft 34 (4), 285–301.
- BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung (2008): Grundlagenforschung Energie 2020+. Die Förderung der Energieforschung durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung. Berlin: BMBF.
- BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung (2009): Forschung für nachhaltige Entwicklungen. Rahmenprogramm des BMBF. Berlin: BMBF.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006): Integriertes Küstenzonenmanagement in Deutschland. Nationale Strategie für ein integriertes Küstenzonenmanagement. Berlin: BMU.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2008): Nationale Strategie für die nachhaltige Nutzung und den Schutz der Meere. Berlin: BMU.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2012): Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau der erneuerbaren Energien in Deutschland bei Berücksichtigung der Entwicklung in Europa und global. Berlin: BMU.
- BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2011): Entwicklungsplan Meer – Strategie für eine integrierte deutsche Meerespolitik. Bonn, Berlin: BMVBS.
- BMWi – Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (2011a): Nationaler Masterplan Maritime Technologien (NMMT). Deutschland, Hochtechnologie-Standort für maritime Technologien zur nachhaltigen Nutzung der Meere. Berlin: BMWi.
- BMWi – Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (2011b): Maritime Technologien der nächsten Generation. Das Forschungsprogramm für Schiffbau, Schifffahrt und Meerestechnik 2011–2015. Berlin: BMWi.
- BMWi – Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie und BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010): Energiekonzept für eine umwelt-schonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung. Berlin: BMWi, BMU.
- Bodansky, D. (2009): The Art and Craft of International Environmental Law. Boston: Harvard University Press.
- Boehlert, G. W., McMurray, G. E. und Tortorici, C. E. (2008): Ecological Effects of Wave Energy Development in the Pacific Northwest. A Scientific Workshop. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-92. Seattle, WA: U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), National Marine Fisheries Service.
- Boehlert, G. W. und Gill, A. B. (2010): Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis. Oceanography 23 (2), 68–81.
- Boetius, A., Albrecht, S., Bakker, K., Bienhold, C., Felden, J., Fernández-Méndez, M., Hendricks, S., Katlein, C., Lalande, C., Krumpen, T., Nicolaus, M., Peeken, I., Rabe, B., Rogacheva, A., Rybakova, E., Somavilla, R., Wenzhöfer, F. und RV Polarstern ARK27-3-Shipboard Science Party (2013): Export of algal biomass from the melting Arctic sea ice. Science 339, 1430–1432.
- Bömer, J., Brodersen, N., Hunke, D., Schüler, V., Günther, H., Weisse, R., Fischer, J., Schäffer, M. und Gaßner, H. (2010): Nutzung der Meeresenergie in Deutschland. Endbericht. Berlin: Ecofys Germany.
- Bondad-Reantaso, M. G., Arthur, J. R. und Subasinghe, R. (2008): Understanding and Applying Risk Analysis in Aquaculture. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 519. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Borgerson, S. G. (2009): The National Interest and the Law of the Sea. Special Report No. 46. New York: Council on Foreign Relations Press.
- Borowitzka, M. (2008): Algae and biofuels: Quo Vadis? Presentation 11th International Conference on Applied Phycology. Galway: Conference Secretariat, National University of Ireland.
- Børresen, T., Boyen, C., Dobson, A., Höfle, M., Ianora, A., Jaspars, M., Kijjoo, A., Olafsen, J., Querellou, J., Rigos, G. und Wijffels, R. H. (2010): Marine Biotechnology: A New Vision and Strategy for Europe. Marine Board-ESF Position Paper 15. Ostend: ESF Marine Board.
- Bostock, J., McAndrew, B., Richards, R., K., J., Telfer, T., Lorenzen, K., Little, D., Ross, L., Handisyde, N., Gatward, I. und Corner, R. (2010): Aquaculture: global status and trends. Proceedings of the Royal Society B 365, 2897–2912.
- Boswell, R. (2009): Is gas hydrate energy within reach? Science 325, 957–958.
- Boswell, R. und Collett, S. (2006): The gas hydrates resource pyramid. U.S. DOE-NETL Fire in the Ice Newsletter 6 (3), 5–7.
- Boswell, R. und Collett, S. (2011): Current perspectives on gas hydrate resources. Energy & Environmental Science 4, 1206–1215.
- Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W. und Billen, G. (2009): Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050. Global Biogeochemical Cycles 23 (4), 1–16.
- Bowen, R. E. und Depledge, M. H. (2006): Rapid assessment of marine pollution (RAMP). Marine Pollution Bulletin 53 (10), 631–639.
- Boyce, D. G., Lewis, M. R. und Worm, B. (2010): Global phytoplankton decline over the past century. Nature 466, 591–596.
- Boyd, P. W. und Banzhaf, H. S. (2005): Ecosystem services and government accountability: the need for a new way of judging nature's value. Resources (Summer), 16–19.
- Boyd, C. E. und McNeven, A. A. (2011): An early assessment of the effectiveness of aquaculture certification and standards. Appendix D. In: Steering Committee of the State-of-Knowledge Assessment of Standards and Certification (Hrsg.): Toward Sustainability: The Roles and Limitations of Certification. Washington, DC: Resolve Inc., A-35–A-69.
- Boyd, P. W., Strzepek, R., Fu, F. und Hutchins, D. A. (2010): Environmental control of open-ocean phytoplankton groups: now and in the future. Limnology and Oceanography 55 (3), 1353–1376.
- BP Europe SE (2008): Erdöl bewegt die Welt. Von der Quelle bis zum Verbraucher. Bochum: Deutsche BP.
- Branch, T. A., Jensen, O. P., Ricard, D., Ye, Y. und Hilborn, R. (2011): Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. Conservation Biology 25 (4), 777–786.
- Brander, K. M. (2005): Assessment of Possible Impacts of Climate Change on Fisheries. Externe Expertise für das WBGU-Sondergutachten „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“. Internet: http://www.wbgu.de/wbgu_sn2006_ex02.pdf. Berlin: WBGU.
- Brander, K. M. (2007): Global fish production and climate change. Proceedings of the National Academy of Sciences 104 (50), 19709–19714.
- Brander, K. M. (2010): Impacts of climate change on fisheries. Journal of Marine Systems 79, 389–402.
- Brandt, E. und Gaßner, H. (2002): Seeanlagenverordnung. Kommentar. Berlin: Berliner Wissenschafts-Verlag.
- Brandt, M. J., Diederichs, A., Betke, K. und Nehls, G. (2012): Effects of offshore pile driving on harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). In: Popper, A. N. und Hawkins, A. (Hrsg.): The Effects of Noise on Aquatic Life. Berlin, Heidelberg: Springer, 281–285.

- Brashares, J. S., Arcese, P., Sam, M. K., Coppolillo, P. B., Sinclair, A. R. E. und Balmford, A. (2004): Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa. *Science* 306, 1180–1183.
- Breitbart, D. L., Hondorp, D. W., Davias, L. A. und Diaz, R. J. (2009): Hypoxia, nitrogen, and fisheries: integrating effects across local and global landscapes. *Annual Review of Marine Sciences* 1, 329–349.
- Breithaupt, J. L., Smoak, J. M., Smith III, T. J., Sanders, C. J. und Hoare, A. (2012): Organic carbon burial rates in mangrove sediments: strengthening the global budget. *Global Biogeochemical Cycles* 26, 11.
- Bromley, D. W. (2009): Abdicating responsibility: the deceits of fisheries policy. *Fisheries* 34 (6), 280–302.
- Brooke, S., Yang Lim, T. und Ardron, J. (2010): Surveillance and Enforcement of Remote Maritime Areas (SERMA). Surveillance Technical Options. Seattle, WA: Marine Conservation Biology Institute.
- Brown, C. J., Fulton, E. A., Hobday, A. J., Matear, R. J., Possingham, H. P., Bulman, C., Christensen, V., Forrest, R. E., Gehrke, P. C., Gribble, N. A., Griffiths, S. P., Lozano-Montes, H., Martin, J. M., Metcalf, S., Okey, T. A., Watson, R. und Richardson, A. J. (2010): Effects of climate-driven primary production change on marine food webs: implications for fisheries and conservation. *Global Change Biology* 16, 1194–1212.
- Brown, J. (2007): Fisheries. In: OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.): Subsidy Reform and Sustainable Development: Political Economy Aspects. Paris: OECD Publishing, 111–126.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. und Thompson, R. (2011): Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science and Technology* 45, 9175–9179.
- Bruckner, A. (2002): Life-Saving Products from Coral Reefs. Internet: http://www.issues.org/18.3/p_bruckner.html (gelesen am 24. Januar 2013). Richardson, TX: Issues in Science and Technology.
- Bruton, T., Lyons, Y. L., Stanley, M. und Rasmussen, M. B. (2009): A Review of the Potential of Marine Algae as a Source of Biofuel in Ireland. Dublin: Sustainable Energy Ireland (SEI).
- BSH – Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (2011): MARPOL Umweltübereinkommen. Internet: http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Umweltschutz/MARPOL_Umweltuebereinkommen/index.jsp (gelesen am 9. Mai 2011). Hamburg: BSH.
- Buck, B. H. und Buchholz, C. M. (2005): Response of offshore cultivated *Laminaria saccharina* to hydrodynamic forcing in the North Sea. *Aquaculture International* 250 (3–4), 674–691.
- Buck, B. H. und Krause, G. (2012): Short Expertise on the Potential Combination of Aquaculture with Marine-Based Renewable Energy Systems. SeaKult-Sustainable Futures in the Marine Realm. Expertise für das WBGU-Hauptgutachten „Welt im Wandel: Menschheitserbe Meer“. Internet: http://www.wbgu.de/wbgu_jg2012_Expertise_Buck.pdf. Berlin: WBGU.
- Buck, B. H., Krause, G. und Rosenthal, H. (2004): Extensive open ocean aquaculture development within wind farms in Germany: the prospect of offshore co-management and legal constraints. *Ocean & Coastal Management* 47 (3–4), 95–122.
- Buck, B. H., Krause, G., Michler-Cieluch, T., Brenner, M., Buchholz, C. M., Busch, J. A., Fisch, R., Geisen, M. und Zielinski, O. (2008): Meeting the quest for spatial efficiency: progress and prospects of extensive aquaculture within offshore wind farms. *Helgoland Marine Research* 62 (3), 269–281.
- Buesseler, K., Aoyama, M. und Fukasawa, M. (2011): Impacts of the Fukushima nuclear power plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology* 45, 9931–9935.
- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M. und Perry, A. (2011): Reefs at Risk. Revisited. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).
- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M. und Perry, A. (2012): Reefs at Risk Revisited in the Coral Triangle. Washington, DC: World Resources Institute (WRI).
- Burrows, M. T., Schoeman, D. S., Buckley, L. B., Moore, P., Poloczanska, E. S., Brander, K. M., Brown, C. J., Bruno, J. F., Duarte, C. M., Halpern, B. S., Holding, J., Kappel, C. V., Kiessling, W., O'Connor, M. I., Pandolfi, J. M., Parmesan, C., Schwing, F. B., Sydeman, W. J. und Richardson, A. J. (2011): The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science* 334, 652–657.
- Burton, J. (1972): World Society. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Buschmann, A. H., Cabello, F., Young, K., Carvajal, J., Varela, D. A. und Henríquez, L. (2009): Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean and Coastal Management* 52, 243–249.
- Buschmann, A. H., Riquelme, V. A., Hernández-González, M. C., Varela, D. A., Jiménez, J. E., Henríquez, L., Vergara, P. A., Guíñez, R. und Filún, L. (2006): A review of the impacts of salmonid farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES Journal of Marine Science* (63), 1338–1345.
- Bush, S. R., van Zwieten, P. A. M., Visser, L., van Dijk, H., Bosma, R., de Boer, W. F. und Verdegem, M. (2010): Scenarios for resilient shrimp aquaculture in tropical coastal areas. Synthesis. *Ecology and Society* 15 (2), 17.
- Bustnes, J. O., Gabrielsen, G. W. und Verreault, J. (2010): Climate variability and temporal trends of persistent organic pollutants in the Arctic: a study of Glaucous Gulls. *Environmental Science and Technology* 44, 3155–3161.
- Byron, C. J. und Costa-Pierce, B. A. (2012): Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystem approach to aquaculture. In: Ross, L. G., Telfer, T. C., Soto, D., Aguilar-Manjarrez und Falconer, L. (Hrsg.): Site Selection and Carrying Capacity for Inland and Coastal Aquaculture. FAO Institute of Aquaculture, University of Stirling Expert Workshop, 6–8 December 2010, Stirling, UK. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 101–115.
- Cabello, F. C. (2006): Heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. *Environmental Microbiology* 8 (7), 1137–1144.
- Cada, G., Ahlgrimm, J., Bahleda, M., Bigford, T., Damiani-Stavrakas, S., Hall, D., Moursund, R. und Sale, M. (2007): Potential impacts of hydrokinetic and wave energy conversion technologies on aquatic environments. *Fisheries* 32 (4), 174–181.
- Cada, G. F., Coutant, C. C. und Whitney, R. R. (1997): Development of Biological Criteria for the Design of Advanced Hydro-power Turbines. DOE/ID-10578. Prepared for the U.S. Department of Energy. Idaho: Idaho Operations Office.
- CAFF – Conservation of Arctic Flora and Fauna (2013): Arctic Biodiversity Assessment. Status and Trends in Arctic Biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna. Akureyri: Aarhus University.
- Caldeira, K. und Wickett, M. E. (2003): Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425, 365.
- Cancino, J. P., Uchida, H. und Wilen, J. E. (2007): TURFs and ITQs: collective vs. individual decision making. *Marine Resource Economics* 22, 391–406.
- Capps, S. B. und Zender, C. S. (2010): Estimated global ocean wind power potential from QuikSCAT observations, accounting for turbine characteristics and siting. *Journal of Geophysical Research* 115, 32.

- Cao, L. und Caldeira, K. (2008): Atmospheric CO₂ stabilization and ocean acidification. *Geophysical Research Letters* 35, 5.
- Caras, T. und Pasternak, Z. (2009): Long-term environmental impact of coral mining at the Wakatobi marine park, Indonesia. *Ocean and Coastal Management* 52, 539–544.
- Carbone, M. (2008): Mission impossible: the European Union and policy coherence for development. *Journal of European Integration* 30 (3), 323–342.
- Carnegie (2013): Renewable Power from the Ocean's Waves. Internet: <http://www.carnegiwave.com/> (gelesen am 24. Januar 2013). North Fremantle: Carnegie.
- CBD – Convention on Biological Diversity (1995): Jakarta Mandate on Marine and Coastal Biological Diversity. The Jakarta Ministerial Statement on Implementation of the CBD. Montreal: CBD Secretariat.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2000): Ecosystem Approach. Decision V/6. Montreal: CBD Secretariat.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2004a): Marine and Coastal Biological Diversity. Decision VII/5. Montreal: CBD Secretariat.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2004b): Solutions for Sustainable Mariculture – Avoiding the Adverse Effects of Mariculture on Biological Diversity. CBD Technical Series No. 12. Montreal: CBD Secretariat.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2004c): Ecosystem approach. Decision VII/11. Montreal: CBD Secretariat.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2010a): The Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets. Decision X/2. Montreal: CBD Secretariat.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2010b): Marine and Coastal Biodiversity. Decision X/29. Montreal: CBD Secretariat.
- CBD – Convention on Biological Diversity (2012): Marine and Coastal Biodiversity: Ecologically or Biologically Significant Marine Areas. Decision XI/17. Montreal: CBD Secretariat.
- CEA – California Environmental Associates (2012): Charting a Course to Sustainable Fisheries. San Francisco, CA: CEA.
- Ceo, M., Fagani, S., Swan, J., Tamada, K. und Watanabe, H. (2012): Performance Reviews by Regional Fishery Bodies: Introduction, Summaries, Synthesis and Best Practices. Volume I: CCAMLR, CCSBT, ICCAT, IOTC, NAFO, NASCO, NEAFC. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1072. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Cesar, H. J. S., Burke, L. und Pet-Soede, L. (2003): The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation. Internet: <http://assets.panda.org/downloads/cesardegradationreport100203.pdf> (gelesen am 24. Januar 2013). Arnheim, Zeist: Cesar Environmental Economics Consulting, WWF Niederlande.
- Charles, A. (2009): Rights-based fisheries management: the role of use rights in managing access and harvesting. In: Cochrane, K. L. und Garcia, S. M. (Hrsg.): *A Fishery Manager's Guidebook*. Chichester: Wiley-Blackwell, 253–282.
- Charles, M. (2005): Functions and Socio-Economic Importance of Coral Reefs and Lagoons and Implications for Sustainable Management. Case Study of Moorea, French Polynesia. MSc Thesis Environmental Science – Environmental Systems Analysis. Wageningen: Wageningen University.
- Chassot, E., Bonhommeau, S., Dulvy, N. K., Mélin, F., Watson, R., Gascuel, D. und Le Pape, O. (2010): Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters* 13, 495–505.
- Chavez, F. P., Ryan, J., Lluch-Cota, S. E. und Niquen, M. C. (2003): From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science* 299, 217–221.
- Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, K. und Pauly, D. (2009): Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries* 10 (3), 235–251.
- Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., Zeller, D. und Pauly, D. (2010): Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change. *Global Change Biology* 16 (1), 1365–2486.
- Chivian, E. und Bernstein, A. (Hrsg.) (2008): *Sustaining Life. How Human Health Depends on Biodiversity*. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Chivian, E., Bernstein, A. und Rosenthal, J. P. (2008): Biodiversity and biomedical research. In: Chivian, E. und Bernstein, A. (Hrsg.): *Sustaining Life. How Human Health Depends on Biodiversity*. Oxford, New York: Oxford University Press, 163–201.
- Chopin, T. (2008): Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) will also have its place when aquaculture moves to the open ocean. *Fish Farmer*, 40, 41.
- Chopin, T., Troell, M., Reid, G. K., Knowler, D., Robinson, S. M. C., Neori, A., Buschmann, A. H. und Pang, S. (2010a): Integrated multi-trophic aquaculture. Part I. Responsible practice provides diversified products, biomitigation. *Global Aquaculture Advocate* 9/10, 38–39.
- Chopin, T., Troell, M., Reid, G. K., Knowler, D., Robinson, S. M. C., Neori, A., Buschmann, A. H. und Pang, S. (2010b): Integrated multi-trophic aquaculture. Part II. Increasing IMTA adoption. *Global Aquaculture Advocate* 11/12, 17–20.
- Christian, C., Ainley, D., Bailed, M., Dayton, P., Hocevar, J., LeVine, M., Nikoloyuk, J., Nouvianh, C., Velardei, E., Wernera, R. und Jacquet, J. (2013): A review of formal objections to Marine Stewardship Council fisheries certifications. *Biological Conservation* 161, 10–17.
- Chynoweth, D. P., Owens, J. M. und Legrand, R. (2001): Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. *Renewable Energy* 22 (1–3), 1–8.
- Cicin-Sain, B. und Knecht, R. (1998): *Integrated Coastal and Ocean Management: Concepts and Practices*. Washington, DC: Island Press.
- Cinner, J. E., McClanahan, T. R., MacNeil, M. A., Graham, N. A. J., Daw, T. M., Mukminin, A., Feary, D. A., Rabearisoa, A. L., Warmukota, A., Jiddawi, N., Campbell, S. J., Baird, A. H., Januchowski-Hartley, F. A., Hamed, S., Lahari, R., Morove, T. und Kuange, J. (2012): Comanagement of coral reef social-ecological systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (14), 5219–5222.
- Clark, C. W. (1996): Marine reserves and the precautionary management of fisheries. *Ecological Applications* 6, 369–370.
- Clark, S. und Edwards, A. J. (1994): Use of artificial reef structures to rehabilitate reef flats degraded by coral mining in the Maldives. *Bulletin of Marine Science* 55, 724–744.
- Claude, G. (1930): Power from the tropical seas. *Mechanical Engineering* 52 (12), 1039–1044.
- Clément, A., McCullen, P., Falcão, A., Fiorentino, A., Gardner, F. und Hammarlund, K. (2002): Wave energy in Europe: current status and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 6 (5), 405–431.
- Clifton, J., Cullen, L. C., Haapkylä, J. und Unsworth, R. K. F. (2010): Ensuring appropriate and proportionate responses to environmental threats: a response to Caras and Pasternak. *Ocean & Coastal Management* 53, 700–702.
- CMS – Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (2010): Memorandum of Understanding on the Conservation of Migratory Sharks. Bonn: CMS.
- Cochrane, K. L., De Young, C., Soto, D. und Bahri, T. (2009): *Climate Change Implications for Fisheries and Aquaculture. Overview of Current Scientific Knowledge*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 530. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).

- Cochrane, K. L. und Garcia, S. M. (2009): A Fishery Manager's Guidebook. Chichester: Wiley-Blackwell.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. und Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2588–2597.
- Cole, S., José Ortiz, M. und Schwarte, C. (2012): Protecting the Marine Environment in Areas Beyond National Jurisdiction. A Guide to the Legal Framework for Conservation and Management of Biodiversity in Marine Areas Beyond National Jurisdiction. London: Foundation for International Environmental Law and Development (FIELD).
- Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T. J., Solidoro, C. und Tudela, S. (2013): Sustainability implications of honouring the Code of Conduct for Responsible Fisheries. *Global Environmental Change* 23, 157–166.
- Collette, B. B., Carpenter, K. E., Polidoro, B. A., Juan-Jordá, M. J., Boustany, A., Die, D. J., Elfes, C., Fox, W., Graves, J., Harrison, L. R., McManus, R., Minte-Vera, C. V., Nelson, R., Restrepo, V., Schratwieser, J., Sun, C.-L., Amorim, A., Peres, M. B., Canales, C., Cardenas, G., Chang, S.-K., Chiang, W.-C., de Oliveira Leite, N., Harwell, H., Lessa, R., Fredou, F. L., Oxenford, H. A., Serra, R., Shao, K.-T., Sumaila, R., Wang, S.-P., Watson, R. und Yáñez, E. (2011): High value and long life – double jeopardy for tunas and billfishes. *Science* 333, 291–292.
- Colombo, D., de Gerloni, M. und Reali, M. (1999): An energy-efficient submarine desalination plant. *Desalination* 122, 171–176.
- Comeau, S., Gorsky, G., Jeffree, R., Teyssie, J.-L. und Gattuso, J.-P. (2009): Key Arctic pelagic mollusc (*Limacina helicina*) threatened by ocean acidification. *Biogeosciences* 6, 2523–2537.
- COML – Census of Marine Life International (2011): Scientific Results to Support the Sustainable Use and Conservation of Marine Life. A Summary for Decision Makers. Washington, DC: COML International Secretariat.
- Committee on Oil in the Sea (2003): Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects. Washington, DC: National Research Council.
- Community Sciences (2013): The Community Sciences Program Internet: <http://www.communitysciences.org/> (gelesen am 24. Januar 2013). Edinburgh: Community Sciences.
- Constable, A. J., de la Mare, W. K., Agnew, D., Eversion, I. und Miller, D. (2000): Managing fisheries to conserve the Antarctic marine ecosystem: practical implementation of the Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR). *ICES Journal of Marine Science* 57, 778–791.
- Cooley, S. R. und Doney, S. C. (2011): Anticipating ocean acidification's economic consequences for commercial fisheries. *Environmental Research Letter* 4, 4.
- Corbin, A. (1994): Meereslust. Das Abendland und die Entdeckung der Küste. Frankfurt/M.: Fischer.
- Cornett, A. M. (2008): A global wave energy resource assessment. In: ISOPE – The International Society of Offshore and Polar Engineers (Hrsg.): Proceedings of the Eighteenth (2008) International Offshore and Polar Engineering Conference. Cupertino, CA: ISOPE, 318–327.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M. und Hannon, B. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Costanza, R., Andrade, F., Antunes, P., den Belt, M., Boersma, D., Boesch, D. F., Catarino, F., Hanna, S., Limburg, K. und Low, B. (1998): Principles for sustainable governance of the oceans. *Science* 281, 198.
- Costanza, R., Andrade, F., Antunes, P., van den Belt, M., Boesch, D., Boersma, D., Catarino, F., Hanna, S., Limburg, K., Low, B., Molitor, M., Pereira, J. G., Rayner, S., Santos, R., Wilson, J. und Young, M. (1999): Ecological economics and sustainable governance of the oceans. *Ecological Economics* 31, 171–187.
- Costello, C., Gaines, S. D. und Lynham, J. (2008): Can catch shares prevent fisheries collapse? *Science* 321, 1678–1681.
- Costello, C., Kinlan, B. P., Lester, S. E. und Gaines, S. D. (2012a): The Economic Value of Rebuilding Fisheries. OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers No. 55. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD).
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S. D., Deschenes, O. und Lester, S. E. (2012b): Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science* 338, 517–522.
- Costello, C. J. und Kaffine, D. (2008): Natural resource use with limited-tenure property rights. *Journal of Environmental Economics and Management* 55, 20–36.
- Council of Canadian Academies (2008): Energy from Gas Hydrates: Assessing the Opportunities & Challenges for Canada.
- Cox, M., Arnold, G. und Villamayor Tomás, S. (2010): A review of design principles for community-based natural resource management. *Ecology and Society* 15 (4), 38.
- Craig, R. K. (2012): Place based marine governance: an overview. In: Craig, R. K. (Hrsg.): Comparative Ocean Governance. Place-Based Protections in an Era of Climate Change. Cheltenham: Edward Elgar, 91–119.
- Crone, T. J. und Tolstoy, M. (2010): Magnitude of the 2010 Gulf of Mexico oil leak. *Science* 330, 634.
- Cruisemarketwatch (2010): Cruise Market Watch Announces 2011 Cruise Line Market Share and Revenue Projections. Internet: <http://www.cruisemarketwatch.com/blog1/articles/cruise-market-watch-announces-2011-cruise-line-market-share-and-revenue-projections/> (gelesen am 10. Februar 2012). Bonn, Berlin: Germanwatch.
- Crutzen, P. J. und Stoermer, E. F. (2000): The „Anthropocene“. *Global Change Newsletter* 41, 17–18.
- Cullis-Suzuki, S. und Pauly, D. (2010): Failing the high seas: A global evaluation of regional fisheries management organizations. *Marine Policy* 34, 1036–1042.
- Cury, P. M., Boyd, I. L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, J. M., Furness, R. W., Mills, J. A., Murphy, E. J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J. F., Roux, J.-P., Shannon, L. J. und Sydeman, W. J. (2011): Global seabird response to forage fish depletion – one-third for the birds. *Science* 334, 1703–1706.
- Cury, P. M. und Christensen, V. (2005): Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 62, 307–310.
- Cutler, A., Virginia Haufler, C. und Porter, T. (1999): Private authority and international affairs. In: Cutler, A., Virginia Haufler, C. und Porter, T. (Hrsg.): Private Authority and International Affairs. Albany, NY: State University of New York Press, 3–28.
- Czybulka, D. und Kersandt, P. (2000): Rechtsvorschriften, rechtliche Instrumentarien und zuständige Körperschaften mit Relevanz für marine Schutzgebiete („Marine Protected Areas“/MPAs) in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) und auf Hoher See des OSPAR-Konventionsgebiets, 3. BfN-Skripten 27. Bonn, Bad-Godesberg: Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- da Silva, P. und Kitts, A. (2006): Collaborative fisheries management in the Northeast US: Emerging initiatives and future directions. *Marine Policy* 30 (6), 832–841.
- DAFF – Australian Government Department of Agriculture Fisheries and Forestry (2005): Australian National Plan of Action To Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. Canberra: DAFF.

