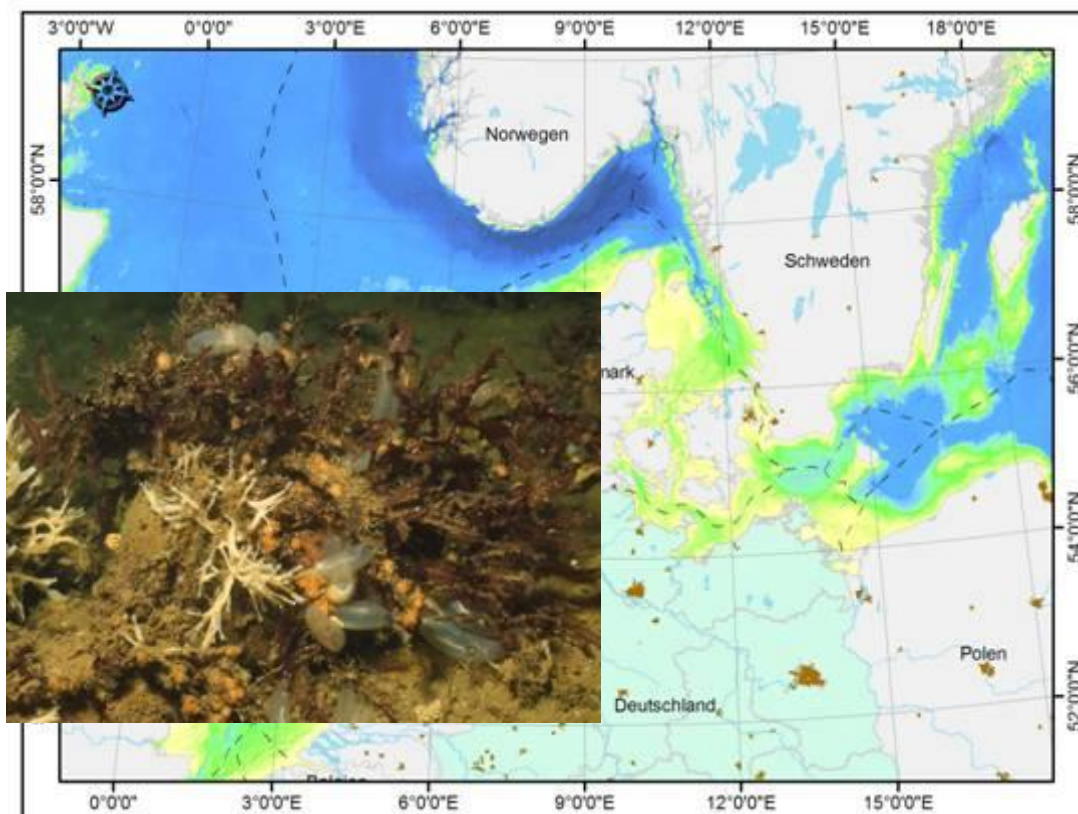


Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)



Anfangsbewertung der deutschen Ostsee

nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)
Anfangsbewertung der deutschen Ostsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Verabschiedet vom Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO) in seiner 2. Sitzung am 30. Mai 2012.

Stand: 13. Juli 2012.

Der Bericht präsentiert den wissenschaftlichen Stand zum Stichtag 14. Oktober 2011. Anschließende Aktualisierungen beziehen sich auf Stellungnahmen aus der Öffentlichkeitsbeteiligung, auf Änderungen der Gesetzeslage und die Endredaktion.

Titelseite:

Karte: BfN, Hauswirth

Foto: BfN, Krause und Hübner

Impressum

Herausgeber:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)

Referat WA I 5

Meeresumweltschutz, Internationales Recht des Schutzes der marinen Gewässer

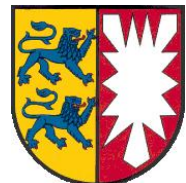
Robert-Schuman-Platz 3

53175 Bonn

V. i. S. d. P. Heike Imhoff, BMU



Die
Bundesregierung



Inhalt

1 ZUSAMMENFASSUNG	4
2 EINLEITUNG	9
2.1 GRUNDLAGEN DER ANFANGSBEWERTUNG	12
2.2 EIGENSCHAFTEN UND MERKMALE	13
3 BEWERTUNG DES ZUSTANDS DER DEUTSCHEN OSTSEE - MERKMALE	16
3.1 PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE EIGENSCHAFTEN	16
3.2 BIOTOPTYPEN.....	17
3.3 BIOLOGISCHE MERKMALE	18
3.4 SONSTIGE MERKMALE	26
3.5 QUALITÄTSSICHERUNG	27
4 BEWERTUNG DES ZUSTANDS DER DEUTSCHEN OSTSEE - BELASTUNGEN	29
4.1 PHYSISCHER VERLUST	29
4.1.1 <i>Vollständiges Bedecken mit Sediment</i>	29
4.1.2 <i>Versiegelung</i>	30
4.2 PHYSISCHE SCHÄDIGUNG	31
4.2.1 <i>Veränderung der Verschlickung</i>	31
4.2.2 <i>Abschürfung</i>	31
4.2.3 <i>Selektive Entnahme</i>	32
4.3 SONSTIGE PHYSIKALISCHEN STÖRUNGEN	33
4.3.1 <i>Unterwasserlärm</i>	33
4.3.2 <i>Abfälle im Meer</i>	36
4.4 INTERFERENZEN MIT HYDROLOGISCHEN PROZESSEN.....	38
4.4.1 <i>Signifikante Änderungen des Temperaturprofils</i>	38
4.4.2 <i>Signifikante Änderungen des Salinitätsprofils</i>	40
4.5 KONTAMINATION DURCH GEFÄHRLICHE STOFFE	40
4.5.1 <i>Beschreibung der Einträge</i>	40
4.5.2 <i>Schadstoffkonzentrationen im Meer</i>	45
4.5.3 <i>Wirkungen</i>	47
4.5.4 <i>Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts</i>	48
4.6 SYSTEMATISCHE UND/ODER ABSICHTLICHE FREISETZUNG VON STOFFEN.....	50
4.6.1 <i>Feste, flüssige und gasförmige Stoffe</i>	50
4.7 ANREICHERUNG MIT NÄHRSTOFFEN UND ORGANISCHEM MATERIAL.....	51
4.8 BIOLOGISCHE STÖRUNGEN.....	54
4.8.1 <i>Eintrag mikrobieller Pathogene</i>	54
4.8.2 <i>Vorkommen nicht einheimischer Arten</i>	55
4.8.3 <i>Selektive Entnahme von Arten einschließlich anfallender Beifänge</i>	56
4.9 WICHTIGSTE KUMULATIVE UND SYNERGETISCHE WIRKUNGEN	59
4.10 BEWERTUNGEN AUFGRUND BESTEHENDEN GEMEINSCHAFTSRECHTS	59

5 WIRTSCHAFTLICHE UND GESELLSCHAFTLICHE ANALYSE	64
5.1 WIRTSCHAFTLICHE UND GESELLSCHAFTLICHE ANALYSE	64
5.2 NUTZUNGSKONKURRENZEN SOWIE RAUMPLANERISCHE ASPEKTE	70
5.3 KOSTEN DER VERSCHLECHTERUNG DER MEERESUMWELT	70
6 SYNTHESE ZUM GESAMTZUSTAND	72
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	77
LITERATURVERZEICHNIS	80
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	91
TABELLENVERZEICHNIS	92
ANLAGE 1	93

1 Zusammenfassung

Die erste Bewertung des Umweltzustands (Anfangsbewertung) der gesamten deutschen Ostsee umfasst die Bewertung der wesentlichen Merkmale und Belastungen sowie eine Analyse sozio-ökonomischer Aspekte. Die Bewertung beruht auf einer Zusammenfassung aller bestehenden geeigneten Analysen und Bewertungen. Jedoch decken die bestehenden Verfahren nicht alle Aspekte der von der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EG, MSRL) geforderten Bewertung der Meeresökosysteme ab. Auf der Grundlage der Arbeiten für die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG, WRRL), die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG, FFH-RL) und die Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG, VRL) sowie der aktuellen Bewertungen des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Helsinki-Übereinkommen) konnten jedoch bereits wesentliche Aspekte der deutschen Ostsee berücksichtigt werden, wenngleich in einzelnen Bereichen noch inhaltliche und räumliche Lücken bestehen.

Für die Ökologie der deutschen Ostsee ist insbesondere die durch den Süßwassereinstrom und den Austausch von Wassermassen mit der Nordsee geprägte Wasserzirkulation charakteristisch. Die Ausbreitung des salz- und sauerstoffreichen Nordseewassers in der Ostsee wird zudem durch die Schwellenstruktur behindert, was zu einem ausgeprägten Salinitätsgradienten von West nach Ost führt. Desweiteren kann es durch thermische Schichtung und mikrobiellen Abbau in den bodennahen Schichten der tieferen Becken zu einem deutlichen Rückgang der Sauerstoffsättigung kommen. Diese natürlichen Gegebenheiten sind, neben den anthropogenen Belastungen, grundlegend für die Ausbreitung von Arten und die Gestaltung von Lebensräumen.

Aufgrund der inhaltlichen und räumlichen Lücken in den vorliegenden Daten und Bewertungsverfahren und unter Berücksichtigung des Vorsorgeansatzes, erfolgt deshalb in dieser Anfangsbewertung gemäß MSRL die Einschätzung der Zustände der deutschen Ostsee semi-quantitativ und verbal argumentativ.

Merkmale

Vor dem Hintergrund der oben genannten Einschränkungen und unter Berücksichtigung des von der MSRL explizit geforderten Vorsorgeansatzes (Erwägungsgründe 27 und 44 zur MSRL), wurden in dieser Anfangsbewertung die Zustände der wesentlichen Eigenschaften und Merkmale (Anhang III Tabelle 1 MSRL) der deutschen Ostsee wie folgt eingeschätzt:

- **Biotoptypen:** Nicht alle nach FFH-RL geschützten Lebensräume haben den guten Erhaltungszustand erreicht und es muss nach HELCOM und den Roten Listen von einer Gefährdung der vorherrschenden und besonderen Biotoptypen ausgegangen werden. Es wird angenommen, dass die Biotoptypen einer insgesamt zu hohen Gesamtbelastung ausgesetzt sind. Die Auswirkungen verschiedener anthropogener Nutzungen, unter anderem der grundberührenden Fischerei, der großflächigen Sedimententnahme und der Verschlickung verursachenden Nutzungen, können von den benthischen Lebensgemeinschaften nicht kompensiert werden. Insgesamt sind die Biotoptypen der deutschen Ostsee nicht in einem guten Umweltzustand.

- **Phytoplankton:** Gemäß WRRL wird der ökologische Zustand des Phytoplanktons der Küstengewässer überwiegend als 'mäßig' bis 'unbefriedigend' eingestuft. Nach HELCOM werden die Ostseebereiche vor der deutschen Küste als 'sehr gut' bis 'schlecht' bewertet. Die Anreicherung von Nährstoffen und die Auswirkungen der Klimaänderungen stellen die Hauptbelastungen für das Phytoplankton dar. Insgesamt ist das Phytoplankton der deutschen Ostsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Zooplankton:** Die Anreicherung von Nährstoffen und die Auswirkungen der Klimaänderungen stellen die Hauptbelastungen für das Zooplankton dar. Das Zooplankton der deutschen Ostsee kann nicht bewertet werden, da wissenschaftlich validierte Bewertungsverfahren fehlen.
- **Makrophyten:** Gemäß WRRL wird der ökologische Zustand der Makrophyten der Küstengewässer überwiegend als 'mäßig' bis 'unbefriedigend' eingestuft. Die Ostseebereiche vor der deutschen Küste werden nach HELCOM als 'mäßig' bis 'schlecht' bewertet. Die Anreicherung von Nährstoffen, die großflächige Substratentnahme und die grundberührende Fischerei stellen die Hauptbelastungen für die Makrophyten dar. Insgesamt sind die Makrophyten der deutschen Ostsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Makrozoobenthos:** Gemäß WRRL wird der ökologische Zustand des Makrozoobenthos der Küstengewässer überwiegend als 'mäßig' oder schlechter eingestuft. Die Ostseebereiche vor der deutschen Küste werden nach HELCOM als 'mittel' bis 'sehr gut' bewertet. Die Anreicherung von Nährstoffen, die grundberührende Fischerei und die großflächige Substratentnahme stellen die Hauptbelastungen für das Makrozoobenthos dar. Insgesamt ist das Makrozoobenthos der deutschen Ostsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Fische:** Die aktuellen Bewertungen gemäß FFH-RL, HELCOM und des Internationalen Rats für Meeresforschung (ICES) ergeben deutliche Belastungen der Fischfauna. Erste Verbesserungen des Zustands der Bestände sind jedoch erkennbar. Die aktuelle Rote Liste der gefährdeten Fisch- und Rundmäulerarten Deutschlands listet in der deutschen Ostsee 17 von 93 betrachteten Arten. Auf der Roten Liste nach HELCOM (2007a) stehen 10 Arten, die auch in Deutschland vorkommen. Zusätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die Alters- und Größenstruktur einiger befischter Bestände nicht dem guten Umweltzustand entsprechen. Für die Entwicklungen der Fischbestände sowie der Artverbreitung und -zusammensetzung stellen die Auswirkungen der Fischerei und der Klimaänderungen sowie die Anreicherung von Nährstoffen die Hauptbelastungen dar. Insgesamt sind die Fische der deutschen Ostsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Marine Säugetiere:** Die aktuelle Bewertung des Schweinswals, der Kegelrobbe und des Seehunds ist nach HELCOM 'schlecht' und die Bewertung nach FFH-RL kommt zu einem insgesamt 'ungünstig - schlechten' Zustand. Zudem werden die marinen Säugetiere in den deutschen Roten Listen als gefährdet eingestuft. Für die Bestände und die Verbreitung von

Säugetieren stellen die Fischerei, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen und Unterwasserschall die Hauptbelastungen dar. Insgesamt sind die marinen Säugetiere der deutschen Ostsee nicht in einem guten Umweltzustand.

- **Seevögel:** Es existiert kein einheitliches Verfahren zur Bewertung des Zustands der Seevögel. Seevögel werden allerdings im Küstenbereich seit langem intensiv erfasst. Für das Vorkommen und die Artenzusammensetzung der Seevögel stellen Fischerei, Schiffsverkehr, Bauwerke, Sand- und Kiesabbau, Müll und Jagd die Hauptbelastungen dar. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse zeigen für eine Reihe von ökologisch sensiblen Arten keinen guten Zustand auf. Insgesamt sind die Seevögel der deutschen Ostsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Nicht einheimischen Arten und mikrobiellen Pathogene:** Die nicht einheimischen Arten und mikrobiellen Pathogene der gesamten deutschen Ostsee können derzeit noch nicht bewertet werden, da wissenschaftlich validierte Bewertungsverfahren fehlen.

Belastungen

Auf die deutsche Ostsee und ihre biologischen, chemischen und physikalischen Merkmale wirken sich eine Vielzahl von Belastungen aus, die durch menschliche Aktivitäten (Anhang III Tabelle 2 MSRL) verursacht werden.

Für die folgenden drei Belastungen werden im Rahmen von Zulassungs- und Genehmigungsverfahren Bewertungen auf Vorhabenebene vorgenommen. Dies soll erhebliche Auswirkungen vermeiden und Belastungen minimieren.

- **Physische Verluste und physische Schädigungen:** Die Bewertung der Auswirkungen auf das Ökosystem der deutschen Ostsee aufgrund von physischen Verlusten und physischen Schädigungen ist noch nicht möglich.
- **Physikalische Störungen:** Dies gilt auch für die Bewertung der Auswirkungen aufgrund von physikalischen Störungen. Unterwasserlärm und Abfälle werden jedoch nach HELCOM als wichtige und wachsende Belastungsfaktoren eingeschätzt.
- **Interferenzen mit hydrologischen Prozessen:** Ebenso können hydrologische Auswirkungen von anthropogenen Vorhaben in der deutschen Ostsee ohne entsprechende Untersuchungen nicht bewertet werden. Für Einzelvorhaben wird jedoch eine räumlich begrenzte Wirkung angenommen. Räumlich / zeitlich kumulative Wirkungen der Summe an Einzelvorhaben müssen zukünftig konkret in die Untersuchungen einbezogen werden.
- **Kontamination durch gefährliche Stoffe:** Die Kontamination durch gefährliche Stoffe in der deutschen Ostsee ist weiterhin zu hoch und zeigt Auswirkungen auf das Ökosystem. Durch Akkumulation kommt es insbesondere auf den höheren Stufen der Nahrungsnetze zu Auswirkungen, über die jedoch wenige Detail-Informationen vorhanden sind. Die aktuelle

Bewertung der Ostseebereiche vor der deutschen Küste nach HELCOM ist ‚mäßig‘ bis ‚schlecht‘. Die Küstengewässer sind gemäß WRRL-Bewertung überwiegend in einem guten chemischen Zustand, was die Messungen in der Wasserphase anbelangt. Für eine Bewertung mariner Sedimente und Organismen sind bestehende Umweltqualitätsnormen zu verbessern oder neu zu entwickeln.

- **Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen:** Eine separate Bewertung der Auswirkungen von systematischen und/oder absichtlichen Freisetzungen von Stoffen auf das Ökosystem der deutschen Ostsee erfolgt an dieser Stelle nicht, sondern wird zusammen mit der Bewertung der Auswirkungen von Nährstoffen und gefährlichen Stoffen vorgenommen.
- **Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material:** Die Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material in der deutschen Ostsee ist weiterhin zu hoch und hat erhebliche Auswirkungen auf das Meeresökosystem. Diese äußern sich in direkten (toxische und störende Algenblüten, verringerte Sichttiefe, eingeschränkte Tiefenverbreitung der Makrophyten) und indirekten (Sauerstoffmangel, Beeinträchtigung des Zoobenthos, Fischsterben) Eutrophierungseffekten. Die aktuelle Bewertung der Ostseebereiche vor der deutschen Küste nach HELCOM ist ‚moderat‘ bis ‚schlecht‘. Das Verfehlen des guten ökologischen Zustands der Küstengewässer gemäß WRRL begründet sich überwiegend auf Eutrophierungseffekten.
- **Biologischen Störungen:** Die biologischen Störungen in der deutschen Ostsee sind weiterhin zu hoch und haben erhebliche Auswirkungen auf das Ökosystem. Unter biologischen Störungen werden im vorliegenden Bericht u.a. alle von der Fischerei verursachten Auswirkungen auf Arten und Biotope, einschließlich deren abiotischer Strukturen gefasst. Die aktuell praktizierten grundberührenden Fischereien führen zu negativen Auswirkungen auf Zielarten, Nichtzielarten und benthische Lebensgemeinschaften. HELCOM bewertet den Trend im Beifang und die Anzahl der in Netzen verwickelter und ertrunkener Meeressäuger und Seevögel als Indikatoren für die negativen Auswirkungen der Fischerei. Danach sind der Beifang und der Rückwurf (Discard) in einigen Fischereien weiterhin zu hoch. Der Eintrag mikrobieller Pathogene gefährdet nicht die gute Qualität der Badegewässer. Die Belastungen durch nicht einheimische Arten werden nicht bewertet, HELCOM betrachtet ihre Einbringung jedoch als Risiko.
- **Kumulative und synergetische Wirkungen:** Die Auswirkungen auf das Ökosystem der deutschen Ostsee aufgrund von kumulativen und synergetischen Wirkungen können nicht bewertet werden. Für eine Reihe von menschlichen Eingriffen, z.B. im Rahmen von Zulassungsverfahren, wird diese Fragestellung berücksichtigt.

Die deutsche Ostsee wird intensiv genutzt. Direkte Nutzungsformen wie Schifffahrt, Energie- und Rohstoffgewinnung, Fischerei und Tourismus haben eine hohe wirtschaftliche und gesellschaftliche Bedeutung. Aber auch die Nutzung als Senke für Ableitungen aus Landwirtschaft, Industrie und Kommunen ist eng mit sozialen

und wirtschaftlichen Aspekten verbunden. Zusammen mit der militärischen und wissenschaftlichen Nutzung kommt es zum Teil zu Konkurrenzen der Nutzungsformen untereinander, aber auch mit Gewässerschutzzielen und naturschutzfachlichen Schutzbemühungen für die marinen Ökosysteme.

Die beträchtlichen gesellschaftlichen Interessen an der wirtschaftlichen Nutzung der Ostsee lassen sich monetär analysieren. Demgegenüber können die Ökosystemdienstleistungen der Ostsee derzeit noch nicht quantifiziert werden.

In Zukunft ist von einer wachsenden Beanspruchung der Meeresumwelt auszugehen. Daher geht es darum den guten Umweltzustand als umweltpolitisches Ziel und unter Berücksichtigung des Ökosystemansatzes und des Vorsorgeprinzips klar zu definieren, zu erreichen und zu erhalten. So sollen durch entsprechende Umsetzungsmaßnahmen eine nutzungsbedingte Verschlechterung des Zustands der Ostsee vermieden bzw. der gute Umweltzustand erreicht und nachhaltige Nutzung ermöglicht werden. Die Kosten der Verschlechterung (= Differenz zwischen dem guten Umweltzustand und dem gegenwärtigen Zustand) können mangels Daten nicht quantifiziert werden.

Für zukünftige Entscheidungen über Maßnahmen zum Erreichen des guten Umweltzustands sind die ökologischen Folgen und die damit verbundenen Kosten, die durch die Belastung der Meeresumwelt entstehen, stärker zu berücksichtigen.

Nach WRRL wird der ökologische Zustand der bewerteten Küstenwasserkörper als 'gut' bis 'schlecht' eingestuft. Der überwiegende Anteil der FFH-RL unterliegenden Arten und Lebensraumtypen ist in einem 'ungünstig - unzureichenden' bzw. 'ungünstig - schlechten' Erhaltungszustand. Das Ziel, dass alle Arten und Lebensraumtypen in einem günstigen Erhaltungszustand sind, ist daher nicht erreicht. Auch HELCOM (2010a) schätzt den Gesamtzustand der Ostsee, insbesondere der Küstengewässer, weitgehend als 'unbefriedigend' bis 'schlecht' ein, selten als 'mäßig'.

→ Da im Rahmen der vorliegenden Bewertungen nach Gemeinschaftsrecht und HELCOM die Merkmale und Belastungen des Ökosystems Ostsee nicht im Bereich eines guten Zustands liegen, **erreicht die deutsche Ostsee den guten Umweltzustand nicht.**

2 Einleitung

Die Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie¹, MSRL) soll die umweltpolitische Säule der integrierten europäischen Meerespolitik sein. Ihre obersten Ziele sind die Bewahrung der biologischen Vielfalt und die Bereitstellung vielfältiger und dynamischer Ozeane und Meere, die sauber, gesund und produktiv sind (vgl. Erwägungsgrund 3 zur MSRL). Im Ergebnis soll mittels einer wissenschaftsbasierten und kooperativen Umsetzung der Richtlinie die Balance zwischen der menschlichen Ressourcen-Nutzung und dem ökologischen Gleichgewicht erreicht werden. Die MSRL schafft damit einen Ordnungsrahmen zur Durchführung von Maßnahmen, die dem Erhalt bzw. der Schaffung des guten Zustands der Meeresumwelt in den Meeresgewässern der EU-Mitgliedstaaten bis 2020 dienen.

Obwohl die wissenschaftlichen Kenntnisse über den tatsächlichen Artenreichtum und die ökologischen Zusammenhänge im Meer noch immer sehr lückenhaft sind, wurden seit den 1970er Jahren in Folge der sichtbar gewordenen Schäden aufgrund der anthropogenen Belastungen und Nutzungen der Meere internationale Übereinkommen zum Schutz der Meeresnatur und -umwelt geschlossen. Diese Übereinkommen werden bei der Umsetzung der MSRL berücksichtigt und eingebunden.

Für den hier vorgelegten Bericht zum aktuellen Zustand der Ostsee waren insbesondere die im Rahmen der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie; WRRL) und ihrer Tochter, der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik [...] (UQN-RL), der Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (VRL), der Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-RL), der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitratrichtlinie) und der Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Kommunalabwasserrichtlinie) erhobenen Monitoringdaten und deren Ergebnisse und Bewertungen sowie die Bestimmungen des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG, 2010) maßgebend. Darüber hinaus wurden die nationalen Berichtspflichten im Rahmen des Übereinkommens zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe in der Fassung des Protokolls von 1978 (MARPOL 73/78), des Übereinkommens von 1992 zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets (Helsinki-Übereinkommen), des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (CBD; Rio de Janeiro 1992), des Protokolls zum Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen von 1972 (London Protokoll, 1996), des Übereinkommens zur

¹ In nationales Recht umgesetzt durch das „Gesetz zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie sowie zur Änderung des Bundeswasserstraßengesetzes und des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes“ vom 06.10.2011, BGBl I Nr. 51, 1986.

Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten (Bonner-Übereinkommen, 1979) und des, im Rahmen des Bonner-Übereinkommens 1992 geschlossenen, Abkommens zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee (ASCOBANS, 1992) hinzugezogen.

Dieser Bericht wurde in Zusammenarbeit mit den zuständigen Fachbehörden des Bundes sowie der Länder Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern erstellt.

Die zusammenfassende Beschreibung des aktuellen Zustands der Nord- und Ostsee im Sinne der MSRL stellt den derzeitigen Wissensstand dar, der als Ausgangspunkt für weitere Untersuchungen und in der Folge für konkrete Maßnahmen dient, um die Ziele der MSRL zu erreichen. Seit einigen Jahrzehnten laufen national und international Überwachungsprogramme zur Erhebung von Daten, die in Umweltzustandsberichte eingehen. Diese Überwachungsprogramme werden laufend an neueste Erkenntnisse und Methoden angepasst und bilden die Basis für die Bewertungen im Rahmen verschiedener nationaler und internationaler Berichtspflichten. Die hieraus gezogenen Schlüsse stellen unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips (Erwägungsgrund 44 zur MSRL) die nach heutigem Stand bestmögliche Beschreibung des Umweltzustands dar. Wo die Datenlage noch nicht ausreichend ist, um fundierte Maßnahmenprogramme aufstellen zu können, müssen entsprechende Grundlagen durch wissenschaftliche Projekte und/oder die Erhebung weiterer Daten geschaffen werden.

Aufgrund der Datenlage, des engen Zeitplans der MSRL-Umsetzung und des Umstands, dass für viele Aspekte noch Anpassungs- und Forschungsbedarf besteht, bleiben bei der Anfangsbewertung, der Beschreibung des guten Umweltzustands und bei der Festlegung von Umweltzielen Lücken. Diese beziehen sich gleichermaßen auf die fachliche wie die räumliche Abdeckung der Anforderungen der MSRL. Vielfach ist auf Bestehendes und auf qualitative Beschreibungen zurückgegriffen worden. Detaillierte Lückenanalysen waren im vorgegebenen Zeitrahmen nicht machbar. Bestehende Lücken können nur sukzessive bis zum Beginn des zweiten Berichtszyklus in 2018 gefüllt werden. Es wird angestrebt, auf dem Weg hin zu den Monitoringprogrammen in 2014 und den Maßnahmenprogrammen in 2015 detaillierte Lückenanalysen, Konkretisierungen von Indikatoren und Quantifizierungen von Referenz- und Schwellenwerten sowie von Umweltzielen vorzunehmen und sonstige offene Aspekte wie z.B. zu Bewertungsverfahren zu bearbeiten, um den Anforderungen der MSRL ab dem nächsten Berichtszyklus zunehmend gerecht zu werden. Arbeiten hierzu laufen national, auf EU-Ebene und im Rahmen der regionalen Meeresübereinkommen.

Artikel 5(2) MSRL fordert, dass Mitgliedstaaten innerhalb einer Meeresregion zusammenarbeiten um sicherzustellen, dass die zur Erreichung der Ziele der Richtlinie erforderlichen Maßnahmen, insbesondere die verschiedenen Bestandteile der Meeresstrategien nach Artikel 5 MSRL kohärent sind und koordiniert werden. Deutschland arbeitete i.S.v. Artikel 6 MSRL bei der Vorbereitung der Anfangsbewertung, der Beschreibung des guten Umweltzustands und der Festlegung von Umweltzielen im Rahmen der OSPAR- und HELCOM-Übereinkommen sowie der Trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit mit den Anrainerstaaten der Nord- und Ostsee zusammen und führte zudem bilaterale Abstimmungen mit den angrenzenden Nachbarstaaten durch. Die regionale Zusammenarbeit zur Erleichterung einer kohärenten Umsetzung der MSRL wird fortgesetzt.

Lesehilfe: Der Begriff „signifikant“ wird in den Berichten teilweise im statistischen Sinne und teilweise im nicht-statistischen Sinne verwandt. Tatsächlich findet der Begriff „signifikant“ unterschiedlichen Gebrauch in verschiedenen Gesetzestexten, auch in der deutschen Fassung der MSRL. Eine sprachliche Vereinheitlichung ist daher nicht möglich.

2.1 Grundlagen der Anfangsbewertung

Der vorliegende Bericht nach Artikel 8 der MSRL (Bewertung) fasst den aktuellen Zustand der deutschen Ostseegewässer (Ist-Zustand) im Rahmen einer Anfangsbewertung zusammen. Hierbei werden die nach Artikel 3(1) MSRL definierten deutschen „Meeresgewässer“, also *„die Gewässer, der Meeresgrund und der Meeresuntergrund seewärts der Basislinie, ab der die Ausdehnung der Territorialgewässer ermittelt wird, bis zur äußersten Reichweite des Gebiets, in dem [Deutschland] [...] gemäß dem Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen Hoheitsbefugnisse hat und/oder ausübt [...] und Küstengewässer im Sinne der Richtlinie 2000/60/EG, ihr Meeresgrund und ihr Untergrund, sofern bestimmte Aspekte des Umweltzustands der Meeresumwelt nicht bereits durch die genannte Richtlinie oder andere Rechtsvorschriften der Gemeinschaft abgedeckt sind“* berücksichtigt.

Gemäß den Vorgaben von Artikel 8 MSRL ist der Bericht in drei Teile gegliedert:

- (1) eine Analyse der wesentlichen physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften und Merkmale der deutschen Ostsee unter Berücksichtigung der nicht abschließenden Auflistung der Merkmale in Anhang III Tabelle 1 der MSRL,
- (2) eine Analyse der wichtigsten Belastungen und Wirkungen, einschließlich des menschlichen Handelns, sowie der kumulativen und synergetischen Effekte auf das Ökosystem der deutschen Ostsee und seiner Komponenten anhand von Anhang III Tabelle 2 der MSRL,
- (3) eine wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse der aktuellen Nutzungen der deutschen Ostsee und der Kosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt.

Diese erste Gesamtbewertung der deutschen Ostsee im Rahmen der MSRL fasst die Ergebnisse aller bereits bestehenden nationalen Überwachungsprogramme der Meeresumwelt (Monitoringprogramme) zusammen. Wichtige Ergänzungen dazu sind die Ergebnisse einzelner Forschungsprojekte sowie die im Rahmen der Raumordnungsverfahren im Küstenmeer und in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) zusammengestellten Analysen der Meeresnatur und -umwelt. Da die bestehenden Monitoringprogramme nicht auf die Anforderungen der MSRL ausgelegt sind, konnten noch nicht alle für die nationalen Meeresgewässer geforderten und relevanten Bewertungen der Eigenschaften und Merkmale sowie der anthropogenen Belastungen (MSRL, Anhang III, Tabellen 1 und 2) vollständig durchgeführt werden. Dies betrifft insbesondere die geforderte räumliche Abdeckung und die fehlende Bewertung einzelner Kriterien und Indikatoren des EU-Kommissionsbeschlusses (2010/477/EU) aufgrund fehlender Daten und Bewertungsverfahren. Trotz der vielfältigen und umfangreichen Ergebnisse, die für die Anfangsbewertung zusammengestellt wurden, fehlen somit für eine Bewertung im Sinne der MSRL immer noch wesentliche Kenntnisse über biologische Merkmale und Belastungen der deutschen Ostsee.

Diese erste Bewertung der deutschen Ostsee ist deshalb auf bestimmte physikalische, chemische und biologische Einzelparameter beschränkt und deckt auch räumlich nicht alle Bereiche der deutschen Ostsee ab.

Zudem ist eine 1:1-Übertragung der Bewertungen in der Regel nicht möglich, da die einzelnen Bewertungen auf unterschiedlichen räumlichen Abgrenzungen basieren. Beispielsweise beziehen sich Aussagen, die auf dem Bericht „Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003-2007“ (HELCOM, 2010a) basieren, meist auf größere Bereiche der Ostsee, die nur zum Teil zu den deutschen Gewässern zählen. Informationen nach der FFH-Richtlinie beziehen sich hingegen auf eine Art oder einen Lebensraumtyp in den deutschen Gewässern.

Ausführlichere Beschreibungen der einzelnen Merkmale und Belastungen der deutschen Ostsee sowie weitere Details zu einzelnen Bewertungen werden in einem derzeit in Vorbereitung befindlichen Hintergrunddokument gegeben. Dieses Dokument ist als Lese- und Interpretationshilfe der Anfangsbewertung zu verstehen und wird sobald möglich zur Verfügung gestellt.

Alle EU-Mitgliedsstaaten sind gemäß MSRL verpflichtet, in sechs Jahren (2018) den Zustand ihrer Meeresgewässer erneut zu bewerten. Bis dahin sollten für alle relevanten von der MSRL geforderten Ökosystem- und Belastungskomponenten Bewertungssysteme auf der Basis von Messdaten entwickelt worden sein.

2.2 Eigenschaften und Merkmale

Die Ostsee ist ein intrakontinentales Meer. Im Norden wird sie durch Schweden und Finnland begrenzt, im Osten durch Russland, Estland, Lettland und Litauen, im Süden durch Polen und Deutschland, und im Westen durch Dänemark.

Über den Kleinen Belt, den Großen Belt und den Øresund ist die Ostsee mit dem Kattegat verbunden. Dieser stellt über den Skagerrak eine Verbindung zur Nordsee und somit zum Atlantik dar. Aufgrund der geringen Wassertiefen der Meerengen (Abbildung 2.1) findet nur ein geringer Wasseraustausch mit der Nordsee statt.

Insgesamt umfasst die Ostsee eine Fläche von 415.000 km² mit einer durchschnittlichen Tiefe von 52 m (Jensen und Müller-Navarra, 2008). Aufgrund ihres geringen Salzgehalts ist die Ostsee ein Brackwassermeer. Ihr Salzgehalt ist insbesondere durch den hohen Süßwassereintrag über Flüsse geprägt und zeigt einen starken Ost-West-Gradienten mit Oberflächen-Salzgehalten kleiner 2² in der Bottenwiek und im östlichen Finnischen Meerbusen, und Werten über 30 im Übergangsbereich zur salzreichen Nordsee.

Bedingt durch die morphologischen Gegebenheiten kann sich in der Ostsee eine zum Teil stark ausgeprägte vertikale Salinitäts- und Temperaturschichtung ausbilden, die durch die in erster Linie vom Wind angetriebenen Wasserströmungen und die minimale Tide (< 10 cm) nicht aufgebrochen werden kann (Jensen und Müller-Navarra, 2008; Fennel und Seifert, 2008; Zeiler et al., 2008).

Der deutsche Teil der Ostsee grenzt an die Küstenländer Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern und gehört nach HELCOM (2010a) zu den Unterbereichen „südliche Ostsee“ (mit der „Arkonasee“ und dem „Bornholm Becken“), „Mecklenburger Bucht“, „Kieler Bucht“ und „Kleiner Belt“ (Abbildung 2.1). In das deutsche Küstenmeer, mit einer Größe von ca. 11.000 km², münden unter

² Der Salzgehalt wird standardgemäß ohne Einheit angegeben („2“ entspricht 2 Gramm Salz pro Kilogramm Wasser).

