



**ARBEITEN
DES DEUTSCHEN FISCHEREI-VERBANDES e.V.**

Heft 87

2009

**Marine Raumordnung – Interessenkonflikt
mit der Fischerei oder
Werkzeug für das Management**

herausgegeben von

**Dr. Mathias v. Lukowicz
Prof. Dr. Volker Hilge**

**Deutscher Fischerei-Verband e.V.
Venusberg 36 20459 Hamburg**

ARBEITEN
DES DEUTSCHEN FISCHEREI-VERBANDES e.V.

Heft 87

2009

Marine Raumordnung – Interessenkonflikt
mit der Fischerei oder
Werkzeug für das Management

herausgegeben von

Dr. Mathias v. Lukowicz
Prof. Dr. Volker Hilge

ISSN 0415-6641

Deutscher Fischerei-Verband e.V.
Venusberg 36 20459 Hamburg
T 040-31 48 84 F 040-319 44 49
www.deutscher-fischerei-verband.de

ÖFFENTLICHE VORTRAGSVERANSTALTUNG

des Wissenschaftlichen Beirates und des Arbeitsausschusses für Gewässerschutz des Deutschen Fischerei-Verbandes über

Marine Raumordnung – Interessenkonflikt mit der Fischerei oder Werkzeug für das Management.

Bremerhaven, den 1. Juli 2009

INHALTSVERZEICHNIS

| | | Seite |
|---|---|-------|
| | Vorwort | 5 |
| Prof. Dr. W. Arntz Dr. J. Laudien | Brauchen marine Ökosysteme und Fischer Schutzgebiete? Ökologische Zusammenhänge mit Relevanz für Raumordnungsfragen | 9 |
| Dir. u. Prof. C. Dahlke | Maritime Raumordnung – Werkzeug für die Lösung von Nutzungskonflikten auf dem Meer? | 41 |
| Dr. M. Schubert | Rechtliche Aspekte der maritimen Raumplanung unter besonderer Berücksichtigung der Fischerei | 51 |
| Dr. A. Sell | Charakterisierung der Habitate und Verteilungsmuster von Fischen als Element maritimer Raumplanung | 83 |
| Dr. C. Pusch | Ökosystemgerechtes Fischereimanagement in Natura 2000 Gebieten der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee | 94 |
| Dr. H. Fock T. Schulze | Bewertung und Analyse in der marinen Raumplanung – wie lassen sich Interessen gegeneinander abwägen? | 121 |
| Dr. G. Kraus | Schutzgebiete und Schonzeiten als Werkzeuge im Fischereimanagement – Möglichkeiten und Grenzen | 129 |
| Prof. Dr. M. Quaas Dr. J. Schmidt R. Voss | Fischereimanagement mittels exklusiver Fanggebiete – ökonomische Sicht | 147 |
| Dir. u. Prof. C. Dahlke | Offshore-Windparks in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) von Nord- und Ostsee | 157 |
| | Referenten | 173 |

Marine Raumordnung – Interessenkonflikt mit der Fischerei oder Werkzeug für das Management

Vorwort

Meere unterliegen zunehmend intensiver Nutzung durch den Menschen, besonders wenn an ihnen bevölkerungsreiche Zivilisationen liegen, wie z. B. an Nord- und Ostsee. In Konkurrenz zur Fischerei stehen Schifffahrt, marine Schutzgebiete, Windmühlenparke, Rohstoffgewinnung, Trassenziehung für Rohrleitungen und Seekabel, militärische und weitere Anspruchsbereiche. Selbst ausgedehnte und abseits gelegene Meeresgebiete sind stark mit Aktivitäten belegt und lassen beliebig zusätzliches Verplanen kaum mehr zu. Es besteht daher die Notwendigkeit, die verschiedenen Interessen miteinander abzustimmen und gegebenenfalls räumlich aufzuteilen, um ein gegenseitiges Blockieren bei der Nutzung des begrenzten Raums mit verschiedenen Zielen zu vermeiden.

Vorstellungen über eine maritime Raumplanung sind wohl nicht einmal so neu, sollen doch bereits die Römer sich mit ihr befasst haben. Sie ist aber angesichts gestiegener Bevölkerungszahlen, des Nutzungsbedarfs und des technologischen Fortschritts bei der Ressourcenausbeutung in neuerer Zeit viel schwieriger und politisch brisanter geworden. Bei der Planung und Nutzung standen zunächst politische, wirtschaftliche, rechtliche und sozioökonomische Ge-

sichtspunkte im Vordergrund. Seit etwa einem halben Jahrhundert wird Umweltaspekten mehr und mehr Vorrang eingeräumt. Das ist nachvollziehbar, da Meere zwar ein enorm großes, zugleich aber ökologisch hoch empfindliches Reservoir an natürlichen und endlichen Ressourcen bilden. Diese sind vielfach schon in Gefahr, übernutzt zu werden.

Es stellt sich die Frage, welche Rolle die Fischerei in diesem Gefüge spielt: Welche Bedeutung kommt ihr zu? Welche Möglichkeiten hat sie heute (noch)? Welche Verpflichtungen muss sie eingehen? Die Fischerei ist die älteste Nutzung der Meere und dient seit Jahrtausenden dem Nahrungserwerb des Menschen. Sie ist daher nicht auf einer Ebene mit anderen Nutzern zu sehen, zumal sie nur abschöpft, was nachwächst – vorausgesetzt, sie hält hierfür bestimmte Regeln ein. Damit ist die traditionelle Fischerei grundsätzlich als umweltverträglich einzustufen. Als Berufszweig muss sie darauf achten, langfristig die natürlichen Grundlagen ihrer Existenz zu erhalten.

Fischerei ist auch im öffentlichen Interesse. Als einzige wirklich nachhaltige Nutzung leistet sie gleichermaßen einen Beitrag zur menschlichen Ernährung mit qualitativ hochwertigen Lebensmitteln und zur Erhaltung des Ökosystems, indem sie Indikator für dessen dauerhafte Funktionstüchtigkeit ist. Auf diese Weise übernimmt die Fischerei wichtige Aufgaben in der Gesellschaft, und es erscheint

gerechtfertigt, ihr einen bevorzugten Stellenwert unter den Nutzern der Meere zuzugestehen.

In politischen und fachlichen Diskussionen sowie in den Medien wird immer wieder ein breites Spektrum an Konflikten deutlich. Dazu gehört einerseits der Vorwurf, die Fischerei würde nicht ökologisch ausgewogen ausgeübt und führe zum Niedergang der Fischbestände. Konflikte betreffen aber vor allem das Verhältnis der verschiedenen Nutzungen zueinander, wobei die Fischerei als wirtschaftlich vergleichsweise kleiner Faktor leicht an die Seite gedrängt wird. Dadurch ist die Existenz fischereilicher Betriebe bedroht.

Lösungen sollten über Raumplanung mit einem Abgleich der Nutzungsformen unter dem Dach der Nachhaltigkeit gefunden werden. In den vergangenen Jahren sind hierzu vielfältige Ansätze feststellbar, z. B. durch Verhandlungen und Fachtagungen auf nationaler und internationaler Basis. Auch die EU arbeitet an einem Maritimen Raumordnungsplan. Diesbezügliche Bemühungen müssen weiter gehen, selbst wenn sich Politiker und Verwaltungen gerne wünschen, anstehende Probleme abzuarbeiten und dann als erledigt anzusehen. Sich ändernde Grundbedingungen und neue Entwicklungen erfordern jedoch regelmäßiges Anpassen. Marine Raumordnung ist daher nichts Statisches, sondern ein fortschreitender Prozess.

Die vom Wissenschaftlichen Beirat und vom Arbeitsausschuss für Gewässerschutz des Deutschen Fischereiverbands ausgerichtete Vortragsveranstaltung auf dem Deutschen Fischereitag 2009 in Bremerhaven sollte die mannigfaltigen Aspekte der maritimen Raumplanung ansprechen und dabei besonders den Bezug zur Fischerei herausarbeiten. Angesichts der Komplexität der Thematik ließen sich nicht alle Probleme abschließend darstellen. Viele Fragen müssen einer späteren Behandlung vorbehalten bleiben.

Dr. Mathias v. Lukowicz

Vorsitzender des Wissenschaftlichen Beirats
des Deutschen Fischerei-Verbands

Prof. Dr. Volker Hilge

Vorsitzender des Arbeitsausschusses für Gewässerschutz
des Deutschen Fischerei-Verbands

**Brauchen marine Ökosysteme und Fischer
Schutzgebiete?
Ökologische Zusammenhänge mit Relevanz für
Raumordnungsfragen (Kurzfassung¹)**

Wolf E. Arntz u. Jürgen Laudien

Zusammenfassung

Viele Fischereien, insbesondere die schwere Grundschieppnetz- und Baumkurrenfischerei, stehen zurzeit in der Kritik, weil sie sich als nicht nachhaltig erwiesen haben und erhebliche Schäden in marinen Ökosystemen anrichten. Seitens des Naturschutzes wird angestrebt, im Rahmen einer neuen Raumordnung ausgedehnte Meeresgebiete teilweise oder vollständig unter Schutz zu stellen. Der folgende Artikel beleuchtet aus ökologischer Sicht die durch Fischerei entstandenen Schäden und die Wirkung von Schutzmaßnahmen. Das ehrgeizige Ziel des „ökosystemverträglichen Fischereimanagements“ zielt vor allem auf nachhaltige Fischereimethoden ab, ist aber insbesondere hinsichtlich der dreidimensionalen Raumnutzung und angebotener fangtechnischer Alternativen nur teilweise realistisch. Nur über längere Zeiträume bestehende Nullnutzungszonen bieten die Aussicht, degradierte Ökosysteme in ihren ursprünglichen

¹ Eine ausführliche Version dieses Artikels erscheint in den „Informationen für die Fischereiwissenschaft“

Zustand zurückzusetzen, während für andere Schutzziele auch weniger durchgreifende Maßnahmen geeignet sein können. Die Einrichtung von Schutzgebieten sollte angesichts der vielen konkurrierenden Vorhaben mit Augenmaß betrieben werden. Die Nutzung von Offshore-Windparks, in denen geschleppte Geräte ohnehin ausgeschlossen sind, sollte ernsthaft geprüft werden. Letztlich sollten Schutzgebiete im Rahmen der neuen Managementkonzepte langfristig auch der Fischerei dienen; inwieweit allerdings eine Fischerei unter der künftigen Raumordnung noch sinnvoll ist, steht dahin.

Die Konzepte für das Fischereimanagement haben in den vergangenen hundert Jahren eine tiefgreifende Wandlung durchgemacht. Sie entwickelten sich in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts von monospezifischen Ansätzen, in denen einzelne Populationen oder Bestände weitgehend isoliert betrachtet wurden, zum Multispecies-Management, das auch Wechselbeziehungen zwischen genutzten Arten berücksichtigt. Die stark verbesserten Ortungs- und Fangtechniken und die verstärkte Nutzung noch unterfischer Fanggründe und Bestände hielten die Anlandungen eine Zeitlang auf hohem Niveau. Die rückläufigen Weltfischereierträge in den letzten Dekaden, der Kollaps wichtiger Fischereien und die auch von der Fischerei zu verantwortende fortschreitende Degradierung mariner Ökosysteme zeigten jedoch, dass eine nachhaltige Nutzung der fischereilichen Ressourcen bei gleichzeitiger Erhaltung der Ökosysteme mit diesen Konzepten nicht möglich ist.

Angesichts dieses Offenbarungseids und unter dem zunehmenden Druck der Naturschützer wurden daher die Konzepte des ökosystemverträglichen Fischereimanagements (EBFM, ecosystem-based fisheries management) und des räumlichen Fischereimanagements (SM, spatial management) entwickelt, bei denen die Prioritäten umgedreht sind: Das Management geht nicht mehr vom Fischereiojekt, sondern vom Ökosystem aus, das horizontal und vertikal in Zonen unterteilt wird, die zu verschiedenen Zeiten befischt oder unter Schutz gestellt werden können. EBFM zielt darauf ab, gesunde Ökosysteme inklusive der Fischereien zu erhalten, die von diesen Ökosystemen ohne Schädigung getragen werden.

Möglicherweise sind diese neuen Konzepte nur wenig realistischer als die alten Ideen vom langfristigen Dauerertrag oder nachhaltiger Fischerei, die der Realität überdimensionierter Fangflotten, unersättlicher Märkte und politischer Fehlentscheidungen nicht standhielten. Die traurige Tatsache ist, dass nicht nur die Fischerei, sondern auch die marinen Ökosysteme, die fischereilich genutzt wurden, sich in einem sehr schlechten Zustand befinden. Um dem abzuhelpen, wurde unter anderem Schutzgebiete eingerichtet, in denen die Fischerei eingeschränkt oder verboten ist. Weitere Schutzgebiete sind geplant. Zusammen mit anderen Nutzungen wie Windkraftanlagen bedeutet die neue Raumordnung einen massiven Eingriff in die bisherigen Rechte und Gewohnheiten der Fischer, die den Ökosystemansatz überwiegend mit Unverständnis verfolgen.

Im Folgenden werden vor dem Hintergrund der Ökosystem-Degradierung einige grundlegende ökologische Zusammenhänge in natürlichen, befischten und geschützten marinen Systemen diskutiert. Dabei stützen wir uns auf empirische und experimentelle Befunde insbesondere aus Nord- und Ostsee, aber auch aus anderen marinen Ökosystemen.

Marine Ökosysteme und die Fischerei: eine gestörte Beziehung

Wie wirken geschleppte Fanggeräte am Meeresboden, und warum ist das für marine Ökosysteme von Bedeutung? Ganz grob lassen sich bezüglich der physischen Effekte und der biologischen Konsequenzen vier Wirkfaktoren unterscheiden: mechanische und chemische Auswirkungen auf das Sediment, Zerstörung der Komplexität des Lebensraums, Einwirkungen auf die Artenvielfalt und Veränderung der Struktur, Dynamik und Funktion von Populationen und Gemeinschaften.

Auswirkungen der Schleppnetzfisherei auf das Sediment

Scherbretter, Kufen, Rollergeschirre, Matten und Ketten von Grundschleppnetzen und Baumkurren durchpflügen den Meeresboden je nach Sediment <1 bis 15 cm tief (z.B. Arntz & Weber 1970, Paschen

et al. 2000). Dies bewirkt u. a. Veränderungen der Korngröße, der Sedimentchemie und des im Sediment vorhandenen Gehalts an organischem Kohlenstoff. Durch häufiges Überschleppen kann sich das Sediment zudem verdichten, was sich nachteilig auf den Porenwasseraustausch auswirkt. Kleine, leichte Partikel werden aufgewirbelt, so dass sich Trübstofffahnen bilden (Demestre 2006). Langfristige Änderungen der Artenzusammensetzung in stark beschleppten Gebieten gehen vermutlich zum großen Teil auf Veränderungen des Sediments und seiner strukturellen und funktionellen Eigenschaften zurück. Hohe Schwebstoffgehalte sind zudem für viele Suspensionsfresser schädlich, da ihre Filterapparate und Kiemen verstopfen können (Laudien et al. 2007).

Zerstörung von Komplexität und Diversität

Meeresböden unter Einfluss der Schleppnetzfisherei sind sehr viel karger, da dreidimensionale Strukturen (z. B. Muschel- und Schillbänke, *Sertularia*-Riffe, Seegraswiesen in der Nordsee; Braunalgenbestände und Kaltwasser-Korallenriffe im Atlantik; Korallenriffe, Mangrovenbestände und dreidimensionale Suspensionsfresser-Gemeinschaften andernorts) zerstört werden. Munitionssperrgebiete und Steingründe in der Nordsee haben noch heute eine reichere Epifauna (auf dem Substrat lebende Organismen) als die umliegenden Böden (Rachor & Günther 2001, ICES 2007a). Die Artenvielfalt

ist grundsätzlich dort am höchsten, wo „Bioingenieure“ eine Struktur schaffen, die Schutz für Jungfische und Adulte sowie deren Nährtiere gibt (Dayton 2003). Die Vernichtung komplexer, meist biogener Strukturen am Boden führt zu Funktionsverlusten als Laich- und Aufwuchsgebiet, der Pufferkapazität und der Entgiftung des Systems durch Filtrierer (Lotze et al. 2006, Worm et al. 2006). Erhaltung, und wo das nicht mehr möglich ist, Wiederherstellung natürlicher Bodenbiotopstrukturen ist also nötig, um die Voraussetzungen für natürliche Artenvielfalt und einen gesunden Fischbestand zu schaffen. Dazu müssen größere, zusammenhängende Gebiete auf Jahre, wahrscheinlich sogar für Jahrzehnte von Schleppnetzfischerei freigehalten werden.

Einwirkungen auf Populationen, Gemeinschaften und Ökosysteme

Drei Faktorenkomplexe beeinflussen die Struktur und Dynamik von Populationen und Gemeinschaften: Prozesse, die mit der Lebensgeschichte der Arten zusammenhängen (z. B. Larvenbiologie, Rekrutierung, Wachstum); biologische Interaktionen (z. B. Konkurrenz um Raum oder Nahrung, Feind-Beute-Beziehungen); und Umwelteinflüsse (z. B. Änderung von Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoffkonzentration). Mit allen steht die Fischerei in Wechselwirkung.

Befischung bewirkt im einfachsten Fall eine Abnahme der Häufigkeit und der Durchschnittsgröße der Zielarten. Monospezifische Modelle gehen davon aus, dass sich bei abnehmender Biomasse des Laicherbestands die Zahl der Rekruten pro Laicher erhöht, weil sich die geringere Laicherbiomasse positiv auf die Produktivität auswirkt. Unter Berücksichtigung zwischenartlicher biologischer Interaktion muss durch Abfischung der großen Raubfische die Überlebensrate kleinerer Fische zunehmen, was wiederum dazu führt, dass diese mehr Eier, Larven und Jungfische fressen (Hempel 1978, Pope et al. 2006). Die Trennung von fischereilicher Sterblichkeit und der v. a. durch Wegfraß verursachten natürlichen Sterblichkeit ist ein Problem, das für einzelne Arten, aber nicht für Fischgemeinschaften verstanden ist, obwohl es Voraussetzung für ein Management im Ökosystem-Kontext ist. Daher spalten Pope et al. (2006) in ihrem Modell den Fischbestand in Größenklassen auf, für welche die Auswirkungen des Wegfraßes bestimmt werden. Theoretisch können dann zur optimalen Nutzung gezielt einzelne Größenklassen befischt werden. Ob diese Idee tatsächlich als Strategie umzusetzen ist, muss jedoch erst noch gezeigt werden.

Bisher haben fast alle Fischereien immer die Großen abgefischt, ohne sich um die ökologischen Konsequenzen zu kümmern. Wenn die Erträge zurückgingen, wurden kleinere Arten auf niedrigerer trophischer Ebene gefangen (Pauly et al. 1998), was zu einer Vereinfachung des Nahrungsnetzes führte (Bundy et al. 2005). Befi-

schung wirkt sich jedoch auch auf Arten aus, die gefangen werden, obwohl die Fischerei nicht auf sie abzielt (Beifänge; wenn diese über Bord gegeben werden: Discards). Zudem sind Arten betroffen, die größtenteils nicht im Fang auftauchen. So wurden z.B. in der Nord- und Ostsee zuerst große Muscheln (*Arctica islandica*) und Schnecken (*Buccinum undatum*) von den Scherbrettern und Kufen zertrümmert, viele Benthosarten werden aus dem Boden gerissen (Arntz & Weber 1970, Witbaard & Klein 1994).

Die Dezimierung einer Art kann zu tiefgreifenden Veränderungen anderer Arten und des gesamten Ökosystems führen. So fördert der Wegfang von quallenfressenden Fischen und Meeresschildkröten die Entwicklung der in vielen Meeresgebieten bereits dominierenden Medusen, die aufgrund ihrer bevorzugten Nahrung von Zooplankton, Fischeiern und -larven Konkurrenten der Fische sind. Für tangbewachsene Flachwasserbiotope wurde nach der Abnahme von Schlüsselarten (Räuber) beschrieben, dass nur noch Seeigel auf weitgehend unbelebten Meeresböden übrig bleiben (Sala et al. 1998; Dayton et al. 2003). Der bekannteste Fall ist das Wegsameln der Schnecke *Charonia tritonis*, welche zuvor den für Steinkorallen extrem schädlichen Seestern *Acanthaster planci* (Dornenkrone) in Schach hielt (Jackson et al. 2001). Solche Entwicklungen sind nur schwer rückgängig zu machen (z.B. Purcell et al. 2007).

Koexistenz und Konkurrenz innerhalb einer Art und zwischen Arten, Feind-Beute-Beziehungen, Förderung und Behinderung anderer Arten sind empfindliche Ökosystemprozesse, die von jeder Form der Fischerei berücksichtigt werden müssen. Die Kaskaden von Auswirkungen und die Rückkopplungseffekte auf die Fischerei selbst wurden erst spät erkannt. Heute versucht man, diesen Erkenntnissen durch „ökosystemgerechtes Fischereimanagement“ (EBFM) Rechnung zu tragen.

Fischerei als „Störung“ und „Erholung“ von Benthosgemeinschaften

Störungen spielen eine bedeutende Rolle in marinen Ökosystemen, weil sie wichtige Prozesse wie die Rekrutierung beeinflussen und die Artenvielfalt mitbestimmen. Bei moderater Fischerei werden Nischen im Ökosystem frei, die von anderen Organismen besetzt werden können; zudem führt das Mosaik befischter und nicht befischter Areale auf größeren räumlichen Skalen zu höherer Biodiversität (Dayton & Hessler 1972, Remmert 1991). Nach der „Intermediate Disturbance Hypothesis“ (Connell 1978) verkehrt sich dieser zunächst positive Effekt jedoch bei Zunahme der Störungen ins Gegenteil. Die Biodiversität vieler stark (hohe Frequenz, massive Zerstörung) befischter Systeme ist also auch deshalb niedrig, weil die Störung für die betroffenen Arten ein so starker und nachhaltiger

Eingriff ist, dass viele von ihnen ausfallen. So wurden in der Nordsee große, langsamwüchsige Bodentierarten, die auf eine geringe Zahl gut ausgestatteter Nachkommen setzen (sog. K-Strategen), vorwiegend durch kleine, schnellwüchsige Arten (Opportunisten oder r-Strategen; MacArthur & Wilson 1967) ersetzt, die schnell eine große Zahl wenig geschützter Nachkommen produzieren können (Pearson & Rosenberg 1978, Arntz 1981b). Für viele Fische sind diese Opportunisten übrigens eine sehr gute Nahrung (z. B. Arntz 1980); auch hier ist zumindest aus der Sicht der Fischerei nicht alles negativ.

Schröder und Gutows Modell (ICES 2008) deutet darauf hin, dass der 1. Fischereihol wesentlich negativere Auswirkungen auf Abundanz und Individualgewicht von K-Strategen hat als die folgenden, nach dem dritten Hol bleiben die Auswirkungen konstant. Das ist von großer Bedeutung bei der Beurteilung der Frage, inwieweit eine Reduktion des Fischereiaufwands geeignet wäre, die Schäden am Boden zu verringern. Wenn der erste Hol in einem Gebiet für die großen, langlebigen Arten so viel schädlicher ist als die folgenden, wird eine Reduktion des Fischereiaufwands auf häufig überschleppeten Böden die Verhältnisse nicht wesentlich verbessern.

Für die westliche Ostsee wurde experimentell gezeigt, dass die Benthosgemeinschaft in diesem relativ einfachen System nach einer Störung zwei bis drei Jahre braucht, um sich hinsichtlich der Arten-

und Individuenzahl zu normalisieren, während die Biomasse danach weiter exponentiell ansteigt (Arntz & Rumohr 1982). Hiddink et al. (2007) veranschlagen eine Dauer von 2 - 4 Jahren, ehe die Produktionswerte in verschiedenen Bereichen der Nordsee nach einer Störung durch die Fischerei wieder erreicht werden. Bei diesen Werten ist jedoch zu beachten, dass wir nicht mehr die natürlichen Gemeinschaften untersuchen, sondern solche, die durch jahrzehntelangen Fischereieinfluss stark verändert wurden, und in denen die großen und langlebigen Arten eine reduzierte Rolle spielen. In komplexeren Systemen dauert die Erholung deutlich länger. Das sollte bei der Diskussion der Frage, wie lange ein Schutzgebiet bestehen muss, beachtet werden.

Wechselwirkung der Fischerei mit anderen Ökosystemverändernden Faktoren

Viele andere, natürliche und anthropogene Stressfaktoren tragen ebenfalls beträchtlich zur Belastung mariner Ökosysteme bei. Nicht selten wirken sie mit dem Einfluss der Fischerei in einer Weise zusammen, die eine klare Trennung der Verantwortlichkeiten erschwert. Eine besondere Rolle spielen dabei klimatische Faktoren: Eiswinter, Sauerstoffmangel-Situationen in heißen, windstillen Sommern oder infolge akuter Eutrophierung sowie starke Stürme verursachen Störungen, deren Auswirkungen denen der schweren

Grundschieppnetzfisherei ähnlich sein können. Allerdings erholt sich das marine Ökosystem in der Regel schnell von ihnen, während fortgesetzte schwere Grundschieppnetz- oder Baumkurren-Fischerei über lange Zeiträume zu chronischen Schäden führt. Ein bekanntes Beispiel für die kombinierte Wirkung von Fischerei und Klimafaktoren sind pelagische Schwarmfische in Küstenauftriebsgebieten. Früher gab man neben der Fischerei der Klima-anomalie El Niño die Hauptschuld am Zusammenbruch des peruanischen Sardellenbestands. Heute weiß man, dass die Pazifische Dekadische Oszillation (PDO) während warmer bzw. kalter Regime entweder die peru-anische Sardine oder die Sardelle fördert, da die beiden Fischarten unterschiedliche Temperaturoptima besitzen (Chavez et al. 2003, Alheit & Niquen 2004). Der starke Einfluss der Klimaschwankungen befreit die Fischerei allerdings nicht von dem Makel, im un-rechten Moment die Bestände zusätzlich dezimiert zu haben.

Analog gilt das auch für den Nordostatlantik, wo die Nordatlantische Dekadische Oszillation (NAO) zu Regimewechseln zwischen warmen und kalten Phasen führt (z. B. gehäuftes Auftreten wärmeliebender Wolfsbarsche, Streifenbarben und Sardellen während der warmen 1990er Jahre in der Nordsee). In der Nordsee gingen die Bestände des Kabeljaus nach einem Maximum Anfang der 70er Jahre bis heute drastisch zurück (Christensen et al. 2003). Die intensive Befischung dürfte dabei eine gewichtige Rolle gespielt haben, aber auch hier spielen andere Faktoren mit: Infolge der Erwär-

mung der Nordsee nahm die Biomasse der wichtigsten Larvennahrung, des Ruderfußkrebse *Calanus finmarchicus*, ab; die gleichzeitige Zunahme von *C. helgolandicus* nützte nicht viel, weil dieser nicht die geeignete Größe hat und sein Auftreten zeitlich nicht mit dem der Dorschlarven zusammenfällt (Beaugrand et al. 2003, Alheit et al. 2005). Pörtner et al. (2008) postulieren, dass sich der Kabeljau zudem nicht mehr im Temperaturoptimum befindet; während die südlichen Bestände abnahmen, wurde die Art um Grönland wieder häufiger. In den nächsten Jahren wird daher die Frage interessant, ob das gegenwärtige kalte Regime der NAO die Lebensbedingungen der südlichen Kabeljaubestände soweit stärkt, dass es zu einer – angesichts des Klimawandels vielleicht nur vorübergehenden – Erholung kommt. Dazu bedarf es vermutlich aber auch stärkerer Zurückhaltung der Fischerei.

Marine Ökosysteme in unseren Breiten wären auch ohne die Fischerei keineswegs in einem Idealzustand; dazu sind die Umweltbedingungen zu variabel, teilweise extrem, Klimaschwankungen zu wirksam, und viele andere anthropogene Einflüsse (Eutrophierung, Verschmutzung, Verklappung und Entnahme von Substanzen, Verkehr, Urbanisierung....) wirken dem entgegen. In mancher Hinsicht hat die Fischerei, insbesondere die schwere Grundschleppnetz- und Baumkurrenfischerei, aber Schäden angerichtet, von denen man sie nicht freisprechen kann. Hier sind Korrekturen unvermeidlich.

Sind Meeresschutzgebiete die Lösung?

Marine Schutzgebiete sind in den letzten 20 Jahren weltweit in großer Zahl eingerichtet und hinsichtlich ihrer Wirkung diskutiert worden. Auch bezüglich der Natura 2000-Gebiete in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) sind die Problematik und die Ziele mehrfach publiziert worden (z. B. Rachor & Günther 2001, Döring et al. 2005, Pedersen et al. 2009). Mit der Einrichtung mariner Schutzgebiete werden hauptsächlich zwei Ziele verfolgt: Verbesserung des Zustands überfischter Bestände von Nutzfischen und genutzten Wirbellosen, und Renaturierung von degradierten Ökosystemen (Biotopen, Habitaten) sowie Erhaltung und ggf. Wiederaufbau von gefährdeten Populationen anderer Meeresbewohner. Im ersten Fall liegt der Schwerpunkt auf dem Fischereimanagement, im zweiten auf dem Management des gesamten Ökosystems.

Sind solche Gebiete tatsächlich geeignet, die Fischbestände und/oder das marine Ökosystem in einen gesunden Zustand zurückzusetzen? Die meisten Autoren sind sich einig, dass Schutzgebiete sich auf Abundanz und Biomasse, Artenzahl und Diversität vieler Fisch- und Benthosarten innerhalb des fischereifreien Areals günstig auswirken, wenn das Gebiet ausreichend groß ist (z.B. ICES 2004, Marine Protected Areas [MPAs] meist im Mittelmeer). Auch das Schutzziel „mehr große, ältere Tiere“ wird meist erreicht und damit auch eine höhere Fruchtbarkeit mancher Arten, das Ziel „bes-

seres Nahrungsangebot“ dagegen eher nicht (bei Ausschluss von Grundschieppnetz und Kurre schon deshalb nicht, weil Discards, zertrümmerte Fauna u. ä. für Allesfresser wegfallen). Auch andere erwartete Auswirkungen ließen sich nicht schlüssig nachweisen, wie dichteabhängige Veränderungen in der Populationsdynamik oder bessere Rekrutierung kommerzieller Arten (García-Charton 2008). Die Befunde aus MPAs kalt-gemäßigter Breiten sind ähnlich. In mehreren langfristigen, großen Schutzgebieten vor der Ostküste der USA wurden zunehmende Artenzahlen, Individuenzahlen und Biomasse der benthischen Megafauna verzeichnet. Mehr Individuen der Epifauna erreichten adulte Größe; wo sich die Populationen räuberischer Fische erholten, erlitt die Epifauna allerdings auch eine höhere natürliche Sterblichkeit. Bezüglich ihrer Rekrutierung zeigten die Epibenthospopulationen keine Unterschiede zum Umfeld. Der 14-monatige Ausschluss der Grundschieppnetz- und Baumkurrenfischerei aus einem kleinen Nordseeschutzgebiet resultierte in der Abwanderung von benthischen Räubern und Aasfressern (Dannheim 2007), vermutlich wegen des Fehlens der fischereibedingten „Zusatznahrung“, sowie verstärkter Ansiedlung und geringerer Mortalität sesshafter Arten aufgrund des Ausfalls physischer Störungen durch das Fanggeschirr. Für größere erwartete Veränderungen insbesondere der Nahrungsverfügbarkeit und –qualität war das Gebiet zu klein und die Beobachtungszeit zu kurz. Das gilt auch für andere Ansätze im Rahmen des RESPONSE-Projekts (Demestre 2006).

Eindeutige wissenschaftliche Belege für ein „Überschwappen“ (spill-over) positiver Wirkungen einer MPA auf umliegende, befischte Regionen sind selten, obwohl dieser Effekt in Modellrechnungen und Konzepten häufig genannt wird (z. B. Worm et al. 2006). Einzelne Autoren fanden einen „Biomasse-Export“ bis 2,5 km außerhalb der Schutzgebietsgrenze. Höheren Fischereiaufwand in der Nähe der Grenze, den man als indirekten Hinweis auf spill-over werten kann, verzeichneten mehrere Autoren (ICES 2004).

Das Konzept der Nullnutzungszonen (Abb. 1) besticht durch seine Einfachheit, aber es wirft Probleme bei der Formulierung der konkreten Ziele und der Festlegung der erforderlichen Größe und Lage auf (Temming 2005), und für manche Fälle ist diese Lösung auch zu umfassend. Für den Schutz von Delfinen und Robben bedarf es u. U. gar keines abgesperrten Gebiets, wenn hinreichend wirksame akustische Signale die Tiere von Stell- und Treibnetzen fernhalten. Meeresböden können sich andererseits nicht erholen, solange schwere Bodenfischerei jede sich bildende Struktur zerstört.

Vollständigen Schutz vor der Fischerei sollte man wegen der erwähnten Nutzerkonflikte nur wenigen Gebieten angedeihen lassen, deren Schutzwürdigkeit einleuchtend begründet werden kann. Diese Gebiete dürfen nicht zu klein oder isoliert ausfallen, weil sie sonst unwirksam sind (Greenstreet et al. 2009, Rachor & Günther (2001)). Der Fischbestand profitiert von Schutzgebieten nur dann, wenn der

im Gebiet wegfallende Fischereiaufwand nicht auf umliegende Gebiete verlagert wird.

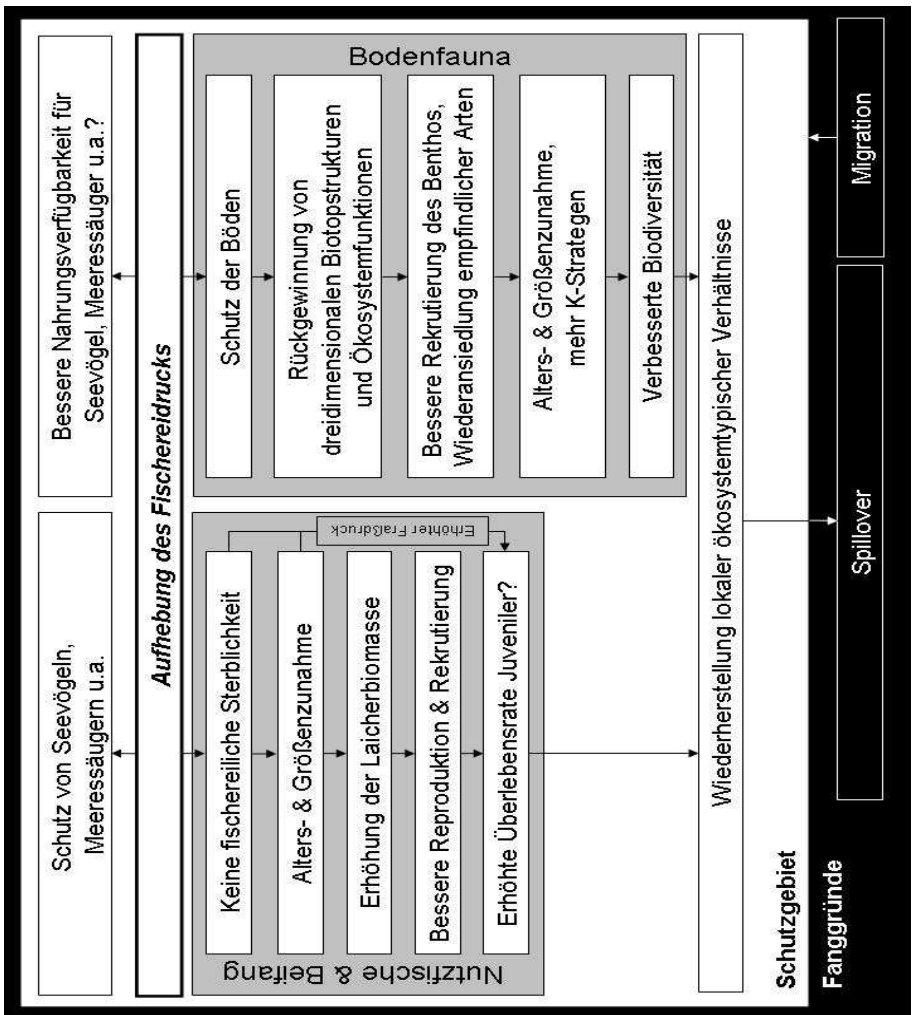


Abb. 1: Stark vereinfachte Darstellung von Entwicklungen in einem Nullnutzungs-Schutzgebiet (no-take area), die zur Wiederherstellung lokaler ökosystemtypischer Verhältnisse führen und sich günstig auf benachbarte Gebiete auswirken können (spillover). Links Fische, rechts Bodenfauna. (Auf der Grundlage einer Abbildung in Döring et al. 2005, stark verändert).