- Damanaki, M. (2011): Save the Fish to Save the Fishermen. Internet: <http://www.cfp-reformwatch.eu/2011/07/save-the-fish-to-save-the-fishermen/>. Brüssel: CFP Reform Watch.
- Damanaki, M. (2013): Speech at the 8th International Forum on Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. Transcript. London: Chatham House.
- Daniel, T. (2000): Ocean thermal energy conversion: an extensive, environmentally benign source of energy for the future. *Sustainable Development International* 3, 121–125.
- Davies, A. J., Roberts, J. M. und Hall-Spencer, J. (2007): Preserving deep-sea natural heritage: Emerging issues in offshore conservation and management. *Biological Conservation* 138, 299–312.
- Davies, R., Cripps, S. J. und Nickson, A. (2009): Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy* 33 (4), 661–672.
- Daw, T., Adger, W. N., Brown, K. und Badjeck, M.-C. (2009): Climate change and capture fisheries: potential impacts, adaptation and mitigation. In: Cochrane, K., De Young, C., Soto, D. und Bahri, T. (Hrsg.): *Climate Change Implications for Fisheries and Aquaculture: Overview of Current Scientific Knowledge*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 530. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 107–150.
- Daw, T. und Gray, T. (2005): Fisheries science and sustainability in international policy: a study of failure in the European Union's Common Fisheries Policy. *Marine Policy* 29, 189–197.
- de Brabandere, E. (2011): NGOs and the 'Public Interest': the legality and rationale of amicus curiae interventions in international economic and investment disputes. *Chicago Journal of International Law* 12 (1), 85.
- de Falcão, A. F. O. (2010): Wave energy utilization: a review of the technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14, 899–918.
- de Schutter, O. (2012a): Fisheries and the Right to Food. UN-Dokument A/67/268. New York: United Nations (UN).
- de Schutter, O. (2012b): 'Ocean-grabbing' as serious a threat as 'land-grabbing'. Internet: <http://www.srfood.org/index.php/en/component/content/article/2543-ocean-grabbing-as-serious-a-threat-as-land-grabbing-un-food-expert> (gelesen am 17. Dezember 2012). New York: United Nations (UN).
- de Silva, S. und Davy, F. B. (Hrsg.) (2010): *Success Stories in Asian Aquaculture*. Dordrecht: Springer.
- de Silva, S. und Soto, D. (2009): Climate change and aquaculture: potential impacts, adaptation and mitigation. FAO Fisheries Technical Paper No. 530, 137–215.
- de Silva, S. S. und Turchini, G. M. (2009): Use of wild fish and other aquatic organisms as feed in aquaculture – a review of practices and implications in the Asia-Pacific. In: Hasan, M. R. und Halwart, M. (Hrsg.): *Fish as Feed Inputs for Aquaculture: Practices, Sustainability and Implications*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 518. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 63–127.
- Demirbas, A. (2010): *Methane Gas Hydrate*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Dempster, T. und Sanchez-Jerez, P. (2008): Aquaculture and coastal space management in Europe: an ecological perspective. Chapter 3. In: Holmer, M., Black, K., Duarte, C. M., Marbà, N. und Karakassis, I. (Hrsg.): *Aquaculture in the Ecosystem*. Berlin, Heidelberg: Springer, 87–111.
- Denier van der Gon, H. A. C., van het Bolscher, M., Visschedijk, A. J. H. und Zandveld, P. Y. J. (2005): Study to the Effectiveness of the UNECE Persistent Organic Pollutants Protocol and Cost of Possible Additional Measures. Phase I. Estimation of Emission Reduction Results from the Implementation of the POP Protocol. TNO-Report B&O-A R 2005/194. Apeldoorn: TNO.
- Desholm, M. und Kahlert, J. (2005): Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters* 1, 296–298.
- Deutsch, C., Brix, H., Ito, T., Frenzel, H. und Thompson, L. (2011): Climate-forced variability of ocean hypoxia. *Science* 333, 336–340.
- Deutscher Bundestag (2012): Auswirkungen des Tiefseebergbaus auf die maritime Umwelt und Biodiversität. Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Oliver Krischer, Dr. Valerie Wilms, Krista Sager, weiterer Abgeordneter und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen – Drucksache 17/8753. Berlin: Deutscher Bundestag.
- Dewailly, E., Pereg, D., Knap, A., Rouja, P., Galvin, J. und Owen, R. (2008): Exposure and effects of seafood-borne contaminants in maritime populations. In: Walsh, P. J., Smith, S. L., Fleming, L. E., Solo-Gabriele, H. M. und Gerwick, W. H. (Hrsg.): *Oceans and Human Health. Risks and Remedies From the Seas*. Burlington, MA: Elsevier Academic Press, 181–199.
- Dey, M. M., Bimbao, G. B., Yong, L., Regaspi, P., Kohinoor, A. H. M., Pongthana, N. und Paraguas, F. J. (2000): Current status of production and consumption of tilapia in selected Asian countries. *Aquaculture Economics & Management* 4 (1–2), 13–31.
- Dey, M. M., Kambewa, P., Prein, M., Jamu, D., Paraguas, F. J., Pemsil, D. E., Briones, R. M. (2006): Impact of development and dissemination of integrated aquaculture-agriculture (IAA) technologies in Malawi. *NAGA, WorldFish Center Quarterly* 29 (1&2), 28–35.
- DG – Directorate-General for External Policies of the European Union (2010): *The Geopolitics of Arctic Natural Resources*, AFET, EXPO/B/AFET/FWC/2009-01/Lot 2/02. Brüssel: Europäische Kommission.
- Diaz, R. J. und Rosenberg, R. (2008): Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321, 926–929.
- Diekert, F. K., Eikeset, A. M. und Stenseth, N. C. (2010): Where could catch shares prevent stock collapse? *Marine Policy* 34, 710–712.
- Domingo, J. L., Bocio, A. und Falco, L. J. (2007): Benefits and risks of fish consumption. Part I. A quantitative analysis of the intake of omega-3 fatty acids and chemical contaminants. *Toxicology and Chemistry* 230, 219–226.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M. und Kanninen, M. (2011): Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4, 293–297.
- Doney, S. C. (2010): The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. *Science* 328, 1512–1516.
- Doney, S. C., Fabry, V. J., Feely, R. A. und Kleypas, J. A. (2009): Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual Reviews of Marine Science* 1, 169–192.
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Duffy, J. E., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J. und Talley, L. D. (2012): Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Reviews of Marine Science* 4, 11–37.
- Doulman, D. J. (2007): Coping with the extended vulnerability of marine ecosystems: implementing the 1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries. *Social Science Information* 46 (1), 189–237.
- Douvere, F. und Ehler, C. N. (2009): New perspectives on sea use management: initial findings from European experience with marine spatial planning. *Journal of Environmental Management* 90, 77–88.
- Drew, B., Plummer, A. R. und N., S. M. (2009): A review of wave energy converter technology. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers* 223, 887–902.

- Driscoll, J. und Tyedmers, P. (2010): Fuel use and greenhouse gas emission implications of fisheries management: the case of the New England atlantic herring fishery. *Marine Policy* 34, 353–359.
- Druel, E., Billé, R. und Treyer, S. (2011): A Legal Scenario Analysis for Marine Protected Areas in Areas Beyond National Jurisdiction. Report from the Boulogne-sur-Mer Seminar, 19–21 September 2011. *Studies No. 06/11*. Paris: Institut du Développement Durable et des Relations Internationales (IDDRI), International Union for Conservation of Nature (IUCN), Agence des Aires Marines Protégées.
- Druel, E., Ricard, P., Rochette, J. und Martinez, C. (2013): Governance of Marine Biodiversity in Areas Beyond National Jurisdiction at the Regional Level: Filling the Gaps and Strengthening the Framework for Action. Paris: Institute for Sustainable Development and International Relations (IDDRI).
- du Jourdin, M. M. (1993): Europa und das Meer. München: Beck.
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J. und Caraco, N. (2005): Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2, 1–8.
- Duarte, C. M., Holmer, M., Olsen, Y., Soto, D., Marba, N., Guiu, J., Black, K. und Krakassis, I. (2009): Will the oceans help feed humanity? *BioScience* 59 (11), 967–976.
- Dubash, N. K. und Florini, A. (2011): Mapping global energy governance. *Global Policy* 2 (Supplement s1), 1–5.
- Easterling, W., Batima, P., Brander, K., Erda, L., Howden, M., Kirilenko, A., Morton, J., Soussana, J.-F., Schmidhuber, J. und Tubiello, F. (2007): Food, fibre and forest products. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Genf: IPCC, 275–303.
- ECASA – Ecosystem Approach for Sustainable Aquaculture (2013): The ECASA Toolbox. Internet: <http://www.ecasa.org.uk> (gelesen am 29. Januar 2013). London: ECASA.
- Economist (2012): Hidden treasure. The melting north. *Economist Special Report: The Arctic*, 12–14.
- Ecotrust Canada (2008): Fisheries Licence Banks: A Start-Up Guide to Planning, Governance, Finance & Operations. Vancouver, BC: Ecotrust Canada.
- Edeson, W. R. (1996): The Code of Conduct for Responsible Fisheries: An Introduction. Current Level Developments. Food and Agriculture Organization of the UN. *The International Journal of Marine and Coastal Law* 11 (2), 233–238.
- Edeson, W. R. (2003): Sustainable use of marine living resources. *Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht* 63, 355–376.
- Edquist, C. (2000): Systems of innovations – their emergence and characteristics. In: Edquist, C. und McKelvey, M. (Hrsg.): *Systems of Innovations: Growth, Competitiveness and Employment*. Band 1. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 3–37.
- Edquist, C. (2005): Systems of innovation: perspectives and challenges. In: Fagerberg, J., Mowery, D. C. und Nelson, R. R. (Hrsg.): *The Oxford Handbook of Innovation*. Oxford, New York: Oxford University Press, 181–209.
- Edwards, P. und Demaine, H. (1998): Rural Aquaculture: Overview and Framework for Country Reviews. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Egbert, G. D. und Ray, R. D. (2003): Semi-diurnal and diurnal tidal dissipation from TOPEX/Poseidon altimetry. *Geophysical Research Letters* 30 (17), 4.
- Ehlers, P. (2006): Sanierung von Meeresverschmutzungen – Verantwortlichkeit und Haftung. *Natur und Recht* 28 (2), 86–92.
- EIA – Energy Information Administration (2008): Performance Profiles of Major Energy Producers 2007. Washington, DC: EIA.
- EIA – Energy Information Administration (2013): South China Sea. Internet: <http://www.eia.gov/countries/regions-topics.cfm?fips=SCS> (gelesen am 7. Februar 2013). Washington, DC: EIA.
- Eiden, G. und Goldsmith, R. (2010): PASTA-MARE Project: Preparatory Action for Assessment of the Capacity of Spaceborne Automatic Identification System Receivers to Support EU Maritime Policy. Study Contract Issued by the European Commission and Awarded to a Consortium led by LuxSpace Sarl and ComDev Europe. Executive Summary. Brüssel: European Commission Maritime Forum.
- Eikeset, A. M., Richter, A. P., Diekert, F. K., Dankel, D. J. und Stenseth, N. C. (2011): Unintended consequences sneak in the back door: making wise use of regulations in fisheries management. In: Belgrano, A. und Fowler, C. W. (Hrsg.): *Ecosystem-Based Management for Fisheries – An Evolving Perspective*. Cambridge, NY: Cambridge University Press, 183–217.
- Elias, N. (1987): Die Gesellschaft der Individuen. Frankfurt/M.: Suhrkamp.
- ENB – Earth Negotiations Bulletin (2006): Summary of the UN Fish Stocks Agreements Review Conference: 22–26 May 2006. ENB Vol. 7 No. 61. New York: International Institute for Sustainable Development (IISD).
- ENB – Earth Negotiations Bulletin (2010): Summary of the Resumed Review Conference of the UN Fish Stocks Agreement: 24–28 May 2010. ENB Vol. 7 No. 65. New York: International Institute for Sustainable Development (IISD).
- EPA – U.S. Environmental Protection Agency (2012): Mercury. Fish Consumption Advisories. Internet: <http://www.epa.gov/hg/advisories.htm> (gelesen am 17. Mai 2013). Washington, DC: EPA.
- Erbguth, W. und Schlacke, S. (2012): Umweltrecht. 4. Auflage. Baden-Baden: Nomos.
- Erwin, P. M., López-Legentil, S. und Schuhmann, P. W. (2010): The pharmaceutical value of marine biodiversity for anticancer drug discovery. *Ecological Economics* 70, 445–451.
- Essington, T. E. (2010): Ecological indicators display reduced variation in North American catch share fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (2), 754–759.
- Essington, T. E., Beaudreau, A. H. und Wiedenmann, J. (2006): Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (9), 3171–3175.
- Essington, T. E., Melnychuk, M. C., Branch, T. A., Heppell, S. S., Jensen, O. P., Link, J. S., Martell, S., Parma, A. M., Pope, J. G. und Smith, A. D. M. (2012): Catch shares, fisheries, and ecological stewardship: a comparative analysis of resource responses to a rights-based policy instrument. *Conservation Letters* 5, 186–195.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J., B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Rpple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soulé, M. E., Virtanen, R. und Wardle, D. A. (2011): Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333, 301–306.
- EU – Europäische Union (2000): Partnership Agreement Between the Members of the African, Caribbean and Pacific Group of States of the one Part, and the European Community and its Member States, of the other Part, Signed in Cotonou on 23 June 2000. Brüssel: EU.
- EU – Europäische Union (2003): Richtlinie 2003/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 26. Mai 2003 über die Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Ausarbeitung bestimmter umweltbezogener Pläne und Programme und zur Änderung der Richtlinien 85/337/EWG und 96/61/EG des Rates in Bezug auf die Öffentlichkeitsbeteiligung und den Zugang zu Gerichten. Brüssel: EU.

9 Literatur

- EU – Europäische Union (2004a): Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. April 2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden. Brüssel: EU.
- EU – Europäische Union (2004b): Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. April 2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden. Brüssel: EU.
- EU – Europäische Union (2007): Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle. Brüssel: EU.
- EU – Europäische Union (2008): 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 (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Brüssel: EU.
- EU – Europäische Union (2009a): Verordnung (EG) Nr. 710/2009 der Kommission vom 5. August 2009 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 889/2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates im Hinblick auf Durchführungsvorschriften für die Produktion von Tieren und Meeresalgen in ökologischer/biologischer Aquakultur. Brüssel: EU.
- EU – Europäische Union (2009b): 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. Brüssel: EU.
- EU – Europäische Union (2012): Declaration of the European Ministers Responsible for the Integrated Maritime Policy and the European Commission on a Marine and Maritime Agenda for Growth and Jobs, the „Limassol Declaration“. Brüssel: EU.
- EU-Kommission (1999): Towards a European Integrated Coastal Zone Management (ICZM) Strategy. General Principles and Policy Options. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2000): Über eine Europäische Strategie für das integrierte Küstenzonenmanagement. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2008): Fahrplan für die maritime Raumordnung: Ausarbeitung gemeinsamer Grundsätze in der EU. KOM(2008) 791 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2009a): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Zukunft für die Aquakultur. Neuer Schwung für die Strategie für die nachhaltige Entwicklung der europäischen Aquakultur. KOM(2009) 162 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2009b): Eine bessere Governance im Mittelmeerraum dank einer integrierten Meerespolitik. KOM(2009) 466 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2009c): Grünbuch. Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik. KOM(2009) 163 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2011a): Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Sicherheit von Offshore-Aktivitäten zur Prospektion, Exploration und Förderung von Erdöl und Erdgas KOM(2011) 688 endg. Brüssel Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2011b): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Sicherheit von Offshore-Aktivitäten zur Projektion, Exploration und Förderung von Erdöl und Erdgas. KOM (2011) 688 endg., 2011/0309 (COD). Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2011c): Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Gemeinsame Fischereipolitik. KOM(2011) 425 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2011d): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1185/2003 über das Abtrennen von Haifischflossen an Bord von Schiffen. KOM(2011) 798 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2011e): Fischfang in internationalen Gewässern. Internet: http://ec.europa.eu/fisheries/cfp/international/index_de.htm (gelesen am 31. Januar 2013). Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2011f): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über die externe Dimension der Gemeinsamen Fischereipolitik. KOM(2011) 424 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2012a): Konsultation zu den Fangmöglichkeiten. KOM(2012) 278 endg. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2012b): New Protocol to the EU-Mauritania Fisheries Partnership Agreement Initialled in Nouakchott (Mauritania). Press Release – 27/7/2012. Internet: http://ec.europa.eu/fisheries/news_and_events/press_releases/2012/20120727/index_en.htm (gelesen am 31. Januar 2013). Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2012c): Bilaterale Abkommen mit Ländern außerhalb der EU. Internet: http://ec.europa.eu/fisheries/cfp/international/agreements/index_de.htm (gelesen am 31. Januar 2013). Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (2012d): Guidance on Aquaculture and Natura 2000. Sustainable Aquaculture Activities in the Context of the Natura 2000 Network. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-Kommission (o.J.): Fischereipartnerschaftsabkommen. Brüssel: Europäische Kommission.
- EU-OEA – European Ocean Energy Association (2010): Oceans of Energy. European Ocean Energy Roadmap 2010–2050. Brüssel: EU-OEA.
- EU-Parlament (2012): Draft report on the external dimension of the Common Fisheries Policy (2011/2318(INI)). Committee on Fisheries. Rapporteur: Isabella Lövin. Brüssel: Europäisches Parlament.
- EWEA – European Wind Energy Association (2009): Oceans of Opportunity. Harnessing Europe’s Largest Domestic Energy Resource. Brüssel: EWEA.
- EWEA – European Wind Energy Association (2011): Pure Power – Wind Energy Targets for 2020 and 2030. Brüssel: EWEA.
- EWEA – European Wind Energy Association (2012): Seaenergy 2020: Delivering Offshore Electricity to the EU. Spatial Planning of Offshore Renewable Energies and Electricity Grid Infrastructures in an Integrated EU Maritime Policy. Brüssel: EWEA.
- EWEA – European Wind Energy Association (2013): Wind in Power. 2012 European Statistics. Brüssel: EWEA.
- Fabi, R. und Aizhu, C. (2012): Analysis: China unveils oil offensive in South China Sea squabble. Internet: <http://www.reuters.com/assets/print?aid=USBRE8701LM20120801> (gelesen am 26. Januar 2013). Frankfurt/M.: Reuters Online.
- Fabry, V. J., Seibel, B. A., Feely, R. A. und Orr, J. C. (2008): Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. ICES Journal of Marine Science 65, 414–432.
- Falkner, R. (2003): Private environmental governance and international relations: exploring the links. Global Environmental Politics 3 (2), 72–87.
- Fang, X. (2007): Export and Industry Policy of Aquaculture Products in China. Global Trade Conference on Aquaculture. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).

- FAO – Food and Agriculture Organization (1995): Code of Conduct for Responsible Fisheries. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (1996): Precautionary Approach to Capture Fisheries and Species Introductions. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 2. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (1997a): Fisheries Management. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 4. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (1997b): Aquaculture Development. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 5. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2000): Small Ponds Make a Big Difference. Integrating Fish with Crop and Live-stock Farming. Internet: http://www.fao.org/docrep/003/x7156e/x7156e02.htm#P1_34 (gelesen am 5. Februar 2013). Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2001): International Plan of Action to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2003): Fisheries Management: The Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 4 Suppl. 2. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2004): The State of World Fisheries and Aquaculture 2004. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2005a): Straddling and Highly Migratory Fish Stocks. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2005b): Ghost Fishing. Internet: <http://www.fao.org/fishery/topic/14798/en> (gelesen am 18. Februar 2013). Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2006): Prospective Analysis of Future Aquaculture Development. COFI:AQ/III/2006/Inf.7. Rom: FAO Fisheries Department.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2007): The World's Mangroves 1980–2005. A Thematic Study Prepared in the Framework of the Global Forest Resources Assessment 2005. FAO Forestry Paper 153. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2008): Towards Better Governance. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2009a): The State of World Fisheries and Aquaculture 2008. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2009b): International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High Seas. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2009c): Agreement on Port State Measures to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2010a): Fact Sheet: The International Fish Trade and World Fisheries. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2010b): The State of World Fisheries and Aquaculture 2010. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2010c): Fishery and Aquaculture Statistics. Yearbook. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2011a): Review of the State of World Marine Fishery Resources. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 569. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2011b): Ecosystem Approach to Aquaculture (EAA). Internet: <http://www.fao.org/fishery/topic/16035/en> (gelesen am 30. November 2011). Rom: FAO Fisheries and Aquaculture Department.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2011c): World Aquaculture 2010. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 500/1. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2011d): Technical Guidelines on Aquaculture Certification. Version Approved by the 29th Session of Committee on Fisheries (COFI) held in Rome, Italy from 31 January to 04 February 2011. Internet: ftp://ftp.fao.org/Fi/DOCUMENT/aquaculture/TGAC/guidelines/Aquaculture%20Certification%20GuidelinesAfter-COFI4-03-11_E.pdf (gelesen am 13. November 2012). Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2011e): Aquaculture Development: Use of Wild Fish as Feed in Aquaculture. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 5. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2011f): Private Standards and Certification in Fisheries and Aquaculture. Current Practice and Emerging Issues. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2012a): International Guidelines for Securing Small-Scale Fisheries. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2012b): The State of World Fisheries and Aquaculture 2012. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2012c): International Guidelines for Securing Sustainable Small-scale Fisheries. Zero Draft. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2012d): Voluntary Guidelines on the Responsible Governance of Tenure of Land, Fisheries and Forests in the Context of National Food Security. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2012e): Evaluation of FAO's Support to the Implementation of the Code of Conduct for Responsible Fisheries. Final Report. Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2012f): Fishery and Aquaculture Country Profiles: Namibia. Internet: http://www.fao.org/fishery/countrysector/FI-CP_NA/en (gelesen am 24. Januar 2013). Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2012g): FAOSTAT. Food Balance Sheets. Internet: <http://faostat.fao.org> (gelesen am 25. Juli 2012). Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2013a): CWP Handbook of Fishery Statistical Standards. Section J: Aquaculture. Definition of Aquaculture. Internet: <http://www.fao.org/fishery/cwp/handbook/J/en> (gelesen am 23. Januar 2013). Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2013b): Rural Aquaculture: Overview and Framework for Country Reviews. FAO Corporate Document Repository. 1 Definitions. Internet: <http://www.fao.org/docrep/003/X6941E/x6941e04.htm#TopOfPage> (gelesen am 7. Februar 2013). Rom: FAO.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2013c): Governance of Aquaculture. Internet: <http://www.fao.org/fishery/topic/13542/en> (gelesen am 20. Februar 2013). Rom: FAO Fisheries and Aquaculture Department.
- FAO – Food and Agriculture Organization (2013d): Regional Fishery Bodies Map Viewer. Internet: <http://www.fao.org/figis/geoserver/factsheets/rfbs.html> (gelesen am 20. Februar 2013). Rom: FAO Fisheries and Aquaculture Department.
- FAO – Food and Agriculture Organization und WFC – World Fish Center (2008): Small-Scale Capture Fisheries. A Global Overview with Emphasis on Developing Countries. A Preliminary Report of the Big Numbers Project. Rom: FAO.
- Fedder, B. (2013): Marine Genetic Resources, Access and Benefit Sharing. Legal and Biological Perspectives. New York: Routledge.
- Feely, R., Doney, S. C. und Cooley, S. R. (2009): Ocean acidification. Present conditions and future changes in a high-CO₂ world. *Oceanography* 22 (4), 36–47.
- Ferreira, J. G., Saurel, C. und Ferreira, J. M. (2012): Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture. Analysis of production and environmental effects by means of the FARM model. *Aquaculture* 358–359, 23–34.
- Ferse, S. C. A., Knittweis, L., Krause, G., Maddusila, A. und Glaser, M. (2012): Livelihoods of ornamental coral fishermen in

- South Sulawesi/Indonesia: implications for management. *Coastal Management* 40, 525–555.
- Field, C. B., Behrenfeld, M. J., Randerson, J. T. und Falkowski, P. G. (1998): Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281, 237–241.
- Field, I. C., Meekan, M. G., Buckworth, R. C. und Bradshaw, C. J. A. (2009): Susceptibility of sharks, rays and chimaeras to global extinction. *Advances in Marine Biology* 56, 277–328.
- Finley, C. (2011): *All The Fish in the Sea. Maximum Sustainable Yield and the Failure of Fisheries Management*. Chicago: University of Chicago Press.
- Fischer-Lescano, A. und Möller, K. (2012): *Der Kampf um globale soziale Rechte*. Berlin: Wagenbach.
- Flechter, W. J., Shaw, J., Gaughan, D. J. und Metcalf, S. J. (2011): *Ecosystem Based Fisheries Management case study report – West Coast Bioregion*. Fisheries Research Report No. 225. Canberra: Department of Fisheries, Western Australia.
- Florentinus, A., Hamelinck, C., de Lint, S. und van Iersel, S. (2008): *Worldwide Potential of Aquatic Biomass*. Report Summary. Utrecht: Ecofys.
- Flothmann, S., von Kistowski, K., Dolan, E., Lee, E., Meere, F. und Album, G. (2010): Closing loopholes: getting illegal fishing under control. *Science* 328, 1235–1236.
- Flottenkommando der Marine (2011): *Jahresbericht 2011. Fakten und Zahlen zur maritimen Abhängigkeit der Bundesrepublik Deutschland*. Glücksburg: Flottenkommando der Marine.
- Foden, J., Roger, S. und Jones, A. (2010): Recovery of UK seabed habitats from benthic fishing and aggregate extraction – towards a cumulative impacts assessment. *Marine Ecology Progress Series* 411, 259–270.
- Foekema, E. M., Deerenberg, C. M. und Murk, A. J. (2008): Prolonged ELS test with the marine flatfish sole (*Solea solea*) shows delayed toxic effects of previous exposure to PCB 126. *Aquatic Toxicology* 90 (3), 197–203.
- Foster, G. und Rahmstorf, S. (2012): Global temperature evolution 1979–2010. *Environmental Research Letters* 7 (4), 5.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J. und Serrano, O. (2012): Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5, 505–509.
- Fowler, S. und Séret, B. (2010): *Shark Fins in Europe: Implications for Reforming the EU Finning Ban*. Burnaby, BC: International Union for Conservation of Nature (IUCN) Shark Specialist Group.
- Fox, A. D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T. K. und Petersen, I. K. (2006): Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148, 129–144.
- Francis, R. C., Hixon, M. A., Clarke, E. M., Murawski, S. A. und Ralston, S. (2007): Ten commandments for ecosystem-based fisheries scientists. *Fisheries* 32 (5), 217–233.
- Frank, K. T., Petrie, B., Loi, J. S. und Leggett, W. C. (2005): Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 208, 1621–1623.
- Frank, K. T., Petrie, B., Fisher, J. A. D. und Leggett, W. C. (2011): Transient dynamics of an altered large marine ecosystem. *Nature* 477, 86–91.
- Frankic, A. und Hershner, C. (2003): Sustainable aquaculture: developing the promise of aquaculture. *Aquaculture International* 11, 517–530.
- Freeman, S., Vigoda-Gadot, E., Sterr, H., Schultz, M., Korchenkov, I., Krost, P. und Angel, D. (2012): Public attitudes towards marine aquaculture: A comparative analysis of Germany and Israel. *Environmental Science & Policy* 22, 60–72.
- Freiwald, A. und Roberts, J. M. (Hrsg.) (2005): *Cold-Water Corals and Ecosystems*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Fricke, R. (2000): Auswirkungen elektrischer und magnetischer Felder auf Meeresfische in der Nord- und Ostsee. In: Merck, T. und von Nordheim, H. (Hrsg.): *Technische Eingriffe in marine Lebensräume*. Workshop des Bundesamtes für Naturschutz – INA Vilm 27.–29. Oktober 1999. BfN Skripten 29. Vilm: Bundesamt für Naturschutz (BfN), 41–61.
- Frid, C. L. und Paramor, O. A. L. (2012): Food for thought. Feeding the world: what role for fisheries? *ICES Journal of Marine Science* 69 (2), 145–150.
- Friedland, J. C. (2007): *Der Schutz der biologischen Vielfalt der Tiefseehydrothermalquellen: ein internationales Regime für die genetischen Tiefseeressourcen*. Baden-Baden: Nomos.
- Friedlander, M. (2008): Israeli R & D activities in seaweed cultivation. *Israel Journal of Plant Sciences* 56 (1), 15–28.
- Friedrich, J. (2008): Legal challenges of nonbinding instruments: the case of the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries. *German Law Journal* 9 (11), 1539–1564.
- Frieler, K., Meinshausen, M., Golly, A., Mengel, M., Lebek, K., Donner, S. D. und Hoegh-Guldberg, H. (2013): Limiting global warming to 2°C is unlikely to save most coral reefs. *Nature Climate Change* 3, 165–170.
- Frisch, M. (1979): *Der Mensch erscheint im Holozän*. Frankfurt/M.: Suhrkamp.
- Froese, R. (2011): Fishery reform slips through the net. *Nature* 475, 7.
- Froese, R. und Proelß, A. (2010): Rebuilding fish stocks no later than 2015: will Europe meet the deadline? *Fish and Fisheries* 11 (2), 194–202.
- Froese, R. und Proelß, A. (2012): Evaluation and legal assessment of certified seafood. *Marine Policy* 36, 1284–1289.
- Froese, R. und Proelß, A. (2013): Is a stock overfished if it is depleted by overfishing? A response to the rebuttal of Agnew et al. to Froese and Proelß 'Evaluation and legal assessment of certified seafood'. *Marine Policy* 38, 548–550.
- Froese, R. und Quaas, M. (2013): Rio+20 and the Reform of the Common Fisheries Policy in Europe. *Marine Policy* 39, 53–55.
- Froese, R., Branch, T. A., Proelß, A., Quaas, M., Sainsbury, K. und Zimmermann, C. (2011): Generic harvest control rules for European fisheries. *Fish and Fisheries* 12 (3), 340–351.
- Froese, R., Zeller, D., Kleisner, K. und Pauly, D. (2012): What catch data can tell us about the status of global fisheries. *Marine Biology* 159 (6), 1283.
- Frommel, A. Y., Maneja, R., Lowe, D., Malzahn, A. M., Geffen, A. J., Folkvord, A., Piatkowski, U., Reusch, T. B. H. und Clemmesen, C. (2012): Severe tissue damage in Atlantic cod larvae under increasing ocean acidification. *Nature Climate Change* 2, 42–46.
- FTD – Financial Times Deutschland (29.08.2012): Shtokman-Erdgasfeld. Gazprom gibt Arktis-Projekt auf. Frankfurt/M.: FTD.
- Funge-Smith, S., Lindebo, E. und Staples, D. (2005): *Asian Fisheries Today: The Production and Use of Low Value/Trash Fish from Marine Fisheries in the Asia-Pacific Region*. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Gaines, S. D., Gaylord, B. und Largier, J. (2003): Avoiding current oversights in marine reserve design. *Journal of Applied Ecology* 13, 32–64.
- Gaines, S. D., White, C., Carr, M. H. und Palumbi, S. R. (2010): Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (43), 18286–18293.
- Galloway, J. N., Dentener, F., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C., Green, P. A., Holland, E. A., Karl, D. M., Michaelis, A. F.,