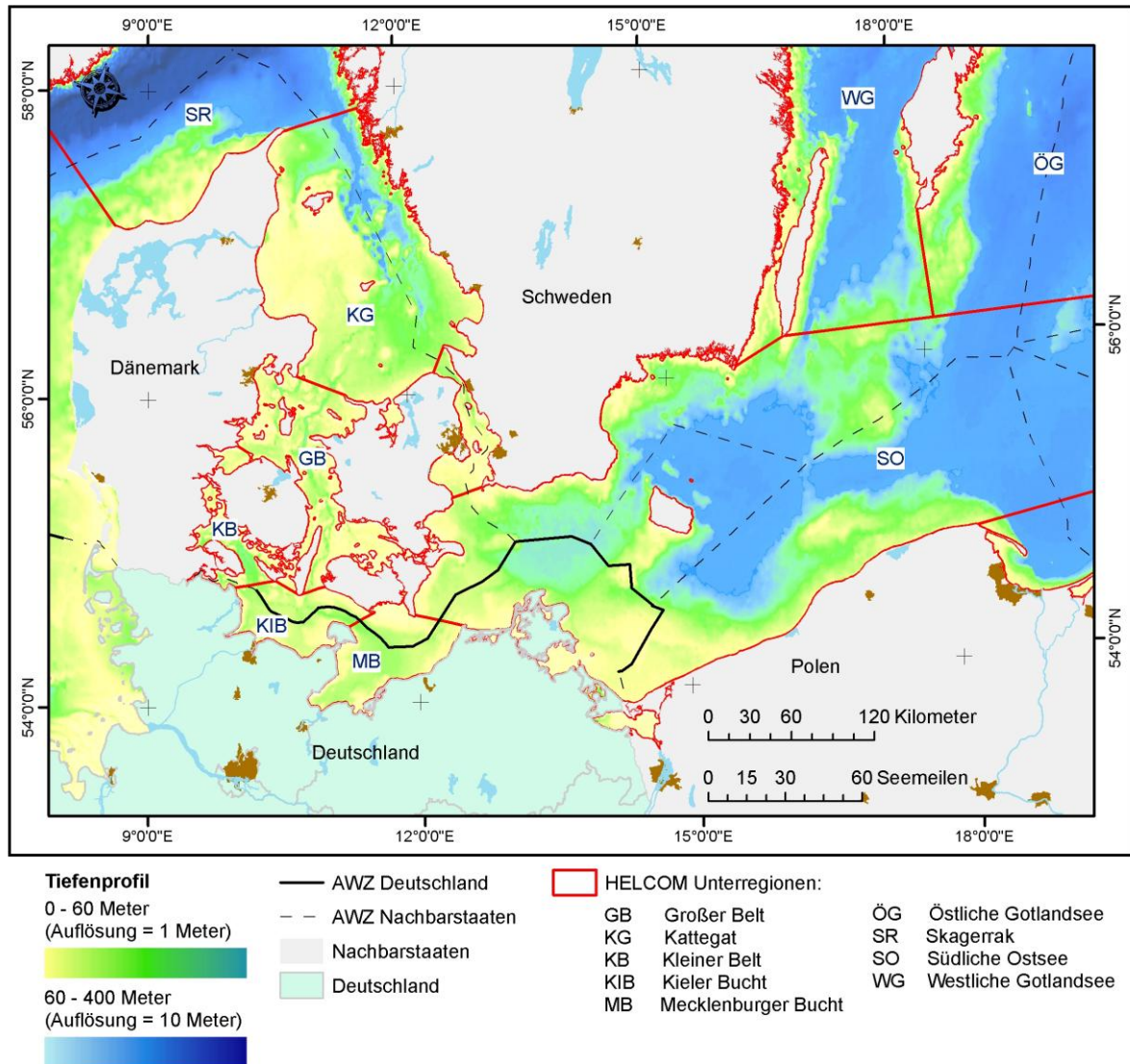


Abb. 2.1: Grenzen und bathymetrische Verhältnisse in der deutschen Ostsee

anderem die Schwentine, die Trave, die Warnow, die Peene und die Oder. Rund 15% des Oderwassers fließen an der deutsch-polnischen Grenze über das Kleine Haff und den Peenestrom direkt in die deutsche Ostsee. Seewärts grenzt das Küstenmeer (12-Seemeilen-Zone) an die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ). Die AWZ ist aufgrund des insgesamt kleinräumigen Meeresbereichs oftmals nur wenige Seemeilen breit und hat eine Fläche von insgesamt ca. 4.500 km² (BSH, 2009). Die deutsche Ostsee wird durch die ausschließlichen Wirtschaftszonen der Königreiche Dänemark und Schweden sowie der Republik Polen begrenzt. Obwohl die deutsche AWZ im Gegensatz zum Küstenmeer nicht zum Hoheitsgebiet gehört, stehen Deutschland nach dem Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (SRÜ, 1982) zum Zweck der Erforschung und Ausbeutung, der Erhaltung und Bewirtschaftung der lebenden und nichtlebenden natürlichen Ressourcen der Gewässer über dem Meeresboden, des Meeresbodens und seines Untergrunds sowie hinsichtlich anderer Tätigkeiten zur wirtschaftlichen Erforschung und Ausbeutung der Zone, wie der Energieerzeugung aus Wasser, Strömung und Wind, souveräne Rechte zu. Darüber hinaus hat Deutschland nach dem SRÜ in der AWZ Hoheitsbefugnisse in Bezug auf (1) die Errichtung und Nutzung von künstlichen

Inseln, Anlagen und Bauwerken, (2) die wissenschaftliche Meeresforschung und (3) den Schutz und die Bewahrung der Meeresumwelt.

3 Bewertung des Zustands der deutschen Ostsee - Merkmale

Meeresökosysteme können anhand ihrer physikalischen, chemischen und biologischen Merkmale des Freiwassers (Pelagial) und des Meeresbodens (Benthal) charakterisiert werden. Die Eigenschaften der Merkmale ändern sich sowohl natürlicherweise, beispielsweise mit dem Wechsel der Jahreszeiten, als auch aufgrund der Auswirkungen von Nutzungen durch den Menschen. Veränderungen eines einzelnen Merkmals bewirken dabei unterschiedlich starke direkte und indirekte Effekte auf die anderen Komponenten des Ökosystems.

Die anthropogen verursachten Veränderungen von Merkmalen und des Systems sollen durch die gemäß MSRL zu entwickelnden Maßnahmen so reguliert werden, dass ein guter Zustand der Meeresumwelt erreicht oder bewahrt und die Nutzung von Ökosystem-Dienstleistungen des Meeres heute und durch künftige Generationen ermöglicht wird.

Den Maßnahmen geht eine Bewertung des Zustands des Meeresökosystems voraus, in der die Wirkungen menschlicher Nutzungen auf das Ökosystem und seine einzelnen Komponenten analysiert werden. Da Meeresökosysteme aufgrund ihrer Größe und Komplexität nicht im Ganzen beschrieben werden können, gibt die MSRL einzelne wesentliche Merkmale im Anhang III Tabelle 1 für die Bewertung vor. Diese ausgewählten abiotischen und biotischen Charakteristika werden in diesem Kapitel für die deutsche Ostsee beschrieben.

Im Unterschied zu diesen oftmals auf Populationsebene durchgeführten Bewertungen der Ökosystemkomponenten, basieren die im nächsten Kapitel dargestellten Bewertungen der wesentlichen Belastungen und Wirkungen (Anhang III Tabelle 2 MSRL) auf bestehenden Schwellenwerten oder auf Belastungsbewertungen einzelner Arten oder Individuen. Insofern kann es in beiden Kapiteln zwar zu Redundanzen kommen, die jeweiligen Bewertungen erfolgten jedoch gemäß den unterschiedlichen Anforderungen der MSRL.

3.1 Physikalische und chemische Eigenschaften

Das Bodenrelief der Ostsee zeichnet sich durch seine Abfolge von Becken und Schwellen aus, die nach Osten mit Ausnahme der Bottenwiek an Größe und Tiefe zunehmen. Dieses Relief des Meeresbodens begrenzt natürlicherweise den freien Wasseraustausch. Aufgrund der Becken-Schwellen-Gliederung und anderer Faktoren ist die Ostsee auch geologisch und sedimentologisch durch einen natürlichen West-Ost-Gradienten gekennzeichnet, da sie bezogen auf die Sedimentation organogener, feinkörniger (schlickiger) Partikel vom „Produktivitätstyp“ im westlichen Teil zum „Stagnationstyp“ im östlichen Teil übergeht.

Die Wasserzirkulation der Ostsee ist durch den Süßwasserzufluss über Flüsse einerseits und den Austausch von Wassermassen mit der Nordsee andererseits geprägt. So strömt bei bestimmten Wetterlagen salz- und sauerstoffreiches Wasser der Nordsee in die Ostsee. Die Ausbreitung des Nordseewassers wird in der Ostsee durch deren Schwellenstruktur behindert und sammelt sich insbesondere in den

tieferen Becken. So nimmt der Salzgehalt der Ostsee von West nach Ost und vom Meeresboden zur Oberfläche hin ab.

Aufgrund der geringen Größe und der starken Zergliederung der Küste der Ostsee kommt eine voll entwickelte Dünung nur selten zustande. Die signifikante Wellenhöhe beträgt im 5-Jahres-Mittel 90 cm mit einer Standardabweichung von 80 cm. Die Wasserstandsschwankungen durch Gezeiten sind in der Ostsee vernachlässigbar.

Die Eisverhältnisse in der deutschen Ostsee variieren von schwachen bis mäßigen Eiswintern, in denen nur die flachen Buchten vollständig vereisen bis zu extrem starken Eiswintern, in denen sich über das Gebiet westlich von Bornholm hinaus auch zwischen Bornholm und der baltischen Küste eine geschlossene Eisdecke ausbildet. Die Relevanz langjähriger Statistiken für künftige Prognosen über die Eisverhältnisse nimmt aufgrund der fortschreitenden globalen Klimaerwärmung ab. Im Zusammenhang mit Untersuchungen zu Auswirkungen des Klimawandels gewinnen sie hingegen zunehmend an Bedeutung.

In den tieferen Becken der Ostsee kann es unter der permanenten Pyknokline (Dichtesprungschicht) zu einem starken Rückgang des Sauerstoffgehaltes kommen, ebenso unter der sommerlichen, oberflächennahen Thermokline (Temperatursprungschicht). Dies wird durch den mikrobiellen Abbau organischen Materials bedingt. Während in den flachen gut durchmischten Gebieten Sauerstoffdefizite selten auftreten, kommt es in den inneren Förden und Buchten entlang der schleswig-holsteinischen Küste alljährlich im Spätsommer zu Sauerstoffmangel. In den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns ist dies eher selten.

Die winterlichen Phosphatkonzentrationen unterscheiden sich nicht zwischen den Küstengewässern und der offenen See. Der Anfang der 1990er Jahre beobachteten Verringerung der Phosphatkonzentrationen folgte ab Mitte der 1990er Jahre eine Stabilisierung auf niedrigerem Niveau. Die Nitratkonzentrationen liegen hingegen in den Küstengewässern teilweise um das 50- bis 70-fache über den Werten der offenen See. Ein genereller Trend ist in beiden Meeresbereichen nicht zu erkennen. Die aktuelle Nitratzufuhr stammt zum überwiegenden Teil aus diffusen Quellen und ist eng mit dem Abfluss über Flüsse verbunden.

Seit dem Jahr 2003 werden Messungen des CO₂-Partialdrucks in der Ostsee zwischen Lübeck und Helsinki durchgeführt. Die Zunahme des atmosphärischen CO₂-Gehaltes spiegelt sich derzeit nicht in einer Zunahme des Jahresmittelwertes wider.

Für den pH-Wert können derzeit noch keine Aussagen getroffen werden.

3.2 Biotoptypen

Eine genaue Beschreibung der in der deutschen Ostsee vorkommenden Biotoptypen wird an dieser Stelle nicht vorgenommen. Es wird sich vielmehr auf eine zusammenfassende Darstellung der vorliegenden Zustandsbewertungen der

Biotoptypen und der auf sie negativ einwirkenden menschlichen Aktivitäten beschränkt.

Die Güte und räumliche Abdeckung der Daten und damit die Grundlage für die Bewertung von Biotoptypen ist sehr heterogen. Dies spiegelt sich in den derzeit vorliegenden Bewertungen wider. Die vor allem in Zusammenhang mit der FFH-RL erkannten Informationsdefizite müssen mit den Ansprüchen der MSRL abgeglichen werden, um zukünftig effektive und einsetzbare Bewertungssysteme für beide Richtlinien zu erhalten. Hierbei bieten mehrskalige räumliche Modelle, die gleichzeitig verschiedene Belastungen und die betroffenen Biotoptypen berücksichtigen (z.B. Halpern et al., 2008), vielversprechende Ansätze.

Zu den schon länger existierenden Belastungen aufgrund anthropogener Nutzungen mit direkten Wirkungen auf die Biotoptypen der deutschen Ostsee zählen insbesondere die grundberührende Fischerei, die großflächige Sedimententnahme und die Verschlickung verursachenden Nutzungen. Zudem werden durch weiträumige Anreicherungen mit Nährstoffen, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, das Auftreten von nicht einheimischen Arten, die Einbringung oder Umlagerung von Baggergut, verschiedene Einleitungen und Müll Belastungen von Biotoptypen und benthischen Lebensgemeinschaften bedingt. Aber auch kommerzielle Explorationsuntersuchungen, Tourismus sowie militärische Aktivitäten und Altlasten stellen neben den natürlichen Belastungen wie dem Klimawandel ein Belastungspotential dar.

Die Summe der Belastungen hat erkennbare negative Wirkungen auf die Biotoptypen. Die durch alle gleichzeitig wirkenden Effekte entstehende Gesamtbelastung kann derzeit nicht auf der gesamten Fläche für alle Biotope bewertet werden. Die vorliegenden, auf abgestimmten Bewertungsschemata sowie Expertenmeinung beruhenden, Bewertungen zeigen jedoch, dass die Biotoptypen insgesamt einer zu hohen Gesamtbelastung ausgesetzt sind. Diese kann von den benthischen Lebensgemeinschaften oft nicht mehr kompensiert werden (u.a. Riecken et al., 2006; Halpern et al., 2008).

Derzeit muss auf eine Gefährdung der vorherrschenden, also der flächenmäßig dominierenden, Biotoptypen der deutschen Ostsee geschlossen werden. Auch die gemäß MSRL besonderen Biotoptypen, d.h. die unter Richtlinien und/oder regionalen Schutzabkommen gelisteten Biotoptypen, werden derzeit überwiegend als 'gefährdet' eingestuft. Eine Ausnahme bilden die Sandbiotope, für die nach Riecken et al. (2006) keine Gefährdung festgestellt wurde. Für die nach FFH-RL geschützten Sandbänke und Riffe wird die Bewertung des Erhaltungszustands erst zukünftig möglich sein, da bisher keine Monitoringdaten vorliegen.

3.3 Biologische Merkmale

Eine genaue Beschreibung der in der deutschen Ostsee vorkommenden biologischen Merkmale wird an dieser Stelle nicht vorgenommen. Es wird sich vielmehr auf eine zusammenfassende Darstellung der vorliegenden Zustandsbewertungen der Merkmale und der auf sie negativ einwirkenden menschlichen Aktivitäten beschränkt.

Phytoplankton und Zooplankton

Das Phytoplankton ist einer Reihe von meist anthropogen verursachten Belastungen ausgesetzt, die sich auf seine Artenzusammensetzung, Phänologie, Produktivität und Biomasse auswirken können. Das durch die anthropogenen Nährstoffeinträge vorliegende Überangebot an Nährstoffen, verbunden mit einer Verschiebung ihrer Konzentrationsverhältnisse und der Anreicherung von Nährstoffen in den Sedimenten, stellt die Hauptbelastung für das Phytoplankton dar. In manchen Gebieten führt die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten zu verstärktem Wachstum pflanzlicher Organismen (interne Düngung, z.B. in einigen Boddengewässern). Neben der Anreicherung von Nährstoffen stellen insbesondere die Auswirkungen der Klimaänderungen aber auch die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen und biologische Störungen weitere Belastungsfaktoren für das Phytoplankton der deutschen Ostsee dar.

Die Anreicherung von Nährstoffen bzw. die Verschiebung ihrer Konzentrationsverhältnisse bewirken eine zum Teil massenhafte Vermehrung einzelner Algenarten, die ggf. auch toxisch sein können oder andere für das System bzw. die menschliche Nutzung negative Wirkungen hervorrufen können. Derartige Wirkungen sind beispielsweise das Verkleben von Fischkiemen, Schaum- und Schleimbildungen, Wasserverfärbungen, eine erhöhte Wassertrübung und Sauerstoffmangel durch den vermehrten sauerstoffzehrenden mikrobiellen Abbau des abgestorbenen Phytoplanktons.

Die Änderung der Nährstoffverhältnisse bewirkt eine Änderung in der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft, da die verschiedenen Arten unterschiedlich auf die herrschenden Umweltbedingungen reagieren. Dies kann Veränderungen im gesamten Nahrungsnetz bewirken.

Sowohl die Biomasse als auch die Gemeinschaftsstruktur des Zooplanktons der südwestlichen Ostsee werden räumlich und zeitlich vor allem durch die hydrographischen Bedingungen (u.a. Temperatur und Salzgehalt), die Primärproduktion und die Phytoplankton sukzession sowie den Fraßdruck durch Prädatoren (räuberisches Zooplankton und Fischfauna) bestimmt.

Zu den anthropogenen Belastungen mit direkten Wirkungen auf die Artenzusammensetzung und -verbreitung des Zooplanktons gehören insbesondere die Anreicherung von Nährstoffen und die Auswirkungen der Klimaänderungen. Weitere Belastungen resultieren aus der Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen sowie biologischen Störungen. Auf das Phytoplankton wirkende Belastungen werden zudem über die Struktur und Funktion des Phytoplanktons im Nahrungsnetz auf das Zooplankton übertragen. So beeinflusst eine Änderung in der Phytoplankton-Gemeinschaft aufgrund bestimmter Räuber-Beute-Beziehungen (z.B. bezüglich der Größenklasse) auch die Zusammensetzung der Zooplankton-Gemeinschaft. Sich im Ökosystem neu etablierende Phytoplanktonarten können zudem neue Nahrungsquellen darstellen und dadurch einzelne Zooplanktonarten fördern. Andererseits könnten sich aufgrund anthropogener Nutzungen auch neue Zooplanktonarten etablieren, die neue Fraßfeinde für das Phytoplankton und neue Nahrungsquellen für höhere Trophiestufen darstellen, oder es kann durch selektive Überfischung zu Veränderungen im Zooplanktonspektrum kommen, die sich auch in der Zusammensetzung des Phytoplanktons niederschlagen.

Ostseeweit erfolgt die Einschätzung des Phytoplanktons aktuell in den einzelnen HELCOM-Subregionen, einschließlich der deutschen Gewässer, mit den HELCOM-Bewertungsverfahren „HEAT“ (Eutrophierung) und „BEAT“ (Biodiversität). Beide Verfahren wurden für die aktuellen HELCOM-Zustandsbewertungen angewendet und müssen weiter entwickelt werden. Im Bornholm Becken (Pommersche Bucht) wird der Zustand des Phytoplanktons als ‘unbefriedigend’ eingeschätzt, für das Arkona-Becken im Bereich der Darß-Zingster Küste als ‘sehr gut’, in der Kieler und Mecklenburger Bucht reichen die Bewertungen von ‘sehr gut’ (Lübecker Bucht) bis ‘schlecht’ (Wismar Bucht).

Im Rahmen der Bewertung nach WRRL wird in den Küstengewässern eine überwiegend ‘unbefriedigende’ bis ‘mäßige’ Bewertung für das Phytoplankton erreicht, in austauscharmen Förden und Buchten auch eine ‘schlechte’ (Abbildung 3.1). Nur der Bereich um Fehmarn erscheint als ‘gut’.

Zur Bewertung des Zustands des Zooplanktons gibt es derzeit in Europa keine passenden und abgestimmten bzw. wissenschaftlich validierten Bewertungsverfahren.

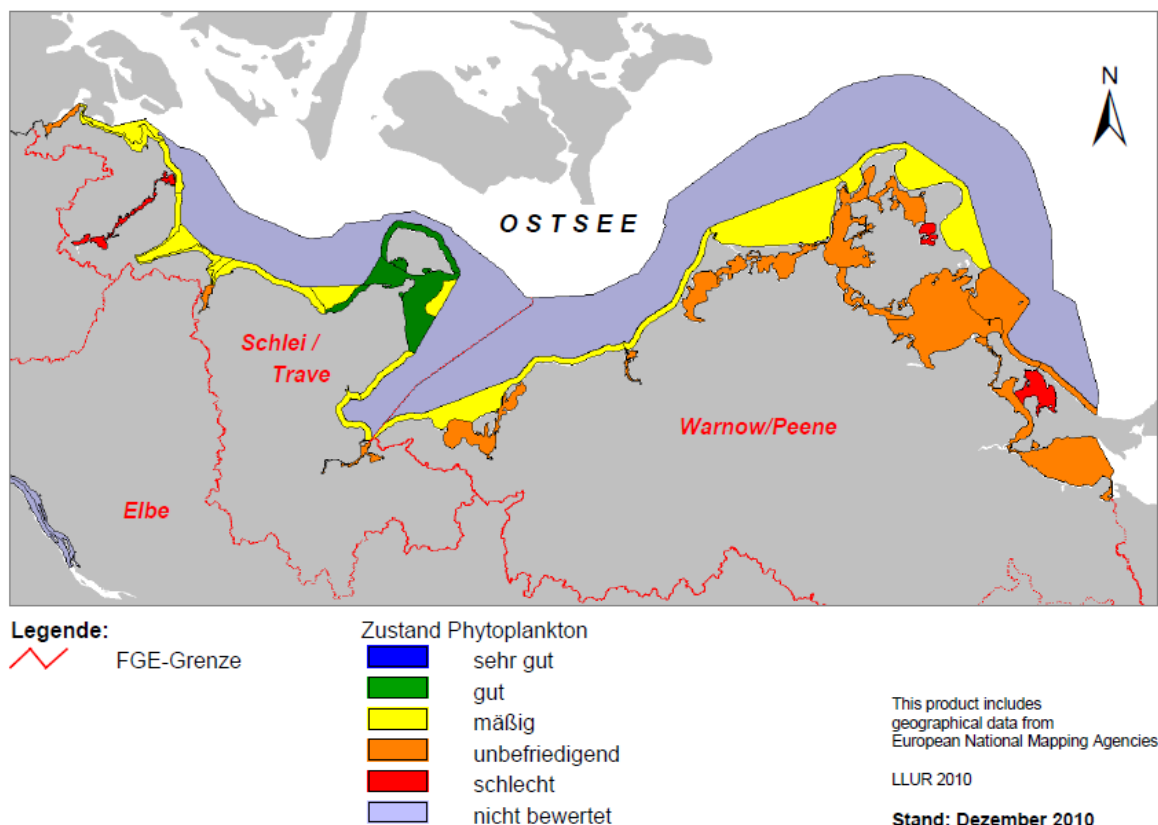


Abb. 3.1: Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton (nach WRRL).

Makrophyten

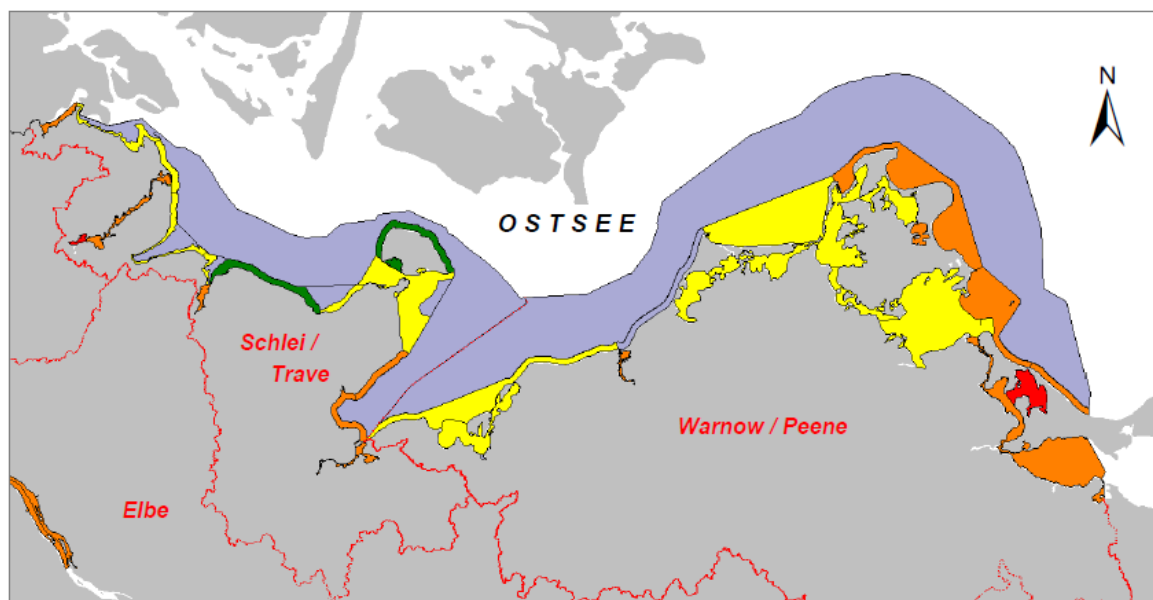
Die Anreicherung von Nährstoffen, die großflächige Substratentnahme und die grundberührende Fischerei sind die derzeit größten Belastungen für die Artenzusammensetzung, das Vorkommen und die Tiefenbesiedlung des Makrophytobenthos. Weitere Belastungen ergeben sich aus Substratverlusten aufgrund von Bedeckung, Lichtmangel durch Eintrübungen, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, biologische Störungen wie nicht

einheimische Arten, Änderungen in der Morphologie und Hydrodynamik sowie die Auswirkungen der Klimaänderungen.


Die Makroalgen (Lüning, 1985; Bartsch und Kuhlenkamp, 2004), ebenso wie Seegräser und Salzwiesenarten zeigen artspezifische Sensitivitäten gegenüber abiotischen und biotischen Verhältnissen und werden häufig über komplexe, multifaktoriell bedingte Mechanismen in ihrer Reproduktion und Ausbreitung gesteuert. In allen Gruppen sind daher aus anthropogenen Belastungen resultierende kombinatorische Belastungseffekte wirksam.

Die WRRL-Bewertungsverfahren ELBO und BALCOSIS bewerten Tiefenbereiche unter 10 m Wassertiefe. Für diesen Tiefenbereich können die Ergebnisse meist unmittelbar für die Bewertungen für die MSRL verwendet werden. Allerdings sollte hinsichtlich der Bedeutung der Makrophyten als Biotopbildner die räumliche Komponente eine stärkere Berücksichtigung erfahren. Für die Bewertung der Tiefenbereiche über 10 m Wassertiefe in denen Pflanzenbewuchs vorkommt, könnten bestimmte Bewertungsfaktoren aus dem BALCOSIS-Verfahren bei entsprechenden Anpassungen an die ökologischen Besonderheiten übertragen werden (Fürhapter et al., 2007). Dies gilt auch für die deskriptive Bewertung von HELCOM.







Die Bewertung nach der WRRL kommt zu dem Ergebnis, dass der Zustand der Makrophyten in den deutschen Ostseeküstengewässern überwiegend als 'mäßig' bis 'unbefriedigend' einzustufen ist (Abbildung 3.2). Die FFH-RL betrachtet nur das lebensraumtypische Artinventar im Rahmen der Bewertung des Erhaltungszustands einzelner Lebensraumtypen, HELCOM bewertet den Zustand als 'mäßig' bis 'schlecht'.



Legende:

 FGE-Grenze

Zustand Makrophyten

-  sehr gut
-  gut
-  mäßig
-  unbefriedigend
-  schlecht
-  nicht bewertet

This product includes geographical data from European National Mapping Agencies

LLUR 2010

Stand: Dezember 2010

Abb. 3.2: Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten (nach WRRL).

Makrozoobenthos

Verschiedene anthropogene Belastungen, insbesondere die Anreicherung von Nährstoffen, die grundberührende Fischerei und die großflächige Substratentnahme, bedingen Veränderungen der benthischen Gemeinschaften. So fördert die Fischerei beispielsweise die Verschiebung des Verhältnisses von K-Strategen (größer, langlebig, wenige Nachkommen) zu r-Strategen (kleiner, kurzlebig, viele Nachkommen). Die Fischerei mit grundberührenden Fanggeräten führt in den Gebieten, in denen sie durchgeführt wird, zu starken und selektiven Belastungen der Bodenfauna. Die Intensität der Auswirkung hängt dabei von der Art des Fanggeräts, des jeweils betroffenen Lebensraum- und Sedimenttyps und der Artenzusammensetzung ab (Rumohr und Kujawski, 2000). Insgesamt werden vor allem langlebige Arten geschädigt. Zudem wird die Epifauna aufgrund der direkteren Einwirkung in stärkerem Maße gestört als die Infauna.

In der Ostsee ist die direkte Auswirkung der Fischerei auf Muscheln untersucht worden (Rumohr und Krost, 1991). Dabei zeigte sich, dass die Muschelarten *Abra alba*, *Mya* sp. und *Macoma calcaria* zu einem großen Teil durch die Scherbretter beschädigt wurden. Grundsätzlich sind große Tiere und Arten mit dünner Schale stärker von Beschädigungen betroffen. Dadurch verschiebt sich beispielsweise bei *Arctica islandica* die Populationsstruktur derart, dass die größeren, älteren Exemplare unterrepräsentiert sind. In einer ungestörten Gemeinschaft unterhalb der Sprungschicht würde *Arctica islandica* zusammen mit *Astarte* sp. den Hauptanteil der Biomasse ausmachen.

Die Anreicherung von Nährstoffen und daraus resultierender Sauerstoffmangel führen ebenfalls zu Verschiebungen der Artenzusammensetzungen hin zu kurzlebigen opportunistischen Arten und zu einer Einschränkung der Tiefenbesiedlung in der Ostsee. Weitere Belastungen der Gemeinschaft des Makrozoobenthos resultieren aus der Veränderung der Sedimentzusammensetzung, aber auch aus der Überdeckung mit Sediment, der Versiegelung, Lichtmangel durch Eintrübung, biologische Störungen wie nicht einheimische Arten, Änderungen der Hydrodynamik und Auswirkungen der Klimaänderungen.

Nach WRRL wird das Makrozoobenthos in der überwiegenden Zahl der Wasserkörper (33) als 'mäßig' oder schlechter eingestuft, wobei sich für die schleswig-holsteinischen Küstengewässer ein etwas besserer Zustand abzeichnet als für die Küsten Mecklenburg-Vorpommerns (Abbildung 3.3). Dies ist unter anderem auf den Salzgehaltgradienten zurückzuführen, der zu einer Reduzierung der Artenzahl bei gleichzeitiger Zunahme der Empfindlichkeit der Organismen gegenüber anderen Stressfaktoren führt. Die FFH-RL bewertet nur das lebensraumtypische Arteninventar, die Ergebnisse decken sich grundsätzlich mit der Bewertung nach WRRL. Für die 8 Stationen im HELCOM-Monitoring der deutschen AWZ wurden 2008 und 2009 Bewertungen anhand des speziell für die Ostsee modifizierten Benthic Quality Index (BQI) durchgeführt (Wasmund et al., 2009 und 2010). 2008 rangierte die Bewertung zwischen 'verarmt' und 'sehr gut', wohingegen 2009 'mittlere' bis 'sehr gute' Zustände ermittelt wurden. Die Verbesserung ist vor allem darauf zurückzuführen, dass nach der durch Sauerstoffmangel verursachten benthischen Verarmung des Vorjahres eine Wiederbesiedlung stattgefunden hat.

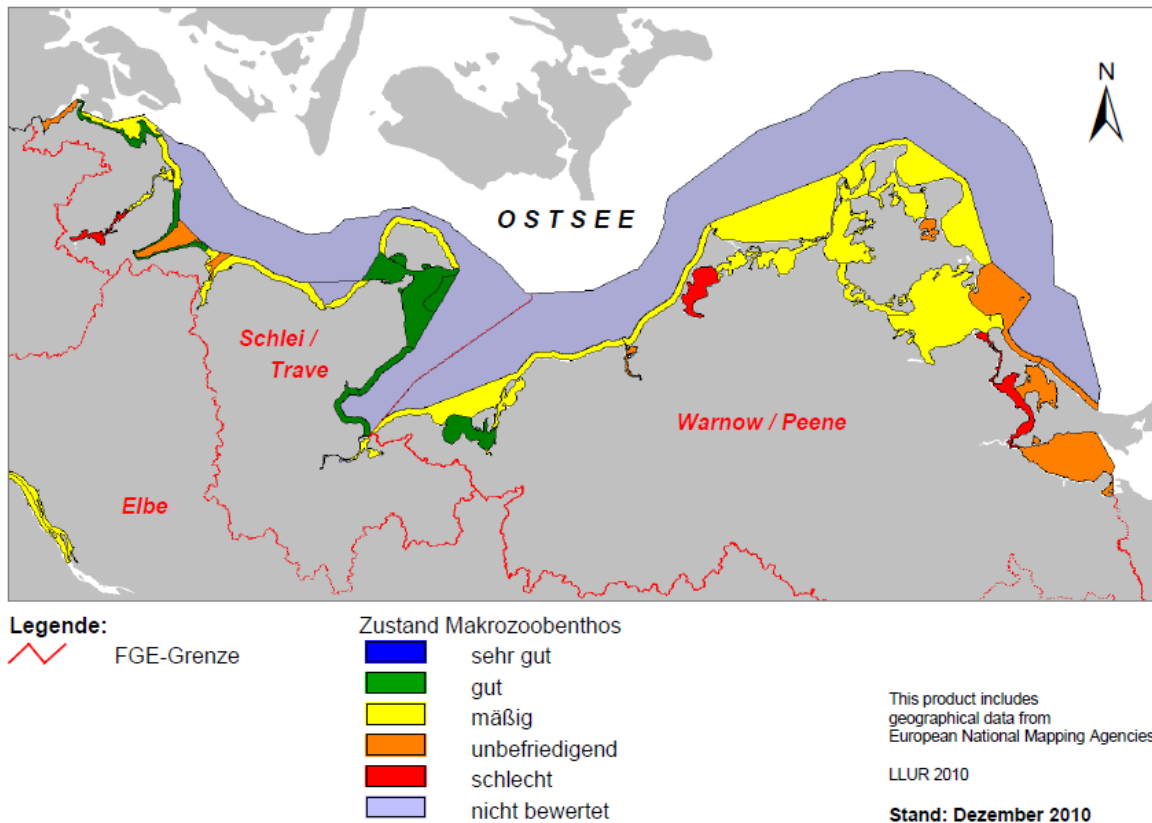


Abb. 3.3: Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos (nach WRRL).

Fische

Bestandsgröße, Längen- und Altersstruktur vor allem der genutzten Fischarten, werden überwiegend von der Fischerei beeinflusst, während die Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaft und die geographische Verbreitung aller Fischarten von einer Vielzahl von anthropogenen und natürlichen Faktoren abhängen, insbesondere den Auswirkungen der Klimaänderungen und der Anreicherung von Nährstoffen. Inwieweit die für die Nordsee beschriebenen Wirkungen des steten Fischereidrucks, wie der früher eintretende Zeitpunkt der Geschlechtsreife bei einigen Beständen und die damit verbundenen geringeren Biomassen und eingeschränkten Reproduktionserfolge (Brander, 1994; Tulp et al., 2008; Jager et al., 2009) auch auf die Fische der Ostsee zutreffen, muss noch überprüft werden. Veränderungen in der Häufigkeit von Schlüsselarten können andere Ebenen des Nahrungsnetzes beeinflussen und somit indirekte Auswirkungen auf Nichtzielarten und Ökosystemprozesse haben.

Obwohl die Zusammenhänge zwischen den Wirkungen der Fischerei und anderen Belastungsfaktoren, wie Offshore-Baumaßnahmen, dem Abbau von Sand und Kies, Lärm, biologische Störungen wie nicht einheimische Arten und den Auswirkungen der Klimaänderungen (Perry et al., 2005; Dulvy et al., 2008), weitgehend unklar sind, haben sie einzeln betrachtet alle einen Einfluss auf die Fischfauna. Zudem spiegeln sich die Auswirkungen anthropogener Einflüsse auf niedrigeren Trophiestufen auch in der Fischgemeinschaft wider. Hierzu zählen beispielsweise die Wirkungen der Eutrophierung, die neben der Änderung des Beutespektrums ein durch Sauerstoffmangel bedingtes Ortswechselfverhalten oder eine erhöhte Mortalität (durch toxische Algenblüten (HAB`s)) bewirken kann (Parrett, 1998). Dauer und

räumliche Ausdehnung von Sauerstoffmangel im Tiefenwasser sind insbesondere für demersal lebende Arten wie den Dorsch von bestandsbeeinflussender Bedeutung.

Die für die Ostsee relevanten Bewertungen (FFH, HELCOM, ICES) ergeben derzeit deutliche Belastungen für die Fischfauna. Die FFH-RL listet ausschließlich Süßwasser- und anadrome Wanderfischarten im Anhang II der FFH-RL. Die Bewertung des Erhaltungszustandes des Baltischen Störs, des Flussneunauges, der Finte und des Maifischs gemäß FFH-RL ist 'ungenügend - schlecht', der Zustand des Meerneunauges ist 'unbekannt'. Die aktuelle Rote Liste der gefährdeten Fisch- und Rundmäulerarten Deutschlands (Thiel et al., im Druck) listet in der Ostsee 7 Arten als bestandsgefährdet und eine Art (Baltischer Stör, *Acipenser oxyrinchus*) als ausgestorben. Nach dem ICES Gutachten für 2012 (ICES Advice 2011) sind der westliche Dorschbestand (Subdivision 22-24), die Sprotte (Subdivision 22-32) und der Hering (ICES IIIa, Subdivision 22-24) überfischt. Im Gegensatz dazu entspricht bei der Seeszunge (ICES IIIa und 22-24), sowohl die fischereiliche Sterblichkeit (F) als auch die Laicherbiomasse (SSB) dem höchstmöglichen Dauerertrag (MSY).

Einige der wichtigsten kommerziell genutzten Fischbestände sind abnehmend (z.B. Dorsch, Hering und Aal; ICES, 2010c und 2011), wohingegen die Biomasse der Plattfischartigen stabil oder wie beim Wittling ansteigend ist. Allerdings sind neben den positiven Entwicklungen auch besorgniserregende, wie die dramatische Abnahme des Aalaufstiegs in die Fließgewässer, erkennbar (ICES, 2010c). Der Bestand des frühjahrslaichenden Herings ist immer noch viel zu niedrig, auch wenn der Larvenindex im Greifswalder Bodden in den letzten beiden Jahren wieder auf dem langjährigen mittleren Niveau lag.

Bereits implementierte (für Dorsch) oder in der Entwicklung befindliche längjährige Managementpläne (für Hering und Sprotte) lassen eine nachhaltigere Nutzung der entsprechenden Bestände erwarten.

Marine Säugetiere

Der Bestand und die Verbreitung von Säugetieren in der deutschen Ostsee werden insbesondere durch die Fischerei, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen und Unterwasserschall beeinflusst (ASCOBANS, 2005; Gilles et al., 2008; Gilles und Siebert, 2008). Zudem können Sand- und Kiesabbau, Schiffsverkehr, Baumaßnahmen, Müll, Anreicherung von Nährstoffen sowie einzelne militärische und touristische Aktivitäten verschiedene negative Auswirkungen haben. Zu den Wirkungen der Fischerei auf die marinen Säugetiere zählen die Reduktion des Nahrungsangebots, die veränderte Zusammensetzung der vorhandenen Beuteorganismen und der Beifang (Gilles et al., 2005; Herr, 2009). Aktuell ist die Belastung durch die Stellnetzfisherei für Schweinswale in der deutschen Nordsee nicht sehr hoch. Dies war jedoch noch bis in die 90er Jahre der Fall (Vinther et al., 1999). Unterwasserlärm kann das natürliche Verhalten der Tiere beeinflussen, zu einem erhöhten Energiebedarf durch Ausweich- und Vermeidereaktionen, zu erhöhtem Stress, zum Verlassen eines Habitats, zu physischen Schädigungen und zum Tode führen (Lucke et al., 2008 und 2009). Schadstoffbelastungen können zu pathologischen Veränderungen, zu Lungen- und Gehirnschädigungen, einer erhöhten Mortalität und einer Beeinträchtigung des Immun- und Hormonsystems (Jepson et al., 1999; Siebert et al., 1999; Waterman et al., 2003; Kakuschke et al., 2005; Das et al., 2006a und b) führen.