Für Nullnutzungszonen zur Wiederherstellung des gesamten Ökosystems sollte man die Standards zugrundelegen, die auf dem Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung in Johannesburg (2002) entwickelt wurden: Aus jedem der wichtigsten Biotoptypen eines Ökosystems sollte ein repräsentativer Anteil geschützt werden. Dabei sollten Ökosystem-Eigenschaften unter Schutz gestellt werden, die einzigartig oder selten sind und/oder eine unersetzliche Ökosystemfunktion erfüllen. Diese Kriterien sind u. E. eine brauchbare Basis für eine abgewogene und gut begründete Umweltpolitik; sie werden in den vorliegenden Vorschlägen aber nicht immer berücksichtigt.

Insbesondere hinsichtlich der Auswirkungen der schweren Grundfischerei auf die Bodenfauna erscheint nur die Einrichtung geschützter Gebiete über längere Zeiträume geeignet, eine Rückkehr zu natürlichen Gemeinschaften herbeizuführen, die unter den lokalen Umweltbedingungen für das marine Ökosystem typisch sind (Abb. 1). Möglicherweise lassen sich Offshore-Windparks als Schutzgebiete nutzen, in denen die Grundschleppnetzfisherei ohnehin großen Einschränkungen unterworfen sein wird; das würde die Schwierigkeiten mit konkurrierenden Raumnutzungsplänen in anderen Gebieten erheblich reduzieren. Allerdings sind die Sockel der Windmühlen anthropogene Hartböden in Weichbodengebieten, welche die Zusammensetzung der Bodenfauna stark verändern können (Arntz 1981a, Orejas et al. 2005). Die Naturschützer lehnen Offshore-

Windenergieanlagen in MPAs auch aus anderen Gründen ab und empfehlen sie allenfalls als Umzäunung (Rachor & Günther 2001).

Eine starke Interessenüberschneidung zwischen Fischerei und Naturschutz gibt es auf den Flachs und Bänken der Ostsee, die gleichermaßen gute Fanggebiete für die Stellnetzfisherei und gute Nahrungsgebiete für viele Seevögel sind (Döring et al. 2005). Der Gesamtbeifang in der Stellnetzfisherei ist in Nord und Ostsee auf 100.000 - 200.000 Vögel pro Jahr geschätzt worden (Žydelis et al. 2009). Natürlich ist die Mortalität unzähliger Seevögel in den Stellnetzen nicht hinnehmbar, aber eine vollständige Schließung dieser Fischereigründe wäre von der Fischerei kaum zu verkraften. Es bleibt zu hoffen, dass alternative Fanggeräte eine Lösung bringen (s. u.), die aber aus Sicht der Fischer realistisch ausfallen muss.

Wo es um die Wiederherstellung gesunder Nutzfischbestände geht, wird man auf zeitweise Schließung von Gebieten, Fangverbote oder –beschränkungen für bestimmte Arten und Maschenweiten etc., also das Methodenrepertoire der Fischereibiologen zurückgreifen können. Die Fischerei muss die Auswüchse beschneiden, die zum Zusammenbruch vieler genutzter Bestände, zu Ungleichgewichten im Ökosystem und zum Rückgang vieler Arten geführt haben. Hier sind Lösungen für Überfischung, die Beifangproblematik, zur Reduktion des wuchernden Aufwands, zur Abschaffung sinnloser Subventionen und zu nachhaltiger Bewirtschaftung gefragt. Darüber hinaus

sind in letzter Zeit Modellvorstellungen entwickelt worden, die versuchen, das Interesse der Fischereibiologen und Fischereimanager an gesunden Fischbeständen mit dem Interesse der Naturschützer an gesunden Ökosystemen zu verbinden.

„Ökosystemverträgliche Fischerei“ – ein schöner Traum?

Der auch als „ökosystemgerechtes Fischereimanagement“ (EBFM) bezeichnete Ansatz, zu dem das „räumliche Fischereimanagement“ zu rechnen ist, geht wahrscheinlich auf Daniel Paulys frühe Kritik an rücksichtslosen Fischereipraktiken („hit and go fisheries“, „fishing down the food web“) zurück. Er erhielt durch die Klagen mariner Ökologen über die schwere Belastung oder Zerstörung vieler Ökosysteme durch die Fischerei (z.B. Jackson et al. 2001, Dayton 2003) starken Auftrieb. Mit dem Niedergang vieler Fischereien, unübersehbaren Umweltschäden und der wachsenden Bedeutung des Naturschutzes gewann das neue Konzept an öffentlicher Beachtung und gehört mittlerweile auch beim ICES zu den zentralen Themen.

Auch das EBFM-Konzept sieht geschützte Gebiete vor, die permanent oder temporär gesperrt werden; bei zeitweiliger Schließung soll die Fischerei zwischen verschiedenen Gebieten rotieren. Eine dreidimensionale Zonierung von Fischereien soll sicherstellen, dass pelagische und Grundfisch-Bestände getrennt behandelt werden

können. Für die verschiedenen pelagischen und demersalen Bestände soll es nicht nur spezifische Quoten, sondern auch zeitlich limitierten Zugang geben, der elektronisch kontrolliert werden soll. Mindestmaße und Schonzeiten sollen nicht nur in Bezug auf die Fischart, sondern auch innerhalb des dreidimensionalen Raums reguliert werden. Ortsveränderungen aller Altersklassen (Larvendrift, Laichwanderungen, Wechsel von Weidegründen) sind von der Fischerei zu berücksichtigen, Interferenz ist zu vermeiden. Trophische Wechselwirkungen zwischen Fischen und mit anderen Arten des Ökosystems (z. B. Nahrungskonkurrenz zwischen Fischen und Seevögeln auf Flachs und Bänken) sollen stärker beachtet werden. Das Bestandsmanagement soll aus einer Metapopulationsperspektive auf der Basis genetischer Methoden erfolgen und die Verbindung zwischen Teilpopulationen einbeziehen (Fogarty & Botsford 2007). Und schließlich sollen ozeanographische und ökologische Prozesse generell viel stärker in ihren Wechselwirkungen berücksichtigt werden. Ein permanentes Monitoring zur Erfolgskontrolle soll sicherstellen, dass Fehlentwicklungen rechtzeitig entdeckt und durch passende Maßnahmen abgestellt werden.

Neu im EBFM-Konzept ist die Perspektive: Das heile Ökosystem steht im Mittelpunkt, und die Fischerei muss u. U. eingestellt werden, wenn andere Komponenten geschädigt werden. Neu ist aber auch die Forderung (Wilén 2004), alle geschilderten Maßnahmen simultan durchzuführen und zu kontrollieren. Wie das mit vertretba-

rem Aufwand geschehen soll, bleibt unklar. Ein so komplexes Konzept als konzeptionelle Übung durchzuspielen, was eigentlich alles zu berücksichtigen wäre, oder als Tätigkeitsfeld für Modellierer ist doch eine andere Sache, als es in Echtzeit in Managemententscheidungen für den Einsatz von Fischereifloten umzusetzen und deren Erfolg kontinuierlich zu überwachen. Schutzgebiete als Teil des EBFM-Konzepts sind im Vergleich dazu ein sehr realistischer Ansatz.

Koexistenz zwischen Fischern und Naturschützern?

Angesichts des desolaten Zustands vieler mariner Ökosysteme, an dem die Fischerei nicht unschuldig ist, werden sich die Fischer auf weitere Einschränkungen einstellen müssen. Aber müssten sie nicht selbst daran interessiert sein, dass Schutzmaßnahmen ergriffen werden, weil unter den gegenwärtigen Bedingungen der Aufwand zu hoch ist und die Erträge meist weit unter denen liegen, die in einem sanierten Ökosystem zu erzielen wären?

Im Fall der Nord- und Ostsee ist momentan nicht abzusehen, ob der Konflikt zwischen verschiedenen Nutzungsarten, die über die neue Raumordnung koordiniert werden sollen, der Fischerei innerhalb der AWZ eine echte Überlebenschance bietet. Vermutlich würden die Fischer langfristig tatsächlich von Schutzgebieten und Schonmaß-

nahmen profitieren, aber für den Erholungszeitraum – der nicht kurzfristig anzusetzen, sondern eher in Dekaden zu messen ist – werden sie Auflagen hinnehmen müssen, deren unmittelbare ökonomische Folgen nur mit erheblichen Subventionen abzuwenden wären. Es ist einfach zu postulieren, dass die verbesserten Bedingungen im Schutzgebiet sich vorteilhaft auf umliegende befischte Areale auswirken müssten, aber der wissenschaftliche Beleg für solche Spillover-Effekte ist noch nicht umfassend. Die Haltung der europäischen Fischer zu Schutzmaßnahmen wäre vielleicht insgesamt positiver, wenn sie anstelle der jährlichen Quotenregelung durch den Ministerrat der EU, die zum schnellen Ausfischen der TACs ermuntert, mehr individuelle Verantwortung und längerfristige Nutzungsperspektiven hätten (Döring et al. 2005, Temming 2005). Das würde aber ein sehr aufwendiges Nutzungs- und Kontrollsystem nötig machen.

Das Ausmaß der gegenwärtigen negativen Veränderungen sowohl in den Fischbeständen selbst als auch in den marinen Ökosystemen lässt dort, wo es um die Wiederherstellung ursprünglicher Verhältnisse geht, weniger restriktive Maßnahmen als die vollständige Schließung bestimmter Meeresgebiete aus ökologischer Sicht nicht als sinnvoll erscheinen. Diessollte aber mit Augenmaß betreiben werden und dabei die oben zitierten Johannesburger Kriterien zugrundelegen, damit die Fischerei überleben kann.

Wo es „nur“ um das Fischereimanagement geht, ist die Einrichtung von vollständig und langfristig geschützten Nullnutzungszonen nur eines von vielen Instrumenten, um den Aufwand zu senken und eine nachhaltigere Befischung zu erreichen. In manchen Fällen wären kurzfristige Schließungen eher die geeignete Maßnahme, z. B. für die jahreszeitlich und kurzfristig wechselnden Aufwuchsgebiete juveniler Dorsche in der mittleren Ostsee, die v. a. durch die Industriefischerei gefährdet sind, aber das überfordert die Flexibilität der Managementstrukturen (Döring et al. 2005). Mittelfristig sollten bestimmte Praktiken ausgeschlossen werden, wie die schwere Baumkurrenfischerei mit Matten und Ketten oder die schwere Grundschleppnetzfisherei, die nicht nur wegen ihrer zerstörerischen Auswirkungen, sondern auch wegen des unverhältnismäßig hohen Aufwands am Pranger stehen. Das hat in Holland bereits zur Aufgabe vieler Kutter geführt. Elektrische Impulse scheinen ein schonenderer und günstigerer Weg zu sein, den Fang aufzuscheuchen (ICES 2008). Fischerei und Fangtechnik suchen seit vielen Jahren nach Alternativen für destruktive und wenig ökonomische Methoden (ICES 2007a,b, 2008, Pedersen et al. 2009). Auch hinsichtlich der Reduktion von Beifängen an Fischen und Wirbellosen wurden methodische Verbesserungen wie z.B. Selektionsgitter eingeführt (Kaiser et al. 2007). Ob leichte Krabbenfischerei als schädlich einzustufen ist, ist umstritten (ICES 2008). Im Fall der Ostseebänke, auf denen Stellnetze einen sehr hohen Zoll an Seevögeln fordern, könnten zeitweilige Schließungen helfen; außerdem müssen akustische Sig-

nale zum Vergrämen mariner Warmblüter verbessert werden (Döring et al. 2005). Dass Reusen („Fischfallen“) zum Dorschfang die Stellnetze wirkungsvoll, d. h. ohne allzu große Fangeinbußen, ersetzen könnten (Pusch & v. Nordheim 2009), muss wohl erst noch belegt werden, während Langleinen zu diesem Zweck bereits erfolgreich eingesetzt werden. In Gebieten, wo Seevögel die Köder von Langleinen verschlingen, hat sich das Aussetzen bei Nacht oder unter Wasser bewährt (Kock 2001). Selbst Natura 2000-Gebiete müssen nicht zwangsläufig für die gesamte Fischerei gesperrt werden, um die Schutzziele zu erreichen, wenn sich Techniken durchsetzen, die eine nachhaltige und ökosystemverträgliche Fischerei erlauben (Döring et al. 2005).

Etwas mehr Verständnis für die Argumente der anderen Seite ist sowohl den Naturschützern wie den Fischern anzuraten, wenn es auf Dauer zu einer Koexistenz kommen soll. Sowohl intakte marine Ökosysteme als auch eine nachhaltige Fischerei ohne zerstörerische Auswirkungen repräsentieren Werte, die zu erhalten sich lohnt; schließlich haben beide hohen Anteil an der Attraktivität der Küstenzonen.

Wir danken unserem Kollegen Dr. R. Knust (AWI Bremerhaven) für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

Literatur

- Alheit, J. & M. Niquen**, 2004. Regime shifts in the Humboldt Current ecosystem. *Prog. Oceanogr.* 60: 201-222.
- Alheit, J., C. Möllmann, J. Dutz, G. Kornilovs, P. Loewe, V. Mohrholz & N. Wasmund**, 2005. *Synchronous* ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 1205-1215.
- Arntz, W.E.**, 1980. Predation by demersal fish and its impact on the dynamics of macrobenthos. In: Tenore, K.R. & B.C. Coull (Hrsg.): *Marine Benthic Dynamics*. Univ. of South Carolina Press, Columbia: 121-149.
- Arntz, W.E.**, 1981a. Entwicklung von marinen Bodentiergemeinschaften bei Ausschluß von Räubern: Nur Artefakte? *Meeresforsch.* 28: 189-204.
- Arntz, W.E.**, 1981b. Biomass zonation and dynamics of macrobenthos in an area stressed by oxygen deficiency. In: *Stress Effects on Natural Ecosystems* (G. Barrett und R. Rosenberg, Hrsg.), John Wiley & Sons: 215-225.
- Arntz, W.E. & H. Rumohr**, 1982. An experimental study of macrobenthic colonization and succession, and the importance of seasonal variation in temperate latitudes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 64: 17-45.
- Arntz W.E. & L.V. Weber**, 1970. *Cyprina islandica* L (Molluscs, Bivalvia) als Nahrung von Dorsch und Kliesche in der Kieler-Bucht. *Ber. Dtsch. Wiss. Komm. Meeresforsch.* 21-193-205.
- Beaugrand, G., K.M. Brander, J.L. Lindley, S. Souissi & P.C. Reid**, 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature* 426: 661-664.

- Bundy, A., P. Fanning & K.C.T. Zwanenburg**, 2005. Balancing exploitation and conservation of the eastern Scotian shelf ecosystem: application of a 4D ecosystem exploitation index. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 503-510.
- Chavez, F.P., J. Ryan, S.E. Lluch-Cota & M. Niquen**, 2003. From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science* 299: 217-221.
- Christensen, V., S. Guénette, J.J. Heymans, C.J. Walters, R. Watson, D. Zeller & D. Pauly**, 2003. Hundred year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish Fish.* 4: 1-24.
- Connell, J.H.**, 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Dannheim, J.**, 2007. Macrozoobenthic response to fishery – trophic interactions in highly dynamic coastal ecosystems. Diss. Univ. Bremen: 226 S.
- Dayton, P.K.**, 2003. The importance of the natural sciences to conservation. *Am. Natural.* 162: 1-13.
- Dayton, P.K. & R.R. Hessler**, 1972. Role of biological disturbance in maintaining diversity in the deep sea. *Deep-Sea Res.* 19: 199-208.
- Dayton, P.K., S. Thrush, S. & F.C. Coleman**, 2003. Ecological Effects of Fishing in Marine Ecosystems of the United States. Report prepared for the PEW Oceans Commission, Arlington: 44 S
- Demestre, M.** (Hrsg.), 2006. Response of benthic communities and sediment to different regimes of fishing disturbance in European waters (RESPONSE). Final Report. ICM Barcelona
- Döring, R., I. Laforet, S. Bender, H. Sordyl, J. Kube, K. Brosda, N. Schulz, T. Meier, M. Schaber & G. Kraus**, 2005. Wege zu einer natur- und ökosystemverträglichen Fischerei am Beispiel

ausgewählter Gebiete der Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 274 S. + XXIV

Fogarty, M.J. & L.W. Botsford, 2007. Population connectivity and spatial management of marine fisheries. *Oceanography* 20: 112-123.

García-Charton, J.A., A. Pérez-Ruzafa + 17 weitere Koautoren, 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *J. for Nature Cons.* 16: 193-221.

Greenstreet, S.P.R., H.M. Fraser & G.J. Piet, 2009. Using MPAs to address regional-scale ecological objectives in the North Sea: modelling the effects of fishing effort displacement. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 90-100.

Hempel, G. (Hrsg.), 1978. Synopsis of the Symposium on North Sea Fish Stocks – Recent Changes and Their Causes. *Rapp.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer* 172: 445-449.

Hiddink, J.G., S. Jennings & M.J. Kaiser, 2007. Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *J. Appl. Ecol.* 44: 405-413.

ICES, 2004. Theme Session on Conserving Biodiversity and Sustaining Fisheries through MPAs (Y). 9 S.

ICES, 2007a. Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMMPA), 10-12 April 2007, Copenhagen. *ICES CM 2007/MHC:06.* 68 S.

ICES, 2007b. Interim Report for the ICES/BfN project „Environmentally Sound Fisheries Management in Protected Areas“ (EMPAS). 67 S.

- ICES**, 2008. Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMMMPA), 2-4 June 2008, Copenhagen. ICES CM 2008/MHC:11. 160 S.
- Jackson, J.B.C., M.X. Kirby + 17 weitere Koautoren**, 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- Kaiser, M.J., K.R. Clarke, H. Hinz, M.C.V. Austen, P.J. Somerfield & I. Karakassis**, 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *MEPS* 311: 1-14.
- Kock, K-H.**, 2001. The direct influence of fishing and fishery-related activities on non-target species in the Southern Ocean with particular emphasis on longline fishing and its impact on albatrosses and petrels: A review. *Rev. Fish Biol Fish* 8: 1-26.
- Laudien, J., M. Herrmann & W.E. Arntz**, 2007. Soft bottom species richness and diversity as a function of depth and iceberg scour in Arctic glacial Kongsfjorden (Svalbard), *Polar biol.* 30, 1035-1046.
- Lotze, H.K., H.S. Lenihan + 8 weitere Koautoren**, 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 5781: 1806-1809.
- MacArthur, R. & E.O. Wilson**, 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press.
- Orejas, C., T. Joschko, A. Schröder, J. Dierschke, M. Exo, E. Friedrich, E., R. Hill, O. Hüppop, F. Pollehne, M. Zettler & R. Bochert**, 2005: *Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore- Bereich auf Forschungsplattformen in Nord- und Ostsee (BeoFINO); Abschlussbericht*.
- Paschen, M., U. Richter & W. Köpnick**, 2000. *TRAPESE – Trawl Penetration in the Seabed. Final Report, EU Project No. 96-006*. Neuer Hochschulschriftenverlag, Rostock.

- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres Jr.**, 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg**, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- Pedersen, S.A., H. Fock + 10 weitere Koautoren**, 2009. Natura 2000 sites and fisheries in German offshore waters. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 155-169.
- Pope, J.G., J.C. Rice, N. Daan, S. Jennings & H. Gislaisson**, 2006. Modelling an exploited marine fish community with 15 parameters – results from a simple size-based model. *ICES J. Mar. Sci.* 63: 1029-1044.
- Pörtner, H.-O., C. Bock, R. Knust, G. Lannig, M. Lucassen, F.C. Mark, & F.J. Sartoris**, 2008. Cod and climate in a latitudinal cline: physiological analyses of climate effects in marine fishes, *Climate Research*, 37, 253-270.
- Purcell, J.E., S.-I. Uye & W.-T. Lo**, 2007. Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *MEPS* 350: 153-174.
- Pusch, C. & H. v. Nordheim**, 2009. Ökosystemgerechte, nachhaltige Fischerei. Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 15 S.
- Rachor, E. & C.-P. Günther**, 2001. Concepts for offshore nature reserves in the southeastern North Sea. *Senckenbergiana maritima* 31: 353-361.
- Remmert, H.**, 1991. The mosaic-cycle concept of ecosystems - an overview. In Remmert, H. (Hrsg.), *The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin: 1-21.

- Sala, E., C.F. Boudouresque & M. Harmelin-Vivien**, 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 83: 425-439.
- Temming, A.**, 2005. Nachhaltige Befischung eines Ökosystems – ein Widerspruch in sich? Jahresbericht über die Deutsche Fischwirtschaft 2005. BM für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn: 115-120.
- Wilen, J.E.**, 2004. Spatial management of fisheries. *Mar. Res. Eco.* 19: 7-19.
- Witbaard, R. & R. Klein**, 1994. Long-term trends on the effects of the southern North Sea beamtrawl fishery on the bivalve mollusc *Arctica islandica* L. (Mollusca, Bivalvia). *ICES J. Mar. Sci.* 51: 99-105.
- Worm, B., E.B. Barbier + 12 weitere Koautoren**, 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787-790.
- Žydelis, R., J. Bellebaum, H. Österblom, M. Vetemaa, B. Schirmeister, A. Stipniece & S. Garthe**, 2009. Bycatch in gillnet fisheries – an overlooked threat to waterbird populations. *Biol. Conserv.* 142: 1269-1281.

Maritime Raumordnung - Werkzeug für die Lösung von Nutzungskonflikten auf dem Meer?

Christian Dahlke

Als Ausgangslage ist zu konstatieren, dass die Konflikte auf dem Meer zwischen Nutzungen sowie zwischen Nutzungen und Umwelt- und Naturschutz (Ökosystem Meer) zunehmen. Derzeit erfolgt die Genehmigung der Nutzungen nach sektoralen Regelungen, die nicht alle in Betracht kommenden Interessen umfassend berücksichtigen können.

Erforderlich ist daher eine übergreifende Betrachtung, Abwägung und vorausschauende raumbezogene Planung (Meeresmanagement) unter Beteiligung aller Interessensgruppen auf einer fundierten Entscheidungsgrundlage. Geeignetes Instrument für integrativen Ansatz auch auf dem Meer ist die Raumplanung, die an Land seit langen Jahren etabliert ist. Leitidee ist dabei die nachhaltige Raumentwicklung, die die sozialen und wirtschaftlichen Ansprüche an den Raum mit seinen ökologischen Funktionen in Einklang bringt; Ziel ist also eine dauerhafte, großräumig ausgewogene Ordnung.

Das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung stellt in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) Ziele (verbindliche Vorgaben) und Grundsätze (allgemeine Aussagen) der

Raumordnung auf hinsichtlich wirtschaftlicher und wissenschaftlicher Nutzung, hinsichtlich der Gewährleistung der Sicherheit und Leichtigkeit der Seeschifffahrt sowie zum Schutz der Meeresumwelt.

Maritime Raumplanung muss in der AWZ die Freiheiten des Seerechtsübereinkommens respektieren („eingeschränkte Raumordnung“); Rechtsgrundlage ist das Raumordnungsgesetz, das seit 2004 auch in der AWZ gilt.

Aus der Begründung zum Entwurf der Rechtsverordnung: „...Um die zunehmenden Nutzungskonflikte auf dem Meer insbesondere zwischen der sich entwickelnden flächenintensiven Offshore-Windenergienutzung und dem Meeresumweltschutz sowie den herkömmlichen Nutzungen wie der Schifffahrt und der Fischerei koordinierten Lösungen zuzuführen, bedarf auch die Entwicklung der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) - neben der des deutschen Küstenmeeres - einer integrativen, nachhaltigen Betrachtungsweise.“

Der Entwurf des Raumordnungsplans trifft koordinierte Festlegungen für einzelne Nutzungen und Funktionen: Schifffahrt, Rohstoffgewinnung, Rohrleitungen und Seekabel, wissenschaftliche Meeresforschung, Energiegewinnung, insbesondere Windenergie, Fischerei und Marikultur sowie Schutz der Meeresumwelt.

Die Aufgaben des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) umfassen die Erstellung des Entwurfs des Raumordnungsplans für die AWZ sowie die Durchführung der strategischen Umweltprüfung (inkl. Umweltbericht zu den voraussichtlichen erheblichen Auswirkungen der Durchführung des Raumordnungsplans auf die Umwelt). Dem BSH obliegt ebenfalls die Öffentlichkeitsbeteiligung (auch grenzüberschreitend). So wurden Erörterungstermine zum ersten Planentwurf im Herbst 2008 in Rostock und Hamburg durchgeführt. Die zweite Beteiligungsrunde ist im Juni 2009 abgeschlossen worden

Im Entwurf des Raumordnungsplans werden auch Gebiete für einzelne Nutzungen und Funktionen festgelegt. Gebietsfestlegungen sind aus juristischen Gründen nicht ohne weiteres möglich für militärische Übungsgebiete sowie für Fischerei wegen der Kompetenz der EU in der Gemeinsamen Fischereipolitik. So gibt es weder einschränkende Gebietsfestlegungen hinsichtlich der Fischerei noch räumliche Abgrenzungen von Fanggebieten im Planentwurf. Regelungen zur Berücksichtigung der militärischen Übungsgebiete und der Belange der Fischerei werden in erster Linie quellenbezogen bei den einzelnen Nutzungen (Rohstoffgewinnung, Rohrleitungen, Seekabel und Energiegewinnung) getroffen. Als Beispiele für quellenbezogene Berücksichtigung der Fischerei im Planentwurf lassen sich nennen:

Die Belange der Fischerei sollen

- bei der Aufsuchung sowie der Gewinnung von Rohstoffen,
- bei der Wahl der Streckenführung von Rohrleitungen und Seekabeln,
- bei der Planung, Betrieb und Bau von Windenergieanlagen berücksichtigt werden.

In der Begründung heißt es: Bei der Fischerei handelt es sich um eine traditionelle Meeresnutzung, für die eigenständige raumordnerische Festlegungen jedoch derzeit nur schwer möglich sind. In Fischereien, in denen dies wegen starker Variabilität auch zukünftig nicht möglich ist, muss somit eine Berücksichtigung der Belange im Rahmen von Festlegungen für andere Nutzungen (Rohstoffe, Rohrleitungen, Seekabel, Windenergieanlagen) stattfinden. Die Fischerei hat dabei besonderes Gewicht.

Zur Verdeutlichung der Rolle der Fischerei wird in Auszügen aus dem Planentwurf zitiert:

(1) Die Fischerei ist ein traditioneller Wirtschaftszweig, der im Nordseeraum seit Jahrhunderten ausgeübt wird und sozial fest verankert ist. Die AWZ ist ein Raum mit hohem ökonomischen Potential für die Fischerei und die verarbeitende Fischwirtschaft.

(2) Nachteilige Auswirkungen auf die Meeresumwelt, insbesondere die natürlichen Funktionen und die ökosystemare Bedeutung des Meeres, durch die Fischerei sollen vermieden werden. Die beste Umweltpraxis ('best environmental practice') gemäß OSPAR-Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordatlantiks sowie der jeweilige Stand der Technik sollen berücksichtigt werden.

(3) Zur dauerhaften Sicherung der fischereilichen Nutzung sollen die Fischbestände nachhaltig bewirtschaftet werden (unter Verweis auf die Mitteilung der EU-Kommission zum Konzept des höchstmöglichen Dauerertrags; Mitteilung der EU-Kommission zur Umsetzung eines ökosystemorientierten Ansatzes zur Bewirtschaftung der Meeresgebiete).

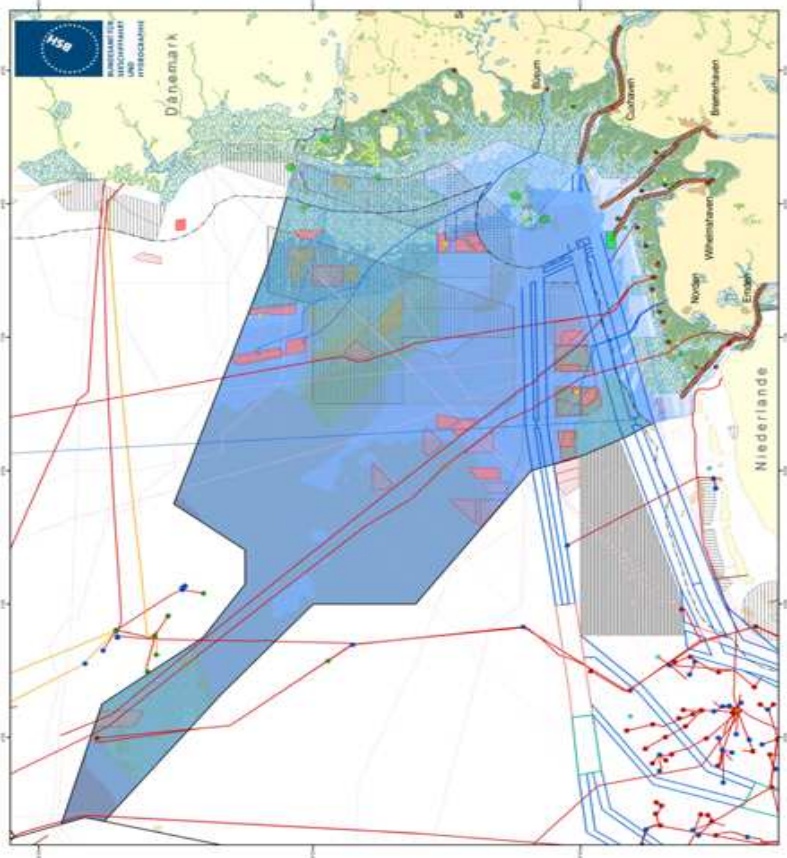
Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass erstmalig eine großräumige Strategische Umweltprüfung für den küstenferneren Meeresbereich durchgeführt wurde. Wesentliche Inhalte des Umweltberichts sind die Beschreibung und Einschätzung des Umweltzustandes sowie die Beschreibung und Bewertung der voraussichtlichen erheblichen Auswirkungen der Durchführung des Raumordnungsplans auf die Meeresumwelt, wobei von einem quellenbezogenen, d. h. festlegungsorientierten Ansatz ausgegangen wird.

Ergänzung: Die Verordnung des BMVBS über die Raumordnung in der deutschen AWZ in der Nordsee vom 21.09.2009 (BGBl. I S.

3107), die als Anlage den Raumordnungsplan (Text- und Kartenteil) enthält, ist am 26. September 2009 in Kraft getreten. Die Verordnung des BMVBS über die Raumordnung in der deutschen AWZ in der Ostsee vom 10.12.2009 (BGBl. I S. 3861), die als Anlage den Raumordnungsplan (Text- und Kartenteil) enthält, ist am 19. Dezember 2009 in Kraft getreten.

Die Verordnungen inkl. Raumordnungsplan nebst Begründung sowie die Umweltberichte können auf www.bsh.de eingesehen werden.