- Porter, J. H., Townsend, A. R. und Vörösmarty, C. J. (2004): Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153–226.
- Gao, K., Xu, J., Gao, G., Li, Y., Hutchins, D. A., Huang, B., Wang, L., Zheng, Y., Jin, P., Cai, X., Häder, D.-P., Li, W., Xu, K., Liu, N. und Riebesell, U. (2012): Rising CO₂ and increased light exposure synergistically reduce marine primary productivity. *Nature Climate Change* 2, 519–523.
- GAPI – Global Aquaculture Performance Index (2010): GAPI Global Aquaculture Performance Index. An Innovative Tool for Evaluating and Improving the Environmental Performance of Marine Aquaculture. Executive Summary. Saanich, BC: Seafood Ecology Research Group, University of Victoria.
- Garcia, S. M. (2000): The FAO definition of sustainable development and the Code of Conduct for Responsible Fisheries: an analysis of the related principles, criteria and indicators. *Marine Freshwater Resources* 51, 535–541.
- Garcia, S. M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T. und Lasserre, G. (2003): The Ecosystem Approach to Fisheries. Issues, Terminology, Principles, Institutional Foundations, Implementation and Outlook. FAO Fisheries Technical Paper No. 443. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Garibaldi, L. (2012): The FAO global capture production database: a six-decade effort to catch the trend. *Marine Policy* 36, 760–768.
- Gauthier, M. (1997): Artificial upwellings and the controlled production of living resources. *IOA Newsletter* 8 (4), 5.
- Gawel, E. (2011): Die Allmendeklemme und die Rolle der Institutionen. Oder: Wozu Märkte auch bei Tragödien taugen. *Aus Politik und Zeitgeschichte* 61 (28–30), 27–33.
- Gazeau, F., Quiblier, C., Jansen, J. M., Gattuco, J.-P., Middelburg, J. J. und Heip, C. H. R. (2007): Impact of elevated CO₂ on shellfish calcification. *Geophysical Research Letters* 34, 5.
- GCA – Global Conference in Aquaculture (2010a): Phuket Consensus: Farming the Waters for People and Food. A Re-Affirmation of Commitment to the Bangkok Declaration. Internet: http://www.aqua-conference2010.org/fileadmin/user_upload/gca/media/Phuket_Consensus_Final%20-%2013-12-10.pdf (gelesen am 13. November 2012). Phuket: GCA.
- GCA – Global Conference in Aquaculture (2010b): Recommendations from the Thematic Sessions. Internet: http://www.aqua-conference2010.org/fileadmin/user_upload/gca/media/GCA%202010%20-%20Thematic%20Recommendations%20-%20Final%20-%2014-12-10.pdf (gelesen am 19. November 2012). Phuket: GCA.
- GEA – Global Energy Assessment (2012): Global Energy Assessment – Toward a Sustainable Future. Cambridge, UK, Cambridge, New York: Cambridge University Press, Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
- Gee, K., Kannen, A. und Heinrichs, B. (2011): Towards a Common Spatial Vision: Implication of the International and National Policy Context for Baltic Sea Space and MSP. *BaltSea-Plan Report 8*. Geesthacht: Helmholtz-Zentrum Geesthacht – Zentrum für Material- und Küstenforschung (GKSS).
- GEF – Global Environment Facility (2012): Global Sustainable Fisheries Management and Biodiversity Conservation in the Areas Beyond National Jurisdiction (ABNJ) (FAO/UNEP/World Bank). Internet: http://www.thegef.org/gef/Ocean_Partnership_Fund (gelesen am 4. Januar 2013). Washington, DC: GEF.
- GEF – Global Environment Facility (2013): Global Environmental Benefits. Internet: <http://www.thegef.org/gef/GEF> (gelesen am 24. Januar 2013). Washington, DC: GEF.
- Gell, F. R. und Roberts, C. M. (2003): Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *TRENDS in Ecology and Evolution* 18 (9), 448–455.
- Gianni, M. und Simpson, W. (2005): The Changing Nature of High Seas Fishing. How Flags of Convenience Provide Cover for Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. Canberra, Australia: Australian Department of Agriculture, Fisheries and Forestry.
- Gibbs, M. T. (2009): Implementation barriers to establishing a sustainable coastal aquaculture sector. *Marine Policy* 33, 83–89.
- Gill, A. B. und Bartlett, M. (2010): Literature Review on the Potential Effects of Electromagnetic Fields and Subsea Noise from Marine Renewable Energy Developments on Atlantic Salmon, Sea Trout and European Eel. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 401. Inverness: Scottish Natural Heritage.
- Gill, M., Smith, P. und Wilkinson, J. M. (2010): Mitigating climate change: the role of domestic livestock. *Animal* 4 (3), 323–333.
- Gilroy, P. (1993): Black Atlantic. Modernity and Double Consciousness. Harvard: Harvard University Press.
- Gilroy, P. (2004): Between Camps. Nations, Cultures and the Allure of Race. London, New York: Routledge.
- Gjerde, K. M. (2011): High seas governance: prospects and challenges in the 21st century. In: Vidas, D. und Schei, P. J. (Hrsg.): *The World Ocean in Globalization: Climate Change, Sustainable Fisheries, Biodiversity, Shipping, Regional Issues*. Leiden, Boston: Martinus Nijhoff Publishers, 221–232.
- Global Partnership for Oceans (2013): Partners for Action. The Global Partnership for Oceans. Internet: <http://www.global-partnershipforoceans.org/> (gelesen am 12. Februar 2013). Washington, DC: Global Partnership for Oceans.
- Glover, A. G. und Smith, C. R. (2003): The deep seafloor ecosystem: current status and prospects for change by 2025. *Environmental Conservation* 30 (3), 1–23.
- Glowka, L., Burhenne-Guilmin, F., Synge, H., (1994): A Guide to the Convention on Biological Diversity. Gland, Cambridge: International Union for Conservation of Nature (IUCN).
- Glowka, L. (2010): Evolving perspectives on the International Seabed Area's genetic resources: fifteen years after the 'deepest of ironies'. In: Vidas, D. (Hrsg.): *Law, Technology and Science for Oceans in Globalization*. Leiden, Boston: Martinus Nijhoff Publishers, Brill, 397–419.
- Goel, N. (2006): In situ methane hydrate dissociation with carbon dioxide sequestration: Current knowledge and issues. *Journal of Petroleum Science and Engineering* 51 (3–4), 169–184.
- González, E. (2008): Chile's national aquaculture policy: missing elements for the sustainable development of aquaculture. *International Journal of Environment and Pollution* 33 (4), 457–468.
- Gordon, A. und Kassam, L. (2011): *Aquaculture and Markets: A Research Agenda*. Penang: The WorldFish Center.
- Gordon, S. (1954): The economic theory of a common-property resource: the fishery. *The Journal of Political Economy* 62 (2), 124–142.
- Gorina-Ysern, M., Gjerde, K. und Orbach, M. (2004): Ocean governance: a new ethos through a World Ocean Public Trust. In: Glover, L. K., Earle, S. A. und Kelleher, G. (Hrsg.): *Defying the Ocean's End. An Agenda for Action*. Washington, DC: Island Press, 197–212.
- Graf Vitzthum, W. (2006): *Handbuch des Seerechts*. München: Beck.
- Gray, L. J., Beer, J., Geller, M., Haigh, J. D., Lockwood, M., Matthes, K., Cubasch, U., Fleitmann, D., Harrison, G., Hood, L., Luterbacher, J., Meehl, G. A., Shindell, D., van Geel, B. und White, W. (2010): Solar influences on climate. *Reviews of Geophysics* 48 (4), 53.
- Grebmeier, J. M., Moore, S. E., Overland, J. E., Frey, K. E. und Gradinger, R. (2010): Biological response to recent Pacific Arctic sea ice retreats. *Eos* 91, 161–163.

- Greenpeace (2009): Reality Check on Carbon Storage. Report 2009. Amsterdam: Greenpeace International.
- Gregory, M. R. (2009): Environmental implications of plastic debris in marine settings – entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364 (1526), 2013–2025.
- Greve, J. und Heintz, B. (2005): Die 'Entdeckung' der Weltgesellschaft. Entstehung und Grenzen der Weltgesellschaftstheorie. *Zeitschrift für Soziologie Sonderheft „Weltgesellschaft“*, 89–119.
- Grobelaar, J. U. (2009): Factors governing algal growth in photobioreactors: the 'open' versus 'closed' debate. *Journal of Applied Phycology* 21 (5), 489–492.
- Groth, M. (2010): Potentiale und Risiken der Nutzung von Methan aus Methanhydraten als Energieträger. *Energiewirtschaft* 34, 129–137.
- Grozic, J. L. H. (2010): Interplay between gas hydrates and submarine slope failure. In: Mosher, D. C., Shipp, R. C., Moscardelli, L., Chaytor, J. D., Baxter, C. D. P., Lee, H. J. und Urgeles, R. (Hrsg.): *Advances in Natural and Technological Hazards Research. Submarine Mass Movements and their Consequences*. Band 28. Dordrecht: Springer, 11–30.
- Gruber, N. (2011): Warming up, turning sour, losing breath: ocean biogeochemistry under global change. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 369, 1980–1996.
- Gruber, N., Hauri, C., Lachkar, Z., Loher, D., Frölicher, T. L. und Plattner, G.-K. (2012): Rapid progression of ocean acidification in the California current system. *Science* 337, 220–226.
- Guinotte, J. M. und Fabry, V. J. (2008): Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134, 320–342.
- Guinotte, J. M., Orr, J. C., Cairns, S., Freiwald, A., Morgan, L. E. und George, R. (2006): Will human-induced changes in seawater chemistry alter the distribution of deep-sea scleractinian corals? *Frontiers in Ecology and the Environment* 4 (3), 141–146.
- Gulbrandsen, L. H. (2009): The emergence and effectiveness of the Marine Stewardship Council. *Marine Policy* 33 (4), 654–660.
- Gunaseelan, V. N. (1997): Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. *Biomass and Bioenergy* 13 (1–2), 83–114.
- Gutiérrez, N. L., Hilborn, R. und Defeo, O. (2011): Leadership, social capital and incentives promote successful fisheries. *Nature* 470, 386–389.
- Gutiérrez, N. L., Valencia, S. R., Branch, T. A., Agnew, D. J., Baum, J. K., Bianchi, P. L., Cornejo-Donoso, J., Costello, C., Defeo, O., Essington, T. E., Hilborn, R., Hoggarth, D. D., Larsen, A. E., Nilles, C., Sainsbury, K., Selden, R. L., Sistla, S., Smith, A. D. M., Stern-Piriot, A., Teck, S. J., Thorson, J. T. und Williams, N. E. (2012): Eco-Label conveys reliable information on fish stock health to seafood consumers. *PLoS ONE* 7 (8), e43765.
- Guzmán, H. M., Guevara, C. A. und Castillo, A. (2003): Natural disturbances and mining of Panamanian coral reefs by indigenous people. *Conservation Biology* 17, 1–7.
- Gwynn, J. P., Heldal, H. E., Gåfvert, T., Blinova, O., Eriksson, M., Sværen, I., Brungot, A. L., Stralberg, E., Møller, B. und Rudjord, A. L. (2012): Radiological status of the marine environment in the Barents Sea. *Journal of Environmental Radioactivity* 113, 155–162.
- Ha, T. T. T., van Dijk, H. und Bush, S. R. (2012): Mangrove conservation or shrimp farmer's livelihood? The devolution of forest management and benefit sharing in the Mekong Delta, Vietnam. *Ocean & Coastal Management* 69, 185–193.
- Haackel, M. und Suess, E. (2011): Natürliche Gashydrate – künftige Energieträger oder Option zur CO₂-Speicherung? In: Zellner, R., Hoer, R. und Walter, G. (Hrsg.): *Chemie über den Wolken... und darunter*. Weinheim: Wiley-VCH, 65–70.
- Hafner, G. (2006): Meeresumwelt, Meeresforschung und Technologietransfer. In: Graf Vitzthum, W. (Hrsg.): *Handbuch des Seerechts*. München: Beck, 347–460.
- Hale, T. (2011): Marine Stewardship Council. In: Hale, T. und Held, D. (Hrsg.): *The Handbook of Transnational Governance: Institutions and Innovations*. London: Wiley, 307–314.
- Hall, M. C. (2001): Trends in ocean and coastal tourism: the end of the last frontier. *Ocean & Coastal Management* 44, 601–618.
- Hall, S. J., Delaporte, A., Phillips, M. J., Beveridge, M. und O'Keefe, M. (2011): *Blue Frontiers: Managing the Environmental Costs of Aquaculture*. Penang, Malaysia: The WorldFish Center.
- Halpern, B. S., Lester, S. und McLeod, K. L. (2010): Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (43), 18312–18317.
- Halpern, B. S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K. L., Samhuri, J. F., Katona, S. K., Kleisner, K., Lester, S. E., O'Leary, J., Ranelletti, M., Rosenberg, A. A., Scarborough, C., Selig, E. R., Best, B. D., Brumbaugh, D. R., Chapin, S. F., Crowder, L. B., Daly, K. L., Doney, S. C., Elfes, C., Fogarty, M. J., Gaines, S. D., Jacobsen, K. I., Karrer, L. B., Leslie, H. M., Neeley, E., Pauly, D., Polasky, S., Ris, B., St. Martin, K., Stone, G. S., Sumaila, R. U. und Zeller, D. (2012): An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488, 615–620.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. und Watson, R. (2008): A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.
- Halwart, M. und Gupta, M. V. (Hrsg.) (2004): *Culture of Fish in Rice Fields*. Penang: The WorldFish Center (WFC).
- Hammons, T. J. (1993): Tidal power. *Proceedings of the IEE* 81 (3), 419–433.
- Hampton, I. (2003) Harvesting the sea. In: Molloy, F. und Reinikainen, T. (Hrsg.): *Namibia's Marine Environment*. Namibia: Directorate of Environmental Affairs, Ministry of Environment and Tourism, 31–69.
- Hanley, N. und Barbier, E. B. (2009): *Pricing Nature. Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Cheltenham, Northampton, MA: Edward Elgar.
- Hannington, M., Jamieson, J., Monecke, T., Petersen, S. und Beaulieu, S. (2011): The abundance of seafloor massive sulfide deposits. *Geology* 39 (12), 1155–1158.
- Hanson, J. (2011): *Netzintegration von Offshore Windparks mittels Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung*. München: ABB AG.
- Hardin, G. (1968): The tragedy of the commons. *Science* 162, 1243–1248.
- Harris, P. G. (2010): *World Ethics and Climate Change. From International to Global Justice*. Edinburgh: Edinburgh University Press.
- Harrison, H. B., Williamson, D. H., Evans, R. D., Almany, G. R., Thorrold, S. R., Russ, G. R., Feldheim, K. A., van Herwerden, L., Planes, S., Srinivasan, M., Berumen, M. L. und Jones, G. P. (2012): Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries. *Current Biology* 22 (11), 1023–1028.
- Hasan, M. R. und Chakrabarti, R. (2009): *Use of Algae and Aquatic Macrophytes as Feed in Small-Scale Aquaculture. A Review*. FAO Technical Paper No. 531. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).

- Hasan, M. R. und Halwart, M. (2009): Fish as Feed Inputs for Aquaculture. Practices, Sustainability and Implications. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Hatch Acres (2006): Potential Electromagnetic Field (EMF) Effects on Aquatic Fauna Associated with Submerged Electric Cables. Victoria, VA: Hatch Acres.
- Hattingois-Forner, A.-M. (2013): L'Atlantique au XVIIIe siècle. Paris: Ellipses.
- Haum, R., Petschow, U., Steinfeldt, M. und von Gleich, A. (2004): Nanotechnology and Regulation within the Framework of the Precautionary Principle. Schriftenreihe des IÖW 173/04. Berlin: Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW).
- Hecht, T. und Jones, C. L. W. (2009): Use of wild fish and other aquatic organisms as feed in aquaculture – a review of practices and implications in Africa and the Near East. In: Hasan, M. R. und Halwart, M. (Hrsg.): Fish as Feed Inputs for Aquaculture: Practices, Sustainability and Implications. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 518. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 129–157.
- Hein, J. (2002): Cobalt-rich ferromanganese crusts: global distribution, composition, origin and research activities. In: ISA – International Seabed Authority (Hrsg.): Polymetallic Massive Sulphides and Cobalt-Rich Ferromanganese Crusts: Status and Prospects. ISA Technical Study No. 2. Kingston, Jamaica: ISA, 36–89.
- Hein, J. (2012): Prospects for Rare Earth Elements from Marine Minerals. International Seabed Authority Briefing Paper 02/12. Internet: <http://www.isa.org.jm/files/documents/EN/Pubs/BP2.pdf> (gelesen am 13. September 2012). Kingston, Jamaica: International Seabed Authority (ISA).
- Heintz, P. (1974): Der heutige Strukturwandel der Weltgesellschaft in der Sicht der Soziologie. Universitas 29, 449–556.
- Heiskanen, A.-S., van de Bund, W. und Cardoso, A. C. (2011): Marine Strategy Framework Directive: Experiences from the Water Framework Directive Implementation. Plouzané: IFREMER.
- HELCOM – Helsinki Commission (2004): Measures Aimed at the Reduction of Discharges from Freshwater and Marine Fish Farming. HELCOM Recommendation 25/4. Internet: http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/rec25_4/?u4.highlight=aquaculture (gelesen am 19. Februar 2013). Helsinki: HELCOM.
- HELCOM – Helsinki Commission (2007): Baltic Sea Action Plan. Internet: http://www.helcom.fi/stc/files/BSAP/BSAP_Final.pdf (gelesen am 19. Februar 2013). Helsinki: HELCOM.
- HELCOM – Helsinki Commission (2008): Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1992 (Helsinki Convention). Internet: <http://www.helcom.fi/stc/files/Convention/Conv1108.pdf> (gelesen am 19. Februar 2013). Helsinki: HELCOM.
- Hendriks, C., Graus, W. und van Bergen, F. (2004): Global Carbon Dioxide Storage Potential and Costs. Utrecht: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Henriksen, T. (2009): Revisiting the freedom of fishing and legal obligations on states not party to regional fisheries management organizations. Ocean Development & International Law 40, 80–96.
- Hernando, M. D., Vettori, S. D., Martínez Bueno, M. J. und Fernández-Alba, A. R. (2007): Toxicity evaluation with *Vibrio fischeri* test of organic chemicals used in aquaculture. Chemosphere 68 (4), 724–730.
- Heymans, J. J., Mackinson, S., Sumaila, R., Dyck, A. und Little, A. (2011): The impact of subsidies on the ecological sustainability and future profits from North Sea fisheries. PLoS ONE 6 (5), 13.
- Hilborn, R. (2007): Moving to sustainability by learning from successful fisheries. Ambio 36 (4), 296–303.
- Hilborn, R. und Branch, T. A. (2013): Does catch reflect abundance? Counterpoint: no, it is misleading. Nature 494, 303–306.
- Hilborn, R. und Hilborn, U. (2012): Overfishing. What Everyone Needs to Know. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J.-J., Smith, T., Botsford, L. W., Mangel, M., Orensanz, J., Parma, A. M., Rice, J. C., Bell, J. D., Cochrane, K. L., Garcia, S. M., Hall, S. J., Kirkwood, G. P., Sainsbury, K. J., Stefansson, G. und Walters, C. (2004): When can marine reserves improve fisheries management? Ocean & Coastal Management 47, 197–205.
- Hishamunda, N., Cai, J. und Leung, P. (2009): Commercial Aquaculture and Economic Growth, Poverty Alleviation and Food Security. Assessment Framework. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 512. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Hishamunda, N., Ridler, N., Bueno, P., Satia, B., Kuemlangan, B., Percy, D., Gooley, G., Brugere, C. und Sen, S. (2012): Improving aquaculture governance: what is the status and options? In: FAO – Food and Agriculture Organization and NACA – Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific (Hrsg.): Farming the Waters for People and Food. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture 2010, Phuket, Thailand, 22–25 September 2010. Rom, Bangkok: FAO, NACA, 233–264.
- Hoagland, P., Beaulieu, S., Tivey, M. A., Eggert, R. G., German, C., Glowka, L. und Lin, J. (2010): Deep-sea mining of seafloor massive sulfides. Marine Policy 34, 728–732.
- Hoegh-Guldberg, H. (2011): Coral reef ecosystems and anthropogenic climate change. Regional Environmental Change 11 (1), 215–227.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., Sale, P. F., Edwards, J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C. M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R. H., Dubi, A. und Hatziolos, M. E. (2007): Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. Science 318, 1737–1742.
- Höfer, T. und Mez, L. (2005): Effektivität der internationalen Umweltschutzabkommen zum Mineralöltransport auf See und daraus abgeleitete Vorschläge zur Politikrevision. Berlin: Forschungsstelle für Umweltpolitik. Freie Universität Berlin.
- Hofmann, M. und Schellnhuber, H. J. (2009): Oceanic acidification affects marine carbon pump and triggers extended marine oxygen holes. Proceedings of the National Academy of Sciences 106 (9), 3017–3022.
- Holland, P. R. und Kwok, R. (2012): Wind-driven trends in Antarctic sea-ice drift. Nature Geoscience 5, 872–875.
- Holm, P., Marboe, A. H., Poulsen, B. und MacKenzie, B. R. (2010): Marine animal populations: a new look back in time. In: McIntyre, A. (Hrsg.): Life in the World's Oceans. Diversity, Distribution, and Abundance. Chichester, London: Wiley-Blackwell, 3–23.
- Holmer, M. (2010): Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. Review. Aquaculture Environmental Interactions 1, 57–70.
- Homer-Dixon, T. (2006): Catastrophe, Creativity, and the Renewal of Civilisation. Washington, DC: Souvenir Press.
- Hönisch, B., Ridgwell, A., Schmidt, D. N., Thomas, E., Gibbs, S. J., Sluijs, A., Zeebe, R., Kump, L., Martindale, R. C., Greene, S. E., Kiessling, W., Ries, J., Zachos, J. C., Royer, D. L., Barker, S., Marchitto jr., T. M., Moyer, R., Pelejero, C., Ziveri, P., Foster, G. L. und Williams, B. (2012): The geological record of ocean acidification. Science 335, 1058–1063.
- Hoogwijk, M. und Graus, W. (2008): Global Potential of Renewable Energy Sources: A Literature Assessment. Background Report. Berlin: Ecofys Germany.
- Hosch, G., Ferraro, G. und Failler, P. (2011): The 1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries: adopting, implementing or scoring results? Marine Policy 35, 189–200.

- Hossain, A. B. M. S. und Salleh, A. (2008): Biodiesel fuel production from algae as renewable energy. *American Journal of Biochemistry and Biotechnology* 4 (3), 250–254.
- Howart, W. (2006): Global challenges in the regulation of aquaculture. In: van der Zwaag, D. und Chao, G. (Hrsg.): *Aquaculture, Law and Policy. Towards Principled Access and Operations*. London: Routledge, 13–36.
- HSTF – High Seas Task Force (2005): *Better High Seas Monitoring, Control, and Surveillance – An Improved Network*. Paper Prepared for the Meeting of the High Seas Task Force, Paris, 9 March 2005. Paris: HSTF.
- HSTF – High Seas Task Force (2006): *Closing the Net. Stopping Illegal Fishing on the High Seas*. Final Report of the Ministerially-Led Task Force on IUU Fishing on the High Seas. Governments of Australia, Canada, Chile, Namibia, New Zealand, and the United Kingdom, WWF, IUCN, and the Earth Institute at Columbia University. Paris: HSTF.
- Huggings, L. E. (2011): *Fencing Fisheries in Namibia and Beyond: Lessons from the Developing World*. PERC Policy Series No. 49. Bozeman, MO: PERC.
- Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, H., McCook, L., Moltschanowskyj, N., Pratchett, M. S., Steneck, R. S. und Willis, B. (2007): Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology* 17, 360–365.
- Humrich, C. (2011): *Ressourcenkonflikte, Recht und Regieren in der Arktis : Das Seerechtsübereinkommen*. Aus Politik und Zeitgeschichte 5–6, 6–13.
- Hunt, B. und Vincent, A. C. J. (2006): Scale and sustainability of marine bioprospecting for pharmaceuticals. *Ambio* 35 (2), 57–64.
- Hunt, B. P. V., Pakhomov, E. A., Hosie, G. W., Siegel, V. und Bernard, K. (2008): Pteropods in Southern Ocean ecosystems. *Progress in Oceanography* 78, 193–221.
- Huntington, T. und Hasan, M. R. (2009): Fish as feed inputs for aquaculture – practices, sustainability and implications: a global synthesis. In: Hasan, M. R. und Halwart, M. (Hrsg.): *Fish as Feed Inputs for Aquaculture: Practices, Sustainability and Implications*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 518. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 1–61.
- Huppert, H. E. und Turner, J. S. (1981): Double-diffuse convection. *The Journal of Fluid Mechanics* 106, 299–329.
- Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K.-M., Fredrich, E. und Hill, R. (2006): Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis* 148, 90–109.
- IBRU – International Boundaries Research Unit (2013): *Maritime Jurisdiction and Boundaries in the Arctic Region*. Internet: <https://www.dur.ac.uk/ibru/resources/arctic/> (gelesen am 17. Februar 2013). Durham: IBRU, Durham University.
- ICES – International Council for the Exploration of the Sea (2000): *Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem*. Gdansk, Poland, 11–14 April 2000. CM 2000/E:07. Ref.: ACME. Copenhagen: ICES Marine Habitat Committee.
- ICES – International Council for the Exploration of the Sea (2004): *ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2004*. Internet: <http://www.ices.dk/reports/general/2004/ICESCOP2004.pdf> (gelesen am 19. November 2012). Copenhagen: ICES.
- ICES – International Council for the Exploration of the Sea (2012a): *Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT)*. 16–20 April 2012, Rouen, France. Copenhagen: ICES.
- ICES – International Council for the Exploration of the Sea (2012b): *Report of the Study Group on Socio-Economic Dimensions of Aquaculture (SGSA)*, 24–26 April 2012, Stockholm, Schweden. Stockholm: ICES.
- ICES WGMASC – International Council for the Exploration of the Sea – Working Group on Marine Shellfish Culture (2011): *Report of the Working Group on Marine Shellfish Culture*. Paris: ICES.
- ICSU – International Council for Science (2010): *Earth System Science for Global Sustainability: The Grand Challenges*. Paris: ICSU.
- IEA – International Energy Agency (2005): *Resources to Reserve – Oil and Gas Technologies for the Energy Markets of the Future*. Press Release. Internet: http://www.iea.org/press/pressdetail.asp?PRESS_REL_ID=159 (gelesen am 10. November 2011). Paris: IEA.
- IEA – International Energy Agency (2008): *World Energy Outlook 2008*. Paris: IEA.
- IEA – International Energy Agency (2009a): *Annual Report 2009: Ocean Energy Systems Implementing Agreement (OES-IA) on Ocean Energy Systems*. Paris: IEA.
- IEA – International Energy Agency (2009b): *Technology Roadmap: Wind Energy*. Paris: IEA.
- IEA – International Energy Agency (2010): *Annual Report 2010: Ocean Energy Systems Implementing Agreement (OES-IA) on Ocean Energy Systems*. Paris: IEA.
- IEA – International Energy Agency (2011a): *World Energy Outlook 2011. Special Report: Are we Entering a Golden Age of Gas?* Paris: IEA.
- IEA – International Energy Agency (2011b): *World Energy Outlook 2011*. Paris: IEA.
- IEA – International Energy Agency (2012): *World Energy Outlook 2012*. Paris: IEA.
- IEA ETSAP – International Energy Agency – Energy Technology Systems Analysis Programme (2010): *Marine Energy. Technology Brief E13*. Paris: IEA ETSAP.
- IEA RETD – International Energy Agency – Renewable Energy Technology Development (2011): *Accelerating the Deployment of Offshore Renewable Energy Technologies. Final Report*. Paris: IEA-RETD.
- IFAW – International Fund for Animal Welfare (2008): *Ocean Noise: Turn it Down. A Report on Ocean Noise Pollution*. Internet: <http://www.ifaw.org/sites/default/files/Ocean%20Noise%20Pollution%20Report.pdf> (gelesen am 12. Februar 2012). Yarmouth Port, MA: IFAW.
- Imhoff, J. F., Labes, A. und Wiese, J. (2011): *Bio-mining the microbial treasures of the ocean: new natural products*. *Biotechnology Advances* 29, 468–482.
- IMO – International Maritime Organisation (2005): *IMO Resolution A.982(24) vom 1. Dezember 2005*. London: IMO.
- IMO – International Maritime Organisation (2011): *Member States, IGOs and NGOs*. Internet: <http://www.imo.org/About/Membership/Pages/Default.aspx> (gelesen am 30. März 2012). London: IMO.
- IMO – International Maritime Organization (2013a): *What exactly is IMO?* Internet: <http://www.imo.org/About/Pages/FAQs.aspx> (gelesen am 22. Februar 2013). London: IMO.
- IMO – International Maritime Organization (2013b): *Prevention of Pollution by Garbage from Ships. Overview of Annex V*. Internet: <http://www.imo.org/OurWork/Environment/PollutionPrevention/Garbage/Pages/Default.aspx> (gelesen am 23. Februar 2013). London: IMO.
- IMO – International Maritime Organization (2013c): *Particularly Sensitive Sea Areas*. Internet: <http://www.imo.org/OurWork/Environment/pollutionprevention/pssas/Pages/Default.aspx> (gelesen am 12. Februar 2013). London: IMO.
- IMO – International Maritime Organization (2013d): *Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter*. Internet: <http://www.imo.org/>

- About/Conventions/ListOfConventions/Pages/Convention-on-the-Prevention-of-Marine-Pollution-by-Dumping-of-Wastes-and-Other-Matter.aspx (gelesen am 24. Januar 2013). London: IMO.
- Inger, R., Attrill, M. J., Bearhop, S., Broderick, A. C., Grecian, W. J., Hodgson, D. J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S. C., Witt, M. J. und Godley, B. J. (2009): Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology* 46 (6), 1145–1153.
- Ingimundarson, V. (2011): Die Kartierung der Arktis: Bodenschätze, Großmachtpolitik und multilaterale Governance. *Aus Politik und Zeitgeschichte* 5–6, 14–23.
- International Sustainability Unit (2012): Towards Global Sustainable Fisheries. The Opportunity for Transition. London: The Prince's Charities' International Sustainability Unit.
- Interpol (2013): Project Scale. An Interpol Initiative to Detect, Suppress and Combat Fisheries Crime. Lyon: Interpol General Secretariat.
- IOC – Intergovernmental Oceanographic Commission (2009): Marine Spatial Planning. A Step-by-Step Approach Toward Ecosystem-Based Management. Paris: IOC.
- IOC – Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO – United Nations Educational Scientific and Cultural Organization, IMO – International Maritime Organization, FAO – Food and Agriculture Organization und UNDP – United Nations Development Programme (2011): A Blueprint for Ocean and Coastal Sustainability. Paris: IOC, UNESCO.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2000): Emissions Scenarios. A Special Report of Working Group III of IPCC. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2005): Carbon Dioxide Capture and Storage. IPCC Special Report prepared by Working Group III. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2011): Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2013): 2013 Supplement to 2006 IPCC Guidelines for National Gas Inventories: Wetlands. Internet: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/home/docs/1105_WetlandsToC.pdf (gelesen am 24. Januar 2013). Genf: IPCC.
- Isaacs, J. D. und Seymour, R. J. (1973): The ocean as a power resource. *International Journal of Environmental Studies* 43 (3), 201–205.
- ISE – Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme (2012): Studie Stromgestehungskosten erneuerbare Energien. Freiburg: ISE.
- Islam, M. S. und Tanaka, M. (2004): Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48, 624–649.
- Issar, A. S. und Neori, A. (2010): Progressive development of new marine environments – IMTA (Integrated Multi-Trophic Aquaculture) production. In: Israel, A., Einav, R. und Seckbach, J. (Hrsg.): *Seaweeds and their Role in Globally Changing Environments*. Berlin, Heidelberg: Springer, 305–318.
- ISSC – International Social Science Council (2012): Transformative Cornerstones of Social Science Research for Global Change. Paris: ISSC.
- ITLOS – International Tribunal for the Law of the Sea (2011): Responsibilities and Obligations of States Sponsoring Persons and Entities with Respect to Activities in the Area – Advisory Opinion. New York: ITLOS.
- ITLOS – International Tribunal for the Law of the Sea (2013): List of Cases. Internet: <http://www.itlos.org/index.php?id=35> (gelesen am 24. Februar 2013). New York: ITLOS.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature (2007): Guide for the Sustainable Development of Mediterranean Aquaculture. Interactions between Aquaculture and the Environment. Gland: IUCN.
- IWES – Fraunhofer-Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik (2012): Windenergie Report Deutschland 2011. Kassel: IWES.
- IWF – Internationaler Währungsfonds (2012): Data on World Gross Domestic Product 1991–2011. World Economic Outlook Database. Washington, DC: IWF.
- IZT – Institut für Zukunftsstudien und ISI – Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (2009): Rohstoffe für Zukunftstechnologien. Einfluss des branchenspezifischen Rohstoffbedarfs in rohstoffintensiven Zukunftstechnologien auf die zukünftige Rohstoffnachfrage. Karlsruhe, Berlin: IZT, ISI.
- Jackson, J. (2008): Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (Supplement 1), 114458–114465.
- Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Erlandson, J., Estes, J. A., Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M., Peterson, C. H., Steneck, R. S., Tegner, M. J. und Warner, R. R. (2001): Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–638.
- Jacobson, M. Z. (2008): Review of solutions to global warming, air pollution, and energy security. *Energy & Environmental Science* 2, 148–173.
- Jacquet, J. und Pauly, D. (2008): Funding priorities: big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology* 22 (4), 832–835.
- Jacquet, J., Pauly, D., Ainley, D., Holt, S., Dayton, P. und Jackson, J. (2010): Seafood stewardship in crisis. *Nature* 467, 28–29.
- Jahan, K. M., Ahmed, M. und Belton, B. (2010): The impacts of aquaculture development on food security: lessons from Bangladesh. *Aquaculture Research* 41 (4), 481–495.
- Jahnke, R. A. (1996): The global ocean flux of particulate organic carbon: areal distribution and magnitude. *Global Biogeochemical Cycles* 10, 71–88.
- Jeffrey, C. F. G., Leeworthy, V. R., Monaco, M. E., Piniak, G. und Fonseca, M. (2012): An Integrated Biogeographic Assessment of Reef Fish Populations and Fisheries in Dry Tortugas: Effects of No-take Reserves. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 111. Silver Spring, MD: NOAA NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment.
- Jenisch, U. (2008): Seerecht und Klimawandel. *Natur und Recht* 30 (4), 227–237.
- Jenisch, U. (2010): Renaissance des Meeresbodens – mineralische Rohstoffe und Seerecht. *Zeitschrift für Öffentliches Recht in Norddeutschland Teil I und Teil II*, 373–382 und 429–433.
- Jennings, S. und Kaiser, M. J. (1998): The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34, 201–212.
- Jensen, O. P., Branch, T. A. und Hilborn, R. (2012): Marine fisheries as ecological experiments. *Theoretical Ecology* 5, 3–22.
- Jessen, H. (2012): Staatenverantwortlichkeit und seevölkerrechtliche Haftungsgrundsätze für Umweltschäden durch Tiefseebau. *Zeitschrift für Umweltrecht* 2, 71–81.