Derzeit gelten die synergetischen Wirkungen verschiedener Einflüsse, insbesondere von Schadstoffen, als wahrscheinlich, sind jedoch noch nicht eingehend beschrieben worden. Zudem ist der kumulative Einfluss verschiedener anthropogener Belastungen auf die marinen Säugetiere schwer quantifizierbar (u.a. Herr et al., 2005), er gilt jedoch als äußerst wahrscheinlich. Beispielsweise können gesundheitliche Beeinträchtigungen aufgrund von Schadstoffbelastungen zusammen mit der Belastung und Verschleuchung durch Störfaktoren wie Lärm zu einem insgesamt erhöhten gesundheitlichen Risiko führen.

Die marinen Säugetiere werden durch mehrere supranationale Abkommen und europäische Richtlinien geschützt. In den roten Listen werden sie als gefährdet eingestuft.

Während der Zustand der marinen Säugetiere nach WRRL nicht bewertet wird, kommt die Bewertung nach FFH-RL zu einem insgesamt 'ungünstig - schlechten' Zustand. ASCOBANS fordert eine Erholung der Schweinswal-Bestände auf 80% der Kapazität der Ostsee, wobei die Kapazitätsgrenze noch nicht quantifiziert ist. Das Ziel gilt derzeit als nicht erreicht. Nach HELCOM ist der Status der marinen Säugetiere in weiten Teilen der südlichen Ostsee 'schlecht' (HELCOM, 2010a).

Derzeit ist die Erfassung von Säugetieren im Bereich der deutschen Ostsee mit großen logistischen Schwierigkeiten verbunden. Deshalb liegen nur unzureichende Daten über die Bestandszahlen und die Verbreitung vor. Die Abundanzzahlen werden als sehr gering bzw. abnehmend eingeschätzt. Die Verbreitung und die Abundanz von Schweinswalen soll in den nächsten Jahren innerhalb des SAMBAH-Projekts genauer untersucht werden.

Seevögel

Fischerei, Schiffsverkehr, Bauwerke, Sand- und Kiesabbau, Müll und Jagd stellen für das Vorkommen und die Artenzusammensetzung der Seevögel die Hauptbelastungen dar. Aber auch die Anreicherung von Nährstoffen, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, Tourismus und militärische Aktivitäten haben direkte und indirekte Wirkungen. Zu den Wirkungen der Fischerei zählt beispielsweise der Beifang in Stellnetzen (Kirchhoff, 1982; Schirmeister 1993 und 2003; Žydelis et al., 2009; Bellebaum, 2011; ILN und IfAÖ, 2005 (in HELCOM 2012a)). In der Nordsee wurde darüber hinaus die Veränderung des Nahrungsangebots nachgewiesen (u.a. Piper et al., 2008; OSPAR, 2009a), welche auch für die Fischerei in der Ostsee zutreffen könnte.

Insgesamt wird durch die Fischerei auf verschiedenen Wegen ein erheblicher Einfluss auf die Zusammensetzung der Seevogelgemeinschaften ausgeübt und somit „eine Verschiebung des potenziell natürlichen Artenspektrums“ (Piper et al., 2008) bedingt.

Schadstoffe können die Gesundheit, das Wachstum, die Entwicklung und die Reproduktionsfähigkeit beeinträchtigen (Hartwig et al., 1990; Munoz Cifuentes, 2004). Andere anthropogene Nutzungen, wie beispielsweise der Schiffsverkehr und insbesondere der Sportbootverkehr, haben in verschiedenen Gebieten der deutschen Ostsee eine erhebliche Verschleuchung auf einzelne Arten (Schwemmer et al., 2011). Wenn ein durch Flucht bewirkter erhöhter Energieverbrauch nicht durch eine vermehrte Nahrungsaufnahme ausgeglichen werden kann, beispielsweise aufgrund weiterer Störungen während der Nahrungssuche oder eines zu geringen Nahrungsangebots, kann es bei den Seevögeln zu einem verschlechterten

Ernährungszustand, einer reduzierten Reproduktionsrate und eventuell letalen Folgen kommen (Dierschke et al., 2003; BfN, 2006a). Ein kumulativer Effekt tritt beispielsweise auf, wenn die Nahrungsgrundlage der Seevögel durch die Fischerei und den Sand- und Kiesabbau beeinflusst werden. Die resultierende höhere Nahrungskonkurrenz kann zudem in einzelnen Meeresgebieten mit einem höheren Störpotenzial, beispielsweise durch die Schifffahrt, zusammentreffen und damit die Gesamtbelastung der Seevögel zusätzlich erhöhen.

Die WRRL und VRL bewerten den Zustand von Seevögeln nicht, nach Wetlands International haben eine Reihe von Seevogelarten abnehmende Bestände in ihren Brutgebieten. Für die Küstengewässer der Ostsee wird seit Jahren ein einheitliches Erfassungsschema praktiziert (z.B. mit flugzeuggestützten Kartierungen und Winterzählungen der Rastvögel). Wie die Ergebnisse der Kartierung der Küstenvögel zeigen, ist der Zustand der See- und Küstenvögel als eher 'schlecht' zu bewerten mit teilweisen Verbesserungen (vgl. http://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/natur/artenschutz/artberichte_voegel.htm). Eine Gesamtbewertung über den Zustand aller Arten ist derzeit aufgrund der deutlichen Bewertungs-Unterschiede einzelner Arten unter den verschiedenen Übereinkommen sowie den Roten Listen nicht möglich, da neben unterschiedlichen Qualitätszielen auch regional unterschiedliche Betrachtungsweisen bei den Bewertungen herangezogen werden (Mendel et al., 2008).

Regelmäßige und standardisiert durchgeführte Erfassungen auch der küstenfernen Rastvogelkonzentrationen wurden begonnen, zukünftig müssen hierbei die Belange der MSRL im Seevogel-Monitoring und in ihrer Bewertung berücksichtigt werden.

Verzeichnis der nicht einheimischen Arten

Für die deutsche Ostsee konnten bisher 34 nicht einheimische Arten nachgewiesen werden (Gollasch und Nehring, 2006; Nehring, 2010), wobei die Raten neu nachgewiesener nicht einheimischer Arten in den vergangenen Jahrzehnten stetig zugenommen haben. Aktuell gelten 27 nicht einheimische Arten in der deutschen Ostsee als etabliert. Zu ihnen gehören 15 Makrozoobenthos-Arten und je 1-4 Arten aus den Gruppen des Phyto- und Zooplanktons, der Makrophyten, der Fische und der Parasiten (Nehring, 2010). Die meisten nicht einheimischen Arten sind nicht an der ganzen Küste verbreitet. Zudem nimmt die Arten-Anzahl von der Küste zu den Offshore-Bereichen leicht ab.

Derzeit liegt noch keine Bewertung des Zustands der in den Bereichen der deutschen Ostsee nachgewiesenen nicht einheimischen Arten vor. Ein Monitoring ist jedoch angelaufen und wird eine Bewertung im Rahmen der MSRL zukünftig ermöglichen.

3.4 Sonstige Merkmale

Mikrobielle Pathogene kommen natürlicher Weise im Meerwasser vor. Sie können unter bestimmten Bedingungen vermehrt auftreten und dann als Krankheitserreger in Erscheinung treten (z.B. *Vibrio vulnificus*). Viele pathogene Vibrionen sind halophil (d.h. salzliebend) und treten in der Umwelt insbesondere im Brack- und Meerwasser

auf. Sie kommen weltweit sowohl im freien Wasser und Bodensediment als auch assoziiert mit Plankton, Seefisch sowie Krusten- und Schalentieren vor.

In Bezug auf Chemikalien im Wasser ist die deutsche Ostsee im Küstenbereich durch die WRRL, die damit verbundene UQN-RL und die Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2011) über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik abgedeckt. Für drei Schadstoffe gibt die WRRL auch Umweltqualitätsnormen für die Kompartimente Sediment und Organismen vor. Neben den in der WRRL gelisteten Stoffen gibt es auch viele Schadstoffe, die aufgrund ihrer schlechten Wasserlöslichkeit bzw. aufgrund nicht ausreichender Bestimmungsgrenzen nicht nachweisbar sind. Für diese Stoffe sollten noch Umweltqualitätsnormen für die Kompartimente Sediment und/oder Organismen gemäß REACH Technical Guidance (ECHA, 2008) erarbeitet werden.

Im Rahmen der MSRL sind für Chemikalien bisher keine Umweltqualitätsnormen festgelegt worden. Ebenso wenig gibt es durch HELCOM einheitliche Bewertungskriterien für die Ostsee, so dass für den letzten Umweltbericht (HELCOM, 2010a) auf nationale und die von OSPAR verwendeten (OSPAR, 2009b) Hintergrundwerte (BC, BAC) und Bewertungskonzentrationen (EACs) zurückgegriffen wurde. Im Rahmen des Baltic Sea Action Plan (HELCOM, 2010b) werden im CORESET-Projekt Kernindikatoren und Schwellenwerte für den MSRL-Deskriptor 8 (Schadstoffe) entwickelt.

Neben dem derzeitigen Status der Schadstoffkonzentrationen ist auch die zeitliche Entwicklung von wesentlicher Bedeutung. Hier sind die Konzentrationen der meisten anthropogenen Stoffe in den letzten 20 Jahren stark zurückgegangen, so dass die noch notwendigen Reduzierungsraten, die allerdings geringer ausfallen werden als die in den 1990er Jahren erreichten, nur durch Maßnahmen direkt an den Quellen und nicht im Meer erzielt werden können. Aufgrund des insgesamt relativ niedrigen Konzentrationsniveaus bestimmen zunehmend durch natürliche Prozesse bedingte Schwankungen den zeitlichen Verlauf der Schadstoffkonzentrationen und erschweren damit die Feststellung von signifikanten Trends.

3.5 Qualitätssicherung

Das für die MSRL zu implementierende Monitoring bildet die wesentliche Grundlage zur vollständigen Bewertung des Umweltzustands der Meere. Um auf dieser Basis fundierte Entscheidungen treffen zu können, ist eine zuverlässige und fachlich einwandfreie Auswertung und Dokumentation sowie die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse notwendig.

Die Sicherstellung der Qualität und Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse im marinen Monitoring liegt im Aufgabenbereich einer unabhängigen Qualitätssicherungsstelle und damit bei einer unabhängigen, nicht direkt am Monitoring beteiligten Einrichtung, die übergreifend für den Bund und die Küstenländer tätig ist. Dies erfolgt in Abstimmung mit der gleichzeitig etablierten Arbeitsgruppe „Qualitätssicherung“, in der Fachexperten aus Bund und Küstenländern vertreten sind. In Übereinstimmung mit nationalen und internationalen Anforderungen (z.B. WRRL, MSRL) beinhaltet das Qualitätssicherungsprogramm die Validierung der im marinen Monitoring eingesetzten Analyseverfahren und Bestimmungsmethoden sowie Maßnahmen zur internen und externen Qualitätssicherung. Die Qualitätssicherungsstelle für das marine Monitoring

koordiniert alle diese Aktivitäten der Qualitätssicherung und organisiert den Austausch und die Harmonisierung auf nationaler und internationaler Ebene.

4 Bewertung des Zustands der deutschen Ostsee - Belastungen

4.1 Physischer Verlust

4.1.1 Vollständiges Bedecken mit Sediment

Beschreibung

Bei der Verbringung von Baggergut an genehmigten Klappstellen oder bei der Sand-Kies-Gewinnung kommt es zu einer vollständigen Bedeckung bzw. zur Entnahme des ursprünglichen Meeresbodens. Als Baggergut wird Bodenmaterial bezeichnet, das im Rahmen von Gewässerbaumaßnahmen und der Unterhaltung von Gewässern anfällt. Die grundlegenden Leitlinien des London Protokolls und des Helsinki-Übereinkommens für den Umgang mit Baggergut werden in Deutschland derzeit mittels Übergangsbestimmungen des Bundes und der Küstenländer aus dem Jahr 2009 angewandt. Vor der Verbringung werden Untersuchungen (physikalisch, chemisch, ökologisch) durchgeführt, Auswirkungsprognosen oder Verträglichkeitsprüfungen erstellt und ggf. Minimierungsmaßnahmen vorgesehen sowie Zulassungen mit evtl. Auflagen (z.B. Monitoring) erteilt. Um eine Belastung der Umwelt durch die Freisetzung von im Baggergut enthaltenen Schad- und Nährstoffen zu vermeiden, werden für die Bewertung des Baggerguts ausgewählte Stoffe durch Richtwerte geregelt.

In den Jahren 1999-2009 betrug die Verbringungsmenge im deutschen Küstenmeer der Ostsee insgesamt etwa 4,5 Mio. Tonnen (HELCOM, 2010a). In der deutschen AWZ der Ostsee findet derzeit keine Sedimenteintringung statt.

Ein Weiteres, in der Ostsee verbreitetes Problem ist das Sedimentieren abgestorbener Planktonblüten und die damit verbundene Abdeckung weiter Bodenbereiche durch Faulschlamm. Betroffen sind vor allem austauscharme Bodden, Förden und Buchten, infolge von stark erhöhten Nährstoffeinträgen.

Wirkungen

Das physische Abdecken benthischer Organismen und der Habitatverlust sind meist räumlich begrenzt. Neben der Versiegelung sowie der Veränderung der Substratstruktur können während der Verklappungs- und Bauphasen auch Beeinträchtigungen durch Trübungsfahnen, Sandschliff, Sauerstoffzehrung und Erhöhung von Schad- und Nährstoffbelastungen erfolgen, welche über die beaufschlagte Fläche hinaus reichen.

Diese begleitenden Auswirkungen stellen physische Schädigungen dar und werden in Kapitel 4.2 weiter diskutiert.

Die Auswirkungen einer Bedeckung von Weich- und Hartböden mit Sediment sind zum Einen abhängig von Art, Zeitpunkt und Umfang der Störung, zum Anderen von der Ausprägung der betroffenen Gemeinschaften (Essink, 1996). Entsprechend reichen die Auswirkungen von einer nur temporären Verarmung der Bodenfauna bis hin zum vollständigen Verlust von Biototypen.

Im Falle regelmäßig wiederkehrender starker Überdeckung, wie es bei der Verklappung auf ausgewiesenen Klappstellen im Küstenbereich der Fall sein kann,

wird sich auf Dauer nur eine reduzierte Lebensgemeinschaft etablieren (Zoobenthos: kurzlebige, kleinwüchsige Polychäten; Makrophyten: einjährige, filamentöse Algen).

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung physischer Verluste.

4.1.2 Versiegelung

Beschreibung

Eine Versiegelung oder Überbauung des Meeresbodens wird im Küstenbereich der deutschen Ostsee vor allem durch Küstenschutzbauwerke und strombauliche Maßnahmen sowie durch Infrastrukturprojekte wie Landgewinnung und Hafenanlagen verursacht. Aber auch die Versiegelung im unmittelbaren Küstenbereich durch die an Zahl und Größe immer stärker zunehmenden touristischen Infrastrukturprojekte und ihre Auswirkungen sollen nicht unerwähnt bleiben (z. B. Bebauungen direkt an der Küste, ggf. mit der Gefahr von Steilküstenabbrüchen). In küstenfernen Bereichen sind es bisher v.a. Bauwerke wie Mess-, Förder- oder Konverterplattformen und Offshore-Windenergieanlagen (OWEA), Wracks sowie die Verlegung von Rohrleitungen.

Bei der Errichtung von Bauwerken wird der Boden durch das Einbringen von Gründungselementen und Kolkschutzmaßnahmen lokal dauerhaft versiegelt.

In der deutschen Ostsee ist gegenwärtig (Stand: Juli 2011) ein Windpark (Baltic I) errichtet und in Betrieb. Er umfasst 21 OWEA, die im Küstenmeer von Mecklenburg-Vorpommern liegen.

Stromkabel werden in deutschen Meeressgewässern 1-3 m tief im Meeresboden verlegt und führen daher zu keiner Versiegelung. Da der Anteil der auf dem Meeresboden freiliegenden Kabel- und Rohrleitungsstrecken nicht bekannt ist und der Flächenanteil als gering erachtet wird, erfolgt hier keine Quantifizierung.

Wirkungen

Durch die Errichtung von Bauwerken zum Küstenschutz, von Fundamenten der OWEA oder technischer Plattformen sowie des Kolkschutzes werden benthische Lebensräume (Weichboden) überbaut bzw. zerstört. Diese Auswirkungen sind dauerhaft und irreversibel, jedoch auf den unmittelbaren Standort der einzelnen Anlage begrenzt.

Die durch eine Verlegung von Kabeln im Meeresboden bedingten ökologischen Auswirkungen sind überwiegend kurzfristig und kleinräumig.

Der Anteil versiegelter Flächen, z.B. durch Leuchttürme, Dalben, Pegel und Ankersteine von Seezeichen und Tonnen, an der Gesamtfläche der deutschen Ostsee ist bisher gering, führt aber auf den versiegelten Flächen zum vollständigen und dauerhaften Verlust der ursprünglichen Biotoptypen und ihrer benthischen Lebensgemeinschaften.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung physischer Verluste.

4.2 Physische Schädigung

4.2.1 Veränderung der Verschlickung

Beschreibung

Mit Änderungen bei der natürlichen (vgl. Kapitel 3.1) sowie der eintrags- und eutrophierungsbedingten Sedimenttypenbildung, der Verschlickung, ist vornehmlich in strömungsarmen Küstengewässern zu rechnen.

Durch die Steinfischerei wurden im Zeitraum zwischen 1800 und 1974 insbesondere vor der schleswig-holsteinischen Ostseeküste Steine für den Bau von Hafemolen, Küstenschutzbauten und für andere Wasserbaustellen gewerbsmäßig entnommen.

Da diese Steine im Mittel zu 3/4 aus dem Sediment aufragten, ergibt sich, dass durch die Steinfischerei eine für hartsubstratbewohnende Organismen besiedelbare Fläche von etwa 5,6 km² verloren ging (Bock et al., 2003).

Die Steinfischerei vor der vorpommerschen Küste, insbesondere der Kreideküste von Jasmund (Rügen), wurde bereits 1906 durch Polizeiverordnung verboten.

Wirkungen

Die Verschlickung aufgrund einer erhöhten Sedimentation von feinen Partikeln führt zu einem Verlust an Substratvielfalt (Sand, Kies, Steine) und damit auch verschiedenartiger oft epibenthischer Lebensgemeinschaften von Pflanzen und Tieren. Die Vielfalt des Meeresbodens verarmt und es stellt sich eine überwiegend im Sediment lebende Weichbodenfauna ein.

Durch die insbesondere in Schleswig-Holstein bis in die 70er Jahre hinein intensiv betriebene Steinfischerei ist wesentlicher Lebensraum verloren gegangen. Die Findlinge bildeten einen räumlich begrenzten, aber ökologisch wichtigen Siedlungsraum für hartsubstratbewohnende, benthische Organismen, besonders für Makroalgen und Miesmuscheln sowie deren assoziierte Lebensgemeinschaften (Bock et al., 2003).

Die Entnahme von Hartsubstrat und damit Siedlungsfläche aufgrund von Steinentnahmen ist potentiell von großer Wichtigkeit, wenn durch Maßnahmen im Rahmen der WRRL die Nährstoffeinträge zurückgehen sollten und z.B. *Fucus* sp. wieder tiefere Zonen besiedeln könnte.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung von Veränderungen der Verschlickung.

4.2.2 Abschürfung

Beschreibung

Abschürfungen des Meeresbodens in unterschiedlicher Intensität resultieren in den deutschen Meeresgewässern hauptsächlich aus Fischereien mit grundberührenden Fanggeräten, wobei Grundschleppnetze als Geräte überwiegen. Diese Fischereien haben direkte Wirkungen auf die Sedimentverteilung, die Habitatstruktur und die benthischen Lebensgemeinschaften (Fock et al., 2011). In der deutschen Ostsee wird sie mit geringerer Intensität als in der Nordsee durchgeführt. Sie findet aber nahezu im gesamten Gebiet außerhalb der 3-Seemeilen-Zone, einschließlich der

ausgewiesenen FFH-Gebiete, statt (ICES, 2009; Pedersen et al., 2009). Laut Küstenfischerei-Verordnung der Länder ist die Schleppnetzfisherei innerhalb der 3-Seemeilenzone, mit Ausnahme weniger kleiner Gebiete, verboten.

Darüber hinaus werden Abschürfungen durch das Verankern von Schiffen hervorgerufen; die betroffene Fläche ist jedoch vergleichsweise gering.

Wirkungen

Die grundberührende Fischerei gilt im Rahmen der Abschürfung als die stärkste Störung der benthischen Gemeinschaften und der marinen Umwelt (Dayton, 1995; Jennings und Kaiser, 1998; Thrush et al., 2001). Die Intensität der Beeinträchtigung variiert mit der Art des Fischereigeschirrs, des jeweiligen Lebensraumtyps, der Artenzusammensetzung und des Sedimenttyps (Kaiser et al., 2006). Neben der direkten Entnahme von Organismen werden zahlreiche Arten durch die Fischereigeschirre und Scherbretter verletzt oder getötet.

Während sich die Dichten opportunistischer Arten schneller erholen, werden besonders langlebige Arten empfindlich beeinträchtigt, wodurch es zu einer Verschiebung im Größen- und Dominanzspektrum der benthischen Lebensgemeinschaften und zu einer Abnahme der Artenvielfalt kommen kann.

In der Ostsee hat die grundberührende Fischerei, die auf den Fang von Bodenfischen ausgerichtet ist, den größten Einfluss auf den Meeresboden.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung von Abschürfungen.

4.2.3 Selektive Entnahme

Beschreibung

Sand und Kies werden für Maßnahmen des Küstenschutzes, aber auch für kommerzielle Zwecke (nicht in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins), gefördert. Kommerzielle Sedimententnahmen sind derzeit in den deutschen Meeresgewässern auf neun Feldern zugelassen. In den Jahren 2008 und 2009 wurden zusammen 1,2 Mio. m³ Sand und Kies gefördert (ICES, 2010a).

Grundsätzlich soll trotz des flächenhaften Abbaus das ursprüngliche Substrat erhalten bleiben, vorausgesetzt die Mächtigkeit der abbauwürdigen Sande, Kiessande und Kiese ist ausreichend. Im Fall einer selektiven Gewinnung wird entweder die Kies- oder die Sandfraktion wieder in die Wassersäule rückgeleitet.

Wirkungen

Durch den Abbau von Sand und Kies ergeben sich erhebliche Auswirkungen auf die Biotoptypen der deutschen Ostsee (Sutton und Boyd, 2009), auch wenn die Abbaugelände regional beschränkt sind. Der Abbau kann lokal eine vollständige Entfernung der an der Oberfläche ansässigen benthischen Lebensgemeinschaften und, in Abhängigkeit von der Sedimentmächtigkeit, des Sediments bewirken, also zu

einer vollständigen Zerstörung der vorhandenen Biotoptypen führen. Genehmigungspraxis ist jedoch, dass eine ausreichende Restmenge des ursprünglichen Substrats zum Zwecke der Wiederbesiedlung erhalten bleiben muss.

Neben der Entfernung der benthischen Organismen hat die marine Sedimentgewinnung auch indirekte Effekte auf die Benthosgemeinschaften. Die Rückführung von Teilen des zuvor entnommenen Materials kann zu einer Veränderung der Sedimentzusammensetzung und zu einer Überdeckung der benthischen Lebensgemeinschaften führen (Kapitel 4.1).

Auch bei der Gründung von OWEA und technischen Plattformen sowie der Verlegung von Kabeln kommt es kurzzeitig zur Aufwirbelung von Sedimenten und zur Ausbildung von Trübungsfahnen.

Durch die Trübungsfahnen und Sedimentverdriftungen werden besonders empfindliche Lebensgemeinschaften, wie z.B. Seegraswiesen oder Muschelbänke, im Wirkungsbereich des Abbaus beeinträchtigt.

Für Fische bedeuten Sand- und Kiesentnahmen eine (örtliche) Veränderung der Topographie und der hydrographischen Verhältnisse durch Bildung von Trübungsfahnen, Remobilisation chemischer Stoffe und verstärkter Sedimentation. Zudem können Sedimententnahmen grundsätzlich mit einem unmittelbaren Verlust von benthischen Lebewesen einhergehen. Durch stark erhöhte Schwebstoffkonzentrationen in der Wassersäule kann es zudem zu einer Verstopfung der Kiemen der Fische kommen, was physiologischen Stress bis hin zur Mortalität einzelner Individuen bedingen kann.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung der selektiven Entnahme abiotischer Ressourcen.

4.3 Sonstige physikalischen Störungen

4.3.1 Unterwasserlärm

Beschreibung

Einträge von Unterwasserlärm können in impulshafte und kontinuierliche Signale unterteilt werden. Während kontinuierliche Einträge stetig den natürlichen Hintergrundgeräuschpegel anheben, erhöhen impulshafte Signale kurzfristig das Lärmbudget einer Meeresregion. Relevante Quellen impulshafter Einträge von Unterwasserlärm in der deutschen Ostsee sind der Einsatz verschiedener Typen von Sonaren, die schallintensiven Bauarbeiten von Offshore-Windenergieanlagen, Sprengungen (bspw. von Munitionsaltlasten) sowie der Einsatz von akustischen Vergrämern z.B. in der Fischerei. Die Schifffahrt, der Sand- und Kiesabbau und der Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen stellen die wesentlichen kontinuierlichen Schalleinträge dar.

Sonare und Echolote

Vertikalecholote, die Schallfrequenzen von beispielsweise 50, 100 oder 200 kHz nutzen und einen Quellschallpegel von bis zu 235 dB re 1 µPa senkrecht zur Wasseroberfläche nach unten zum Meeresboden gerichtet senden und empfangen

(OSPAR, 2009c), sind bei ihrem Einsatz in Handels- und Freizeitsschifffahrt notwendig für die Navigationssicherheit, ihre Anzahl wird aber nicht erfasst. Weiterhin werden auf Fischereifahrzeugen sogenannte Fischsonare eingesetzt. Die Deutsche Marine hat nach eigenen Angaben einige Mittelfrequenzsonare im Einsatz, die bei einem Quellschallpegel von bis zu 235 dB re 1 μ Pa hohe Reichweiten (Hildebrand, 2009) entfalten können. Militärische Aktivitäten mit Sonaren finden vorrangig in den ausgewiesenen Übungsgebieten des Arkonabeckens, der Pommerschen Bucht, der Beltsee und der äußeren östlichen Küstenmeere statt. Hinzu kommt der Einsatz unterschiedlicher wissenschaftlich genutzter aktiver Schallquellen um beispielsweise Bodenuntersuchung für Windkraftanlagen, Kabelstrecken oder Gasleitungen durchzuführen.

Offshore-Windenergieanlagen

In der deutschen Ostsee ist mit „Baltic I“ mit seinen 21 Anlagen im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns bisher ein Windpark in Betrieb. Aufgrund von noch nicht vorliegenden Auswertungen der Messergebnisse aus diesem Projekt können hier nur Erfahrungen aus der Nordsee eingebracht werden. Hier wurden bei der Rammung von Stahlmonopiles im Windpark „Horns Reef“ Schalldruckpegel an der Quelle (Ramme) von 235 dB re 1 μ Pa gemessen (Tougaard et al., 2009). Messungen während der Errichtung des Testfelds „alpha ventus“ ergaben eine Überschreitung des verbindlichen Grenzwertes von 160 dB re 1 μ Pa Schallexpositionspegel auf 750 Metern Entfernung zur Rammstelle von typisch 10, maximal 14 dB re 1 μ Pa, bei den Rammungen der ersten 15 Anlagen des Windparks BARD Offshore 1 von maximal 19,1 dB re 1 μ Pa.

Die kontinuierlichen Schallemissionen von Offshore-Windenergieanlagen im Betriebszustand wurden in der dänischen Ostsee im Windpark „Nysted“ mit 110 dB re 1 μ Pa in 100 Metern Entfernung gemessen, wobei die dominante Frequenz bei 135 Hz lag (Blew et al., 2006).

Akustische Vergrämer die dazu dienen, marine Säugetiere zu ihrem eigenen Schutz aus einem Gebiet zu vertreiben, in dem Rammarbeiten bevorstehen, können bei der Errichtung von Offshore-Windparks lokal zumindest zeitweise eine bedeutende Lärmquelle darstellen.

Sprengungen

Es ist anzunehmen, dass noch bis zu 1,6 Mio. Tonnen konventionelle Munition in deutschen Gewässern der Nord- und Ostsee vorhanden sind. Etwa 8.000 Torpedoköpfe und 10.000 Minen wurden allein im Gebiet „Kolberger Heide“ in der Kieler Bucht verklappt. Etwa 50 der seit 2005 gemeldeten rund 130 größeren Funde in diesem Gebiet wurden in der jüngeren Vergangenheit gesprengt, um die Sicherheit der benachbarten Schifffahrtsroute zu gewährleisten. Seit 2009 werden in diesem Gebiet aus Artenschutzgründen explosionschallmindernde Maßnahmen erprobt und eingesetzt (Böttcher et al., 2011). Darüber hinaus führt die Deutsche Marine Sprengungen in deutschen Gewässern im Rahmen von Materialerprobung, Ausbildung und zur Beseitigung von Kampfmittelaltlasten durch. Beispielsweise wird das Sperrgebiet Schönhagen von der Marine als Übungsgebiet genutzt, auch zur Ausbildung des Umgangs mit und zur Prüfung von vorkonfektionierten militärischen Sprengladungen. Hierbei kommt es in unmittelbarer Nachbarschaft zur Quelle (Abstand von 1 m) zu Schalldruckpegeln von bis zu 304 dB re 1 μ Pa (Hildebrand, 2009).

Vergrämer

Um Beifang von Kleinwalen zu begegnen, ist seit 2004 der Einsatz von akustischen Vergrämern mit einem Breitband- oder tonalem Signal je nach Typ von bis zu 145 dB re 1 μ Pa bei 10-160 kHz (Kindt-Larsen, 2008) in bestimmten Fischereien (welche Verwicklungs-, Stell- oder Treibnetze einsetzen) verpflichtend (EG-Verordnung 812/2004). Andere akustische Vergrämer speziell für Robben, die beispielsweise vor der Rammung von OWEA eingesetzt werden, erzeugen ein Breitbandsignal oder Töne von über 185 dB re 1 μ Pa.

Schifffahrt

Die Schifffahrt ist die wesentliche kontinuierliche Eintragsquelle von Unterwasserschall, welcher gebietsweise zu einer ständigen Hintergrundbelastung führt. Es wird geschätzt, dass sich zu jedem Zeitpunkt 1.800 bis 2.000 Schiffe in der Ostsee befinden (BSH, 2009). Je nach Schiffstyp und Größe variiert die Intensität und Frequenz des Schalleintrags zwischen 158-190 dB re 1 μ Pa bei 7-430 Hz (Simmonds et al., 2003).

Wirkungen

Die emittierten Frequenzen von Echoloten, aber auch Signale durch akustische Vergrämer, überlappen mit den hochfrequenten Kommunikationssignalen von Schweinswalen und können damit biologisch wichtige Signale überdecken (Tasker et al., 2010). Weiterhin stellt die Nutzung von militärischen Mittelfrequenzsonaren mit hohen Reichweiten, u.a. durch die Deutsche Marine, eine Bedrohung für marine Säugetiere dar (Frantzis, 1998; Dalton, 2006). Das Risiko von Verletzungen, Gehörschäden, Maskierung und Störungen besteht bei extrem lauten Schallimpulsen selbst noch in einer Entfernung von vielen Kilometern zur Schallquelle (Koschinski, 2011).

Die bei der Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen durch Rammungen auftretenden Schallpegel haben das Potenzial marine Säugetiere und anderes marines Leben zu stören und innerhalb eines gewissen Radius physisch zu schädigen (Madsen et al., 2006). Ein weiträumiges Fluchtverhalten wurde bei der Errichtung des Testfeldes „alpha ventus“ beobachtet, im Falle des dänischen Windparks „Horns Rev II“ fanden Ausweichbewegungen über 20 Kilometer statt. Eine Studie an Robben im Offshore-Windpark „Nysted“ (dänische Ostsee) zeigte, dass an Tagen, wo Spundwände gerammt wurden, 20-60% weniger Seehunde ihre Ruheplätze an Land aufsuchten als an rammfreien Tagen (Edrén et al., 2010). OWEA im Betriebszustand lassen keine Verletzungen des Gehörs erwarten, können jedoch Meideverhalten bewirken und damit Habitatverluste oder Barrierewirkungen zu Folge haben (ICES WGMME, 2010). Bau und Betrieb von „Nysted“ bewirkte eine bis zwei Jahre nach Errichtung dokumentierte anhaltende deutliche Reduktion der Abundanz und der akustischen Aktivität der Schweinswale (Tougaard et al., 2006).

Lucke et al. (2009) stellten fest, dass bei einem Schweinswal bei einem Schallereignispegel von 164,3 dB re 1 μ Pa und einem Spitzenpegel von 199 dB re 1 μ Pa eine kurzfristige Schwerhörigkeit auftreten kann. Modellhafte Berechnungen auf Basis von Southall et al. (2007) zeigen, dass ein Schweinswal im Falle einer Fluchtbewegung bei einem Start in 750 Metern von der Rammstelle und einer Schwimmgeschwindigkeit von 6,2 Metern pro Sekunde durch die kumulative Schallbelastung, die beim Rammen einer Tripodkonstruktion unter den

Gegebenheiten von „alpha ventus“ freigesetzt wird, einem Schallexpositionspegel von 182,1 dB re 1 μ Pa ausgesetzt ist. Ist ein Mutter-Kalb-Paar mit einer Schwimmgeschwindigkeit von 1,5 Metern pro Sekunde betroffen, erhöht sich dieser Wert auf 189,5 dB re 1 μ Pa, im Falle eines erwachsenen Seehundes auf 183,3 dB re 1 μ Pa (Modellierung durch P. Lepper, Loughborough University, pers. Kommunikation).

Sehr hohe Lärmpegel, wie sie durch eine Schockwelle beispielsweise durch Sprengungen freigesetzt werden, können letale Folgen für marine Säugetiere haben (Nützel, 2008). Neben auditorischen können auch nicht-auditorische Schädigungen in anderen Gewebearten auftreten. Basierend auf den Ergebnissen von Lucke et al. (2009) tritt bei einem Schweinswal bei einem Spitzenpegel von 199 dB re 1 μ Pa eine kurzfristige Schwerhörigkeit auf. Dies erfordert eine Vielzahl sektoraler Maßnahmen bei gleichzeitig kumulativer Betrachtung und Kontrolle. Bei einer 15 Kilogramm-Sprengung, wie sie 2008 vor Heidkate durchgeführt wurde, ist dieser Pegel in einer Entfernung von ca. 14 Kilometern erreicht (Nützel, 2008).

Der Einsatz von Vergrämern in der Fischerei kann in Gebieten mit Stellnetzfischerei zu lokalen Vertreibungseffekten führen (Culik et al., 2001; Carlström et al., 2002 und 2009; ASCOBANS, 2009a).

Kontinuierliche Lärmeinträge vor allem durch die Schifffahrt, aber auch durch den Sand- und Kiesabbau, können Auswirkungen auf das Vorkommen von Walen haben, aber vor allem ihre Kommunikationssignale maskieren. Das schränkt den akustischen Radius ein, innerhalb dessen sie sich verständigen und orientieren können. Schnelle Sportboote und Schnellfähren in Flachgewässern können Fluchtreaktionen bei Walen hervorrufen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Es liegen bislang zu wenige Daten zur natürlichen und anthropogenen Lärmbelastung der deutschen Ostseegebiete vor, um gegenwärtig eine Evaluierung im Sinne der Anfangsbewertung für die MSRL zu leisten. Anthropogener Unterwasserschall gilt laut holistischer Gesamtbewertung der Ostsee durch HELCOM (2010a) als einer der wichtigsten Belastungsfaktoren in verschiedenen Meeresgebieten der Ostsee inklusive der Kieler und Mecklenburger Bucht.

In der deutschen Ostsee ist die Errichtung weiterer Windenergieparks geplant. In der AWZ sind 3 Parks in den Vorranggebieten „Kriegers Flak“ und „Westlich Adlergrund“ genehmigt. Das bedeutet für den Fall der Realisierung, dass künftig sowohl die impulshaften Schall-Einträge (in der Errichtungsphase) als auch die kontinuierlichen Einträge (in der Betriebsphase) ansteigen werden.

4.3.2 Abfälle im Meer

Beschreibung

Eine erste Betrachtung der Fragestellung der Spülsaumbelastung durch Abfälle erfolgte durch das „Marine Litter Project“ im Rahmen von HELCOM. Plastikabfälle stellten durchschnittlich 30-60% des Abfallgewichts bzw. der Abfallprodukte dar, wobei in der Zusammensetzung Plastikflaschen und -tüten dominierten. In den Anrainerstaaten der Ostsee variierten die gefundenen Müllmengen zwischen zwei und 328 Kilogramm (4-181 Stück) pro 500 Meter Küstenabschnitt. Die höchsten

Abfallmengen betragen 700 und 1.200 Stück pro 100 m Küstenlinie, vergleichbar mit den Mengen, die an Strandabschnitten der nördlichen Nordsee gefunden wurden (OSPAR, 2007). Die Umweltorganisation „The Ocean Conservancy“ schlussfolgerte aus den Ergebnissen eigener jährlicher Küstenreinigungsaktionen, dass fast 58% des gesammelten Mülls durch menschliche Aktivitäten inklusive Freizeitaktivitäten an der Küste verursacht werden.