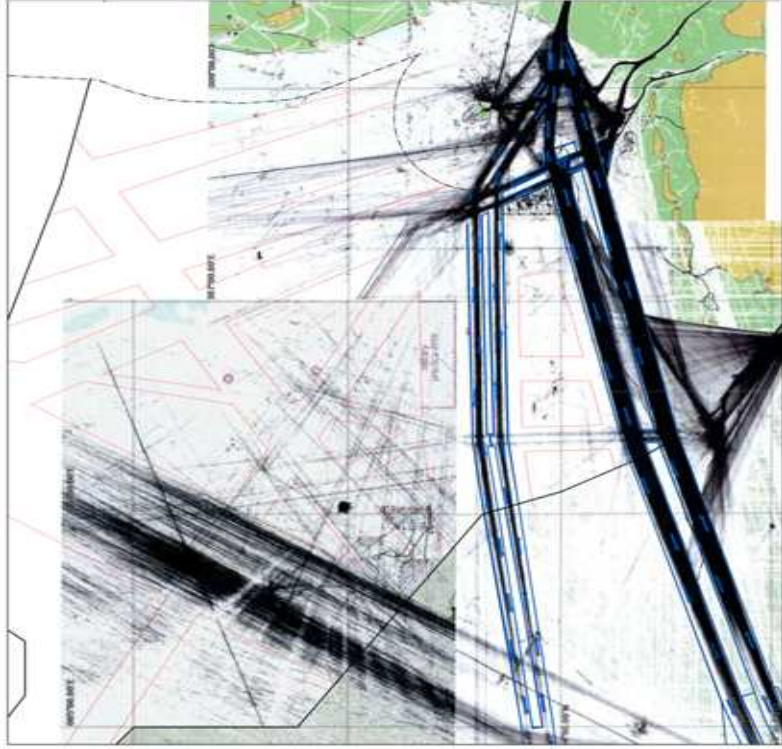
Ausgangslage



- Vielfältige Nutzung des Meeres
- Neue Vorhaben wie die großräumigen Offshore-Windenergieparks

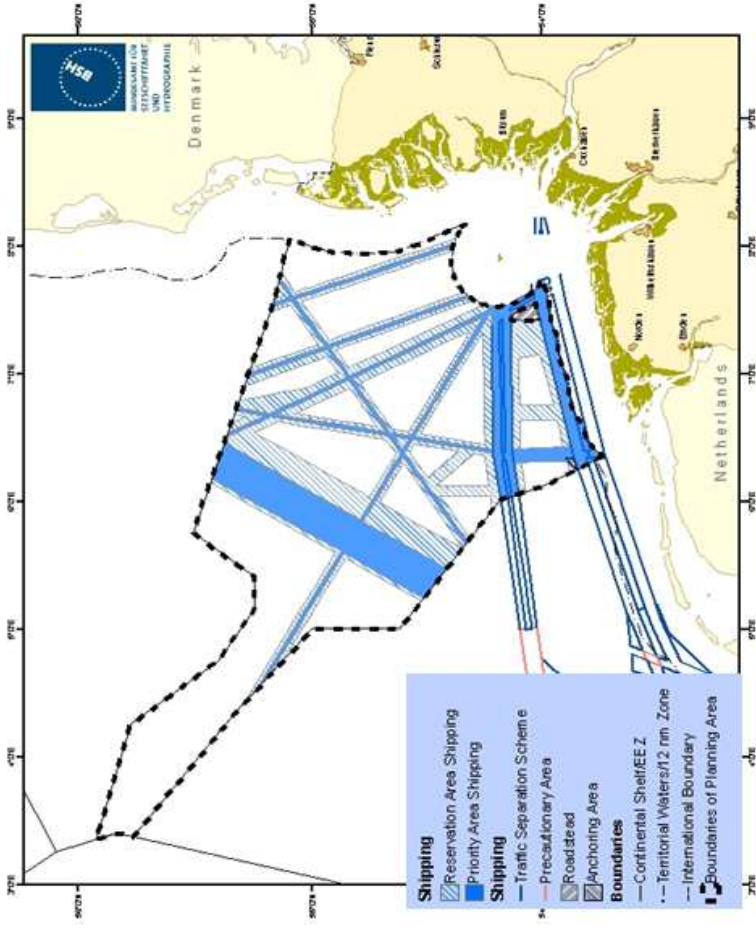
Grundstruktur des Raumordnungsplans

- Analyse des küstenfernen Schiffsverkehrs durch die Raumordnung veranlasst (AIS-Daten von den WSDen)
- Wichtige Schifffahrtsrouten als Grundstruktur des Raumordnungsplans (Vorgabe SRÜ)

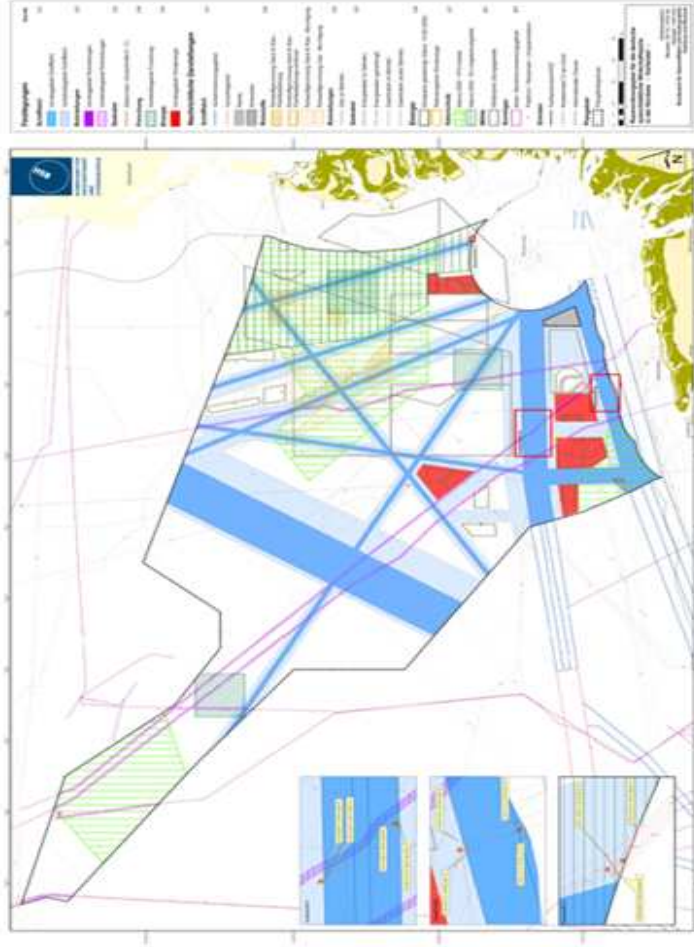


Wichtige Schifffahrtsrouten als Grundstruktur des Raumordnungsplans

- Vorranggebiete müssen von Hindernissen freigehalten werden
- Vorbehaltsgebiete haben besonderes Gewicht bei Abwägung
- keine Verkehrsregelung (Schutz des existierenden Verkehrs)



Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee – Kartenteil –



Vorranggebiet
Windenergie
(rot);
Planungen
auch außer-
halb zulässig,
aber keine
WEA in Natura
2000, Gates für
Kabel

Rechtliche Aspekte der maritimen Raumplanung unter besonderer Berücksichtigung der Fischerei*

Mathias Schubert**

A. Kurzfassung

Der Beitrag gibt einen Überblick über den allgemeinen völker- und europarechtlichen Rahmen, dem sich nationale Bestrebungen zur Etablierung einer Raumplanung auf dem Meer zu fügen haben. Des Weiteren finden sich aktuelle politische Initiativen der EU-Kommission in diesem Feld beleuchtet, insbesondere der „Fahrplan für die maritime Raumordnung“. Schließlich geht es um die Frage, welchen Stellenwert die Belange der Fischerei als Urform der wirtschaftlichen Meeresnutzung in einer künftigen Raumplanung einnehmen werden, dies vor allem vor dem Hintergrund der Zuständigkeitsverteilung zwischen der EU und ihren Mitgliedstaaten. Hierbei richtet sich der Blick auch auf einschlägige Aussagen im Entwurf des Raumordnungsplans für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone – mit dem Ergebnis einer gegenüber anderen Nutzungsformen eher schwachen rechtlichen Position der Fischerei.

* Schriftliche und zugleich erweiterte Fassung eines Vortrags anlässlich des Deutschen Fischereitages (30. Juni – 2. Juli 2009) in Bremerhaven.

** Verf. ist Wissenschaftlicher Assistent am Lehrstuhl für Öffentliches Recht unter besonderer Berücksichtigung des Verwaltungsrechts (Prof. Dr. Wilfried Erbguth) sowie Wissenschaftlicher Koordinator des Ostseeinstituts für Seerecht, Umweltrecht und Infrastrukturrecht der Juristischen Fakultät der Universität Rostock.

B. Einleitung

Raumplanerische Instrumente auf dem Meer einzusetzen – das war bis vor etwa 20 - 30 Jahren eine geradezu abwegige Vorstellung, beschränkte sich doch die Nutzung des Meeres bis dahin im Wesentlichen darauf, es als Verkehrsweg und als Nahrungsquelle in Anspruch zu nehmen.² Die Konflikte zwischen beiden Nutzungsformen waren überschaubar, und das Erfordernis, sie mit dem Schutz der Meeresumwelt in Einklang zu bringen, ließ sich angemessen bewältigen, ohne dass es raumplanerischen Handelns bedurft hatte. Die Kapazität des Meeresraumes überstieg eben bei weitem die Nutzungsanforderungen. Seit einigen Jahren ist jedoch eine Entwicklung zu beobachten, die zu einer Verkehrung dieses Verhältnisses führt: Es sind nicht nur die überkommenen Meeresnutzungen erheblich intensiviert worden; hinzu kommt, dass (auch) zu Lande Ressourcen knapper werden und deren Preise steigen. Nachvollziehbar ist deshalb der zunehmende Drang, auf das Meer auszuweichen, um dort Energie zu gewinnen, Bodenschätze zu finden und abzubauen. Das macht es erforderlich, ortsfeste Anlagen, etwa Windfarmen, Bohrinseln u. a. zu errichten, Rohrleitungen und Kabel zu verlegen, was zugleich eine weitere Zunahme des Schiffsverkehrs nach sich zieht. Hinzutreten sonstige wirtschaftliche, aber auch militärische, touristische und wissenschaftliche Ansprüche an

² Vgl. *Buchholz*, Territorialplanung zur See: Jede begrenzte Ressource bedarf der vorausschauenden Planung. Das Beispiel Nordsee, in: Hofmeister/Doss (Hrsg.), *Geographie der Küsten und Meere*, Berliner geographische Studien, Bd. 16, 1985, S. 153, 154.

das Meer, das damit endgültig zu einem „Entwicklungs“-Raum³ geworden ist. Mit der qualitativen wie quantitativen Zunahme der Meeresnutzungen potenzieren sich freilich die Konflikte untereinander und steigen die Belastungen für die vielfach sensiblen marinen Ökosysteme. Derlei Spannungen frühzeitig zu erkennen sowie zukunftsgerichtet und koordiniert zu bewältigen ist das Gebot der Stunde; ein ungehemmter und ungeordneter Zugriff auf die Meere wird – daran hegt niemand Zweifel – schwere, möglicherweise irreparable Schäden zur Folge haben.⁴ Natürlich gibt es auch auf dem Meer kaum noch Nutzungen, die ohne staatliche präventive wie repressive Kontrolle vorgenommen werden können. Das eigentliche Problem aber liegt in dem Nebeneinander, ergo der fehlenden Abstimmung der rechtlichen Nutzungsregime; dies zeigt sich nicht nur, aber auch anhand der von der jeweiligen Nutzungsart abhängigen Zuständigkeitsverteilung auf unterschiedlichste staatliche Stellen. Überdies setzen besagte Kontrollen meist ad hoc und weniger vorausschauend an.⁵ Es zeichnet sich also ein dringlicher politischer Auftrag ab, der nicht ohne den Einsatz (raum)planerischer Mittel angegangen zu werden vermag. Jener Auftrag ist erfreulicherweise – zunächst im wissenschaftlichen Schrifttum⁶, sodann von den politischen Entscheidungsträgern – erkannt worden und wird seit einigen Jahren verfolgt. Die Erarbeitung von regionalen, nationalen und internatio-

³ *Erbguth/Mahlburg*, DÖV 2003, 665; *Erbguth/Müller*, DVBl. 2003, 625.

⁴ *Buchholz*, IZr 2004, 485.

⁵ Zu diesem Befund gelangte bereits anno 1985 *Buchholz* (Fn. 2), S. 157 ff.

⁶ S. nur *Buchholz* (Fn. 2); *Erbguth*, NuR 1999, 491.

nalen Strategien und Agenden für eine nachhaltige Nutzung und den Schutz der Meere schreitet zügig voran; erste Ansätze einer Meeresraumplanung nehmen Gestalt an. Die zu entwickelnden Konzepte haben freilich auf den Rahmen Bedacht zu nehmen, den das internationale, das europäische und das jeweilige nationale Recht ihnen setzen; sie haben sich ihm entweder zu fügen oder es ist – soweit möglich – auf eine Anpassung an die künftigen Erfordernisse hinzuwirken.

Aus der Perspektive der einzelnen Formen der Meeresnutzung wird jeweils die berechtigte Frage aufgeworfen, welchen Beitrag die maritime Raumplanung leisten kann und wird, um die wirtschaftliche Ausübung der betreffenden Nutzung auch in Zukunft zu gewährleisten. Das gilt insbesondere für den traditionellen und sozial fest verankerten Sektor der Fischerei, der sich durch die Intensivierung anderer und vor allem das Hinzutreten neuer Nutzungsformen in Bedrängnis gebracht sieht und daher Befürchtungen äußert, sukzessive Meeresflächen an jene anderen Nutzungen, aber auch um des Meeresumweltschutzes willen, zu verlieren. Kurzum, die Fischerei sieht sich in Gefahr, buchstäblich an den Rand gedrängt bzw. gar aus dem Meer verdrängt zu werden. Einer solchen Entwicklung zu begegnen, ist selbstverständlich (auch) Aufgabe der maritimen Raumplanung.

Nachfolgend sollen die grundlegenden rechtlichen Rahmenbedingungen der Meeresraumplanung dargestellt werden, wobei den Belangen der Fischerei besonderes Augenmerk zuteil werden soll. Eingangs gilt es, den maßgeblichen völkerrechtlichen Rahmen zu skizzieren (unter B.). Anschließend geht es – ebenfalls aus zunächst allgemeiner Sicht – um die Rolle der Europäischen Union im Bereich der maritimen Raumplanung, genauer: um deren Rechtsetzungskompetenzen im Verhältnis zu den Mitgliedstaaten sowie um aktuelle politische Initiativen der Kommission (unter C.). Sodann soll der Blick exemplarisch auf die Fischerei als raumplanungsrechtlich relevante Nutzungsform gerichtet werden, wobei die rechtlichen Möglichkeiten und Grenzen aufzuzeigen sind, Konflikte zwischen der Fischerei und anderen Meeresnutzungen bzw. zwischen der Fischerei und dem Meeresumweltschutz raumplanerisch zu bewältigen (unter D.).⁷

Vorab ist begrifflich zu klären, was unter maritimer Raumplanung zu verstehen ist. Das bereitet schon deshalb Schwierigkeiten, weil es einen europäisch, geschweige denn international einheitlich gebrauchten Begriff „Raumplanung“ nicht gibt. Von grundlegender Bedeutung ist die Unterscheidung raumbezogener Fachplanungen

⁷ Ausgeklammert bleiben verfassungsrechtliche Fragen, insbesondere solche der Kompetenzaufteilung zwischen Bund und Ländern im Bereich der maritimen Raumplanung, dazu eingehend *Erbguth*, Zum Planungsrecht für Küsten und Meere, in: Ennuschat/Geerlings/Mann in Verbindung mit Stern (Hrsg.), *Wirtschaft und Gesellschaft im Staat der Gegenwart*, Gedächtnisschrift für Peter J. Tettinger, 2007, S. 397, 400 ff.; *ders.*, DV 2009, 179, 183 ff.; *Wolf*, ZUR 2005, 176, 178 ff.

einerseits und räumlicher Gesamtplanung andererseits. Erstere dienen der planerischen Bewältigung sektoraler, eben einzelner fachlicher Aufgaben- bzw. Problemfelder, die bei der Nutzung einer Fläche aufgeworfen werden (z. B. Planung von Verkehrswegen, Energieanlagen und -leitungen). Demgegenüber koordiniert die räumliche Gesamtplanung im Interesse der Gesamtentwicklung eines Raumes alle darin auftretenden (regelmäßig konfligierenden) Raumansprüche und Belange.⁸ Zu jenen Belangen zählen auch solche, die an sich Gegenstand von Fachplanungen sein können – Aufgabe der Gesamtplanung ist nicht zuletzt die Koordinierung jener Fachplanungen im Interesse der räumlichen Gesamtentwicklung.⁹ Diese Unterscheidung gilt ihrem Grunde nach auch zur See; der Begriff „Maritime Raumplanung“ erfasst also (meeres)raumbezogene Fachplanungen ebenso wie die überfachlich und querschnittsorientiert agierende maritime Gesamtplanung, in den Kategorien des deutschen Rechts also die maritime Raumordnung. Nachfolgend soll es vordergründig um Letztere gehen.

⁸ *Hoppe*, in: *Hoppe/Bönker/Grotefels*, Öffentliches Baurecht, 3. Aufl. 2004, § 1 Rdnr. 5.

⁹ *Erbguth/Schoeneberg*, Raumordnungs- und Landesplanungsrecht, 2. Aufl. 1992, Rdnr. 44.

C. Der allgemeine völkerrechtliche Rahmen: Raumplanungsbefugnisse im Meer nach dem UN-Seerechtsübereinkommen

Wie bedeutet, muss sich die anzustrebende rechtliche Gestaltung der maritimen Raumplanung den Vorgaben des internationalen Rechts fügen. Ein völkerrechtliches Abkommen, das sich ausdrücklich mit der Zulässigkeit und den Rahmenbedingungen der maritimen Raumplanung befasst, gibt es indessen nicht.¹⁰ Dennoch ergeben sich grundlegende Voraussetzungen resp. Schranken aus dem Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (SRÜ)¹¹, der „Verfassung der Meere“.

Zwar enthält auch das UN-Seerechtsübereinkommen keine explizit der maritimen Raumplanung gewidmeten Vorschriften.¹² Des ungeachtet ist aber die allgemeine Frage relevant, ob und ggf. unter welchen Bedingungen das Meer hoheitlichem Zugriff offen steht. Das SRÜ differenziert bekanntlich zwischen inneren Gewässern, Küstenmeer, Anschlusszone, Ausschließlicher Wirtschaftszone (AWZ) bzw. Festlandsockel und Hoher See bzw. Tiefseeboden. Von praktischer Relevanz für das zu behandelnde Thema sind vor allem das Küstenmeer und die AWZ. Die Anschlusszone stellt lediglich einen

¹⁰ *Proelß*, Der Beitrag des Völkerrechts zu einem maritimen Infrastrukturrecht, in: Ehlers/Erbguth (Hrsg.), *Infrastrukturrecht zur See: Neue Wege der Meeresordnung*, 2009, S. 13, 15; *ders.*, *EurUP* 2009, 2, 3.

¹¹ BGBl. 1994 II S. 1798 ff. Das UN-Seerechtsübereinkommen ist am 16. November 1994 gemäß Art. 308 Abs. 1 SRÜ in Kraft getreten.

¹² *Proelß*, a.a.O.; *Maes*, *Marine Policy* 2008, 797, 799.

Raum polizeilicher Kontrollrechte¹³ dar, in dem der Küstenstaat nach Art. 33 Abs. 1 SRÜ Verstöße gegen seine Finanz-, Einreise- und Gesundheitsgesetze verhindern und ahnden darf. Die Hohe See ist staatlicher Souveränität entzogen (Art. 89 SRÜ), sie steht allen Staaten zur friedlichen Nutzung offen (Art. 87 f. SRÜ). Der Ausfall einzelstaatlicher Hoheitsgewalt steht demnach der Einführung verbindlicher raumplanerischer Instrumente auf Hoher See von vornherein entgegen.¹⁴ Somit richtet sich die Betrachtung nachfolgend auf die inneren Gewässer, das Küstenmeer und die AWZ.

I. Innere Gewässer

Art. 8 Abs. 1 SRÜ zufolge gehören die landwärts der Basislinie gelegenen Gewässer zu den inneren Gewässern des Staates. Als Bestandteile des Staatsgebiets unterstehen sie der vollen Souveränität des Küstenstaats. Das Völkerrecht zieht demnach der Etablierung maritimer Raumplanung in den inneren Gewässern keine Grenzen.¹⁵

II. Küstenmeer

Das Küstenmeer, das sich in Abhängigkeit staatlicher Proklamation bis zu einer Breite von 12 sm seewärts der Basislinien erstreckt¹⁶,

¹³ *Graf Vitzthum*, in: ders. (Hrsg.), *Völkerrecht*, 4. Aufl. 2007, 5. Abschnitt, Rdnr. 50.

¹⁴ *Proelß* (Fn. 10), S. 16; *European Commission*, *Legal Aspects of Maritime Spatial Planning*, Final Report to DG Maritime Affairs & Fisheries, 2008, Rn. 67, im Internet abrufbar unter:

http://ec.europa.eu/maritimeaffairs/pdf/legal_aspects_msp_report_en.pdf.

¹⁵ Nur ausnahmsweise, nämlich im Fall gerader Basislinien i.S.v. Art. 7 SRÜ, gewährt Art. 8 Abs. 2 SRÜ für innere Gewässer das Recht der friedlichen Durchfahrt.

¹⁶ Art. 3 SRÜ.

unterfällt gleichfalls als Hoheitsgebiet der staatlichen Souveränität (Art. 2 Abs. 1 SRÜ) und damit Regelungsbefugnissen im Hinblick auf maritime Raumplanung. Der Küstenstaat hat dabei allerdings das Recht der friedlichen Durchfahrt fremder Schiffe durch sein Küstenmeer zu beachten (Art. 17 ff. SRÜ); er kann dieses Recht indes wiederum durch gesetzliche Vorschriften reglementieren, welche die Sicherheit der Schifffahrt, den Seeverkehr, den Schutz von Einrichtungen, Kabeln und Rohrleitungen, die Erhaltung der lebenden Ressourcen u.a. in Art. 21 Abs. 1 SRÜ aufgezählte Bereiche betreffen. Jenseits entsprechender Regelungen darf also der Küstenstaat keine raumplanerischen Maßnahmen zulassen bzw. treffen, die das Recht der friedlichen Durchfahrt behindern (Art. 24 Abs. 1 SRÜ). Allerdings gestattet Art. 22 Abs. 1 SRÜ dem Küstenstaat, fremde Schiffe auf von ihm festgelegte Schifffahrtswege und Verkehrstrennungsgebiete zu verweisen, sofern es die Sicherheit der Schifffahrt erfordert.¹⁷ Im Ergebnis gilt, dass der Küstenstaat im Küstenmeer auf Grund seiner Souveränität Regelungen mit raumplanerischem Gehalt treffen kann, sofern sie mit dem Recht auf friedliche Durchfahrt vereinbar sind.¹⁸

III. Ausschließliche Wirtschaftszone

Rechtlich schwieriger zu beantworten ist die Frage, ob der Küstenstaat von Völkerrechts wegen in „seiner“ Ausschließlichen Wirt-

¹⁷ Bei der Festlegung hat er indes die Empfehlungen der IMO zu berücksichtigen (s. Art. 22 Abs. 3 lit. a SRÜ).

¹⁸ *Proelß* (Fn. 10), S. 19.

schaftszone ein raumplanungsrechtliches Regime etablieren darf. Die AWZ, deren maximale Breite je nach staatlicher Proklamation 200 sm seewärts der Basislinien beträgt, gehört nicht zum Staatsgebiet und unterfällt folglich nicht der Souveränität des Küstenstaates.¹⁹ Art. 56 SRÜ gewährt diesem (lediglich) einzelne funktional begrenzte souveräne Rechte und Hoheitsbefugnisse – die AWZ wird daher treffend als küstenstaatlicher Funktionshoheitsraum qualifiziert²⁰. Souveräne Rechte stehen dem Küstenstaat nach Art. 56 Abs. 1 lit. a SRÜ zum Zweck der Erforschung und Ausbeutung, Erhaltung und Bewirtschaftung der lebenden und nichtlebenden natürlichen Ressourcen der Gewässer über dem Meeresboden, des Meeresbodens und seines Untergrunds zu, ferner hinsichtlich anderer Tätigkeiten zur wirtschaftlichen Erforschung und Ausbeutung der AWZ wie der Energieerzeugung aus Wasser, Strömung und Wind. Zu den Hoheitsbefugnissen gehören nach Art. 56 Abs. 1 lit. b SRÜ: die Errichtung und Nutzung von künstlichen Inseln, von Anlagen und Bauwerken, die wissenschaftliche Meeresforschung, der Schutz und die Bewahrung der Meeresumwelt sowie andere im SRÜ vorgesehene Rechte und Pflichten. Nur soweit die souveränen Rechte und Hoheitsbefugnisse reichen, kann die nationale Rechtsordnung des Küstenstaates in der AWZ Geltung beanspruchen.²¹ Hinzu kommt, dass der Küstenstaat bei der Ausübung seiner exklusiven Rechte die Rechte und Pflichten anderer Staaten gebührend zu berücksich-

¹⁹ *Graf Vitzthum* (Fn. 133), Rdnr. 49.

²⁰ *Graf Vitzthum* (Fn. 13), Rdnr. 49.

²¹ *Proelß* (Fn.10), S. 19.

tigen hat; dazu zählen nach Art. 58 Abs. 1 SRÜ unter anderem die Freiheiten der Schifffahrt, des Überflugs und der Verlegung unterseeischer Kabel und Rohrleitungen.

Das SRÜ gewährt dem Küstenstaat nicht ausdrücklich das Recht bzw. die Hoheitsbefugnis, in der AWZ Raumplanung zu betreiben. Daraus darf indes nicht vorschnell geschlossen werden, dass ihm Letzteres völkerrechtlich verwehrt sei. Ein abschließender Befund lässt sich nur im Wege der Auslegung des Seerechtsübereinkommens, insbesondere des Art. 56, gewinnen. Insofern ergibt sich Folgendes: Das SRÜ enthält keine Vorgaben darüber, *ob* und *wie* der Staat seine funktionalen Rechte auszuüben hat; die Entscheidung darüber bleibt ihm folglich selbst überlassen.²² Das deutet daraufhin, dass der Küstenstaat sich auch planerischer Instrumente bedienen darf, zumal die Planung gemeinhin nicht als eigenständige Sachaufgabe, sondern als Modus bzw. Methode der Aufgabenerledigung verstanden wird, die Planungskompetenz also der Sachkompetenz folgt.²³ Der Ausübung jedes seiner exklusiven Rechte kann demnach der Staat eine verbindliche sektorale Planungsentscheidung zugrunde legen, anders gewendet: Die raumplanerische Vorbereitung und Absicherung der Entscheidungen über die Ausnutzung der

²² Jarass, Naturschutz in der Ausschließlichen Wirtschaftszone, 2002, S. 21, 34; *Erbguth/Mahlburg*, DÖV 2003, 665.

²³ *Schmidt-Aßmann/Röhl*, in: Schmidt-Aßmann/Schoch (Hrsg.), Besonderes Verwaltungsrecht, 14. Aufl. 2008, 1. Kap., Rdnr. 23; *Erbguth/Müller*, DVBl. 2003, 625, 627; *Erbguth/Mahlburg*, DÖV 2003, 665.

dem Staat gewährten souveränen Rechte und Hoheitsbefugnisse ist völkerrechtlich ohne weiteres zulässig.²⁴

Größeren Begründungsaufwand verlangt indes die Ableitung einer Kompetenz zur gesamträumlichen und überfachlichen Planung, ist doch davon auszugehen, dass ein solcher Auftrag über die Summe der dem Küstenstaat zustehenden einzelnen Rechte und Hoheitsbefugnisse bzw. der zu ihrer Wahrnehmung zulässigen Fachplanungen *qualitativ* deutlich hinausreicht. Vorangestellt sei zur Vermeidung von Missverständnissen, dass eine derartige Gesamtplanungskompetenz von vornherein nur die vom SRÜ ausdrücklich zugewiesenen souveränen Rechte und Hoheitsbefugnisse erfassen könnte.²⁵ Der Staat darf sich keine darüber hinausgehenden Souveränitätsrechte in der AWZ anmaßen; darin läge eine völkerrechtlich unzulässige *creeping jurisdiction*. Es geht also (nur) um die Frage, ob dem SRÜ im Wege der Auslegung eine küstenstaatliche Kompetenz zur koordinierten Abstimmung seiner (inhaltlich beschränkten) Rechte entnommen werden kann, m.a.W. die Kompetenz für eine „Selektiv-Raumordnung“²⁶. Ein derartiges Interpretationsergebnis lässt sich unter Rückgriff auf den gewohnheitsrechtlich anerkannten Effektivitätsgrundsatz und den Grundsatz der *necessary implication* gewinnen.²⁷

²⁴ *Erbguth/Müller*, DVBl. 2003, 625, 627; *Proelß* (Fn.10), S. 21.

²⁵ *Erbguth/Müller*, DVBl. 2003, 625, 629; a.A. *von Nicolai*, IZR 2004, 491, 495.

²⁶ Begriff bei *von Nicolai*, IZR 2004, 491, 495.

²⁷ Diese basiert auf der Lehre von den „*implied powers*“, s. unter C. I.

Nach dem Effektivitätsgrundsatz können völkerrechtliche Verträge so ausgelegt werden, dass ihr Gestaltungsziel und Regelungszweck bestmöglich erreicht werden²⁸, während eine *necessary implication* es der Vertragspartei gestattet, zur Vertragserfüllung notwendige Rechte aus dem Vertrag ergänzend herzuleiten, auch wenn sie nicht ausdrücklich im Vertragstext verankert sind²⁹. Bei Anwendung dieser Grundsätze ergibt sich Folgendes: Wie bereits dargelegt, kann der Küstenstaat zur Wahrnehmung seiner Rechte und Befugnisse aus Art. 56 SRÜ eine Fachplanungskompetenz in Anspruch nehmen. Angesichts der Vielzahl konkurrierender Nutzungs- und Schutzansprüche besteht ein dringender tatsächlicher Bedarf ihrer planerischen Koordination, auch und gerade im Hinblick auf die Abstimmung der einzelnen sektoralen Planungen untereinander und mit den Belangen anderer Staaten infolge der Wahrnehmung ihrer Rechte nach Art. 58 SRÜ.³⁰ Vor diesem Hintergrund erscheint es im Sinne der *necessary implication*-Lehre durchaus notwendig, dem Vertragstext eine entsprechende Gesamtplanungskompetenz zur Bewältigung der dargelegten Abstimmungserfordernisse zu entnehmen. Überdies lassen sich Gestaltungsziel und Regelungszweck des SRÜ dessen Präambel entnehmen, die darauf verweist, dass die Probleme des Meeresraums eng miteinander verbunden sind und als Ganzes betrachtet werden müssen, demnach der Vertrag eine Rechtsordnung für die Meere und Ozeane schaffen soll, die

²⁸ Dazu *Heinegg*, in: Ipsen, *Völkerrecht*, 5. Aufl. 2004, S. 144.

²⁹ *Heinegg*, a.a.O.

³⁰ *Erbguth/Müller*, DVBl. 2003, 625, 629.

u. a. eine ausgewogene und wirkungsvolle Nutzung ihrer Ressourcen fördert. Es liegt auf der Hand, dass diese Ziele nicht erreicht werden könnten, wenn das SRÜ lediglich eine unkoordinierte, planlose Nutzung zuließe. Auch der Effektivitätsgrundsatz führt somit zur Annahme einer Gesamtplanungskompetenz im Dienste einer ausgewogenen und vorsorgenden Wahrnehmung der küstenstaatlichen Rechte und Hoheitsbefugnisse.³¹

Im Ergebnis ist festzuhalten, dass der Küstenstaat in der AWZ die Kompetenz sowohl für sektorale räumliche Planungen als auch für eine Gesamtplanung i. S. der Raumordnung in Anspruch nehmen kann. Beides gilt jedoch nur im Rahmen der inhaltlich beschränkten souveränen Rechte und Hoheitsbefugnisse nach Art. 56 SRÜ sowie unter Berücksichtigung der Rechte anderer Staaten nach Art. 58 SRÜ.³²

D. Maritime Raumplanung und Europäische Union: Kompetenzlage und Politikansätze

Die Europäische Union wirkt in vielerlei Hinsicht mittelbar und unmittelbar auf die Etablierung eines Systems maritimer Raumplanung in den Mitgliedstaaten ein. Zum einen gibt es zahlreiche sektorale Vor-

³¹ Zum Vorstehenden *Erbguth/Müller*, DVBl. 2003, 625, 628; *Czybulka*, ZUR 2003, 329, 336; im Ergebnis ebenso *Proelß* (Fn. 10), S. 21 ff., der freilich die Zulässigkeit einer umfassenden, also inhaltlich über die beschränkten Nutzungsrechte hinausgehenden Gesamtplanungskompetenz an den Maßstäben besagter Auslegungsgrundsätze misst und (zutreffend) verneint.

³² Ebenso, allerdings ohne nähere Begründung, *European Commission* (Fn.14), Rn. 50 f.

gaben des Gemeinschaftsrechts mit raumplanungsrechtlicher Relevanz, zum anderen hat die EG vor allem im Umweltbereich Rechtsakte hervorgebracht, die sich sektorenübergreifend auf mitgliedstaatliche Raumplanungen auswirken, z. B. die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie³³ und die SUP-Richtlinie³⁴. Überdies gehen derzeit von der EU-Kommission Impulse aus, die auf die gemeinschaftsweite Einrichtung eines Systems maritimer Raumplanung gerichtet sind (dazu unter II.). Bevor diesen nachgegangen wird, soll die grundlegende Frage beantwortet werden, welche Regelungskompetenzen die EG im Bereich der maritimen Raumplanung besitzt (dazu unter I.).

I. Rechtsetzungskompetenzen der EG im Hinblick auf maritime Raumplanung

Die EG ist ebenso wie die Mitgliedstaaten an die Vorgaben des Völkerrechts gebunden. Die kompetenziellen Grenzen des SRÜ gelten demnach auch für das europäische Recht.³⁵ Von Relevanz für unser Thema ist aber vor allem die Frage nach der Zuständigkeitsverteilung zwischen der EG und ihren Mitgliedstaaten im Bereich der maritimen Raumplanung. Dabei ist zunächst festzustellen, dass es einen Kompetenztitel für die Raumplanung, geschweige denn die ma-

³³ Richtlinie 2008/56/EG vom 17. Juni 2008, ABl.EU L 164/19 vom 25. Juni 2008.

³⁴ Richtlinie 2001/42/EG vom 27. Juni 2001, ABl.EG L 197/30 vom 21. Juli 2001.

³⁵ *Wickel*, Europäische Ansätze für ein maritimes Infrastrukturrecht, in: Ehlers/Erbguth (Hrsg.), *Infrastrukturrecht zur See: Neue Wege der Meeresordnung*, 2009, S. 27, 28 f.; *European Commission* (Fn.144), Rdnr. 85.

ritime, im EG-Vertrag nicht gibt.³⁶ Angesichts des kompetenzrechtlichen Prinzips der begrenzten Einzelermächtigung³⁷, das für jeden Rechtsakt das Erfordernis einer ausdrücklichen oder zumindest im Wege der Auslegung eindeutig nachweisbaren vertraglich verankerten Rechtsgrundlage begründet,³⁸ ist der EG damit der Erlass spezifischen (maritimen) Raumplanungsrechts versagt. Zwar sind auch im Gemeinschaftsrecht stillschweigend mitgeschriebene EG-Zuständigkeiten („implied powers“)³⁹ und der Effektivitätsgrundsatz („effet utile“)⁴⁰ anerkannt, doch stünde selbst bei Annahme einer nicht ausschließlich mitgliedstaatlichen Kompetenz auf dem Gebiet der Raumplanung im Ergebnis das Subsidiaritätsprinzip des Art. 5 Abs. 2 EG einem legislativen Tätigwerden der EG entgegen⁴¹.⁴² Für die rechtliche Ausgestaltung der maritimen Raumplanung sind demnach die Mitgliedstaaten zuständig.

Gleichwohl gibt es freilich zahlreiche sekundäre EG-Rechtsakte mit mehr oder minder stark ausgeprägtem Bezug zur (maritimen) Raumplanung, die sich auf andere Kompetenztitel gründen, etwa Art. 32 ff. EG (Fischerei)⁴³, Art. 70 ff. EG (Verkehr einschließlich

³⁶ Wickel (Fn.35), S. 43.

³⁷ Dazu Calliess, in: Calliess/Ruffert, EUV/EGV, 3. Aufl. 2007, Art. 5 EGV Rdnr. 8 ff.

³⁸ Oppermann/Classen/Nettesheim, Europarecht, 4. Aufl. 2009, § 12 Rdnr. 3 ff.

³⁹ EuGH, Rs. 8/55, Slg. 1956, 297, 312; dazu auch Calliess (Fn. 377), Rdnr. 15 ff.

⁴⁰ Dazu zuletzt umfassend Seyr, Der effet utile in der Rechtsprechung des EuGH, 2008.

⁴¹ Dies erkennt die Kommission ausdrücklich an, s. KOM(2008) 791, S. 3.

⁴² Näher zum Verhältnis des Art. 5 Abs. 1 EG und „implied powers“ bzw. „effet utile“ Calliess (Fn. 377), Art. 5 EGV Rdnr. 15 ff.

⁴³ Dazu näher unten D. I. 2.

Seeverkehr), Art. 158 ff. EG (Wirtschaftlicher und sozialer Zusammenhalt) oder Art. 174 ff. (Umwelt). An dieser Stelle sei zudem darauf hingewiesen, dass sich nach inzwischen gefestigter Auffassung der räumliche Geltungsbereich des Gemeinschaftsrechts auf sämtliche Gebiete erstreckt, in denen das Völkerrecht den Mitgliedstaaten Hoheitsbefugnisse zuweist, mithin auch auf ihre Ausschließlichen Wirtschaftszonen.⁴⁴

II. Politische Initiativen der EU im Hinblick auf die Entwicklung maritimer Raumplanung

Auch im Hinblick auf den eigentlichen Bereich der maritimen Raumplanung sind in jüngster Zeit Aktivitäten der EU zu verzeichnen; dabei handelt es sich – angesichts der soeben angesprochenen Kompetenzlage – nicht um verbindliche Rechtsakte, sondern um politische Impulse: So hatte die Europäische Kommission am 7. Juni 2007 das Grünbuch „Die künftige Meerespolitik der EU: Eine europäische Vision für Ozeane und Meere“⁴⁵ vorgelegt, das wesentliche Themenbereiche der maritimen Entwicklung in Europa näher beleuchtet und für drängend erachtete Fragen aufwirft; neben anderem wird darin unter dem Oberthema „Instrumente bereitstellen für den Umgang mit Ozeanen“ das Arbeitsgebiet „Raumplanung für eine

⁴⁴ *European Commission* (Fn.144), Rdnr. 87 ff.; *Wolf*, ZUR 2005, 24, 28; *Wickel* (Fn. 355), S. 36 f.; EuGH, Rs. C 6/04, NuR 2006, 494, 498 (Geltung der FFH-RL in der AWZ); auch *Czybulka*, NuR 2001, 19, mit Bezug auf das Urteil des London High Court of Justice vom 5.11.1999, CO 1336/1999.