- Johansen, L. H., Jensen, I., Mikkelsen, H., Bjorn, P. A., Jansen, P. A. und Bergh, O. (2011): Disease interaction and pathogens exchange between wild and farmed fish populations with special reference to Norway. *Aquaculture* 315 (3–4), 167–186.
- Johnston, P. F. (2010): Arctic energy resources and global energy security. *Journal of Military and Strategic Studies* 12 (2), 22.
- Jünemann, A. (2012): Vorerst gescheitert: Perspektiven einer glaubwürdigen EU-Mittelmeerpolitik nach dem Arabischen Frühling. *Proteste und Potentaten – Die arabische Welt im Wandel. Der Bürger im Staat* 62, 64–72.
- Jungclaus, J. H., Lorenz, S. J., Timmreck, C., Reick, C. H., Brovkin, V., Six, K., Segsneider, J., Girogetta, M. A., Crowley, T. J., Pongratz, J., Krivova, N. A., Vieira, L. E., Solanki, S. K., Klocke, D., Botzet, M., Esch, M., Gayler, V., Haak, H., Raddatz, T. J., Roeckner, E., Schnur, R., Widmann, H., Claussen, M., Stevens, B. und Marotzke, J. (2010): Climate and carbon cycle variability over the last millennium. *Climate of the Past* 6, 723–737.
- K+S (2013): Die weltweiten Salzvorkommen. Internet: <http://www.k-plus-s.com/de/wissen/rohstoffe/salzvorkommen.html> (gelesen am 24. Januar 2013). Kassel: K+S.
- Kabel, K., Moros, M., Porsche, C., Neumann, T., Adolphi, F., Joest Andersen, T., Siegel, H., Gerth, M., Leipe, T., Jansen, E. und Damsté, J. S. S. (2012): Impact of climate change on the Baltic Sea ecosystem over the past 1,000 years. *Nature Climate Change* 2, 871–874.
- Kaczynski, V. und Fluharty, D. L. (2002): European policies in West Africa: who benefits from fisheries agreements? *Marine Policy* 26, 75–93.
- Kahn, A. U., Sumaila, R., Watson, R., Teydemers, P. und Pauly, D. (2006): The nature and magnitude of global non-fuel fisheries subsidies. In: Sumaila, R. und Pauly, D. (Hrsg.): *Catching more Bait: A Bottom-up Re-estimation of Global Fisheries Subsidies*. Fisheries Centre Research Report Vancouver: University of British Columbia, 5–37.
- Kaiser, M. J. und Edwards-Jones, G. (2006): The role of ecolabeling in fisheries management and conservation. *Conservation Biology* 20 (2), 392–398.
- Kalaidijian, W. (2010): Fishing for solutions: the European Union's fisheries partnership agreements with West African coastal states and the call for effective regional oversight in an exploited ocean. *Emory International Law Review* 24, 389–431.
- Kalfagianni, A. und Pattberg, P. (2013): Fishing in muddy waters: Exploring the conditions for effective governance of fisheries and aquaculture. *Marine Policy* 38, 124–132.
- Kampachi Farms (2011): Further and Deeper – Developing Technology for Next-Generation Mariculture. Internet: <http://www.kampachifarm.com/offshore.html> (gelesen am 25. Februar 2013). Kailua-Kona, HI: Kampachi Farms.
- Karl, D. M. und Letelier, R. M. (2008): Nitrogen fixation-enhanced carbon sequestration in low nitrate, low chlorophyll seasapies. *Marine Ecology Progress Series* 364, 257–268.
- Katsanevakis, S. (2008): Marine Debris, a Growing Problem: Sources, Distribution, Composition, and Impacts. In: Hofer, T. N. (Hrsg.): *Marine Pollution New Research*. New York: Nova Science Publishers, 53–100.
- Kaul, I., Grunberg, I. und Stern, M. A. (Hrsg.) (1999): *Global Public Goods. International Cooperation in the 21st Century*. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Kawarazuka, N. und Béné, C. (2010): Linking Small-scale fisheries and aquaculture to household nutritional security: an overview. *Food Security* 2, 343–357.
- Keeling, R. F., Körtzinger, A. und Gruber, N. (2010): Ocean deoxygenation in a warming world. *Annual Review of Marine Science* 2, 199–229.
- Kelleher, K. (2005): Discards in the World's Marine Fisheries. An Update. FAO Fisheries Technical Paper No. 470. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Kemp, A. C., Horton, B. P., Donnelly, J. P., Mann, M. E., Vermeer, M. und Rahmstorf, S. (2011): Climate related sea-level variations over the past two millennia. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (27), 11017–11022.
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbà, N. und Middelburg, J. J. (2010): Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles* 24, 8.
- Kent, G. (2003): Fish trade, food security and the human right to adequate food. In: FAO – Food and Agriculture Organization (Hrsg.): *Report of the FAO Expert Consultation on International Fish Trade and Food Security*. Casablanca, Marokko, 27–30 January 2003. FAO Fisheries Report No. 708. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 49–70.
- Kenyon, K. E. (2007): Upwelling by a wave pump. *Journal of Oceanography* 63, 327–331.
- Kerr, D. (2007): Marine energy. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 365 (1853), 971–992.
- Kerr, R. A. (2012): Technology is turning U.S. oil around but not the world's. *Science* 335, 522–523.
- Khan, J. und Bhuyan, G. (2009): *Ocean Energy: Global Technology Development Status Report*. Paris: IEA.
- Khatiwal, S., Tanhua, T., Fletcher, S. M., Gerber, M., Doney, S. C., Graven, H. D., Gruber, N., McKinley, G. A., Murata, A., Rios, A. F., Sabine, C. L. und Sarmiento, J. L. (2012): Global ocean storage of anthropogenic carbon. *Biogeosciences* 9, 8931–8988.
- Kim, R. E. (2012): Is a new multilateral environmental agreement on ocean acidification necessary? *RECIEL* 21 (3), 243–258.
- Kim, T. G. und Grigalunas, T. (2009): Simulating direct and indirect damages to commercial fisheries from marine sand mining: a case study in Korea. *Environmental Management* 44 (3), 566–578.
- Kimbal, L. (2001): *International Ocean Governance, Using International Law and Organisations to Manage Marine Resources Sustainably*. Gland: International Union for Conservation of Nature (IUCN).
- King, S. C. und Pushchak, R. (2008): Incorporating cumulative effects into environmental assessments of mariculture: Limitations and failures of current siting methods. *Environmental Impact Assessment Review* 28, 572–586.
- Kirby, R. und Retière, C. (2009): Comparing environmental effects of Rance and Severn barrages. *Proceedings of the ICE – Water and Maritime Engineering* 162, 11–26.
- Kirke, B. (2003): Enhancing fish stocks with wave-powered artificial upwelling. *Ocean & Coastal Management* 46, 901–915.
- Klaer, N. L. (2004): Abundance indices for main commercial fish species caught by trawl from the south-eastern Australian continental shelf from 1918–1957. *Marine and Freshwater Research* 55 (6), 561–571.
- Klein, R. A. (2009): *Getting a Grip on Cruise Ship Pollution. Report Prepared for Friends of the Earth*. Washington, DC: Friends of the Earth.
- Kloepfer, M. (2004): *Umweltrecht*. München: Beck.
- Knowlton, N. (2008): Coral reefs. *Current Biology* 18 (1), R18–R21.
- Koivuova, T. und Hossain, K. (2008): *Offshore Hydrocarbon: Current Policy Context in the Marine Arctic*. Rovaniemi: Arctic Centre.
- Kongkeo, H. und Davy, F. B. (2010): Backyard hatcheries and small scale shrimp and prawn farming in Thailand. In: de Silva, S. S. und Davy, F. B. (Hrsg.): *Success Stories in Asian Aquaculture*. Berlin, Heidelberg: Springer, 67–85.

- König, D. (1990): Durchsetzung internationaler Bestands- und Umweltschutzvorschriften auf hoher See im Interesse der Staatengemeinschaft. Berlin: Dunker & Humblot.
- König, D. (2002): The enforcement of the International Law of the Sea by coastal and port states. *Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht* 62, 1–15.
- Kortsch, S., Primicerio, R., Beuchel, F., Renaud, P. E., Rodrigues, J., Lonne, O. J. und Gulliksen, B. (2012): Climate-driven regime shifts in Arctic marine benthos. *Proceedings of the National Academy of Sciences* early edition, 6.
- Koschinski, S. und Lüdemann, K. (2011): Stand der Entwicklung schallmindernder Maßnahmen beim Bau von Offshore-Windenergieanlagen. Vilm: Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- KPMG (2010): Offshore-Windparks in Europa. Marktstudie 2010. Berlin: KPMG AG Wirtschaftsprüfungsgesellschaft.
- Kraan, S. (2010): Mass Production of Macroalgae, Opportunities for Value Added Ingredients from Protein to Phosphate. Algal Biomass Summit. Phoenix, AZ: Doty Energy.
- Krause, G. (2010): The geography of the Braganca coastal region. In: Schneider, H. und Saint-Paul, U. (Hrsg.): *Mangrove Dynamics and Management in North Brazil*. Ecological Studies Volume 211. Berlin, Heidelberg: Springer, 19–34.
- Krewitt, W. (2009): Role and Potential of Renewable Energy and Energy Efficiency for Global Energy Supply (UBA-FB, 001323/E). Dessau: Umweltbundesamt (UBA).
- Krey, V., Canadell, J. G., Nakicenovic, N., Abe, Y., Andruleit, H., Archer, D., Grubler, A., Hamilton, N. T., Johnson, A., Kostov, V., Lamarque, J.-F., Langhome, N., Nisbet, E. G., O'Neill, B., Riahi, K., Riedel, M., Wang, W. und Yakushev, V. (2009): Gas hydrates: entrance to a methane age or climate threat? *Environmental Research Letters* 4, 7.
- Kuhn, T., Rühlemann, C., Wiedicke-Hombach, M., Barckhausen, U., Schwarz-Schampera, U., Rutkowski, J. und Lehmann, S. (2010): New Insights of Mn Nodule Exploration from the German License Area in the Pacific Manganese Nodule Belt. *Proceedings of the Underwater Mining Institute*. Honolulu, HI Underwater Mining Institute (UMI).
- Kuhn, T., Rühlemann, C., Wiedicke-Hombach, M., Rutkowski, J. und Lehmann, S. (2011): Tiefseeförderung von Manganknollen. *Schiff & Hafen* 5, 78–83.
- Kullnick, U. und Marhold, S. (2004): Direkte oder indirekte biologische Wirkungen durch magnetische und/oder elektrische Felder im marinen (aquatischen) Lebensraum: Überblick über den derzeitigen Erkenntnisstand. Teil I. In: Merck, T. und von Nordheim, H. (Hrsg.): *Technische Eingriffe in marine Lebensräume*. Tagungsband. Vilm: Bundesamt für Naturschutz (BfN), 4–18.
- Kumara, P. B. T. P., Cumarathunga, P. R. T. und Lindén, O. (2005): Bandaramulla reef of Southern Sri-Lanka: present status and impacts of coral mining. In: Souter, D. und Lindén, O. (Hrsg.): *Coral Reef Degradation in the Indian Ocean*. Status Report 2005. Gland: International Union for Conservation of Nature (IUCN), 233–242.
- Kupperman, K. O. (2012): *The Atlantic in World History*. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Kurien, J. (1998): *Small-scale fisheries in the context of globalisation*. Thiruvananthapuram: Centre for Development Studies.
- Kvamme, B., Kuznetsova, T., Hebach, A., Oberhof, A. und Lunde, E. (2007): Measurements and modeling of interfacial tension for water and carbon dioxide systems at elevated pressures. *Computational Materials Science* 38, 506–513.
- Kvenvolden, K. A. (1993): Gas hydrates as a potential energy resource – a review of their methane content. In: Howell, D. G. (Hrsg.): *The Future of Energy Gases*. U.S. Geological Survey Professional Paper 1570. Washington, DC: United States Government Printing Office, 555–561.
- Lack, M. und Sant, G. (2006): *Confronting Shark Conservation Head On! A Traffic Report*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- Laffoley, D. und Grimsditch, G. D. (2009): *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks*. Gland: International Union for Conservation of Nature (IUCN).
- Lagoni, R. (2007): Seerecht und Meeresnutzung im Wandel. *Zeitschrift für Transportrecht* 1, 1–5.
- Lampitt, R. S., Achterberg, E. P., Anderson, T. R., Hughes, J. A., Iglesias-Rodriguez, M. D., Kelly-Gerrey, B. A., Lucas, M., Popova, E. E., Sanders, R., Shepherd, J. G., Smythe-Wright, D. und Yool, A. (2008): Ocean fertilisation: a potential means of geo-engineering? *Philosophical Transactions of the Royal Society* 366 (1882), 3919–3945.
- Landeck Miller, R. E. und Wands, J. R. (2009): Applying the System Wide Eutrophication Model (SWEM) for a Preliminary Quantitative Evaluation of Biomass Harvesting as a Nutrient Control Strategy for Long Island Sound. New Jersey: HydroQual.
- Larkin, P. A. (1977): An Epitaph for the concept of maximum sustainable yield. *Transactions of the American Fisheries Society* 106 (1), 11.
- Law, K. L., Morêt-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J. und Reddy, C. M. (2010): Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science* 329, 1185–1188.
- Laxon, S. W., Giles, K. A., Ridout, A. L., Wingham, D. J., Willatt, R., Cullen, R., Kwok, R., Schweiger, A., Zhang, J., Haas, C., Hendricks, S., Krishfield, R., Kurtz, N., Farrell, S. und Davidson, M. (2013): CryoSat-2 estimates of Arctic sea ice thickness and volume. *Geophysical Research Letters* 40, 732–737.
- LCICG – Low Carbon Innovation Coordination Group (2012): *Technology Innovation Needs Assessment (TINA)*. Offshore Wind Power Summary Report. London: LCICG.
- Le Manach, F., Gough, C., Harris, A., Humber, F., Harper, S. und Zeller, D. (2012): Unreported fishing, hungry people and political turmoil: the recipe for a food security crisis in Madagascar? *Marine Policy* 36, 218–225.
- Le Quére, C., Raupach, M. R., Canadell, J. G. und Marland, G. (2009): Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience* 2, 831–836.
- Leaman, K. D., Molinari, R. L. und Vertes, P. S. (1987): Structure and variability of the Florida Current at 27°N. *Journal of Physical Oceanography* 17, 565–583.
- Leary, D. (2012): Moving the marine genetic resources debate forward: some reflections. *The International Journal of Marine and Coastal Law* 27, 435–448.
- Leary, D., Vierros, M., Hamon, G., Arico, S. und Monagle, C. (2009): Marine genetic resources: a review of scientific and commercial interest. *Marine Policy* 33, 183–194.
- Leggewie, C. (2001): Das Erasmus-Programm. Gibt es eine transnationale Bürgergesellschaft? In: Leggewie, C. und Münch, R. (Hrsg.): *Politik im 21. Jahrhundert*. Frankfurt/M.: Suhrkamp, 458–479.
- Leggewie, C. (2003): *Die Globalisierung und ihre Gegner*. München: Beck.
- Leggewie, C. (2012): *Zukunft im Süden*. Wie die Mittelmeerunion Europa wiederbeleben kann. Hamburg: Körber Stiftung.
- Leinfelder, R. (2013): Verantwortung für das Anthropozän übernehmen. Ein Auftrag für neuartige Bildungskonzepte. In: Vogt, M., Ostheimer, J. und Uekötter, F. (Hrsg.): *Wo steht die Umweltethik? Argumentationsmuster im Wandel*. Beiträge zur sozialwissenschaftlichen Nachhaltigkeitsforschung. Band 5. Marburg: Metropolis, im Druck.
- Leinfelder, R. R., Seemann, J., Heiss, G. A. und Struck, U. (2012): Could 'Ecosystem Atavisms' Help Reefs to Adapt to the Anthropocene? *Proceedings of the 12th International*

- Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9–13 July 2012. 2B Coral Reefs: Is the Past the Key to the Future? Internet: http://www.icrs2012.com/proceedings/manuscripts/ICRS2012_2B_2.pdf (gelesen am 24. Januar 2013). Brisbane: ICRS2012 Secretariat.
- Lester, S. E., Halpern, B. S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B. I., Gaines, S. D., Airmé, S. und Warner, R. R. (2009): Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384, 33–46.
- Leutz, R., Akisawa, A. und Kashiwagi, T. (2001): World-Wide Offshore Wind Energy Potentials Derived from Satellite Wind Speed Measurements and Ocean Bathymetry. In: Proceedings of Second International Workshop on Transmission Networks for Offshore Wind Farms, March 2001, Stockholm, Sweden. Stockholm: Royal Institute of Technology.
- Lewis, A., Estefen, S., Huckerby, J., Musial, W., Pontes, T. und Torres-Martinez, J. (2011): Ocean energy. IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 497–534.
- Lewis, K. A., Tzilivakis, J. und Warner, D. (2010): Final Report for Defra Projekt FO0419: Effective Approaches to Environmental Labelling of Food Products. Hertfordshire: University of Hertfordshire Agriculture and Environment Research Unit, Science and Technology Research Institute.
- Liang, N.-K. und Peng, H.-K. (2005): A study of air-lift artificial upwelling. *Ocean Engineering* 32, 731–745.
- Liu, C. C. K., Dai, J. J., Lin, H. und Guo, F. (1999): Hydrodynamic performance of wave-driven artificial upwelling device. *Journal of Engineering Mechanics* Juli, 728–732.
- Liu, C. P. (1999): Research on artificial upwelling and mixing at the University of Hawaii at Manoa. *IOA Newsletter* 10 (4), 1–8.
- Livingston, H. D. und Povinec, P. P. (2000): Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean & Coastal Management* 43, 689–712.
- Lloyd's (2012): Arctic Opening: Opportunity and Risk in the High North. London: Chatham House.
- Lodge, M., Anderson, D., Lobach, T., Munro, G., Sainsbury, K. und Willock, A. (2007): Recommended Best Practice for Regional Fisheries Management Organizations. Report of an Independent Panel to Develop a Model for Improved Governance by Regional Fisheries Management Organizations. London: Chatham House.
- Lohbeck, K. T., Riebesell, U. und Reusch, T. B. H. (2012): Adaptive evolution of a key phytoplankton species to ocean acidification. *Nature Geoscience* 5, 346–351.
- Lohmann, D. (2012): Salz – vom Luxusgut zum Massenprodukt. Im Fokus: Bodenschätze. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Lohmann, R., Breivik, K., Dachs, J. und Muir, D. (2007): Global fate of POPs: current and future research directions. *Environmental Pollution* 150, 150–165.
- Long, D., Lovell, M. A., Rees, J. G. und Rochelle, C. A. (2009): Sediment-hosted gas hydrates: new insights on natural and synthetic systems. Geological Society, London, Special Publications 319, 1–9.
- Long Island Sound (2013): Long Island Sound Study Action Agenda: 2011–2013. Stamford, CT: EPA Long Island Sound Office.
- Lorenz, E. N. (1967): The Nature and the Theory of the General Circulation of the Atmosphere. Genf: World Meteorological Organization (WMO).
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., Kidwell, S., Kirby, M. X., Peterson, C. H. und Jackson, J. B. C. (2006): Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806–1809.
- Lovelock, J. E. und Rapley, C. G. (2007): Ocean pipes could help the Earth to cure itself. *Nature* 449, 1.
- Lu, X., McElroy, M. und Kiviluoma, J. (2009): Global potential for wind-generated electricity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (27), 10933–10938.
- Lübbert, D. (2005): Das Meer als Energiequelle – Wellenkraftwerke, Osmose-Kraftwerke und weitere Perspektiven der Energiegewinnung aus dem Meer. Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags. INFO-BRIEF WF VIII–116. Berlin: Deutscher Bundestag.
- Lucke, K., Lepper, P. A., Blanchet, M.-A. und Siebert, U. (2009): Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *Journal of the Acoustical Society of America* 125 (6), 4060–4070.
- Luhmann, N. (1975): Die Weltgesellschaft. Soziologische Aufklärung 2, 51–71.
- Luk, S. und Ryrice, R. (2010): Legal Background Paper: Environmental Regulation of Oil Rigs in EU Waters and Potential Accidents London: Client Earth.
- Lundquist, T. J., Woertz, I. C., Quinn, N. W. und Benemann, J. R. (2010): A Realistic Technology and Engineering Assessment of Algae Biofuel Production. Berkeley: Energy Biosciences Institute EBI.
- MA – Millennium Ecosystem Assessment (2005a): Volume I: Ecosystems and Human Well-Being. Current State and Trends. Washington, DC: Island Press.
- MA – Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Volume III: Ecosystems and Human Well-Being. Policy Responses. Washington, DC: Island Press.
- Ma, J., Hung, H., Tian, C. und Kallenborn, R. (2011): Revolatilization of persistent organic pollutants in the Arctic induced by climate change. *Nature Climate Change* 1, 256–260.
- MacArtain, P., Gill, C. I. R., Brooks, M., Campbell, R. und Rowland, I. R. (2007): Nutritional value of edible seaweeds. *Nutrition Reviews* 65 (12), 535–543.
- MacKenzie, B. R., Mosegaard, H. und Rosenberg, A. A. (2008): Impending collapse of bluefin tuna in the northeast Atlantic and Mediterranean. *Conservation Letters* 2, 25–34.
- Mackenzie, F. T., Ver, L. M. und Lerman, A. (2002): Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the carbon cycle. *Chemical Geology* 190, 13–32.
- Mackinson, S. (2001): Representing trophic interactions in the North Sea in the 1880s, using the Ecopath mass-balance approach. In: S., G., Christensen, V. und Pauly, D. (Hrsg.): Fisheries Impacts on North Atlantic Ecosystems: Models and Analyses. Fisheries Centre Research Reports 9. Vancouver, BC: UBC Fisheries Centre, 35–98.
- Madigan, D. J., Baumann, Z. und Fisher, N. S. (2012): Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (24), 9483–9486.
- Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. und Tyack, P. (2006): Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series* 309, 279–295.
- Maersk Group (2013): CO₂ Transportation and Storage. Kopenhagen: Maersk Group.
- Mann Borgese, E. (1975): Das Drama der Meere. Frankfurt/M.: Fischer.
- Mann Borgese, E. (1999): Mit den Meeren leben. Hamburg: Dreiviertel Verlag.
- Manta Consulting (2011): Financing Fisheries Change: Learning From Case Studies. Dovedale, CT, Marriottsville, MD: Manta Consulting.