Während flächendeckender Befliegungen der deutschen Ostsee wurden hohe Mülldichten und ein Zusammenhang zwischen Schiffs- und Mülldichte beobachtet (Herr, 2009). Mülltrennung an Bord, Kontrollen auf See und die Bereitstellung effektiver und standardisierter Hafenauffanganlagen für Schiffsabfälle zur Entsorgung an Land erhalten damit eine höhere Bedeutung.

In den Gewässern der westlichen Ostsee wurde 1996 über Schleppnetzuntersuchungen der Müll am Meeresboden quantifiziert. Mit $1,26 \pm 0,82$ Stück pro Hektar waren die Zahlen mit den Ergebnissen aus der Nordsee vergleichbar (Galgani et al., 2000).

Wirkungen

Der Informationsstand über die Effekte von marinem Abfall in der Ostsee ist nach wie vor sehr gering. Schwedische Studien (Larsson et al., 2003; Tschernij und Larsson, 2003; Swedish Board of Fisheries, 2004) konzentrierten sich auf bestimmte Gebiete in der schwedischen Ostsee, in denen das Risiko des Vorhandenseins verloren gegangener, „herrenloser“ weiterfischender Netze sehr hoch ist. Danach wurden im Jahr 2004 24 Kilometer Fischernetze gefunden, welche die marine Fauna gefährden. Herrenlose Netze und Netzreste werden auch in der deutschen Ostsee registriert, ihre Quantifizierung wird derzeit nicht durchgeführt.

Generell bekannte nachteilige ökologischen Auswirkungen sind die orale Aufnahme von Abfällen durch Seevögel und andere marine Lebewesen, das Verheddern und die Strangulierung von Meeresorganismen in Müllteilen wie verloren gegangenen Fischereinetz, Habitatbeeinträchtigung durch Abschürfungen und Veränderungen in der Sauerstoffverfügbarkeit beispielsweise durch das Bedecken von Bereichen des Meeresbodens, sowie die Schädigung von fragilen (sessilen) benthischen Organismen. Insbesondere kleine Plastikpartikel absorbieren chemische Substanzen, die in den Organismus (Seevögel, Fische, Detritoren und Filtrierer) gelangen, der sie verschluckt bzw. aufnimmt. Basierend auf Analysen von Muscheln gibt es erste Hinweise darauf, dass die Kunststoffpartikel in das Kreislaufsystem übergehen und eine erhöhte Immunabwehr auf molekularer Ebene hervorrufen. Untersuchungen an marinen Säugetieren zeigen außerdem, dass Kunststoffpartikel über das Nahrungsnetz aufgenommen wurden, indem mit Kunststoff belasteter Fisch gefressen wurde. Da Kunststoffe außerdem hormonwirksame Additive wie Weichmacher abgeben, können weitere chemisch-toxische Effekte auftreten. Diese Effekte können zu einer Anreicherung von Schadstoffen in Organismen und im Nahrungsnetz führen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Insgesamt liegen bislang für die deutschen Ostseegebiete zu wenige Daten zur Belastung mit Abfällen und möglichen Wirkungen vor, um gegenwärtig eine Evaluierung für alle Gebiete im Sinne der Anfangsbewertung für die MSRL zu leisten.

In der ersten Gesamtbewertung der Ostsee durch HELCOM (2010a) werden die Einträge von Abfällen als eine physikalische Beeinträchtigung mit Schädigungspotenzial für marines Leben beschrieben. Erste Aussagen lassen sich über eine Korrelation zwischen Müll an der Meeresoberfläche und der Schiffsdichte und Hinweisen auf Küstenaktivitäten insbesondere im Freizeitbereich als wichtige Eintragsquelle treffen.

Für die orale Aufnahme von Meeressmüll muss ein geeigneter Indikator vergleichbar mit dem Eissturmvogel für die Nordsee identifiziert werden (evtl. Robben). Für alle anderen Aspekte wie die Belastung der marinen Umwelt mit Mikroplastik oder weitere negative ökologische Auswirkungen wie Strangulierung liegen Hinweise vor, die verifiziert werden müssen.

4.4 Interferenzen mit hydrologischen Prozessen

4.4.1 Signifikante Änderungen des Temperaturprofils

Beschreibung

Anthropogen verursachte Änderungen im Temperaturprofil werden vor allem durch Erwärmung aufgrund von Kühlwassereinleitung von Kraftwerken bewirkt.

Eine direkte Einleitung von Kühlwasserwärme durch Kraftwerke in die schleswig-holsteinischen Küstengewässer der Ostsee erfolgt zurzeit durch Einleitungen des Kraftwerks Flensburg (70 Mio. m³/a) in die innere Flensburger Förde und durch das Gemeinschaftskraftwerk Kiel (420 Mio. m³/a) in die innere Kieler Förde. Eine Direkteinleitung von Kühlwasserwärme in die mecklenburg-vorpommerschen Küstengewässer erfolgt zurzeit durch das Kraftwerk Rostock (7,6 Mio. m³/a; Einleitstelle Höhe Rostock-Hohe Düne) und durch EWN am Standort Lubmin in den Greifswalder Bodden (Verdampferanlage 17,52 Mio. m³/a). Um die gewässerökologische Verträglichkeit zu gewährleisten, werden verschiedene Aspekte der Wärmeausbreitung im Gewässer innerhalb der Genehmigungsverfahren geprüft. Das Hauptaugenmerk wird dabei auf kritische Temperaturen und kritische Sauerstoffwerte gelegt.

Im Bereich der deutschen Ostsee sind zahlreiche nationale und internationale Kabeltrassen für unterseeische Stromkabel vorhanden und eine große Zahl befindet sich zurzeit für die Windkraftanlagen in der Planung oder im Bau.

Modellierungen die im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen für stromabführende Kabel von Offshore-Windparks durchgeführt wurden, haben gezeigt dass in der Regel bei Berücksichtigung einer entsprechenden Verlegetiefe keine für die Schutzgüter Boden und Wasser relevante Erwärmung durch den Kabelbetrieb und keine Freisetzung von Schadstoffen zu erwarten ist.

Wirkungen

Eine deutliche Erhöhung der Wassertemperatur durch Einleitung von Kühlwasser wirkt über verschiedene Pfade auf die vorhandenen Lebensgemeinschaften und führt zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung und Abundanzen.

Der unmittelbarste Effekt einer Temperaturerhöhung ergibt sich aus den physiologischen Reaktionen der vorhandenen Organismen. Jede Art weist einen

spezifischen Temperaturbereich auf, in dem ihre physiologischen Prozesse optimal ablaufen können. Überschreiten die Umgebungstemperaturen die Obergrenze dieses Bereichs, kommt es zu Stress bis hin zur Mortalität, in Abhängigkeit von Dauer und Stärke der Temperaturerhöhung.

Von den aquatischen Organismen sind Fische im Allgemeinen am empfindlichsten gegenüber hohen Temperaturen. Für stenotherme³ Arten wie z.B. die Heringsartigen kann bereits eine Temperatur von 22 °C letal sein. Bei demersalen Fischarten wie den Plattfischen wirken Temperaturen von 23-28 °C letal, wenn sie diesen länger ausgesetzt sind.

Fische können Bereichen mit schlechten Umweltbedingungen ausweichen. Dies gilt auch für die Warmwasserfahnen von Kraftwerken. Anders liegt der Fall beim Makrophytobenthos, Plankton und vielen benthischen Wirbellosen.

Faktoren wie Salzgehalt, Wasserhärte und z.B. der hydrostatische Druck wirken sich auf die Temperaturtoleranz aus. Wenn mehrere Stressfaktoren zusammenwirken, verstärken sie den negativen Einfluss erhöhter Temperaturen.

Mit der Erwärmung des Wassers geht eine Verminderung der physikalischen Sauerstofflöslichkeit einher. Geringe Sauerstoffgehalte können Auswirkungen auf die im Wasser lebenden Wirbellosen und insbesondere Fische haben. Des Weiteren können erhöhte Temperaturen zur Entkopplung der natürlichen saisonalen Zyklen führen. So kann eine wärmebedingte Intensivierung der Stoffwechselprozesse (und somit der Wachstumsprozesse) zu einer Vorverlegung der Reproduktionsphase bei Wirbellosen und Fischen führen. Zu Zeiten eines erhöhten Nahrungsbedarfes in der Larval- und Juvenilphase kann es daher vorkommen, dass kein (ausreichendes) Nahrungsangebot (z.B. Phytoplankton) zur Verfügung steht.

Insgesamt kann für die Einleitung von warmem Wasser ein relativ begrenzter Wirkraum angenommen werden, da eine signifikante Erhöhung der Temperaturen nur lokal gegeben ist. Der Gesamteinfluss auf das Ökosystem der Ostsee ist insbesondere im Vergleich zu anderen Belastungen die großräumiger wirken (z.B. Fischerei, Eutrophierung) sehr gering. In den betroffenen Bereichen kommt es jedoch kleinräumig zu Lebensraumverlusten und im Umfeld zu stressbedingten Beeinträchtigungen der Lebensgemeinschaften. Wenn in den kritischen Grenzbereichen der Temperaturbandbreite noch zusätzliche Stressfaktoren hinzukommen, treten synergetische Effekte auf, die sich kumulativ verstärken können. Zu beachten ist weiterhin, dass die lokalen Auswirkungen von Kühlwassereinleitungen auf die globale Erwärmung infolge des Klimawandels aufsetzen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Bisher sind - bis auf die EU-Muschelgewässerrichtlinie (Richtlinie 2006/113/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer) - keine internationalen Regelungen zur direkten Bewertung von signifikanten Temperaturerhöhungen bekannt. In der EU-Muschelgewässerrichtlinie ist für den Bewertungsparameter Temperatur ein Richtwert von $\Delta 2$ Grad festgelegt.

Die Wirkungen einer signifikanten anthropogenen Temperaturerhöhung treten sehr lokal auf und können nur vor den individuellen Bedingungen des Einleitungspunktes und der Sensitivität der Gewässerumgebung betrachtet werden. Lokal abgestimmte

³ Als stenotherm werden Arten bezeichnet die nur einen engen Temperaturbereich tolerieren.

Lastpläne mit entsprechenden Kontrollwerten (Temperatur, Sauerstoff, Salinität) regeln die Bedingungen der Einleitung und deren Überwachung.

4.4.2 Signifikante Änderungen des Salinitätsprofils

Beschreibung

In die schleswig-holsteinischen Küstengewässer erfolgen keine Salzeinleitungen. Auch in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns erfolgen zurzeit keine Salzeinleitungen; weiterhin liegen keine signifikanten Veränderungen des Salinitätsprofils durch Süßwassereinleitungen aus Kläranlagen oder Kraftwerken vor.

Wirkungen

Insgesamt könnte für die Einleitung von Salzen ein relativ begrenzter Wirkraum angenommen werden, da eine signifikante Erhöhung der Salinität nur lokal gegeben sein würde. Der Gesamteinfluss auf das Ökosystem der Ostsee wäre insbesondere im Vergleich zu anderen Belastungen die großräumiger wirken (z.B. Fischerei, Eutrophierung) sehr gering. In den betroffenen Bereichen käme es jedoch kleinräumig zu Lebensraumverlusten und im Umfeld zu stressbedingten Beeinträchtigungen der Lebensgemeinschaften. Wenn in den kritischen Grenzbereichen der Salinitätsbandbreite noch zusätzliche Stressfaktoren hinzukämen, träten synergetische Effekte auf, die sich kumulativ verstärken könnten.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Bisher sind - bis auf die EU-Muschelgewässerrichtlinie - keine internationalen Regelungen zur direkten Bewertung von signifikanten Änderungen des Salinitätsprofils bekannt. In der EU-Muschelgewässerrichtlinie ist der Salzgehalt ein Bewertungsparameter, mit einem imperativen (ist einzuhalten) Wert von Δ 10% Abweichung vom natürlichen Salzgehalt.

Die Wirkungen einer signifikanten Änderung des Salinitätsprofils treten sehr lokal auf und können nur vor den individuellen Bedingungen des Einleitungspunktes und der Sensitivität der Gewässerumgebung betrachtet werden. Lokal abgestimmte Lastpläne mit entsprechenden Kontrollwerten (Temperatur, Sauerstoff, Salinität) regeln die Bedingungen der Einleitung und deren Überwachung.

4.5 Kontamination durch gefährliche Stoffe

4.5.1 Beschreibung der Einträge

Schadstoffe sind nach wie vor in teilweise ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen in der Ostsee nachzuweisen, und viele der persistenten, bioakkumulativen und toxischen Stoffe werden noch Jahrzehnte nach ihrem Verbot in erheblichen Konzentrationen in der Meeresumwelt zu finden sein (SRU, 2004; BfN, 2006; HELCOM, 2010a).

Eintrag synthetischer Verbindungen (z.B. prioritäre Stoffe im Sinne der Richtlinie 2000/60/EG z.B. Pestizide, Arzneimittel, Bewuchshemmer)

Synthetische Verbindungen werden über die Flüsse, aber auch über den Luftpfad, die Schifffahrt, die Erdöl- und Erdgasindustrie und beim Bau und Betrieb von OWEA in die Ostsee eingetragen.

Für die prioritären Stoffe der WRRL könnten die Frachten aus den Überwachungsergebnissen der Messstellen an der Grenze Übergangsgewässer-Küstengewässer berechnet werden. Ein umfassender Einblick über die Einträge in die Ostsee ist aber erst mit der Vorlage des Inventars nach Artikel 5 der UQN-RL zu erwarten.

Persistente organische Schadstoffe (POP) werden auch über den Luftpfad in die Meere eingetragen. POPs an der deutschen HELCOM-Küstenstation (Messstelle Zingst) lassen einen abnehmenden Trend der nassen Deposition erkennen, z.B. zeigt Lindan einen Rückgang um etwa 80% zwischen 1999 und 2009. Für einige der Stoffe fehlen zurzeit noch Quantifizierungen.

Die Einträge von TBT aus Antifoulinganstrichen von Schiffen nehmen infolge der Verbote durch die EG-Verordnung 782/2003 und des AFS-Übereinkommens (International Convention on the Control of Harmful Antifouling Systems on Ships (IMO, 2001)) ab, jedoch zeigen alternativ genutzte Anstriche auch problematische Eigenschaften.

Gegenwärtig wird in der deutschen Ostsee kein Erdöl- oder Erdgas gefördert. Die aus den Abdrucktests von Erdgas-Rohrleitungen stammenden Chemikalien (Antifouling-Mittel und Sauerstoff-Reduktionsmittel) werden in hoher Verdünnung in den Wasserkörper eingeleitet. Darüber hinaus sind zum Schutz der Rohrleitung vor äußerer Korrosion in regelmäßigen Abständen Opferanoden aus Zink und Aluminium angebracht, die nur in geringen Mengen gelöst und in die Wassersäule freigesetzt werden.

Beim Betrieb der OWEA kann es potenziell zu Verunreinigungen der Meeresumwelt kommen, jedoch ist für die Errichtung und den Betrieb von OWEA in deutschen Küstengewässern und der deutschen AWZ für anfallende Abfälle und verbrauchte Betriebsstoffe eine ordnungsgemäße Entsorgung an Land vorgeschrieben. Bei Sedimentumlagerung und ggf. auch einer Kolkbildung können, sofern eine entsprechende Vorbelastung vorliegt, Schad- und Nährstoffe aus dem Sediment in das Meerwasser eingetragen werden. Während gegenwärtig aufgrund der wenigen existierenden Anlagen kein Problem hinsichtlich Schadstoffeinträge von OWEA in das deutsche Ostseegebiet besteht, muss für zukünftige Bewertungen gemäß Artikel 8 MSRL der starke Ausbau der Offshore-Windkraft berücksichtigt werden.

Vor allem im Rahmen des 2. Weltkriegs und insbesondere in den unmittelbaren Nachkriegsjahren sind große Mengen an Kampfmitteln in den deutschen Ostseebereich eingebracht worden. Bisher wurde von behördlicher Seite eine Belastung von rund 300.000 Tonnen kommuniziert. Aufgrund der unklaren Datenlage für den Ostseebereich muss diese Schätzung allerdings als wenig belastbar angesehen werden. Vorrangig handelt es sich um konventionelle Munition wie Granaten, Bomben, Minen und Torpedos. Gesicherte Erkenntnisse über die Versenkung von chemischer Munition liegen nur für das Gebiet südlich des Kleinen Belts vor. Dort befinden sich noch rund 5.000 Tonnen mit Tabun und Phosgen

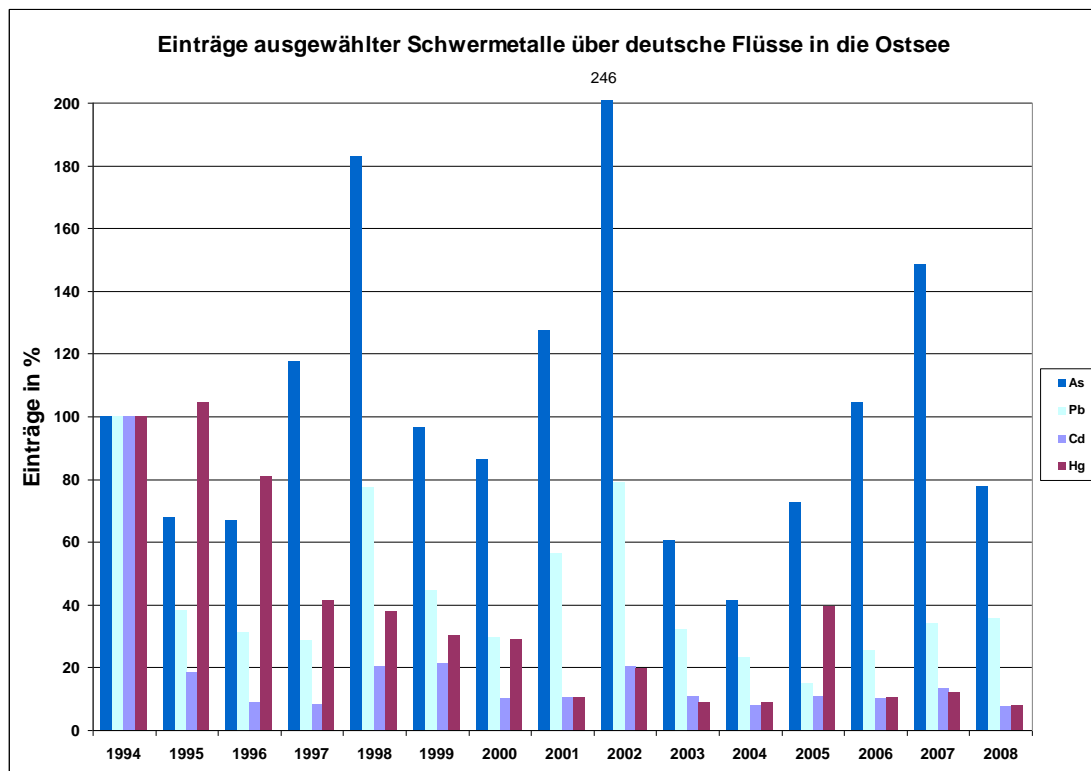


Abb. 4.1: Einträge ausgewählter Schwermetalle und Arsen über deutsche Flüsse in die Ostsee 1994-2008 (Jahr 1994 = 100%) (Umweltbundesamt nach Angaben der Küstenländer für Berichterstattung HELCOM, Stand 2009).

gefüllte Bomben und Granaten. Weitere, in diesem Gebiet zunächst versenkte Tabun-Granaten (69.000 Stück, ca. 1.000 t) wurden 1959/60 gehoben und im Golf von Biskaya versenkt (Böttcher et al., 2011). Neben diesen bekannten Versenkungsgebieten ist weiterhin zu vermuten, dass auf den Zufahrtswegen vom deutschen Verladehafen Wolgast zum damaligen, bestimmungsgemäßen Versenkungsgebiet im Bornholm-Becken noch vereinzelt Munition vorhanden ist (Böttcher et al., 2011). Die im Rahmen des Berichts einer Bund/Länder-Arbeitsgruppe erstellte Karte weist ihrer Systematik entsprechend 50 munitionsbelastete Flächen (davon 8 Munitionsversenkungsgebiete) und 21 Verdachtsflächen in den deutschen Meeressgewässern der Ostsee aus. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass nach wie vor nur ein geringer Teil der tatsächlich durch Kampfmittel belasteten Flächen bekannt ist. Insbesondere für Mecklenburg-Vorpommern fehlen zum Beispiel belastbare Daten zu Versenkungsmaßnahmen aus der Zeit nach 1945, auf deren Durchführung jedoch Aussagen von Zeitzeugen hinweisen (Böttcher et al., 2011). In Seekarten sind derzeit 22 „unrein(Munition)“-Gebiete erfasst, die alle im Bereich des deutschen Hoheitsgebietes liegen.

Eintrag nicht synthetischer Verbindungen (Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe)

Relevante Eintragspfade für nicht-synthetische Verbindungen sind Flusseinträge, Einträge über den Luftpfad, die Schifffahrt, die Erdöl- und Erdgasindustrie und OWEA.

Die Schwermetalleinträge über die deutschen Zuflüsse in die Ostsee nahmen seit 1994 zum Teil deutlich ab. Bei Arsen wurden jedoch in den Jahren 1998, 2002 und 2007 hohe Frachten gemessen (Abbildung 4.1). Der drastische Rückgang der

Quecksilber-Frachten auf weniger als 10% in 2008 im Vergleich zu 1994 zeigt demgegenüber, dass die Emissionen einiger anthropogen eingetragener Metalle seit Beginn der 1990er Jahre erheblich und kontinuierlich zurückgegangen sind. Einen entscheidenden Beitrag zu dieser Umweltentlastung haben Maßnahmen im Bereich der Industrie aufgrund verschärfter gesetzlicher Anforderungen sowie der seit 1990 eingetretene Rückgang industrieller Aktivitäten im deutschen Odereinzugsgebiet geleistet.

Hinsichtlich der Einträge über den Luftpfad werden für die Schwermetalle Hg, Cd und Pb an der HELCOM-Küstenstation/UBA-Messstelle Zingst abnehmende Trends gemessen. Die atmosphärischen Einträge bleiben weiterhin bedeutend für die Gesamteinträge (Cadmium 15%, Quecksilber 25%, Blei 50%) in die Ostsee. Die Beltsee und das Kattegat sind der atmosphärischen Deposition besonders ausgesetzt (HELCOM, 2010a).

Der deutsche Ostseeteil, insbesondere das Arkonabecken, die Darßer Schwelle, die Beltsee und die Mecklenburger Bucht sind durch intensiven Schiffsverkehr geprägt. Beim Schiffsbetrieb kommt es durch die überwiegende Verwendung von Schweröl als Schiffstreibstoff zu einem Ausstoß von Schwermetallen (V, Ni) sowie NO_x , SO_x , CO_2 , PAH und Rußpartikeln. Mit Inkrafttreten der revidierten Anlage VI - Regeln zur Verhütung der Luftverunreinigung durch Seeschiffe - zu MARPOL 73/78 am 01. Juli 2010 gelten in der Ostsee, die als SO_x -Emissionsüberwachungsgebiet (SECA) ausgewiesen ist, strengere Vorschriften. Schiffe dürfen nur noch Treibstoff mit einem maximalen Schwefelgehalt von 1% verwenden oder mit Hilfe von Abgasnachbehandlungstechnik den Grenzwert einhalten. Ab 2015 gilt ein Grenzwert von 0,1%. Durch den regelmäßigen Schiffsbetrieb gelangen Öl und Schadstoffe nur in sehr begrenztem Umfang ins Meer (etwa Dichtungsöl am Wellenschaft). Zulässig ist das Einleiten von Bilgewasser aus der Maschinenraumbilge, wenn das Schiff in Fahrt ist und der Ölgehalt des Ausflusses unverdünnt nicht mehr als 15 ppm beträgt und zusätzliche Kontrollmechanismen angewandt werden. Das absichtliche Einleiten von Öl in die Ostsee als Sondergebiet ist nach MARPOL Anlage I und dem Strafgesetzbuch grundsätzlich verboten. Öl kann auch bei Schiffsunfällen in Wasser und Sediment eingetragen werden. Aus den Daten der flugzeuggestützten Überwachung des Küstenmeeres und der AWZ der Ostsee geht hervor, dass die Anzahl der gemeldeten Ölverschmutzungen mit 82 in 2007, 43 in 2008 und 44 in 2009 deutlich abgenommen hat (BSH, Fachsystem Gewässerverunreinigung, o. J.). Das Einleiten von Schiffsabwasser in das Meer ist nach Anlage IV Regel 11 Absatz 1 des MARPOL-Übereinkommens für Schiffe, die für mehr als 15 Personen zugelassen sind, grundsätzlich verboten. Ausnahmsweise zulässig ist das Einleiten in den folgenden Fällen: (1) das Schiff verfügt über eine zugelassene Abwasser-Aufbereitungsanlage, (2) die Einleitung von mechanisch behandeltem und desinfiziertem Abwasser erfolgt aus einer zugelassenen Anlage und in einer Entfernung von mehr als 3 sm vom nächstgelegenen Land, (3) die Einleitung von unbehandeltem Abwasser erfolgt aus einem Abwasser-Sammeltank mit einer mäßigen Einletrate und in einer Entfernung von mehr als 12 sm vom nächstgelegenen Land. Im Ostseegebiet gelten die Einleitbestimmungen der Anlage IV Regel 11 Absatz 1 des MARPOL-Übereinkommens darüber hinaus auch für deutsche Sportboote, die über eine Toilette mit einer Abwasserrückhalteanlage verfügen. Für Schiffe, die für 15 oder weniger Personen zugelassen sind, besteht eine generelle Pflicht eine Abwasserrückhalteanlage zu installieren, wenn sie mit einer Toilette ausgerüstet sind und die Ostsee befahren. Abwässer aus Chemie-

Toiletten dürfen nur in landseitigen Auffanganlagen entsorgt werden. Weiterhin werden durch den Korrosionsschutz von Schiffskörpern, ähnlich wie bei Offshore-Bauwerken, Zink und Aluminium freigesetzt. In Zukunft könnte in zunehmender Weise mit den Emissionen von unterschiedlichen, vom Behandlungsverfahren abhängigen, Chemikalien aus der Ballastwasserbehandlung von Schiffen zu rechnen sein. Die Untersuchung dieser Stoffe ist international bereits in Vorbereitung.

Bei Erdgasleitungen sind Gasaustritte durch Beschädigung der Rohrleitungen möglich. Kommt es zu einem Unfall, beispielweise durch Notankerung oder Schiffsunfall, fällt der Betriebsdruck innerhalb kurzer Zeit auf einen kritischen Schwellenwert, der ein automatisches Schließen von Teilabschnitten der Leitung (sogenanntes „Shutdown“) verursacht. Es kann dann nur noch das in der abgeschotteten Leitung verbliebene Trockengas austreten. Gasaustritte sind auch bei undichten Ventilen möglich.

Einträge von Schadstoffen durch den Bau und Betrieb von OWEA wurden bereits im vorherigen Kapitel beschrieben.

Eintrag von Radionukliden

Aus der im Rückbau befindlichen kerntechnischen Anlage Greifswald gelangen über den Bodden Abwässer in die Ostsee. Nach derzeitigen Erkenntnissen sind die Ableitungen kerntechnischer Anlagen so gering, dass der Anteil der in die Ostsee eingeleiteten radioaktiven Stoffe durch deutsche Kernkraftwerke vernachlässigbar ist und daraus resultierende Aktivitätskonzentrationen messtechnisch nicht nachgewiesen werden können. Die größte Belastung durch anthropogene Radionuklide in der Ostsee geht zurzeit von Einträgen aus dem Unfall von Tschernobyl aus.

Schadstoffe in Lebensmitteln

Der pro Kopf-Verbrauch an Fisch- und Fischereierzeugnissen in Deutschland beträgt nach Angaben der deutschen Fischwirtschaft mehr als 15 kg pro Jahr (ermittelt als Frischgewicht - FG) (FischMagazin, 2010). Zum Schutz der Verbraucher legt die EU-Kommission Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln, darunter auch Fisch- und Fischereierzeugnisse, fest (EU-Höchstmengenverordnung 1881/2006). Für die menschliche Gesundheit bedeutsame Schadstoffe sind vor allem Methylquecksilber, und vor allem für Fische aus dem Ostseegebiet Dioxine und Dioxin-ähnliche PCBs.

Fische der Ostsee weisen z.T. hohe Gehalte an Dioxinen und Dioxin-ähnlichen PCBs auf. Besonders fetthaltige Fische wie Hering, Lachs und Sprotten sind belastet (Karl et al., 2010). In Proben von Hering, der für den menschlichen Verzehr in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 2006 und 2007 angelandet wurde, konnte für Dioxine und Dioxin-ähnliche PCBs keine Überschreitungen der EU-Höchstgehalte (8 ng WHO-TEQ/kg FG) gemessen werden. Die mittlere Konzentration lag bei 3,55 ng WHO-TEQ/kg FG (Karl et al., 2010).

Die Gehalte von Gesamt- als auch Methylquecksilber in Fischen aus der Ostsee überschritten nach einem Forschungsprojekt, das im Auftrag des Bundesumweltministeriums und des Bundesinstituts für Risikobewertung durchgeführt wurde, bei keiner einzigen gemessenen Probe den gesetzlichen

Höchstwert bzw. die zur toxikologischen Bewertungen herangezogenen Empfehlungen von FAO und Weltgesundheitsorganisation.

4.5.2 Schadstoffkonzentrationen im Meer

Die Belastung des Ostseewassers in der deutschen AWZ zeichnete sich im Jahr 2010 - wie auch in den Vorjahren - durch sehr niedrige Konzentrationen aller untersuchten organischen Schadstoffe aus. Räumliche Gradienten sind wesentlich schwächer ausgeprägt als in der Deutschen Bucht, da in der Ostsee ähnlich große Einträge durch große Flüsse fehlen.

Die zeitliche Entwicklung der HCH-Belastung des Ostseewassers zeigte von der Mitte der siebziger Jahre bis heute einen erst stark, dann, ab den neunziger Jahren abflachend, rückläufigen Trend. Im Untersuchungsgebiet wurden die höchsten α -HCH-Gehalte nordwestlich Hiddensee und die niedrigsten in der Kieler Bucht/Fehmarnbelt gemessen.

DDT und Metaboliten werden im Ostseewasser in sehr niedrigen und in den letzten Jahren weitgehend unveränderten Konzentrationen beobachtet. Sturmereignisse können jedoch durch Resuspension des Oberflächensediments zur erhöhten Belastung der Wassersäule beitragen.

In jüngerer Zeit wurden keine signifikanten Trends in der PCB und HCB Belastung des Ostseewassers gemessen. Im Vergleich zu Literaturdaten aus dem Jahr 1988 (Schulz-Bull, 1995) zeigen die PCB Kongenere in der Arkonasee/Bornholmsee allerdings eine Reduktion der Konzentrationen von etwa 50 % in 20 Jahren.

Im gesamten Untersuchungsgebiet der deutschen AWZ lässt sich für die Belastung durch polyzyklische Aromaten (PAK) bisher kein eindeutiger, langfristiger Trend erkennen (Beobachtungszeitraum: 2001 bis 2010). Allerdings zeigen die PAK, die mit der Verbrennung fossiler Brennstoffe in Verbindung gebracht werden, im Winter erhöhte Gehalte.

Die Schadstoffverteilung in den Sedimenten variiert sehr stark und ist hauptsächlich von den lokal/regional variierenden Sedimenteigenschaften abhängig. Feine Sedimente mit hohem Anteil organischen Kohlenstoffs sind in der Regel auch höher mit Schadstoffen belastet. Bezogen auf den organischen Kohlenstoffgehalt weist das Oberflächensediment in der Oderbucht leicht erhöhte PCB, DDE und DDD Gehalte auf. Im übrigen Bewertungsgebiet werden keine gravierenden Unterschiede beobachtet. Die auf den organischen Kohlenstoffgehalt bezogenen PAK Werte zeigen hingegen einen deutlich ausgeprägter abnehmenden Konzentrationsgradienten von der Oderbucht zur offenen See hin (Arkonabecken und nordwestlich Hiddensee). Diese räumliche Verteilung deutet auf eine PAK-Belastung der Ostsee durch den Oderzufluss hin.

Metalle

Zur Bewertung der Metalle im Wasserkörper können abgeleitete Hintergrundkonzentrationen herangezogen werden. Da im Wasser der Ostsee anders als in Sedimentkernen keine durch menschliche Aktivität unbeeinflussten Wasserkörper zu deren Bestimmung vorhanden sind, wurden vom Umweltbundesamt Referenzkonzentrationen auf Basis aktueller Messungen in der

Ostsee unter Anwendung des Vorsorgeprinzips abgeleitet (UBA, 2004). Zum Vergleich können ferner die von OSPAR als Bewertungskriterium verwendeten "Background Reference Concentrations" herangezogen werden, die für die nördliche Nordsee gültig sind. Die OSPAR-Liste enthält keine zusätzlichen Sicherheitsfaktoren, sondern beruht ausschließlich auf Messungen in entlegenen Gebieten. Die augenfälligsten Unterschiede zwischen beiden Ansätzen sind beim Kupfer und Quecksilber zu sehen. Beim Quecksilber liegt dieser hauptsächlich in abweichenden Definitionen der Werte (Hg gesamt (UBA) bzw. Hg gelöst (OSPAR)).

Die Metalle Zink, Cadmium und Kupfer zeigen im Winter im filtrierten Ostseewasser eine typische räumliche Verteilung mit einem von Westen (Mecklenburger Bucht) nach Osten (Arkona-Becken) abnehmenden Gradienten im Oberflächenwasser. Die Blei und Quecksilberkonzentrationen variieren dagegen bei niedrigen Gehalten ohne erkennbare Systematik. Südöstlich des Arkona-Beckens, werden mit zunehmendem Einfluss des Oder-Ästuars ansteigende Elementgehalte gemessen.

In der offenen Ostsee werden im Wasser Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalte im Bereich der Hintergrundwerte gemessen, dagegen überschreiten die Zinkgehalte, abhängig vom angewendeten Bewertungssystem, mehr oder weniger deutlich die Hintergrundwerte. Die Kupfergehalte lagen in der AWZ gemäß der UBA-Systematik knapp im Bereich der Hintergrundwerte, gemäß OSPAR-Einteilung lagen sie deutlich darüber. Im Bereich des Oder-Ästuars zeigten alle Elemente erhöhte Gehalte im Meerwasser, die mit Ausnahme des Cadmiumgehaltes über den Hintergrundwerten lagen.

Bezugspunkt für die Bewertung der Metallgehalte im Oberflächensediment der Ostsee sind Elementhintergrundkonzentrationen, die aus dem vorindustriellen Tiefenbereich von Sedimentkernen abgeleitet wurden.

Zur vergleichenden Beschreibung der Metallverteilung in der AWZ wurden 7 Stationen, von der Kieler Bucht im Westen über Mecklenburger Bucht, Darßer Schwelle, Arkona-Becken, bis zur Pommernbucht im Osten herangezogen. Die Sedimenttypen sind hier sehr unterschiedlich und reichen vom feinkörnigen Schlick (Arkona-Becken) über Sand (Rügen-Falster-Platte) bis hin zu Kies.

Alle betrachteten Metalle überschreiten die Hintergrundkonzentrationen mehr oder weniger deutlich, besonders ausgeprägt aber im Einflussgebiet des Oder-Ästuars. Die geringsten Metallgehalte wurden in der Mecklenburger Bucht und im östlichen Teil des Arkona-Beckens gemessen. Besonders auffällig ist die deutlich erhöhte Quecksilberbelastung im westlichen Teil des Arkona-Beckens. Auch die interannuale Streuung der Quecksilbermesswerte ist hier vergleichsweise erhöht. Vermutlich ist diese Besonderheit auf eine militärische Altlast aus dem 2. Weltkrieg zurückzuführen. Im langjährigen Vergleich nehmen die Metallgehalte im Oberflächensediment der Mecklenburger-Bucht ab. Deutlich ist dies beim Blei, Quecksilber und Zink zu beobachten, weniger deutlich beim Kupfer. Die Cadmiumgehalte zeigen keine eindeutige zeitliche Entwicklung. An allen anderen Stationen werden keine systematischen zeitlichen Veränderungen beobachtet. Entweder ist die Streuung der Messwert hier zu hoch, oder es liegen nicht genügend Messwerte vor.

4.5.3 Wirkungen

Biologische Schadstoffeffekte lassen sich bei verschiedensten Organismengruppen nachweisen und reichen von biochemischen Veränderungen bis hin zu Veränderung auf der Populationsebene. Die Folgen von Schadstoffbelastungen lassen sich häufig keinem bestimmten Schadstoff bzw. einzelnen Schadstoffgruppen zuordnen und die Auswirkungen von Mischungen sowie neu entwickelten Substanzen auf die Meeresumwelt sind noch unklar.

Aufgrund der physikalisch-chemischen Besonderheiten der Ostsee können Schadstoffe zu Schlüsselgefahren für den Gesundheitszustand des Ostsee-Ökosystems werden, da ein Austausch bzw. eine Verdünnung der belasteten Konzentrationen mit Wasser aus der Nordsee reduziert ist (HELCOM, 2010a).

Fische akkumulieren insbesondere fettlösliche Schadstoffe in ihren Organen und der Muskulatur, u.a. PCBs, DDT/DDE/DDD, TBT und Dioxine. Es wird davon ausgegangen, dass Schadstoffe das Immunsystem von Fischen direkt oder indirekt schwächen können und so zu einem vermehrten Auftreten von Krankheiten führen. Aus diesem Grund wird der Gesundheitszustand einiger Fischarten seit den 1980er Jahren regelmäßig überwacht (BLMP, 2005). Die Hauptzielarten in der Ostsee sind Dorsch (*Gadus morhua*) und Flunder (*Platichthys flesus*), aber auch Kliesche (*Limanda limanda*) und Hering (*Clupea harengus*) werden untersucht. Die Befallsrate von bakteriellen akuten/heilenden Hautgeschwüren bei Dorschen in der Kieler Bucht, Mecklenburger Bucht und Arkonasee war insbesondere zwischen 1997 bis 2000 hoch (25-30%) (vTI). Seit 2008 sanken die Werte, in der Arkonasee war allerdings ein Anstieg zu verzeichnen. Die Befallsrate der durch Viren ausgelösten Krankheit Lymphocystis bei Flundern war ebenfalls mit 30-50% in der Mecklenburger Bucht und der Arkonasee deutlich erhöht (vTI).