⁴⁵ KOM (2006) 275 endg., Teil II Anhang; dazu auch *Erbguth*, DV 2009, 179, 185 f.

wachsende maritime Wirtschaft“ hervorgehoben.⁴⁶ Unter dem 10. Oktober 2007 hat die Kommission die Mitteilung „Eine integrierte Meerespolitik für die Europäische Union“⁴⁷ herausgegeben, gefolgt von einem „Fahrplan für die maritime Raumordnung“ vom 25. November 2008.⁴⁸ Letzterer zielt darauf ab, die Entwicklung der maritimen Raumordnung durch die Mitgliedstaaten voranzutreiben und ihre Umsetzung auf nationaler wie auf EU-Ebene zu fördern. Durch die Darlegung der aus Sicht der Kommission wichtigsten Grundsätze einer maritimen Raumordnung soll eine Diskussion zur Erarbeitung eines gemeinsamen Ansatzes durch die Mitgliedstaaten angeregt werden.⁴⁹ Die Kommission erkennt ausdrücklich die Zuständigkeit der Mitgliedstaaten für die Umsetzung der maritimen Raumordnung an⁵⁰, gleichwohl verspricht sie sich erhebliche Vorteile von Maßnahmen auf EU-Ebene. Als solche benennt die Kommission die Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit der EU-Meereswirtschaft durch eine stabile, Rechtssicherheit und Berechenbarkeit fördernde Rahmenregelung für die Planung und eine bessere Berücksichtigung der grenzüberschreitenden Dimension maritimer Tätigkeiten, auch mit Blick auf den Schutz der Meeresumwelt. Des Weiteren enthält der „Fahrplan“ knappe Informationen zu bestehenden Ansätzen für die

⁴⁶ KOM (2006) 275 endg., S. 37 f.

⁴⁷ Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen vom 10. Oktober 2007, KOM(2007) 574 endg. (sog. Blaubuch), auch dazu *Erbguth*, DV 2009, 179, 186 f.

⁴⁸ KOM(2008) 791 endg.

⁴⁹ KOM(2008) 791, S. 2.

⁵⁰ S. bereits Fn. 411.

maritime Raumordnung in einzelnen Staaten sowie auf europäischer, internationaler sowie regionaler Ebene. Aus diesen leitet das Papier schließlich besagte gemeinsame Grundsätze ab; dazu zählen u. a.

- ein flexibler Einsatz der maritimen Raumordnung je nach Gebiet und Tätigkeitsbereich,
- die Wahrung von Transparenz,
- eine frühzeitige Einbindung aller Interessengruppen in den Planungsprozess,
- eine grenzüberschreitende Koordination,
- die Schaffung rechtsverbindlicher Vorgaben,
- die Einbeziehung von Überwachung und Bewertung in den Planungsprozess und
- die Erreichung von Kohärenz zwischen terrestrischer und maritimer Raumordnung unter Berücksichtigung des Integrierten Küstenzonen-Managements (IKZM)⁵¹.

Abschließend lässt sich festhalten, dass den umrissenen Aktivitäten der EU zur Etablierung eines einheitlichen Systems maritimer Raumordnung zwar in Ermangelung einer Regelungskompetenz keine Rechtsverbindlichkeit eignet, die Kommission demnach allen-

⁵¹ Dazu etwa *Erbguth*, NuR 2005, 757; zuletzt *Dieckmann*, EurUP 2009, 10; *Wille*, Raumplanung in der Küsten- und Meeresregion, 2009, S. 146 ff.

falls eine moderierende Rolle einnimmt⁵². Die rechtspolitische Bedeutung dieser Anstöße sollte aber nicht unterschätzt werden.⁵³

E. Möglichkeiten und Grenzen der meeresraumplanerischen Konfliktbewältigung aus Sicht der Fischerei

I. Der rechtliche Rahmen der Seefischerei

Die Ausübung der Seefischerei ist Gegenstand eines Geflechts völkerrechtlicher, gemeinschaftsrechtlicher und (begrenzt) nationaler Bestimmungen. Diese seien zunächst kurz skizziert.⁵⁴

1. Völkerrecht

Aus der staatlichen Souveränität im Küstenmeer⁵⁵, welche sich auch auf den Schutz und die Bewirtschaftung der lebenden marinen Ressourcen erstreckt, folgt zunächst die diesbezügliche uneingeschränkte Regelungsbefugnis der Küstenstaaten, freilich unter Berücksichtigung des Rechts der friedlichen Durchfahrt.⁵⁶ In der AWZ hat der Küstenstaat von Völkerrechts wegen das bereits angesprochene souveräne Recht zur Ausbeutung, Erhaltung und Bewirtschaftung der lebenden natürlichen Ressourcen.⁵⁷ Für Letztere hat er die zulässige Fangmenge festzulegen sowie Erhaltungs- und Bewirt-

⁵² Treffend *Wickel* (Fn. 355), S. 43.

⁵³ *Erbguth*, DV 2009, 179, 189.

⁵⁴ Dazu auch *Ehlers*, NordÖR 2004, 51, 53 f.

⁵⁵ Dazu bereits unter A. II.

⁵⁶ Vgl. Art. 2 und 21 Abs. 1 lit. d SRÜ.

⁵⁷ Art. 56 Abs. 1 lit. a SRÜ.

schaftungsmaßnahmen zu treffen, die eine dauerhafte Nutzung der Fischbestände gewährleisten.⁵⁸

Auf internationaler Ebene ist ferner der Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei der Food and Agriculture Organization (FAO)⁵⁹ von Bedeutung. Diesem fehlt zwar im Gegensatz zum Seerechtsübereinkommen die unmittelbare Verbindlichkeit, er enthält aber Prinzipien und Verhaltensregeln für verantwortungsvolle Fischereipraktiken im Interesse der Sicherstellung einer effektiven Erhaltung, Bewirtschaftung und Entwicklung der lebenden aquatischen Ressourcen unter Berücksichtigung der Ökosysteme und der biologischen Vielfalt.

2. Europarecht: Die Gemeinsame Fischereipolitik der EU

Die den Mitgliedstaaten der EU völkerrechtlich eröffnete Rechtsetzungskompetenz für die Seefischerei ist indessen auf die Gemeinschaft übergegangen und Gegenstand der gemeinsamen Fischereipolitik der EU (GFP)⁶⁰ als Teil der gemeinsamen Agrarpolitik gem. Art. 32 ff. EG. Das Gemeinschaftsrecht sieht zahlreiche Regelungen vor, um die Ziele der GFP zu verwirklichen, die vor allem in der nachhaltigen Bewirtschaftung der lebenden aquatischen Ressour-

⁵⁸ Art. 61 ff. SRÜ.

⁵⁹ Abrufbar unter <http://www.fao.org/docrep/005/v9878g/v9878de00.htm>.

⁶⁰ Zu deren Inhalt, Reichweite und zunehmender Ökologisierung *Oppermann/Classen/Nettesheim* (Fn. 388), § 25 Rn. 49 ff.; *Proellß*, in: Graf Vitzthum (Hrsg.), *Handbuch des Seerechts*, 2006, Kapitel 3, Rn. 236 ff.; *Schwarz*, *EurUP* 2007, 154, 155 ff. m.w.N.; kritisch gegenüber jüngeren Entwicklungen *Ingerowski/Salomon*, *NuR* 2006, 535.

cen und der Begrenzung der Auswirkungen der Fischerei auf die Umwelt zu sehen sind. Grundlegende Anforderungen sind der Verordnung über die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Fischereiresourcen im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik (sog. Fischerei-Grundverordnung) zu entnehmen.⁶¹ Hinzu tritt die Verordnung über technische Maßnahmen zur Erhaltung der Fischbestände.⁶² Diese Verordnungen werden ergänzt durch die Festlegung der Gesamtfangmengen und Fangbedingungen bei der Ausübung der Fischerei.

Aus raumplanungsrechtlicher Sicht ist insbesondere die nach Art. 4 Abs. 2 lit. g ii) Grund-VO vorgesehene Einrichtung von Gebieten relevant, in denen die Fischerei untersagt oder eingeschränkt ist. Derartige Gemeinschaftsmaßnahmen hat nach Art. 4 Abs. 1 Grund-VO der Rat der EU zu erlassen. In Gebieten innerhalb der Küstengewässer, in denen die Gemeinschaft keine entsprechenden Maßnahmen getroffen hat, kann aber der Mitgliedstaat nach Art. 9 Abs. 1 Grund-VO selbst derartige Maßnahmen treffen, solange sie der Erhaltung und Bewirtschaftung der Fischereiresourcen und der maximalen Begrenzung der Auswirkungen der Fischerei auf den Erhalt der marinen Ökosysteme dienen und nicht diskriminierend sind. Unter diesen Voraussetzungen kann also die räumliche Festlegung sog. *no-take zones* Gegenstand nationaler Raumplanung im Küs-

⁶¹ VO (EG) Nr. 2371/2002 des Rates vom 20.12.2002, ABI.EG L 358/59 vom 31.12.2002; nachfolgend: Grund-VO.

⁶² VO (EG) Nr. 894/97 des Rates vom 29.04.1997, ABI.EG L 132 vom 23.05.1997.

tenmeer sein. In der AWZ scheitern derartige Gebietsfestlegungen hingegen an der ausschließlichen Kompetenz der EG.

Festzuhalten ist, dass aufgrund der vollständigen Integration der deutschen Fischereipolitik in die GFP der EG im Fischereisektor die ausschließliche Rechtsetzungskompetenz zukommt.⁶³ Die nationale Gesetzgebung muss sich daher im Wesentlichen auf die Umsetzung der gemeinschaftsrechtlichen Bewirtschaftungsregelungen und Vorschriften über Ordnungswidrigkeiten beschränken.

II. Raumplanerische Bewältigung von Konflikten zwischen der Fischerei und anderen Nutzungsformen bzw. dem Meeresumweltschutz im Entwurf eines Raumordnungsplans für die deutsche AWZ

Auf der Basis der vorstehend dargestellten Rechts- bzw. Kompetenzlage ist nun der Frage nachzugehen, wie im nationalen Recht die Kompetenz für eine maritime Raumplanung genutzt wird, Konflikte zu bewältigen, denen sich die Seefischerei aufgrund der Konkurrenz mit anderen Nutzungen und dem Meeresumweltschutz ausgesetzt sieht. Damit richtet sich der Blick vor allem auf entsprechende Ansätze, die sich – für den Bereich der AWZ – dem in der Aufstellung befindlichen Raumordnungsplan für die deutsche Aus-

⁶³ EuGH, Rs. 32/79, Slg. 1980, 2403, Rn. 10, 14 f., s. auch *Graf Vitzthum*, in: ders. (Hrsg.), Handbuch des Seerechts, 2006, Kapitel 1, Rn. 129.

schließliche Wirtschaftszone⁶⁴ entnehmen lassen.⁶⁵ Der Entwurf, der auf der Grundlage des § 18a ROG a. F.⁶⁶ vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie (BSH) erstellt worden ist, enthält an verschiedenen Stellen Aussagen mit Bezug zur Fischerei. Es handelt sich zum einen um solche, die sich direkt auf die Fischerei beziehen, zum anderen um Aussagen, welche die Berücksichtigung der Fischereibelange bei anderen Nutzungen regeln.

1. Fischereispezifische Regelungen

Im erstgenannten Sinne finden sich als Grundsätze der Raumordnung Regelungen, denen zufolge nachteilige Auswirkungen auf die Meeresumwelt durch die Fischerei vermieden und zur dauerhaften Sicherung der fischereilichen Nutzung die Fischbestände nachhaltig bewirtschaftet werden sollen.⁶⁷ Hierbei soll die Mitteilung der EU-Kommission zur Verwirklichung der Nachhaltigkeit im Fischereisektor der EU mithilfe des Konzepts des höchstmöglichen Dauerertrags⁶⁸ Berücksichtigung finden; Gleiches gilt für die Mitteilung der Kommission über die Rolle der Gemeinsamen Fischereipolitik bei

⁶⁴ Die Entwürfe können unter http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Raumordnung_in_der_AWZ/index.jsp abgerufen werden (Stand: 28.04.2009), nachfolgend: E-ROPI. AWZ.

⁶⁵ Näher dazu *Erbguth*, DV 2009, 179, 207 ff.

⁶⁶ Das Raumordnungsgesetz ist inzwischen novelliert worden durch das Gesetz zur Neufassung des Raumordnungsgesetzes und zur Änderung anderer Vorschriften (GeROG) vom 22.12.2008, BGBl. I, S. 2986 vom 20.12.2008; vgl. dazu Überblicke bei *Söfker*, UPR 2009, S. 161; *Krautzberger/Stüer*, BauR 2009, 180; *Durner*, NuR 2009, 373. Auf das Verfahren zur Aufstellung des Raumordnungsplans für die AWZ ist aber das ROG in der alten Fassung anzuwenden, vgl. § 29 Abs. 1 ROG n.F.

⁶⁷ S. E-ROPI. AWZ Ostsee und Nordsee, jeweils unter 3.6.1.

⁶⁸ KOM (2006) 360.

der Umsetzung eines ökosystemorientierten Ansatzes zur Bewirtschaftung der Meeresgebiete.⁶⁹ Schließlich sollen bei der Fischerei bekannte Fundstellen von Kulturgütern berücksichtigt werden.⁷⁰

Der Raumordnungsplan für die AWZ wird hingegen keine einschränkenden Gebietsfestlegungen für die Fischerei enthalten, weil – wie gesehen⁷¹ – die Kompetenz hierfür in den Händen der EU liegt. Das Gleiche gilt für die räumliche Abgrenzung von Fanggebieten.⁷² Damit offenbart sich bereits an dieser Stelle ein entscheidendes Problem: Der nationale Gesetzgeber hat zwar grundsätzlich die Regelungszuständigkeit für die maritime Raumplanung, ihm fehlt aber weitgehend die Kompetenz, gebietsbezogene Festlegungen mit Bezug zur Fischerei zu treffen.⁷³

2. *Regelungen zur Berücksichtigung der Fischerei bei anderen Nutzungen*

Angesichts der limitierten Gesetzgebungsbefugnisse beschränkt sich der Entwurf des Raumordnungsplans für die deutsche AWZ auf Regelungen zur Berücksichtigung der Fischereibelange bei der Ausübung anderer Nutzungsformen. Als Grundsätze der Raumord-

⁶⁹ KOM (2008) 187.

⁷⁰ S. E-ROPI. AWZ Ostsee und Nordsee, jeweils unter 3.6.1.

⁷¹ S. oben D. I. 2.

⁷² S. hierzu die Begründung im E-ROPI. AWZ Ostsee und Nordsee, jeweils unter 3.6.2.

⁷³ Zur Ausnahme im Küstenmeer s. bereits D. I. 2.; zum Problem der Zulässigkeit nationaler fischereibezogener Maßnahmen in Natura-2000-Gebieten s. unten D. II. 3.

nung finden sich dementsprechend folgende Regelungen: Die Belange der Fischerei sollen bei der Aufsuchung sowie der Gewinnung von Rohstoffen berücksichtigt werden.⁷⁴ Bei der Wahl der Streckenführung von Rohrleitungen und Seekabeln soll Rücksicht auf bestehende Nutzungen und Nutzungsrechte, Schutzgebietsausweisungen sowie die Belange der Fischerei genommen werden.⁷⁵ Bei der Wahl der Verlegetiefe von Seekabeln zur Ableitung in der AWZ erzeugter Energie sollen insbesondere die Belange der Schifffahrt und der Fischerei sowie des Schutzes der Meeresumwelt berücksichtigt werden.⁷⁶ Die Begründung weist in letzterem Zusammenhang darauf hin, dass mit größerer Verlegetiefe das Konfliktpotenzial mit anderen Nutzungen reduziert werden kann, wie z.B. die Gefahr der Beschädigung durch Ankerwurf oder durch Schleppnetze und Scherbretter.⁷⁷ Einem weiteren Grundsatz der Raumordnung zufolge sollen die Belange der Fischerei bei Planung, Betrieb und Bau von Anlagen zur Energiegewinnung berücksichtigt werden.⁷⁸

Die rechtliche Qualität der genannten Grundsätze ergibt sich aus § 3 Abs. 1 Nr. 3 ROG: Es handelt sich um Aussagen zur Entwicklung, Ordnung und Sicherung des Raums als Vorgaben für nachfolgende Abwägungs- oder Ermessensentscheidungen. Im Gegensatz zu Zielen der Raumordnung handelt es sich bekanntlich nicht um ver-

⁷⁴ E-ROPI. AWZ Ostsee und Nordsee, jeweils unter 3.2.1 (8).

⁷⁵ E-ROPI. AWZ Ostsee und Nordsee, jeweils unter 3.3.1 (5).

⁷⁶ E-ROPI. AWZ Ostsee und Nordsee, jeweils unter 3.3.1 (10).

⁷⁷ E-ROPI. AWZ Ostsee und Nordsee, jeweils unter 3.3.2 (10).

⁷⁸ E-ROPI. AWZ Ostsee und Nordsee, jeweils unter 3.5.1 (10).

bindliche Vorgaben in Form von abschließend abgewogenen Festlegungen. Das eröffnet die Möglichkeit, die Belange der Fischerei bei der Abwägung mit besagten anderen wirtschaftlichen Nutzungsformen im Einzelfall zurückzustellen, zumal es sich bei weitem nicht um die einzigen Interessen handelt, die jeweils Berücksichtigung einfordern. Im Ergebnis kommt damit der Fischerei im Wettstreit mit der Rohstoffgewinnung, der Rohrleitungs- und Kabelverlegung sowie der Windenergie eine rechtlich nicht sonderlich gefestigte Stellung zu.

III. Fischerei und gebietsbezogener Umweltschutz

Auch im besonders virulenten Konflikt des Fischfangs mit den Erfordernissen des Meeresumweltschutzes findet sich die Fischerei zunehmend in räumlicher Bedrängnis, und zwar vornehmlich infolge der Auswahl und Festlegung von marinen Schutzgebieten, in denen die Ausübung der Fischerei Restriktionen unterworfen ist. Die Bandbreite von Regelungen, welche dem gebietsbezogenen Umweltschutz gewidmet sind, hat inzwischen ein beträchtliches Ausmaß angenommen. Neben zahlreichen völkerrechtlichen, insbesondere regionalen Übereinkommen, auf deren Grundlage Meeresgebiete unter Schutz zu stellen sind,⁷⁹ kommt in diesem Feld dem europäischen Habitatschutzrecht herausgehobene Bedeutung zu. Das gilt

⁷⁹ S. dazu die Übersicht bei *Erbguth/Schlacke*, Umweltrecht, 2. Aufl. 2008, § 15 Rdnr. 20 ff.; ferner *Czybulka*, NuR 2003, 329.

gleichermaßen für die Vorgaben der FFH-Richtlinie⁸⁰ wie jene der Vogelschutz-Richtlinie⁸¹, die gemeinsam zur Einrichtung eines europäischen Netzes ökologisch wertvoller Schutzgebiete (Natura 2000) verpflichten. Bestandteile dieses Netzes sind zum einen die Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (FFH-Gebiete) und zum anderen die Europäischen Vogelschutzgebiete. Wie bereits bedeutet, finden diese Richtlinien auch im marinen Bereich, und zwar sowohl im Küstenmeer als auch in der AWZ, Anwendung.⁸² Die Auswahl der Schutzgebiete erfolgt auf Vorschlag der Mitgliedstaaten durch die Kommission; die rechtliche Unterschutzstellung haben die Mitgliedstaaten vorzunehmen.

Mit Blick auf die Fischerei ist vor allem von Interesse, wie weit die mitgliedstaatliche Befugnis zur Bestimmung des Schutzniveaus der Natura-2000-Gebiete reicht. Besonders kontrovers diskutiert wird das Problem, ob die Mitgliedstaaten durch das europäische Fischereirecht gehindert werden, im Rahmen der Einrichtung geschützter Meeresflächen Regelungen zu treffen, die nach Art. 6 Abs. 2 FFH-RL zur Umsetzung des europäischen Habitatschutzrechts auch im Hinblick auf die Fischerei erforderlich sind. Dahinter steht die grundsätzliche Frage nach der Abgrenzung der lediglich konkurrierenden

⁸⁰ Richtlinie 92/43/EWG des Rates v. 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, ABl.EG Nr. L 206/7 v. 22.07.1992.

⁸¹ Richtlinie 79/409/EWG des Rates v. 02.04.1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten, ABl.EG Nr. L 103/1 v. 25.04.1979.

⁸² S. dazu Fn. 444.

Umweltkompetenz der EG (Art. 174 ff. EG) und deren ausschließlicher Fischereikompetenz (Art. 37 EG).⁸³ Die EU-Kommission reklamiert eine exklusive EG-Kompetenz für besagte Maßnahmen und verlangt von den Mitgliedstaaten ein formales Ersuchen an die EG, wollen diese ihre Schutzverpflichtungen mittels die Fischerei betreffender Maßnahmen erfüllen.⁸⁴ Beachtlich erscheint indes der hiergegen gerichtete Einwand, wonach sich die ausschließliche Kompetenz der EG auf dem Gebiet der Fischereipolitik nur auf die nachhaltige Bewirtschaftung der lebenden Ressourcen erstreckt, nicht aber auf Maßnahmen, die keinen Bezug mehr zu den Fischereiresourcen erkennen lassen, sondern einzig dazu dienen, ökologisch wertvolle Meeresbereiche vor den negativen Auswirkungen der Fischerei zu schützen.⁸⁵ Im Übrigen wäre es widersinnig, wenn die FFH-RL die Mitgliedstaaten zu derartigen Maßnahmen verpflichtete, die Kompetenz hierzu aber der EG vorbehalten wäre.⁸⁶ Das spricht für eine Kompetenz der Mitgliedstaaten, in Natura-2000-Gebieten einschränkende Maßnahmen zulasten der Fischerei zu treffen. Dies hätte freilich auf der maritimer Raumordnung vorgelagerten, naturschutzfachrechtlichen Ebene zu geschehen.

⁸³ Schwarz, EurUP 2007, 154, 157 ff.

⁸⁴ Europäische Kommission, Fisheries Measures for marine Natura 2000 sites, a consistent approach to requests for fisheries management measures under the Common Fisheries Policy, S. 3 ff., abrufbar unter http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/fish_measures.pdf.

⁸⁵ Gellermann/Stoll/Schwarz/Wolf, Nutzungsbeschränkungen in geschützten Meeresflächen im Bereich der Ausschließlichen Wirtschaftszone und des Festlandssockels, 2007, S. 66.

⁸⁶ Gellermann/Stoll/Schwarz/Wolf (Fn. 855), S. 63; Gellermann, UTR 83 (2005), S. 139, 166 ff.; Schwarz, EurUP 2007, 154, 155.

F. Fazit und Ausblick

Die vorstehenden Betrachtungen zeigen, dass die Entwicklung eines Systems maritimer Raumplanung auf ein Geflecht völker- und europarechtlicher Regelungen Rücksicht zu nehmen hat. So setzt zunächst das Völkerrecht planerischen Aktivitäten einen allgemeinen kompetenziellen Rahmen, innerhalb dessen zahlreiche Vorgaben des Völker- wie Gemeinschaftsrechts grenzziehend wirken, indem sie ausschnitthaft einzelne räumliche Nutzungskonflikte vorentscheiden. Die EU hat in Bezug auf die maritime Raumplanung indes keine originäre Rechtsetzungskompetenz, diese bleibt den Mitgliedstaaten vorbehalten. Allerdings ergeben sich gerade mit Blick auf die Fischerei insoweit Probleme, als die EU hier die ausschließliche Kompetenz aufgrund der Gemeinsamen Fischereipolitik in Anspruch nehmen kann. So ist es den Mitgliedstaaten grundsätzlich verwehrt, in Raumordnungsplänen gebietsbezogene Festlegungen mit unmittelbarer Wirkung für die Fischerei zu treffen. Aus diesem Grund muss sich der künftige Raumordnungsplan für die deutsche AWZ im Wesentlichen darauf beschränken, die Berücksichtigung der Belange der Fischerei bei der Ausübung anderer Nutzungen festzulegen.

Die Kompetenzverteilung zwischen der Europäischen Union und den Mitgliedstaaten zeigt, dass eine sinnvolle Einbindung der Fischereibelange in die maritime Raumplanung nur über die EU zu verwirklichen ist. Dies hat die Kommission erkannt und im Zuge der für das Jahr 2013 geplanten Reform der Gemeinsamen Fischereipo-

litik problematisiert. So findet sich im kürzlich dazu herausgegebenen Grünbuch⁸⁷ die Einsicht, dass der Fischfang und die Aquakultur zunehmend mit anderen meeresgestützten Sektoren um Meeresraum konkurrieren. Die Meeresraumplanung sei ein wichtiger Bestandteil der integrierten Meerespolitik, der mit der künftigen Gemeinsamen Fischereipolitik eng verbunden werden müsse. Angesichts dessen wird die entscheidende Frage aufgeworfen und zur Diskussion gestellt, wie die künftige GFP dazu beitragen könne, den Zugang von Fischereien (Fangflotte und Aquakultur) zu Meeresräumen innerhalb eines integrierten Raumplanungsrahmens zu sichern.⁸⁸ Es bleibt zu hoffen, dass darauf im Rahmen der mit dem Grünbuch angestoßenen öffentlichen Debatte Antworten gefunden werden, die dazu beitragen, ein verträgliches Miteinander von Fischerei, sonstigen Meeresnutzungen und dem marinen Umweltschutz dauerhaft zu sichern.

⁸⁷ Grünbuch „Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik“ vom 22.04.2009, KOM (2009) 163 endg.

⁸⁸ Grünbuch (Fn. 877), S. 21.

Charakterisierung der Habitate und Verteilungsmuster von Fischen als Element mariner Raumplanung

Anne Sell

Zusammenfassung

Raumplanung im Meer ist gefordert, um durch geeignete Kriterien eine Auswahl von Gebieten für gezielte Eingriffe und Maßnahmen zu ermöglichen. Im Rahmen der europäischen und nationalen Meeresstrategie sind dabei sowohl die Nutzbarkeit als auch der Schutz mariner Ressourcen zu gewährleisten, was Kenntnis über die Verteilung von Fischen und über ihre Lebensräume erfordert.

Hier werden im Rahmen von Fallbeispielen Methoden der Untersuchung von marinen Habitaten und Artengemeinschaften vorgestellt und die Möglichkeiten ihrer Nutzung für die Raumplanung aufgezeigt. Die langfristig angelegten Forschungs-Surveys des vTI kombinieren fischereiwissenschaftliche Fänge mit Untersuchungen der Hydrographie und der Lebensräume am Meeresboden. Eines der Untersuchungsziele besteht darin, die großräumigen Verteilungsmuster der Fische und die sie steuernden Faktoren zu identifizieren, etwa die Abhängigkeit von den verschiedenen Wassermassen der Nordsee. Zum anderen zeigen hoch aufgelöste Analysen von Habitatstrukturen, wie kleinräumige Unterschiede die loka-

len Gemeinschaften wirbelloser Meeresbodenbewohner als Nahrungsbasis und Lebensraum charakterisieren.

Die Bedeutung von zwei Komponenten der Habitate von Fischen wird beleuchtet: Das Habitat als ein räumlich definierter Lebensraum, der durch abgegrenzte Strukturen wie z. B. Sandbänke gebildet wird und eine charakteristische Fauna beheimatet – und das Konzept des „Essential Fish Habitat“, das den erforderlichen Lebensraum für alle Entwicklungsstadien einer Art umfasst.

Habitate und Raumplanung

Die aktuelle Gesetzgebung und diverse internationale Konventionen fordern den Schutz mariner Lebensräume, insbesondere die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) der EU, die Wasserrahmenrichtlinie, die Habitat-Direktive/Natura 2000 (European Commission 1992) sowie OSPAR und HELCOM. Die europäische MSRL soll helfen, einen „Guten Umweltzustand“ zu erreichen, der für jede Meeresregion durch so genannte Deskriptoren einzelne Komponenten des Ökosystems definiert wird. Das übergeordnete Ziel der Habitatrichtlinie besteht im Erhalt der Biodiversität in den EU Mitgliedsstaaten durch Schutz von Arten und Lebensräumen, die für die Gemeinschaft von Interesse sind. In der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) in Nord- und Ostsee sollen Riff- und

Sandbank-Habitate geschützt werden und sind entsprechend im Anhang I der Richtlinie als „Natürliche Lebensraumtypen von Gemeinschaftsinteresse“ gelistet. Weiterhin sind nach Anhang II auch die Lebensräume der Meeressäuger und einiger Fischarten zu schützen, speziell die von Schweinswalen, Seehunden, Kegelrobben sowie Finten und Neunaugen.

Habitate und typische Fischfauna am Beispiel Sandbank

Die EU Habitatrichtlinie listet als typische Bodenfischarten für Sandbänke der Nordsee: Sandaale (*Ammodytidae* spp.), Leierfische (*Callionymus* spp.), Grundeln (*Pomatoschistus* spp.), Viperqueise (*Echiichtys vipera*), sowie Scholle und Kliesche.

Kaiser et al. (2004) analysierten verschiedene Sandbänke an der Walisischen Küste und beschreiben zwei Typen, darunter die klar ausgeprägte Sandbänke ('distinct sandbanks'). Sie zeichnen sich durch geringe Artendiversität aus, mit Indikatorarten wie der Viperqueise, der Garnele *Philocheras trispinosus* und dem Einsiedlerkrebs *Pagurus bernhardus*. Zur Ähnlichkeit zwischen einzelnen Sandbänken diesen Typs trugen nach der Viperqueise vor allem Plattfische und der graue Knurrhahn bei. Eine ähnliche Gemeinschaft findet sich z.B. in Bereichen der Doggerbank, auf der ein Ver-

teilungsschwerpunkt von Viperqueisen in der Nordsee-AWZ liegt (Abb. 1).

(a)

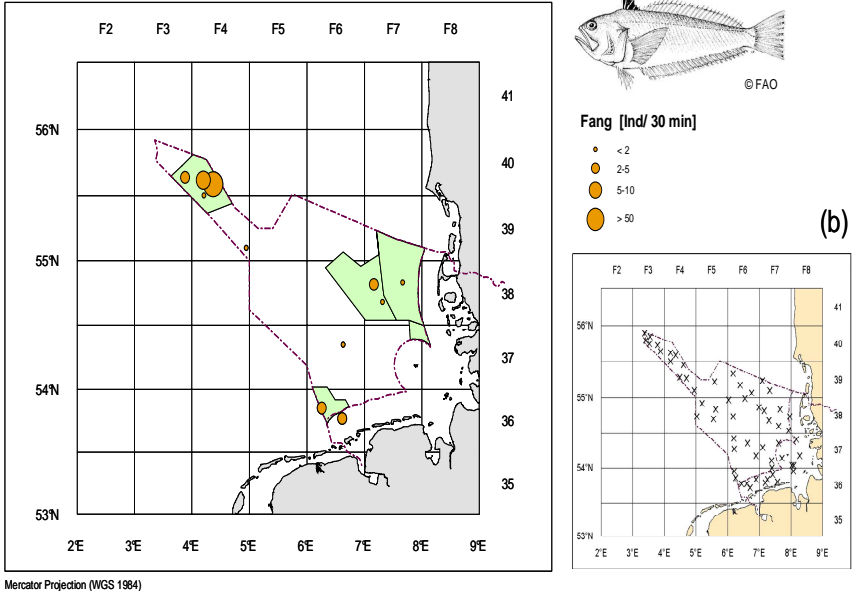


Abb. 1: (a) Fang je Hol [Ind/ 30 min] von *Echiichthys vipera* auf einem Survey des vTI-Instituts für Seefischerei (GASEEZ 2004). Grün: Natura2000-Gebiete. (b) Befischte Stationen.

Basierend auf vTI-Surveys zeigen statistische Analysen der Zusammensetzung der Bodenfischgemeinschaften deutliche Unterschiede zwischen den drei Natura2000 Gebieten der Nordsee – Doggerbank, Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund (Abb. 2). Diese ergeben sich aber vor allem durch ein unterschiedliches Verhältnis der häufigsten Plattfischarten zueinander, weniger durch spezielle Arten, die nur in einem der Gebiete vorkommen.

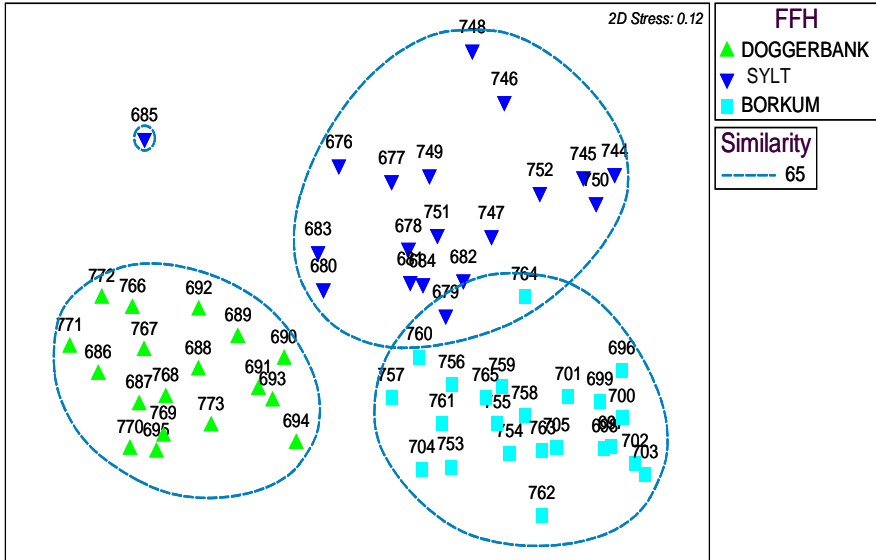


Abb. 2: Multidimensional Scaling (MDS) Ordination der Artenähnlichkeitsmatrizen basierend auf den Bodenfischgemeinschaften der Stationen des Beam Trawl-Surveys in den Natura2000-Gebieten der Nordsee (Daten von 2005 und 2007 vereint; Abundanzdaten Quadratwurzel-transformiert, Ähnlichkeitsmatrix basierend auf Bray-Curtis Index). Nähe der Symbole zueinander entspricht Ähnlichkeit der Gemeinschaften. Gestrichelt: Cluster mit mindestens 65% Ähnlichkeit zwischen den einzelnen Stationen.

„Essential Fish Habitat“

Wenn es um den Schutz einer einzelnen Arten und ihres Lebensraums geht, wie es z. B. die Habitatrichtlinie fordert, bietet die Identifizierung des „Essential Fish Habitat“ (EFH) eine mögliche Herangehensweise. Unter dem essentiellen Habitat werden die Gewässer und Substrate am Meeresboden verstanden, die als Laichgrund, Aufwuchsgebiet oder für Ernährung und Wachstum bis zur Ge-

schlechtsreife eines Fisches notwendig sind - also der Lebensraum aller Entwicklungsstadien der Art. „Notwendig“ wird hier verstanden im Hinblick auf eine nachhaltige Fischerei bzw. den Beitrag einer Art zum gesunden Zustand eines Ökosystems.