- Marí, F. (2010): Unfair abgefischt – Armut aufgetischt. Die Plünderung der Fischgründe vor Westafrika – 30 Jahre EU Fischereipolitik. Rundbrief Umwelt & Entwicklung: SOS für die Meere 3, 8–10.
- Marí, F. J. (2012): Fremde Gewässer. Entwicklung + Zusammenarbeit 53, 423–427.
- Maribus (Hrsg.) (2010): World Ocean Review 1 – Mit den Meeren leben. Hamburg: Maribus.
- Maribus (Hrsg.) (2013): World Ocean Review 2 – Die Zukunft der Fische, die Fischerei der Zukunft. Hamburg: Maribus.
- Marine Harvest (2008): Sustainability Report 2008. Internet: <http://www.marineharvest.com/en/CorporateResponsibility/Sustainability-Reports> (gelesen am 27. Juli 2012). Bergen: Marine Harvest.
- Marine Harvest (2011): Annual Report 2011. Internet: <http://www.marineharvest.com/en/CorporateResponsibility/Sustainability-Reports> (gelesen am 27. Juli 2012). Bergen: Marine Harvest.
- Marko, P. B., Nance, H. A. und Guynn, K. D. (2011): Genetic detection of mislabeled fish from a certified sustainable fishery. *Current Biology* 21 (16), R621–R622.
- Markus, T. (2010): Die Regulierung anthropogener Lärmeinträge in die Meeresumwelt. *Natur und Recht* 32 (4), 236–247.
- Markus, T. (2012): Die EU-Fischereihandelspolitik: Analyse und Handlungsbedarf. Expertise für das WBGU-Hauptgutachten „Welt im Wandel: Menschheitserbe Meer“. Internet: http://www.wbgu.de/wbgu_jg2012_Expertise_Markus.pdf. Berlin: WBGU.
- Markus, T. und Maurer, A. (2012): Windenergie und Gewerbesteuer. Zur Lückenhaftigkeit des Rechts der Offshore-Windenergie-Besteuerung. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht – Extra* 10, 10.
- Martell, S. und Froese, R. (2012): A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries* eingereicht, DOI: 10.1111/j.1467-2979.2012.00485.x.
- Maruyama, S., Tsubaki, K., Taira, K. und Sakai, S. (2004): Artificial upwelling of deep seawater using the perpetual salt fountain for cultivation of ocean desert. *Journal of Oceanography* 60, 563–568.
- Matsuda, F., Tsurutani, T., Szyper, J. P. und Takahashi, P. (1998): The ultimate ocean ranch. *OCEANS 98. Conference Proceedings* 2, 971–976.
- Matsuda, F., Szyper, J., Takahashi, P. und Vadus, J. R. (1999): The ultimate ocean ranch. *Sea Technology* 40 (8), 17–26.
- Matz-Lück, N. und Fuchs, J. (2012): Die Ausweisung mariner Schutzgebiete in hoheitsfreien Räumen am Beispiel des OSPAR-Abkommens. *Zeitschrift für Umweltrecht* 10, 532–542.
- McClimans, T. A., Handa, A., Fredheim, A., Lien, E. und Reitan, K. I. (2010): Controlled artificial upwelling in a fjord to stimulate non-toxic algae. *Aquacultural Engineering* 42, 140–147.
- McCook, L., Ayling, T., Cappel, M., Choat, J. H., Evans, R. D., De Freitas, D. M., Heupel, M., Hughes, T. P., Jones, G. P., Mapstone, B., Marsh, H., Mills, M., Molloy, F. J., Pitcher, C. R., Pressey, R. L., Russ, G. R., Sutton, S., Sweatman, H., Tobin, R., Wachenfeld, D. R. und Williamson, D. H. (2010): Adaptive management of the Great Barrier Reef: a globally significant demonstration of the benefits of networks of marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (43), 18278–18285.
- McDorman, T. L. (2005): Impementing existing tools: turning words into actions – decision-making processes of Regional Fisheries Management Organisations (RFMOs). *The International Journal of Marine and Coastal Law* 20 (3–4), 423–457.
- McDorman, T. L. (2006): Law and politics in ocean governance: The UN Fish Stocks Agreement and regional fisheries management. *Ocean Development & International Law* 37 (3–4), 390–391.
- McIntyre, A. D. (2010): *Life in the World's Oceans. Diversity, Distribution, and Abundance*. London: Wiley-Blackwell.
- McKinley, K. R. und Takahashi, P. K. (1991): Deep ocean water, artificial upwelling, and open ocean mariculture: a promise for the future. *OCEANS 91. Ocean Technologies and Opportunities in the Pacific for the 90's. Proceedings* 1, 195–199.
- McKinsey (2008): *Carbon Capture and Storage: Assessing the Economics*. New York: McKinsey Climate Change Initiative.
- McKinsey (2011): *The Emerging Equity Gap: Growth and Stability in the New Investor Landscape*. New York: McKinsey Global Institute.
- MCS Network (2012): What is the Role of the MCS Network? Internet: <http://imcsnet.org/about-us/> (gelesen am 6. September 2012). Maryland: MCS Network.
- Mee, L. (2006): Reviving deadzones. How can we restore coastal seas ravaged by runaway plant and algae growth caused by human activities? *Scientific American* November, 80–88.
- Mee, L. D., Jefferson, R. L., Laffoley, D. und Elliot, M. (2008): How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive. *Marine Pollution Bulletin* 56, 187–204.
- Melnichuk, M. C., Essington, T., Branch, T. A., Heppell, S. S., Jensen, O. P., Link, J. S., Martell, S., Parma, A. M., Pope, J. und Smith, A. D. M. (2012): Can catch share fisheries better track management targets? *Fish and Fisheries* 13, 267–290.
- Menasveta, P. (1997): Mangrove destruction and shrimp culture systems. *World Aquaculture* 28, 36–42.
- Mendel, B. und Garthe, S. (2010): Kumulative Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung und Schiffsverkehr am Beispiel der Seetaucher in der Deutschen Bucht. *Coastline Reports* 15, 31–44.
- Merino, G., Barange, M., Blanchard, J. L., Harle, J., Holmes, R., Allen, I., Allison, E. H., Badjcek, M. C., Dulvy, N. K., Holt, J., Jennings, S., Mullan, C. und Rodwell, L. D. (2012): Can marine fisheries and aquaculture meet fish demand from a growing human population in a changing climate? *Global Environmental Change* 22, 795–806.
- Merkel, A. (2011): Rede von Bundeskanzlerin Angela Merkel anlässlich des Kongresses der CDU/CSU-Fraktion „Rio+20: Gehen die Meere unter? – Neue Impulse für den internationalen Meeresschutz“. Internet: <http://www.bundesregierung.de/Content/DE/Rede/2011/10/2011-10-24-bkin-kongress-meeresschutz.html> (gelesen am 25. Januar 2013). Berlin: Bundesregierung.
- Mero, J. L. (1965): *The Mineralogical Resources of the Sea*. New York: Elsevier.
- Messner, D. (2000): Strukturen und Trends der Weltgesellschaft. In: SEF – Stiftung Entwicklung und Frieden (Hrsg.): *Globale Trends 2000. Fakten. Analysen. Prognosen*. Frankfurt/M.: Fischer, 44–75.
- Messner, D. (2010): Globale Struktur Anpassung: Weltwirtschaft und Weltpolitik in den Grenzen des Erdsystems. In: Welzer, H. (Hrsg.): *Klimakulturen*. Frankfurt/M.: Campus, 65–80.
- Met Office (2012): Met Office Hadley Centre Observations Datasets. Internet: <http://www.metoffice.gov.uk/hadobs/hadst3/data/download.html> (gelesen am 26. Februar 2013). London: Met Office Hadley Centre.
- Meyer, J. (1980): The world polity and the authority of the nation-state. In: Bergensen, A. (Hrsg.): *Studies of the Modern World System*. New York: Academic Press, 109–137.
- Michelet, J. (2006 [1861]): *Das Meer*. Frankfurt/M.: Campus.
- Midtlyng, P. J., Grave, K. und Horsberg, T. E. (2011): What has been done to minimize the use of antibacterial and antiparasitic

- drugs in Norwegian aquaculture? *Aquaculture Research* 42 (Supplement 1), 28–34.
- Miljutin, D. M., Miljutina, M. A., Arbizu, P. M. und Galéron, J. (2011): Deep-sea nematode assemblage has not recovered 26 years after experimental mining of polymetallic nodules (Clarion-Clipperton Fracture Zone, Tropical Eastern Pacific). *Deep Sea Research Part O: Oceanographic* 58 (8), 885–897.
- Milkov, A. V. (2004): Global estimates of hydrate-bound gas in marine sediments: How much is really out there? *Earth Science Review* 66, 183–197.
- Miller, M. (1993): The rise of coastal and marine tourism. *Ocean and Coastal Management* 20, 181–199.
- MIT – Massachusetts Institute of Technology (2011): *The Future of Natural Gas. An Interdisciplinary MIT Study.* Cambridge, MA: Cambridge University Press.
- Mitchell, C., Sawin, J., Pokharel, G. R., Kammen, D. und Wang, Z. (2011): Policy, financing and implementation. In: Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S. und von Stechow, C. (Hrsg.): *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation.* Cambridge, New York: Cambridge University Press, 5–97.
- Mitchell, R. B. (1994): Regime design matters: international oil pollution and treaty compliance. *International Organisation* 48 (3), 425–458.
- Moberg, F. und Folke, C. (1999): Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29 (2), 215–233.
- Mohammed, E. Y. (2012): Payments for coastal and marine ecosystem services: prospects and principles. *IIED Briefing Mai*, 4.
- Molenaar, E. J. (2007): Current legal and institutional issues relating to the conservation and management of high-seas deep-sea fisheries. *FAO Fisheries Reports* 838, 113–127.
- Molenaar, E. J. (2011): Non-participation in the fish stocks agreement: status and reasons. *The International Journal of Marine and Coastal Law* 26, 195–234.
- Molenaar, E. J. und Corell, R. W. (2009): *Background Paper Fisheries.* Pittsburgh, PA: Arctic Transform, The Heinz Center.
- Mollat du Jourdin, M. (1993): *Europa und das Meer.* München: Beck.
- Mooney-Seus, M. und Rosenberg, A. A. (2007): *Regional Fisheries Management Organizations (RFMOs): Progress in Adopting Precautionary Approach and Ecosystem-Based Management.* Greenville, SC: Fort Hill Associates LLC.
- Mora, C., Myers, R. A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T. J., Sumaila, R. U., Zeller, D., Watson, R., Gaston, K. J. und Worm, B. (2009): Management effectiveness of the world's marine fisheries. *PLoS Biology* 7 (6), e1000131.
- Moridis, G., Collet, T., Boswell, R., Kurihara, M., Reagan, M., Koh, C. und Sloan, E. D. (2009): Toward production from gas hydrates: current status, assessment of resources, and simulation-based evaluation of technology and potential. *SPE Reservoir Evaluation & Engineering* 12 (5), 745–771.
- Mørk, G., Barstow, S., Kabuth, A. und Pontes, M. T. (2010): *Assessing the Global Wave Energy Potential.* Proceedings of the 29th International Conference on Ocean, Offshore Mechanics and Arctic Engineering (OMAE). Shanghai: OMAE Secretariat.
- Moy, A. D., Howard, W. R., Bray, S. G. und Trull, T. W. (2009): Reduced calcification in modern Southern Ocean planktonic foraminifera. *Nature Geoscience* 2, 276–280.
- MRAG – Marine Resources Assessment Group (2005): *Review of Impacts of Illegal, Unreported and Unregulated Fishing on Developing Countries.* Synthesis Report. London: MRAG.
- MSC – Marine Stewardship Council (2012a): *Marine Stewardship Council Annual Report 2011/12.* London: MSC.
- MSC – Marine Stewardship Council (2012b): *MSC-Umweltstandard für nachhaltige Fischerei.* Internet: <http://www.msc.org/ueber-uns/standards-de/standard-und-methodik> (gelesen am 24. Februar 2012). London: MSC.
- MSC – Marine Stewardship Council (2013): *List of All Certified Fisheries.* Internet: <http://www.msc.org/track-a-fishery/fisheries-in-the-program/certified/all-certified-fisheries> (gelesen am 24. Februar 2013). London: MSC.
- Muhling, B. A., Lee, S.-K., Lamkin, J. T. und Liu, Y. (2011): Predicting the effects of climate change on bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) spawning habitat in the Gulf of Mexico. *ICES Journal of Marine Science* 68, 1051–1062.
- Müller, M. und Wallace, R. (2008): Enabling science and technology for marine renewable energy. *Energy Policy* 36, 4376–4382.
- Munday, P. L., Dixon, D. L., Donelson, J. M., Jones, G. P., Pratchett, M. S., Devitsina, G. V. und Doving, K. B. (2011): Ocean acidification impairs olfactory discrimination and homing ability of a marine fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (6), 1848–1852.
- Munday, P. L., Dixon, D. L., McCormick, M. I., Meekan, M., Ferrari, M. C. O. und Chivers, D. P. (2010): Replenishment of fish populations is threatened by ocean acidification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (29), 12930–12934.
- Munro, G., van Houtte, A. und Willmann, R. (2004): *The Conservation and Management of Shared Fish Stocks: Legal and Economic Aspects.* FAO Fisheries Technical Paper No. 465. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Munro, G. R. (2010): *From Drain to Gain in Capture Fisheries Rent. A Synthesis Study.* FAO Fisheries and Agricultural Technical Paper No. 538. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Murray, B. C., Pendleton, L., Jenkins, A. W. und Sifleet, S. (2011): *Green Payments for Blue Carbon. Economic Incentives for Protecting Threatened Coastal Habitats.* Durham, NC: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions.
- Myers, R. A., Baum, J. K., Shepherd, T. D., Powers, S. P. und Peterson, C. H. (2007): Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science* 315, 1846–1850.
- Myers, R. A. und Worm, B. (2003): Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280–283.
- Naber, H., Lange, G.-M. und Hatzios, M. (2008): *Valuation of Marine Ecosystem Services: A Gap Analysis.* Washington, DC: World Bank, The Earth Institute.
- NACA – Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific und FAO – Food and Agriculture Organization (2000): *Aquaculture Development Beyond 2000: The Bangkok Declaration and Strategy.* Conference on Aquaculture in the Third Millennium, 20–25 February 2000, Bangkok, Thailand. Internet: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/ad351e/AD351e00.pdf> (gelesen am 13. November 2012). Rom, Bangkok: FAO, NACA.
- Nakayama, K., Oshima, Y., Nagafuchi, K., Hano, T., Shimasaki, Y. und Honjo, T. (2005): Early-life-stage toxicity in offspring from exposed parent medaka, *Oryzias latipes*, to mixtures of tributyltin and polychlorinated biphenyl. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (3), 591–596.
- Nanz, P. und Fritsche, M. (2012): *Handbuch Bürgerbeteiligung.* Bonn: Bundeszentrale für politische Bildung.
- NASA – National Aeronautics and Space Administration (2006): *TOPEX/Poseidon: Revealing Hidden Tidal Energy.* Greenbelt: NASA Goddard Space Flight Center Scientific Visualization Studio.
- NASA – National Aeronautics and Space Administration (2013): *Sea Ice Concentrations (Percent) September 2012.* Internet: <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/World>

- OfChange/sea_ice.php (gelesen am 24. Januar 2013). Greenbelt: NASA.
- Naylor, R. und Burke, M. (2005): Aquaculture and ocean resources: raising tigers of the sea. *Annual Review of Environment and Resources* 30, 185–218.
- Naylor, R. L., Goldberg, R., Primavera, J. H., Kautsky, N., Beveridge, M. C. M., Clay, J., Fole, C., Lubchenco, J., Mooney, H. und Troell, M. (2000): Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017–1024.
- Naylor, R. L., Hardy, R. W., Bureau, D. P., Chiu, A., Elliott, M., Farrell, A. P., Forster, I., Gatlin, D. M., Goldberg, R. J., Hua, K. und Nichols, P. D. (2009): Feeding aquaculture in an era of finite resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (36), 15103–15110.
- NBR – National Bureau of Asian Research (2011): Maritime Energy Resources in Asia. Energy and Geopolitics. NBR Special Report No. 35. Washington, DC: NBR.
- NCR – NOAA Coral Reef Conservation Program (2011): Medicine: About Corals. Values. Internet: <http://coralreef.noaa.gov/aboutcorals/values/medicine/> (gelesen am 24. Januar 2013). Silver Spring, MD: NCR.
- Nel, W. (2003): Feasibility of Energy Plant in Agulhas Ocean Current. Eskom Report No RES/SC/03/22509. Johannesburg: Eskom Holdings Ltd.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L. und Grimsditch, G. (2009): Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. Nairobi, New York: United Nations Environment Programme (UNEP), GRID-Arendal.
- Nerem, R. S., Chambers, D., Choe, C. und Mitchum, G. T. (2010): Estimating mean sea level change from the TOPEX and Jason altimeter missions. *Marine Geodesy* 33 (1, supp 1), 435.
- Nerem, R. S., Chambers, D., Choe, C. und Mitchum, G. T. (2013): 2013_rel2: Global Mean Sea Level Time Series (seasonal signals removed). Edited: 2013-02-27. Internet: <http://sealevel.colorado.edu/> (gelesen am 4. März 2013). Boulder, CO: University of Colorado.
- Neuhoff, K. (2005): Large-scale deployment of renewables for electricity generation. *Review of Economic Policy* 21 (1), 88–110.
- Newman, D. J., Kilama, J., Bernstein, A. und Chivian, E. (2008): Medicines from nature. In: Chivian, E. und Bernstein, A. (Hrsg.): *Sustaining Life. How Human Health Depends on Biodiversity*. Oxford, New York: Oxford University Press, 117–161.
- Ngembo, J. M. (2008): Rapport d'enquete sûr l'impact des importations des poissons sûr la pêche artisanale au bas-fleuve. Bonn: Evangelischer Entwicklungsdienst (EED).
- Nicolas, D., Chaalali, A., Drouineau, H., Lobry, J., Uriarte, A., Borja, A. und Boet, P. (2011): Impact of global warming on European tidal estuaries: some evidence of northward migration of estuarine fish species. *Regional Environmental Change* 11, 639–649.
- Nielsen, E. und Gjertsen, H. (2010): Economic Incentives for Marine Conservation. Arlington, VA: Conservation International.
- Nihous, G. C. (2007): A preliminary assessment of ocean thermal energy conversion resources. *Journal of Energy Resources Technology* 129, 10–17.
- Nihous, G. C. (2010): Mapping available Ocean Thermal Energy Conversion resources around the main Hawaiian Islands with state-of-the-art tools. *Journal of Renewable Sustainable Energy* 2 (4), 043104.
- NODC – National Oceanographic Data Center (2005): World Ocean Atlas (WOA). Internet: http://odv.awi.de/en/data/ocean/world_ocean_atlas_2005/ (gelesen am 19. Oktober 2011). Silver Spring: NODC.
- Noone, K., Sumaila, R. und Diaz, R. J. (2012): Der Wert des Ozeans – Valuing the Ocean. Stockholm: Stockholm Environment Institute (SEI).
- Norse, E. A., Brooke, S., Cheung, W. W. L., Clark, M. R., Ekeland, I., Froese, R., Gjerde, K. M., Haedrich, R. L., Heppell, S. S., Morato, T., Morgan, L. E., Pauly, D., Sumaila, R. und Watson, R. (2012): Sustainability of deep-sea fisheries. *Marine Policy* 36, 307–320.
- North, D. C. (1992): Institutionen, institutioneller Wandel und Wirtschaftsleistung. Tübingen: Mohr Siebeck.
- NRC – National Research Council (2002): Effects of Trawling and Dredging on Seafloor Habitat. Washington, DC: National Academy Press.
- NRC – National Research Council (2006): Dynamic Changes in Marine Ecosystems: Fishing, Food Webs, and Future Options. Washington, DC: National Academy Press.
- NSIDC – National Snow & Ice Data Center (2012a): Arctic Sea Ice Extent Settles at Record Seasonal Minimum. Internet: <http://nsidc.org/arcticseaicenews/2012/09/arctic-sea-ice-extent-settles-at-record-seasonal-minimum/> (gelesen am 16. Februar 2013). Boulder, CO: NSIDC.
- NSIDC – National Snow & Ice Data Center (2012b): Poles Apart: A Record-Breaking Summer and Winter. Internet: <http://nsidc.org/arcticseaicenews/2012/10/poles-apart-a-record-breaking-summer-and-winter/> (gelesen am 16. Februar 2013). Boulder, CO: NSIDC.
- O'Leary, B. C., Brown, R. L., Johnson, D. E., von Nordheim, H., Ardron, J., Packeiser, T. und Roberts, C. M. (2011): The first network of marine protected areas (MPAs) in the high seas: the process, challenges and where next. *Marine Policy* 36, 598–605.
- O'Rourke, F., Boyle, F. und Reynolds, A. (2010): Tidal energy update 2009. *Applied Energy* 87 (2), 398–409.
- Oda, S. (1983): Fisheries under the United Nations Convention on the Law of the Sea. *The American Journal of International Law* 77, 739–755.
- Oebius, H. U., Becker, H. J., Rolinski, S. und Jankowski, J. A. (2001): Parametrization and evaluation of marine environmental impacts produced by deep-sea manganese nodule mining. *Deep-Sea Research II* (48), 3453–3467.
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2004): Review of Fisheries in OECD Countries. Country Statistics 2000–2002. Paris: OECD Publishing.
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2008): Fishing for Coherence in West Africa: Policy Coherence in the Fisheries Sector in Seven West Africa Countries. Executive Summary. Paris: OECD Publishing.
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2009): Strengthening Regional Fisheries Management Organizations. Paris: OECD Publishing.
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2010): Globalisation in Fisheries and Aquaculture, Opportunities and Challenges. Paris: OECD Publishing.
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2012a): OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction. Paris: OECD Publishing.
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2012b): Rebuilding Fisheries. The Way Forward. Paris: OECD Publishing.
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2012c): OECD Review of Fisheries: Country Statistics 2012. Paris: OECD Publishing.
- OES – Ocean Energy Systems (2011a): An International Vision for Ocean Energy. Internet: <http://www.iea-oceans.org> (gelesen am 11. Juli 2012). Lissabon: OES.

- OES – Ocean Energy Systems (2011b): Annual Report 2011: Implementing Agreement on Ocean Energy Systems. Lissabon: OES.
- Offshore-Windenergie.net (2013): Genehmigte Offshore-Windparks. Internet: <http://www.offshore-windenergie.net/windparks/genuehmigt> (gelesen am 24. Januar 2013). Münster: Internationales Wirtschaftsforum Regenerative Energien (IWR).
- Ökologische Briefe Redaktion (1995): Kiel verfolgt einen vorsorgenden Ansatz. *Ökologische Briefe* 39, 2.
- Oligae (2010): Oligae Guide to Fuels from Macroalgae. Tamilnadu: Oligae.
- Olivier, J. G., Janssens-Maenhout, G. und Peters, J. A. H. W. (2012): Trends in Global CO₂ Emissions. 2012 Report. The Hague, Bilthoven: PBL Netherlands Environment Assessment Agency.
- Olsen, E. M., Heino, M., Lilly, G. R., Morgan, J. M., Brattey, J., Ernande, B. und Dieckmann, U. (2004): Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. *Nature* 428, 932–935.
- Olsen, Y., Otterstad, O. und Duarte, C. (2008): Status and future perspectives of marine aquaculture. In: Holmer, M., Black, K., Duarte, C. M., Marbà, N. und Karakassis, I. (Hrsg.): *Aquaculture in the Ecosystem*. Berlin, Heidelberg: Springer, 293–319.
- Oosterveer, P. (2008): Governing global fish provisioning: ownership and management of marine resources. *Ocean and Coastal Management* 51, 797–805.
- Orr, J. C. (2011): Recent and future changes in ocean carbonate chemistry. In: Gattuso, J.-P. und Hansson, L. (Hrsg.): *Ocean Acidification*. Oxford, NY: Oxford University Press, 41–66.
- Orr, J. C., Fabry, V. J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S. C., Feely, R. A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R. M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R. G., Plattner, G. K., Rodgers, K. B., Sabine, C. L., Sarmiento, J. L., Schlitzer, R., Slater, R. D., Totterdell, I. J., Weirig, M. F., Yamanaka, Y. und Yool, A. (2005): Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437, 681–686.
- Oschlies, A., Pahlow, M., Yool, A. und Matear, R. J. (2010): Climate engineering by artificial ocean upwelling: channelling the sorcerer's apprentice. *Geophysical Research Letters* 37, L04701.
- OSPAR (2008): Background Document on Potential Problems Associated with Power Cables Other than those for oil and gas activities. London: OSPAR Commission.
- OSPAR (2009): Overview of the Impacts of Anthropogenic Underwater Sound in the Marine Environment. London: OSPAR Commission.
- OSPAR (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. OSPAR Agreement 2010-3. Internet: http://www.ospar.org/html_documents/ospar/html/10-03e_nea_environment_strategy.pdf#BDC (gelesen am 19. Februar 2013). London: OSPAR Commission.
- OSPAR (2010b): Hazardous substances. Chapter 5. In: OSPAR Commission (Hrsg.): *Quality Status Report 2010*. London: OSPAR Commission, 37–52.
- OSPAR (2010c): *Quality Status Report 2010*. London: OSPAR Commission.
- Ostrom, E. (1990): *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2009a): A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325, 419–423.
- Ostrom, E. (2009b): Beyond markets and states: polycentric governance of complex economic systems. *American Economic Review* 100 (3), 641–672.
- Ostrom, E., Burger, J., Field, C. B., Norgaard, R. B. und Policansky, D. (1999): Revisiting the commons: local lessons, global challenges. *Science* 284, 278.
- Ouchi, K. und Nakahara, H. (1999): The deep ocean water upwelling machine using density current creation of fishing ground and absorption of CO₂. *Oceans '99 MTS/IEEE* 2, 1019–1024.
- Ozean der Zukunft (2010): Die Ölkatastrophe im Golf von Mexiko – was bleibt? Hintergrundinformationen und offene Fragen zu den Folgen der Explosion der „Deepwater Horizon“ für die Meere und ihre Küsten – von Wissenschaftlern aus dem Kieler Exzellenzcluster „Ozean der Zukunft“. Kiel: Exzellenzcluster „Ozean der Zukunft“, Universität Kiel.
- Padiyar, A. (2005): Aquaculture: the way forward for shrimp health and quality management at village level. *Aquaculture* X (2), 33–35.
- Pagiola, S., Bishop, J. und Landell-Mills, N. (Hrsg.) (2002): *Selling Forest Environmental Services. Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. London: Earthscan.
- Pattberg, P. H. (2004a): Private-private Partnerships als innovative Modelle zur Regel(durch)setzung. Das Beispiel des Forest Stewardship Councils. In: Brühl, T. (Hrsg.): *Unternehmen in der Weltpolitik. Politiknetzwerke, Unternehmensregeln und die Zukunft des Multilateralismus*. Bonn: Dietz, 143–162.
- Pattberg, P. H. (2004b): The Institutionalisation of Private Governance. Conceptualising an Emerging Trend in Global Environmental Politics. *Global Governance Working Paper No. 9*. Amsterdam: Universität Amsterdam.
- Pattberg, P. H. (2007): *Private Institutions and Global Governance. The New Politics of Environmental Sustainability*. Cheltenham, Northampton: Edward Elgar Publishing.
- Paul, N. A., Tseng, C. K. und Borowitzka, M. (2012): Seaweed and microalgae. Chapter 13. In: Lucas, J. S. und Southgate, P. C. (Hrsg.): *Aquaculture. Farming Aquatic Animals and Plants*. London: Wiley-Blackwell, 268–294.
- Pauly, D. (1995): Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 430.
- Pauly, D. (2013): Does catch reflect abundance? Point: yes, it is a crucial signal. *Nature* 494, 303–306.
- Pauly, D. und Froese, R. (2012): Comments on FAO's State of Fisheries and Aquaculture, or 'SOFIA 2010'. *Marine Policy* 36, 746–752.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. und Torres jr., F. (1998): Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860–863.
- Pauly, D., Christensen, V., Guenette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R. und Zeller, D. (2002): Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689–695.
- Pauly, D., Alder, J., Bennett, G., Christensen, V., Tyedmers, P. und Watson, R. T. (2003): The future for fisheries. *Science* 302, 1359–1361.
- Pavitt, K. (2005): Innovation process. In: Fagerberg, J., Mowery, D. C. und Nelson, R. R. (Hrsg.): *The Oxford Handbook of Innovation*. Oxford, New York: Oxford University Press, 86–115.
- Pêchecops – Fédération Nationale des Pêches de Mauritanie (2012): The Proposed Protocol to the EU-Mauritania Fisheries Agreement: Towards Sustainable Fisheries? Report and Recommendations. Mauritanian Civil Society Round Table Discussion 14–15 October 2012, Nouakchott. Nouakchott: Pêchecops.

- PEG – Pew Environment Group (2010): Oil Spill. Prevention and Response in the U.S. Arctic Ocean: Unexamined Risks, Unacceptable Consequences. Philadelphia, PA: Pew Environment Group.
- PEG – Pew Environment Group (2012): COFI Policy Statement. Recommendations to the 30th Session of the Committee on Fisheries of the Food and Agriculture Organization of the United Nations. Philadelphia, PA: PEG.
- Peixoto, J. P. und Oort, A. H. (1992): Physics of Climate. New York: American Institute of Physics.
- Pelamis Wave Power (2011): Technology and Projects. Internet: <http://www.pelamiswave.com/our-projects/> (gelesen am 19. Oktober 2011). Edinburgh: Pelamis Wave Power Ltd.
- Pelc, R. A. und Fujita, R. M. (2002): Renewable energy from the ocean. *Marine Policy* 26, 471–479.
- Pelc, R. A., Warner, R. R., Gaines, S. D. und Paris, C. B. (2010): Detecting larval export from marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (43), 18266–18271.
- Pelletier, N., Tyedmers, P., Sonesson, U., Scholz, A., Ziegler, F., Flysjo, A., Kruse, S., Cancino, B. und Silverman, H. (2009): Not all salmonids are created equal: life cycle assessment (LCA) of global salmon farming systems. *Environmental Science & Technology* 43 (23), 8730–8736.
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, A. W., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D. und Baldera, A. (2012): Estimating global „Blue Carbon“ emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* 7 (9), e43542.
- Perrette, M., Landerer, F., Riva, R., Frieler, K. und Meinshausen, M. (2013): A scaling approach to project regional sea level rise and its uncertainties. *Earth System Dynamics* 4, 11–29.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R. und Reynolds, J. D. (2005): Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308, 1912–1915.
- Peters, G. P., Marland, G., Le Quéré, C., Boden, T., Canadell, J. G. und Raupach, M. R. (2012): Rapid growth in CO₂ emissions after the 2008–2009 global financial crisis. *Nature Climate Change* 2, 2–4.
- Pikitch, E. K., Santora, C., Babcock, E. A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D. O., Dayton, P. K., Doukakis, P., Fluharty, D. L., Heneman, B., Houde, E. D., Link, J., Livingston, P., Mangel, M., McAllister, D. E., Pope, J. und Sainsbury, K. J. (2004): Ecosystem-based fishery management. *Science* 305, 346–347.
- Pikitch, E. K., Rountos, K. J., Essington, T., Santora, C., Pauly, D., Watson, R., Sumaila, U. R., Boersma, D., Boyd, I. L., Conover, D. O., Cury, P. M., Heppell, S. S., Houde, E. D., Mangel, M., Plagányi, E., Sainsbury, K. J., Steneck, R. S., Geers, T. M., Gownaris, N. und Munch, S. B. (2012a): The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. *Fish and Fisheries* doi: 10.1111/faf.12004.
- Pikitch, E. K., Boersma, P. D., Boyd, I. L., Conover, D. O., Cury, P., Essington, T., Heppell, S. S., Houde, E. D., Mangel, M., Pauly, D., Plagányi, E., Sainsbury, K. J. und Steneck, R. S. (2012b): Little Fish, Big Impact: Managing a Crucial Link in Ocean Food Webs. Washington, DC: Lenfest Ocean Program.
- Pils, H. und Kühn, K. (Hrsg.) (2012): Elisabeth Mann Borgese und das Drama der Meere. Hamburg: mare Verlag.
- Pimm, S. L., Alves, M. A. S., Chivian, E. und Bernstein, A. (2008): What is biodiversity? In: Chivian, E. und Bernstein, A. (Hrsg.): *Sustaining Life. How Human Health Depends on Biodiversity*. Oxford, New York: Oxford University Press, 3–26.
- Pinnegar, J. K. und Engelhard, G. H. (2008): The ‘shifting baseline’ phenomenon: a global perspective. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 18, 1–6.
- Piria, R. und Zavolas, L. (2012): Priorities in the North Sea Grid Debate. SEFEP Working Paper. Berlin: Smart Energy for Europe Platform (SEFEP).
- Pitcher, T. J., Kalikoski, D., Pramod, G. und Short, K. (2009): Not honouring the code. Countries are not complying with the UN Code of Conduct for Responsible Fisheries. *Nature* 457, 658–659.
- Pitcher, T. J., Kalikoski, D., Short, K., Varkey, D. und Pramod, G. (2008): An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries. *Marine Policy* 33, 223–232.
- PlasticsEurope (2012): Plastics – the Facts 2012. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data for 2011. Brüssel: PlasticsEurope.
- Platt McGinn, A. (2000): Why Poison Ourselves? A Precautionary Approach to Synthetic Chemicals. *Worldwatch Paper* 153. Washington, DC: Worldwatch Institute.
- Ploskey, G. R. und Carlson, T. J. (2004): Comparison of Blade-Strike Modeling Results with Empirical Data. PNNL-14603. Richland, WA: Pacific Northwest National Laboratory.
- POGO – Partnership for Observation of the Global Oceans (2010): Speed installation of system to monitor vital signs of global ocean, scientists urge. Internet: http://www.eurekalert.org/pub_releases/2010-10/pfoo-sio102510.php (gelesen am 27. September 2012). Plymouth: POGO.
- POGO – Partnership for Observation of the Global Oceans (2011): An Ocean under Change. Plymouth: POGO.
- Polacheck, T. (2012): Politics and independent scientific advice in RFMO processes: a case study of crossing boundaries. *Marine Policy* 36, 132–141.
- Pörtner, H. O. (2005): Auswirkungen von CO₂-Eintrag und Temperaturerhöhung auf die marine Biosphäre. Externe Expertise für das WBGU-Sondergutachten „Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer“. Internet: http://www.wbgu.de/wbgu_sn2006_ex04.pdf. Berlin: WBGU.
- Pörtner, H. O. (2010): Oxygen- and capacity-limitation of thermal tolerance: a matrix for integrating climate-related stressor effects in marine ecosystems. *The Journal of Experimental Biology* 213, 881–893.
- Pörtner, H. O. und Knust, R. (2007): Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *Science* 315, 95–97.
- Posner, E. A. und Sykes, A. O. (2010): Economic foundations of the Law of the Sea. *The American Journal of International Law* 104, 569–596.
- Post, J. W., Veerman, J., Hamelers, H. V. M., Euverink, G. J. W., Metz, S. J., Nymeyer, K. und Buisman, C. J. N. (2007): Salinity-gradient power: Evaluation of pressure-retarded osmosis and reverse electrodialysis. *Journal of Membrane Science* 288, 218–230.
- Post, E., Forchhammer, M. C., Bret-Harte, S. M., Callaghan, T. V., Christensen, T. R., Elberling, B., Fox, A. D., Gilg, O., Hik, D. S., Høye, T. T., Ims, R. A., Jeppesen, E., Klein, D. R., Madsen, J., McGuire, A. D., Rysgaard, S., Schindler, D. E., Stirling, I., Tamstorf, M. P., Tyler, N. J. C., van der Wal, R., Welker, J., Wookey, P. A., Schmidt, N. M. und Aastrup, P. (2009): Ecological dynamics across the Arctic associated with recent climate change. *Science* 325, 1355–1358.
- Potts, T. und Haward, M. (2006): International trade, eco-labelling, and sustainable fisheries – recent issues, concepts and practices. *Environment, Development and Sustainability* 9, 91–106.
- Priest, T. (2007): Extraction not creation: the history of offshore petroleum in the Gulf of Mexico. *Enterprise & Society* Juni, 227–267.
- Primavera, J. H. (2000): Development and conservation of Philippine mangroves: institutional issues. *Ecological Economics* 35, 91–106.