Stoffwechselprodukte (Metabolite) von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH), die durch Verbrennungsprozesse und aus Ölrückständen in die Umwelt gelangen, werden seit den 2000er Jahren aufgrund ihrer kanzerogenen Wirkung regelmäßig in der Gallenflüssigkeit von Fischen gemessen und sind Bestandteil einer Reihe von Monitoringprogrammen (Kammann, 2007; Kammann und Haarich, 2009 a und b). In der Arkonasee liegen über 90% der Werte für 1-Hydroxypyren, ein Metabolit von Pyren, oberhalb des ICES-Hintergrund-Bewertungskriteriums (BAC) von 16ng/ml (ICES, 2010b). Umwelt-Bewertungskriterien (EACs) werden jedoch nicht überschritten.

Unter den im deutschen Küstenmeer lebenden Fischarten gilt die Aalmutter (*Zoarces viviparus*) aufgrund ihrer Standorttreue als ein für Schadstoff- und biologisches Effektmonitoring gut geeigneter Bioindikator. Reproduktionsstörungen lassen sich bei diesen lebend-gebärenden Fischen gut erfassen und werden als Untersuchungsparameter für ein Effektmonitoring empfohlen. Weibchen aus den Hafengebieten von Wismar und Rostock wiesen im Mittel zu 60% bzw. 72% deformierte Larven in ihrer Brut auf. Im Salzhaff, an der Außenküste am Darßer Ort und bei Rügen (Gager) lagen die Werte bei 61%, 35% und 50% (Gercken et al., 2006; LUNG, 2009). Ursache dieser Missbildungen sind Schadstoffeffekte, aber auch andere Stressfaktoren. Von den männlichen Aalmuttern in der Wismar-Bucht waren 25-50% von Intersex betroffen, was auf eine Exposition mit hormonaktiven Stoffen (endokrine Disruptoren) zurückzuführen ist.

Da die Seevögel auf einer hohen Trophieebene im marinen Nahrungsgefüge stehen, reichern sich insbesondere lipophile Schadstoffe im Körpergewebe stark an und beeinträchtigen die Reproduktionsfähigkeit und Gesundheit (BLMP, 2005). Beispielsweise beeinträchtigte DDT den Bruterfolg von fischfressenden Seevögeln zwischen 1960 und 1980 (von Westernhagen und Bingert, 1996) und Quecksilberbelastungen in den Eiern von Silbermöwen verdoppelten sich seit ihrem Minimum im Jahr 2000 in wenigen Jahren wieder (BLMP, 2005). Bei Seeadlern zeigt sich ein direkter Zusammenhang zwischen dem Bruterfolg und der Konzentration von DDT und PCBs in Seeadlereiern. Gelegegröße und Bruterfolg des Seeadlers sind ein wichtiger Indikator des Ostseeaktionsplans. Gegenwärtig liegt der Bruterfolg laut HELCOM (2009a) wieder im normalen Bereich. Ölverunreinigungen können direkt das Gefieder der Vögel, besonders bei tauchenden Arten wie Trottellummen, verkleben oder über die Nahrung in den Organismus gelangen.

Marine Säugetiere stehen am Ende des Nahrungsnetzes und reichern die bereits in ihren Beuteorganismen akkumulierten Schadstoffe insbesondere im Fettgewebe an. Die marinen Säugetiere in der Ostsee weisen eine vergleichsweise hohe Belastung mit organischen (z.B. PCB, DDT, DDD, DDE, TBT, PBDEs, HBCD und DEHP) und anorganischen Schadstoffen auf (BfN, 2006b). Obwohl die Belastung mit einigen klassischen Schadstoffen wie PCB und DDT zurückgegangen ist (Blomkvist et al., 1992; Jepsen, 2001), ist die Wirkung neuer oder bislang wenig untersuchter Schadstoffe auf das Ökosystem unzureichend erforscht. Das mit den Schadstoffen verbundene Risiko reicht von der Beeinträchtigung des Immun- als auch das Hormonsystem und dem Auftreten von Krankheiten bis zur Gefährdung oder gar dem Verschwinden ganzer Bestände. Bei Schweinswalen der Ostsee finden sich Hinweise auf Störungen des Immun- und Hormonsystems, während bei Kegelrobben eine verringerte Fruchtbarkeit und pathologische Veränderungen am Uterus nachgewiesen worden sind.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Belastung durch Schadstoffe zusammen mit weiteren Störfaktoren zu einem weiterhin erhöhten gesundheitlichen Risiko für verschiedene Organismengruppen in der Ostsee führt. Strategien für eine integrierte Überwachung und Bewertung von Schadstoffen und ihrer Wirkungen im Ökosystem der Ostsee müssen verbessert und in operationale Monitoringprogramme umgesetzt werden. Die im Rahmen der EU geförderten internationalen Projekte BEEP (Biological effects of environmental pollution on marine coastal ecosystems) und BEAST (Biological effects monitoring and assessment of hazardous substances and ecosystem health) leisten dafür einen wichtigen Beitrag.

4.5.4 Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

WRRL

Die Bewertung von Schadstoffen gemäß WRRL basiert auf der Einhaltung von Umweltqualitätsnormen (UQNs) für den chemischen Zustand innerhalb der 12 Seemeilen-Zone. Die UQNs werden basierend auf öko- und humantoxikologischen Kriterien für 33 prioritäre Schadstoffe abgeleitet. Für den ökologischen Zustand innerhalb der 1 Seemeilen Zone basiert die Bewertung von Schadstoffen gemäß WRRL auf Normen, die anhand ökotoxikologischer Kriterien für 180 flussgebietspezifische Schadstoffe abgeleitet wurden. Die Normen gelten für

Schadstoffe im Wasser und für einige Schadstoffe auch für Sedimente und Organismen.

Im ersten WRRL Bewirtschaftungsplan fanden die nationalen Schadstoffnormen zur Umsetzung der WRRL für die Bewertung des chemischen Zustands der Küstengewässer der Ostsee Anwendung, nicht dagegen die UQNs der erst später in Kraft getretenen WRRL Tochterrichtlinie. Nach dieser Bewertung sind, was die Messungen in der Wasserphase anbelangt, alle Küstengewässer der Ostsee im guten chemischen Zustand. Es ist jedoch zu beachten, dass viele Schadstoffe aufgrund ihrer schlechten Wasserlöslichkeit bzw. aufgrund nicht ausreichender Bestimmungsgrenzen nicht nachweisbar sind. Daher sollten Stoffe, die zur Anreicherung neigen, auch in Sedimenten und/oder Organismen gemessen werden. Für diese letztgenannten Kompartimente existieren bisher kaum UQNs und es ist daher erforderlich, diese zusätzlich abzuleiten.

HELCOM

Eine regionale Bewertung des chemischen Zustands der Ostsee wurde im Jahr 2010 von HELCOM veröffentlicht (HELCOM, 2010a). Darin wird das Ausmaß der Verschmutzung und der Effekte von gefährlichen Substanzen in Bezug auf die ökologischen Ziele bewertet, die nach HELCOM den guten chemischen Umweltzustand repräsentieren. Die ökologischen Ziele sind: Konzentrationen gefährlicher Stoffe nahe der natürlichen Konzentrationen, unbedenklicher Verzehr aller Fische, eine gesunde Tierwelt und eine Radioaktivität auf dem Niveau vor der Tschernobyl-Katastrophe.

Das verwendete Bewertungssystem beruht auf einem integrierten, multimetrischen und Indikator-basierten Ansatz. Als Indikatoren wurden die Konzentrationen von Schadstoffen in der Meeresumwelt und in Meeresfrüchten sowie die Konzentrationen von Radionukliden und biologische Effekte einbezogen.

Der chemische Gesamtzustand wurde durch das neu entwickelte und erstmals angewendete Hazardous Substances Status Assessment Tool (CHASE) ermittelt. Grundlage für die HELCOM-Bewertung waren Daten aus den Jahren 1999-2007 zu Organismen, Sedimenten, vereinzelt Meerwasser und zu biologischen Effekten. Hierzu wurden ostseeweit 144 Fallstudien ausgewertet, von denen 104 auf die Küstengewässer und 40 auf die Offshore-Regionen entfielen. Im Ergebnis wurden 137 dieser Gebiete als mäßig, unbefriedigend oder schlecht eingestuft. Dabei gehörten die Kieler und Mecklenburger Bucht (höchste Kontaminationsraten für Cäsium-137, Blei, HCHs, PAK-Metabolite, und PCB) mit einem schlechten oder unbefriedigten Zustand zu den ostseeweit am stärksten verschmutzten Gebieten (Abbildung 4.2). Die Belastungen in küstenfernen Meeresregionen, wie dem Arkonabecken (höchste Kontaminationsrate für Cäsium-137, Benzo[g,h,i]perylen, Cadmium, DDE, Blei, Quecksilber, PCB, TBT), wurden hauptsächlich als mäßig bewertet. Insgesamt war der Zustand in den Küstengewässern der Ostsee sehr variabel und erstreckte sich über alle 5 Zustandsklassen. Grundsätzlich wurden die unmittelbar an größere Städte (z.B. Rostock) grenzenden Gewässer als mäßig bis schlecht eingestuft. Nach HELCOM sind daher die deutschen Gewässer, wie auch die Ostsee insgesamt, von Verschmutzungen mit gefährlichen Substanzen betroffen.

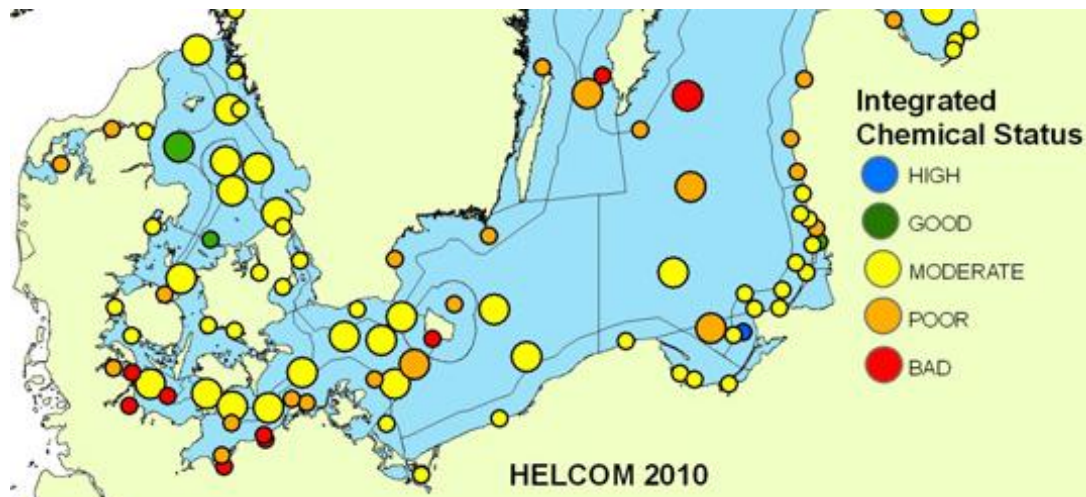


Abb. 4.2: Integrierte HELCOM Bewertung des Zustands zur Kontamination mit gefährlichen Substanzen und zu biologischen Effekten. Große Punkte: Bewertungseinheiten im offshore-Bereich, kleine Punkte: Bewertungseinheiten im Küstengewässern (territoriale Gewässer).

Da CHASE neu entwickelt und erstmals angewendet wurde, weist diese Methode noch Optimierungsbedarf auf. So existieren bisher keine angemessenen und ostseeweit konsistenten Schwellenwerte. Grundlage für die aktuelle Bewertung waren eine Vielzahl unterschiedlicher und teilweise nicht explizit für die Ostsee entwickelter Schwellenwerte, wie z.B. die OSPAR Environmental Assessment Criteria (EAC) oder Werte der US-EPA.

Zwischen der HELCOM CHASE-Bewertung und der Bewertung nach WRRL gibt es vereinzelt methodische Übereinstimmungen (z.B. das one-out-all-out-Prinzip). Allerdings weichen verwendete Umweltmatrices, Bewertungsparameter und deren Gewichtung, Anzahl der Zustandsklassen, Datengrundlagen und/oder die bewerteten Gebiete voneinander ab. Im Allgemeinen sind die Zustandsklassifizierungen der deutschen Gewässer nach CHASE schlechter als die nach WRRL. Gründe hierfür sind u.a. die unterschiedlichen Priorisierungen der Umweltmatrices (HELCOM: Organismen > Sedimente > Wasser; WRRL umgekehrt).

4.6 Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen

4.6.1 Feste, flüssige und gasförmige Stoffe

Beschreibung

Auf die Einbringung oder Umlagerung von Baggergut, Salz, Energie in Form von Wärme und auf die Sedimententnahme wurde bereits in anderen Kapiteln hingewiesen.

Nach dem Hohe-See-Einbringungsgesetz ist in der AWZ das Einbringen von Stoffen verboten mit Ausnahme des genehmigungspflichtigen Einbringens von Urnen zur Seebestattung bzw. von Baggergut.

In der deutschen Ostsee gibt es derzeit keine aktive Erdöl- und Erdgasförderung.

Ins Meer eingebrachte Kampfmittel unterliegen Korrosionsprozessen. Im Rahmen der bisherigen Untersuchungen wurden sowohl intakte Kampfmittel als auch vollständig korrodierte Hüllen ohne Wirkmittel gefunden. Belastbare Aussagen über

bereits stattgefunden und zukünftig noch zu erwartende Korrosionsraten und die damit verbundene Freisetzung von Wirkmitteln und Inhaltsstoffen wie Sprengstoffe, Brandmittel, chemische Kampfstoffe und Begleitsubstanzen in Wasser und Sediment sind nicht möglich. Ein schlagartiges und gleichzeitiges Aufbrechen mehrerer noch intakter Kampfmittelhüllen als Folge von Korrosion, gefolgt von einer konzentrierten Freisetzung der enthaltenen Wirkmittel in die marine Umgebung ist aufgrund der Diversität an Behältnistypen, Lageorten und lokalen Umgebungsbedingungen sehr unwahrscheinlich. Eine räumlich breit gestreute und zeitlich sukzessive Freisetzung der Wirkmittel und Inhaltsstoffe (einschließlich Kampfstoffe) über Jahre oder Jahrzehnte hinweg aus nahezu allen bisher noch ausreichend intakten Behältnissen im Rahmen von Korrosion ist allerdings als wahrscheinlich anzusehen (Böttcher et al., 2011).

Die direkten und systematischen Einleitungen flüssiger Schad- und Nährstoffe in die Ostsee erfolgen vor allem im Küstenbereich (z.B. über Abwässer aus kommunalen und industriellen Kläranlagen). Gasförmige Emissionen entstehen in der Öl- und Gasindustrie sowie in der Schifffahrt (vgl. Kapitel 4.5.1).

Wirkungen

Die Wirkungen sind stoffspezifisch und sind ausführlich in den Kapiteln 4.5 und 4.7 beschrieben.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Systematisch und/oder absichtlich freigesetzte Stoffe werden nicht separat bewertet sondern gehen in die Bewertung von Nährstoffen und gefährlichen Stoffen ein.

4.7 Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material

Beschreibung

Die Ostsee ist als Binnenmeer und bedingt durch den geringen Wasseraustausch besonders empfindlich gegenüber Eutrophierungseffekten. Die Eutrophierung ist nach wie vor eines der größten ökologischen Probleme der Ostsee (HELCOM, 2010a), inklusive der deutschen Bereiche.

Ursache für die Eutrophierung sind vor allem die hohen Nährstoffeinträge über die Flüsse. Im Jahr 2005 wurden 31.414 Tonnen Stickstoff und 865 Tonnen Phosphor in die Oberflächengewässer im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet eingetragen (Umweltbundesamt). Seit 1985 konnten diese Nährstoffeinträge gegenüber 2005 um 50% für Stickstoff und 76% für Phosphor reduziert werden. Dies zeigt sich auch in sinkenden Nährstofffrachten und Nährstoffkonzentrationen der Flüsse, die vor allem für Phosphor signifikant sind (Nausch et al., 2011). Die Reduktionserfolge sind hauptsächlich auf die Reduktion von Punktquellen (wie verbesserte Kläranlagen, phosphatfreie Waschmittel) zurückzuführen. Gegenwärtig stammen die anthropogenen Nährstoffeinträge hauptsächlich aus diffusen Quellen. Hauptverursacher ist die Landwirtschaft. Neben den Flusseinträgen wird Stickstoff auch über die Atmosphäre eingetragen; die atmosphärischen Einträge von Phosphat sind vernachlässigbar. Für die gesamte Ostsee liegt der Anteil der atmosphärischen Stickstoffeinträge am Gesamteintrag bei ungefähr 25% (HELCOM, 2007b). Deutschland ist unter den Ostseeanrainern der zweitgrößte Emittent sowohl für

Stickstoffdioxid als auch für Ammoniak. Hauptquellen sind der Verkehr und die Landwirtschaft. Auch der Eintrag organischen Materials führt zu Eutrophierungseffekten (z.B. Sauerstoffmangel und Nährstofffreisetzung aus den Sedimenten). Er stammt hauptsächlich aus der Landwirtschaft. Organisches Material wird gegenwärtig im deutschen Meeresmonitoring nicht regelmäßig erfasst. Im Jahr 2000 wurde für die deutschen Küstengewässer der Ostsee mit Hilfe des Biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB7) geschätzt, dass 16.218 Tonnen organischen Materials eingetragen wurden, von denen 549 Tonnen aus Klärwerken stammten (HELCOM, 2004). Ca. 96% der Gesamtbevölkerung in Deutschland sind inzwischen an die öffentliche Kanalisation angeschlossen (Statistisches Bundesamt, 2009a und b). Damit stellt dies keine relevante Eintragsquelle für organisches Material mehr dar.

Hinzu kommt, dass der Einstrom eutrophierten Nordseewassers zur Eutrophierung der Ostsee beitragen kann.

Wirkungen

Der übermäßige Eintrag von Nährstoffen hat zu einer Reihe von negativen Auswirkungen auf die Meeresökosysteme der deutschen Ostsee geführt. Seit 1980 kommt es zu einer Massenvermehrung des Phytoplanktons. Veränderte P:N:Si-Verhältnisse führen zu einer veränderten Artenzusammensetzung (u.a. Zunahme von Dinoflagellaten). Blüten von Algen (*Chrysochromulina*, *Dictyocha*, *Peridiniella*) und Cyanobakterien (Blaualgen) treten regelmäßig auf (Wasmund et al., 2008). Die höchsten Chlorophyllkonzentrationen und die geringsten Sichttiefen treten im Einflussgebiet der Oderfahne östlich von Rügen und in der Pommerschen Bucht auf. Infolge der Reduktion der Nährstoffeinträge nehmen die Chlorophyllkonzentrationen insbesondere in der Mecklenburger Bucht ab, liegen aber weiterhin weit über den HELCOM-Orientierungswerten des HEAT-Bewertungsverfahrens (LUNG, 2007). Die Eutrophierung hat zur Verschiebung von mehrjährigen Makrophyten-Arten zu opportunistischen saisonalen Arten geführt. Infolge des Lichtmangels sind die Verbreitungstiefen von Seegras und Blasentang stark zurückgegangen.

Zu sekundären Eutrophierungseffekten kommt es, wenn die abgestorbene Phytoplanktonbiomasse auf den Meeresboden sinkt und dort unter Sauerstoffverbrauch abgebaut wird. Es resultiert Sauerstoffmangel im Bodenwasser. Infolge der Eutrophierung haben in der Ostsee Häufigkeit, Stärke und räumliche Ausdehnung der sauerstoffarmen und sauerstofffreien Zonen (Totzonen) zugenommen. Bereits seit den 1960er Jahren ist eine Verschlechterung der Lebensbedingungen für benthische Lebensgemeinschaften durch Sauerstoffmangel in der westlichen Ostsee festzustellen, die sich u.a. in einem Artenrückgang zeigt, aber auch in einer Zunahme der Biomasse filtrierender Muscheln, die von den hohen Nährstoffkonzentrationen profitieren (Weigelt, 1987; Kube, 1996; Kube et al., 1997). In der Pommerschen und Mecklenburger Bucht in >20m Tiefe kommt es häufig zum Zusammenbruch der Populationen des Makrophytobenthos im Spätsommer bis Herbst infolge von Sauerstoffmangel. Sauerstoffarme Sedimente sind durch wenige Arten kleiner Borstenwürmer gekennzeichnet und mit einem Rasen von Schwefelbakterien bedeckt (LUNG, 2006). In den Flachwassergebieten stieg die Biomasse filtrierender Muscheln um das sechs- bis achtfache (Kube, 1996; Kube et al., 1997).

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Von den 44 gemäß WRRL ausgewiesenen deutschen Wasserkörpern der Küstengewässer wurden 7 als 'schlecht', 22 als 'unbefriedigend', 14 als 'mäßig' und nur einer als 'gut' bewertet (Voß et al., 2010). Das Verfehlen des guten ökologischen Zustands beruht dabei hauptsächlich auf Eutrophierungseffekten. Einen besonders hohen Eutrophierungsgrad weisen die inneren Küstengewässer auf (Schlei, Untertrave, Unterwarnow, Darß-Zingster Boddenkette, Jasmunder Bodden, Peenestrom, Kleines Haff) (Nausch et al., 2011).

Gemäß der HELCOM-Eutrophierungsbewertung gemäß HEAT (HELCOM Eutrophication Assessment Tool) befinden sich die 9 in der deutschen AWZ klassifizierten offenen Seegebiete und die Küstenzonen in einem 'moderaten' bis 'schlechten' Eutrophierungszustand (HELCOM, 2009b; Nausch et al., 2011). Abbildung 4.3 zeigt, dass der Eutrophierungsparameter Chlorophyll a den guten Zustand sowohl in den gemäß WRRL bewerteten Küstengewässern (< 1 Seemeile) als auch außerhalb der 1-Seemeilen Zone (Bewertung gemäß HELCOM-HEAT) verfehlt. Insbesondere die küstennahen und von der offenen Ostsee etwas mehr abgegrenzten Regionen (Flensburger Förde, südliche Kieler Bucht, Lübecker Bucht, Wismarbucht und Pommernbucht) müssen als 'schlecht' bewertet werden. Die offenen Meeresgebiete (Westliche Beltsee, Kieler Bucht, Arkonabecken, Zingster Außenküste) weisen einen 'mäßigen' Gewässerzustand auf (Nausch et al., 2011). Diskrepanzen zwischen den Bewertungen gemäß WRRL und den HOLAS-Ergebnissen resultieren sowohl aus unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen

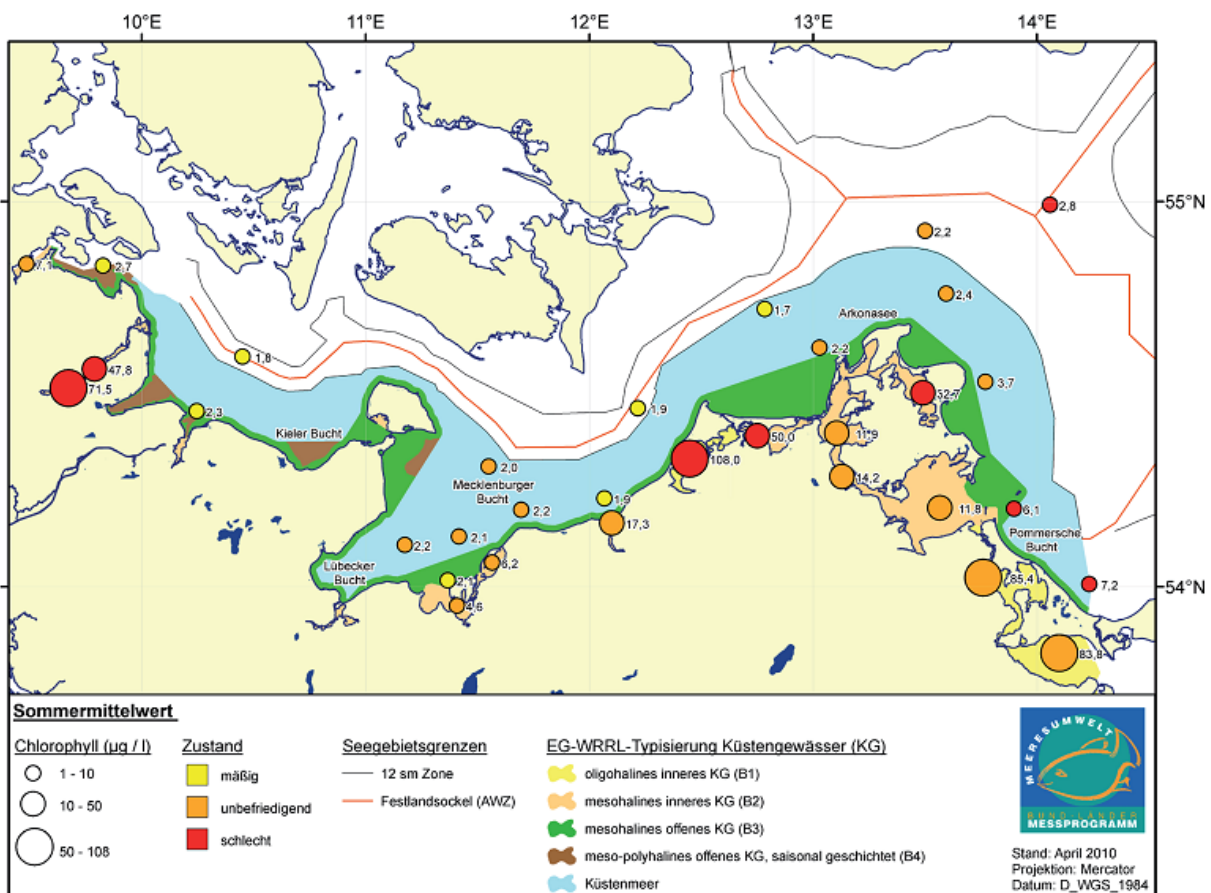


Abb. 4.3: Stationen des Bund-Länder-Messprogramms (BLMP) mit Angabe der mittleren Chlorophyll a Konzentrationen (Mai-September, 2003-2008). Die Größe der Kreise zeigt die Größenordnung (3-stufig) an; die Farbe zeigt die Einstufung nach oder HEAT an (Wasmund et al., 2011).

Skalierungen, Bewertungskriterien als auch aus dem Gebrauch unterschiedlicher Parameter. Zukünftig ist, soweit möglich, auf die Harmonisierung der Bewertungsverfahren hinzuwirken.

Trotz der erheblichen Reduktion der Nährstoffeinträge seit den 1990er Jahren haben die Eutrophierungseffekte in der deutschen Ostsee noch nicht signifikant abgenommen. Dies liegt u.a. daran, dass der größte Teil der eingetragenen Nährstoffe infolge des geringen Wasseraustauschs in der Ostsee verbleibt. Die Erreichung eines guten ökologischen Zustands gemäß WRRL und eines guten Umweltzustands hinsichtlich Eutrophierung gemäß MSRL erfordern deshalb weitere ambitionierte Reduktionsanstrengungen.

Die HELCOM-Strategie zur Bekämpfung von Eutrophierung verfolgt dasselbe Ziel. Eine konsequente Umsetzung der Bewirtschaftungspläne im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet gemäß WRRL ist essentiell, um alle genannten Zielsetzungen zu erfüllen. Es ist zu überprüfen, ob die laufenden Planungen und Bemühungen ausreichen, die entsprechenden Ziele gemäß WRRL, MSRL und HELCOM zu erreichen.

4.8 Biologische Störungen

4.8.1 Eintrag mikrobieller Pathogene

Beschreibung

Mikrobielle Pathogene werden in zwei Gruppen von Mikroorganismen unterteilt: Pathogene fäkalen Ursprungs (z. B. Enterokokken, *Escherichia coli*, Salmonellen, humanpathogene Viren), die über Abwassereinleitungen oder Abschwemmungen aus der Landwirtschaft, aber auch direkt durch den Menschen (z.B. Badegäste) und andere Warmblüter (z.B. Wasservogel) in die Gewässer eingetragen werden, und Pathogene, deren natürlicher Lebensraum das Meerwasser ist und die sich unter bestimmten Bedingungen vermehren und dann als Krankheitserreger in Erscheinung treten (z.B. *Vibrio vulnificus*).

Pathogene fäkalen Ursprungs werden seit mehr als 30 Jahren im Rahmen der Überwachung der Küstenbadegewässer auf der Grundlage der Richtlinie 2006/7/EG über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG erfasst. Diese neue Richtlinie wurde 2008 in deutsches Recht umgesetzt, d.h. die erste Einordnung nach der neuen Bewertung wird erst 2012 möglich sein. Bis dahin erfolgt die Bewertung noch über eine Übergangsregelung auf Basis der alten Richtlinie. Badegewässer in Europa werden ab 2012 anhand der Parameter *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken in 4 Qualitätsstufen auf der Basis der Messdaten von 4 Badesaisons eingeordnet.

Ebenso wie an der Nordsee hat sich zwischen 1992 bis 2000 die Qualität der Küstenbadegewässer Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins dank der ergriffenen Maßnahmen zur Verringerung von Verschmutzung und zur Klärung von Abwässern kontinuierlich verbessert und ist seit 2001 auf hohem Niveau konstant. Durchschnittlich 97% der Küstenbadegewässer erfüllten die „zwingenden“ Werte (Wasserqualität = gut), durchschnittlich 90% überschritten auch die „Leitwerte“ (Wasserqualität = ausgezeichnet) nicht. Insgesamt wurde für die Mehrheit der überwachten Küstenbadestellen die Wasserqualität mit 'gut' bis 'ausgezeichnet' bewertet.

Pathogene mit Meerwasser als natürlichem Habitat (v.a. *Vibrio vulnificus*) traten in den vergangenen Jahren immer wieder auf. Das liegt daran, dass nicht zu hohe Salzgehalte und flache Gebiete mit wenig Wasseraustausch, die sich in heißen Sommern stark erwärmen, günstige Bedingungen für solche Pathogene schaffen. Der Erreger wurde an unterschiedlichen Badestellen nachgewiesen, und seit 2003 sind diverse Fälle von Wundinfektionen mit z.T. tödlichem Ausgang bekannt geworden.

Wirkungen

Unter bestimmten Bedingungen können mikrobielle Pathogene als Krankheitserreger in Erscheinung treten (z.B. *Vibrio vulnificus*, *V. parahaemolyticus* und *V. cholerae*) und beim Menschen Durchfallerkrankungen und Wundinfektionen auslösen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Die im Rahmen der Badegewässerrichtlinie bereits ergriffenen und vorgesehenen Maßnahmen gegen mikrobielle Pathogene haben dazu geführt, dass die Qualität der Badegewässer an der deutschen Ostsee als gut bis ausgezeichnet eingestuft werden kann. Seit 2001 ist die Qualität der Badegewässer auf hohem Niveau konstant. Wie sich die Populationsdynamik pathogener Vibrionen im marinen Milieu entwickeln wird, lässt sich heute nicht mit Sicherheit vorhersagen. Da diese u.a. auch durch erhöhte Wassertemperaturen aktiviert werden, ist aufgrund des Klimawandels zukünftig ein vermehrtes Auftreten zu erwarten.

4.8.2 Vorkommen nicht einheimischer Arten

Beschreibung

Für die deutsche Ostsee wurden bisher 34 nicht einheimische Arten nachgewiesen, von denen 27 als etabliert gelten. Die Einfuhr des Großteils dieser Arten in die Ostsee wird auf Ballastwasser von Schiffen zurückgeführt, wobei die meisten Arten aus dem Indo-Pazifik, der ponto-kaspischen Region und dem Nordwest-Atlantik stammen (Gollasch und Nehring, 2006; Nehring, 2010).

Wirkungen

Die Auswirkungen von nicht einheimischen Arten sind sehr unterschiedlich und hängen von der betrachteten Art, dem Ausmaß der Invasion und der Empfindlichkeit des Ökosystems ab. Dazu gehören Konkurrenz um Ressourcen, Nischen im Ökosystem, Prädation und Herbivorie, Hybridisierung, Krankheitsübertragung und andere negative ökosystemare Veränderungen.

Die vergleichsweise geringe Zahl von nicht einheimischen Arten in der Ostsee hat bisher nur zu Dominanzverschiebungen in bestimmten Gemeinschaften geführt. Zwei Polychaetenarten der Gattung *Marenzelleria* gelten als problematisch. Sie verdrängen andere Arten und beeinträchtigen Stoffkreisläufe. Invasive Mesozooplanktonarten sind nachweislich für Änderungen im pelagischen Nahrungsnetz verantwortlich. Die potenziell invasive Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* wurde seit 2006 regelmäßig in der Ostsee beobachtet (Kube et al., 2007).

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Für nicht einheimische Arten liegen HELCOM bisher nur vorläufige Bewertungen vor, die auf dem Biopollution-Level-Index basieren (HELCOM, 2010a), der in der

bestehenden Form für Bewertungen nach MSRL nicht anwendbar ist. Insgesamt bewertet HELCOM im Einklang mit anderen Umweltschutzübereinkommen nicht einheimische Arten als eine mögliche Gefahr für die Biodiversität mit einem Einfluss auf Habitate, Lebensgemeinschaften, das Nahrungsnetz und Ökosystem-Funktionen, wobei jedoch der überwiegende Anteil der nicht einheimischen Arten als einflussarm eingestuft wird.

4.8.3 Selektive Entnahme von Arten einschließlich anfallender Beifänge

Beschreibung

Von den internationalen Gesamtanlandungen aus den ICES Subdivisionen 22 und 24 des Jahres 2006 in Höhe von 125.000 Tonnen wurden 62.000 Tonnen in der deutschen AWZ erzielt. Davon entfielen ca. 50% auf die Fischerei mit Grundschnepnetzen, die restlichen Prozent verteilen sich auf die Stellnetz-, Reusen-, Buntgarn- und Langleinen-Fischerei. Die Discardraten in der Plattfischfischerei der Ostsee liegen bei 10-30%. Vergleichswerte für andere Arten sind zurzeit in der Auswertung. Ab dem Jahr 2006 sinken die Anlandungszahlen vor allem in dem ICES Untergebiet SD 22 (umfasst u.a. Bereiche der deutschen Ostsee) stark, was auch Resultat eines verbesserten Fischereimanagements ist.

Der Fangaufwand in der Garnelenfischerei in der deutschen Ostsee ist vernachlässigbar gering. Das gleiche gilt für die Miesmuschelfischerei in der deutschen Ostsee, die nur von einem Betrieb in Schleswig-Holstein durchgeführt wird.

Wirkungen

Die Auswirkungen der Fischerei lassen sich in drei Bereiche untergliedern: Auswirkungen auf Zielarten, auf Nichtzielarten sowie auf Bodenökosysteme.

Zielarten

Die wichtigsten kommerziell genutzten Fischarten in der Ostsee sind Dorsch, Hering und Sprotte.

Die aktuell kritische Bestandssituation einiger kommerziell genutzter Fischarten in der Ostsee ist neben anderen Faktoren auf eine zu hohe fischereilich bedingte Sterblichkeit zurückzuführen. So liegt nach dem ICES Gutachten (2011) die fischereiliche Sterblichkeit für den westlichen Dorschbestand und für den frühjahrslaichenden westlichen Heringsbestand über dem MSY-Referenzwert.

Wie die meisten marinen Fischbestände in der Ostsee, ist auch der Bestand des westlichen Dorsches stark von den hydrographischen Umweltbedingungen abhängig. Die Nachwuchsproduktion ist sehr variabel, gleichzeitig war die fischereiliche Sterblichkeit in den letzten 20 Jahren ununterbrochen hoch. Der 2008 implementierte Managementplan (die Erreichung von einer fischereilichen Sterblichkeit von 0,6) hat sein Ziel 2010 erreicht, und wird derzeit überarbeitet um ihn an die neuen Bewirtschaftungsziele anzupassen. Aufgrund der geringeren fischereilichen Sterblichkeit ist zu erwarten, dass die Laicherbiomasse weiter ansteigt.

Für den westlichen Heringsbestand hat die Laicherbiomasse ab Anfang der 1990er Jahre stark abgenommen, konnte aber ab 1996 stabilisiert werden. Die TACs wurden

in der westlichen Ostsee stark reduziert, um der schlechten Nachwuchssituation Rechnung zu tragen.

Die fischereiliche Sterblichkeit der Seezunge liegt unter dem MSY-Referenzwert (ICES, 2011), die des Sprottenbestands über dem Referenzwert des Vorsorgeansatzes und des MSY-Referenzwerts, allerdings fehlt bei den Sprotten ein Limitreferenzwert. Für weitere Arten, bzw. Bestände sind keine Referenzwerte vorhanden, bei der Meerforelle wird eine zu hohe fischereiliche Sterblichkeitsrate vermutet.

Die hohe fischereiliche Sterblichkeit kann eine Abnahme der durchschnittlichen Größe bewirken und zu einem früheren Eintritt der Geschlechtsreife führen (Brander, 1994; Tulp et al., 2008; Jager et al., 2009).

Die Entnahme, insbesondere der großen fischfressenden Fischarten, kann die Nahrungsnetz-Struktur der Ostsee negativ beeinflussen. Eine deutliche Abnahme dieser Arten kann die top-down Kontrolle im Nahrungsnetz beeinflussen (HELCOM, 2010a). Gemeinsam mit Eutrophierungs- und Klimaeffekten kann dies einen so genannten „regime shift“ herbeiführen (Alheit et al., 2005; Heck und Valentine, 2007; Österblom et al., 2007; Möllmann et al., 2008; Eriksson et al., 2009; HELCOM, 2010a).

Nichtzielarten

Die kommerzielle Fischerei kann auch negative Auswirkungen auf sogenannte Nichtzielarten wie Fische, benthische Wirbellose, Seevögel und marine Säugetiere haben.