Während des Vortrags wurde das EFH am Fallbeispiel der Finte (*Alosa fallax*) erläutert (Abb. 3). Bei diesem wie bei allen anderen anadromen Fischen findet die stärkste Aggregation der ausgewachsenen Tiere bei der Laichwanderung in die Flussmündungen statt (Kloppmann et al. 2003; Stelzenmüller et al. 2004). Ein sinnvoller Schutz der Art ist nur durch einen substanziellen Beitrag in den Fluss-Lebensräumen möglich, wie die Entwicklung der Populationen in Rhein und Elbe zeigt. Bisher gibt es keine umfassenden Bestandserhebungen – wenn ein regelmäßiges Monitoring herangezogen werden soll, um den Erhaltungszustand der Art beurteilen zu können, müsste dies vor allem zwischen den Flüssen und den Ästuarbereichen methodisch abgestimmt sein.

In der Nordsee ist der Sandaal *Ammodytes marinus* als Hauptnahrung vieler Seevögel und mariner Säuger von einiger Bedeutung. Daraus ließe sich die Hypothese ableiten, dass Sandaalfischerei die Populationen der abhängigen Räuber beeinträchtigt. Bisher ist der Einfluss auf Räuberpopulation allerdings nur in Ausnahmefällen konkret gezeigt worden, insbesondere für Dreizehnmöwen.

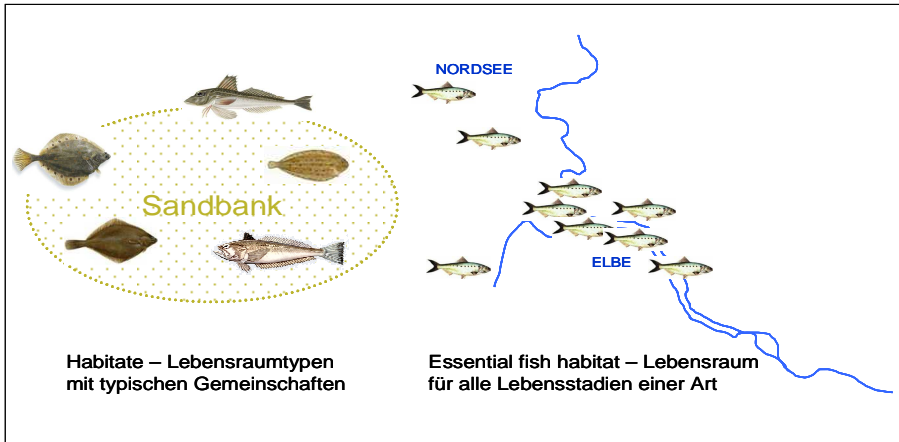


Abb. 3: Habitat als spezifischer, geographisch definierter Lebensraum (links) und als zeitweiliger Lebensraum einer Art (rechts).

Umgekehrt wurde noch vor Kurzem auf Basis bioenergetischer Modelle die Schlussfolgerung gezogen, dass – zumindest bis 2000 - die Fischerei nicht wesentlich für die Entwicklung der Sandaal-Bestände in der Nordsee sei (Furness 2002). Fraßverluste durch Raubfische wurden höher geschätzt als Verluste durch Meeressäuger und Fischerei.

Wie wichtig ist die Sandaalfischerei für die Ressourcen, die z. B. den Schweinswalen in der deutschen Bucht zur Verfügung stehen? Laut ICES (2008) ist die quantitative Bedeutung der Sandaale für die Nahrungskette allenfalls für die westliche Nordsee zu dokumentieren. Dennoch empfiehlt der ICES in seinem langfristigen Managementplan, lokale Dezimierung der Bestände zu vermeiden. Grund dafür ist die Gebietstreue der Sandaale. Zwar werden sie aus ihrem

Freiwasser-Habitat gefischt, das in seiner Hydrographie gar nicht markant vom umgebenden Wasser unterschieden ist und daher unstrukturiert erscheinen mag.

Jedoch sind die Regionen des Freiwassers, in denen Sandaale in großer Zahl auftreten, durch den darunter liegenden Lebensraum am Meeresboden definiert, in dem die Fische während der längsten Lebensphase eingegraben sind. *Ammodytes marinus* hat hierfür sehr spezifische Habitatansprüche, die bestehen in einem engen Korngrößenspektrum des Sediments, das den für die Ventilation mit sauerstoffreichem Wasser sorgt: Sandaale bevorzugen einen hohen Anteil mittleren und groben Sands mit Anteilen von weniger als 10% Schlick und Ton bzw. Kies. Außerdem präferieren sie Strömungsgeschwindigkeiten von über 0.6 m/s.

Bedingt durch ihre demersalen Habitate sind Sandaale daher sehr gebietstreu und bleiben nahe ihrem Laichplatz; die Wanderungen der ausgewachsenen Tiere überschreiten selten 10 km. Dadurch bedingt gibt es wenig Austausch zwischen den Beständen über das Gebiet der Nordsee hinweg. Es gibt keine weiträumige Neuverteilung, wenn lokale Bestände dezimiert werden. Infolgedessen erscheint ein regionales Management für mehrere getrennte Bereiche des Freiwassers der Nordsee sinnvoll.

Als weiteres Fallbeispiel wurden die Habitatansprüche des Ostseedorsch dargestellt. Das EU-Projekt „BALANCE“ wendete zwei- und dreidimensionale Karten der räumlichen und zeitlichen Verteilung einzelner Lebensstadien als Basis für die Definition seines „Essential fish habitat“. Dorscheier, -larven und die ausgewachsenen Fische benötigen unterschiedliche Umweltbedingungen und verlagern entsprechend der vorherrschenden Sauerstoffkonzentrationen, Temperaturen, Dichte oder Verdriftung durch Wind im Laufe des Lebenszyklus ihren Lebensraum. Die Stärke des Einstroms von Nordseewasser beeinflusst dabei wesentlich die Überlebenswahrscheinlichkeit der Eier. Für den Ostseedorsch besteht also die Notwendigkeit, in der Bestandsbewirtschaftung ein adaptives Management anzuwenden, das die hydrographischen Umweltbedingungen berücksichtigt, die zu wechselnder Größe des genutzten Habitats führen.

Die Summe der vorgestellten Fallbeispiele soll verdeutlichen, dass die spezifischen Habitate von Arten, die kommerziell genutzt werden oder als Schutzgüter definiert sind, hohe Relevanz für die zukünftige Raumplanung in der Nord- und Ostsee haben.

Literatur

- European Commission.** The Habitats Directive. Web-page: [/http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm) S, 1992.
- Furness, R.W.** 2002. Management implications of interactions between fisheries and sandeel-dependent seabirds and seals in the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 59:261-269.
- ICES.** 2008. Advice 2008, Book 6, Kap. 6.4.24.
- Kaiser, M.J., Bergmann, M., Hinz, H., Galanidi, M., Shucksmith, R., Rees, E.I.S., Darbyshire, T. & Ramsay, K.** 2004. Demersal fish and epifauna associated with sandbank habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 445–456.
- Kloppmann, M.H.F., Böttcher, U., Damm, U., Ehrich, S., Mieske, B., Schultz, N. & Zumholz, K.** 2003 Erfassung von FFH-Anhang II-Fischarten in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. Bericht zum BfN F+E-Vorhaben FKZ: 802 85 200. 82 pp.
- Stelzenmüller, V., Maynou, F., Ehrich, S. & Zauke, G.-P.** 2004. Spatial Analysis of Twaite Shad, *Alosa fallax* (Lacepède, 1803), in the Southern North Sea: Application of Non-Linear Geostatistics as a Tool to Search for Special Areas of Conservation. *International Review of Hydrobiology* 89: 337–351.

Ökosystemgerechtes Fischereimanagement in marinen Natura 2000 Gebieten in der deutschen AWZ

Christian Pusch

Zusammenfassung

Bereits im Jahr 2004 hat Deutschland der EU-Kommission zehn marine Natura 2000-Gebiete in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nord- und Ostsee gemeldet. Nach der offiziellen Anerkennung als Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung (Site of Community Importance – SCI) durch die EU im November 2007 besteht die nationale Verpflichtung so schnell wie möglich, spätestens jedoch bis 2013 Managementpläne für die marinen Natura 2000-Gebiete festzulegen, um das Ziel eines „günstigen Erhaltungszustands“ von geschützten Arten und Lebensräumen zu erreichen.

Zur Umsetzung dieser Verpflichtung in Bezug auf fischereiliche Aktivitäten, hat das BfN das F&E Vorhaben „Ökosystemverträgliches Fischereimanagement in marinen Schutzgebieten, EMPAS“ initiiert, das vom Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) durchgeführt wurde. Im Rahmen des dreijährigen Projektes, wurden auf der Grundlage der Daten zu Schutzgütern (Arten und Lebensraumtypen) und Fischereiaktivitäten in den zehn marinen Natura 2000 Gebieten in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee die Auswirkungen der

kommerziellen Fischerei auf das Erreichen der Schutzziele untersucht. Auf der Grundlage der Ergebnisse von drei Expertenworkshops, hat der ICES Managementempfehlungen erarbeitet, um die Konflikte zwischen der Fischerei und den Naturschutzzielen in den marinen Natura 2000-Gebieten zu lösen. Diese Maßnahmen reichen von räumlich und zeitlichen differenzierten Einschränkungen der Fischereiaktivitäten bis zu technischen Modifikationen der Fanggeräte und wurden im November 2008 als ICES-Empfehlung veröffentlicht.

1. Einleitung

Mit Inkrafttreten der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie, 92/43/EWG vom 21. Mai 1992) zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen im Jahr 1992 verpflichteten sich die Mitgliedsstaaten der EU ein zusammenhängendes Netzwerk von Schutzgebieten zu schaffen. Diese Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (Site of Community Importance – SCI) bilden zusammen mit den Europäischen Vogelschutzgebieten bzw. besonderen Schutzgebieten (Special Protected Area - SPA) gemäß der EU-Vogelschutzrichtlinie (Vogelschutzrichtlinie, 79/409/EWG vom 02. April 1979) das Schutzgebietssystem Natura 2000. Ziel dieses Netzwerks ist der Erhalt und die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt an Land und im Meer.

Im Mai 2004 hat Deutschland der EU-Kommission 10 Natura 2000-Gebiete in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ, 12- bis 200-Seemeilen-Zone) von Nord- und Ostsee gemeldet (Abb. 1). Deutschland ist damit der erste EU-Mitgliedstaat mit einem umfassenden Netzwerk mariner Natura 2000-Gebiete. Sie umfassen ca. 31 % der AWZ (Krause et al. 2006). Zwei der Gebiete zum Schutz von Seevögeln sind seit September 2005 als nationales Naturschutzgebiet ausgewiesen. Die acht FFH-Gebiete wurden im November 2007 von der EU als Gebiete gemeinschaftlicher Bedeutung anerkannt und sind mit Veröffentlichung im Januar 2008 rechtskräftig geworden.

Von den Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse, deren Schutz die Ausweisung von Natura 2000-Gebieten erfordert (Anhang II der Habitat-Richtlinie), kommen in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee Riffe (Code 1170) und Sandbänke (Code 1110) vor. Die auf Anhang II der FFH-Richtlinie gelisteten Arten, die in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee einen besonderen Schutzstatus aufweisen sind drei marine Säugetierarten Seehunde (*Phoca vitulina vitulina*), Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) und Schweinswale (*Phocoena phocoena*) sowie sechs anadrome Fischarten (Krause et al. 2006).

Im Bereich der deutschen AWZ der Nordsee wurde das Vogelschutzgebiet SPA Östliche Deutsche Bucht ausgewiesen, das ein

wichtigstes Überwinterungs-, Rast- und Nahrungsgebiet von Arten des Anhang I der Vogelschutzrichtlinie, insbesondere Sterntaucher (*Gavia stellata*) und Prachtaucher (*Gavia arctica*) darstellt. Aufgrund ihrer Bedeutung als Mauser- und Überwinterungsgebiet für mehr als 500.000 Seevogelarten wie Eisente (*Clangula hyemalis*), Samtente (*Melanitta fusca*), Trauerente (*Melanitta nigra*), Sterntaucher (*Gavia stellata*), Prachtaucher (*Gavia arctica*), Schwarzhalstaucher (*Podiceps grisigena*), Ohrentaucher (*Podiceps auritus*), Grillteiste (*Cephus grylle*) wurde in der deutschen AWZ der Ostsee das Vogelschutzgebiet Pommersche Bucht ausgewiesen (Mendel *et al.* 2008).

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) sind entsprechend § 38 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) für die Auswahl, die Ausweisung und auch Verwaltung der Schutzgebiete zuständig. Gemäß Art. 6(1) der FFH-Richtlinie sollen für die Gebiete Managementpläne erarbeitet werden, die die Bewahrung bzw. die Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustands der natürlichen Lebensräume und wildlebender Arten von gemeinschaftlichem Interesse gewährleisten. Die Schutz- und Erhaltungsziele für die einzelnen Natura 2000-Gebiete in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee sind auf der Internetseite des BfN veröffentlicht (<http://www.bfn.de/habitatmare/>).

Gemäß den EU-Naturschutzrichtlinien hat Deutschland die Verpflichtung so schnell wie möglich, jedoch spätestens bis 2013, Managementpläne für die marinen Natura 2000-Gebiete zu erarbeiten um die Bewahrung bzw. Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustand von Arten und Lebensräumen zu gewährleisten.

Zur Umsetzung der Anforderungen der EU-Naturschutzrichtlinien in Bezug auf die fischereilichen Aktivitäten hat das BfN das Forschungs- & Entwicklungsvorhaben (F&E) „Ökosystemverträgliches Fischereimanagement in marinen Schutzgebieten“ (im englischen: Environmentally Sound Fisheries Management in Marine Protected Areas, EMPAS) an den Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) vergeben (Laufzeit 2006 - 2008).

Eines der Ziele des EMPAS-Projekts war es, auf der Grundlage von räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Fischereidaten die Fischereiintensität in den marinen Natura 2000-Gebieten zu analysieren. Anhand der Verschneidung dieser Fischereidaten mit Daten zur Verbreitung der Arten und Lebensräumen, die gemäß FFH und Vogelschutzrichtlinie geschützt sind, wurden die Auswirkungen der Fischerei auf die Schutzgüter in den marinen Natura 2000-Gebieten untersucht. Basierend auf dieser Konfliktanalyse erfolgte eine Beurteilung inwieweit die fischereilichen Aktivitäten eine erhebliche Gefährdung der Schutzziele in den marinen Natura 2000-Gebieten im Sinne der Habitat- und Vogelschutzrichtlinie darstellen. Im letzten

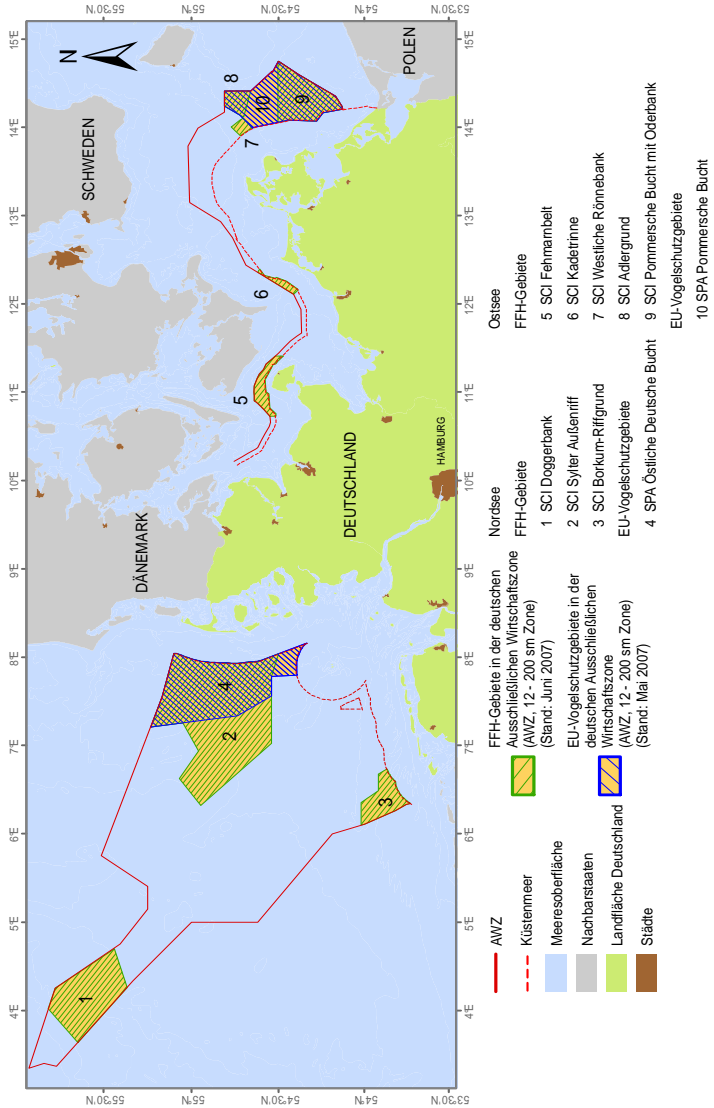


Abb.1: Natura 2000-Gebiete, die in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee auf der Grundlage der FFH- und Vogelschutzrichtlinie ausgewiesen wurden.

Schritt sollten fischereiliche Managementmaßnahmen erarbeitet werden, um das Erreichen des günstigen Erhaltungszustandes von geschützten Arten und Lebensraumtypen in den marinen Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee zu erreichen.

Zur Bearbeitung dieser Aufgaben wurden im Rahmen des EMPAS-Projekts drei Expertenworkshops (Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas, WKFMMPA 2006-08) durchgeführt. An diesen waren neben Fischereiwissenschaftlern und Experten zu den geschützten Arten und Lebensräumen auch Interessensvertreter der Fischerei- und Naturschutzseite aus den Nordsee- und Ostseeanrainerstaaten beteiligt. Die Ergebnisse der Expertenworkshops wurden als ICES Arbeitsgruppenberichte (ICES 2006, 2007a, 2008b) veröffentlicht.

2. Ergebnisse:

2.1 Verteilung des Fischereiaufwandes:

In der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee werden Fischereiaktivitäten von Fahrzeugen verschiedener Europäischer Mitgliedsstaaten ausgeübt. Während z. B. in der Nordsee innerhalb der 12-Seemeilenzone deutsche Fischereifahrzeuge dominieren, operieren in

der deutschen AWZ Fischereifahrzeuge aus sechs EU-Mitgliedsstaaten, wobei die höchste Fischereiintensität von niederländischen, dänischen und Fischereifahrzeugen des Vereinigten Königreichs ausgeht (ICES 2007b, Pedersen *et al.* 2009).

Basierend auf Logbuchdaten und Daten des satellitengestützten Überwachungssystems (Vessel Monitoring System, VMS) wurde die räumliche Verteilung des Fischereiaufwands in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee für das Referenzjahr 2006 analysiert. Die Ergebnisse zeigen, dass in der Nordsee eine intensive Fischerei mit verschiedenen aktiven, grundberührenden Fanggeräten (Baumkurren, Scherbrettnetzen, Ringwaden) stattfindet. Während in der 12-Seemeilenzone die kleine Baumkurrenfischerei (Fischereifahrzeuge mit Maschinenleistung < 300 PS) dominiert (Abb. 2A), überwiegen insbesondere im südlichen Bereich der deutschen AWZ und im Gebiet der Doggerbank große Baumkurrenfahrzeuge mit einer Maschinenleistung > 300 PS (Abb. 2B). Scherbrettnetze wurden im Jahr 2006 überwiegend in küstenfernen Gebieten der deutschen AWZ der Nordsee eingesetzt (Abb. 2C). Manche Gebiete in der südlichen Nordsee werden dabei bis zu 20 Mal pro Jahr von grundberührenden Fanggeräten, hauptsächlich Krabbenkuttern, befischt (Abb. 2D, Schröder *et al.* 2008).

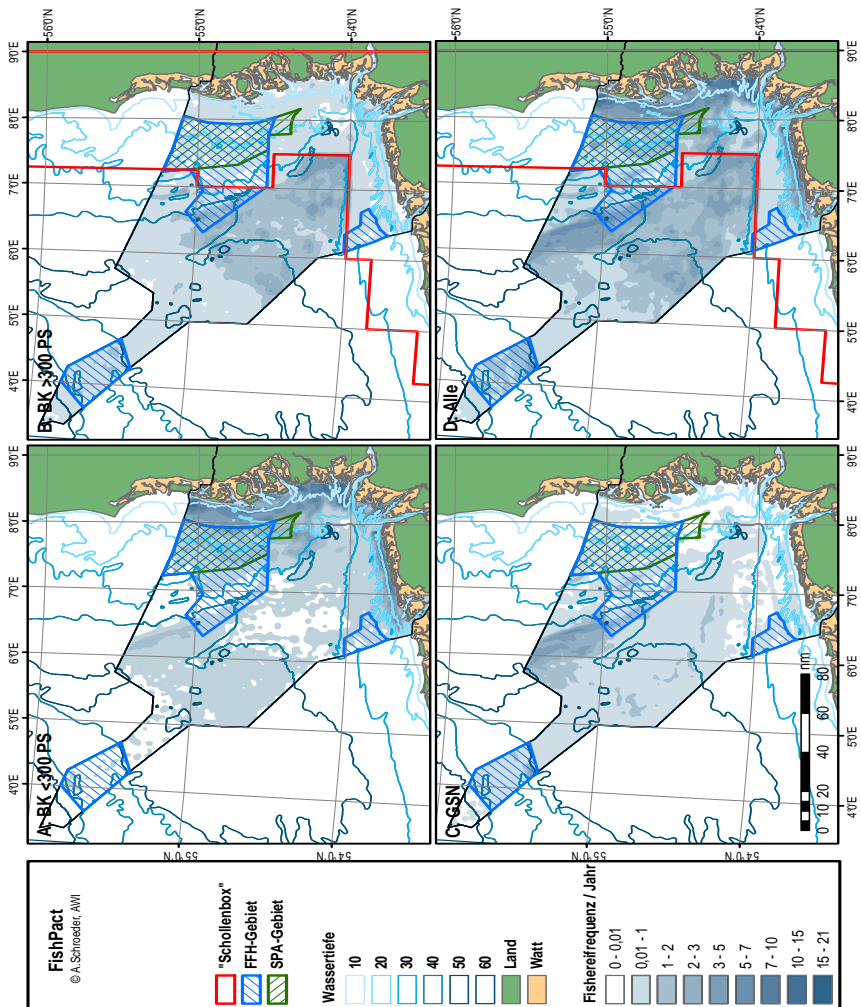


Abb. 2: A-D: Räumliche Verteilung des Fischereiaufwands in der deutschen AWZ und Küstengewässern der Nordsee mit grundgeschleppten Fanggeräten im Jahr 2006 (A) Kleine Baumkurrenfahrzeuge < 300 PS, (B) Große Baumkurrenfahrzeuge > 300 PS, (C) Scherbrettnetze, (D) Summe der grundgeschleppten Fanggeräte. Dargestellt sind die Grenzen der Natura 2000 Schutzgebiete gemäß EU FFH-Richtlinie (blaue Schraffur) und Vogelschutzrichtlinie (grüne Schraffur). Schröder et al. (2008).

2.2 Analyse der Konflikte zwischen Fischereiaktivitäten und Schutzzielen in marinen Natura 2000-Gebieten

Im Rahmen des EMPAS-Projekts wurden drei Hauptkonfliktfelder zwischen den Fischereiaktivitäten und den Schutzzielen in den Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee identifiziert (ICES 2008a, 2008b):

- I. Die Auswirkungen von bodenberührenden Fanggeräten auf die benthischen Lebensraumtypen Sandbänke und Riffe und ihre typischen Arten in der Nordsee.
- II. Der Beifang von Seevögeln in passiven Fanggeräten, insbesondere in grundgestellten Kiemennetzen in der Ostsee.
- III. Der Beifang von Schweinswalen in passiven Fanggeräten, hauptsächlich in grundgestellten Kiemennetzen in der Nord- und Ostsee.

2.2.1 Auswirkungen von Grundberührenden Fanggeräten auf benthische Lebensraumtypen

Die Fischerei mit grundberührenden Fanggeräten hat erhebliche negative Auswirkungen auf die Gemeinschaften der geschützten Lebensraumtypen Sandbänke und Riffe. Die Intensität der Störung der benthischen Lebensgemeinschaften durch grundberührende Fanggeräte hängt sowohl von der Art des Fischereigeschirrs, seinem Gewicht und der Schleppgeschwindigkeit, als auch von dem

jeweiligen Lebensraum, der Artenzusammensetzung und dem Sedimenttyp ab (Bergman & Hup 1992; Kaiser *et al.* 1998 & 2006). Auf der Grundlage modellierter Auswirkungsszenarien konnte gezeigt werden, dass die benthischen Lebensgemeinschaften in weiten Bereichen der deutschen AWZ durch die Grundschleppnetzfisherei stark beeinträchtigt wird. Mit zunehmender Fischereiintensität ergibt sich eine Verschiebung des Verhältnisses von langsam wachsenden k-selektierten zu schnell wachsenden, opportunistischen r-selektierten Arten (Schröder *et al.* 2008). Innerhalb der Natura 2000 Schutzgebiete werden die benthischen Lebensgemeinschaften durch bodenberührende Fanggeräte in Abhängigkeit von der Fischereiintensität erheblich negativ beeinflusst. Lediglich im SCI „Borkum Riffgrund“ sowie auf den südwestlichen und nördlichen Riffstrukturen des SCI „Sylter Außenriff“ scheinen die benthischen Populationen entsprechend der vergleichsweise geringen Fischereiintensität wenig beeinträchtigt.

Generell werden die Bodenlebensgemeinschaften im Bereich der Riffe durch die grundberührenden Fanggeräte stärker negativ beeinflusst als die Gemeinschaften im Bereich der Sandbänke. Insgesamt ergab die Modellierung in großen Bereichen der deutschen AWZ eine Reduzierung des Ökotyps „Epifauna, K-selektierte“ Arten von 70 bis 90 % der Größe einer ungestörten Population (Abb. 3, e/K).

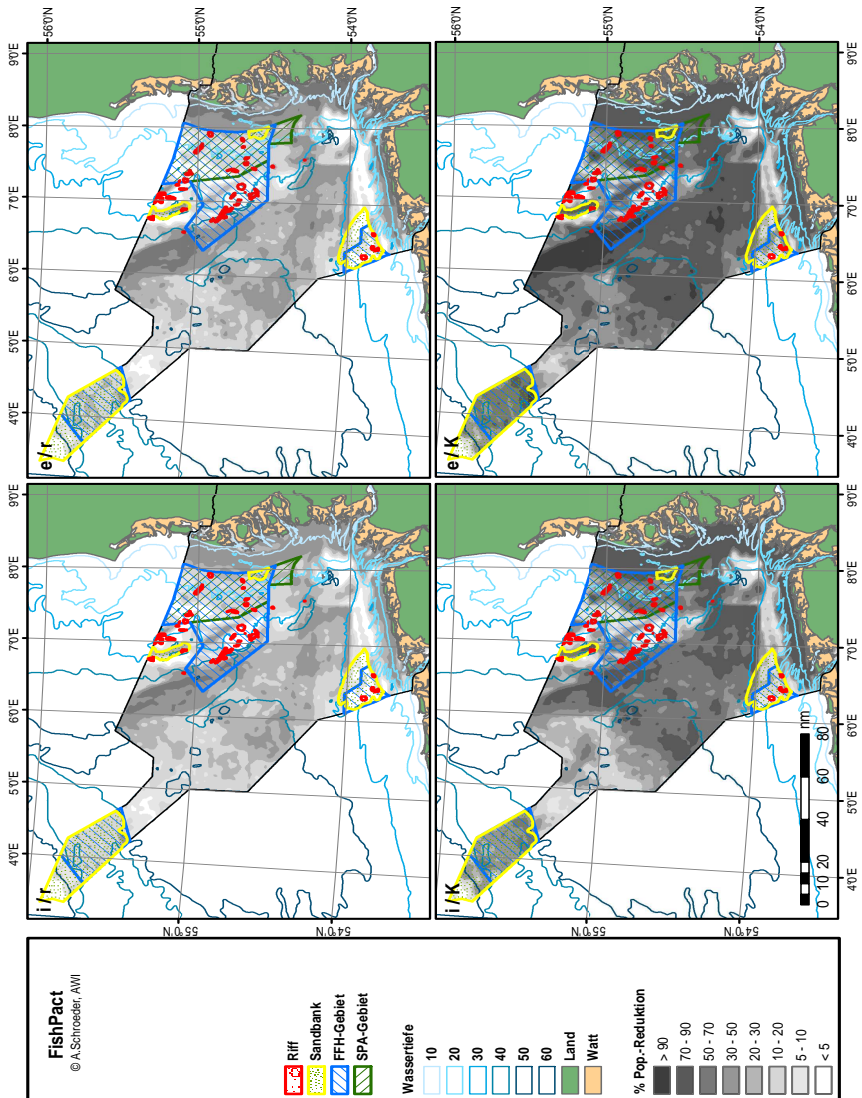


Abb.3: Abnahme von Bodenlebensgemeinschaften durch grundgeschleppte Fanggeräte differenziert nach Ökotypen in der deutschen AWZ und dem Küstenmeer. Dabei bedeuten i = Infauna, e = Epifauna, r = r- selektierte Arten, k – k- selektierte Arten (Schröder et al. 2008).

2.2.2 Beifang von Seevögeln

Eine der wesentlichen Gefährdungsursachen für tauchende Seevögel in der Ostsee ist der Beifang in passiven Fanggeräten (insbesondere Kiemen- und Verwickelnetze). Die höchsten Beifänge treten dabei in Gebieten auf, in denen sich die Fischerei mit Kiemennetzen mit dem Vorkommen tauchender Seevögel überschneidet. Nach einer aktuellen Studie von Žydelis et al. (2009) wird die Zahl der jährlichen Beifangopfer durch die Stellnetzfisherei in ausgewählten Gebieten der Nord- und Ostsee auf 90.000 Seevögel und im Gesamtgebiet auf 100.000 bis 200.000 Vögel geschätzt.

Auf der Grundlage der Verteilung des Fischereiaufwands von passiven Fanggeräten (überwiegend Kiemennetzen) und der Verteilung von Seevögeln in der deutschen AWZ und den anschließenden Küstengebieten wurde im Rahmen des EMPAS-Projekts die räumliche und zeitliche Konfliktintensität ermittelt (ICES 2008a, b). Die höchsten Konflikte traten dabei im Vogelschutzgebiet SPA Pommersche Bucht, insbesondere im Bereich des Adlergrunds in den Wintermonaten November bis April auf (Abb. 4). Im Bereich der Oderbank treten Konflikte zwischen der Verteilung von Seevögeln und passiven Fangeräten ganzjährig und insbesondere in den Monaten Mai bis Juni auf.

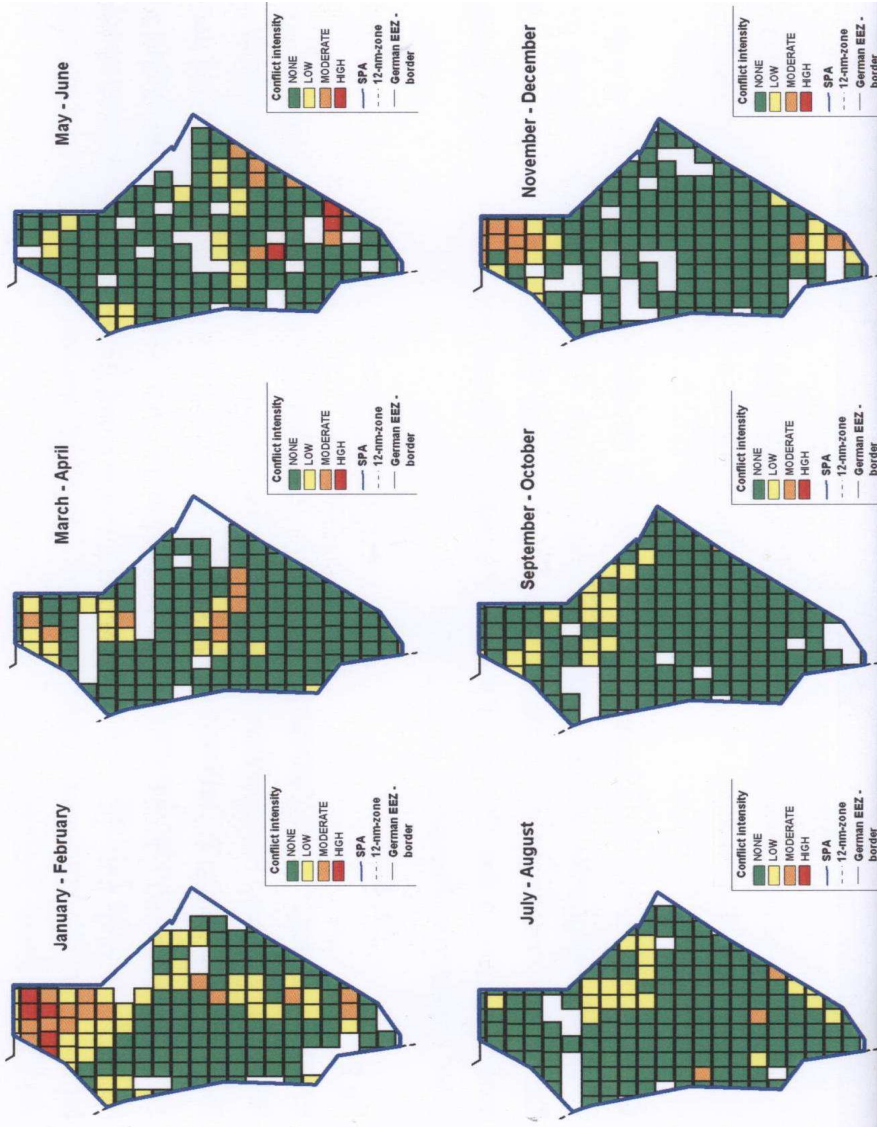


Abb. 4: Konfliktanalyse basierend auf der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Stellnetzfischerei und Seevögeln im Bereich des Vogelschutzgebiets SPA Pommersche Bucht. Grün: keine Konflikte, Gelb: geringe Konfliktintensität, Rot: hohe Konfliktintensität.

Durch die hohe Abundanz von Seevögeln im SPA Pommersche Bucht, führt die Fischerei mit Stellnetzen ganzjährig zu einem hohen Konfliktpotential, das das Erreichen der Ziele der Vogelschutzrichtlinie gefährdet. Die Seevögel mit der höchsten Gefährdung sind dabei Arten mit geringen Reproduktionsraten, und von denen mehr als 1 % der biogeographischen Population im SPA auftritt und solche mit kleinen oder im Rückgang befindlichen Populationen. Im SPA Pommersche Bucht sind das Prachtttaucher, Sterntaucher, Ohrentaucher, Rothalstaucher, Eisente, Samtente, Trauerente, Gryllteiste, Tordalk und Trottellumme (Mendel et al. 2008).

2.2.3 Beifang von Schweinswalen

Eine der wesentlichen Gefährdungsursachen für Schweinswale in der Nord- und Ostsee ist der Beifang in grundgestellten Kiemennetzen. Molekulargenetische Untersuchungen zeigen, dass in der Nord- und Ostsee mehrere Populationen von Schweinswalen zu unterscheiden sind (Wiemann et al. 2010). Besonders gefährdet durch die Beifangmortalität in Stellnetzen ist die kleine Schweinswalpopulation in der zentralen Ostsee, die in der Vergangenheit eine negative Populationsentwicklung aufwies und deren Individuenzahl auf weniger als 600 Tiere geschätzt wird (HAMMOND *et al.* 2002).