9 Literatur

- Primavera, J. H. (2006): Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. *Ocean & Coastal Management* 49, 531–545.
- Primavera, J. H. und Esteban, J. A. (2008): A review of mangrove rehabilitation in the Philippines: successes, failures and future prospects. *Wetlands Ecological Management* 16, 345–358.
- Proelß, A. (2004): Meeresschutz im Völker- und Europarecht. Das Beispiel des Nordostatlantiks. Berlin: Dunker & Humblot.
- Proelß, A. (2009): Der Beitrag des Völkerrechts zu einem maritimen Infrastrukturrecht. In: Ehlers, P. und Erbguth, W. (Hrsg.): *Infrastrukturrecht zur See: Neue Wege der Meeresordnung*. Baden-Baden: Nomos, 13–26.
- Proelß, A. (2010): Allgemeine Rechtslage. In: Exzellenzcluster Ozean der Zukunft (Hrsg.): *Die Ölkatastrophe im Golf von Mexiko – was bleibt?* Kiel: Universität Kiel, 34–35.
- Proelß, A. und Müller, T. (2008): The legal regime of the Arctic ocean. *Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht* 68, 651–687.
- Proelß, A. und Hong, C. (2012): Ocean upwelling and international law. *Ocean Development & International Law* 43 (4), 371–385.
- Przeworski, A., Stokes, S. C. und Manin, B. (2009): *Democracy, Accountability, and Representation*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Puig, P., Canals, M., Company, J. B., Martin, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A. und Calafat, A. M. (2012): Ploughing the deep sea floor. *Nature* 489, 286–290.
- Pullin, R. S. V. und Sumaila, U. R. (2005): Aquaculture. Diversity, complexity, and dynamics in aquaculture. In: Kooiman, J., Bavinck, M., Jentoft, S. und Pullin, R. (Hrsg.): *Fish for Life. Interactive Governance for Fisheries*. MARE Publication Series No. 3. Centre for Maritime Research. Amsterdam: Amsterdam University Press, 93–107.
- Punt, A. E., Siddeek, M. S. M., Garber-Yonts, B., Dalton, M., Rugolo, L., Stram, D., Turnock, B. J. und Zheng, J. (2012): Evaluating the impact of buffers to account for scientific uncertainty when setting TACs: application to red king crab in Bristol Bay, Alaska. *ICES Journal of Marine Science* 69 (4), 624–634.
- Rabalais, N. N., Diaz, R. J., Levin, L. A., Turner, R. E., Gilbert, D. und Zhang, J. (2010): Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* 7, 585–619.
- Rabalais, N. N., Turner, E. R. und Wiseman jr., W. J. (2002): Gulf of Mexico hypoxia, A.K.A. „The Dead Zone“. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 33, 235–263.
- Ramirez-Llodra, E., Tyler, P. A., Baker, M. C., Bergstad, O. A., Clark, M. R., Escobar, E., Levin, L. A., Menot, L., Rowden, A. A., Smith, C. R. und van Dover, C. L. (2011): Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLoS ONE* 6 (7), 25.
- Ranger, S., Duncan, C., Richardson, P., Solandt, J.-L. und Wood, C. (o.J.): *The public voice for the sea: taking account of traditionally excluded stakeholders in the MPA debate*. Herefordshire: Marine Conservation Society (MCS).
- Rave, T., Triebswetter, U. und Wackerbauer, J. (2013): *Koordination von Innovations-, Energie- und Umweltpolitik. Studien zum deutschen Innovationssystem Nr. 10*. Berlin: Expertenkommission Forschung und Innovation (EFI).
- Rawski, T. G. und Xiao, W. (2001): Roundtable on Chinese economic statistics: introduction. *Chinese Economy Review* 12, 298–302.
- Raye, R. E. (2001): *Characterization Study of the Florida Current at 26.11° North Latitude, 79.50° West Longitude for Ocean Current Power Generation*. M.S. Thesis. Boca Raton, FL: College of Engineering, Florida Atlantic University.
- Reist, J. D., Wrona, F. J., Prowse, T. D., Power, M., Dempson, J. B., Beamish, R. J., King, J. R., Carmichael, G. R. und Sawatzky, C. D. (2006): General effects of climate change on Arctic fishes and fish populations. *Ambio* 35 (7), 370–379.
- Reith, J. H., Deurwaarder, E. P., Hemmes, K., Curvers, A. P., Kamermans, P., Brandenburg, W. und Zeeman, G. (2005): *Bio-Offshore. Grootchalige Teelt van Zeewieren in Combinatie met Offshore Windparken in de Noordzee*. Petten: Energy Research Centre of the Netherlands (ECN).
- Reith, J. H., van Hal, J. W., Lenstra, W. J. und López Contreras, A. M. (2012): *Perspectives of Open Ocean Seaweed Cultivation and Seaweed Biorefinery for Large-Scale Production of Biobased Fuels and Chemicals*. World Biofuels Markets, 13–15 March 2012, Rotterdam. Internet: <http://www.ecn.nl/docs/library/report/2012/112055.pdf> (gelesen am 12. Juli 2012). Petten: ECN.
- Rejeski, D. (2012): *The Next Industrial Revolution. How We Will Make Things in the 21st Century and Why it Matters*. Washington, DC: Wilson Center.
- Ressurreição, A., Zarzycki, T., Kaiser, M., Edwards-Jones, G., Ponce Dentinho, T., Santos, R. S. und Gibbons, J. (2012): Towards an ecosystem approach for understanding public values concerning marine biodiversity loss. *Marine Ecology Progress Series* 467, 15–18.
- Riahi, K., F., Dentener, D., Gielen, A., Grubler, J., Jewell, Z., Klimont, V., Krey, D., McCollum, S., Pachauri, S., Rao, B., van Ruijven, D. P., Vuuren, v. und Wilson, C. (2012): Chapter 17: energy pathways for sustainable development. In: *GEA – Global Energy Assessment (Hrsg.): Global Energy Assessment – Toward a Sustainable Future*. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 1203–1306.
- Richardson, A. J., Bakun, A., Hays, G. C. und Gibbons, M. J. (2012): The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends in Ecology and Evolution* 24 (6), 312–322.
- Richter, S. (2012a): China demonstriert seine Macht mit einem Fischerdorf. Internet: <http://www.zeit.de/politik/ausland/2012-07/china-paracel-spraty> (gelesen am 26. Januar 2013). Hamburg: Zeit Online.
- Richter, S. (2012b): *Maritimer Machtkampf in Ostasien*. Internet: <http://www.zeit.de/politik/ausland/2012-04/manoever-suedostasien-china> (gelesen am 26. Januar 2013). Hamburg: Zeit Online.
- Ridgwell, A. und Schmidt, D. N. (2010): Past constraints on the vulnerability of marine calcifiers to massive carbon dioxide release. *Nature Geoscience* 3, 196–200.
- Riebesell, U., Zondervan, I., Rost, B., Tortell, P. D., Zeebe, R. E. und M., M. F. M. (2000): Reduced calcification of marine plankton in response to increased atmospheric CO₂. *Nature* 407, 364–367.
- Rignot, E., Mouginot, J. und Scheuchl, B. (2011): Ice flow of the Antarctic ice sheet. *Science* 333, 1427–1430.
- Risse, T. und Börzel, T. (2005): *Public-private partnerships. Effective and legitimate tools of international governance?* In: Grande, E. und Pauly, L. W. (Hrsg.): *Complex Sovereignty. Reconstituting Political Authority in the Twenty-First Century*. Toronto: University of Toronto Press, 195–216.
- Roberts, C. W. (2007): *The Unnatural History of the Sea. The Past and Future of Humanity and Fishing*. Washington, DC: Island Press.
- Roberts, C. W. (2012): *Ocean of Life. How Our Seas are Changing*. London: Penguin.
- Roberts, C. W. (2013): *Der Mensch und das Meer. Warum der größte Lebensraum der Erde in Gefahr ist*. München: DVA.
- Robinson, A., Calov, R. und Ganopolski, A. (2012): Multistability and critical thresholds of the Greenland icesheet. *Nature Climate Change* 2, 429–432.

- Rochette, J. und Billé, R. (2012): ICZM protocols to regional seas conventions: What? Why? How? *Marine Policy* 36, 977–984.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Witt, C. A., Hughes, T. M. C., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlim, S., Snyder, P. K., Constanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Livermann, D., Richardson, K., Crutzen, P. J. und Foley, J. A. (2009): Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14 (2), 32–58.
- Roderburg, J. (2011): Marine aquaculture: impacts and international regulation. *Australian and New Zealand Maritime Law Journal* 25 (1), 161–179.
- Roels, O. A., Laurence, S. und van Hemelryck, L. (1979): The utilization of cold, nutrient-rich deep ocean water for energy and mariculture. *Ocean Management* 5, 199–210.
- Roesijadi, G., Rezvankhah, S., Perez-Matus, A., Mittelberg, A., Torruellas, K. und van Veld, P. A. (2008): Dietary cadmium and benzo(a)pyrene increased intestinal metallothionein expression in the fish *Fundulus heteroclitus*. *Marine Environmental Research* 67 (1), 25–30.
- Roesijadi, G., Jones, S. B., Snowden-Swan, L. J. und Zhu, Y. (2010): Macroalgae as a Biomass Feedstock: A Preliminary Analysis. Richland: Pacific Northwest National Laboratory, U.S. Department of Energy.
- Rogers, A. D. und Laffoley, D. (2011): International Earth System Expert Workshop on Ocean Stresses and Impacts. Summary Report. Oxford: International Programme on the State of the Ocean (IPSO).
- Rogner, H.-H., Barthel, F., Cabrera, M., Faaij, A., Giroux, M., Hall, D., Kagramanian, V., Kononov, S., Lefevre, T., Moreira, R., Nötstaller, R., Odell, P. und Taylor, M. (2000): Energy resources. In: Goldemberg, J. (Hrsg.): *World Energy Assessment. Energy and the Challenge of Sustainability*. New York: United Nations Development Programme (UNDP), 135–173.
- Rogner, H.-H., Aguilera, R. F., Bertani, R., Bhattacharya, S. C., Dusseault, M. B., Gagnon, L., Haberl, H., Hoogwijk, M., Johnson, A., Rogner, M. L., Wagner, H. und Yakushev, V. (2012): Chapter 7: energy resources and potentials. In: *GEA – Global Energy Assessment (Hrsg.): Global Energy Assessment – Toward a Sustainable Future*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 423–512.
- Rolinski, S., Segschneider, J. und Sundermann, J. (2001): Long-term propagation of tailings from deep-sea mining under variable conditions by means of numerical simulations. *Deep-Sea Research II* (48), 3469–3485.
- Rona, P. A. (2008): The changing vision of marine minerals. *Ore Geology Reviews* 33, 618–666.
- Ronnback, P., Bryceson, I. und Kautsky, N. (2002): Coastal aquaculture development in Eastern Africa and the Western Indian Ocean: Prospects and problems for food security and local economies. *Ambio* 31, 537–542.
- Roos, N., Wahab, A., Chamnan, C. und Thilsted, S. H. (2007): The role of fish in food-based strategies to combat vitamin A and mineral deficiencies in developing countries. *The Journal of Nutrition* 137, 1106–1109.
- Rose, G. A. (2005): On distributional responses of North Atlantic fish to climate change. *ICES Journal of Marine Science* 62, 1360–1374.
- Rosenbaum, B. (2006): *Errichtung und Betrieb von Windenergieanlagen im Offshore-Bereich – Vorgaben des internationalen und nationalen Rechts*. Kiel: Universität Kiel, Lorenz-von-Stein-Institut.
- Rosenberg, R. (1985): Eutrophication – the future marine coastal nuisance? *Marine Pollution Bulletin* 16 (6), 227–231.
- Roth, E., Rosenthal, H. und Burbridge, R. (2000): A discussion of the use of the sustainability index: ‘ecological footprint’ for aquaculture production. *Aquatic Living Resources* 13 (6), 461–469.
- Rothermund, D. (2002): *Geschichte Indiens. Vom Mittelalter bis zur Gegenwart*. München: Beck.
- Royal Society (2005): *Ocean Acidification due to Increasing Atmospheric Carbon Dioxide*. London: The Royal Society.
- Ruppel, C. (2011): *MITEI Natural Gas Report. Methane Hydrates and the Future of Natural Gas. Supplementary Paper 4*. Woods Hole, MA: U.S. Geological Survey.
- Russ, G. R., Cheal, A. J., Dolman, A. M., Emslie, M. J., Evans, R. D., Miller, I., Sweatman, H. und Williamson, D. H. (2008): Rapid increase in fish numbers follows creation of world’s largest marine reserve network. *Current Biology* 18 (12), R514–R515.
- Ryan, J. (2005): *Offshore Aquaculture – Do we Need it, and Why is it Taking so Long? International Salmon Farmers Association Expert Workshop on „Sustainable Aquaculture“*. Sevilla: Institute for Prospective Technological Studies.
- Salomon, M., Markus, T. und Dross, M. (2013): Die Gemeinsame Fischereipolitik im Reformprozess: Innovations- und Konfliktlösungspotentiale. *Zeitschrift Natur und Recht* 35, 89–98.
- Salzwedel, J. (1987): Risiko im Umweltrecht – Zuständigkeit, Verfahren und Maßstäbe der Bewertung. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 87, 276–278.
- Sánchez Durand, N. und Seminario, G. (2009): Status of and trends in the use of small pelagic fish species for reduction fisheries and for human consumption in Peru. In: Hasan, M. R. und Halwart, M. (Hrsg.): *Fish as Feed Inputs for Aquaculture: Practices, Sustainability and Implications*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 518. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 325–369.
- Sandler, T. (1998): Global and regional public goods: a prognosis for collective action. *Fiscal Studies* 19 (3), 221–247.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A. und Walker, B. (2001): Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591–596.
- Schlacke, S. und Kenzler, J. (2009): Klimaschutz durch Meeressäuerung? Zum (Spannungs-)Verhältnis zwischen Seevölkerrecht und Biodiversitätskonvention. *Natur und Recht* 31, 753–759.
- Schmehl, A. und Wack, S. (2009): Umweltfragen des Wachstums der Fischproduktion: Das Recht der Aquakultur in Küsten- und Meeresgewässern. *Zeitschrift für Umweltrecht* 10, 473–479.
- Scholte, J. A. (2011): Towards greater legitimacy on global governance. *Review of International Political Economy* 18 (1), 110–120.
- Scholz, S. (2011): Rohstoffversorgung durch Meeresbergbau. *Schiff & Hafen* 5, 72–76.
- Schrag, D. P. (2009): Storage of carbon dioxide in offshore sediments. *Science* 325, 1658–1660.
- Schrank, W. E. (2003): *Introducing Fisheries Subsidies*. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Schrope, M. (2007): Digging deep. *Nature* 447, 246–247.
- Schultz-Zehden, A. und Gee, K. (2013): *Findings. Experiences and Lessons from BaltSeaPlan*. Brüssel: BaltSeaPlan.
- Schultz-Zehden, A., Gee, K. und Scibior, K. (2008): *Handbook on Integrated Maritime Spatial Planning. Experience, Tools & Instruments, Case Studies*. Berlin: sustainable projects.
- Schulze-Fielitz, H. (2011): Technik und Umweltrecht. In: Schulte, M. und Schröder, R. (Hrsg.): *Handbuch des Technikrechts*. Berlin, Heidelberg: Springer, 455–504.

- Schweizer, P. E., Cada, G. F. und Bevelhimer, M. S. (2011): Estimation of the Risks of Collision or Strike to Freshwater Aquatic Organisms Resulting from Operation of Instream Hydrokinetic Turbines. FY 2010 Annual Progress Report. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy.
- Scråmestø, O. S., Skilhagen, S.-E. und Nielsen, W. K. (2009): Power Production Based on Osmotic Pressure. *Waterpower XVI*. Spokane, WA: Hydroworld.
- Seemann, J., Carballo-Bolaños, R., Berry, K. L., González, C. T., Richter, C. und Leinfelder, R. R. (2012): Importance of Heterotrophic Adaptations of Corals to Maintain Energy Reserves. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9.–13. July 2012. 19A Human Impacts on Coral Reef Internet: http://www.icrs2012.com/proceedings/manuscripts/ICRS2012_19A_4.pdf (gelesen am 24. Januar 2013). Brisbane: ICRS2012 Secretariat.
- Seidler, C. (2011): Die traditionellen Arktis-Bewohner und der Klimawandel. *Aus Politik und Zeitgeschichte* 5–6, 30–34.
- Serri, L., Sempreviva, A. M., Pontes, T., Murphy, J., Lynch, K., Airoldi, D., Hussey, J., Rudolph, C. und Karagali, I. (2012): Resource Data and GIS Tool for Offshore Renewable Energy Projects in Europe. Brüssel: Off-shore Renewable Energy Conversion Platforms – Coordination Action (Orecca).
- Service, R. F. (2012): Rising acidity brings an ocean of trouble. *Science* 337, 146–148.
- Sesabo, J. K., Lang, H. und Tol, R. S. J. (2006): Perceived Attitude and Marine Protected Areas (MPAs) Establishment: Why Households' Characteristics Matters in Coastal Resources Conservation Initiatives in Tanzania". Working Paper FNU-99. Hamburg: International Max-Planck Research School for Maritime Affairs.
- Seto, K. C. und Fragkias, M. (2007): Mangrove conversion and aquaculture development in Vietnam: a remote sensing-based approach for evaluating the Ramsar Convention on Wetlands. *Global Environmental Change* 17 (3–4), 486–500.
- Shackelford, S. J. (2010): Was Selden right? The expansion of closed seas and its consequences. *Stanford Journal of International Law* 47, 59.
- Sherman, K. und Hempel, G. (2008): The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A Perspective on Changing Conditions in LMEs of the World's Regional Seas. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 182. Nairobi: UNEP.
- Sherman, K. und McGovern, G. (Hrsg.) (2012): Frontline Observations on Climate Change and Sustainability of Large Marine Ecosystems. New York: UNDP.
- Sherman, K., Belkin, I. M., Friedland, K. D., O'Reilly, J. und Hyde, K. (2009): Accelerated warming and emergent trends in fisheries biomass yields of the world's large marine ecosystems. *Ambio* 38 (4), 215–224.
- Shields, M. A., Woolf, D. K., Grist, E. P. M., Kerr, S. A., Jackson, A. C., Harris, R. E., Bell, M. C., Beharie, R., Want, A., Osalusi, E., Gibb, S. W. und Side, J. (2011): Marine renewable energy: The ecological implications of altering the hydrodynamics of the marine environment. *Ocean & Coastal Management* 54, 2–9.
- Siikamäki, J., Sanchirico, J. N. und Jardine, S. L. (2012): Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (36) 14369–14374.
- Sims, N. A. und Key, G. (2011): Fish Without Footprints. *Oceans 2011*. Internet: <http://ieeexplore.ieee.org/xpl/login.jsp?tp=&number=6107321&url=http%3A%2F%2Fieeexplore.ieee.org%2Fstamp%2Fstamp.jsp%3Ftp%3D%26arnumber%3D6107321> (gelesen am 17. Februar 2013). Waikoloa, Hawaii: Conference Secretariat.
- Sims, R. E. H., Schock, R. N., Adegbulugbe, A., Fenhann, J., Konstantinaviciute, I., Moomaw, W., Nimir, H. B., Schlama-dinger, B., Torres-Martínez, J., Turner, C., Uchiyama, Y., Vuori, S. J. V., Wamukonya, N. und Zhang, X. (2007): Energy supply. In: IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.): *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 253–317.
- Sipkema, D., Franssen, M. C. R., Osinga, R., Tramper, J. und Wijffels, R. H. (2005): Marine sponges as pharmacy. *Marine Biotechnology* 7 (3), 142–162.
- Skilhagen, S. E. (2010): Osmotic power – A new, renewable energy source. *Desalination Water Treatment* 15 (1–3), 271–278.
- Slobodian, L., Kinna, R., Kambu, A. und Ognibene, L. (2012): Bioprospecting in the Global Commons: Legal Issues Brief. Nairobi: UNEP.
- Small, C. (2005): Regional Fisheries Management Organisations: Their Duties and Performance in Reducing Bycatch of Albatrosses and Other Species. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Smetacek, V., Klaas, C., Strass, V. H., Assmy, P., Montresor, M., Cisewski, B., Savoye, N., Webb, A., d'Ovidio, F., Arrieta, J. M., Bathmann, U., Bellerby, R., Berg, G. M., Groot, P., Gonzalez, S., Henjes, J., Herndl, G. J., Hoffmann, L. J., Leach, H., Losch, M., Mills, M. M., Neill, C., Peeken, I., Röttgers, R., Sachs, O., Sauter, E., Schmidt, M. M., Schwarz, J., Terbrüggen, A. und Wolf-Gladrow, D. (2012): Deep carbon export from a Southern Ocean iron-fertilized diatom bloom. *Nature* 487, 313–319.
- Smith, C. R., Levin, L. A., Koslow, A., Tyler, P. A. und Glover, A. G. (2008): The near future of the deep seafloor ecosystems. Cambridge University Press.
- Smith, M. D., Lynham, J., Sanchirico, J. N. und Wilson, J. A. (2010a): Political economy of marine reserves: Understanding the role of opportunity costs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107 (43), 18300–18305.
- Smith, M. D., Roheim, C. A., Crowder, L. B., Halpern, B. S., Turnipseed, M., Anderson, J. L., Asche, F., Bourillón, L., Guttormsen, A. G., Khan, A., Liguori, L. A., McNevin, A., O'Connor, M. I., Squires, D., Tyedmers, P., Brownstein, C., Carden, K., Klinger, D. H., Sagarin, R. und Selkoe, K. A. (2010b): Sustainability and global seafood. *Science* 327, 784–786.
- Smith, S. J., van Aardenne, J., Klimont, Z., Andres, R. J., Volke, A. und Delgado Arias, S. (2011): Anthropogenic sulfur dioxide emissions: 1850–2005. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 1101–1116.
- Smits, R. und Kuhlmann, S. (2004): The rise of systemic instruments in innovation policy. *International Journal of Foresight and Innovation Policy* 1 (1/2), 32.
- Sogin, M. L., Morrison, H. G., Huber, J. A., Welch, D. M., Huse, S. M., Neal, P. R., Arrieta, J. M. und Herndl, G. J. (1996): Microbial diversity in the deep sea and the underexplored 'rare biosphere'. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (32), 12115–12120.
- Sørensen, H. C. und Weinstein, A. (2008): Ocean Energy. Position Paper for IPCC. Kopenhagen, Brüssel: European Ocean Energy Association.
- Sorensen, J. (2002): Baseline 2002 Background Report: The Status of Integrated Coastal Management as an International Practice. Dessau: Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM).
- Soto, D., Aguilar-Manjarrez Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., Freeman, S., Hambrey, J., Hishamunda, N., Knowler, D., Silvert, W., Marba, N., Mathe, S., Norambuena, R., Simard, F., Tett, P., Troell, M. und Wainberg, A. (2008): Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures. In: Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J. und Hishamunda, N. (Hrsg.): *Building an Ecosystem Approach*

- to Aquaculture. FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop 7–11 May 2007, Palma de Mallorca. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO) Fisheries and Aquaculture Proceedings, 15–35.
- Spalding, M. D., Meliane, I., Milam, A., Fitzgerald, C. und Hale, L. Z. (2013): Protecting marine spaces: global targets and changing approaches. In: Chircop, A., Coffen-Smout, S. und McConnell, M. (Hrsg.): *Ocean Yearbook 27*. Leiden, Boston: Koninklijke Brill, 213–248.
- Spruill, Vikki N. (1997): U.S. public attitudes toward marine environmental issues. *Oceanography* 10 (3), 149–152.
- Srinivasan, T. U., Cheung, W. W. L., Watson, R. und Sumaila, R. U. (2010): Food security implications of global marine catch losses due to overfishing. *Journal of Bioeconomy* 12, 183–200.
- Srinivasan, T. U., Watson, R. und Sumaila, R. U. (2012): Global fisheries losses at the exclusive economic zone level, 1950 to present. *Marine Policy* 36, 544–549.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2004): *Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten*. Berlin: SRU.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2011a): *Wege zur 100% erneuerbaren Stromversorgung. Sondergutachten*. Berlin: SRU.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2011b): *Fischbestände nachhaltig bewirtschaften. Zur Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik. Stellungnahme*. Berlin: SRU.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2012a): *Umweltgutachten 2012*. Berlin: SRU.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2012b): *Für einen wirksamen Meeresnaturschutz. Fischereimanagement in Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ. Stellungnahme Nr. 17*. Berlin: SRU.
- STAP – Scientific and Technical Advisory Panel (2011): *Marine Debris as a Global Environmental Problem: Introducing a Solutions Based Framework Focused on Plastic*. A STAP Information Document. Washington, DC: Global Environment Facility (GEF).
- Staples, D. und Funge-Smith, S. (2009): *Ecosystem Approach to Fisheries and Aquaculture: Implementing the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries*. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Starkey, D. J., Holm, P. und Barnard, M. (2008): *Oceans Past. Management Insights from the History of Marine Animal Populations*. London: Earthscan.
- Stein, J. (2009): The legal status of eco-labels and product and process methods in the World Trade Organization. *American Journal of Economics and Business Administration* 1 (4), 285–295.
- Steinacher, M., Joos, F., Frölicher, T. L., Bopp, L., Cadule, P., Cocco, V., Doney, S. C., Gehlen, M., Lindsay, K., Moore, J. K., Schneider, B. und Segschneider, J. (2010): Projected 21st century decrease in marine productivity: a multi-model analysis. *Biogeosciences* 7, 979–1005.
- Steinacher, M., Joos, F., Frölicher, T. L., Plattner, G. K. und Doney, S. C. (2009): Imminent ocean acidification in the Arctic projected with the NCAR global coupled carbon cycle-climate model. *Biogeosciences* 6, 515–533.
- Stelzenmüller, V., South, A. B., Breen, P. A., van Dalfsen, J., Jones, P., Degraer, S., Rabaut, M., Vincx, M., Rogers, S. I. und ter Hofstede, R. (2010): *Monitoring and Evaluation of Spatially Managed Areas: A Generic Framework and its Application*. Kopenhagen: International Council for the Exploration of the Sea (ICES).
- Stenevik, E. K. und Sundby, S. (2007): Impacts of climate change on commercial fish stocks in Norwegian waters. *Marine Policy* 31, 19–31.
- Stern, N. (2006): *Stern Review: The Economics of Climate Change*. London: HM Treasury.
- Stevenson, J. R. und Irz, X. (2009): Is aquaculture development an effective tool for poverty alleviation. A review of theory and evidence. *Cahiers d'Agriculture* 18, 292–299.
- Stewart, H. B. (1974): *Proceedings of the MacArthur Workshop on the Feasibility of Extracting Useable Energy from the Florida Current*. Palm Beach, FL: MacArthur Workshop.
- Stickney, R. R. und McVey, J. P. (Hrsg.) (2002): *Responsible Marine Aquaculture*. New York: CABI Publishing.
- Stockholm Convention (2013a): *Stockholm Convention. Status of Ratifications*. Internet: <http://chm.pops.int/Countries/StatusofRatifications/tabid/252/Default.aspx> (gelesen am 15. Januar 2013). Stockholm: Stockholm Convention.
- Stockholm Convention (2013b): *Stockholm Convention. Listing of POPs in the Stockholm Convention*. Internet: <http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/ListingofPOPs/tabid/2509/Default.aspx> (gelesen am 15. Januar 2013). Stockholm: Stockholm Convention.
- Stockholm Convention (2013c): *Stockholm Convention. The New POPs under the Stockholm Convention*. Internet: <http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx> (gelesen am 15. Januar 2013). Stockholm: Stockholm Convention.
- Stokstad, E. (2010): Down on the shrimp farm. Can shrimp become the new chicken of the sea without damaging the ocean? *Science* 328, 1504–1505.
- Stommel, H., Arons, A. B. und Blanchard, D. (1956): *An Oceanographical Curiosity: The Perpetual Salt Fountain*. Woods Hole, MA: Woods Hole Oceanographic Institution.
- Stramma, L., Prince, E. D., Schmidtko, S., Luo, J., Hoolihan, J. P., Visbeck, M., Wallace, D. W. R., Brandt, P. und Körtzinger, A. (2011): Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Climate Change* 2, 33–37.
- Stramma, L., Schmidtko, S., Levin, L. A. und Johnson, G. C. (2010): Ocean oxygen minima expansions and their biological impacts. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 57 (4), 587–595.
- Stumpf, C. A. (2006): *The Grotian Theology of International Law. Hugo Grotius and the Moral Foundations of International Relations*. Berlin, New York: de Gruyter.
- Subasinghe, R., Soto, D. und Jia, J. (2009): Global aquaculture and its role in sustainable development. *Reviews in Aquaculture* 1, 2–9.
- Sumaila, R. (2012): Is an all or nothing WTO Fisheries Subsidies Agreement achievable? In: Meléndez-Ortiz, R., Bellmann, C. und Rodríguez Mendoza, M. (Hrsg.): *The Future and the WTO: Confronting the Challenges. A Collection of Short Essays*. Genf: International Centre for Trade and Sustainable Development (ICTSD), 173–177.
- Sumaila, R., Alder, J. und Keith, H. (2006): Global scope and economics of illegal fishing. *Marine Policy* 30, 696–703.
- Sumaila, R., Cheung, W. W. L., Dyck, A., Gueye, K., Huang, L., Lam, V. W. Y., Pauly, D., Srinivasan, T. U., Swartz, W., Watson, R. und Zeller, D. (2012): Benefits of rebuilding global marine fisheries outweigh costs. *PLoS ONE* 7 (7), 12.
- Sumaila, R. U., Khan, A. S., Dyck, A. J., Watson, R., Munro, G., Tydemers, P. und Pauly, D. (2010): A bottom-up re-estimation of global fisheries subsidies. *Journal of Bioeconomy* 12, 201–225.
- Sumaila, U. R., Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Pauly, D. und Herrick, S. (2011): Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change* 1, 449–456.
- Sumaila, U. R., Teh, L., Watson, R., Tydemers, P. und Pauly, D. (2008): Fuel price increase, subsidies, overcapacity, and resource sustainability. *ICES Journal of Marine Science* 65, 832–840.