Der Beifang und der Rückwurf von Nichtzielarten und untermaßigen Zielarten wirken sich negativ auf die kommerziell genutzten Fischbestände und das marine Ökosystem aus (Fock und Odefey, 2010). Zudem schafft der über Bord geworfene, nicht verwertbare Beifang eine künstliche, natürlicherweise nicht vorhandene Nahrungsquelle. Untersuchungen aus anderen Meeresgebieten legen nahe, dass das natürliche Artenspektrum verändert werden kann. Die Beifangproblematik bei marinen Säugetieren und Seevögeln ist für die deutschen Ostseegewässer im Rahmen des vom ICES durchgeführten EMPAS-Projektes (<http://www.ices.dk/projects/empas.asp>; ICES, 2009) untersucht worden. Insbesondere die Stellnetzfischerei ist immer wieder für hohe Beifänge von Schweinswalen und Seevögeln verantwortlich (Herr, 2009; Žydelis et al., 2009; Bellebaum, 2011).

Zu den indirekten Wirkungen der Fischerei auf marine Säugetiere und Seevögel zählen die Reduktion und die Veränderung des Nahrungsangebots aufgrund der selektiven Entnahme von Fischarten und Größenklassen. Zudem hat die fischereiliche Aktivität eine Störwirkung und damit einen Einfluss auf die Verteilungsmuster von beispielsweise Seevögeln in der deutschen Ostsee (z.B. Kube und Skov, 1996; Garthe und Scherp, 2003; Mendel et al., 2008).

Benthische Ökosysteme

In Abhängigkeit des Benthossystems kann die Fischerei Auswirkungen auf benthische Lebensräume und Arten haben. Die Intensität der Störung durch mobile 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 und Hup, 1992; Kaiser et al., 1998; Kaiser et al., 2006). Generell ist davon auszugehen, dass grundberührende Fanggeräte eine schädigende Wirkung auf die biogenen Hartstrukturen, wie Miesmuschelbänke, im Bereich der Riffstrukturen ausüben (Döring et al., 2006). Leichte Schleppnetzgeschirre haben geringere Auswirkungen als schwere Fanggeräte, Hartsubstrate und Geröll sind wahrscheinlich empfindlicher als gemischte Substrate. In diesem Zusammenhang spielt auch die Bildung von Trübungsfladen eine Rolle.

Es liegen anthropogene Einwirkungen auf die Laichhabitate vieler Fischarten (Bodenlaicher) durch grundberührende Fischerei vor. Jedoch darf in Küstennähe, sowie im flacheren Bereich der Oderbank keine grundberührenden Fanggeräte verwendet werden, wodurch in diesem Bereich intakte Laichgebiete existieren und keine Fischart der deutschen Ostsee speziell durch diese Bodennutzung in ihrem Bestand bedroht ist. Arten des Makrozoobenthos, können von der Grundsleppnetzfisherei geschädigt werden. Zudem können die Artenzusammensetzung und die Dominanzverhältnisse der benthischen Gemeinschaften verändert werden.

Sonstige Entnahmen

Eine weitere Form der selektiven Entnahme von Arten resultiert aus der Entnahme von Wasser. Beim Ansaugen größerer Mengen Meerwassers, wie sie z. B. zur Kühlung von Kraftwerken benötigt werden, kommt es auch zum „Beifang“ von Fischen. Maßgeblich für das Ausmaß ist die Strömungsgeschwindigkeit, die sich aus der angesaugten Wassermenge pro Zeit und dem Öffnungsquerschnitt des Saugrohrs ergibt. Vor allem kleine und nicht schwimmstarke Fische (z. B. Fischlarven, Jungfische) können der Strömung nicht entkommen und werden mit aufgesaugt. Dies kann sich negativ auf Fischpopulationen (z. B. auf den Nachwuchs des Frühjahrsherings) auswirken. An der deutschen Ostseeküste haben Wasserentnahmen für Kraftwerke und ähnliche Zwecke zurzeit jedoch keine signifikanten Auswirkungen auf die dort vorkommenden Fischpopulationen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Der ICES erstellt wissenschaftlich fundierte Empfehlungen bezüglich der Fangmengen für kommerziell genutzte Fischbestände und untersucht dafür kontinuierlich die relevanten Fischbestände. HELCOM bewertet den Trend im Beifang und die Anzahl der in Netzen verwickelter und ertrunkener Meeressäugetiere und Seevögel als Indikatoren für die Auswirkungen der Fischerei. Die Erholung der Schweinswal-Bestände als Ziel des Jastarnia Plans (ASCOBANS, 2002) erfordert eine drastische Reduzierung der Beifangsterblichkeit.

Die selektive Entnahme von Arten kann eine Veränderung der Zusammensetzung der marinen Lebensgemeinschaft und damit eine Veränderung der direkten und indirekten Interaktionen im Nahrungsnetz und Ökosystem bewirken. Neben einer möglichen Bestandsverkleinerung der Zielart kann die selektive Entnahme auch eine Auswirkung auf die Längenverteilung und den Eintritt der Geschlechtsreife innerhalb einzelner Fischbestände haben. Ein verbessertes Management lässt in Zukunft auf weitere positive Bestandsentwicklungen und damit auf eine weitere Verbesserung der Fischbestände hoffen.

Bestimmte Fischereipraktiken können direkte und andauernde Auswirkungen auf die Sedimentverteilung, die Artenzusammensetzung und die Dominanzverhältnisse der benthischen Gemeinschaften haben. Die Intensität der Auswirkung ist dabei je nach Art des Fischereigeschirrs, des jeweiligen Lebensraumtyps, der Artenzusammensetzung und des Sedimenttyps unterschiedlich stark ausgeprägt (Rumohr und Kujawski, 2000).

Zudem sind die Störwirkung und der Beifang von Ziel- und Nichtzielarten und der damit verbundene Discard ein negativer Effekt der Fischerei. Indirekte Wirkungen der Fischerei auf marine Säugetiere und Seevögel können durch die Reduktion und die Veränderung des Nahrungsangebots aufgrund der selektiven Entnahme von Fischarten, Größenklassen entstehen.

4.9 Wichtigste kumulative und synergetische Wirkungen

Die MSRL fordert in Artikel 8 (b)ii neben einer Analyse der wichtigsten Belastungen und Wirkungen die Berücksichtigung der wichtigsten kumulativen und synergetischen Wirkungen, ohne dabei jedoch solche Wirkungen genauer zu definieren. Es lassen sich drei unterschiedliche Arten von kumulativen Effekten unterscheiden: additive, synergetische und antagonistische Wirkungen (Folt et al., 1999; Crain et al., 2008).

Insgesamt verwendet die Mehrzahl aktueller wissenschaftlicher Studien additive Modelle zur Erfassung kumulativer Effekte (z.B. Halpern et al., 2008; Stelzenmüller et al., 2010; Fock, 2011). Im Rahmen der Umsetzung der MSRL und dem in ihr geforderten Vorsorgeprinzip müssen in erster Linie die Effekte multipler Belastungsfaktoren mit negativen Auswirkungen betrachtet werden. Dies ermöglicht es, den derzeit überwiegend als nicht gut eingeschätzten Zustand der einzelnen Ökosystemkomponenten verschiedenen Belastungen und deren Wirkungen zuzuordnen und dann anhand entsprechender Maßnahmen zu verbessern.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es bei der Erarbeitung von Konzepten für die Erfassung und Bewertung kumulativer Wirkungen gegenwärtig noch sehr große Wissenslücken gibt. HELCOM (2010a) hat für die Ostsee erstmals eine kumulative Bewertung der Auswirkungen von anthropogenen Belastungen auf ausgewählte Habitate und Artengruppen vorgenommen (Baltic Sea Impact Index, Baltic Sea Pressure Index), der aber ebenfalls nur eine additive Betrachtungsweise zugrunde liegt. HELCOM bezeichnet diese Ergebnisse allerdings noch als vorläufig, da sie auf erstmalig angewandten und noch weiter zu entwickelnden Bewertungsmethoden beruhen.

Zukünftige Forschungsvorhaben müssen eine Definition der verschiedenen Arten kumulativer Wirkungen und ein Verständnis der Wirkungswege erarbeiten und letztendlich die Frage klären, inwieweit und in welcher Form solche Wirkungen Eingang in Bewertungssysteme finden sollen.

4.10 Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig existiert keine holistische Gesamtbewertung für die Ostsee, die den Anforderungen der MSRL in allen Punkten genügt.

HELCOM

HELCOM liefert sowohl thematische Zustandsbewertungen als auch eine Bewertung des Gesamtzustands der Ostsee, die bereits einzelne Aspekte der MSRL abdeckt. Bewertungsverfahren existieren für Eutrophierung, Schadstoffe, Naturschutz, maritime Aktivitäten und Biodiversität (Abbildung 4.4). Zusätzlich zu ihrer Weiterentwicklung werden derzeit auch neue Verfahren entwickelt (HELCOM CORESET; HELCOM, 2012b und c).

Die Biodiversität der Ostsee wird von HELCOM überwiegend als 'mäßig' bis 'schlecht' bewertet (HELCOM, 2010a). Der Zustand fast aller deutschen Ostseegewässer ist 'unbefriedigend' oder 'schlecht'; nur der Zustand der küstenferneren Gebiete des Arkona-Beckens ist 'mäßig'. Verantwortlich für diese Zustände sind vor allem die nicht nachhaltige Fischerei und hohe Nährstoffeinträge, aber auch maritime Aktivitäten, physikalische Schädigungen, Freizeitaktivitäten, Schadstoffanreicherungen, nicht einheimische Arten und die Jagd. Trotz dieser negativen Bewertung konnten auch Zustandsverbesserungen für einzelne Arten (Seeadler, Kormoran, Kegelrobben, Fische) beobachtet werden. Ergebnisse der thematischen Bewertungen Eutrophierung und gefährliche Stoffe sind in den Kapiteln 4.7 und 4.5 zusammengefasst.

Zur integrativen Gesamtbewertung hat HELCOM ein ökosystemar ausgerichtetes, indikatorgestütztes Bewertungswerkzeug entwickelt (HOLAS), das die thematischen Bewertungen integriert, dessen erste Ergebnisse aber noch als vorläufig anzusehen sind (HELCOM 2010a). Der Gesamtzustand der deutschen Ostsee, insbesondere der Küstengewässer, ist weitgehend 'schlecht' bis 'unbefriedigend'. Einen 'mäßigen' Zustand erreichen nur nördliche Bereiche. Die deutschen Gewässer gehören somit zusammen mit großen Bereichen der zentralen Ostsee und den Küstengewässern einiger anderer Staaten zu den am stärksten belasteten Gebieten mit den schlechtesten Umweltzuständen der Ostsee. Diese Bewertung ist jedoch nicht in der Fläche umfassend, da sie auf einzelnen Fallstudien zu ausgewählten Messstationen beruhen. Eine Harmonisierung dieses Gesamtbewertungsverfahrens mit bestehendem Gemeinschaftsrecht steht noch aus.

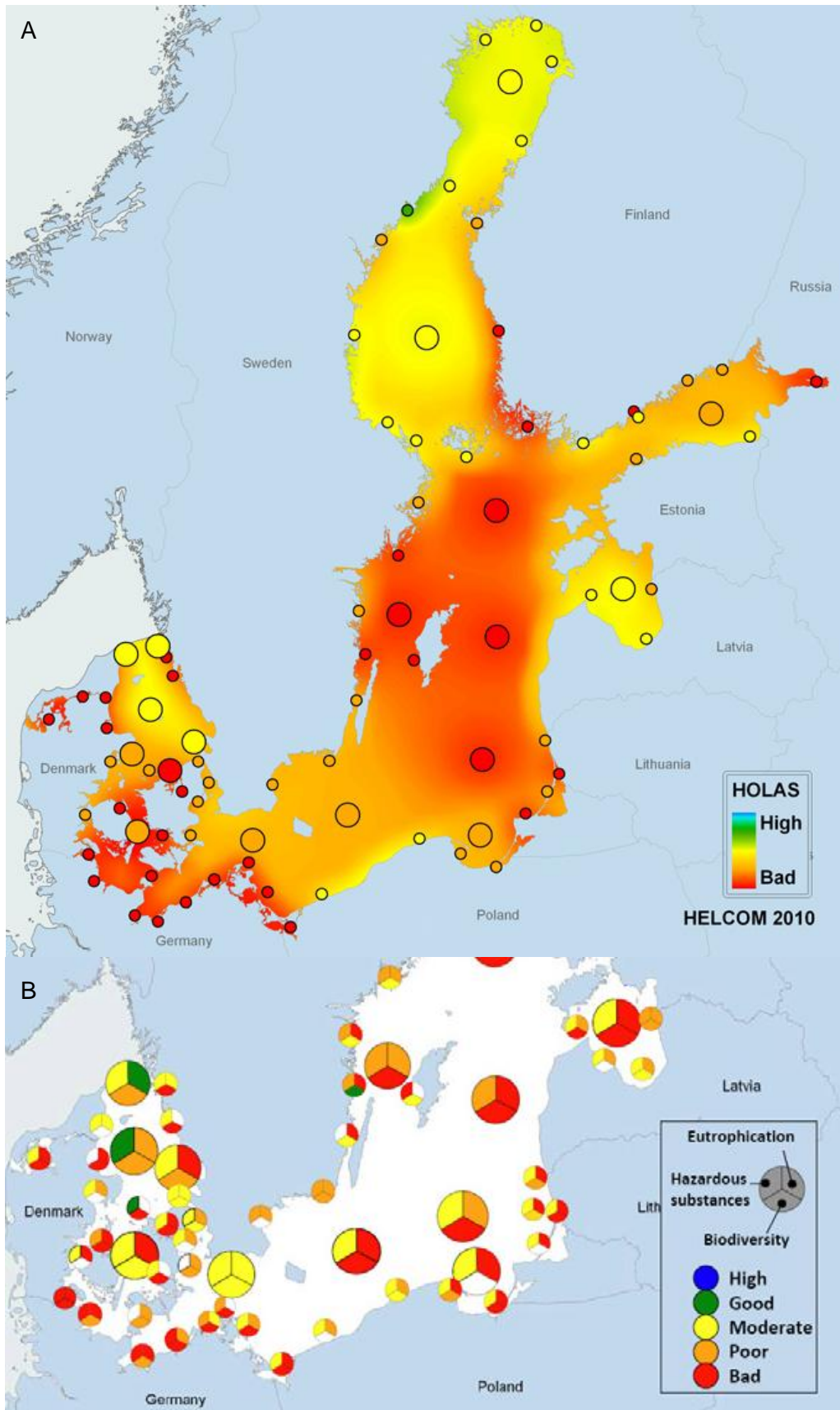


Abb. 4.4: Ergebnisse der HELCOM-Bewertungen: A) holistische Gesamtbewertung und B) thematische Bewertungen - große Symbole kennzeichnen Meeres- und kleine Küstengewässer (HELCOM 2010b).

WRRL

Die im Jahr 2000 in Kraft getretene europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bewertet den chemischen und den ökologischen Zustand der Küstengewässer. Für den ökologischen Zustand der Küstengewässer sind die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos zu bewerten. Von den 44 im Jahr 2009 in der deutschen Ostsee bewerteten Küstenwasserkörpern konnte nur einer als 'gut' eingestuft werden. Die restlichen Wasserkörper sind entweder in einem 'unbefriedigenden' bzw. 'schlechten' Zustand (66%) oder in einem 'mäßigen' Zustand (32%) und müssen durch geeignete Maßnahmen verbessert werden (Abbildung 4.5). Während der Zustand der Bodenfauna eher 'mäßig' bis 'gut' ist, sind die Bewertungen des Phytoplankton und der Makrophyten eher 'mäßig' bis 'unbefriedigend' oder auch 'schlecht'. Das Verfehlen des guten ökologischen Zustands ist hauptsächlich auf Nährstoffeinträge aus den Fließgewässern zurückzuführen.

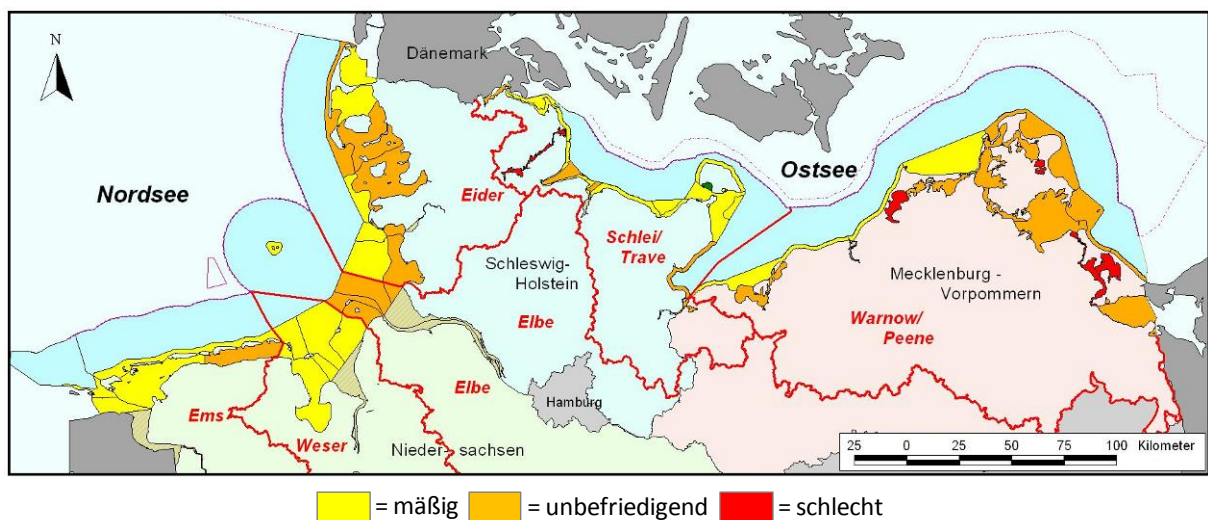


Abb. 4.5: WRRL-Bewertung des ökologischen Zustands der deutschen Küstengewässer 2009 (Voß et al., 2010).

FFH-RL

Ziel des Artikels 17 der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (FFH-RL) ist die Bewertung des Erhaltungszustands der Arten und Lebensraumtypen (LRT) innerhalb der biogeographischen Regionen der EU. In der deutschen Ostsee wird der Erhaltungszustand von vegetationsfreien Schlick-, Sand- und Mischwatt sowie von flachen großen Meeresarmen und -buchten nach FFH-RL als 'unzureichend', Ästuarien und Lagunen als 'schlecht' bewertet (Tabelle 4.1). Für Sandbänke und Riffe fehlen die notwendigen Daten. Ebenfalls als 'schlecht' wird der Erhaltungszustand der Schweinswale, Seehunde, Kegelrobben und fast aller bewerteten Fischarten eingestuft.

Tab. 4.1: Zusammenfassende FFH-Bewertung der Erhaltungszustände der Lebensraumtypen (LRT) und der marinen Arten in der deutschen Ostsee (Auszug aus EU-Bericht des ETC/BD (Stand: August 2008)).

		Gesamtbewertung des Erhaltungszustands
FFH-LRT	Sandbänke (1110)	unbekannt
	Ästuarien (1130)	ungünstig - schlecht
	Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (1140)	ungünstig - unzureichend
	Lagunen (1150)	ungünstig - schlecht
	Flache große Meeresarme und -buchten (1160)	ungünstig - unzureichend
	Riffe (1170)	unbekannt
	Einjährige Spülsäume (1210)	ungünstig - unzureichend
	Mehrjährige Vegetation von Kies-, Geröll- und Blockstränden (1220)	ungünstig - unzureichend
	Fels- und Steilküsten mit Vegetation (1230)	günstig
	Quellerwatt (1310)	ungünstig - unzureichend
	Atlantische Salzwiesen (1330)	ungünstig - unzureichend
FFH-Arten	Schweinswale	ungünstig - schlecht
	Kegelrobben	ungünstig - schlecht
	Seehunde	ungünstig - schlecht
	Finte	ungünstig - schlecht
	Alse	ungünstig - schlecht
	Meerneunauge	unbekannt
	Flußneunauge	ungünstig - schlecht
	Stör	ungünstig - schlecht

5 Wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse

5.1 Wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse

Die deutsche sozio-ökonomische Anfangsbewertung für die Ostsee orientiert sich methodisch an den Vorgaben der Leitlinie der europäischen „Working Group on Economic and Social Assessment - WG ESA“ (Leitlinie ESA, verabschiedet von den marinen Direktoren am 27.05.2011 in Budapest).

Um die Anforderung einer wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse zu erfüllen ist es zweckmäßig, neben den direkten Nutzungsformen des Meeres auch Nutzungsarten mit einer mittelbaren Meeresgewässer-Nutzung zu erfassen. Für die relevanten Nutzungsformen des Meeres werden die positiven ökonomischen Auswirkungen anhand von statistischen Daten und Kennzahlen - soweit vorhanden - dargestellt.

Bedeutende Entwicklungstreiber für die zunehmende ökonomische Nutzung der Meere sind u.a. der Anstieg des internationalen Warenhandels und die Zunahme der industriellen Produktion sowie der steigende Energie- und Rohstoffbedarf. In der Zukunft ist daher grundsätzlich von einer noch stärkeren Beanspruchung der Meeresumwelt auszugehen.

Mit sämtlichen Nutzungsarten sind gesellschaftliche Aspekte verbunden. Diese werden verbal-argumentativ dargestellt. Da die gesellschaftlichen Aspekte der Nutzungsarten insbesondere aus ihren ökologischen Auswirkungen entstehen, werden diese ebenfalls beschrieben.

Direkte Nutzungsformen der Ostsee

Schifffahrt

Aufgrund der geographischen Lage der Ostsee-Anrainerstaaten nimmt die Seeschifffahrt in der Ostsee eine besondere Rolle ein und stellt einen bedeutenden Wirtschaftsfaktor dar. Im Ostseeraum, insbesondere zwischen Skandinavien und Zentraleuropa, werden Personen-, als auch Warentransporte zum größten Teil über den Seeweg durchgeführt. Direkte Straßen- und Schienenanbindungen zwischen Skandinavien und Festlandeuropa sind nur zwischen Dänemark/Schweden oder bei Sankt Petersburg/Russland gegeben.

Die Transportströme sind in der Ostsee somit auf die Seeschifffahrt angewiesen. Durch diverse Linienverbindungen von RoRo-Fähren zwischen den Häfen wird der Transport- und Güterfluss sichergestellt. Ebenso wird das „Road-to-Sea“-Prinzip, die Verlagerung der Transportströme von der Straße auf das umweltfreundlichere Seeschiff, im Ostseeraum nachhaltig verfolgt.

Der wesentliche Anteil des wirtschaftlichen Nutzens der Seeschifffahrt fällt in den Häfen an. Häfen prägen die Wirtschaftsstruktur der Ostseeküste wobei die Seehäfen Kiel, Lübeck, Rostock und Wismar eine Schlüsselfunktion einnehmen. Sie sind in ihrer ganzen Struktur auf die Anforderungen der Ostseeschifffahrt ausgerichtet. Der Ostseeverkehr hat einen Anteil von ca. 8 % am Weltseeverkehr (Breitzmann, 2007). Der Anteil der Wirtschaftsleistung der Ostseeanrainerstaaten am Weltaufkommen beträgt ca. 11% (IHK Lübeck, 2011).

An der deutschen Ostseeküste sind in den Häfen ca. 40.000 Arbeitsplätze direkt oder indirekt von der Schifffahrt abhängig (UNICONSULT, laufend, 2012).

In den Regionen entlang der deutschen Ostseeküste sind derzeit insgesamt 46 Reedereibetriebe ansässig, die rund 4.400 Personen beschäftigen (NORD/LB, 2011; Bundesagentur für Arbeit, 2011).

Die Schifffahrt hat eine sehr hohe wirtschaftliche und gesellschaftliche Bedeutung. Hinsichtlich ökologischer Auswirkungen, die auch für die Betrachtung der gesellschaftlichen Aspekte relevant sind, sind insbesondere die Emission von Schadstoffen, Schalleinträge und die Einschleppung invasiver Arten über das Ballastwasser zu nennen. Besonders schwerwiegend sind havariebedingte Ölaustritte wegen ihrer Folgen für die Ökosysteme und wegen der Beeinträchtigungen des Tourismus. Die illegale Entsorgung von Müll beeinträchtigt überdies die Erholung der Urlauber und führt zu hohen Kosten bei der Reinigung der Strände. Aus Sicht des Tourismus ist der Anblick von Schiffen positiv, da diese zum erwarteten Bild an der Küste gehören.

Nach den gravierenden Einbrüchen des seewärtigen Güterumschlags im Zuge der weltweiten Wirtschaftskrise in den Jahren 2008/2009 ist auch in den deutschen Ostseehäfen seit geraumer Zeit wieder ein Aufwärtstrend zu beobachten. Die Häfen in Mecklenburg-Vorpommern konnten ihren Gesamtumschlag in 2010 auf 37 Mio. Tonnen und damit um rund 10% gegenüber 2009 steigern, während die schleswig-holsteinischen Seehäfen ein Plus von 5,5% verzeichnet haben. Dort wurden in 2010 insgesamt 35,8 Mio. Tonnen Seegüter umgeschlagen, wobei diese sich maßgeblich auf die Seehäfen an der Ostseeküste konzentrieren (Statistik Nord, 2011). Über die deutschen Seehäfen wurden im Jahr 2010 insgesamt knapp 276 Mio. Tonnen an Gütern umgeschlagen, davon entfielen 54,6 Mio. Tonnen auf die deutschen Ostseehäfen (Statistisches Bundesamt).

Offshore-Windenergie

Die Offshore-Windenergie hat für die Klimaschutzstrategie der Bundesregierung eine besondere Bedeutung. Dementsprechend bestärkt das Energiekonzept der Bundesregierung aus dem Jahr 2010 das Ziel, bis zu 25.000 MW Offshore-Windenergie bis zum Jahr 2030 zu installieren. In der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) in der Ostsee wurde bislang der Bau von 3 Windparks mit 240 WEA genehmigt. Darüber hinaus befinden sich zurzeit 15 weitere Offshore-Projekte im Antrags- bzw. Genehmigungsverfahren. Im Küstenmeer von Mecklenburg Vorpommern ist der Windpark EnBW Baltic 1 mit 21 WEA im Mai 2011 in Betrieb genommen worden. Im schleswig-holsteinischen Küstenmeer ist ein Windpark mit 5 WEA genehmigt worden.

In den Küstenländern Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern sind derzeit 18 Betriebe mit rund 560 Beschäftigten im Bereich der Offshore-Windenergie tätig. Schwerpunktstandorte im Ostseeraum sind die Hansestädte Rostock und Lübeck mit jeweils 190 bzw. 160 Beschäftigten (NORD/LB, 2011).

Wichtige gesellschaftliche Relevanz hat der Beitrag zum Klimaschutz durch die Vermeidung von Kohlendioxid bei der Stromproduktion und der Beitrag zur Sicherung einer unabhängigen Energieversorgung. Zu nennen ist auch die Entstehung eines neuen Wirtschaftszweiges in strukturschwachen Küstenregionen. Da Offshore-Windparks für bestimmte Schiffe gesperrt werden, führt dies zu Konflikten mit den traditionellen Meeresnutzern Schifffahrt und Fischerei. Von gesellschaftlicher Relevanz sind auch die mit Bau und Betrieb von Offshore-Windparks verbundenen ökologischen Auswirkungen. Insbesondere das bislang sehr lärmintensive Rammen der Fundamente kann zu erheblichen Auswirkungen auf marine Säugetiere, wie Schweinswale, und Fische führen. Der Betrieb von WEA kann Vertreibungseffekte bei bestimmten Vogelarten verursachen. Wichtig sind ebenfalls das Kollisionsrisiko („Vogelschlag“) sowie die Barrierewirkung für Zugvögel.

Für den deutschen Offshore-Windmarkt wird in den nächsten Jahren eine dynamische Entwicklung erwartet. Das Gesamtinvestitionsvolumen wird auf bis zu 100 Mrd. Euro geschätzt.

Offshoreförderung von Öl und Gas

In der deutschen Ostsee wird weder Öl noch Gas gefördert, es bestehen jedoch Aufsuchungserlaubnisse für weite Meeresgebiete in Mecklenburg-Vorpommern, die 10 Ostsee FFH-Gebiete berühren. Die Aufsuchung (Erkundung) von Öl- oder Gasvorkommen würde die Schutzgüter der FFH-Gebiete beeinträchtigen. Mit der Erteilung der Aufsuchungserlaubnis allein ist jedoch noch nicht die konkrete Ausübung des Aufsuchungsrechts gestattet, das heißt, es muss zuvor noch ein weiterer Genehmigungsschritt erfolgen.

An der deutschen Ostsee sind neun Betriebe ansässig, die mit rund 100 Mitarbeitern im Bereich Ingenieur- und Beratungsdienstleistungen und technisches Equipment tätig sind (Nord/LB, 2011).

Marine Rohstoffgewinnung (Steine, Sand und Kies)

In der deutschen Ostsee werden Sand- und Kiesvorkommen im Küstenmeer von Mecklenburg-Vorpommern abgebaut. Neben der gewerblichen Nutzung für die Baustoffindustrie hat die marine Sand- und Kiesgewinnung für den Deichbau und den Küstenschutz hohe Relevanz. Im Bereich des Festlandssockels in der Ostsee wurden drei Sand- und Kiesgewinnungsgebiete auf einer Fläche von insgesamt 145 km² bewilligt. Ein Abbau findet hier nicht statt, da kein Rahmenbetriebsplan vorliegt.

Die Sand- und Kiesgewinnung weist auf Grund ihrer Verwendung, auch für den Küstenschutz, eine gesellschaftliche Relevanz auf. Als ökologische Auswirkungen sind insbesondere durch die Entfernung von Substraten die Veränderung der Topographie und der Lebensraumverlust für Meeresbodenlebewesen (Benthos), Veränderungen der Benthosgemeinschaften und damit auch des marinen Nahrungsnetzes zu nennen. Außerdem sind die Schallemissionen bei Baggerarbeiten für marine Säugetiere und Fische relevant.

Die zunehmende Verknappung der Vorkommen an Land sowie der Bedarf für den Deichbau wird das Interesse an den Sand- und Kiesvorkommen im Meer weiterhin steigern.

Unterwasserkabel und -leitungen

Die in der deutschen Ostsee verlegten Seekabel und Rohrleitungen dienen dem Datenaustausch und dem Transport von Strom und Gas. Die in deutschen Gewässern bereits verlegte Rohrleitung Nord Stream wird Gas aus Russland nach Lubmin in Mecklenburg-Vorpommern befördern. Das Energiekabel Kontek verläuft zwischen Dänemark und Rostock, das Baltic Cable zwischen Malmö/Schweden und Lübeck. Der Offshore-Windpark Baltic1 ist mit einem Seekabel an das landseitige Netz bei Rostock angeschlossen.

Seekabel und Rohrleitungen haben wegen der Versorgungssicherheit eine hohe gesellschaftliche Bedeutung. Verlegung, Reparatur und ggf. Rückbau führen zu Auswirkungen auf die Meeresumwelt, die jedoch zeitlich und lokal begrenzt sind. Beim Verlegen der Kabel und Leitungen kommt es vor allem beim Einspülen zu Sediment- und Trübungsfahnen sowie zu Sedimentumlagerungen entlang des Verlegegrabens. Dies wirkt sich, räumlich begrenzt, insbesondere auf Benthosarten, Fische und marine Nahrungsnetze aus.

Auf Grund der geplanten Offshore-Windenergieparks in der AWZ sind eine ganze Reihe stromabführender Kabel zur Netzeinspeisung an Land vorgesehen. Des Weiteren wird die Möglichkeit eines übergreifenden Offshore-Stromnetzes untersucht. Für zwei Gasleitungen im Bereich der deutschen Ostsee gibt es allgemeine Planungen.

Fischerei

Die deutsche Seefischerei ist den Bestimmungen der gemeinsamen Fischereipolitik der EU (GFP) unterworfen. Die Festlegung von Höchstfangmengen stellt dabei die zentrale fischereipolitische Maßnahme dar. Viele Bestände in EU-Gewässern werden aber bisher noch nicht nachhaltig befischt.

In der deutschen Fischereiwirtschaft waren im Bereich der Ostsee im Jahr 2010 940 Arbeitskräfte in der Fischerei, Fischzucht und Fischverarbeitung beschäftigt. 2009 wurden 56.400 Tonnen Fisch aus der Ostsee angelandet (BMELV, 2010; Fisch-Informationszentrum, 2010). Die Bruttowertschöpfung von Fischerei und Fischzucht betrug 2007 für die Ostsee 62,9 Mio. € (Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung der Länder, 2010). In der Ostsee sind noch sehr viele Fahrzeuge der kleinen Küstenfischerei vorhanden. Durch einen aus natürlichen Gründen abnehmenden westlichen Heringsbestand sind viele Betriebe derzeit von sinkenden Einkommen betroffen.

Der ökonomische Nutzen aus der Fischerei geht mit ökologischen Auswirkungen auf die Meeresumwelt einher. Das Ausmaß der negativen ökologischen Auswirkungen hängt stark von der Art der eingesetzten Fangtechnik und deren saisonalem und gebietsspezifischem Einsatz ab. Zentrale Probleme sind die Überfischung einzelner Bestände und der negative Einfluss auf Nichtzielarten und Habitate. Positive Aspekte hat die lokale Fischerei für den Tourismus. Touristen schätzen den Anblick vieler kleiner Fischerboote in den Häfen mehr als den von großen Fangflotten. Bei der touristischen Vermarktung einer Region ist dieser Zusammenhang relevant.

Sollte die EU mit der Einführung langfristiger Managementpläne Erfolge beim Bestandsaufbau haben, dürften sich auch die Bedingungen für die deutsche Fischerei wieder verbessern.

Tourismus

Der Tourismus stellt eines der wichtigsten wirtschaftlichen Standbeine in den Küstenregionen dar. Von den Umsätzen im maritimen Tourismus wird ein Teil direkt zu Löhnen oder Gehältern. Diese lösen durch Multiplikatoreffekte weitere Ausgaben in der Region aus.

Insgesamt waren im Jahr 2010 im deutschen Ostseeraum 40.656 Arbeitnehmer/innen in den Bereichen Beherbergung und Gastronomie sozialversicherungspflichtig beschäftigt (vgl. Statistisches Bundesamt, 2011). Die Übernachtungszahlen im deutschen Ostseeraum weisen im letzten Jahrzehnt eine positive Entwicklung auf und sind seit 2000 um knapp 23% gestiegen (vgl. ebd.). Im deutschen Ostseeraum wurde 2009 mit 58,1 Mio. Übernachtungen ein Bruttoumsatz von 4 Mrd. € erzielt (Universität Göttingen, 2011). Zusätzlich kann man von ca. 116 Mio. Tagestouristen und einem dadurch ausgelösten Bruttoumsatz von rund 2,9 Mrd. Euro ausgehen (MWAT-MV, 2010; TVSH/TASH, 2010).

Das Verhältnis Tourismus - Umwelt stellt sich als ambivalent dar. Eine intakte Umwelt ist ein wichtiger positiver Faktor für den Tourismus. Auf der anderen Seite ist der Tourismus jedoch auch ein potentieller Belastungsfaktor (z.B. Müll- und Schadstoffeinträge, Störquelle für marine Organismen, Habitatbeeinträchtigungen, Küstenerosion). Die Entwicklung des Tourismus im deutschen Ostseeraum hat sich

in den letzten Jahren durchaus positiv dargestellt. So konnte vor allem der Küstenraum Zuwächse bei den Gästeankünften und -übernachtungen verbuchen. Die zukünftige Entwicklung ist abhängig von Attraktivität der jeweiligen Region sowie des Zustandes der Meeresumwelt (DWIF, 2009; TASH o.J.).

Das Meer als Senke

Einträge aus der Landwirtschaft

Über die deutschen Flüsse werden Stickstoff, Phosphor und Pflanzenschutzmittel aus landwirtschaftlichen Quellen in die Ostsee eingetragen. Im Jahr 2005 stammten ca. 82% der Gesamtstickstoffeinträge und 63% der Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft (BMU/UBA, 2011). Der Anteil der Landwirtschaft und Fischerei am deutschen BIP betrug im Jahr 2009 0,8% (BMELV, 2010). Mit ihrer Primärproduktion liefert die Landwirtschaft und Fischerei die Grundlage für die einheimische Nahrungsmittelindustrie, die für die Sicherstellung der Versorgung der deutschen Bevölkerung wichtig ist. Im Jahr 2008 erzielte die deutsche Landwirtschaft einen Verkaufserlös von 38,4 Mrd. Euro. Im Jahr 2005 waren in Deutschland knapp 1,3 Mio. Arbeitskräfte in der Landwirtschaft beschäftigt. Im Jahr 2007 lag die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe bei 374.500, die rund 17 Mio. Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche bewirtschafteten.

Die Landwirtschaft hat als Hauptquelle des Nährstoffeintrags große Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Ostsee. Eutrophierungsfolgen (wie starke Algenvermehrung und Schaumteppiche) haben auch negative Folgen für den Tourismus.

Die Entwicklung der landwirtschaftlichen Tätigkeiten wird stark von der infolge des weltweiten Bevölkerungswachstums steigenden Nahrungsmittelnachfrage und von der Flächenkonkurrenz mit nachwachsenden Rohstoffen bestimmt. Es bleibt abzuwarten, ob die Europäische Agrarpolitik im Zuge der CAP-Reform Umweltbelange stärker betonen kann und damit den Intensivierungstendenzen (Stickstoffüberschüssen) entgegenwirken kann.