In der kommerziellen Fischerei treten Beifänge von Schweinswalen regelmäßig auf, jedoch wird nur ein geringer Teil dieser Beifänge

gemeldet. Seit 2000 zeigt die Erfassung von gestrandeten Kadavern toter Schweinswale an der deutschen Ostseeküste eine zunehmende Tendenz von durchschnittlich 30 - 40 toten Tieren pro Jahr auf und mehr als 150 Tieren im Jahr 2007 (ICES 2008b). Auf der Grundlage wissenschaftlicher Untersuchungen wird angenommen, dass mindestens 50 % der Totfunde auf den Beifang in der Stellnetzfisherei zurückzuführen sind (Herr 2009).

Die Auswirkung der Stellnetzfisherei auf Schweinswale in der Ostsee abzuschätzen ist besonders schwierig, weil mehr als 70 % des Fischereiaufwands mit kleinen Fahrzeugen (< 15 m Gesamtlänge) ausgeübt wird, die nicht mit dem Satteliten-gestützten Überwachungssystem (VMS) ausgerüstet sind. Der räumliche und zeitliche Aufwand der Stellnetzfisherei wurde daher auf der Grundlage von Flugzählungen abgeschätzt (Stellnetzflaggen/km). Zur Analyse des Konfliktpotentials wurde die lokale Häufigkeit von Stellnetzen und Schweinswalen für die einzelnen Zellen eines Rasters hochgerechnet (Abb.5A-F). Die Ergebnisse zeigen, dass Stellnetzfisherei in der deutschen AWZ der Ostsee ganzjährig mit der höchsten Intensität im Winter und Frühjahr ausgeübt wird.

Schweinswale kommen zu allen Jahreszeiten in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Im Winter treten in der Ostsee die höchsten Schweinswaldichten in der westlichen Ostsee auf (Abb. 5A). Von hier wandert die Schweinswalpopulation vom Frühjahr bis in den

Spätsommer in die Mecklenburger Bucht (Abb. 5B und C). Die Schweinswale im Gebiet östlich der Darßer Schwelle gehören mit hoher Wahrscheinlichkeit der kleinen Population der zentralen Ostsee an.

Die höchsten Konflikte im Winter (November - Februar) wurden im Rahmen der Analyse für die Kieler Bucht identifiziert (Abb. 5D). Im Frühjahr dehnen sich diese Konflikte in das Gebiet um Fehmarn, einschließlich das Natura 2000-Gebiet „Fehmarn Belt“ aus (Abb. 5E). Ähnlich hohe Konflikte ergeben sich für die Mecklenburger und Pommersche Bucht, einschließlich der dortigen FFH-Gebiete SCI Westliche Rönnebank, SCI Adlergrund und SCI Pommersche Bucht mit Oderbank. Im Sommer/Herbst (Juli - Oktober) besteht ebenfalls ein hohes Konfliktpotential im Bereich von Fehmarn und entlang der westlichen Küste von Mecklenburg, sowie in der Kieler Bucht und der Pommerschen Bucht (Abb. 5F).

Die Analyse der Verteilung von Schweinswalen und Fischereiaktivitäten in der deutschen AWZ der Nordsee ergab hohe saisonale Überschneidung zwischen der Stellnetzfisherei und Schweinswalen im Sommer (Mai - Juli), insbesondere im SCI Sylter Außenriff.

Die Fischereiintensität mit Stellnetzen in der Nordsee ist vergleichsweise gering und bisher wurden keine Schweinswalbeifänge im Schutzgebiet Sylter Außenriff nachgewiesen. Trotzdem stellt der

Beifang in der Stellnetzfischerei aufgrund der hohen Bedeutung des Gebiets als Fortpflanzungs- und Nahrungsgebiet für Schweinswale, die hier in den Sommermonaten einen Verbreitungsschwerpunkt aufweisen, ein hohes potentiell Risiko dar (ICES 2008b, Herr 2009).

2.3 ICES Empfehlungen („Advice“)

Auf der Grundlage der Ergebnisse des EMPAS-Projekts hat das wissenschaftliche Beratungsgremium des ICES (Advisory Committee) Empfehlungen für fischereiliche Maßnahmen erarbeitet, um das Erreichen der Schutzziele in den marinen Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ zu gewährleisten (ICES 2008a). Die ICES-Empfehlungen beziehen sich auf die drei Hauptkonflikte a) Auswirkungen von aktiven, bodenberührenden Fanggeräten, b) Beifang von Seevögeln in passiven Fanggeräten und c) Beifang von marinen Säugetieren in passiven Fanggeräten, die im Rahmen des EMPAS-Projekts, identifiziert wurden. Die Managementmaßnahmen wurden differenziert für die einzelnen Natura 2000-Gebiete in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee vom ICES erarbeitet. Neben den empfohlenen Maßnahmen, die im folgenden Abschnitt zusammengefasst sind, enthält die ICES-Empfehlung eine Beschreibung der Konflikte und eine Abschätzung der ökologischen und sozio-ökonomischen Aspekte der empfohlenen Maßnahmen.

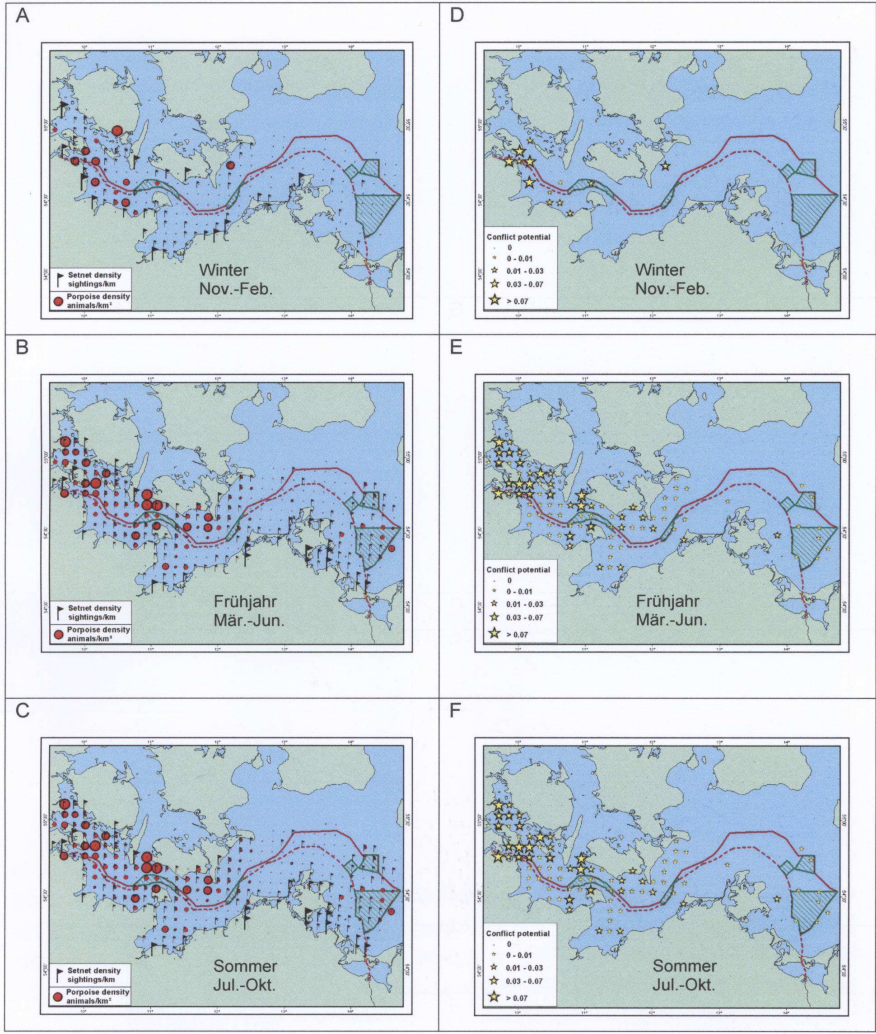


Abb. 5A-F: Durchschnittliche Häufigkeit von Schweinswalen und Stellnetzflaggen im (A) Winter (B) Frühjahr und (C) Sommer auf der Grundlage von Flugzählungen 2002 - 2006. Die Dichten wurden für ein 10 x 10 km Raster berechnet. Die Größe der Symbole ist korreliert mit den Häufigkeiten. Das resultierende Konfliktpotential im (D) Winter (E) Frühjahr und (F) Sommer wurde aus dem Produkt der Schweinswalddichte und der Stellnetzdichte der umgebenden Zellen berechnet.

2.3.1 Auswirkung bodenberührender Fanggeräte auf Sandbänke und Riffe in den Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ der Nordsee

In Bezug auf die Auswirkungen von grundgeschleppten Fanggeräten auf die Lebensraumtypen Sandbänke und Riffe hat ICES verschiedene fischereiliche Maßnahmen zur Umsetzung der Schutzziele in den marinen Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ der Nordsee erarbeitet (ICES 2008a).

SCI Sylter Außenriff

Für das Schutzgebiet SCI Sylter Außenriff hat ICES Managementempfehlungen getrennt für die Lebensraumtypen Sandbänke und Riffe erstellt.

Riffe

- a) Die erste Managementoption sieht die Schließung weniger intensiv befischter Teilbereiche der Riffe im Südwesten und Norden des Gebietes für aktive, grundberührende Fanggeräte vor. Diese Bereiche sind von hoher ökologischer Bedeutung und die Befischungsintensität mit aktiven grundberührenden Fanggeräten ist zurzeit noch gering.
- b) Die zweite Option sieht den Ausschluss grundgeschleppter Fanggeräte in allen Riffgebieten im SCI Sylter Außenriff vor.

Sandbänke

In Bezug auf die Auswirkung der Krabbenfischerei (Zielart: *Crangon crangon*) auf benthische Lebensgemeinschaften empfiehlt ICES die experimentelle Schließung von Gebieten ausreichender Größe und Dauer, um die Auswirkungen der Krabbenfischerei auf langsam wachsende, spät geschlechtsreife und wenig produktive Arten zu untersuchen.

SCI Borkum Riffgrund

- a) Ausschluss aktiver, grundberührender Fanggeräte in den weniger befischten Riffbereichen des Gebietes.
- b) Ausschluss aktiver, grundberührender Fanggeräte im gesamten Bereich der Lebensraumtypen Sandbänke und Riffe.

SCI Doggerbank

ICES empfiehlt die experimentelle Schließung von Teilbereichen des SCI Doggerbank für aktive, grundberührende Fanggeräte, und die Einrichtung entsprechender Kontrollgebiete, um die Wissensgrundlage zu den Auswirkungen der Fischerei auf die Sandbanklebensgemeinschaft zu verbessern. Auf der Grundlage wissenschaftlicher Studien und Monitoringergebnissen sollen Managemententscheidungen getroffen werden, um das Erreichen des günstigen Erhal-

tungszustands der Sandbank und seiner Lebensgemeinschaften zu gewährleisten.

2.3.2 Beifang von Seevögeln in passiven Fanggeräten

Der ICES hat drei verschiedene Managementoptionen erarbeitet, um das Problem des Beifangs von Seevögeln in passiven Fanggeräten im SPA Pommersche Bucht zu lösen (ICES 2008a):

- a) Ganzjährige Schließung des SPA Pommersche Bucht für passive Fanggeräte.
- b) Schließung von Teilgebieten des SPA Pommersche Bucht für passive Fanggeräte, in denen die höchsten Überschneidungen zwischen der Stellnetzfisherei und Seevögeln auftreten.
- c) Einsatz von alternativen Fanggeräten z. B. Fischfallen.

2.3.3 Beifang von Schweinswalen in passiven Fanggeräten

Die Managementempfehlungen zum Schutz von Schweinswalen in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee, wurde differenziert für die einzelnen Populationen, die in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee auftreten, gegeben (ICES 2008a).

Zentrale Ostsee (Gewässer östlich der Darßer Schwelle): SCI Westliche Rönnebank, SCI Adlergrund, SCI Pommersche Bucht mit Oderbank

- a) Schließung der Stellnetzfisherei in allen FFH-Gebieten.
- b) Verpflichtender Einsatz von akustischen Abschreckvorrichtungen an allen Stellnetzen unabhängig von der Fahrzeuggröße (in Verbindung mit effektiven Monitoringprogrammen).
- c) Modifikation von Fanggeräten (z. B. Bariumsulfatnetze, Fischfallen etc.).

Westliche Ostsee: SCI Fehmarn Belt, SCI Kadettrinne

Schließung der Stellnetzfisherei im SCI Fehmarnbelt von März bis Oktober, in der Zeitperiode, in der die höchsten Schweinswaldichten auftreten.

Nordsee, SCI Sylter Außenriff

Ausschluss der Stellnetzfisherei.

3. Resümee und Ausblick

Das EMPAS-Projekt ist auf großes fachliches und politisches Interesse in Deutschland und in anderen EU-Mitgliedsstaaten gestoßen.

Die EU-Kommission (DG Mare) hat 2008 Leitlinien zur Umsetzung von Fischereimanagementmaßnahmen in marinen Natura 2000-Gebieten veröffentlicht.

http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/fish_measures.pdf

Ein Großteil der dort formulierten Anforderungen zur Beantragung von Managementmaßnahmen in Natura 2000-Schutzgebieten wurde im Rahmen des EMPAS-Projekts bearbeitet.

Das EMPAS-Projekt wird vom ICES als innovatives Pilotprojekt betrachtet, das anderen Mitgliedsstaaten als Orientierung für die Erarbeitung von Managementmaßnahmen für marine Natura 2000-Gebiete in den eigenen Hoheitsgewässern dienen kann (ICES 2008a). Beispielweise haben die Niederlande ein vergleichbares Projekt initiiert (FIMPAS, Fishery Measures in Protected Areas), das im Frühjahr 2010 beginnt und ebenfalls vom ICES koordiniert wird.

Die Ergebnisse des EMPAS-Projekts und der darauf basierenden ICES-Empfehlung bilden die fachliche Grundlage für die Erarbeitung

konkreter Fischereimanagementmaßnahmen für die marinen Natura 2000-Gebiete in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. Da die Mitgliedsstaaten ihre Kompetenz in Bezug auf das Fischereimanagement in den Gemeinschaftsgewässern an die EU delegiert haben, können Maßnahmen zur Regulierung der Fischerei in marinen Natura 2000-Gebieten nur im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik von der EU-Kommission, bzw. dem EU-Fischereirat umgesetzt werden.

Die zuständigen Ministerien für Naturschutz (BMU) und Fischerei (BMELV) werden gemeinsam in ihren Fachbehörden unter Konsultation der entsprechenden Ministerien der Küstenbundesländer (Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein) und angrenzender Mitgliedsstaaten, sowie Interessenvertretern der Fischerei und Naturschutzseite einen Antrag für fischereiliche Managementmaßnahmen in den Natura 2000-Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee erarbeiten, um diesen bei der EU-Kommission fristgerecht (spätesten bis 2012) einzureichen.

Literatur

Bergman, M.J.N., Hup, M. (1992): Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. ICES J. Mar. Sci. 49: 5-11.

- Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D. L., Collet, A. Heide-Jorgensen, M. P., Heimlich, S., Hiby, A. R., Leopold, M. F., Oien, N.** (2002): Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters, *Journal of Applied Ecology* 39 : 361-376.
- Herr, H.** (2009): Vorkommen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in Nord- und Ostsee – im Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei? Dissertation, Universität Hamburg. 118pp.
- ICES** (2006): Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMMPA), 3–5 April 2006. ICES CM 2006/MHC:10. 98pp.
- ICES** (2007a): Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMMPA), 10–12 April 2007, ICES Headquarters. ICES CM 2007/MHC:06. 72pp.
- ICES** (2007b): Interim Report 2006 for the ICES/BfN project: "Environmentally Sound Fisheries Management in Protected Areas" [EMPAS]. 107pp.
- ICES** (2008a): ICES Advisory Committee, 2008. ICES Advice 2008. Book 1: 303-317. <http://www.ices.dk/advice/icesadvice.asp>
- ICES** (2008b): Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMMPA), 2-4 June 2008, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2008/MHC:11. 160pp.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I.** (2006): Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 311: 1-14.
- Kaiser, M.J.** (1998): Significance of bottom-fishing disturbance. *Conserv. Biol.* 12: 1230-1235

- Krause, J. C., Boedeker, D., Backhausen, I., Heinicke, K., Groß, A., and von Nordheim, H.** (2006): Rationale behind site selection for the Natura 2000 network in the German EEZ. *In*: von Nordheim, H., Boedeker, D. and Krause, J. C. (Eds.). Progress in Marine Conservation in Europe. Chapter 4. Springer Verlag: 65–95.
- Mendel, B., Sonntag N., Wahl J., Schwemmer P., Dries H., Guse N., Müller S., Garthe S.** (2008): Profiles of seabirds and waterbirds of the German North and Baltic Seas. Distribution, ecology and sensitivities to human activities within the marine environment. Naturschutz und Biologische Vielfalt 61. BfN, Bonn - Bad Godesberg.
- Pedersen, S.A., Fock, H., Krause, J., Pusch, C., Sell, A., Böttcher, U., Rogers, S., Skov, H., Sköld, M., Podolska, M., Piet, G., Rice, J.** (2009a): Natura 2000 sites and Fisheries in German Offshore Waters. ICES J. Mar. Sci., 66(1):155-169.
- Pedersen, S.A., Fock, H.O., Sell, A.S.** (2009): Mapping Fisheries in the German Exclusive Economic Zone with special reference to offshore Natura 2000 sites. Marine Policy, 33(4): 571-590
- Schröder, A., Gutow, L., Gusky, M.** (2008): FishPact - Auswirkungen von Grundschleppnetzfischereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee. BfN Projekt Report (MAR 36032/15), Alfred Wegener Institute für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven: 124pp.
- Wiemann, A., Andersen, W.L., Berggren P., Siebert, U., Benke H., Teilmann J., Lockyer, C. Pawliczka, I. Skora, K., Roos, A., Lyrholm, T. Paulus, K.B., Ketmaier, V. Tiedemann, R.** (2010): Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. Conserv. Genet. 11:195–211.

Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B. Stipniece, A., Garthe, S. (2009): Bycatch in gillnet fisheries – an overlooked threat to waterbird populations. *Biol. Conserv.* 142: 1269-1281.

Bewertung und Analyse in der marinen Raumplanung – wie lassen sich Interessen gegeneinander abwägen?

Heino Fock u. Torsten Schulze

Zusammenfassung

Die Einführung des Ökosystemansatzes im EU-Fischereimanagement bedeutet auch für die Fischereibiologie als Wissenschaft eine vollständig neue Herangehensweise in der Behandlung räumlicher Fragestellungen. Während das alte Bezugssystem auf Bestände, die nur eine ungefähre räumliche Komponente haben, und auf die ICES-Gebietseinteilungen und -Rechtecke ausgerichtet war, verlangt der neue Ökosystemansatz und die damit verknüpften EU-Direktiven eine räumlich hoch aufgelöste Darstellung und Bewertung der Umweltparameter einschließlich der Fischerei.

Bei der Entwicklung der methodischen Elemente für eine solche neue Herangehensweise ist es wichtig, dass die Einzeleinflüsse eindeutig identifiziert werden können und der geforderte Ausgleich von Interessen (s. Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EC)) in einem objektiven Arbeitsprozess erreicht werden kann.

Ausgehend von der auf OSPAR-Ebene durchgeführten Umweltbewertung für den Zustandsbericht 2010 (OSPAR QSR 2010) wird ein

Verfahren des vTI vorgestellt, das einen deutlich differenzierteren Abwägungsprozess zulässt. Die gesellschaftlichen Teilnehmer am Bewertungsprozess gewinnen so die Möglichkeit, durch gezielte eigene Entscheidungen hinsichtlich z. B. technischer Maßnahmen das Ergebnis des Bewertungs- und Managementprozesses mitzugestalten.

Einführung

Dieser Artikel stellt eine Einführung in die ökologisch-ökonomische Risikobewertung in der Folgenabschätzung für den marinen Raum dar. Die menschlichen Eingriffe in den marinen Lebensraum sind vielfältig. Traditionell sind neben der Fischerei auch Aquakultur, Rohstoff- und Energiegewinnung, Transport und militärische und Freizeitnutzung zu nennen. Durch die EU-Naturschutzrichtlinien, bekannt als Natura 2000, kommt mit dem Flächenanspruch für Naturschutzgebiete eine weitere Komponente in der Raumnutzung hinzu.

Neben Flächenansprüchen der jeweiligen Nutzungsformen gilt es ferner, in Form eines Managements gegenseitige Beeinträchtigungen der Nutzungsformen zu verhindern. Dies erfordert ein abgestimmtes Bewertungsverfahren für den marinen Lebensraum, in

dem jedem Nutzungselement ein ökologisches und ökonomisches Gewicht zugemessen wird.

Im Folgenden soll anhand zweier kurzer Beispiele die ökol.-ökonomische Risikobewertung vorgestellt werden. Das Verfahren ist von der Zustandsbewertung abgeleitet und verändert, die für die Zustandsbewertung auf OSPAR-Ebene (Oslo-Paris-Konvention) für die Nordsee angewendet worden ist.

Bewertung ökologischer Risiken – Beispiel Natura 2000-Gebiete in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee

Für die Natura 2000-Gebiete in der Nordsee sind durch die entsprechenden Fachbehörden des BMU Gefährdungsanalysen durchgeführt worden⁸⁹. Nur für das Management der Fischerei ergeben sich durch die Gemeinsame Fischereipolitik innerhalb der EU Verpflichtungen des Mitgliedsstaates, die angestrebten Managementmaßnahmen international durch die EU zu koordinieren. Für alle anderen Nutzungen dienen EU-Ebene die Maßgaben der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EC) als Leitfaden, allein verbindlich sind aber die nationalen gesetzlichen Grundlagen (Kies-

⁸⁹ Z.B. http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads/erhaltungsziele/Erhaltungsziele_Sylter-Aussenriff_2009-03-06.pdf

abbau, militärische Nutzung etc.) (Abb. 1). Wegen der wirtschaftlichen Bedeutung der Fischerei und der Notwendigkeit, Management über die GFP zu koordinieren, fällt der Analyse der Auswirkungen der fischereilichen Nutzung besonderes Gewicht zu. In der Tat ist dies augenblicklich auch der einzige Ansatz, die Natura 2000-Ziele in der deutschen AWZ umzusetzen.

Ausgangspunkt unserer Arbeiten war nun die genaue Analyse der ökologischen Auswirkungen der Fischerei. Hierbei sind die Zielgrößen zu definieren, nämlich exemplarisch die Naturschutzgüter Benthos stellvertretend für Habitats des Meeresbodens, und Schweinswale stellvertretend für Meeressäuger. Die Einflussgrößen sind weitestgehend durch Natura 2000-Richtlinien vorgegeben und umfassen Sterblichkeit (Mortalität), verschiedene Formen von Störung und Beeinträchtigung des Lebensraumes. Diese Einflussgrößen werden durch die unterschiedlichen fischereilichen Metiers in unterschiedlicher Weise hervorgerufen.

Mit einem am vTI entwickelten Risikomodell lassen sich ökologische Risiken vergleichend darstellen (Abb. 2). Es wird deutlich, dass die sogenannte 'Große Baumkurre', Fahrzeuge über 300 PS mit zwei 12 m Kurren, das deutlich größte Risikopotential im Vergleich zu anderen Risikogruppen in sich bergen. In der Kategorie 'Kleine Baumkurre' sind die Krabbenkutter und Plattfischkutter noch nicht getrennt.

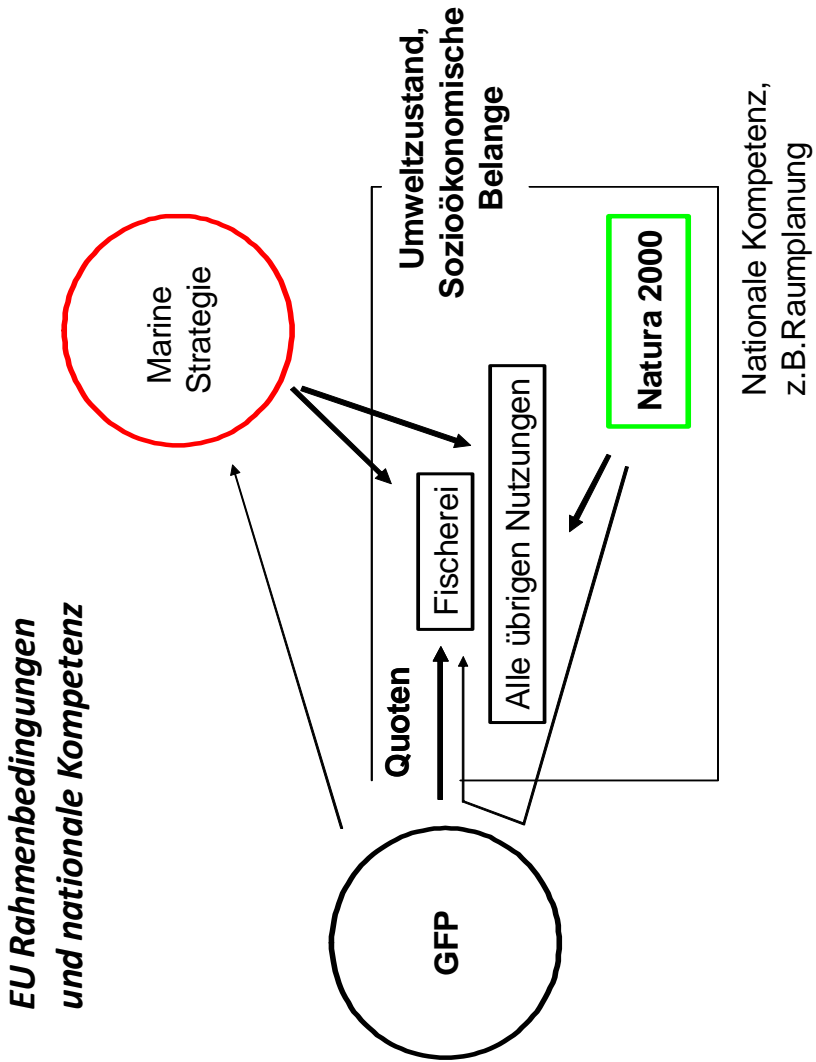


Abb. 1: Nationale (rechteckige) und EU-Zuständigkeiten (runde Einheiten) in Bezug auf das Fischereimanagement in der AWZ. Nationale Vorgaben beispielsweise aus den Natura2000 Regelungen müssen über die Gemeinsame Fischereipolitik (GFP) abgestimmt werden.

Dies kann als Ansatzpunkt z. B. für eine Managementstrategie angesehen werden, ökologische Risiken gezielt z. B. durch ein Management der Baumkurrenfahrzeuge > 300 PS (>221kW) abzubauen.

Bewertung ökonomischer Risiken am Beispiel der Schollenbox

Bei der Entwicklung von Managementstrategien mit ausschließlichen Gebietszugriffen wie der sogenannten 'Schollenbox', bei der z. B. Baumkurrenfahrzeuge > 300 PS von der küstennahen Fischerei in der deutschen AWZ ausgeschlossen sind, ist es nötig, neben räumlich genauen Angaben zu ökologischen Auswirkungen auch die ökonomischen Risiken einzubeziehen.

Unter Verwendung von VMS und Fangdaten lassen sich relativ genaue Zuordnungen zu einzelnen räumlichen Einheiten und Fanggründen machen, so dass sich die ökonomische Bedeutung der einzelnen Fanggründe nach Metiers abzeichnet.

In unserem Beispiel sieht man, dass je nach Nationalität die Nutzung der Schollenbox sehr unterschiedlich erfolgt. So erzielen deutsche und dänische Baumkurrenfahrzeuge unter 300 PS ($\leq 221\text{kW}$) fast ihren gesamten Fang innerhalb der Schollenbox, während die niederländische Flotte weniger stark auf die Schollenbox angewiesen ist (Tabelle 1).

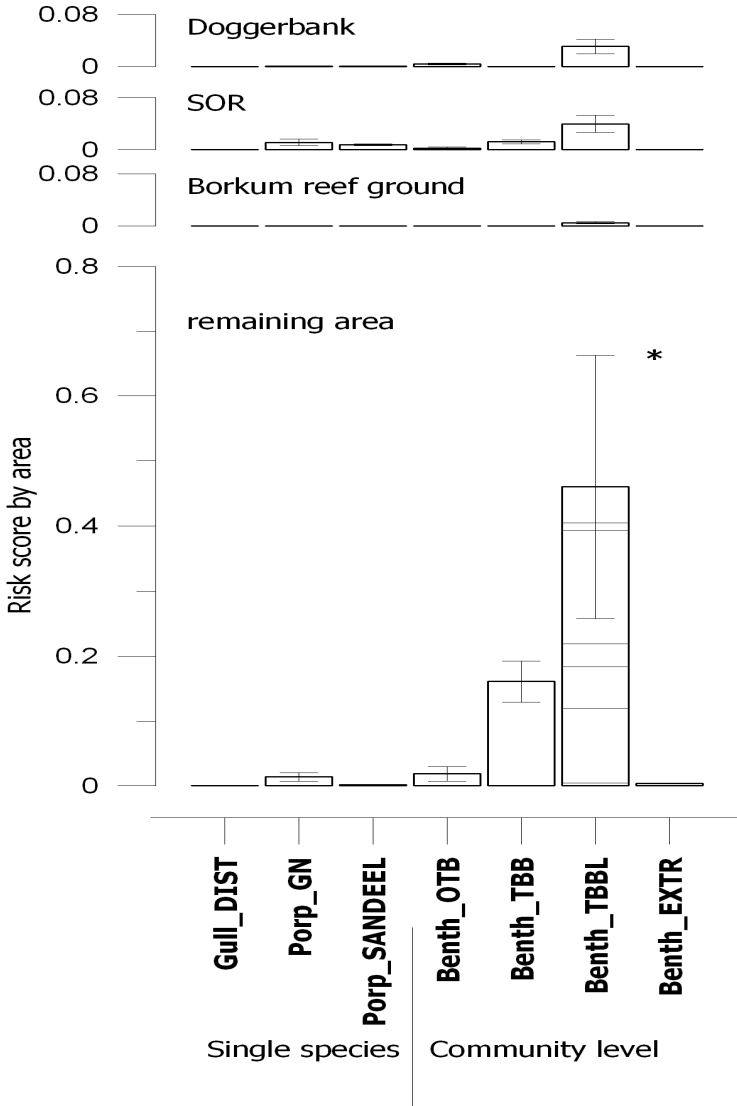


Abb. 2: Ökologische Risikobewertung basierend auf Daten für das Jahr 2006. Die Gebietseinteilung bezieht sich auf die Natura2000 Gebiete in der deutschen AWZ. TBBL- große Baumkurre > 300 PS, TBB – kleine Baumkurre (Krabbenfischerei hierin enthalten), OTB – Grundschieppnetze, Porp – Schweinswal, GN - Stellnetze

Tab. 1: Fanganteile in % der jeweiligen Zielarten Scholle (PLE) und Seezunge (SOL) in der jetzigen 'Schollenbox' (PBOX). Länderspezifische Fanganteile sind angegeben, d. h. die niederländischen kleinen Baumkurrenfahrzeuge erwirtschaften 13 % ihrer Fänge innerhalb der Schollenbox. Dies zeigt unterschiedliche Abhängigkeiten von einem bestimmten Managementregime. Bezugsjahr 2006.

| Metier | Art | PBOX | | |
|-------------------|-----|------|-----|-----|
| | | NLD | GER | DEN |
| TBB.80-99.<=221kW | PLE | 13 | 71 | 100 |
| | SOL | 13 | 72 | 100 |

Dies zeigt dann, dass mögliche Änderungen im Management der 'Schollenbox' sehr unterschiedliche Auswirkungen auf einzelne Flotten haben werden.

Schutzgebiete und Schonzeiten als Werkzeuge im Fischereimanagement - Möglichkeiten und Grenzen

Gerd Kraus

Zusammenfassung

Schutzgebiete und Schonzeiten, bzw. zeitweilige Gebietsschließungen werden nach einer allgemein anerkannten Definition der Welt-naturschutzunion (IUCN) unter dem Begriff „Marine Protected Areas“ (MPA) zusammengefasst und zusehends auch als universelles Werkzeug zur Lösung von Fischereimanagementproblemen propa-giert. Verschiedentlich werden von Umweltverbänden, der Politik und Ökologen die Unterschutzstellung von 20 – 40 % der Ozeane gefordert. Die Anzahl von Meeresschutzgebieten ist von etwas mehr als 100 Schutzgebieten im Jahr 1970 auf über 1300 im Jahr 1995 dramatisch angestiegen mit weiter stark steigender Tendenz. Eine Konsequenz dieser schnellen Entwicklung ist, dass in vielen Fällen die Planung, Implementierung, und das Monitoring unzureichend sind; notwendige Anpassungen werden nicht vorgenommen und in dieser Folge Ziele nicht erreicht.

Im vorliegenden Beitrag werden anhand von zwei Beispielen, der Georges Bank (nordwestlicher Atlantik) und der Ostsee, die Mög-lichkeiten und Limitationen von Schutzgebieten und Schonzeiten als

Werkzeugen des Fischereimanagements diskutiert. In beiden Gebieten sind eine Reihe von verschiedenen MPA-Ansätzen mit unterschiedlich klar definierten Zielen implementiert. Während die stringente Planung und Umsetzung kombiniert mit zielgerichtetem Monitoring und darauf aufbauender Anpassung der Maßnahmen auf Georges Bank weitestgehend zum Erreichen der geplanten Ziele geführt hat, sind die in der zentralen Ostsee umgesetzten MPA-Ansätze deutlich weniger erfolgreich. Die Ergebnisse einer umfassenden Simulationsstudie in der Ostsee zeigen die Limitationen des dortigen MPA Ansatzes zum Schutz und Wiederaufbau der hochmobilen und in der zentralen Ostsee nur bedingt auf Bodentierarten als Nahrung angewiesenen Fischart Dorsch auf.

Einleitung

Während Meeresschutzgebiete als Werkzeug des Naturschutzes seit längerer Zeit unumstritten sind, hinkt jedoch die wissenschaftliche Begleitung und empirische Überprüfung der Theorien zu Meeresschutzgebieten der Implementierung weit hinterher (z. B. Gerber et al. 2003). Ähnlich ist die Situation bei Schutzgebieten und Schonzeiten, die als Werkzeuge zur Steuerung von Fischereiaktivitäten im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung eingesetzt werden. Obwohl in der Nordsee seit den 1980er Jahren verschiedene Schutz-zonen eingerichtet wurden, um entweder bestimmte Fischarten zu

schützen oder den Beifang von juvenilen Tieren, Vögeln oder See-säugetern zu reduzieren, gibt es in vielen Fällen weder wissenschaftliche Studien, die das Design dieser Schutzzonen hinterlegen, noch wurde der Erfolg der Maßnahmen ausreichend evaluiert, bzw. das Design der Schutzzonen in Abhängigkeit der Evaluierungsergebnisse angepasst. Als Beispiel sei in diesem Zusammenhang die so genannte „Schollenbox“ erwähnt, die zwar aktuell wieder einmal evaluiert wird, aber ihre Ziele nie voll erreicht hat (siehe auch Beitrag von H. Fock in dieser Ausgabe).