9 Literatur

- Sutton, G. und Boyd, S. (Hrsg.) (2009): Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Environment 1998–2004. Paris: ICES.
- Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Lokkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D. und Rihan, D. (2012): Low impact and fuel efficient fishing – Looking beyond the horizon. *Fisheries Research* 119–120, 135–146.
- Swartz, W., Sala, E., Tracey, S., Watson, R. und Pauly, D. (2010): The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *PLoS ONE* 5 (12), e15143.
- Tacon, A. G. J., Hasan, M. R. und Metian, M. (2011): Demand and Supply of Feed Ingredients for Farmed Fish and Crustaceans. Trends and Prospects. Technical Paper No. 564. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Tacon, A. G. J. und Metian, M. (2008): Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: trends and future prospects. *Aquaculture* 285, 146–158.
- Tacon, A. G. J. und Metian, M. (2009a): Fishing for feed or fishing for food: increasing global competition for small pelagic forage fish. *Ambio* 38 (6), 294–302.
- Tacon, A. G. J. und Metian, M. (2009b): Fishing for aquaculture: non-food use of small pelagic forage fish – a global perspective. *Reviews in Fisheries Science* 17 (3), 305–317.
- Tacon, A. G. J., Metian, M., Turchinic, G. M. und de Silvad, S. S. (2010): Responsible Aquaculture and Trophic Level Implications to Global Fish Supply. *Reviews in Fisheries Science* 18 (1), 94–105.
- Takahashi, M. M. (2000): Sea-water rears fish. In: Takahashi, M. M. (Hrsg.): *Dow – Deep Ocean Water as Our Next Natural Resource*. Tokio: Terra Scientific Publishing Company, 45–81.
- Tanaka, Y. (2011): The changing approaches to conservation of marine living resources in international law. *Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht* 291, 291–330.
- Tarasofsky, R. (2007): Enhancing the Effectiveness of Regional Fisheries Management Organizations Through Trade and Market Measures. London: Chatham House.
- Taylor, P. (2012): Wem gehört die Welt jenseits aller Grenzen? Das Gemeinsame Erbe der Menschheit. Internet: <http://www.sueddeutsche.de/wissen/gastbeitrag-das-gemeinsame-erbe-der-menschheit-wem-gehört-die-welt-jenseits-der-grenzen-1.1350432> (gelesen am 25. Oktober 2012). München: Süddeutsche Zeitung.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity Initiative (2009): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. TEEB for Policy Makers*. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP).
- Telfor, T. und Robinson, K. (2003): *Environmental Quality and Carrying Capacity for Aquaculture i Mulroy Bay Co. Donegal*. Stirling: Environmental Services. Institute of Aquaculture University of Sterling.
- TEN – Training for Excellence Network (2012): *Occupational Mapping Namibian Fishing and Maritime Industry. Phase One Commercial Fishing Industry & Ports and Harbours*. Windhoek: TEN.
- ten Brink, P., Lutchman, I., Bassi, S., Speck, S., Sheavly, S., Register, K. und Woolaway, C. (2009): *Guidelines on the Use of Market-based Instruments to Address the Problem of Marine Litter*. Brüssel, Virginia Beach, VA: Institute for European Environmental Policy (IEEP), Sheavly Consultants.
- ten Kate, K. und Laird, S. A. (2000): *The commercial use of biodiversity. Access to genetic resources and benefit-sharing*. London: Earthscan.
- Tett, P. (2008): Fish farm wastes in the ecosystem. In: Holmer, M., Black, K., Duarte, C. M., Marbà, N. und Karakassis, I. (Hrsg.): *Aquaculture in the Ecosystem*. Berlin, Heidelberg: Springer, 1–46.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. und Takada, H. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2027–2045.
- The Nature Conservancy (2011): *Permit Banks: A Strategy for Viable and Sustainable Fisheries. Overview and Recommendations*. Arlington, VA:
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. und Piper, W. (2006): *Effects of Offshore Wind Farm Noise on Marine Mammals and Fish*. A Cowrie Report. Hamburg: Biologisch-landschaftsökologische Arbeitsgemeinschaft (biola).
- Thornton, J. K. (2012): *A Cultural History of the Atlantic World, 1250–1820*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Thorpe, T. W. (1999): *A Brief Review of Wave Energy*. Report No ETSU-120. Oxfordshire: The UK Department of Trade and Industry.
- Thrane, M. (2004): *Environmental Impacts from Danish Fish Products. Hotspots and Environmental Policies*. PhD Dissertation. Aalborg: Aalborg University.
- Tiller, R., Brekken, T. und Bailey, J. (2012): Norwegian aquaculture expansion and Integrated Coastal Zone Management (ICZM): simmering conflicts and competing claims. *Marine Policy* 36, 1086–1095.
- Tindall, C. (2010): *Baseline Study on the CFP External Dimension and Global Fisheries Governance*. Report Commissioned for the DEFRA. London: UK Department for Food and Rural Affairs.
- Toropova, C., Meliane, I., Laffoley, D., Matthews, E. und Spalding, M. (Hrsg.) (2010): *Global Ocean Protection: Present Status and Future Possibilities*. Gland: International Union for Conservation of Nature (IUCN).
- Tougaard, J., Carstensen, J. und Teilmann, J. (2009): Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of the Acoustical Society of America* 126, 11–14.
- Toyota, T. und Nakashima, T. (1987): *Using Deep Seawater for Biological Production*. Woods Hole, MA: Woods Hole Oceanographic Institution.
- Tréhu, A. M., Torres, M. E., Bohrmann, G. und Colwell, F. S. (2006): Leg 204 Synthesis: Gas hydrate distribution and dynamics in the central Cascadia accretionary complex. *Proceedings of the Ocean Drilling Programme* 204, 1–40.
- Troell, M., Joyce, A., Chopin, T., Neori, A., Buschmann, A. H. und Fang, J.-G. (2009): *Ecological engineering in aquaculture – Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems*. *Aquaculture* 297, 1–9.
- Tsamenyi, M., Djalal, H. und Palma, M. A. (2003): *International Frameworks for Ecosystem-based Management in the Asia-Pacific Region. Ecosystem Based Management Workshop: Beyond Biodiversity – Sustainable Management and Conservation of the Oceans using the EBM*. Cairns, Australia: National Ocean's Office.
- Turley, C., Eby, M., Ridgwell, A. J., Schmidt, D. N., Findlay, H. S., Brownlee, C., Riebesell, U., Fabry, V. J., Feely, R. A. und Gattuso, J.-P. (2010): The societal challenge of ocean acidification. *Marine Pollution Bulletin* 60, 787–792.
- Turley, C. und Gattuso, J.-P. (2012): Future biological and ecosystem impacts of ocean acidification and their socio-economic-policy implications. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, 278–286.

- Turley, C. M., Roberts, J. M. und Guinotte, J. (2007): Corals in deep-water: will the unseen hand of ocean acidification destroy cold-water ecosystems? *Coral Reefs* 26, 445–448.
- Tveterås, S. (2003): Norwegian salmon aquaculture and sustainability: the relationship between environmental quality and industry growth. In: Tveterås, S. (Hrsg.): *Value Chains for Primary Goods: From Wild to Farmed Fish*. Oslo: Norges Handelshøyskole. Norwegian School of Economics and Business Administration, 153–173.
- Tyedmers, P. und Pelletier, N. (2007): Biophysical accounting in aquaculture: insights from current practice and the need for methodological development. *FAO Fisheries Proceedings* 10, 229–241.
- Tyedmers, P., Watson, R. und Pauly, D. (2005): Fueling global fishing fleets. *Ambio* 34 (8), 635–638.
- UBA – Umweltbundesamt (2007): Verursacher müssen Umweltschäden künftig auf eigene Kosten beseitigen. *Presseinformation Nr. 72*. Dessau: UBA.
- UBA – Umweltbundesamt (2010): Schutz der Meere. London-Übereinkommen. Internet: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/meere/london-uebereinkommen.htm> (gelesen am 24. Januar 2013). Dessau: UBA.
- UBA – Umweltbundesamt (2012): Politikrelevante Nachhaltigkeitsforschung. Anforderungsprofil für Forschungsförderer, Forschende und Praxispartner aus der Politik zur Verbesserung und Sicherung von Forschungsqualität – Ein Wegweiser. Dessau: UBA.
- UN – United Nations (1958): *Convention on Fishing and Conservation of the Living Resources of the High Seas*. New York: UN.
- UN – United Nations (1995): *Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks*. A/CONF.164/37. New York: UN.
- UN – United Nations (2001): *Richtlinien für die Überwachung möglicher Umweltauswirkungen der hinsichtlich der Manganknollen im Gebiet durchgeführten Exploration*. UN Doc. ISBA/7/LTC/Rev. 1, 10.7.2001. New York: UN.
- UN – United Nations (2002): *Report on the World Summit on Sustainable Development*, A/CONF.199/20 & CONF.199/20/Corr.1. New York: UN.
- UN – United Nations (2011): *The United Nations Convention on the Law of the Sea (A Historical Perspective)*. Internet: http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_historical_perspective.htm (gelesen am 10. November 2011). New York: UN Division for Ocean Affairs and the Law of the Sea, Office of Legal Affairs.
- UN – United Nations (2012a): *The UN Oceans Compact – Healthy Oceans for Prosperity. An Initiative of the United Nations Secretary-General*. Internet: https://www.un.org/Depts/los/ocean_compact/SGs%20OCEAN%20COMPACT%202012-EN-low%20res.pdf (gelesen am 13. September 2012). New York: United Nations (UN).
- UN – United Nations (2012b): *The Right to Food. Note by the Secretary-General. Interim Report of the Special Rapporteur on the Right to Food (A67/268)*. New York: UN.
- UN – United Nations (2012c): *Oceans and the Law of the Sea. Resolution 66/231*. New York: UN.
- UN – United Nations (2013a): *Status of the United Nations Convention on the Law of the Sea, of the Agreement Relating to the Implementation of Part XI of the Convention and of the Agreement for the Implementation of the Provisions of the Convention Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks. Table Recapitulating the Status of the Convention and of the Related Agreements, as at 30 January 2013*. Internet: http://www.un.org/Depts/los/reference_files/status2010.pdf (gelesen am 24. Januar 2013). New York: UN.
- UN – United Nations (2013b): *Sustainable Fisheries, Including Through the 1995 Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks, and Related Instruments. Resolution 67/79*. New York: UN.
- UN-Oceans (2013): *About UN-Oceans*. Internet: <http://www.unoceans.org/Index.htm> (gelesen am 24. Januar 2013). New York: United Nations (UN).
- UNCED – United Nations Conference on Environment and Development (1992a): *The Rio Declaration on Environment and Development*. New York: UNCED.
- UNCED – United Nations Conference on Environment and Development (1992b): *Agenda 21*. New York: UNCED.
- UNCHE – United Nations Conference on the Human Environment (1972): *Recommendations for Action at the International Level*. Stockholm: UNCHE.
- UNCSD – United Nations Conference on Sustainable Development (2012): *The Future we Want. Outcome Document*. New York: UNCSD.
- UNCTAD – United Nations Conference on Trade and Development (2011): *Review of Maritime Transport 2011*. New York, Genf: UNCTAD.
- UNDP – United Nations Development Programme und GEF – Global Environment Facility (2012a): *Catalysing Ocean Finance. Volume I: Transforming Markets to Restore and Protect the Global Ocean*. New York: UNDP.
- UNDP – United Nations Development Programme und GEF – Global Environment Facility (2012b): *Catalysing Ocean Finance. Volume II: Methodologies and Case Studies*. New York: UNDP.
- UNDP – United Nations Development Programme und GEF – Global Environment Facility (2012c): *International Waters – Delivering Results*. New York: UNDP, GEF.
- UNEP – United Nations Environment Programme (1982): *Achievements and Planned Development of UNEP's Regional Seas Programme and Comparable Programmes Sponsored by Other Bodies*. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 1. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2000): *World Energy Assessment 2010: Energy and the Challenge of Sustainability*. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2002): *Global Mercury Assessment*. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2005): *The Trade and Environmental Effects of Ecolabels: Assessment and Response*. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2007): *Global Strategic Directions for the Regional Seas Programmes 2008–2012: Enhancing the Role of the Regional Seas Conventions and Action Plans*. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2008): *Fisheries Subsidies: A Critical Issue for Trade and Sustainable Development at the WTO. An Introductory Guide*. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2010a): *UNEP Yearbook 2010*. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2010b): *Environmental Consequences of Ocean Acidification: A Threat to Food Security*. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2011a): *Towards a Green Economy. Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication*. Arendal: UNEP/GRID.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2011b): *Fisheries: Investing in Natural Capital*. In: UNEP (Hrsg.):

9 Literatur

- Towards a Green Economy. Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication. Nairobi: UNEP, 79–111.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2011c): Plastic Debris in the Ocean. UNEP Yearbook 2011. Internet: www.unep.org/yearbook/2011/pdfs/plastic_debris_in_the_ocean.pdf (gelesen am 3. Mai 2011). Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2012a): Green Economy in a Blue World. Synthesis Report. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2012b): Global Environmental Outlook 5. Environment for the Future we Want. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2013a): UNEP Year Book 2013: Emerging Issues in our Global Environment. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2013b): Regional Seas Conventions and Action Plans: A Framework for Regional Coordination and Cooperation to Protect Shared Marine and Coastal Resources. Factsheet. Nairobi: UNEP.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2013c): 'Minamata' Convention agreed by Nations. Global Mercury Agreement to Lift Health Threats from Lives of Millions Worldwide. Pressemitteilung vom 19. Januar 2013. Internet: http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/Documents/INC5/press_release_mercury_Jan_19_2013.pdf (gelesen am 23. Januar 2013). Nairobi: UNEP.
- UNEP-AMAP – United Nations Environment Programme – Arctic Monitoring and Assessment Programme (2011): Climate Change and POPs: Predicting the Impacts. Report of the UNEP/AMAP Expert Group. Nairobi: UNEP-AMAP.
- UNEP – United Nations Environment Programme und GPA – Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment (2006): The State of the Marine Environment: Trends and Processes. Nairobi: UNEP, GPA.
- UNEP MAP – United Nations Environment Programme – Mediterranean Action Plan (2005): Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean and its Protocols. Nairobi, Athen: UNEP MAP.
- UNEP MAP – United Nations Environment Programme – Mediterranean Action Plan (2013): Mediterranean Action Plan for the Barcelona Convention. Internet: <http://unep-map.org/> (gelesen am 10. Januar 2013). Athen: UNEP MAP.
- UNEP-WCMC – United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre (2011): Marine and Coastal Ecosystem Services. Valuation Methods and Their Practical Application. UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 33. Nairobi: UNEP-WCMC.
- UNESCO – United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (2012a): Intergovernmental Oceanographic Commission: Resources, Meetings, Documents, People. Internet: <http://www.ioc-unesco.org/> (gelesen am 24. Januar 2013). Paris: UNESCO.
- UNESCO – United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (2012b): Marine Spatial Planning Initiative. Internet: <http://www.unesco-ioc-marinesp.be/> (gelesen am 12. März 2012). Paris: UNESCO.
- UNESCO – United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (2013a): World Heritage Marine Programme. Internet: <http://whc.unesco.org/en/marine-programme/> (gelesen am 24. Februar 2013). Paris: UNESCO.
- UNESCO – United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (2013b): Welterbekonvention: Dokumente und Richtlinien. Internet: <http://www.unesco.de/welterbekonvention.html> (gelesen am 15. Februar 2013). Paris: UNESCO.
- UNGA – United Nations General Assembly (2001): Road Map Towards the Implementation of the United Nations Millennium Declaration. Report of the Secretary-General. New York: UNGA.
- UNGA – United Nations General Assembly (2006): Sustainable Fisheries, Including through the 1995 Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks, and Related Instruments. RES/61/105. New York: UNGA.
- UNGA – United Nations General Assembly (2010): Report of the Resumed Review Conference on the Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks. A/CONF.210/2010/7. New York: UNGA.
- UNGA – United Nations General Assembly (2011): Oceans and the Law of the Sea. Report of the Secretary General. New York: UNGA.
- UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000): Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly. Volume I: Sources. New York: UNSCEAR.
- UNU – United Nations University (2007): Marine Genetic Resources: Scientific Research, Commercial Uses and a Database on Marine Bioprospecting. New York: UNU.
- US DOE – U.S. Department of Energy (2006): An Interagency Roadmap for Methane Hydrate Research and Development. Washington, DC: US DOE.
- USGS – U.S. Geological Survey (2008): Circum-Arctic Resource Appraisal: Estimates of Undiscovered Oil and Gas North of the Arctic Circle. Denver, CO: USGS.
- Valiela, I., Bowen, J. L. und York, J. K. (2001): Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience* 51 (10), 807–815.
- van den Ende, K. und Groeman, F. (2007): Blue Energy. Arnheim: Leonardo Energy, KEMA Consulting.
- van Sebille, E., England, M. H. und Froyland, G. (2012): Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters* 7, 1–6.
- Vaquero-Sunyer, R. und Duarte, C. M. (2008): Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (40), 15452–15457.
- Vázquez-Rowe, I., Moreira, M. T. und Feijoo, G. (2010): Life cycle assessment of horse mackerel fisheries in Galicia (NW Spain): comparative analysis of two major fishing methods. *Fisheries Research* 106, 517–527.
- Vega, L. A. (2002): Ocean thermal energy conversion primer. *Marine Technology Society Journal* 36, 25–35.
- Veitch, L., Dulvy, N. K., Koldewey, H., Lieberman, S., Pauly, D., Roberts, C. M., Rogers, A. D. und Baillie, J. E. M. (2012): Avoiding empty ocean commitments at Rio+20. *Science* 336, 1383–1385.
- Vidas, D. (2010): Responsibility for the seas. In: Vidas, D. (Hrsg.): *Law, Technology and Science form the Oceans in Globalisation*. Leiden, Boston: Martinus Nijhoff Publishers, 3–40.
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. und Stuart, S. N. (2008): *Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland: International Union for Conservation of Nature (IUCN).

- Villasante, S., Morato, T., Rodriguez-Gonzalez, D., Antelo, M., Österblom, H., Watling, L., Nouvian, C., Gianni, M. und Macho, G. (2012): Sustainability of deep-sea fish species under the European Union Common Fisheries Policy. *Ocean & Coastal Management* 70, 31–37.
- Vogler, J. (2012): Global commons revisited. *Global Policy* 3 (1), 61–71.
- Vogt-Beheim, C. (2004): Flexibilisierung von Umweltstandards. Baden-Baden: Nomos.
- von Nordheim, H. und Boedeker, D. (1998): Umweltvorsorge bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung. BfN-Skripten 23. Villem: Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- von Rotterdam, E. (1521): Ein Klag des Frydens (Leo Jud, Übers. der Querela Pacis von 1521) [Zürich 1969] XXIIIff.
- Wahl, T., Jensen, J., Frank, T. und Haigh, I. D. (2011): Improved estimates of mean sea level changes in the German Bight over the last 166 years. *Ocean Dynamics* 61, 701–715.
- Wallmann, K. (2012): Marine Gashydrate. CO₂-Speicherung und Erdgasgewinnung. Powerpoint-Präsentation Zukunftsprojekt Erde, 18.10.–19.10.2012, Berlin. Kiel: IFM-GEOMAR.
- Wallmann, K., Haeckel, M., Bohrmann, G. und Suess, E. (2011): Zukünftige kommerzielle Nutzung von Methanhydratvorkommen im Meeresboden. In: Lozán, J. L., Graß, H., Karbe, L. und Reise, K. (Hrsg.): Warnsignal Klima: Die Meere – Änderungen & Risiken. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, 285–288.
- Walsh, J. E. und Chapman, W. L. (2001): Twentieth-century sea ice variations from observational data. *Annals of Glaciology* 33, 444–448.
- Walsh, M. R., Hancock, S. H., Wilson, S. J., Patil, S. L. und Moridis, G. J. (2009): Preliminary report on the commercial viability of gas production from natural gas hydrates. *Energy Economics* 31 (5), 815–823.
- Walters, C. und Maguire, J.-J. (1996): Lessons for stock assessment from the northern cod collapse. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6, 125–137.
- Wang, X., Schröder, H. C., Wiens, M., Schloßmacher, U. und Müller, W. E. G. (2012): Biosilica: molecular biology, biochemistry and function in demosponges as well as its applied aspects for tissue engineering. *Advances in Marine Biology* 62, 231–271.
- Ward, P. und Myers, R. A. (2005): Shifts in open-ocean fish communities coinciding with the commencement of commercial fishing. *Ecology* 86 (4), 835–847.
- Ward, T. J. (2008): Barriers to biodiversity conservation in marine fishery certification. *Fish and Fisheries* 9, 169–177.
- Ware, D. M. und Thompson, R. E. (2005): Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northeast Pacific. *Science* 308, 1280–1284.
- Wassmann, P., Slagstad, D. und Elingsen, I. (2010): Primary production and climatic variability in the European sector of the Arctic Ocean prior to 2007: preliminary results. *Polar Biology* 33, 1641–1650.
- Wassmann, P., Duarte, C. M., Agusti, S. und Sejr, M. K. (2011): Footprints of climate change in the Arctic marine ecosystem. *Global Change Biology* 17, 1235–1249.
- Watson, A. J. und Orr, J. C. (2003): Carbon dioxide fluxes in the global ocean. In: Fasham, M. J. R. (Hrsg.): *Ocean Biogeochemistry*. The IGBP Series. Berlin, Heidelberg: Springer, 123–143.
- Wavenet (2003): Results from the Work of the European Thematic Network on Wave Energy. Energy, Environment Sustainable Development (E.E.S.D.). Study Within the Fifth (EC) RTD Framework Programme (1998–2002). Brüssel: European Community.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1994): Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden. Hauptgutachten 1994. Bonn: Economica.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1995): Szenario zur Ableitung globaler CO₂-Reduktionsziele und Umsetzungsstrategien. Stellungnahme zur ersten Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention in Berlin. Sondergutachten 1995. Berlin: WBGU.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1998): Welt im Wandel: Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. Hauptgutachten 1997. Berlin, Heidelberg: Springer.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1999): Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. Sondergutachten. Marburg: Metropolis.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2000): Welt im Wandel: Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. Hauptgutachten 1999. Berlin, Heidelberg: Springer.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2002): Entgelte für die Nutzung globaler Gemeinschaftsgüter. Sondergutachten 2002. Berlin: WBGU.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2003): Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit. Hauptgutachten 2003. Berlin, Heidelberg: Springer.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2005): Welt im Wandel: Armutsbekämpfung durch Umweltpolitik. Hauptgutachten 2004. Berlin, Heidelberg: Springer.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2006): Die Zukunft der Meere – zu warm, zu hoch, zu sauer. Sondergutachten 2006. Berlin: WBGU.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2009a): Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Berlin: WBGU.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2009b): Kassensturz für den Weltklimavertrag – Der Budgetansatz. Sondergutachten 2009. Berlin: WBGU.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2011): Welt im Wandel: Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation. Hauptgutachten 2011. Berlin: WBGU.
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2012): Finanzierung der Energiewende. Politikpapier. Berlin: WBGU.
- Weaver, A. (2005): The McDonaldization thesis and cruise tourism. *Annals of Tourism Research* 32, 346–366.
- WEC – World Energy Council (2010): Survey of Energy Resources. London: WEC.
- Weigel-Schwiedrzik, S. (2004): Der indische Ozean: Das afro-asiatische Mittelmeer als Kultur- und Wirtschaftsraum. Wien: Promedia.
- Weihe, P. und Joensen, H. D. (2008): Recommendations to the Government of the Faroe Islands Concerning the Pilot Whale. Tórshavn: Landslægen.
- Weiland, U. und Wohlleber-Feller, S. (2007): Einführung in die Umwelt- und Raumplanung. Paderborn: Schöningh, UTB.
- Weimann, J. (2010): Politikberatung auf einem Bein: Der wissenschaftliche Beirat des Bundesfinanzministeriums und die Verhaltensökonomie. Working Paper Nr. 13. Magdeburg: Universität Magdeburg.