Einträge aus der Industrie

Auch der industrielle Sektor ist durch die Einleitung von Abwässern an der Belastung der Ostsee durch Schadstoffe beteiligt. Insgesamt wurden bundesweit 26.787 Mio. m³ Abwasser in die Gewässer eingeleitet. Dabei handelte es sich zu 90% um Kühlwasser. Die Abwasserreinigung erfolgte bundesweit in 3.338 betriebseigenen Behandlungsanlagen (Statistisches Bundesamt, 2009a). Das Produzierende Gewerbe (ohne Baugewerbe) trägt mit rund 22% zum Bruttoinlandsprodukt bei (sein Anteil an der Bruttowertschöpfung lag 2010 bei 23,75 %) und stellt somit einen wichtigen volkswirtschaftlichen Faktor dar. Quellen der Schadstoffeinträge sind vor allem die großen industriellen Zentren im Einzugsbereich der Ostsee, wie Kiel, Lübeck und Rostock. Im Jahr 2010 waren in der Hansestadt Lübeck 17.514 Personen im industriellen Sektor sozialversicherungspflichtig beschäftigt (SvB), gefolgt von Kiel mit 14.784 und der Hansestadt Rostock mit 10.791 SvB. Mit 15.078 im industriellen Sektor sozialversicherungspflichtig beschäftigten Personen weist der Landkreis Rendsburg-Eckernförde ebenfalls eine hohe Anzahl auf (Bundesagentur für Arbeit, 2011).

Neben den bereits bei der Landwirtschaft genannten Eutrophierungswirkungen der Nährstoffe reichern sich die von der Industrie eingetragenen Schadstoffe im Meer an und gelangen in das Nahrungsnetz, was zu Risiken für Ökosysteme und die menschliche Gesundheit führt.

Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Neben den Einträgen aus Landwirtschaft und Industrie ist die Einleitung kommunaler Abwässer eine Ursache für den Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer und die Ostsee. Ca. 96% der Gesamtbevölkerung in Deutschland sind an die öffentliche Kanalisation angeschlossen (Statistisches Bundesamt, 2009b). In die Ostsee werden über die Flussgebietseinheiten Oder, Schlei/Trave und Warnow/Peene sowie über Direkteinleiter gereinigte Abwässer aus 171 Kläranlagen mit jeweils > 2000 Einwohnerwerten eingeleitet. Der Anschlussgrad der Bevölkerung an Abwasserbehandlungsanlagen lag 2007 bei 95%. Davon sind über 99% an eine Behandlungsanlage mit biologischer Reinigungsstufe angeschlossen.

Durch erhebliche Investitionen für eine verbesserte Behandlung konnte bereits eine erhebliche Reduktion der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen erreicht werden. Dennoch gelten kommunale Abwässer aufgrund der Menge als zweitwichtigste Ursache des Nährstoffeintrags mit Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Ostsee. Eutrophierungsfolgen (starke Algenvermehrung und Schaumteppiche) haben auch negative Folgen für den Tourismus.

Weitere Aktivitäten mit Meeresbezug (Küstenschutz, Forschung, militärische Nutzung)

Küstenschutz

Die Länge der Hochwasserschutzanlagen entlang der deutschen Ostseeküste beträgt insgesamt 218 km. Zusätzlich dienen auch rund 60 km Dünenstreifen dem Hochwasserschutz. 1.400 km² der deutschen Ostsee-Küstenregion sind den vom Meer ausgehenden Gefährdungen ausgesetzt und können bei Sturm überflutet werden. In diesen Küstenniederungen wohnen über 180.000 Menschen. Allein im schleswig-holsteinischen Teil sind Sachwerte in Höhe von 10 Milliarden Euro vorhanden und etwa 40.000 Arbeitsplätze angesiedelt.

Forschung

Die Gesamtbeschäftigung in allen norddeutschen Forschungsinstituten, die sich mit maritimen bzw. meeres-technischen Fragestellungen befassen, liegt bei ca. 11.000 bis 13.000 Mitarbeitern (davon 2.500 bis 3.500 Personen im Ostseeraum) (vgl. NORD/LB, 2011). Insgesamt werden derzeit ca. 30 Forschungsschiffe eingesetzt, davon allerdings nur ein kleiner Teil ausschließlich in der Ostsee.

Militärische Nutzung

Große Gebiete der deutschen AWZ und Teile des Küstenmeeres werden für militärische Zwecke temporär genutzt. Dazu sind verschiedene militärische Übungsgebiete (z.B. Artillerieschießgebiete, U-Boot-Tauchgebiete, Luftwarngelände) notwendig, an denen es temporär zu verstärkten Lärmeinträgen kommt. An zehn Ostsee-Hauptstandorten der Marine sind weit über 11.000 Menschen beschäftigt, deren Einkommen einen wichtigen Wirtschaftsfaktor in den eher strukturschwachen Regionen darstellt. Dies gilt auch für die durch die Aktivitäten der militärischen Liegenschaften zusätzlich ausgelöste Nachfrage. Belastungen entstehen sowohl durch den Betrieb der Schiffe, U-Boote und Luftfahrzeuge, als auch durch den Einsatz von Sonaren und Echoloten sowie durch Unterwassersprengungen.

5.2 Nutzungskonkurrenzen sowie raumplanerische Aspekte

Die Ostsee befindet sich in einem Spannungsfeld zwischen zahlreichen wirtschaftlichen Aktivitäten sowie Belangen des Schutzes als wertvoller Naturraum und als Kulturlandschaft (Abbildung 5.1). Die traditionellen Nutzungen Schifffahrt und Fischerei erhalten zunehmend Konkurrenz durch Rohstoffgewinnung, Verlegung von Rohrleitungen und Seekabeln und insbesondere durch die neu hinzukommende Offshore-Windenergie. Diese vielfältigen Nutzungsansprüche können zu Konflikten untereinander bzw. mit dem Meeresumwelt- und Meeresnaturschutz führen.

Teile der Ostsee stellen eine Bodendenkmalandschaft dar, deren Bedeutung aus Sicht der archäologischen Denkmalpflege in ihrer Funktion als Archiv für die menschliche Vor- und Frühgeschichte sowie Mittelalter, Neuzeit und Moderne zu sehen ist. Da diese Eigenschaft sich einer konkreten wirtschaftlichen Nutzung entzieht - Ausnahme sind hier die eher illegal arbeitenden Schatzsucher und -taucher -, bedarf es hier Regelungen für den Kulturgüterschutz.

Die Koordinierung der wachsenden Nutzungsansprüche, die Vermeidung und Lösung auftretender Konflikte, insbesondere derjenigen, die durch die großräumigen Offshore-Windparks hinsichtlich Schifffahrt und Meeresumwelt verursacht werden, und die nachhaltige Entwicklung meeresbezogener Aktivitäten ist Aufgabe der Raumordnung. Vor diesem Hintergrund haben Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein 2005 bzw. 2010 für das Küstenmeer Ziele und Grundsätze der Raumordnung festgelegt. Der Raumordnungsplan für die ausschließliche Wirtschaftszone in der Ostsee ist im Jahr 2009 in Kraft getreten.

5.3 Kosten der Verschlechterung der Meeresumwelt

Die Umweltauswirkungen der Meeresnutzungen führen zu Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung, die nicht bzw. nicht nur dem Verursacher selbst, sondern insbesondere anderen Nutzern und/oder der Gesellschaft in Form externer Kosten entstehen. Deutschland folgt dem sogenannten „thematischen Ansatz“ der Leitlinie ESA (verabschiedet von den marinen Direktoren am 27.05.2011 in Budapest), der die gegenwärtigen Kosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt untersucht. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich die Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung aus der Differenz zwischen dem guten Zustand der Meeresumwelt (= Referenzzustand) und dem gegenwärtigen Zustand (= Ist-Zustand) ableiten lassen.

Die verschiedenen Nutzungsformen (wie z.B. Schifffahrt oder Offshore-Windenergie) bilden dabei die Themenbereiche. Dadurch werden die wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse mit der Analyse der Kosten einer Verschlechterung verbunden und es lässt sich zeigen, welche Kosten durch die ökologischen Auswirkungen der Nutzungsformen entstehen. In Euro lassen sich diese Kosten allerdings nur dort ausdrücken, wo bereits eine Quantifizierung der Auswirkungen auf fachlicher Grundlage erfolgt ist. Dies ist bisher regelmäßig nicht der Fall. Die aus den einzelnen Nutzungen resultierenden Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung lassen sich auf diese Weise (unabhängig davon, ob sie quantitativ berechnet oder qualitativ beschrieben sind) unmittelbar in den Prozess der Maßnahmenbewertung einbinden.

Obwohl sich der Ansatz auf die Gegenwart bezieht, verbindet sich auch mit diesem Ansatz eine Herausforderung: Während der faktische Zustand der Meeresumwelt aus der momentan laufenden ökologischen Anfangsbewertung entnommen werden kann, ist der gute Zustand für die einzelnen Deskriptoren bislang nicht definiert. Die Definition des guten Zustands ist jedoch erforderlich, um die Differenzen zwischen dem Referenzzustand und dem faktischen Zustand, also die Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung, zu konkretisieren und in ökonomischer Hinsicht auch zu quantifizieren. Vor dem Hintergrund dieser Restriktionen sollen die identifizierten ökologischen Problembereiche als eine negative Abweichung vom guten Zustand interpretiert werden. Die Kosten der Verschlechterung ergeben sich aus dem Nutzenentgang, der aus den Einschränkungen einer Vielzahl von Werten der Meeresgewässer resultiert. Sämtliche Wertkategorien der Umwelt bzw. der Meeresgewässer lassen sich systematisch mit dem Rahmenkonzept der Gesamtnutzenbewertung (Total Economic Value -TEV) erfassen. In Form einer Matrix können die verschiedenen Auswirkungen der Nutzungsarten (z.B. Einträge von Schadstoffen, Schalleinträge) basierend auf den Ausführungen in der wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse dargestellt werden (vgl. Universität Göttingen, 2011). Diese Auswirkungen führen wiederum zu Einschränkungen in den einzelnen Wertkategorien des TEV der Meeresumwelt und somit letztlich zu den Kosten einer Verschlechterung. Eine Quantifizierung dieser Kosten konnte im Rahmen der Erstbewertung mangels Daten zu den einzelnen Wertkategorien („nutzungsabhängige Werte“ und „nicht-nutzungsabhängige Werte“) nicht erfolgen.

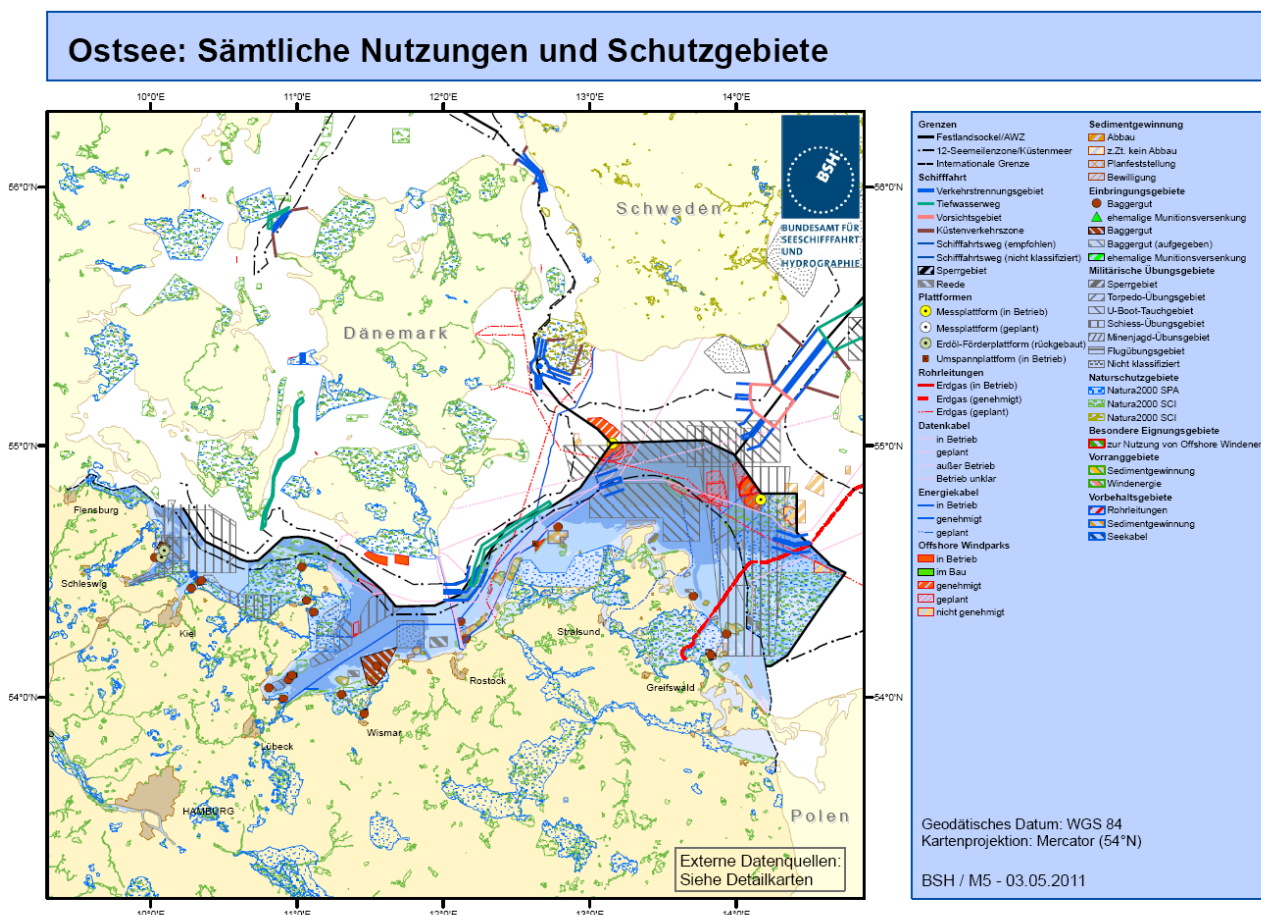


Abb. 5.1: Sämtliche Nutzungen und Schutzgebiete in der Ostsee (BSH, 2011). <http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/CONTIS-Informationssystem/index>

6 Synthese zum Gesamtzustand

Die vorliegende Anfangsbewertung der deutschen Ostsee fasst die Ergebnisse aller bestehenden und geeigneten Analysen und Bewertungen der Meeresumwelt zusammen. Die betrachteten Merkmale, Belastungen und Auswirkungen wurden entsprechend den in Anhang III MSRL spezifizierten indikativen Listen (Tabellen 1 und 2) ausgewählt.

Die Tabellen 6.1 und 6.2 illustrieren die bestehenden Bewertungsergebnisse. Die zugrundeliegenden bestehenden Bewertungssysteme werden in Anlage 1 kurz erläutert. Wie in der Einleitung des Berichts dargestellt, beziehen sich die Bewertungsergebnisse zum Teil nur auf einzelne Aspekte der jeweiligen Merkmale oder geben nur eine ungefähre Einschätzung des Zustands wieder oder den Zustand der während der jeweiligen (nicht aufeinander abgestimmten) Erfassungen herrschenden Belastungen und somit nicht immer den aktuellen Zustand (2011). Da die einzelnen Bewertungsergebnisse unterschiedlicher geografischer Räume, verschiedener Bewertungsschemata und unterschiedlicher Erhebungszeitpunkten nicht ohne weiteres zusammengefasst werden können, wird derzeit eine schematische Verknüpfung der in der Tabelle dargestellten Einzelergebnisse zu einem Gesamtzustand nicht möglich sein. Hierzu fehlen noch abgesicherte und abgestimmte Verfahren.

Aufgrund der inhaltlichen und räumlichen Lücken in den vorliegenden Daten und Bewertungsverfahren und unter Berücksichtigung des Vorsorgeansatzes, erfolgt deshalb in dieser Synthese der Bewertungen der Zustände der wesentlichen Eigenschaften und Merkmale (Anhang III Tabelle 1 MSRL) der deutschen Ostsee auf der Basis von Experteneinschätzungen:

Die Biotoptypen, das Phytoplankton, die Makrophyten, die Fischfauna, die marinen Säugetiere und die Seevögel sind derzeit nicht in einem guten Umweltzustand.

Auch wenn der Zustand des Makrozoobenthos besser bewertet wird, ist dieses ebenfalls nicht in einem guten Zustand.

Einen anhand der bereits vorliegenden Bewertungen als stabil zu definierenden Gesamtzustand im guten bis sehr guten Bereich erreicht derzeit keines der nach MSRL zu berücksichtigenden Merkmale.

Das Zooplankton, die nicht einheimischen Arten und die mikrobiellen Pathogene können derzeit noch nicht bewertet werden, da wissenschaftlich validierte Bewertungsverfahren fehlen.

Auf die deutsche Ostsee und ihre biologischen, chemischen und physikalischen Merkmale wirken sich eine Vielzahl von Belastungen aus, die durch menschliche Aktivitäten (Anhang III Tabelle 2 MSRL) verursacht werden. Die Mehrheit der Belastungen wird jedoch nicht quantitativ erfasst und bewertet. Die Wirkungen werden deshalb auch hier nur semi-quantitativ und verbal argumentativ dargestellt.

Insgesamt können die Ergebnisse der Analyse der Belastungen und ihrer Auswirkungen wie folgt zusammengefasst werden:

Die Kontamination durch gefährliche Stoffe, die Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material und biologische Störungen sind weiterhin zu hoch und haben negative Auswirkungen auf das Ökosystem.

Die Auswirkungen von physischen Verlusten und physischen Schädigungen, von physikalischen Störungen, von Interferenzen mit hydrologischen Prozessen, von systematischen und/oder absichtlichen Freisetzungen von Stoffen sowie von kumulativen und synergetischen Wirkungen verschiedener Belastungen können derzeit noch nicht bewertet werden. Die Ergebnisse der bislang vorliegenden Analysen und Bewertungen lassen jedoch den Schluss zu, dass die Auswirkungen der Belastungen zum Verfehlen des guten Umweltzustands in der deutschen Ostsee führen.

Die gesellschaftlichen Interessen an der wirtschaftlichen Nutzung der Ostsee sind beträchtlich; sie lassen sich spezifizieren und monetär festlegen. Demgegenüber können die Ökosystemdienstleistungen der Ostsee derzeit noch nicht quantifiziert werden.

In Zukunft ist grundsätzlich von einer noch stärkeren Beanspruchung der Meeresumwelt auszugehen. Die Kosten der Verschlechterung (= Differenz zwischen dem guten Umweltzustand und dem gegenwärtigen Zustand) können derzeit jedoch noch nicht quantifiziert werden.

Da die bestehenden Monitoringprogramme nicht auf die Anforderungen der MSRL ausgelegt sind, konnten noch nicht alle für die nationalen Meeresgewässer geforderten und relevanten Bewertungen der Eigenschaften und Merkmale sowie der anthropogenen Belastungen (MSRL, Anhang III, Tabellen 1 und 2) vollständig durchgeführt werden. Insbesondere sind noch nicht alle von der MSRL geforderten räumlichen Bereiche abgedeckt und es fehlen Bewertungsverfahren für einzelne Kriterien und Indikatoren des EU-Kommissionsbeschlusses (2010/477/EU), wie z.B. Lärmeinträge.

Die im vorliegenden Bericht aufgegriffenen Ergebnisse der bestehenden und geeigneten Analysen und Bewertungen der Meeresumwelt kommen im Rahmen der noch lückenhaften Anfangsbewertung (Artikel 8 MSRL) zu dem Ergebnis, **dass sich die deutsche Ostsee nicht in einem guten Umweltzustand befindet.**

Tab. 6.1: Übersicht bestehender Bewertungen der biologischen Merkmale gemäß Tabelle 1 Anhang III MSRL. Erläuterungen der Bewertungsverfahren siehe Anlage 1.

Merkmalskategorie	Merkmalsname	WRRL (2009) Wasserkörper in den 5 Bewertungsstufen (Anzahl)	FFH-LRT und FFH-Arten (2007) in den 3 Bewertungsstufen (Anzahl)	HELCOM ¹ verschiedene Verfahren	Riecken et al. (2006) ²	RL-Arten (Anzahl)	ICES ¹ (Anzahl)	Wetlands International ¹ Populations- trends in% (von 257 europ. Arten)
Biototypen			1 6 2 2	14 ³				
	Phytoplankton	0 4 16 19 5 0						
Zooplankton ⁴								
Makrophyten		0 3 16 16 2 7						
	Makrozoobenthos	0 8 20 9 4 3						
Fische			0 2 5 1	10 ⁹		17 ⁶ 3 ⁷ 1 ⁸ 2 ⁹ 2 ¹⁰		
	Marine Säugetiere		0 0 3 0					25 33 41 1
Seevögel								
nicht einheimische Arten ⁴								

¹ Für die Darstellung in der Tabelle wurde die Einordnung auf einer dreistufigen Skala gewählt, originär war keine definierte bzw. einheitliche Skala vorhanden.

² Insgesamt werden die vorherrschenden und bedeutungsvollen Biototypen der geographischen Gebiete und Wasserkörper (nach WRRL), bei der Verwendung eines 3-stufigen Systems, nach Riecken et al. (2006) überwiegend als 'gefährdet bis stark gefährdet' bewertet (vgl. Tabelle A2 im Anhang des Hintergrunddokuments).

³ Anzahl der nach HELCOM bedrohten Biototypen

⁴ Für das Zooplankton und die nicht einheimischen Arten liegen keine Bewertungen vor.

⁵ Anzahl der Fischarten nach HELCOM bewerteten Arten.

⁶ Von den insgesamt 93 betrachteten Arten steht zudem 1 Art auf der Vorwarnliste, 56 gelten als ungefährdet, für 18 Arten waren die Daten unzureichend und 1 Art gilt als Neobiota. Von den 17 RL-Arten gehören 9 Arten der Kategorie „extrem selten“ an und 1 Art gilt als ausgestorben.

⁷ Glatbutt, Kliesche und Scholle zeigen eine steigende Biomasse.

⁸ Für den westlichen Ostseedorch ist der Managementplan erreicht, seine fischerielle Sterblichkeit (F) sinkt seit Jahren, liegt aber noch über F_{MSY}. Seine Biomasse ist größer als MSY

⁹ trigger

¹⁰ Hering und Sprotte.

¹¹ Der Steinbutt und die Flunder sind zwar stabil aber das Level ist unbekannt.

Die Darstellung der einzelnen Bewertungsstufen hat keine Aussagekraft bzgl. der Vergleichbarkeit der einzelnen Bewertungsverfahren.

Legende ¹¹ :			
Bewertungsklassen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für den ökologischen Zustand:			
sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend
schlecht	schlecht	unbewertet	
Bewertungsklassen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL):			
günstig	Ungünstig - unzureichend	Ungünstig - schlecht	unbekannt
WRRL:			
keine Gefährdung erkennbar	gefährdet	stark gefährdet	
Populationsrends nach Wetlands International:			
anstiegend	stabil	abnehmend	fluktuierend
HELCOM, Bewertungen nach GFP, ASCOBANS:			
gut	mäßig	schlecht	

Tab. 6.2: Übersicht möglicher Grundlagen zur Bewertung der Auswirkungen von Belastungen gemäß Tabelle 2 Anhang III MSRL. Erläuterungen der Bewertungsverfahren siehe Anlage 1.

Belastungen und Wirkungen		Bewertung nach				EU Höchstmengen Lebensmittel	ICES	ASCOBANS
		WRRL	HELCOM	Badegewässerrichtlinie				
Physischer Verlust	Vollständiges Bedecken mit Sediment ¹							
	Versiegelung ¹							
Physische Schädigung	Veränderung der Verschlickung ¹							
	Abschürfung							
	Selektive Entnahme (nicht-lebende Ressourcen) ¹							3
Sonstige physikalische Störungen	Unterwasserlärm ¹		2					
	Abfälle im Meer ¹		4					
Interferenzen mit hydrologischen Prozessen	Änderungen des Temperaturprofils ¹							
	Änderungen des Salinitätsprofils ¹							
	Synthetische und nicht-synthetische Verbindungen							
Kontamination durch gefährliche Stoffe	Radionuklide		5					
	Schadstoffe in Lebensmitteln					6		
System. und /oder abs. Freisetz. von Stoffen	Feste, flüssige oder gasförmige Stoffe							
	Düngemittel und andere stickstoff- und phosphorhaltige Stoffe							
	Organisches Material ¹							
Biologische Störungen	Mikrobielle Pathogene							
	Vorkommen nicht einheimischer Arten		7					
	Selektive Entnahme (lebende Ressourcen)							8
	Beifang		9					10

Die vorhandenen Bewertungen sind in der Tabelle hinsichtlich der Anzahl der Wasserkörper (WRRL) bzw. der bewerteten Gebiete, die in die jeweilige Bewertungsklasse fallen, gewichtet. Bewertungsklassen, die bei der Bewertung nicht vorkamen, sind zwar in der Legende, jedoch nicht in der Tabelle aufgeführt. Für die Anreicherung von Nährstoffen und organischem Material entspricht die Bewertung unter der WRRL der Gesamtbewertung des ökologischen Zustands, da die Eutrophierung alle biologischen Qualitätskomponenten der WRRL beeinflusst. Für grau hinterlegte Zellen existieren momentan keine Bewertungen bzw. Bewertungsverfahren.

Tab. 6.2: Fortsetzung.

- ¹ Es liegen keine Bewertungen vor
- ² Belastung mit Störungs- bis physiologischem Schädigungspotenzial für Meeresorganismen (HELCOM, 2010a)
- ³ einer der Hauptgefährdungsfaktoren (ASCOBANS, 2010)
- ⁴ Belastung mit Gefährdungspotenzial für Meeresorganismen (HELCOM, 2010a)
- ⁵ keine biologischen Effekte (HELCOM, 2010a)
- ⁶ größtenteils keine Überschreitung
- ⁷ Beifangsituation gefährdet Überleben der Baltic-Proper Situation (Jastarnia-Plan, 2002)
- ⁸ 88% über F_{MSY} befischt und 30% oberhalb biologischer Grenzen befischt
- ⁹ Beifänge von Benthosarten durch Grundschieppnetzfisherei und Beifänge von Schweinswalen und Seevögeln durch Stellnetze zu hoch (HELCOM, 2010b)
- ¹⁰ mögliche Gefahr (HELCOM, 2010a)

Legende:	
WRRL	
gut	nicht gut
Eintrag synthetischer und nicht-synthetischer Verbindung sowie Systematische oder absichtliche Freisetzung von Stoffen	
sehr gut	schlecht
gut	unbefriedigend
Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material	
mäßig	schlecht
HELCOM	
Eintrag synthetischer und nicht-synthetischer Verbindung, Systematische oder absichtliche Freisetzung von Stoffen, Schadstoffe in Lebensmitteln, sowie Anreicherung mit Nährstoffen	
sehr gut	schlecht
gut	unbefriedigend
mäßig	
Badegewässerrichtlinie	
ausgezeichnet	mangelhaft
gut	ausreichend

Abkürzungsverzeichnis

Δ	delta
a	Ar (100m ²)
AFS	Antifouling-Übereinkommen
ASCOBANS	Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in Nord- und Ostsee)
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BA HST	Bergamt Stralsund
BAC	background assessment concentration/criteria
BALCOSIS	WRRL-Bewertungsverfahren für Makrophyten
BC	background concentration
BEAST	Biological effects monitoring and assessment of hazardous substances and ecosystem health
BEAT	Biodiversity Assessment Tool (HELCOM Biodiversitätsbewertungstool)
BEEP	Biological effects of environmental pollution on marine coastal ecosystems
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BGRL	Badegewässerrichtlinie
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BLMP	Bund/Länder-Messprogramm
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BQI	Benthic Quality Index
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BSPA	Baltic Sea Protection Area
CAP	common agricultural policy (Gemeinsame Agrarpolitik)
CBD	Convention on Biological Diversity (Übereinkommen über die Biologische Vielfalt)
Cd	Cadmium
CHASE	Hazardous Substances Status Assessment Tool
CO ₂	Kohlendioxid
CORESET	HECOM Projekt „Development of HELCOM Core Set indicators“
dB	Dezibel
DDD/DDE	Dichlordiphenyldichlorethan/Dichlordiphenyldichlorethen
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DEHP	Diethylhexylphtalat
DWIF	Deutsche Wirtschaftswissenschaftliche Institut für Fremdenverkehr e.V.
EAC	Environmental Assessment Criteria
ECHA	European Chemicals Agency
EG	Europäische Gemeinschaft

ELBO	WRRL-Bewertungsverfahren für Makrophyten
EMPAS	Environmentally Sound Fisheries Management in Marine Protected Areas
EnBW	Energie Baden-Württemberg
ETC/BD	Europäisches Thematisches Zentrum für biologische Vielfalt der europäischen Umweltagentur (European Topic Centre on Biological Diversity)
EU	Europäische Union
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FAO	Food and Agriculture Organization
FFH-RL	Fauna- Flora-Habitat-Richtlinie
FG	Frischgewicht
F _{MSY}	fishing mortality that produces the maximum sustainable yield (Fischereiliche Sterblichkeit die einen höchstmöglichen Dauerertrag ermöglicht)
GFP	Gemeinsame Fischereipolitik
ha	Hektar
HAB	Harmful Algal Bloom (toxische Algenblüte)
HBCD	Hexabromcyclododecan
HCH	Hexachlorcyclohexan
HCHs	Hexachlorcyclohexan-Isomere (alpha-/beta-/gamma-/delta-HCH)
HEAT	HELCOM Eutrophication Assessment Tool
HELCOM	Helsinki Kommission - Baltic Marine Environment Protection Commission
Hg	Quecksilber
HOLAS	HELCOM Holistische Gesamtbewertung der Ostsee
Hz	Hertz
ICES	Internationaler Rat für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea)
IMO	International Maritime Organization
IOW	Leibnitz-Institut für Ostseeforschung, Rostock-Warnemünde
kg	Kilogramm
kHz	Kilohertz
km	Kilometer
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
LRT	Lebensraumtyp(en)
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
MARPOL	Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MSY	maximum sustainable yield (höchstmöglicher Dauerertrag)
MV	Mecklenburg-Vorpommern
MW	Megawatt
MWAT	Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus
N	Stickstoff
Ni	Nickel
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und

	Naturschutz
NORD/LB	Norddeutsche Landesbank
NO _x	Stickstoffoxide
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OSPAR	OSPAR-Kommission (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks)
OWEA	Offshore-Windenergieanlagen
PAH (PAK)	polycyclic aromatic hydrocarbons (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)
Pb	Blei
PBDE	polybromierte Diphenylether
PCB	Polychlorierte Biphenyle
POP	persistent organic pollutants (Persistente organische Schadstoffe)
REACH	Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals
SAMBAH	Forschungsprojekt über Ostsee-Schweinswale
SECA	SO _x emission control area (SO _x -Emissionsüberwachungsgebiet)
SO _x	Schwefeloxide
SRÜ	Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen
SSB	Spawning Stock Biomass (Laicherbiomasse)
SvB	sozialversicherungspflichtige Beschäftigte
t	Tonne/n
TACs	zulässige Gesamtfangmengen (total allowable catches)
TASH	Tourismus-Agentur Schleswig-Holstein
TBT	Tributyl-Zinn
TEV	Total Economic Value
TVSH	Tourismusverband Schleswig-Holstein
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
V	Vanadium
VRL	Vogelschutz-Richtlinie
vTI	Johann Heinrich von Thünen-Institut (Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei)
WEA	Windenergieanlage/n
WG ESA	Working Group on Economic and Social Assessment
WGMME	Working Group on Marine Mammal Ecology
WHO-TEQ	Toxizitätsäquivalent gemäß Weltgesundheitsorganisation
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Literaturverzeichnis

- Alheit, J., Mömann, C., Dutz, J., Kornilovs, G., Loewe, P., Mohrholz, V., Wasmund, N. (2005). Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES Journal of Marine Science*, 62,1205-1215. doi:10.1016/j.icesjms.2005.04.024.
- Andersen, J.H., Axe, P., Backer, H., Carstensen, J., Claussen, U., Fleming-Lehtinen, V., Järvinen, M., Kaartokallio, H., Knuuttila, S., Korpinen, S., Laamanen, M., Lysiak-Pastuszek, E., Martin, G., Møhlenberg, F., Murray, C., Nausch, G., Norkko, A., Villnäs, A. (2010). Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. *Biogeochemistry*. DOI: 10.1007/s10533-010-9508-4.
- ASCOBANS (1992). Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee, des Nordostatlantiks und der Irischen See (ASCOBANS). englisch: Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas. <http://eelink.net/~asilwildlife/ascobans.html>
- ASCOBANS (2002). Recovery Plan for the Baltic Harbour Porpoise (Jastarnia Plan). Paper No 26. July 2002, Bonn.
- ASCOBANS (2005). ASCOBANS recovery plan for harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) in the North Sea. Unpublished draft working paper (5th version) 23.09.2005.
- ASCOBANS (2009a). Document AC16/Doc.32 rev.1 (P). In: (Eds.) 6th ASCOBANS Advisory Committee Meeting, 20-24 April 2009 Dist. 03 April 2009 Brügge, Belgium.
- ASCOBANS (2009b). Draft ASCOBANS Conservation Plan of Harbour Porpoises in the North Sea. 16th ASCOBANS Advisory Committee Meeting; Document AC16/Doc.21 (WG).
- ASCOBANS (2010): Final Report of the ASCOBANS Intersessional Working Group on the Assessment of Acoustic Disturbance, AC17/Doc.4-08(WG).
- Bartsch, I. und Kühlenkamp, R. (2004). WRRL-Klassifizierungssystem WK Helgoland. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 113 S.
- Bellebaum, J. (2011). Untersuchung und Bewertung des Beifangs von Seevögeln durch die passive Meeresfischerei in der Ostsee; BfN-Skripten 295.
- Bergman, M.J.N.; und 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.
- BfN (2006a). Bundesamt für Naturschutz. Beitrag zum Umweltbericht zur Raumordnung für die deutsche AWZ der Nordsee - Rastvögel.
- BfN (2006b). Bundesamt für Naturschutz. Beitrag zum Umweltbericht zur Raumordnung für die deutsche AWZ der Nordsee - Marine Säugetiere.
- BGRL (2006/7/EG). Europäische Union. Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. ABl. L 64 vom 4.3.2006, S. 37-51.
- Blew, J., Diederichs, A., Grünkorn, T., Hoffman, M., Nehls, G. (2006). Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms, Horns Ref, North Sea and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Status report 2005 supported by the German Federal Ministry of the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (FKZ 0329963 and FKZ 0329963A).
- BLMP (2005). Bund/Länder-Messprogramm. Messprogramm Meeresumwelt - Zustandsbericht 1999 - 2002 für Nordsee und Ostsee.
- Blomkvist, G., Roos, A., Jensen, S., Bignert, A., Olsson, M. (1992). Concentrations of DDT and PCB in seals from Swedish and Scottish waters. *Ambio* 21, 539-545.
- BMELV (2010). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Statistisches Jahrbuch 2010 über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten - www.bmelv-statistik.de/de/statistisches-jahrbuch/

- BMU/UBA (2011). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt - Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 - Gewässergüte - unter: www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3470.pdf
- BNatSchG (2010) Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542).
- Bock, G.M., Thiermann, F., Rumohr, H., Karez, R. (2003). Ausmaß der Steinfischerei an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Jahresbericht Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2003, 111-116.
- Böttcher, C., Knobloch, T., Rühl, N.-P., Sternheim, J., Wöhler, J. (2011): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer - Bestandsaufnahme und Empfehlungen (Stand: 2011). Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2011 / 3. Zugriff unter www.munition-im-meer.de.
- Bonner-Übereinkommen (1979). Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten. Zugang unter: http://www.cms.int/documents/convtxt/cms_convtxt_german.pdf
- Brander, K. (1994). Spawning and life history information for North Atlantic cod stocks. ICES cooperative research report, Number 205, p.64-81, pp. 86-97.
- Breitzmann, K.-H. (2007). Herausforderungen für den Ostseetransport. Aktuelle Aspekte in den Verkehrssegmenten Container, Ro/Ro, Seehäfen, Öl und Gas. In: Beiträge und Informationen aus dem Ostseeinstitut für Marketing, Verkehr und Tourismus an der Universität Rostock. Heft 20. Zugriff unter: <http://www.ostseeinstitut.uni-rostock.de/publikationen.htm>
- BSH (2009). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Ostsee. Unter: http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Raumordnung_in_der_AWZ/Dokumente_05_01_2010/Anlage_Ostsee.pdf
- BSH (o.J.). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Fachsystem Gewässerverunreinigung (GVU). <http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Geodaten/WMS-Dienste.jsp#gvu>
- Bundesagentur für Arbeit (2011). Sozialversicherungspflichtig Beschäftigte am Arbeitsort nach der Klassifikation der Wirtschaftszweige 2008 (WZ 08). Zugriff unter: [http://statistik.arbeitsagentur.de/Navigation/Statistik/Grundlagen/Klassifikation-der-Wirtschaftszweige/Klassifikation-der-Wirtschaftszweige-2008-Nav.html](http://statistik.arbeitsagentur.de/Navigation/Statistik/Grundlagen/Klassifikation-der-Wirtschaftszweige/Klassifikation-der-Wirtschaftszweige-2008/Klassifikation-der-Wirtschaftszweige-2008-Nav.html)
- Carlström, J., Berggren, P., Dinnézt, F. and Börjesson, P. (2002). A field experiments using acoustic alarms (pingers) to reduce harbour porpoise bycatch in bottom-set gill nets. ICES Journal of Marine Science, 59: 816-824.
- Carlström J., Berggren P., Tregenza N.J.C. (2009). Spatial and temporal impact of pingers on porpoises. Can. J. Fish. Aquat. Sci(66)72-82.
- CBD (1992). Convention on biological diversity (with annexes). Concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992. Übereinkommens über die Biologische Vielfalt.
- Crain, C.M., Kroeker, K., Halpern, B.S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. Ecology Letters 11,1304-1315.
- Culik, B.M., Koschinski, S., Tregenza, N. & Ellis, G.M. (2001). Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. Marine Ecology Progress Series, 211, 255-260.
- Dalton, R. (2006). More whale strandings are linked to sonar. Nature, 440, 593.
- Das, K., Groof, A. de, Jauniaux, T., Bouquegneau, J.M. (2006a). Zn, Cu, Cd and Hg binding to metallothioneins in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the southern North Sea. - BMC Ecology 6,1-22.
- Das, K., Vossen, A., Tolley, K., Vikingsson, G., Thron, K., Müller, G., Baumgartner, W., Siebert, U. (2006b). Interfollicular fibrosis in the thyroid of the harbour porpoise: An endocrine disruption? Archives of Environmental Contamination and Toxicology 51, 720-729.
- Dayton, P. K. (1995). Scaling, disturbance, and dynamics: stability of benthic marine communities. In: Agardy, T. (Hg.): 4. World Congress on National Parks and Protected Areas. Workshop the Science of Management in the Coastal Zones: The science of conservation in the coastal zone. New insights on how to design, implement and monitor marine protected areas. Gland

- (Switzerland): International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, S. 19-22.
- Dierschke, V., Hüppop, O., Garthe, S. (2003): Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten. *Seevögel*, 24, 61-72.
- Döring, R., Bender, S., Brosda, K., Kraus, G., Kube, J., Laforet, I., Meyer, T., Schaber, M., Schulz, N., Sordyl, H. (2006). Wege zu einer natur- und ökosystemverträglichen Fischerei am Beispiel ausgewählter Gebiete der Ostsee - Endbericht des F+E Vorhabens (FKZ 802 25 010). Bonn: Bundesamt für Naturschutz, 274 S.
- Dulvy, N. K., Rogers, S. I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R., Skjoldal, H. R. (2008). Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1029-1039. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x.
- DWIF (2011). Deutsches Wirtschaftswissenschaftliches Institut für Fremdenverkehr e.V. an der Universität München: Tourismus = freiwillige Leistung?. Fachvortrag Parlamentarischer Abend
- ECHA (2008). European Chemical Agency. Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Part A. http://echa.europa.eu/doc/reach/echa_08_gf_06_inforeq_csr_part_a_en_20080721.pdf
- Edrén, S. M. C., Wisz, M.S., Teilmann, J., Dietz, R., and Söderkvist, J. (2010). Modelling spatial patterns in harbour porpoise satellite telemetry data using maximum entropy. *Ecography* 33:698-708.
- EG-Verordnung (782/2003). Europäische Union. Verordnung (EG) Nr. 782/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. April 2003 über das Verbot zinnorganischer Verbindungen auf Schiffen. ABl. L 115 vom 9.5.2003.
- Eriksson, B. K., Ljunggren L., Sandström A., Johansson G., Mattila J., Rubach A., Råberg S. et.al. (2009). Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications* 19,1975-1988. doi:10.1890/08-0964.1.
- Essink, K. (1996). Die Auswirkungen von Baggergutablagerungen auf das Makrozoobenthos: Eine Übersicht über niederländische Untersuchungen. Koblenz.
- ETC/BD (2008). EU-Bericht (Stand: 2008) des ETC/BD (European Topic Centre on Biological Diversity) Europäisches Thematisches Zentrum für biologische Vielfalt der europäischen Umweltagentur. Bericht nach Art. 17 FFH-Richtlinie.
- EU-Höchstmengenverordnung (1881/2006). Europäische Union. Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln ABl. L 364 vom 20.12.2006, S. 5-24
- EU-Kommissionsbeschluss (2010/477/EU). Europäische Union. 2010/477/EU: Beschluss der Kommission vom 1. September 2010 über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern. ABl. L 232 vom 2.9.2010, S. 14-24
- Fennel, W. und Seifert, T. (2008). Oceanographic processes in the Baltic Sea. *Die Küste* 74, 77-91.
- FFH-RL (92/43/EWG). Europäische Union. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7-50.
- Fisch-Informationszentrum e.V. (2010). Fischwirtschaft. Daten und Fakten 2010. Hamburg.
- FischMagazin (2010) 09.09.2010. News aus der Fischbranche. Deutschland: Pro-Kopf-Konsum stieg 2009 auf 15,7 Kilo. Unter: <http://www.fischmagazin.de/newsartikel-seriennummer-1271-Deutschland+ProKopfKonsum+stieg+2009+auf+15,7+Kilo.htm>
- Fock, H. O. (2011). Natura 2000 and the European Commonn Fisheries Policy. *Marine Policy*, 35, 181-188.
- Fock, H. O., Kloppmann, M., Stelzenmüller, V. (2011). Linking marine fisheries to environmental objectives: A case study on seafloor integrity under European maritime policies. *Environmental Science & Policy* 14 (3), 289-300.