In Anerkennung des Problems wurden in den Jahren 2005 - 2008 zwei größere wissenschaftliche Projekte im 6. Rahmenprogramm der Europäischen Union gefördert, die sich dem Thema mariner Schutzgebiete (MPA) als Werkzeuge des Naturschutzes und des Fischereimanagements widmeten. Die Projekte PROTECT (www.mpa-eu.net) und EMPAFISH (www.um.es/empafish) decken Schutzgebietsansätze von Offshore- Schließgebieten für die Fischerei zum Schutz von Kaltwasserkorallen über fischereiregulierte Gebiete mit ansonsten unveränderter Nutzung bis hin zu kleinskaligen, küstennahen MPA-Verbänden ab. Gemeinsames Ziel aller Ansätze war es, die Wissensgrundlagen über die ökologischen Auswirkungen von verschiedenen Ansätzen zusammenzutragen, die Auswirkungen auf die Meeresnutzer wie z. B. Fischereien zu evaluieren und daraus Strategien für Design, Implementierung und Evaluierung von MPAs abzuleiten. Ein eindeutiges Ergebnis der Projek-

te und des wissenschaftlichen Abschluss-symposiums mit fast 400 wissenschaftlichen Beiträgen war, dass Schutzgebietsansätze nur funktionieren, wenn die Managementziele vor Planung und Implementierung kristallklar formuliert worden sind und alle nachfolgenden Schritte daran ausgerichtet und gemessen werden. Ein weiteres zentrales Ergebnis mit aus Fischereimanagementsicht großer Relevanz für die Bewertung von MPAs ist sicherlich die Erkenntnis, dass in aller Regel das MPA allein nicht in der Lage ist Fischereimanagementziele, wie z. B. die Reduktion der fischereilich bedingten Sterblichkeit, zu erreichen. Nur die Kombination mit konventionellen Managementwerkzeugen, wie Aufwandsreduktion, technische Maßnahmen etc. hat in den untersuchten Beispielen zum Erreichen der Ziele geführt (siehe Hoffmann & Perez-Ruzafa 2009). In dem vorliegenden Beitrag präsentiere ich vergleichend einige Ergebnisse von MPA Studien aus zwei Meeresgebieten der gemäßigten Breiten, Golf von Maine/Georges Bank (nordwestlicher Atlantik) und zentrale Ostsee. In beiden Regionen sind Schutzgebietsansätze als Teile des Fischereimanagements eingeführt worden, allerdings mit ganz unterschiedlichem Erfolg. Diese beiden Beispiele verdeutlichen recht anschaulich, warum die beiden EU-Projekte zu den oben erwähnten zentralen Ergebnissen in Bezug auf sorgfältige Planung, regelmäßige Erfolgskontrolle und notwendige Anpassung von MPA's gelangt sind.

Beispiel Georges Bank/Golf von Maine

Der Schutzgebietsansatz für das Management der Grundfischbestände auf Georges Bank bzw. im Golf von Maine geht zurück bis in das Jahr 1970, in dem zwei saisonale Schließgebiete zum Schutz des Laichgeschäfts für den Schellfisch eingerichtet wurden. Diese Schließgebiete wurden 1986 zum Schutz des Laichgeschäftes und zur Reduktion der fischereilichen Sterblichkeit der Gelbschwanzflunder in die Gewässer vor dem südlichen Neu England ausgeweitet. Insgesamt waren die Auswirkungen jedoch minimal; der Fischereiaufwand wurde nicht vermindert, und außerhalb der Schließzeiten wurden größere Fänge erzielt. Als nächster radikaler Schritt wurden dann im Jahr 1994 ca. 25 % der Fanggründe in der Region (17.162 km²) das ganze Jahr über für die Grundfisch-Fischereien geschlossen. Im Jahr 2004 kam dazu eine ganzjährige Schließung der Georges Bank und angrenzender Gebiete (>20.000 km²) und sogenannte "rolling seasonal closures" im Golf von Maine zusammen mit einer Reduktion der Seetage um 50 %, Maschenweitenvergrößerungen und eine Reduktion der ausgegebenen Fischereilizenzen. Dieser Maßnahmenkatalog bewirkte eine deutliche Reduktion des Fischereiaufwandes als offensichtlichstes Ergebnis. Die ökologischen Auswirkungen der verschiedenen Schritte wurden durch ein gezieltes Monitoringprogramm kontinuierlich erfasst. Dazu kam, dass die Fischerei von Beginn der drastischen Maßnahmen an in den Prozess eingebunden wurde, und über eine intensive Beob-

achtung ihrer Aktivitäten die wissenschaftlich fundierte Beschreibung der Auswirkung der MPAs auf die Fischerei möglich wurde. Das zielgerichtete Monitoring führte zusammen mit verschiedenen, parallel durchgeführten wissenschaftlichen Prozessstudien, dazu, dass die Auswirkungen der MPAs auf das Ökosystem, sowie die Bestandsgrößen und Strukturen der Zielarten genau bewertet werden konnten.

So konnte nachgewiesen werden, dass die Bestandsgröße der Jakobsmuschel von 1994 bis 2001 um das 14-fache angestiegen war, die der Gelbschwanzflunder um das 8-fache, Schellfisch um das 5-fache und Kabeljau um 50 %. Die Diversität der Bodenlebensgemeinschaften nahm deutlich zu, und die Biomasse der Megafauna vervierfachte sich. Der ökonomische Ertrag der Fischerei pro Fangstunde verdoppelte sich in der Nähe der Schutzgebiete, was allerdings auch dazu führte, dass der Fischereiaufwand sich stark in den Randzonen der Schutzgebiete konzentrierte.

Zusammenfassend kann wohl überwiegend von einer Erfolgsgeschichte der Georges Bank/Golf von Maine MPAs gesprochen werden:

- Die Diversität der Benthosgemeinschaft nahm zu, mit insgesamt höherer Biomasse

- Die Häufigkeit und Verbreitung wichtiger kommerzieller Arten wurde gesteigert (dies gilt allerdings nicht für die Mehrheit aller Arten)
- Höhere Abundanzen bzw. Erträge an den Rändern der Schutzzonen wurden nachgewiesen; diese sind aber nur schwer trennbar von gerichteten Wanderbewegungen der Fische und erstrecken sich lediglich über kurze Distanzen
- Der Fischereiaufwand wurde um 50% des Niveaus von vor 1994 reduziert, eine großräumige Aufwandsverlagerung konnte jedoch nicht ausgeschlossen werden

Die Gebietsschließungen waren allerdings nur ein wichtiger, aber nicht der einzige Faktor, der zur Reduktion des Fischereiaufwandes beigetragen hat. Ergänzende Maßnahmen (Aufwandsreduktion, Anzahl der Fangreisen, Maschenweiten, Fangquoten (TAC) (Kanada)) resultierten in dem effektiven Mix, der die Gesamtreduktion der fischereilichen Sterblichkeit bewirkt hat, und damit substantiell die Bestandserholung einiger kommerziellen Zielarten unterstützt hat. Auf der negativen Seite bleibt die Möglichkeit der großräumigen Aufwandsverlagerungen stehen, welche die Wirksamkeit von Management-Maßnahmen in anderen Gebieten negativ beeinflusst haben können (siehe auch Murawski et al. 2005).

Beispiel Laichschutzgebiete und Schonzeiten für den östlichen Dorschbestand der Ostsee

Der östliche Dorschbestand der Ostsee befindet sich seit etwa Mitte der 1980er Jahre überwiegend auf niedrigem Niveau. Die Laicherbestandsbiomasse nahm seit dem historischen Hoch von etwa 665.000 Tonnen im Jahr 1982 rapide ab und erreichte im Jahr 2005 ein historisches Minimum von etwa 65.000 Tonnen (ICES, 2007). Die Gründe für diesen Bestandszusammenbruch und die ausbleibende Erholung sind recht gut verstanden und ergeben sich aus dem Zusammenspiel von sehr schlechtem Rekrutierungserfolg in Kombination mit hohem Fischereidruck. Vermutlich aufgrund geringeren Prädationsdrucks durch Dorsch und den für Sprott anhaltend positiven Umweltbedingungen, kam es zu einem starken Anstieg des Ostseesprottbestandes bis Mitte der 1990er Jahre. Diese Entwicklung verstärkte wiederum den schlechten Rekrutierungserfolg der Dorsche über die Erhöhung des Prädationsdruck auf die Dorschbrut (Köster et al., 2005). Die seit etwa 2007 zu beobachtende mäßige Erholung des Bestandes ist vermutlich auf die reduzierte fischereiliche Sterblichkeit in Kombination mit einigen verhältnismäßig starken Jahrgängen und dem Rückgang des bis Mitte der 1990er Jahre sehr abundanten Sprottbestandes und seiner anhaltenden Verlagerung in Richtung Nordöstliche Ostsee zu erklären. Die letzten Punkte haben mit hoher Wahrscheinlichkeit den Fraßdruck auf die Dorschbrut signifikant reduziert.

Bis zum Jahr 2005 wurden die Fischbestände der Ostsee von der „International Baltic Sea Fisheries Commission“ (IBSFC) gemanagt. Die Steuerung der Fischereiaktivitäten erfolgte in der Hauptsache mittels Fangquoten (TAC). Die Anlandungen überstiegen jedoch regelmäßig die beschlossenen Quoten. In den Jahren 1982 bis 1988 war die IBSFC nicht in der Lage eine Einigung über die Fangquoten herbeizuführen, sodass das Resultat eine unregulierte Fischerei während einer Periode hoher Rekrutierungsausfälle war (Radtke, 2003). In Anbetracht dieser Lage und des dramatischen Bestandsrückganges in den 1980er Jahren, führte IBSFC in der Folge neue technische Maßnahmen in Form von Gebietsschließungen, Schließungen der gezielten Fischerei, Maschenweitenregulierungen und minimale Anlandelängen ein (Radtke, 2003). Im Jahr 1995 wurden erstmalig MPA-Ansätze als Werkzeuge des Fischereimanagements implementiert. Zunächst wurde die gezielte Dorschfischerei während einer 4,5 monatigen Phase im Sommer geschlossen. Die Dauer dieser Schonzeit wurde häufig geändert mit einer minimalen Dauer von 2 Monaten im Jahr 2005 (Abbildung 1). Zusätzlich zu diesen Sommerschonzeiten wurden kleinräumige Schließgebiete für die gesamte aktive Fischerei zunächst nur im Bornholm Becken und ab 2005 auch im Danziger Tief und südlichen Gotland Becken zum Schutz der Hauptlaichgebiete des Dorsches eingerichtet (Abbildung 2). In den Jahren seit 1995 änderten sich die geltenden technischen Maßnahmen allerdings laufend, ohne dass hinreichende wissen-

schaftliche Begründungen vorlagen und der Erfolg der Maßnahmen evaluiert wurde. Die Ziele der MPA-Ansätze im Rahmen der geltenden Fischereiverordnungen wurden nie klar formuliert und der bis dato einzige Versuch einer Evaluierung der Schutzgebiete wurde im Jahr 1998 durch die „Baltic Fisheries Assessment Working Group“ des Internationalen Rates für Meeresforschung in Kopenhagen (ICES) vorgenommen.

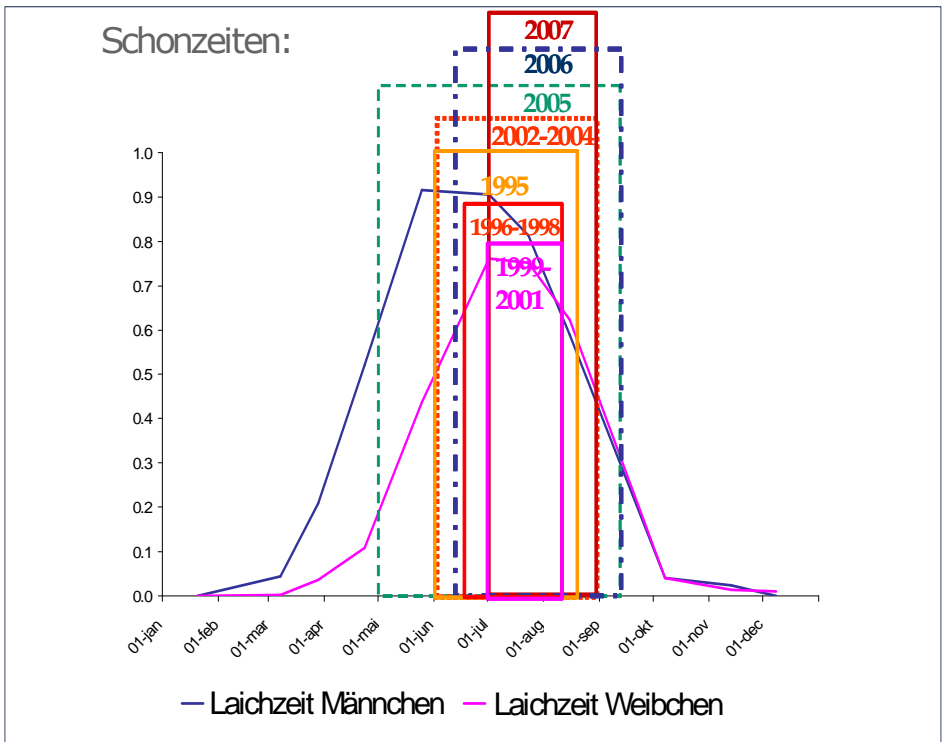


Abb. 1: Zeitliche Ausdehnung der Schließzeiten der gezielten Dorschfischerei auf den Bestand der östlichen Ostsee in Relation zur Laichzeit. Die Kurven geben getrennt nach Männchen und Weibchen die Anteile der Tiere in

Laichkondition an. (verändert nach Tomkiewicz et al., unveröffentlicht 2007).

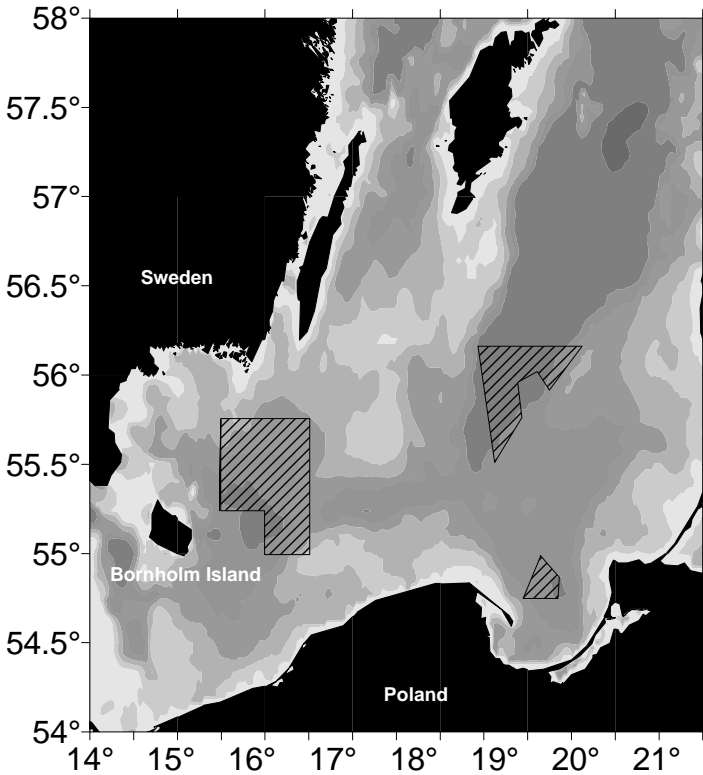


Abb. 2: Laicherschutzgebiete für den östlichen Dorschbestand der Ostsee im Jahr 2007

Mit Hilfe einer aufwendigen Modellstudie haben wir nun die Auswirkungen der verschiedenen implementierten und vorgeschlagenen MPAs auf die Dorschfischerei und die Bestandsentwicklung umfassend evaluiert (Kraus et al. 2009). Die Herausforderung einer

modellgestützten Evaluierung von MPAs liegt darin, dass die räumliche Dynamik der betroffenen Fischereien und der befischten Populationen simuliert und interaktiv miteinander verbunden werden muss. In der vorliegenden Studie wurde das vom französischen Meeresforschungsinstitut IFREMER entwickelte ISIS-Fish Modell (Pelletier und Mahevas 2005) für die Dorschfischerei der zentralen Ostsee angepasst und mit Hilfe einer umfassenden Datenbank über die internationalen Fang- und Aufwandsdaten sowie Ergebnissen aus 30 Jahren intensiver, biologischer Forschung über den Ostseedorsch (CORE 1998; STORE 2002) parametrisiert. Um den Einfluss der abiotischen Umweltbedingungen auf den Rekrutierungserfolg zu berücksichtigen (Einstrom versus Stagnation), wurden jeweils Szenarien für die beiden unterschiedlichen Produktionsregime gerechnet.

Ein zentrales Ergebnis der Simulationen ist die herausragende Bedeutung des Umwelteinflusses für die Populationsentwicklung. Während anhaltender Stagnationsphasen, wie sie in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre beobachtet wurden, ist unter keiner der simulierten Befischungsstrategien eine Bestandserholung zu erreichen. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse, dass die Fischerei die Gebietsverluste durch die Laichgebiet-MPAs unabhängig von deren Größe und Verteilung über die Jahre durch Aufwandsumverteilung und Fänge in anderen Gebieten nahezu vollständig ausgleichen kann. Erst mit der Implementierung von mehrmonatigen Schonzeiten im gesamten

Fanggebiet kommt es zu einer deutlichen Reduktion des Aufwandes und damit zu einer Reduktion der fischereilichen Sterblichkeit mit positiven Effekten für die Bestandsentwicklung (Abbildung 3).

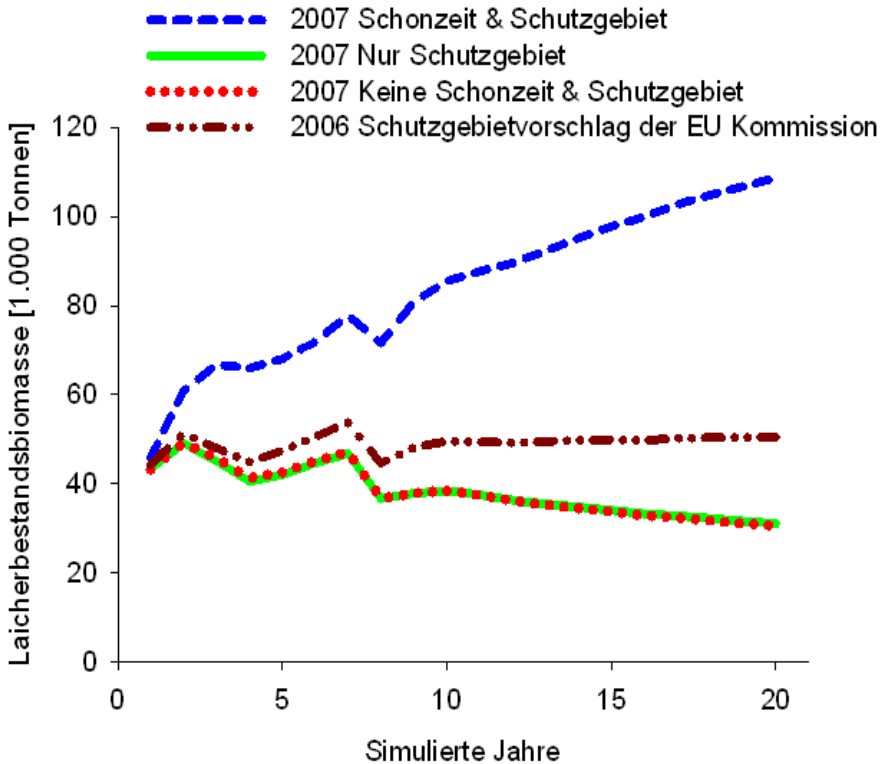


Abb.3: Simulierte Laicherbestandsentwicklung über 20 Jahre unter verschiedenen Schutzgebietsszenarien. Rote Line: keine Schutzgebiete; grüne Linie: nur Laicherschutzgebiete aus Abb. 2; braune Linie: Ausdehnung der Laicherschutzgebiete deutlich vergrößert; blaue Linie: Schutzgebiete aus Abb. 2, zusätzlich Schonzeit aus dem Managementplan für 2007.

Unter ungünstigen Umweltbedingungen und den für das Jahr 2007 gültigen Regulierungen ist allerdings die über Schonzeit und Schließgebiete erzielte Reduktion des Fischereiaufwandes nicht ausreichend, um langfristig eine Bestandserholung herbeizuführen (Abbildung 4).

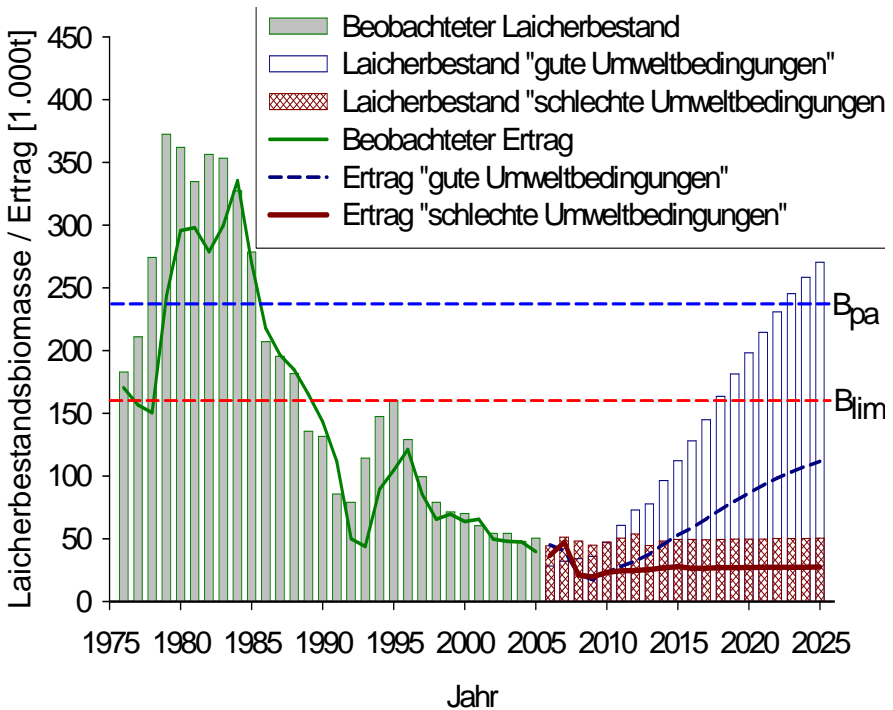


Abb. 4: Ertrags- und Laicherbestandsentwicklung retrospektiv und simuliert ab 2006 unter ungünstigen Umweltbedingungen und Vorgaben aus dem Managementplan für 2007.

Zusammenfassend lässt sich für die Ostseefallstudie sagen, dass (i) der starke Einfluss der Umweltbedingungen auf Rekrutierung und Bestandsentwicklung in den Managemententscheidungen berücksichtigt werden sollte, dass (ii) kleinräumige Schutzgebiete durch das Ausweichen der Flotten und die fehlende Aufwandsreduktion ineffektiv sind. Erst durch (iii) ausgedehnte Schonzeiten wird der Aufwand in den betroffenen Fischereien nachhaltig reduziert, was zu den beobachteten positiven Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung führt.

Allgemeine Schlussfolgerungen

Die Schutzgebiete und Schonzeiten auf Georges Bank scheinen aus folgenden Gründen in der Tendenz effektiver und besser zu funktionieren als in der zentralen Ostsee:

- Die Zielsetzungen sind klarer formuliert und die Maßnahmenkataloge sind konsequenter umgesetzt worden
- Der Fischereiaufwand wurde durch verschiedene Maßnahmen inklusive MPAs konsequent abgesenkt.
- Es gab ein kontinuierliches Monitoring des Erfolges der Maßnahmen,
- und die Maßnahmen wurden in Abhängigkeit Ihres Erfolges adaptiert.

Aus dem Vergleich der verschiedenen Schutzgüter, von den wenig mobilen - bzw. als Adulte sesshaften - Jakobsmuscheln bis hin zu den Gadiden mit ausgeprägten Wanderungen, lässt sich schlussfolgern, dass MPAs als Managementinstrument grundsätzlich besser zu funktionieren scheinen, je weniger mobil die Zielarten sind (z. B. Hilborn et al. 2004; Kaiser 2005). Für alle hochmobilen Arten sind MPAs nur dann wirksam, wenn sie aufgrund ihrer räumlichen oder zeitlichen Dimension den Fischereiaufwand deutlich reduzieren. Kleinräumige Gebietsschließungen zum Schutz bestimmter Lebensstadien sind wenig wirkungsvoll, wenn Fischereien in anderen Teilen der Verbreitungsgebiete die damit erreichte Mehrproduktion vollständig abschöpfen können, und damit die Gesamtsterblichkeit nicht verringert wird.

Literatur

CORE 1998. Mechanisms influencing long term trend in reproductive success and recruitment of Baltic cod: Implications for fisheries management. Final Report to the EU Commission, AIR 94 1226.

Gerber, L. R., L. W. Botsford, A. Hastings, H. P. Possingham, S. D. Gaines, S. R. Palumbi, and S. Andelman. 2003. Population models for marine reserve design: a retrospective and prospective synthesis. *Ecological Applications* 13(Supplement): S47-S64.

- Hoffmann, E. and Perez-Ruzafa, A.** 2009. Marine protected areas as a tool for fishery management and ecosystem conservation: an introduction. *ICES Journal of Marine Science*, 66:1-6.
- ICES** 1999. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group. *ICES Document CM 1997/ACFM*:15.
- ICES** 2007. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group. *ICES Document CM 2007/ACFM*:15.
- Kaiser M.J.** 2005. Are marine protected areas a red herring or fisheries panacea? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 1194–1199.
- Köster, F.W., Möllmann, C., Hinrichsen, H.-H., Tomkiewicz, J., Wieland, K., Kraus, G., Voss, R., MacKenzie, B.R., Schnack, D., Makarchouk, A., Plikshs, M., and Beyer J.E.** 2005. Baltic cod recruitment – the impact of climate and species interaction. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 1408-1425.
- Kraus, G., Pelletier, D., Dubreuil, J., Möllmann, C., Hinrichsen, H.H., Bastardie, F., Vermad, Y., and Mahevas, S.** 2009. A model-based evaluation of the performance of Marine Protected Areas as a fishery management measure for a stock facing strong environmental variability - the example of Eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias* L.). *ICES J. Mar. Sci.*, 66: 109-121.
- Murawski, S.A., Wigley, S.E., Fogarty, M.J., Rago, P.J., and Mountain, D.G.** 2005. Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science*, 62:1150-1167.
- Pelletier D., and Mahévas, S.** 2005. Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries*, 6: 1-43.
- Radtke, K.** 2003. Evaluation of the exploitation of Eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias* L.) stock in 1976-1997. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 1114-1122.

STORE 2002. Environmental and fisheries influences on fish stock recruitment in the Baltic Sea. Final Progress Report to the EU Commission, FAIR 98 3959 Part 1 & 2. European Commission, Directorate General XIV Fisheries, rue de la Loi 200, 1049 Brussels, Belgium, 1216 pp.

Fischereimanagement mittels exklusiver Fanggebiete

– ökonomische Sicht

Martin F. Quaas, Jörn O. Schmidt u. Rudi Voss

Zusammenfassung

Das Europäische Fischereimanagement hat bisher weder das Ziel einer effizienten noch das Ziel einer nachhaltigen Fischerei zufriedenstellend erreicht. Ein wichtiger Ansatz für eine grundlegende Reform des Fischereimanagements besteht aus unserer Sicht darin, die Verantwortung und die Rechte für die nachhaltige Nutzung der marinen Ressourcen stärker zu den Fischern bzw. Fischereigenossenschaften zu verlagern. Wir zeigen, dass ein Fischereimanagement mittels exklusiver Fanggebiete, wie es z. B. erfolgreich in Chile implementiert ist, aus ökonomischer Sicht erfolversprechender ist als die meisten gegenwärtig genutzten Instrumente. Allerdings ist die ökonomische Forschung in diesem Bereich noch im Anfangsstadium. Für die weitere Arbeit sind wir sehr an Anregungen aus der fischereilichen Praxis interessiert.

Einleitung

Die momentane Situation der Fischerei in Europa ist geprägt durch eine starke Übernutzung der Bestände, trotz eines extrem hohen Grades an Reglementierung. Vielfältige mögliche Auswege aus dieser Situation werden gegenwärtig diskutiert. An der Universität Kiel beschäftigt sich eine Forschergruppe im Rahmen des Exzellenzclusters „Ozean der Zukunft“ mit der Thematik der nachhaltigen und wirtschaftlichen Nutzung lebender mariner Ressourcen. Gemeinsam versuchen Ökonomen und Biologen in dieser Arbeitsgruppe neue Ansätze für ein besseres und einfacheres Management zu finden. Ein wichtiger Ansatz ist, die betroffenen Gruppen, die „Stakeholder“, stärker in die Lösung des Problems einzubeziehen. Im Rahmen des Deutschen Fischereitages wurden daher erste Ideen für ein alternatives Fischereimanagement mit exklusiven Fangrechten vorgestellt und mit Fachleuten aus der fischereilichen Praxis diskutiert.

Hintergrund

Die wesentlichen Ziele eines Fischereimanagements sind die Nachhaltigkeit und Effizienz der Fischerei. Nachhaltigkeit bedeutet, die Fang-Erträge der Fischerei langfristig auf einem guten Niveau zu halten. Effizienz bedeutet, die Ressource Fisch, die aus ökonomischer Sicht einen Naturkapitalbestand darstellt, volkswirtschaftlich möglichst optimal zu nutzen. Im Normalfall, d. h. sofern die Fischerei so klein ist, dass sich die Fangmengen nicht maßgeblich auf den Fischpreis auswirken, ist das Ziel der Effizienz gleichbedeutend damit, die Gewinne der Fischerei, d. h. der Fischer, langfristig zu maximieren (Tabelle 1).

Die Ursache dafür, dass die Ziele der Nachhaltigkeit und Effizienz nicht „von alleine“ erreicht werden, liegt aus ökonomischer Sicht darin, dass es sich bei marinen Fischbeständen um eine common-pool Ressource handelt (Gordon, 1954, Ostrom 1990). Das heißt, dass der Fischbestand im Meer allen (bzw. niemandem), ein gefangener Fisch jedoch dem Fischer gehört. Darum haben Fischer in dieser Situation einen Anreiz, möglichst viele Fische zu fangen, aber keinen Anreiz, den Effekt der Fangmengen auf den Fischbestand zu berücksichtigen. Dies führt dazu, dass der Fangaufwand zu groß wird, und mehr kostet als nötig (das Effizienzproblem), und auch dazu, dass die Erträge langfristig geringer sind, als sie sein könnten (das Nachhaltigkeitsproblem).

Tab. 1: Ökonomische Konzepte des Fischereimanagements

Volkswirtschaftliche Effizienz

- Naturkapital Fisch volkswirtschaftlich optimal nutzen
- Langfristige Gewinne der Fischerei maximieren

Freiheit

- Fischer entscheiden selbst über Fangmengen sowie Art und Weise der Fischerei

Nachhaltigkeit

- Erträge der Fischerei langfristig auf einem guten Niveau halten

Verantwortung

- Fischer übernehmen Verantwortung für zukünftige Nutzungsmöglichkeiten der Bestände

Das Fischereimanagement in der Europäischen Union hat keins der beiden Probleme bisher zufriedenstellend gelöst. Eine Fischerei-Regulierung mit Fang-Quoten für einzelne Arten kann im Prinzip Nachhaltigkeit, und, sofern die Quoten transferierbar sind, auch Effizienz erreichen. Voraussetzungen dafür sind allerdings, dass die Fangquoten für alle Arten „richtig“ festgesetzt werden und dass von keiner Art mehr gefangen wird, als die Quote vorgibt. In der EU ist weder das eine noch das andere der Fall. Die Probleme und ihre Ursachen sind zahlreich. Die Bestimmung optimaler Quoten ist schwierig aufgrund ungenauer Daten und Unsicherheiten bezüglich zukünftiger Umweltbedingungen. Die Transaktionskosten des Managements (d. h. der Aufwand der Fischer, über Fangmengen etc. zu berichten, und der Aufwand der Überwachung durch Behörden) sind sehr hoch. Beifänge und illegale Fischerei führen dazu, dass von

einzelnen Arten mehr gefangen wird als durch die Quoten vorgegeben.

Diese Probleme sind damit verbunden, dass beim gegenwärtigen Fischereimanagement nicht die unmittelbaren Ressourcennutzer, also die Fischer, für das Ressourcenmanagement verantwortlich sind, sondern die EU. Fischer haben weder die Freiheit, über Fangmengen und die Art und Weise der Fischerei zu entscheiden, noch die Verantwortung für die nachhaltige Nutzung, d. h. für die zukünftigen Fang-Erträge.

Exklusive Fanggebiete

Die ökonomische Analyse des Problems legt nahe, dass sich die Ziele der Effizienz und – unter bestimmten Umständen – auch der Nachhaltigkeit erreichen ließen, wenn es exklusive Nutzungsrechte an den Fischbeständen im Meer gäbe (Dasgupta und Heal 1979, Christy 1982). Exklusive Nutzungsrechte für einen bestimmten Raum im Meer (sog. TURFs – Territorial Use Rights in Fisheries) würden dieses leisten, wenn Fische immobil sind. Für mobile Fischarten gilt dies streng nur, wenn das exklusive Fanggebiet das Wanderungsgebiet der Fische umfasst. Dennoch sind aus ökonomisch-theoretischer Sicht exklusive Fanggebiete ein vielversprechendes Instrument.

Die Idee eines exklusiven Fanggebietes ist folgende: Ein Fischer oder eine (organisierte) Gruppe mehrerer Fischer wie z. B. eine Fischereigenossenschaft kann das Recht erwerben, einen geografisch abgegrenzten Teil des Meeres für eine sehr lange Zeit exklusiv zu befischen (Abbildung 1). Das bedeutet, der Fischer (bzw. die Genossenschaft) legt selbst fest, wann er wie viel von welcher Art fängt – Quotenregulierungen würden entfallen. Unter der Annahme, dass der Fischer das Fanggebiet kennt und Kenntnis darüber hat, wie sich die Fische dort fortpflanzen, ist damit die Effizienz gesichert, denn der Fischer wird im Eigeninteresse seine Gewinne langfristig maximieren. Aus dem gleichen Grund würden Probleme der Kontrolle und des überflüssigen Beifangs entfallen.

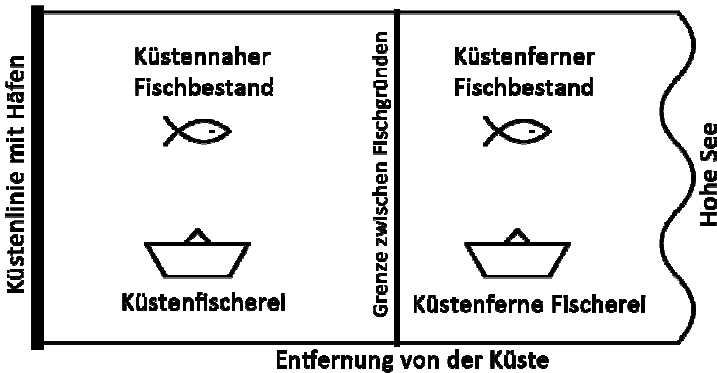


Abb. 1: Schema exklusiver Fanggründe. Hier dargestellt am Beispiel der Trennung zwischen Küstenfischerei und Küstenferner Fischerei.

Trotz dieser theoretischen Vorteile gibt es eine Reihe von Schwierigkeiten: Wie in der Landwirtschaft auch, sichert das exklusive Nutzungsrecht eines bestimmten Raumes nicht die Umweltverträglichkeit und Nachhaltigkeit der Nutzung. Eine Regelung der „guten fachlichen Praxis“ der Fischerei wäre zusätzlich erforderlich.