- Welt Online (2011): Meereis in der Arktis schrumpft dramatisch schnell. Internet: <http://www.welt.de/wissenschaft/umwelt/article13587392/Meereis-in-der-Arktis-schrumpft-dramatisch-schnell.html> (gelesen am 18. Oktober 2011). Hamburg: Die Welt.
- Westerberg, H. und Begout-Anras, M.-L. (2000): Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed electromagnetic field. In: Moore, A. und Russell, I. (Hrsg.): Advances in Fish Telemetry. Proceedings of the 3rd Conference on Fish Telemetry. Lowestoft: CEFAS, 149–158.
- Westerberg, H. und Lagenfelt, I. (2008): Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology 15, 369–375.
- Wetzel, C. R. und Punt, A. E. (2011): Model performance for the determination of appropriate harvest levels in the case of data-poor stocks. Fisheries Research 110, 342–355.
- WFC – The WorldFish Center (2011a): Aquaculture, Fisheries, Poverty and Food Security. Penang: WFC.
- WFC – The WorldFish Center (2011b): Financing Smallholder Aquaculture Enterprises. Policy Brief 7. Penang: WFC.
- White, M. und McGrail, P. (2009): Designing a pilot-scale experiment for the production of natural gas hydrates and sequestration of CO₂ in class 1 hydrate accumulations. Energy Procedia 1, 3099–3106.
- Whitlow, J. (2004): The social dimension of IUU fishing. In: OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.): Fish Piracy: Combating Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. Paris: OECD Publishing, 231–238.
- Whitmarsh, D. und Palmieri, M. G. (2009): Social acceptability of marine aquaculture: the use of survey-based methods for eliciting public and stakeholder preferences. Marine Policy 33, 452–457.
- WHO – World Health Organization (2007a): The World Health Report. A Safer Future: Global Public Health Security in the 21st Century. Genf: WHO Library.
- WHO – World Health Organization (2007b): Preventing Disease Through Healthy Environments. Exposure to Mercury: A Major Public Health Concern. Genf: WHO.
- Wijffels, R. H. und Barbosa, M. J. (2010): An outlook on microalgal biofuels. Science 329, 796–799.
- Wijkström, U. N. (2009): The use of wild fish as an aquaculture feed and its effects on income and food for the poor and the undernourished. In: Hasan, M. R. und Halwart, M. (Hrsg.): Fish as Feed Inputs for Aquaculture: Practices, Sustainability and Implications. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO), 371–407.
- Wilkinson, C. (2008): Status of Coral Reefs of the World: 2008. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.
- Wille, D. (2009): Raumplanung in der Küsten- und Meeresregion. Das Konzept des Integrierten Küstenzonenmanagements (IKZM) als Herausforderung für das deutsche Raumordnungs-, Zulassungs- und Umweltplanungsrecht. Baden-Baden: Nomos.
- Wilson, D. T., Curtotti, R. und Begg, G. A. (Hrsg.) (2010): Fishery Status Reports 2009: Status of Fish Stocks and Fisheries Managed by the Australian Government. Canberra: Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics – Bureau of Rural Sciences.
- Winchester, S. und Müller, M. (2012): Der Atlantik. Biographie eines Ozeans. München: Albrecht Knaus Verlag.
- Winkelmann, I. (2008): Feste Spielregeln für die Aufteilung des Arktischen Ozeans. SWP-Aktuell 53, 4.
- Wiser, R., Yang, Z., Hand, M., Hohmeyer, O., Infield, D., Hensen, P. H., Nikiolaev, V., O'Malley, M., Sinden, G. und Zervos, A. (2011): Wind energy. Chapter 7. In: Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S. und von Stechow, C. (Hrsg.): IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge, New York: Cambridge University Press, 535–608.
- WMO – World Meteorological Organization (2010): Provisional Statement on the Status of the Global Climate. 2011: World's 10th Warmest Year, Warmest Year with La Niña on Record, Second-Lowest Arctic Sea Ice Extent. Internet: http://www.wmo.int/pages/mediacentre/press_releases/gcs_2011_en.html (gelesen am 16. Dezember 2012). Genf: WMO.
- Wolf, S. (2006): Neue Tendenzen zur Ausdehnung küstenstaatlicher Umweltkompetenzen auf See: Eine Untersuchung am Beispiel der französischen „zone de protection ecologique“ im Mittelmeer. Zeitschrift für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht 66, 73–141.
- Wolfrum, R. (1983): The Principle of the Common Heritage of Mankind. Heidelberg: Max-Planck-Institut für ausländisches öffentliches Recht und Völkerrecht.
- Wolfrum, R. (2006a): Hohe See und Tiefseeboden (Gebiet) – Rechtsstatus und Nutzung des Tiefseebodens (des Gebiets). In: Graf Vitzthum, W. (Hrsg.): Handbuch des Seerechts. München: Beck, 333–342.
- Wolfrum, R. (2006b): Das Streitbeilegungssystem des VN-Seerechtsübereinkommens. In: Graf Vitzthum, W. (Hrsg.): Handbuch des Seerechts. München: Beck, 461–489.
- Wolfrum, R. (2008): Ansätze eines allgemeinen Verwaltungsrechts im internationalen Umweltrecht. In: Trute, H.-H., Groß, T., Röhl, H. C. und Möllers, C. (Hrsg.): Allgemeines Verwaltungsrecht – zur Tragfähigkeit eines Konzepts. Tübingen: Mohr Siebeck, 665–679.
- Wolfrum, R. und Fuchs, J. (2011): Ocean Governance und das Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen. Expertise für das WBGU-Hauptgutachten „Welt im Wandel: Menschheitserbe Meer“. Internet: http://www.wbgu.de/wbgu_jg2012_Expertise_Wolfrum.pdf. Berlin: WBGU.
- Wolf, D. K. (2011): Environment, Regulation and Legislation. Caithness: Environmental Research Institute (ERI).
- World Bank (2009): Resource Rent as a Central Concept in Fisheries Management: The Case of Namibia. Good Management Practice in Sustainable Fisheries. Policy Briefs 9. Washington, DC: World Bank.
- World Bank (2012a): Helping to Better Manage the World's Oceans. The World Bank and the Drive for „Blue Growth“. Washington, DC: World Bank.
- World Bank (2012b): A New S-O-S: Save Our Seas. Remarks of Robert B. Zoellick, President, The World Bank Group, at The Economist World Oceans Summit, Singapore, February 24, 2012. Internet: <http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/NEWS/0,,contentMDK:23126181~pagePK:34370~piPK:42770~theSitePK:4607,00.html> (gelesen am 2. Oktober 2012). Washington, DC: World Bank.
- World Bank (2013): Behind the Numbers: A Closer Look at GEF Achievements. Washington, DC: World Bank.
- World Bank und FAO – Food and Agriculture Organization (2009): The Sunken Billions: The Economic Justification for Fisheries Reform. Advance Edition. Washington, DC: World Bank.
- World Bank, FAO – Food and Agriculture Organization und WFC – World Fish Center (2010): The Hidden Harvest: The Global Contribution of Capture Fisheries. Rom, Washington, DC:
- World Shipping Council (2012): About the Industry. Global Trade. Internet: <http://www.worldshipping.org/about-the-industry/global-trade> (gelesen am 8. Februar 2012). Washington, DC: World Shipping Council.
- Worm, B. und Branch, T. A. (2012): The Future of Fish. Halifax, Washington, DC: Dalhousie University, School of Aquatic and Fisheries Sciences.

- Worm, B. und Lotze, H. K. (2009): Changes in marine biodiversity as an indicator of climate change. In: Letcher, T. (Hrsg.): *Climate and Global Change: Observed Impacts on Planet Earth*. München: Elsevier, 263–279.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J. und Watson, R. T. (2006): Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314, 787–790.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., Fulton, E. A., Hutchings, J. A. und Jennings, S. (2009): Rebuilding global fisheries. *Science* 325, 578–585.
- Woyte, A., De Decker, J. und Thong, V. V. (2008): A North Sea Electricity Grid (r) Evolution: Electricity Output of Interconnected Offshore Wind Power Generation in the North Sea. A Vision on Offshore Wind Power Integration. Brüssel: Greenpeace, 3E.
- WSSD – World Summit on Sustainable Development (2002): Johannesburg Plan of Implementation. Genf, New York: WSSD.
- WTO – World Trade Organization (1994): Agreement on Subsidies and Countervailing Measures. Genf: WTO.
- WTO – World Trade Organization (2010): World Trade Report 2010. Trade in Natural Resources. Genf: WTO.
- Wunder, S. (2005): Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts. CIFOR Occasional Paper No. 42. Jakarta: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- WVS – World Values Survey (2011): Online Data Analysis. Internet: <http://www.wvsevsdb.com/wvs/WVSAnalyze.jsp> (gelesen am 27. Januar 2013). Stockholm: World Values Survey Association.
- WWF – World Wildlife Fund (2007): Benchmarking Study: Certification Programmes for Aquaculture. Environmental Impacts, Social Issues and Animal Welfare. Zürich, Oslo: WWF International.
- WWF – World Wildlife Fund und Accenture (2009): Assessment of On-Pack, Wild-Capture Seafood Sustainability Certification Programmes and Seafood Ecolabels. Zürich: WWF, Accenture.
- Yamamoto, K. und Nagakubo, S. (2009): Environmental impacts of methane hydrate field development in the eastern Nankai Trough (in Japanese). *Gekkan Chikyu* 31 (9), 476–485.
- Yamamoto-Kawai, M., McLaughlin, F. A., Carmack, E. C., Nishino, S. und Shimada, K. (2009): Aragonite undersaturation in the Arctic Ocean: effects of ocean acidification and sea ice melt. *Science* 326, 1098–1100.
- Young, L. C., Vanderlip, C., Duffy, D. C., Afanasyev, V. und Shaffer, S. A. (2009): Bringing home the trash: do colony-based differences in foraging distribution lead to increased plastic ingestion in Laysan albatrosses? *PLoS ONE* 4, 10.
- Youngson, B. A. F., Dosdat, A., Saroglia, M. und Jordan, W. C. (2001): Genetic interactions between marine finfish species in European aquaculture and wild conspecifics. *Journal of Applied Ichthyology* 17 (4), 153–162.
- Zeller, D. und Pauly, D. (2005): Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries* 6, 156–159.
- Zhang, J., Gilbert, D., Gooday, A. J., Levin, L. A., Naqvi, S. W. A., Middelburg, J. J., Scranton, M., Ekau, W., Peña, A., Dewitte, B., Oguz, T., Monteiro, P. M. S., Urban, E., Rabalais, N. N., Ittekkot, V., Kemp, W. M., Ulloa, O., Elmgren, R., Escobar-Briones, E. und van der Plas, A. K. (2010): Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: synthesis and future development. *Biogeosciences* 7, 1443–1467.
- Zürn, M. (1998): *Regieren jenseits des Nationalstaates*. Frankfurt/M.: Suhrkamp.

Allmendegüter

Allmendegüter können Ressourcen sein, wie z.B. Fischbestände, Ölfelder oder Wasserversorgung, von deren Nutzung niemand ausgeschlossen werden kann (→ Kollektivgut), bei denen aber Rivalität im Konsum besteht. Die daraus resultierenden negativen externen Effekte können zur Übernutzung der Ressource beitragen (Kap. 1.4, 3.1).

Anthropozän

Anthropozän bedeutet das „Zeitalter des Menschen“ und lehnt sich namentlich an geologische Zeitalter (etwa das Paläozän oder das Holozän) an. Der Begriff wurde von Nobelpreisträger Paul Crutzen gemeinsam mit Eugene Stoermer im Jahr 2000 geprägt und bezeichnet ein Erdzeitalter, in dem die Einwirkungen menschlicher Aktivitäten auf die Umwelt eine globale Dimension erreicht haben. Dies führt zu teilweise erheblichen Veränderungen der Ökosysteme bis hin zu deren Zerstörung. Zu den wichtigsten Veränderungen durch den Menschen zählen der Klimawandel oder auch das arktische Ozonloch (Kap. 1).

Aquakultur

Als Aquakultur wird die Zucht aquatischer Organismen (neben Fischen, Muscheln und anderen Mollusken, Krustentieren, Wasserpflanzen auch Krokodile, Schildkröten und Amphibien) bezeichnet, wobei in der einen oder anderen Form in den Aufzuchtprozess kontrolliert eingegriffen wird, um die Produktion zu erhöhen (Kap. 4.3.1).

Areas beyond national jurisdiction (ABNJ)

ABNJ (Gebiete jenseits nationaler Hoheitsbefugnisse) sind Meeresgewässer, über die kein Nationalstaat allein die Hoheitsgewalt ausübt; also alle Teile des Meeres, die nicht zur → Ausschließlichen Wirtschaftszone, zum → Küstenmeer oder zu den inneren Gewässern eines Staates oder zu den Archipelgewässern eines Archipelstaats gehören (Art. 86 UNCLOS).

Artificial Upwelling

Artificial Upwelling ist eine Technik, bei der nährstoffreiches, kaltes Tiefenwasser in die Oberflächenschichten des Ozeans gebracht wird. Mit dieser Technologie können verschiedene Zwecke verfolgt werden, wie z.B. Erhöhung der Primärproduktion, Energieerzeugung, CO₂-Sequestrierung oder Kühlung (Kasten 4.1-2).

Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ)

Die AWZ (Exclusive Economic Zone, EEZ) ist ein jenseits des → Küstenmeers gelegenes und an dieses angrenzendes Gebiet, das nach dem → Seerechtsübereinkommen einer besonderen Rechtsordnung unterliegt (vgl. Art. 55 UNCLOS). Die Rechte und Hoheitsbefugnisse des Küstenstaats, der eine solche Zone deklariert, werden auf diese Zone ausgeweitet; allerdings beziehen sie sich lediglich auf die Nutzung und den Schutz der lebenden und nicht lebenden natürlichen Ressourcen der betreffenden Meereszone mitsamt des dazugehörigen Meeresbodens und dessen Meeresuntergrund.

Benthisch

Als benthisch werden Organismen bezeichnet, die am oder im Boden von Gewässern leben.

Blue Carbon

In der internationalen Klimapolitik wird unter Blue Carbon der Kohlenstoff verstanden, der von marinen bzw. Küstenökosystemen aufgenommen wird oder gespeichert ist. In der Diskussion ist die Anerkennung des Schutzes dieser Ökosysteme als Klimaschutzmaßnahme (Kasten 1.2-2).

CCS (Carbon Capture and Storage)

→ Kohlendioxidabscheidung und -speicherung

Dead zones

→ sauerstoffarme Zonen

Eutrophierung

Eutrophierung bezeichnet den übermäßigen Eintrag von Nährstoffen in Gewässer, wodurch es zur Erhöhung der Primärproduktion, zur Zunahme biologischer Abbauprozesse und zu Sauerstoffzehrung kommt. Im Extremfall können dadurch → sauerstoffarme Zonen entstehen.

Festlandsockel

Nach der Definition von UNCLOS (Art. 76) umfasst der Festlandsockel eines Küstenstaats den jenseits seines → Küstenmeers gelegenen Meeresboden und Meeresuntergrund der Unterwassergebiete, die sich über die gesamte natürliche Verlängerung seines Landgebiets bis zur äußeren Kante des Festlandrands erstrecken oder bis zu einer Entfernung von 200 sm von den Basislinien, von denen aus die Breite des Küstenmeers gemessen wird, wo die äußere Kante des Festlandrands in einer geringeren Entfernung verläuft (Kap. 3.2.1.4).

Fish Stocks Agreement (FSA)

Das FSA steht für „Übereinkommen zur Durchführung der Bestimmungen des Seerechtsübereinkommens der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982 in Bezug auf die Erhaltung und Bewirtschaftung gebietsübergreifender Fischbestände und weit wandernder Fischbestände“. Dem Übereinkommen sind bisher 79 Staaten und die Europäische Union beigetreten (Stand: November 2012; Kap. 4.1.4.4).

Gebiet

Gemäß UNCLOS (Art. 1 Abs. 1 Nr.1) umfasst das „Gebiet“ den Meeresboden und den Meeresuntergrund jenseits der Grenzen des Bereichs nationaler Hoheitsbefugnisse.

Gebiete jenseits nationaler Hoheitsbefugnisse

→ Areas beyond national jurisdiction (ABNJ)

Gemeinsames Erbe der Menschheit

Der Ansatz des Gemeinsamen Erbes der Menschheit für globale → Kollektivgüter wie den Weltraum, das Meer, die Atmosphäre oder die Antarktis ist im 20. Jahrhundert entwickelt worden. Der Ansatz sieht vor, dass zu diesen Räumen alle gegenwärtigen und zukünftigen Generationen Zugang haben und kein Staat nationale Souveränitätsrechte beanspruchen kann (Kap. 3.1.5).

Gesellschaftsvertrag

Der Gesellschaftsvertrag ist ein hypothetisches Konstrukt, mit dem in sogenannten Vertragstheorien staatliche Ordnung begründet wird. Die zentrale Idee des vom WBGU (2011) entwickelten neuen Weltgesellschaftsvertrags ist, dass Individuen und die Zivil-

gesellschaften, die Staaten und die Staatengemeinschaft sowie die Wirtschaft und die Wissenschaft kollektive Verantwortung für die Vermeidung gefährlichen Klimawandels und die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen der Menschheit übernehmen.

Governance

Governance bezeichnet generell das Steuerungs- und Regelungssystem einer politischen Einheit, hier bezogen auf die Meere (Meeres-Governance). Das Konzept ist in Abgrenzung zum Begriff Government (Regierung) entstanden und soll ausdrücken, dass politische Steuerung nicht nur hierarchisch vom Staat, sondern auch von privaten Akteuren wie Verbänden wahrgenommen wird. Governance-Kapazitäten bezeichnen die Befähigung zur Steuerung durch funktionsfähige Institutionen und Regelungssysteme.

Große Transformation

Der WBGU (2011) definiert eine Große Transformation als umfassenden Wandel, der einen Umbau der nationalen Ökonomien und der Weltwirtschaft innerhalb der → planetarischen Leitplanken vorsieht, um irreversible Schädigungen des Erdsystems sowie von Ökosystemen und deren Auswirkungen auf die Menschheit zu vermeiden.

HELCOM

HELCOM ist eine zwischenstaatliche Kommission von Ostseeanrainern zum Schutz der marinen Umwelt der Ostsee. Die Kommission spricht Empfehlungen aus und arbeitet auf Grundlage der → Helsinki-Konvention (2000 in Kraft getreten; Kap. 3.4.2).

Helsinki-Konvention

Die Helsinki-Konvention ist ein multilaterales Umweltabkommen zum Schutz der Ostsee. Während sich die Helsinki-Konvention von 1974 in erster Linie auf technische Umweltschutzfragen und die Verschmutzung der Ostsee bezog, berücksichtigt die „Neue Helsinki-Konvention“ von 1992 die gesamte Meeresumwelt des Ostseegebiets (Kap. 3.4.2).

Höchstmöglicher Dauerertrag

Der höchstmögliche Dauerertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY) bezeichnet die maximale Fangmenge, die einem Fischbestand dauerhaft entnommen werden kann. Dabei wird die Bestandsgröße aufrechterhalten, die eine maximale Wachstumsrate des Bestands liefert (Kasten 4.1-5).

Hohe See

Als Hohe See sind gemäß Art. 86 und 89 UNCLOS jene Meeresgebiete zu verstehen, die frei von staatlicher

Souveränität und Hoheitsgewalt sind und insofern einen „Raum unter internationaler Verwaltung“ bilden. Es gilt hier der Grundsatz der Freiheit der Hohen See. Letztere umfasst im Wesentlichen die Freiheit der Schifffahrt, des Überflugs, der Verlegung unterseeischer Kabel und Rohrleitungen, der Errichtung künstlicher Inseln und anderer Anlagen, der Fischerei sowie der wissenschaftlichen Forschung. Diese Freiheiten gelten für alle Staaten, auch Binnenländer. Im Bereich der Hohen See sind demnach einzelne Staaten in keiner Weise befugt, in eigener Regie irgendwelche Nutzungsbeschränkungen mit Geltung für andere Staaten festzulegen.

Internationale Meeresbodenbehörde

Die Internationale Meeresbodenbehörde (International Seabed Authority, ISA) wurde 1994 gegründet, um die Bewirtschaftung der mineralischen Ressourcen des → Gebiets als → Gemeinsames Erbe der Menschheit zu gewährleisten (Art. 1 Abs. 1 Nr. 2 UNCLOS). Sie ist zuständig für die Genehmigung und Kontrolle von Tätigkeiten im → Gebiet (Kap. 3.2.3).

Internationaler Seegerichtshof

Der 1996 eingerichtete Internationale Seegerichtshof (International Tribunal for the Law of the Sea, ITLOS) dient der Beilegung von Streitigkeiten über die Auslegung oder Anwendung des → Seerechtsübereinkommens (Kap. 3.2.3).

Internationale Seeschiffahrtsorganisation

Die 1948 beschlossene Internationale Seeschiffahrtsorganisation (International Maritime Organization, IMO) hat die Aufgabe, die Meeresverschmutzung durch Schiffe zu verringern und möglichst ganz zu verhindern sowie die Schiffssicherheit und die Sicherheit der Seefahrt insgesamt zu verbessern. Der UN-Sonderorganisation gehören 170 Vertragsstaaten (2013) an und drei assoziierte Mitglieder, die mehr als 97% der Welt-handelsschiffstonnage repräsentieren (Kap. 3.3.1).

Kohlendioxidabscheidung und -speicherung (CCS)

CCS ist ein Prozess, bei dem CO₂ aus Verbrennungsprozessen bei der Energieerzeugung oder aus industriellen Prozessen abgetrennt, zu einem Speicherort transportiert und eingelagert wird. Ziel ist es, das CO₂ langfristig von der Atmosphäre zu isolieren.

Kollektivgut

Der WBGU verwendet den Begriff Kollektivgut als Oberbegriff für → öffentliche Güter und → Allmendegüter. Kollektivgüter sind Güter, von deren Nutzung aus technischen oder gesellschaftlichen Gründen niemand ausgeschlossen werden kann.

Küstenmeer

Das Küstenmeer (Art. 2 bis 32 UNCLOS) erstreckt sich bis zu 12 sm seewärts der Basislinie. Auf dieses Küstenmeer erstreckt sich die Souveränität des Küstenstaates, welche die Gebietshoheit über das Meer, den darüber liegenden Luftraum sowie den Meeresboden und -untergrund umfasst (Kap. 3.2.1.1).

Leitplanken

→ planetarische Leitplanken

London-Übereinkommen und London-Protokoll

Das London-Übereinkommen (Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen) von 1972 (87 Vertragsstaaten; Stand: Mai 2013) wurde 1996 um das Protokoll zum London-Übereinkommen (London-Protokoll; 42 Vertragsstaaten; Stand: Mai 2013) erweitert. Während das London-Übereinkommen mit einer „schwarzen Liste“ die Einbringung bestimmter Stoffe verbietet, ist im London-Protokoll, von bestimmten Ausnahmen abgesehen, ein generelles Dumping-Verbot verankert. Ausnahmen sind u.a. vorgesehen für Baggergut, Klärschlamm, Fischereiabfälle, Schiffe, Plattformen und sonstige auf See errichtete Bauwerke, CO₂ in unter dem Meer gelegenen geologischen Formationen, organische Stoffe natürlichen Ursprungs sowie Sperrgut (Kap. 3.3.2).

Marin

Marin ist eine geologische Lagebezeichnung für „im Meer liegend“. Im Unterschied dazu wird der Ausdruck → maritim dann verwendet, wenn es sich um Nutzungen der Meere handelt, etwa maritime Technologie im Gegensatz zu marinen Ökosystemen.

Maritim

Der Ausdruck maritim wird dann verwendet, wenn es sich um Nutzungen der Meere handelt, etwa maritime Technologie im Gegensatz zu marinen Ökosystemen. Im Unterschied dazu ist der Begriff → marin eine geologische Lagebezeichnung für „im Meer liegend“.

MARPOL-Übereinkommen

MARPOL ist das Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe von 1973 (152 Vertragsstaaten; Stand: April 2013). MARPOL wendet sich primär an die Schiffseigentümer, betriebsbedingte Schiffseinleitungen ins Meer zu unterlassen (Kap. 3.3.2).

Maximum sustainable yield, MSY

→ höchstmöglicher Dauerertrag

Meeresfrüchte

Meeresfrüchte sind essbare marine Tierarten außer Wirbeltiere wie Fische und Meeressäuger, also z.B. Muscheln, Krabben, Austern, Tintenfische, Wasserschnecken, Garnelen oder Hummer.

Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

Die 2008 erlassene MSRL ist eine EU-Richtlinie, die die Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, die notwendigen Maßnahmen zu ergreifen, um bis 2020 einen „guten Zustand der Meeresumwelt“ in allen europäischen Meeren zu erreichen oder zu erhalten (Art. 1 Abs. 1 MSRL). Von den europäischen Meeresanrainerstaaten wird gefordert, in ihren jeweiligen Meeresregionen durch die Erarbeitung und Durchführung von nationalen Strategien die Ziele der MSRL umzusetzen (Art. 1 Abs. 2 MSRL).

Meeresversauerung

Die Lösung von Kohlendioxid im Meerwasser führt zu einer erheblichen Versauerung (Absenkung des pH-Werts) und damit zu Veränderungen im biogeochemischen Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht. Die Meere haben bisher rund ein Drittel der anthropogenen CO₂-Emissionen aufgenommen, was bereits zu einer signifikanten Versauerung des Meerwassers geführt hat. Die CO₂-Emissionen beeinflussen somit die Meeresumwelt auch direkt – ohne Umweg über den Klimawandel. Eine ungebremste Fortsetzung des Trends wird zu einer Meeresversauerung führen, die in den letzten Jahrtausenden ohne Beispiel und über Jahrtausende unumkehrbar ist (Kap. 1.2.5).

Menschheitserbe

→ Gemeinsames Erbe der Menschheit

Oceans Compact

Mit der 2012 von UN-Generalsekretär Ban Ki-moon ins Leben gerufenen Initiative „The Oceans Compact – Healthy Oceans for Prosperity“ (Pakt für die Meere – Gesunde Meere für Wohlstand) soll die Kohärenz aller meeresbezogenen Aktivitäten des UN-Systems gestärkt und eine strategische Vision für eine nachhaltige Zukunft der Meere entwickelt werden (Kasten 3.3-1).

Öffentliches Gut

Öffentliche Güter sind Güter, von deren Nutzung niemand ausgeschlossen werden kann (→ Kollektivgut) und deren Nutzen aus dem Gut nicht rivalisierend ist; d.h. der den Individuen aus der Nutzung des Guts zufließende Nutzen ist unabhängig von der Zahl der Nutzer (Kap. 3.1).

Offshore

Offshore bedeutet „im Meer liegend“, also jenseits des Festlands bzw. küstenfern.

Ökosystemansatz

Der Ökosystemansatz (auch „ökosystemarer Ansatz“) ist im Rahmen der Biodiversitätskonvention entwickelt worden und bezeichnet eine Strategie für das integrierte Management von Land, Wasser und lebenden Ressourcen, die Erhaltung und nachhaltige Nutzung fördert (CBD, 2000).

Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen sind Vorteile, die Menschen von Ökosystemen haben. Dies sind u.a. Versorgungsleistungen wie Nahrung oder Wasser, Regulierungsleistungen wie Überflutungsschutz oder Schutz vor der Ausbreitung von Krankheiten, kulturelle Leistungen oder Erholungsleistungen und unterstützende Leistungen wie der Nährstoffkreislauf, die die Lebensbedingungen auf der Erde erhalten.

Onshore

Onshore bedeutet „an Land liegend“.

OSPAR

OSPAR ist das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks von 1982 (Kap. 3.4.2).

Pelagisch

Als pelagisch werden Organismen bezeichnet, die im offenen Wasser leben.

Planetarische Leitplanken

Planetarische Leitplanken sind ein Konzept des WBGU, das quantitativ definierte Schadensgrenzen beschreibt, deren Überschreitung nicht tolerierbare oder gar katastrophale Folgen hätte. Ein Beispiel ist die Klimaschutzleitplanke, nach der eine Erhöhung der global gemittelten Temperatur um mehr als 2°C, bezogen auf den vorindustriellen Wert, verhindert werden soll. Nachhaltige Entwicklungspfade verlaufen innerhalb des durch die planetarischen Leitplanken eingegrenzten Bereichs. Dahinter steht die Einsicht, dass es kaum möglich ist, eine wünschenswerte, nachhaltige Zukunft im Sinne eines zu erreichenden Zustands zu definieren. Man kann sich aber auf die Abgrenzung eines Bereichs einigen, der als inakzeptabel anerkannt wird und den die Gesellschaft vermeiden will. Die Einhaltung der Leitplanken ist ein notwendiges, aber nicht hinreichendes Kriterium für Nachhaltigkeit.

Regionale Fischereiorganisationen (RFMO)

RFMO (Regional Fishery Management Organisations) sind die zentralen Institutionen in der Fischerei-Governance der Hohen See. Sie bieten Foren, in denen die Staaten die Kooperation zum Zwecke des Schutzes und der nachhaltigen Nutzung der Fischbestände aushandeln können (Kap. 4.2.4.4).

Regional Marine Management Organisations (RMMO)

RMMO sind vom WBGU vorgeschlagene, neu einzurichtende Strukturen, die vor allem den Schutz und die nachhaltige Bewirtschaftung sämtlicher mariner Ressourcen der Hohen See gestalten sollen (Kap. 7.2.2.2).

Sauerstoffarme Zonen

Sauerstoffarme Zonen, auch „dead zones“ genannt, bezeichnen Meeresregionen mit geringer Sauerstoffkonzentration im Wasser, die Struktur und Funktion von Ökosystemen zerstört. Sie können natürlicherweise auftreten, zunehmend bilden sich aber sauerstoffarme Zonen aufgrund menschlicher Aktivitäten wie etwa → Eutrophierung. Auch der Klimawandel trägt zur Bildung sauerstoffarmer Zonen bei.

Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (UNCLOS)

UNCLOS (United Nations Convention on the Law of the Sea) ist die wichtigste völkerrechtliche Grundlage für den Schutz und die Nutzung der Meere. Das Vertragswerk wird auch als „Verfassung der Meere“ bezeichnet und stellt einen umfassenden Ordnungsrahmen für Schutz und Nutzung sämtlicher Meere auf und normiert als Rahmenübereinkommen Rechte und Pflichten für die verschiedensten Nutzungen des Meeresraumes und seiner Ressourcen. Es wurde 1982 verabschiedet und trat 1994 in Kraft. 164 Staaten und die Europäische Union haben das Abkommen ratifiziert (Stand: Januar 2013; Kap. 3.2).

World Oceans Organisation (WOO)

Die vom WBGU vorgeschlagene WOO soll die Funktion eines globalen Sachwalters des Menschheitserbes Meer übernehmen. Die WOO soll erst dann eingreifen, wenn die primär an die UNCLOS-Vertragsstaaten bzw. regionalen Vertragsstaatenbündnisse überantworteten Bewirtschaftungs- und Überwachungsaufgaben im Sinne des → Gemeinsamen Erbes der Menschheit nicht entsprechend der internationalen Vereinbarungen wahrgenommen werden. Die bisherigen Institutionen des → Seerechtsübereinkommens, namentlich die → Internationale Meeresbodenbehörde und die Festlandsockelkommission, sollten in die neue Organisationsstruktur der WOO integriert werden.

Welt im Wandel Menschheitserbe Meer

Trotz zahlreicher völkerrechtlicher Abkommen und freiwilliger Verpflichtungen werden die Meere immer noch massiv überfischt, verschmutzt und zunehmend als letzte große Ressourcenquelle der Erde ausgebeutet. Den schlechten Zustand der Meere nimmt der WBGU jetzt zum Anlass, eine langfristige Vision für einen nachhaltigen Umgang mit dem blauen Kontinent zu entwickeln: Alle Meereszonen mit Ausnahme des Küstenmeeres sollten zum gemeinsamen Erbe der Menschheit erklärt werden. Um diesem Fernziel für die Meeres-Governance näher zu kommen stellt der WBGU zusätzlich Handlungsempfehlungen vor, die an laufende Politikprozesse anschließen. Dafür betrachtet er beispielhaft die beiden Schwerpunkte Nahrung – nachhaltige Fischerei und Aquakultur – sowie Energie aus dem Meer. Das Gutachten zeigt, dass ein nachhaltiger Umgang mit den Meeren dringend notwendig ist, dass eine Transformation zur klimaverträglichen, nachhaltigen Gesellschaft auch mit den Meeren möglich ist und dass sie weltweit erhebliche Vorteile für eine nachhaltige Energieversorgung sowie für die Ernährungssicherheit bringen kann.

„Das Gutachten ‚Welt im Wandel – Menschheitserbe Meer‘ wirft einen anregenden Blick auf wesentliche Aspekte der Meeres-Governance. Es deckt sich wesentlich mit unserem Denken bei der Weltbank und dem der Partner in der Global Partnership for Oceans. Nationalstaaten, Zivilgesellschaft und Wirtschaft müssen zusammenarbeiten, um eine nachhaltigere und produktivere Nutzung der Meere zu unterstützen. Dieses Gutachten leistet einen wertvollen Beitrag zur globalen Debatte, wie man eine nachhaltige Zukunft durch einen guten Zustand der Meere am besten sicherstellen kann.“

Rachel Kyte
Vizepräsidentin für Nachhaltige Entwicklung bei der Weltbank



9 783936 191394



ISBN 978-3-936191-39-4