Unklar ist auch, wie gegebenenfalls ein Übergang vom gegenwärtigen Fischereimanagement zu einem Management mit exklusiven Fanggebieten vonstatten gehen könnte. Schließlich besteht auch weiterer Forschungsbedarf in Bezug auf die ökonomischen Implikationen dieser Art des Fischereimanagements, insbesondere bei mobilen Fischarten.

Beispiel

Ein Beispiel für exklusive territoriale Nutzungsrechte (TURFs) gibt es in Chile (Gelcich et al., 2008). Hier wurden Anfang der neunziger Jahre räumliche Rechte für benthische Fischerei (vor allem Muschelfischerei) in kleinen Gebieten eingerichtet (Abbildung 2).

Die Fischer haben sich nach der Einrichtung der territorialen Nutzungsrechte in Genossenschaften organisiert, um die Nutzung durchzuführen. Außerdem wurden 1991 für die handwerkliche pelagische Küstenfischerei (Schiffe bis 18 m) Gebiete bis 5 Meilen von

der Küstenlinie bestimmt, in der die Industrielle Flotte (Schiffe über 18 m) nicht fischen darf (Abbildung 2).

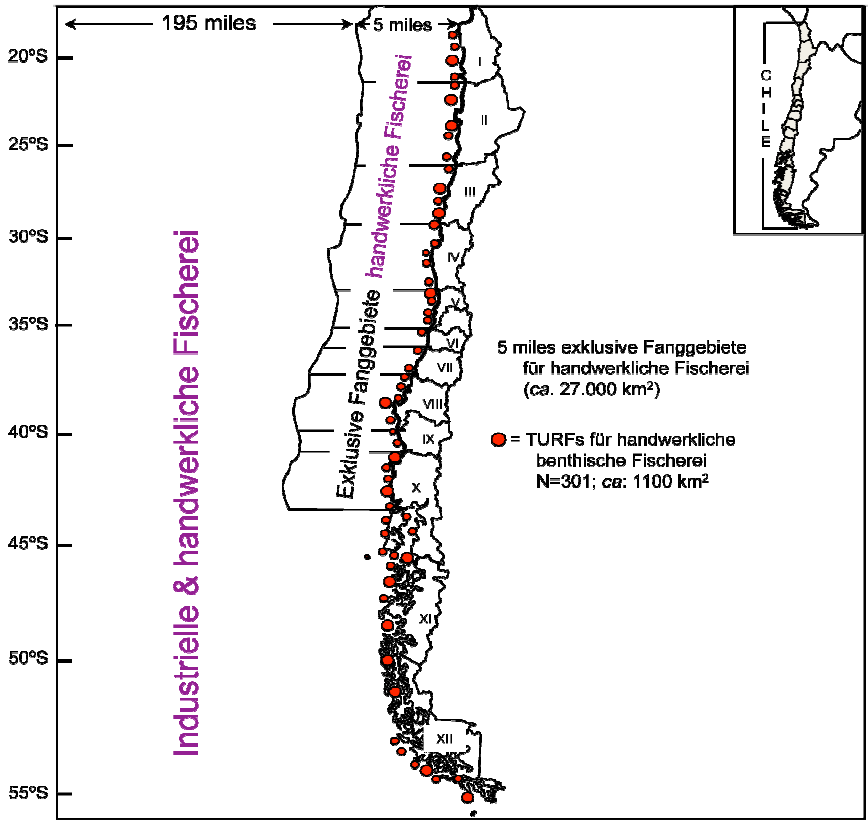


Abb. 2: Exklusive Fangrechte für die handwerkliche pelagische und benthische Küstenfischerei in Chile. Quelle: Stefan Gelcich Centre for Advanced Studies in Ecology and Biodiversity (CASEB). Pontificia Universidad Católica de Chile.

Beide Maßnahmen standen nicht alleine, sondern waren von einer Reihe von Regeln begleitet, die die gute fachliche Praxis gewährleisten sollten. Die Einrichtung der TURFs hatte zur Folge, dass die

Anlandungen der handwerklichen Fischerei anstiegen und trotz rückläufiger Anlandung der industriellen Flotte der Gesamtexportwert ebenfalls anstieg (Abbildung 3).

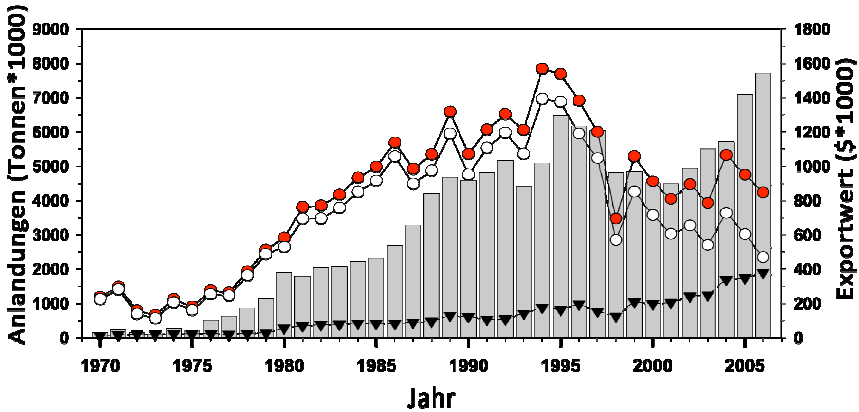


Abb. 3: Entwicklung der Gesamtanlandungen der Fischerei in Chile (rote Kreise) und unterteilt in handwerkliche Fischerei (schwarze Dreiecke) und industrielle Fischerei (weiße Kreise); Graue Balken zeigen die Entwicklung der Exportwerte. Quelle: Stefan Gelcich Centre for Advanced Studies in Ecology and Biodiversity (CASEB). Pontificia Universidad Católica de Chile.

Fazit

Ein Fischereimanagement mittels exklusiver Fanggebiete ist aus ökonomischer Sicht vielversprechend und vermutlich erfolgversprechender als die meisten gegenwärtig genutzten Instrumente. Allerdings ist die ökonomische Forschung in diesem Bereich noch im Anfangsstadium und bei weitem nicht abgeschlossen.

Literatur

- Christy, F. M. Jr.** (1982) Territorial use right in fisheries: definition and conditions. *FAO Fish. Tech. Pap.* 227: 10pp.
- Dasgupta, P. und G. Heal** (1979) *Economic Theory and Exhaustible Resources* Cambridge University Press, Cambridge
- Gelcich, S., Godoy, N., Prado, L. und Castilla, J. C.** (2008) Add-on conservation benefits of marine territorial user rights fishery policies in central Chile. *Ecol. Appl.* 18(1):273-281.
- Gordon, H. S.** (1954) The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery. *J. Pol. Econ.* 62(2):124-142.
- Ostrom, E.** (1990) *Governing the commons: The evolution of Institutions for Collective Action* Cambridge University Press, New York

Offshore-Windparks in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) von Nord- und Ostsee

Christian Dahlke

1. Einführung

Die neue Bundesregierung hat im Koalitionsvertrag in bisher nicht gewohnter Klarheit formuliert, dass sie „den Weg in das regenerative Zeitalter gehen will“ und es insofern bei den bisherigen Zielvorgaben für den Ausbau der Erneuerbaren Energien bleibt.

Für die Offshore Windenergie bedeutet dies, dass bis zum Jahr 2030 eine installierte Leistung von 25.000 Megawatt in Nord- und Ostsee errichtet werden soll; dies würde den Bau von 5000 Windenergieanlagen (WEA) der 5 MW-Klasse erfordern.

Die gesetzlichen Grundlagen für die Ermöglichung eines wirtschaftlichen Betriebs wurden mit der Verabschiedung des Erneuerbaren Energien-Gesetzes (EEG) vom 1. April 2000 gelegt, das die Stromnetzbetreiber verpflichtet, Strom aus erneuerbaren Energien vorrangig abzunehmen. Für Strom aus Offshore-Windparks wird den Betreibern nach der letzten Novelle des Gesetzes (EEG 2009) ein festgelegter Preis in Höhe von 13 Cent je Kilowattstunde für die ersten 12 Betriebsjahre - zuzüglich 2 Cent bei Inbetriebnahme bis

31.12.2015 - zugesichert. Keine Vergütung erhält der Betreiber nach dem EEG in den Gebieten, die nach der Flora- und Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) oder der EU-Vogelschutz-Richtlinie (V-RL) in der deutschen AWZ gemeldet wurden, was ungefähr einem Gebietsumfang von 30 Prozent der AWZ (insgesamt ca. 32.500 qkm) entspricht.

2. *Genehmigungsverfahren in der ausschließlichen Wirtschaftszone*

Die Besonderheit der geplanten Offshore-Windparks liegt im internationalen Vergleich in der Tatsache begründet, dass aus Gründen der Forderungen des Naturschutzes und der Küstengemeinden die Projekte in Deutschland bis auf wenige Ausnahmen in großer Entfernung vor der Küste, seewärts der 12-Seemeilengrenze, in der AWZ, mit relativ großen Wassertiefen von 20 bis 50 m liegen. Für diesen Bereich der AWZ ist das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zuständige Genehmigungsbehörde nach der Seeanlagenverordnung (SeeAnIV).

Antragsteller haben einen Rechtsanspruch auf Genehmigung zur Errichtung und zum Betrieb von Offshore-WEA, soweit nicht einer der Versagungsgründe des § 3 SeeAnIV vorliegt. Die SeeAnIV sieht keine Prüfung der Wirtschaftlichkeit der Projekte vor. Die wirtschaft-

lichen Risiken und Potenziale abzuwägen obliegt allein dem Antragsteller.

Die beiden seit 2001 bestehenden und im Wesentlichen in den bisherigen Verfahren geprüften Versagungsgründe sind eine „Beeinträchtigung der Sicherheit und Leichtigkeit des Verkehrs“ und eine „Gefährdung der Meeresumwelt“ einschließlich des Vogelzugs.

Bezüglich des Seeverkehrs wird u. a. geprüft, ob das Vorhaben im Bereich anerkannter oder wichtiger Schifffahrtswege i. S. des Art. 60 Abs. 7 des Seerechtsübereinkommens liegt. Zu diesen muss ein Windpark einen Puffer von 2 Seemeilen zuzüglich 500 Meter (Sicherheitszone, §7 SeeAnIV) einhalten. Ferner wird bei dieser Prüfung die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Unfalls untersucht und über die Festlegung erforderlicher Sicherheitseinrichtungen des Windparks – z. B. Kennzeichnung und Befuerung – thematisiert.

Im Rahmen der Prüfung bezüglich der Meeresumwelt wird ebenfalls der Standort der geplanten Anlagen kritisch hinterfragt; sowohl im Hinblick auf die Beeinträchtigung von schützenswerten Gebieten nach FFH- bzw. Vogelschutzrichtlinie, als auch auf die einzelnen marinen Arten bezogen, wie etwa dem Schweinswal. Für Projekte mit 20 WEA (oder mehr) ist die Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) obligatorisch vorgeschrieben (§ 2a SeeAnIV). Daraus resultiert die Verpflichtung des Antragstellers,

eine umfassende Umweltverträglichkeitsstudie vorzulegen, die Gegenstand der öffentlichen Auslegung und Ausgangspunkt für die Prüfung des BSH ist. Aus diesen Prüfungen resultierten 2004 im Bereich der Ostsee 2 Ablehnungen von Anträgen, da mit der Verwirklichung der Windparks die Lebensräume von geschützten Seevogelarten unvertretbar beeinträchtigt worden wären. Daneben wird aktuell auch viel Wert auf die Emissionsreduzierung von Licht und Lärm gelegt.

Seit 2008 sind auch entgegenstehende „Erfordernisse der Raumordnung“ oder „sonstige überwiegende öffentliche Belange“ in aktuellen Verfahren zu prüfende Versagungsgründe.

Da die Verordnung über die Ziele und Grundsätze der Raumordnung für die Nord- und Ostsee nunmehr seit Ende 2009 in Kraft getreten ist, kann die „Raumordnungsprüfung“ die dort dargestellten Rahmenbedingungen noch enger in den Fokus nehmen; die dort dargestellten Schifffahrtswege haben bereits im Vorwege sehr gute Ordnungsdienste im Sinne beider Belange – der Schifffahrt und der Windenergie – geleistet, da Antragsteller sich bereits seit Anfang 2009 auf die Routen eingestellt und ihre Planungen nach und nach angepasst hatten. Allerdings ist es nicht gelungen, die Entwicklung von Windparkflächen außerhalb von ökologischen Schutzgebieten zeitlich, räumlich oder gar mit System steuern zu können, da nach

wie vor alle Anträge in jeglichem AWZ-Gebiet bearbeitet werden müssen.

Ferner wird durch den neuen Versagungsgrund der überwiegenden öffentlichen Interessen auch formell nun eine Prüfung weiterer Belange und Interessen erforderlich. Eine Prüfung und Abwägung mit anderen konkurrierenden Nutzungen der Rohstoffsicherung (Öl/Gas, Sand/Kies), der Fischerei, der Bundeswehr, der Betreiber von Seekabel und Pipelines muss nun in den aktuellen Verfahren zumindest insoweit vorgenommen werden, als es sich um öffentliche Belange handelt. Schließlich muss die Genehmigungsbehörde im Gegensatz zu den bisherigen Verfahren auch die öffentlichen Belange des Arbeitsschutzes und der Luftverkehrssicherheit in die Prüfung einbeziehen und abschließend entscheiden.

Der Verfahrensablauf beginnt mit einer Antragstellung. Der Antrag muss Beschreibungen über Gründe für die Standortwahl, die technische Konzeption (u. a. WEA-Klasse, Gründung(svarianten)), die Projektchronologie (Vorbereitung, Bauphase, Betrieb, Rückbau) sowie eine erste Beschreibung und Bewertung der ökologischen Schutzgüter enthalten.

Die Beteiligung von Fachbehörden, Verbänden, und Öffentlichkeit wird so organisiert, dass der Antragsteller seine Erfolgsaussichten in einem gestuften Prozess rechtzeitig auf die gestellten Anforderun-

gen ausrichten kann. Zu den Stellen, die obligatorisch beteiligt werden, zählen insbesondere die Wasser- und Schifffahrsdirektionen Nord bzw. Nordwest, das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Bundesamt für Naturschutz, Umweltbundesamt, Wehrbereichsverwaltung, Bundesamt für Landwirtschaft und Ernährung, von Thünen-Institut für Seefischerei, die Telekom für diverse Telekommunikationsbetreiber und mehrere Behörden des betreffenden Küstenbundeslandes sowie die oberste Luftfahrtbehörde. Interessierte Verbände werden ebenfalls standardmäßig beteiligt, wozu neben den Umwelt- und Naturschutzverbänden auch der Verband Deutscher Reeder, der jeweilige Fischereiverband und der Deutsche Motoryachtverband gehören.

Formell teilt sich das Verfahren in eine Scoping-Phase und einen Report-Phase. Das bedeutet, dass in der vorangehenden Scoping-Phase der Antragsteller für sein Vorhaben einen Standort und ein Untersuchungsprogramm für die erforderliche UVP vorlegt und im Beteiligungsprozess zur Diskussion stellt. Am Ende dieses Schrittes weiß der Antragsteller, mit welchem anderen Interessensträger er nun diskutieren muss und welches ökologische Untersuchungsprogramm er durchzuführen hat. Für die Durchführung der Umweltverträglichkeitsuntersuchungen hat das BSH unter Mitwirkung einer Expertengruppe den Standard zur Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windparks auf die Meeresumwelt in der nunmehr dritten Fassung herausgegeben. Es stellt die gegenwärtig thematischen

und technischen Mindestanforderungen an die Untersuchungen und Überwachung in Bezug auf die Schutzgüter „Boden“, „Benthos“, Fische“, „Zug- und Rastvögel“ sowie „Meeressäuger“ dar.

Nach dem ersten von zwei Untersuchungsjahren legt der Antragsteller in der Regel eine Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) einschließlich einer Risikoanalyse zur Ermittlung der Eintrittswahrscheinlichkeit von Schiffskollisionen zur Prüfung vor. Damit wird das BSH dann die Report-Phase einleiten, das Vorhaben öffentlich bekannt machen, öffentlich auslegen, an die Träger öffentlicher Belange senden, um weitere Stellungnahme bitten und zu einem Erörterungstermin einladen sowie diesen durchführen.

Am Ende des Verfahrens entscheidet das BSH abschließend. Hinsichtlich der Auswirkung auf den Schiffsverkehr ist gem. § 6 SeeAnIV die Zustimmung der zuständigen Wasser- und Schifffahrtsdirektion (WSD) erforderlich. Insgesamt erstreckt sich der Verfahrensablauf in der Regel über einen Zeitraum von 2 bis 3 Jahre.

Neben den Verfahren für die Offshore-Windparks einschließlich der parkinternen Verkabelung sind weitere Verfahren für die Kabelanbindung zum Einspeisepunkt auf dem Festland durchzuführen, da die Genehmigungen für Offshore-Windparks keine Konzentrationswirkung haben. Das heißt, dass die einzelnen Projektge-

nehmigungen nicht in *einer* Genehmigung gebündelt werden können, wie dies z. B. bei Planfeststellungsverfahren der Fall ist.

3. Standardinhalte der Genehmigungen durch das BSH

Mit der Errichtung der Anlagen muss innerhalb von 2 - 3 Jahren nach Erhalt des Bescheids begonnen werden; ein Meilensteinplan mit verbindlich, rechtsfolgenauslösenden Eckdaten der Realisierung (u. a. die Bestellung von Windenergieanlagen), die zu diesem Datum hinführen und den der Antragsteller in das Verfahren einbringt, wird im Bescheid festgelegt. Eine Verlängerung ist auf Antrag möglich, wenn der Betreiber nachweisen kann, dass Verzögerungen eingetreten sind, die er nicht zu vertreten hat.

Der Betrieb eines Offshore-Windparks ist auf die Dauer von 25 Jahren begrenzt, um (spätestens) nach Ablauf der technischen Lebensdauer der WEA erneut über mögliche Versagensgründe befinden zu können.

Der Genehmigungsbescheid enthält darüber hinaus eine Reihe von Auflagen, die vor Errichtung und Betrieb der Anlagen erfüllt sein müssen, da ansonsten keine Freigabe der Inbetriebnahme erfolgt.

Darunter fallen Auflagen für

- einen sicheren Baubetrieb,
- eine dem Stand der Technik entsprechende Baugrunderkundung,
- die Vorlage baustatischer Unterlagen
- die Einhaltung des Stands der Technik der WEA vor ihrer Inbetriebnahme,
- die Vorlage eines Schutz- und Sicherheitskonzepts,
- die Ausrüstung zur Kennzeichnung und Befeuerung, u. a. mit einem AIS-Gerät,
- die Verwendung möglichst verträglicher Stoffe und blendfreier Anstriche,
- eine Verwendung kollisionsfreundlicher Fundamente,
- eine Schallreduzierung bzw. -minimierung während Errichtung und Betrieb der WEA,
- für den Nachweis einer finanziellen Sicherung, i.d.R. einer Bankbürgschaft zur Absicherung der Rückbaukosten,.

Zu diesem Zweck wird von den Betreibern u. a. eine Projektzertifizierung gefordert. Dazu hat das BSH unter Mitwirkung einer Expertengruppe einen Standard für die konstruktive Ausführung von Offshore-WEA erarbeitet, der als weiteres technisches Regelwerk im Rahmen der SeeAnIV eingeführt und vorgeschrieben (§ 4 Abs. 4, 5 Abs. 4 Satz 2 SeeAnIV) wurde. Mit diesem Standard werden die Anforderungen der Genehmigungsbehörde an den Nachweis der

Standardsicherheit von Komponenten eines Offshore-Windparks vorgeschrieben sowie ein zeitlicher Ablaufplan eingeführt, der an die jeweiligen Projektphasen gebundene Freigaben des BSH für von einem Zertifizierer/Prüfsachverständigen geprüfte konstruktive Unterlagen vorsieht. Darunter fallen auch die vorgeschriebenen Baugrunduntersuchungen, für die das BSH einen dritten, ebenfalls unter Mitwirkung einer Expertengruppe herausgegebenen Standard zur Baugrunderkundung von Offshore-Windenergieparks herausgegeben hat. Darin sind die Anforderungen an die Vor- und Haupterkundung aus geologischer und geotechnischer Sicht formuliert.

4. *Stand der Verfahren*

Der erste Antrag („Borkum West“) wurde am 8. September 1999 beim BSH gestellt und sah die Errichtung von 12 Offshore-Windenergieanlagen in der Nordsee vor. Dieses Projekt wurde am 19. November 2001 genehmigt. Alle erforderlichen Genehmigungen zur Kabelanbindung des Offshore-Windparks „Borkum West“ wurden vom BSH und den zuständigen Landesbehörden für die AWZ und das Küstenmeer bis zum 15. Dezember 2004 erteilt. Das Vorhaben hat nunmehr in 2009 unter dem Namen „alpha ventus“ als Testfeld der deutschen Industrie das Markenzeichen des ersten in Deutschlands Meeresgewässern real errichteten Offshore-Windparks errungen. 2010 wird zumindest das in seinen Dimensionen

und Anforderungen sehr ambitionierte Vorhaben „BARD Offshore I“ in der Nordsee realisiert werden; die hierfür notwendige Kabelanbindung – Transformerstation und Stromkabel bis an die Küste und in das terrestrische Netz – wurde 2009 bereits genehmigt – und errichtet!

Daneben sind für Zwecke der Offshore-Windenergie in Nord- und Ostsee derzeit zwei private Messmasten (Amrumbank/Arkona) sowie 3 staatliche Forschungs- und Messstationen (FINO I-III) genehmigt bzw. auch realisiert.

Genehmigt wurden vom BSH bis Ende 2009 25 Windparkvorhaben (22 Nordsee/3 Ostsee).

Insgesamt sind mittlerweile 94 Anträge für die Errichtung und den Betrieb von Offshore-Windparks in der AWZ gestellt und in der laufenden Bearbeitung. Diese verteilen sich auf 77 Projekte in der Nordsee und 17 in der Ostsee. Bereits die knapp 1800 genehmigten einzelnen WEA umfassen mehr als 7 Gigawatt Nennleistung, wobei von mindestens 3,6 MW je Einzelanlage ausgegangen wird.

Im Zuge der Genehmigungsverfahren von Offshore-Windparks hat das BSH bereits 1999 begonnen, Geodaten über sämtliche existierenden und geplanten Nutzungen und Schutzgebiete in einem Geographischen Informationssystem (GIS) zusammenzuführen und in

Kartenform zu visualisieren. Das „Continental Shelf Information System“, kurz CONTIS, hat sich seitdem zur zentralen Meeresdatenbank über Nutzungs- und Schutzgebiete in Nord- und Ostsee etabliert. Seit August 2001 werden Karten zu den Themen Schifffahrt, Rohstoff- und Energiegewinnung, Landesverteidigung, Seekabel und Pipelines sowie Naturschutz kostenfrei auf der Internetseite des BSH unter <http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/CONTIS-Informationssystem/index.jsp> zur Verfügung gestellt. Damit können sich interessierte Dritte ständig einen aktuellen Überblick über die Entwicklung vor unseren Küsten verschaffen.

Im Weiteren hat das BSH das meeresgeologische Fachinformationssystem „Shelf Geo-Explorer“ entwickelt und seit April 2008 in den Wirkbetrieb überführt. Darin werden vorhandene Karten über die Sedimentverteilung auf dem Meeresboden, Lage von Bohrungen und geophysikalischen Messprofilen gespeichert und zusammen mit den Geofachdaten aus CONTIS über das GeoSeaPortal des BSH im Internet zum Zweck einer verbesserten Planung für die Realisierung von Offshore-Vorhaben unter <http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Geodaten/index.jsp> zur Verfügung gestellt.

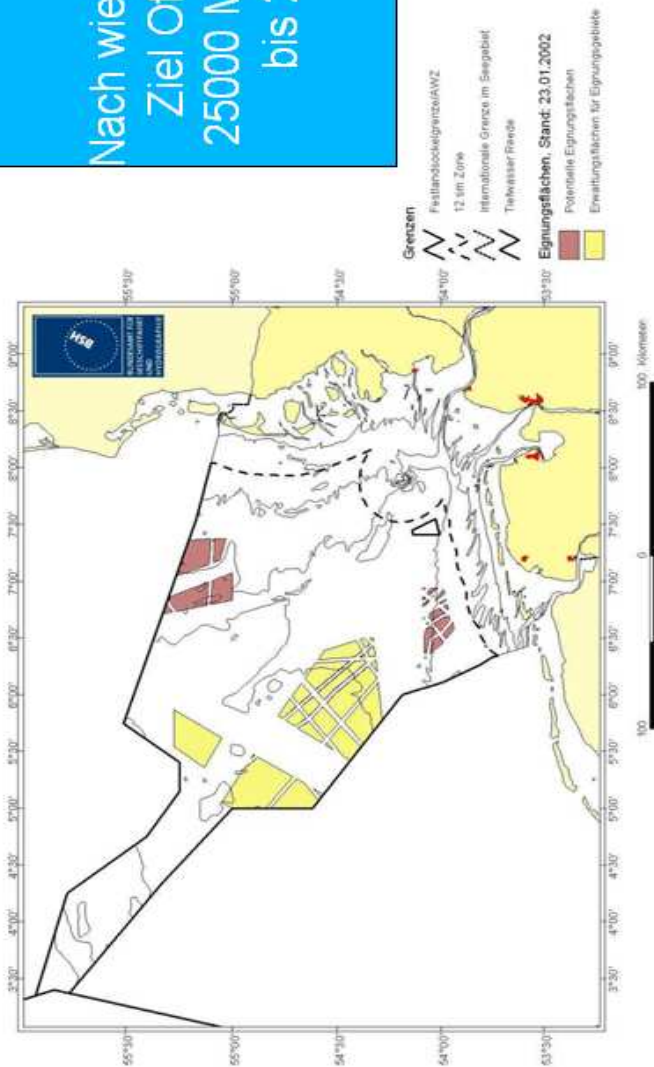
5. Fazit

Die Seegebiete vor unserer Küste sind entgegen der landläufigen Auffassung keine „freien Flächen“, sondern werden in zunehmendem Maße wirtschaftlich genutzt. Eine gänzlich neue Form der anderen ausschließenden Nutzung sind Offshore-Windparks in der deutschen AWZ, deren Planung nicht nur Konfliktpotenzial hinsichtlich konkurrierender Nutzungen und Schutzansprüchen, sondern auch Kenntnislücken über den Naturraum „Meer“ offen legt. Kenntnisse über die belebte Meeresumwelt, insbesondere Meeresäußerer und Vögel, konnten in substantiellem Umfang erweitert werden. Mit der Einführung einer Raumordnung in der AWZ wurde der Gesetzgeber der Notwendigkeit einer abgestimmten Planung auf dem Meer gerecht, die wirtschaftliche Interessen und Meeresumweltschutz zusammenführt und dabei künftigen Generationen Raum für eine weitere Entwicklung lässt. Nach wie vor nicht beantwortete Fragen müssen in einem iterativen Prozess der Installation von Windparks und der Erweiterung wissenschaftlicher Erkenntnisse erfolgen, um einen verträglichen Ausbau regenerativer Energien auf dem Meer zu gewährleisten und nicht durch Fehlentwicklungen zu diskreditieren. Daneben muss ein System der Gewährleistung der erforderlichen Infrastruktur für den großmaßstäblichen Kraftwerksbau vor Deutschlands Küsten konzipiert und etabliert werden.

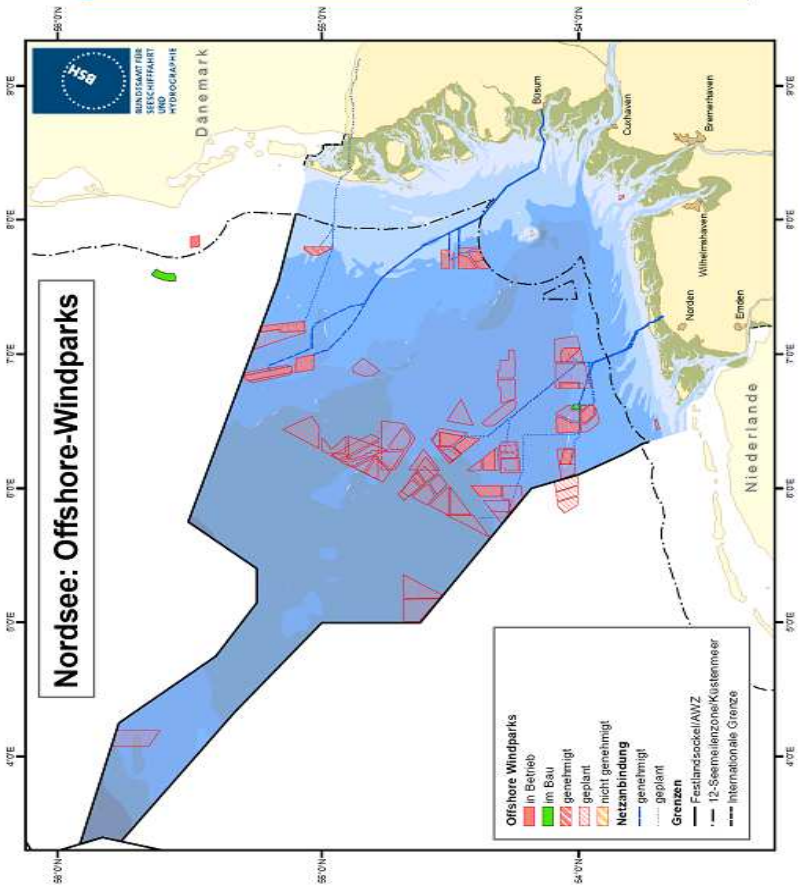
Strategie der Bundesregierung 2002

Potentielle Eignungsgebiete nach dem Strategiepapier der Bundesregierung Januar 2002

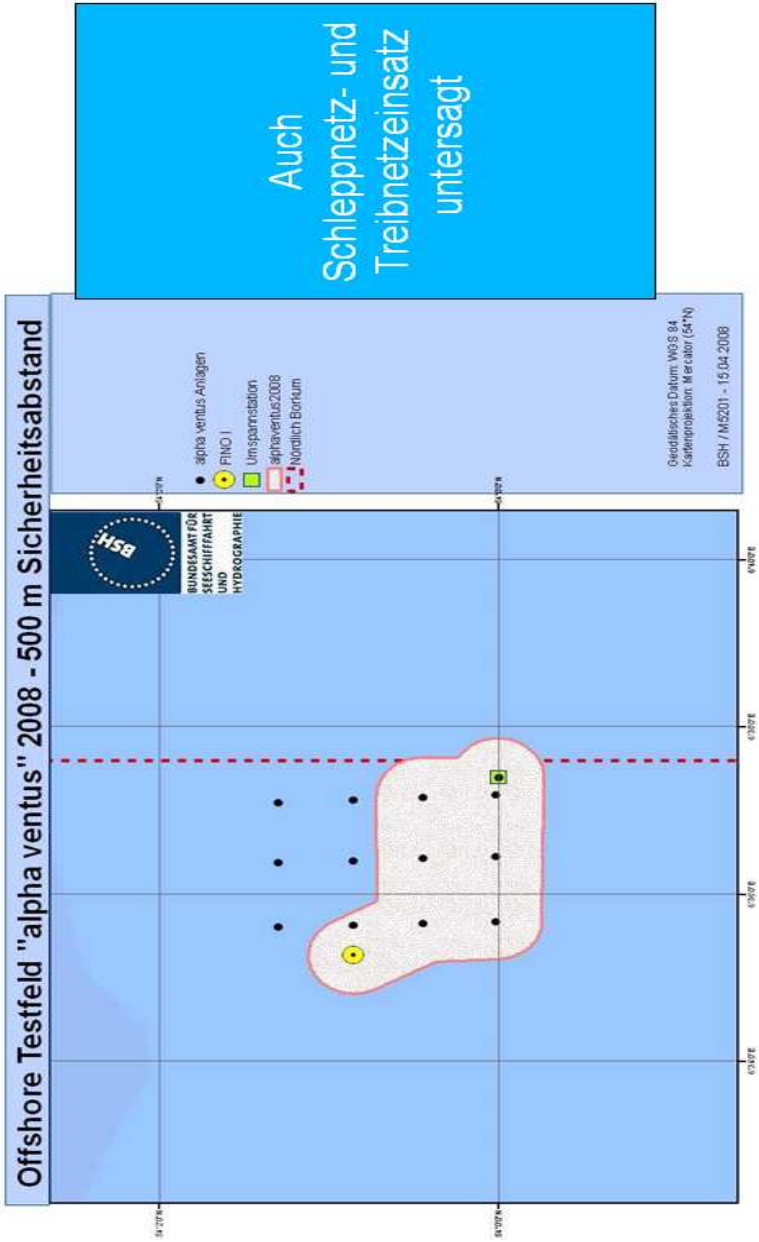
Nach wie vor gültig
Ziel Offshore
25000 Megawatt
bis 2030



Genehmigte und beantragte Windparkvorhaben; 81 Vorhaben



Sicherheitszone § 7 SeeAnIV



REFERENTEN

**Arntz, Prof. Dr. Wolf
Laudien, Dr. Jürgen**

Alfred-Wegener-Institut für Polar- und
Meeresforschung
Gebäude D
Alter Hafen 26
27568 Bremerhaven
☎ 04741-2138
petzarntz@online.de

**Dahlke, Dir. u. Prof.
Christian**

Bundesamt für Seeschifffahrt und
Hydrographie (BSH)
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
☎ 040-3190-3500
Christian.dahlke@bsh.de

**Fock, Dr. Heino
Schulze, Torsten**

Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI)
Bundesforschungsinstitut für Ländliche
Räume, Wald und Fischerei
Institut für Seefischerei
Palmaille 9
22767 Hamburg
☎ 040-38905-238
Heino.fock@vti.bund.de

Hilge, Prof. Dr. Volker

Meisenweg 10
22926 Ahrensburg
☎ 04102-50242
Volker.hilge@vti.bund.de

Kraus, Dr. Gerd

Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI)
Bundesforschungsinstitut für Ländliche
Räume, Wald und Fischerei
Institut für Seefischerei
Palmaille 9
22767 Hamburg
☎ 040-38905-177
Gerd.kraus@vti.bund.de

- v. Lukowicz, Dr. Mathias** Feldafinger Str. 43 d
82343 Pöcking
☎ 08157-7722
Mathias@vonLukowicz.com
- Pusch, Dr. Christian** Bundesamt für Naturschutz (BfN)
Außenstelle Vilm/Rügen
18581 Putbus
☎ 038301-86-126
Christian.pusch@bfn-vilm.de
- Quaas, Prof. Dr. Martin F.
Schmidt, Dr. Jörn O.
Voss, Rudi** Institut für Volkswirtschaftslehre
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Olshausenstr. 40
24118 Kiel
☎ 0431-880-3616
quaas@economics.uni-kiel.de
- Schubert, Dr. Mathias** Ostseeinstitut für Seerecht, Umweltrecht und
Infrastrukturrecht
Universität Rostock
Richard-Wagner-Str. 31
18119 Rostock-Warnemünde
☎ 0381-4988216
Mathias.schubert@uni-rostock.de
- Sell, Dr. Anne** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI)
Bundesforschungsinstitut für Ländliche
Räume, Wald und Fischerei
Institut für Seefischerei
Palmaille 9
22767 Hamburg
☎ 040-38905-246
Anne.sell@vti.bund.de