- Fock, H. O., Odefey, M. (2011) Fisheries for dab. NESPMan Final report 089/10, IMARES, Netherlands, pages 229-246
- Folt, C.L., Chen, C.Y., Moore, M.V., und Burnaford, J. (1999). Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnol. Oceanogr.* 44, 864-877.
- Frantzis, A. (1998). Does acoustic testing strand whales? *Nature*, 392, 29.
- Fricke, R., Rechlin, O., Winkler, H., Bast, H., D., Hahlbeck, E. (1996). Rote Liste und Artenliste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. *Schr R Landschaftspfl Natursch* 48, 83-90.
- Fürhaupter, K., Wilken, H., Meyer, Th. (2007). WRRL-Makrophytenmonitoring in den äußeren Küstengewässern Schleswig-Holsteins (2007). Abschlussbericht für das LLUR-SH, Flintbek (unpublished).
- Galgani, F., Leaute, F.P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goragner, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J.C., Poulard, J.C., Nerisson, P. (2000): Litter on the sea floor along European coasts. *Mar. Pollut. Bull.*, 40 (6), 516-527.
- Garthe, S. und Scherp, B. (2003). Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 60, 980-989.
- Gercken, J., Förlin, L., Andersson, J. (2006). Developmental disorders in larvae of eelpout (*Zoarces viviparus*) from German and Swedish Baltic coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 53, 497-507.
- Gilles, A., Herr, H., Lehnert, K., Scheidat, M., Kaschner, K., Sundermeyer, J., Westerberg, U., Siebert, U. (2008). Erfassung der Dichte und Verteilungsmuster von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in der deutschen Nord- und Ostsee. MINOS 2 - Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen (MINOS plus). Endbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Gilles, A., Herr, H., Risch, D., Scheidat, M., Siebert, U. (2005). Erfassung von Meeressäugern und Seevögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee (EMSON). Teilvorhaben: Erfassung von Meeressäugern. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz, Vilm.
- Gilles, A. und Siebert, U. (2008). Schweinswalerefassung im Bereich des niedersächsischen Wattenmeeres im Rahmen eines Monitorings. Endbericht für die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer.
- Gollasch S. und Nehring S. (2006). National checklist for aquatic alien species in Germany; *Aquatic Invasions* 1 (4), 245-269.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319, 948-952.
- Hartwig, E., Köth, T., Prüter, J., Schrey, E., Vauk, G., Vauk-Hentzelt, E. (1990). Seevögel. In: Lozán, J.L., Lenz W., Rachor E., Watermann B., von Westernhagen H. (Hrsg). Warnsignale aus der Nordsee, pp. 305-319. Berlin: Parey.
- Heck, K.L. Jr, Valentine, J.F. (2007). The primacy of top-down effects in shallow benthic ecosystems. *Estuaries Coasts* 30, 371-381.
- HELCOM (2004). The fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-4). Helsinki Commission. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 93.
- HELCOM (2007a). HELCOM lists of threatened and/or declining species and biotopes/habitats in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environmental Proceedings*, No. 113, 18 pp.
- HELCOM (2007b). Baltic Sea Action Plan. 101pp. Helsinki Commission. Available online: http://www.helcom.fi/stc/files/BSAP/BSAP_Final.pdf
- HELCOM (2009a). Biodiversity in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. *Balt. Helsinki Commission. Sea Environ. Proc.* No. 116B.

- HELCOM (2009b). Eutrophication in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Helsinki Commission. Balt. Sea Environ. Proc. No.115B.
- HELCOM (2010a). Ecosystem health of the Baltic Sea - HELCOM initial holistic assessment. Balt. Sea Environ. Proc. No.122.
- HELCOM (2010b). Hazardous substances in the Baltic Sea - An Integrated Thematic Assessment of hazardous substances in the Baltic Sea (2010). Helsinki Commission. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120 A u. B.
- HELCOM (2012a). Red list of Baltic Breeding birds. HELCOM Red Lists of Baltic Sea Species and Habitats/Biotopes.
- HELCOM (2012b). Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A. Description of the selection process. Balt. Sea Environ. Proc. No. 129A
- HELCOM (2012c). Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. Balt. Sea Environ. Proc. No. 129 B.
- Helsinki-Übereinkommen (1992). Übereinkommen von 1992 über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets / Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1992 (Helsinki Convention)
- Herr, H. (2009). Vorkommen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in Nord- und Ostsee - in Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei? Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades des Departments Biologie der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften der Universität Hamburg.
- Herr, H., Gilles, A., Scheidat, M., Siebert, U. (2005). Distribution of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the German North Sea in relation to density of sea traffic. Working paper (AC12/Doc.8) presented at the 2005 ASCOBANS meeting, pp 10. pdf zum Download: http://www.service-board.de/ascobans_neu/files/8_NS_HP_Distr.pdf
- Hildebrand, J. A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Mar. Ecol.-Prog. Ser. 395, 5-20.
- ICES (2009). Report of the EMPAS project (Environmentally Sound Fisheries Management in Protected Areas), 2006-2008, an ICES/BfN project.
- ICES (2010a). Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT). 31 May-4 June 2010. Djurönäset, Sweden. ICES CM 2010/SSGHIE:10. 108 pp.
- ICES (2010b) Environmental status assessment of contaminant concentrations in sediment and biota - Assessment criteria and data integration. ICES CM 2010/F:10.
- ICES (2010c). Report of the Workshop on Baltic Eel (WKBALTEEL), 2-4 November 2010, Stockholm, Sweden. ICES CM 2010/ACOM:59. 97 pp.
- ICES (2011). Report of the ICES Advisory Committee, 2011. ICES Advice 2011. Book 6. International Council for the Exploration of the Sea. Copenhagen.
- ICES WGMME (2010). International Council for the Exploration of the Sea. Working Group on Marine Mammal Ecology. Bericht 2010. <http://www.ices.dk/workinggroups/ViewWorkingGroup.aspx?ID=32>
- IHK Lübeck (2011). Verkehrsmarkt Ostsee. Strukturdaten 2009. Lübeck, 2011. Zugriff unter: http://www.ihk-schleswig-holstein.de/linkableblob/1517254/.10./data/Fachbroschuere_Verkehrsmarkt_Ostsee-data.pdf;jsessionid=FBFD4602431916675CD19AB768962BDB.rep11
- IMO (2001) International Convention on the Control of Harmful Antifouling Systems on Ships, ASF Convention. Verfügbar unter: http://www.bafg.de/cdn_031/nn_161560/Baggergut/DE/04__Richtlinien/IMO__Convention,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/IMO_Convention.pdf
- Jäger, Z., Bolle, L., Dänhardt, A., Diederichs, B.; Neudecker, T., Scholle, J., Vorberg, R. (2009). Fish. Thematic Report No. 14. In: Marencic, H. und Vlas, J. de (Eds.) (2009). Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.

- Jaklin, S., Petersen, B., Adolph, W., Petri, G., Heiber, W. (2007). Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil A: Nährstoffe, Fische, Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras). Berichte des NLWKN 2007.
- Jennings, S. und Kaiser, J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. - *Advances in Marine Biology* 34, 201-352.
- Jensen, J. und Müller-Navarra, S.H. (2008). Storm Surges on the German Coast. in: *Die Küste, Archiv für Forschung und Technik an der Nord- und Ostsee*, Heft 74.
- Jepsen, P. U. (2001). Conservation and Management of Seal Populations in the Baltic - ACTION PLAN for the implementation of the HELCOM Project on Seals. Report to HELCOM HABITAT. 3rd meeting 29 January - 1 February 2002. Gdynia, Poland. Ministry of Environment and Energy. Danish Forest and Nature Agency. Copenhagen. 53 pp.
- Jepson, P.D., Bennett, P.M., Allchin, C.R., Law, R.J., Kuiken, T., Baker, J.R., Rogan, E., Kirkwood, J.K. (1999). Investigating potential associations between chronic exposure to polychlorinated biphenyls and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. - *Sci. Total. Environ.* 243-244, 339-348.
- Kaiser, M. J., Edwards, D. B., Armstrong, P. J., Radford, K., Lough, N. E. L., Flatt, R. P., Jones, H. D. (1998). Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. - *ICES Journal of Marine Science*, 55, 353-361
- 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.
- Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Griesel, S., Fonfara, S., Siebert, U., Prange, A. (2005). Immunological Impact of Metals in Harbor Seals (*Phoca vitulina*) of the North Sea. *Environ. Sci. Technol.* 39, 7568-7575.
- Kammann, U. (2007). PAH metabolites in bile fluids of dab (*Limanda limanda*) and flounder (*Platichthys flesus*): spatial distribution and seasonal changes. *Environmental science and pollution research.* 14 (2), 102-108. ISSN: 0944-1344.
- Kammann, U. und Haarich, M. (2009a). PAK-Metaboliten in Fischen aus der Nordsee 1999-2006. *Meeresumwelt aktuell.* Heft 2009/3, 1-8. ISSN: 1867-8874.
- Kammann, U. und Haarich, M. (2009b). PAK-Metaboliten in Fischen aus der Ostsee 1999-2006. *Meeresumwelt aktuell.* Heft 2009/4, 1-8. ISSN: 1867-8874.
- Karl H., Bladt, A., Rottler H., Ludwigs, R., Mathar, W. (2010). Temporal trends of PCDD, PCDF and PCB levels in muscle meat of herring from different fishing grounds of the Baltic Sea and actual data of different fish species from the Western Baltic Sea. *Chemosphere* 78 (2010) 106-112.
- Kindt-Larsen, L. (2008). Can alerting sounds reduce bycatch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*)? Academic dissertation (Master thesis). DTU Aqua-rapport no. 198-08 ISBN: 978-87-7481-088-9. 73 pp. University of Copenhagen.
- Kirchhoff, K. (1982). Wasservogelverluste durch die Fischerei an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. *Vogelwelt*, 103, 81-89.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaft (2008). Europäische Union. 2008/915/EG: Entscheidung der Kommission vom 30. Oktober 2008 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen K(2008) 6016) ABI. L 332 vom 10.12.2008, S. 20-44.
- Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG). Europäische Union. Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. ABI. L 135 vom 30.5.1991, S. 40-52.
- Koschinski, S. (2011). Underwater Noise Pollution from Munitions Clearance and Disposal, Possible Effects on Marine Vertebrates, and Its Mitigation. *Marine Technology Society Journal*, 45, 80-88

- Krause, J., von Drachenfels, O., Ellwanger, G., Farke, H., Fleet, D.M., Gemperlein, J., Heinicke, K., Herrmann, C., Klugkist, H., Lenschow, U., Michalczyk, C., Narberhaus, I., Schröder, E., Stock, M., Zscheile, K. (2008). Bewertungsschemata für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen der FFH-Richtlinie.
- Kube, J. (1996). Spatial and temporal variations in the population structure of the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). *J. Sea Res.* 35: 335-344
- Kube, J. und Skov, H. (1996). Habitat selection, feeding characteristics, and food consumption of longtailed ducks, *Clangula hyemalis*, in the southern Baltic Sea. *Meereswissenschaftliche Berichte* 18, 83-100,
- Kube, J., Gosselck, F., Powilleit, M.; Warzocha, J. (1997). Long-term changes in the benthic communities of the Pommeranian Bay (Southern Baltic Sea). *Helgoländer Meeresunters.* 51, 399-416.
- Kube, S., Postel, L., Honnef, C., Augustin, C.B. (2007). *Mnemiopsis leidyi* in the Baltic Sea - distribution and overwintering between autumn 2006 and spring 2007, *Aquatic Invasions*, 2, 137-145.
- Larsson, P-O., Valentinsson, D. och Tschernij, V. (2003). Försvunna torskgarn i Östersjön - vad händer med dem? In: Tidlund, A., ÖSTERSJÖN 2003, 32-35. (In Swedish with English summary: Ghost gillnets continue to fish).
- Leitlinie ESA (2011). Leitlinie der europäischen „Working Group on Economic and Social Assessment - WG ESA“, die am 27.5.2011 von den europäischen Marinen Direktoren verabschiedet wurde.
- London Protokoll (1996). Protokoll vom 7. November 1996 zum Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen von 1972. Gesetz vom 9. Juli 1998 (BGBl. 1998 II S. 1345, 1346) sowie Gesetz zur Ausführung des Protokolls vom 7. November 1996 zum Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen von 1972.
- Lucke, K., Sundermeyer, J., Driver, J., Rosenberger, T., Siebert, U. (2008). Too loud to talk? Do wind turbine-related sounds affect harbour seal communication? In: K. Wollny-Goerke, K. Eskildsen (Eds.): *Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy - MINOS marine warm-blooded animals in North and Baltic Seas*. Teubner, Wiesbaden. ISBN-Nr. 978-3-8351-0235-4.
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P., Blanchet, M.A. (2009): Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *J. Acoust. Soc. Am.* 125, 4060-4070.
- LUNG (2006). Küstengewässer-Monitoring Mecklenburg-Vorpommern. Küstengewässerbericht Januar- April 2006. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern.
- LUNG (2007): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern (2003/2004/2005/2006). Ergebnisse der Gewässerüberwachung der Fließ- Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern.
- LUNG (2009): Pilotstudien zum biologischen Effektmonitoring in Küsten- und Binnen-gewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2.
- Lüning, K. (1985). *Meeresbotanik*; Stuttgart: Thieme-Verlag.
- Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs, *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 309, S. 279-295.
- MARPOL-Übereinkommen (1973/78). Internationales Übereinkommen von 1973 zur Verhütung der Verschmutzung durch Schiffe in der Fassung des Protokolls von 1978 (MARPOL 73/78; London 1973, 1978). BGBl.1996 II S. 399.
- Mendel, B., Sonntag, N., Wahl, J., Schwemmer, P., Dries, H., Guse, N., Müller, S., Garthe, S. (2008). *Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee*. Bundeamt für Naturschutz. Bonn, Bad Godesberg.

- Möllmann, C., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., St. John, M.A. (2008). Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure regime shifts, trophic cascade and feedback loops in a simple ecosystem. *ICES J Mar Sci.* 66, 109-121.
- MSRL (2008/56/EG). Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). *ABl. L 164* vom 25.6.2008, S. 19-40
- Munoz Cifuentes, J. (2004). Seabirds at risk? Effects of Environmental Chemicals on Reproductive Success and Mass Growth of Seabirds Breeding at the Wadden Sea in the Mid 1990's. *Wadden Sea Ecosystem* 18, 27-51.
- Muschelgewässerrichtlinie (2006/113/EG). Europäische Union. Richtlinie 2006/113/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer. *ABl. L 376* vom 27.12.2006, S. 14-20.
- MWAT-MV (2010). Fortschreibung der Landestourismuskonzeption Mecklenburg-Vorpommern 2010. Ministeriums für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern (Hrg.) 2010.
- Nausch, G., Bachor, A., Petenati, T., Voß, J. von Weber, M. (2011). Nährstoffe in den deutschen Küstengewässern der Ostsee und angrenzenden Gebieten (Nutrients in the German coastal waters of the Baltic Sea and adjacent areas) *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2011/1*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Hamburg und Rostock
- Nehring, S. (2010). Aquatic alien species in German inland and coastal waters. Unter: www.aquatic-alien.de
- Nitratrichtlinie (91/676/EWG). Europäische Union. Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. *ABl. L 375* vom 31.12.1991, S. 1-8.
- Nord/LB (2011). Norddeutsche Landesbank. Unternehmens- und Institutsdatenbank der Maritimen Wirtschaft und Wissenschaft.
- Nützel, B. (2008). Untersuchungen zum Schutz von Schweinswalen vor Schockwellen. Technischer Bericht TB 2008-7. Forschungsanstalt der Bundeswehr für Wasserschall und Geophysik (FWG). Kiel. 18 pp.
- OGewV (2011). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer vom 20. Juli 2011 (Oberflächengewässerverordnung) *BGBI. I S. 1429*
- OSPAR (2007). Dumping of Wastes at Sea in 2005 and Assessment of the Annual Reports 2003 - 2005. OSPAR Commission. London. Biodiversity Series. 81 pp.
- OSPAR (2009a). Background Document on Black-legged kittiwake (*Rissa tridactyla tridactyla*). OSPAR Commission. London. Publication number 414/2009.
- OSPAR (2009b). Background Document on CEMP Assessment Criteria for QSR 2010
- OSPAR (2009c). Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. OSPAR report 441.
- Österblom, H.; Hansson, S.; Larsson, U.; Hjerne, O.; Wulff, F.; Elmgren, R.; Folke, C. (2007). Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10, 877-889
- Parrett, A. (1998). Pollution impacts on North Seafish stocks. European Commission Directorate General XIV-Fisheries, Ref. 96-083, 122 pp.
- Pedersen, S. A.; Fock, H. O. und Sell, A. F. (2009). Mapping fisheries in the German exclusive economic zone with special reference to offshore Natura 2000 sites. *Marine Policy*, 33 , 571-590.
- Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R., Reynolds, J.D. (2005). Climate Changes and Distribution Shifts in Marine Fishes. *Science* 308, 1912 -1915.
- Piper, W., Kulik, G., Laczny, M., Heyde, L. von der, Brock, V., Nehls, G., Brandt, M., Wolff, S. (2008). Fachgutachten Vögel - hier: Rastvögel Untersuchungsgebiet: alpha ventus Auftraggeber: Stiftung Offshore-Windenergie.

- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schroder, E., Ssymank, A. (2006). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands - zweite fortgeschriebene Fassung 2006. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 34, 318.
- Rumohr, H. und Krost, P. (1991). Experimental evidence of damage to benthos by bottom trawling with special reference to *Arctica islandica*. Meeresforsch. 33 (4), 340-345.
- Rumohr, H. und Kujawski, T. (2000) The impacts of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. ICES Journal Marine Science 57 (5), 1389-1393.
- Schirmeister, B. (1993). Zu Verlusten von Wasservögeln in Fischnetzen der Küstenfischerei. - Falke 40(10): 343-346
- Schirmeister, B. (2003). Verlust von Wasservögeln in Stellnetzen der Küstenfischerei - das Beispiel der Insel Usedom. Meer und Museum, 17,160-166.
- Schnitter, P., Eichen, C., Ellwanger, G., Neukirchen, M., Schröder, E. (2006). Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland.- Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2.
- Schulz-Bull, D.E., Petrick., G., Kannan, N., Duinker, J.C. (1995). Distribution of individual chlorobiphenyls "PCB" in solution and suspension in the Baltic Sea. Mar.Chem., 48, 245-270.
- Siebert, U., Joiris, C., Holsbeek, L., Benke, H., Failing, K., Frese, K., Petzinger, E. (1999). Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of the North and Baltic Seas. - Mar. Pollut. Bull. 38, 285-295.
- Simmonds, M.P., Dolman, S., Weilgart, M. (2003). Oceans of Noise. WDCS Science Report.
- SRÜ (1982). Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen. BGBl. 1994 II S. 1798.
- SRU (2004). Sachverständigenrat Umweltfragen. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für 22 Umweltfragen - Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Drucksache. 15/2626. Deutscher Bundestag. Berlin. 265 S.
- Statistik Nord (2011). Schifffahrt in Hamburg und Schleswig-Holstein im Jahr 2010. In den Seehäfen weniger Schiffe, aber mehr Ladung. In Statistik informiert, Ausg. 42/2011 Vom 28. März 2011. Zugriff unter: http://www.statistik-nord.de/uploads/tx_standocuments/SI11_042.pdf
- Statistisches Bundesamt (2009a). Erhebung der nichtöffentlichen Wasserversorgung und nichtöffentlichen Abwasserbeseitigung 2007, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2009b). Fachserie 19 Umwelt, R. 2.1 Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2007, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2011). Verkehr: Seegüterumschlag deutscher Häfen im Dezember 2010. Erschienen am 15. Juni 2011. Wiesbaden, 2011. Zugriff unter: http://www.zds-seehaefen.de/pdf/seegueterumschlag/2010_12_ausgewaehlte_Haefen.pdf
- Stelzenmüller, V., Lee, J., South, A., Rogers, Stuart I. (2010). Quantifying cumulative impacts of human pressures on the marine environment: a geospatial modelling framework. Marine Ecology Progress Series, 398, 19-32.
- Sutton, G. und Boyd S. (2009). Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 1998 - 2004. ICES Cooperative Research Report Nr. 297, 180 S.
- Swedish Board of Fisheries (2004). Fisk, fiske och miljö- Fiskeriverkets iljöarbete 2001-2001. 37 pp. Zugriff unter: http://www.fiskeriverket.se/download/18.1e7cbf241100bb6ff0b80003040/okt-rapp_webb.pdf
- Tasker, M.L., Amundin, M., André, M., et al. (2010). Marine strategy framework directive - Task Group II: Underwater noise and other forms of energy. Luxemburg, Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M., Kloppmann, M., Schaarschmidt, T., Ubl, C. & Vorberg, R. (im Druck) Rote Liste und Liste der etablierten Neunaugen und Fische (Petromyzontida, Elasmobranchii & Actinopterygii) der marinen Gewässer Deutschlands. In: Haupt, H.; Ludwig; G.; Gruttke, H.; Binot-Hafke, M.; Otto, Ch. &

- Pauly, A. (Hrsg.). Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 2. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Thrush, S.F.; Hewitt, J.E.; Funnell, G.A.; Cummings, V.J.; Ellis, J.; Schultz, D.; Talley, D. und Norkko, A. (2001). Fishing disturbance and marine biodiversity: role of habitat structure in simple soft-sediment systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 221, 255-264.
- Tougaard J., Carstensen J., Teilmann J., Skov H., Rasmussen P. (2009). Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *Journal of the Acoustical Society of America*, 126(1), 11-14.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Bech, N. I., Teilmann, J. (2006). Final report on the effect of Nysted Offshore Wind Farm on harbour porpoises. Technical report to Energi E2 A/S. Ministry of the Environment. Roskilde, Denmark. July 2006. 65 pp.. Verfügbar unter: http://www.ens.dk/graphics/Energiforsyning/Vedvarende_energi/Vind/havvindmoeller/vvm%20Horns%20Rev%202/Nysted/Nysted%20marsvin%20final.pdf
- Tschernij, V. und Larsson, P-O. (2003). Ghost fishing by lost gill nets in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 64(2-3), 151-162
- Tulp, I., Bolle, L.J. and Rijnsdorp, A.D. (2008). Signals from the shallows: in search of common patterns in long-term trends in Dutch estuarine and coastal fish. *J. Sea Res.* 60,54-73.
- TVSH / TASH (2010). Tourismus-Agentur Schleswig-Holstein GmbH / Tourismusverband Schleswig-Holstein e.V. - Tourismus, Perspektiven für Schleswig-Holstein
- UBA (2004). Umweltbundesamt. Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der Natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring; UBA Texte 38/04. ISSN 0722-186X. S.45-46.
- Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (2008/105/EG). Europäische Union. Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. ABl. L 348 vom 24.12.2008, S. 84-97
- UNICONSULT. „Die wirtschaftliche Bedeutung des Lübecker Hafens - Regionalökonomische Verflechtung und Wertschöpfungskette für Stadt und Region. Laufende Studie (2012). Noch nicht veröffentlicht
- Universität Göttingen (2011). Sachverständigengutachten zur Erstellung der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) (Prof. Marggraf) in Zusammenarbeit mit der Nord/LB (Dr. Arno Brandt) und Regio Nord Consulting (Marie Christin Dickow)
- Vinther M. (1999). Bycatches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in Danish set-net fisheries. *J. Cetacean Res. Manage.*, 1, 123-135.
- Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung der Länder (2010). Zugang über: <http://www.statistik.sachsen.de/html/15507.htm>
- von Westernhagen H. und Bingert A (1996). Gefährdung von Küstenvögeln durch Umweltchemikalien. In: Lozán, J.L., Lampe, R., Matthäus, W., Rachor, E., Rumohr, H., v. Westernhagen, H. (Hrsg.). Warnsignale aus der Ostsee (S. 232-235). Berlin: Parey Buchverlag.
- Voß, J., Knaack, J., von Weber, M. (2010). Ökologische Zustandsbewertung der deutschen Übergangs- und Küstengewässer 2009. Ecological Assessment of German Transitional and Coastal Waters 2009. Indikatorbericht. Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee 2010/2. Bundesländer Messprogramm. BSH. Hamburg.
- VRL (2009/147/EG). Europäische Union. Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung). ABl. L 20 vom 26.1.2010, S. 7-25.
- Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H., Zettler, M. L. (2010). Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahr 2009. Meereswissenschaftliche Berichte Nr. 81. Leibnitz Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW). 89 S.

- Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H., Zettler, M.L. (2009). Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2008. Meereswissenschaftliche Berichte Nr.78. Leibnitz Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW). 91 S.
- Wasmund, N., Pollehne, F.; Postel, L.; Siegel, H.; Zettler, M.L. (2008). Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2007. Meereswissenschaftliche Berichte Nr. 74. Leibnitz Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW). 95 S.
- Wasmund, N., Schöppe, C.; Göbel, J., von Weber, M. (2011). Chlorophyll-a in den deutschen Ostseegewässern. Meeresumwelt aktuell Nord- und Ostsee 2011/2. Bund-Länder Messprogramm.8 Seiten. ISSN 1867-8874
- Waterman, B., Siebert, U., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J. (2003). Endokrine Effekte durch Tributylzinn (TBT). - In: Lozan, J. L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J., v. Westernhagen, H. (Hrg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz (S. 239-247). Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen.
- Weigelt, M. (1987). Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf die Bodenfauna der Kieler Bucht. Berichte aus dem Institut für Meereskunde Kiel, 176, 1-297.
- WRRL (2000/60/EG). Europäische Union. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1-73.
- Zeiler, M., Schwarzer, K., Ricklefs, K. (2008). Seabed Morphology and Sediment Dynamics; in: Die Küste. Archiv für Forschung und Technik an der Nord- und Ostsee, Heft 74, 2008.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., Eerden, M. van, Garthe, S. (2009). Bycatch in gillnet fisheries - An overlooked threat to waterbird populations. Biological Conservation 142, 1269-1281.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Grenzen und bathymetrische Verhältnisse in der deutschen Ostsee.....	14
Abb. 3.1: Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton.....	20
Abb. 3.2: Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten.....	21
Abb. 3.3: Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos.....	23
Abb. 4.1: Einträge ausgewählter Schwermetalle und Arsen über deutsche Flüsse	42
in die Ostsee.....	42
Abb. 4.2: Integrierte HELCOM Bewertung.....	50
Abb. 4.3: Stationen des Bund-Länder-Messprogramms (BLMP) mit Angabe der mittleren Chlorophyll a Konzentrationen	53
Abb. 4.4: Ergebnisse der HELCOM-Bewertungen	61
Abb. 4.5: WRRRL-Bewertung des ökologischen Zustands der deutschen Küstengewässer 2009	62
Abb. 5.1: Sämtliche Nutzungen und Schutzgebiete in der Ostsee.....	71

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.1: Zusammenfassende FFH-Bewertung	63
Tab. 6.1: Übersicht bestehender Bewertungen der biologischen Merkmale gemäß Tabelle 1 Anhang III MSRL.....	74
Tab. 6.2: Übersicht möglicher Grundlagen zur Bewertung der Auswirkungen von Belastungen gemäß Tabelle 2 Anhang III MSRL.....	75

Erläuterungen der Bewertungsverfahren

ASCOBANS und Jastarnia Plan (Ostsee)

Im Rahmen des Übereinkommens zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten (Bonner Konvention/Convention on Migratory Species, CMS) wurde 1991 das Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in Nord- und Ostsee (ASCOBANS) verabschiedet (ASCOBANS, 2002 und 2009b). Dabei gilt die Erreichung und Erhaltung des günstigen Erhaltungszustandes der Wale als allgemeines Ziel. Das übergeordnete Ziel des Jastarnia-Plans für Schweinswale in der Ostsee ist die Erholung der Schweinswal-Bestände auf 80% der Kapazität der Ostsee.

Ein Farbcode für die Bewertung existiert derzeit noch nicht (grau = unbekannt).

Badegewässerrichtlinie

Eine routinemäßige Erfassung der fäkalen Verunreinigungen in Nord- und Ostsee Badegewässerrichtlinie erfolgt im Rahmen der Überwachung der Küstenbadegewässer. Gemäß der EG-Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG, BGRL) werden Badegewässer in Europa anhand der Parameter Escherichia coli und intestinale Enterokokken in 4 Qualitätsstufen eingeordnet. Dies geschieht in der Regel auf der Basis der Messdaten von 4 Badesaisons. Die erste Einordnung nach der neuen Bewertung wird daher im Jahr 2012 möglich sein. Bis dahin erfolgt die Bewertung noch über eine Übergangsregelung auf Basis der in der jeweiligen Saison gemessenen Daten und den teilweise angepassten Vorgaben der alten Richtlinie. Um die Badegewässerqualität EU-weit ganzheitlich bewerten zu können, sind die Qualitätsklassen mit denen der "alten" Badegewässerrichtlinie abgestimmt. Somit erfüllen Badegewässer mit "ausgezeichneter" Qualität die Leitwerte und die mit "guter" oder "ausreichender" Qualität die zwingenden Werte. Badegewässer mit "mangelhafter" Qualität erfüllen die zwingenden Werte nicht. Ein Badegewässer hält den "zwingenden Wert" für den Parameter Escherichia coli ein, wenn in einer Badesaison nicht mehr als 5% der Messwerte oberhalb von 2.000 Keimen pro 100 ml Wasser liegen. Der Leitwert wird eingehalten, wenn nicht mehr als 20% der Messwerte oberhalb von 100 Keimen pro 100 ml liegen. Für den Parameter intestinale Enterokokken ist aufgrund der Novellierung der "Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer" (Richtlinie 76/160/EWG), die bis zur ersten Bewertung nach der neuen EG-Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG, BGRL) im Jahr 2012 von einer Übergangsregelung abgelöst wird, kein zwingender Wert festgelegt. Dem entsprechenden Parameter (Fäkalstreptokokken) war in der alten BGRL kein Wert zugeordnet. Der momentane Leitwert liegt bei 100 intestinalen Enterokokken pro 100 ml Wasser, wobei nicht mehr als 10% der Messwerte in einer Badesaison darüber liegen dürfen.

ausgezeichnet	gut	ausreichend	mangelhaft
---------------	-----	-------------	------------

Bewertung der deutschen Biototypen nach Riecken et al.

Die von Riecken et al. (2006) aufgeführte Gefährdungseinstufung vorherrschender, besonderer und bedeutungsvoller Biototypen beruht auf Expertenmeinung und in Tabelle 1 wurde folgender Farbcode für die Bewertung verwendet:

keine Gefährdung erkennbar	gefährdet	stark gefährdet
----------------------------	-----------	-----------------

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, 92/43/EWG)

Ziel der FFH-RL ist die Wiederherstellung oder Wahrung des günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und der Arten von gemeinschaftlichem Interesse. Die FFH-RL verpflichtet zu einer Bewertung des Erhaltungszustands der geschützten Lebensräume und

Arten in einem Rhythmus von 6 Jahren. Aus der FFH-RL (Artikel 1) und weiteren EU-Vorgaben (u.a. DocHab-04-03/03) ergeben sich die Parameter, die Inhalt und Umfang der Bewertung sowie der Berichte näher konkretisieren. Die marinen Lebensraumtypen werden gemäß den Bewertungsschemata nach Krause et al. (2008) mittels der Kriterien Vorkommen, Verbreitung, Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen, Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars sowie Beeinträchtigungen bewertet. Die marinen Arten werden gemäß der Bewertungsschema nach Schnitter et al. (2006) mittels der Verbreitung, Vorkommen, Verbreitung, Zustand der Population, Habitatqualität und Beeinträchtigungen bewertet. Genauere Erläuterungen zur Bewertung und Aggregation unter www.bfn.de/0315-ffh-richtlinie.html.

Insgesamt erfolgt die Bewertung aller Kriterien in einem drei Stufen-System.

günstig	ungünstig - unzureichend	ungünstig - schlecht	unbekannt
---------	--------------------------	----------------------	-----------

HELCOM

Biodiversität

Zur Umsetzung des ökosystemaren Ansatzes wurden von HELCOM (Kommission der Helsinki Konvention) eine Reihe von Leitbildern, strategischen Zielsetzungen und ökologischen Planzielen entwickelt und im Baltic Sea Action Plan (BSAP) formuliert (HELCOM 2007a).

Mit der übergeordneten Zielsetzung einen günstigen Erhaltungszustand der Ostsee-Biodiversität zu erreichen, wurden verschiedene Ziele („ecological objective“) unter den vier zentralen Segmenten des BSAP (Eutrophierung, Schadstoffe, Biodiversität und Naturschutz, Maritime Aktivitäten) formuliert. Grundlage für die HELCOM Biodiversitätsbewertung (HELCOM, 2009) ist das speziell hierfür entwickelte und erstmals 2009 angewendete indikatorgestützte „Biodiversity Assessment Tool“ (BEAT).

Zur integrativen Bewertung des Gesamtzustands der Ostsee hat HELCOM ein spezielles indikatorgestütztes Bewertungswerkzeug entwickelt und erstmals getestet (HELCOM, 2010b). Dieses „Tool for the Holistic Assessment of Ecosystem HEALTH Status“ (HOLAS) basiert auf den Indikatoren und Verfahren der thematischen Bewertungswerkzeuge und deren methodischen Ansätze. Die thematischen Bewertungen der Biodiversität durch das „Biodiversity Assessment Tool“ (BEAT), der Eutrophierung durch das „Hazardous Substances Status Assessment Tool“ (CHASE) und der Schadstoffbelastung durch das „Eutrophication Assessment Tool“ (HEAT) werden durch HOLAS integriert.

In Tabelle 1 wurde folgender Farbcode für die Bewertung nach HELCOM verwendet:

gut	mäßig	schlecht
-----	-------	----------

Eutrophierung

HELCOM nutzt zur Festlegung des Eutrophierungszustands das HELCOM Eutrophication Assessment Tool (HEAT) (HELCOM 2006, Andersen et al., 2010). HEAT betrachtet primäre und sekundäre Eutrophierungseffekte. Primäre Effekte sind physiko-chemische Parameter und Phytoplankton, während sekundäre Effekte Makrophyten und benthische Invertebraten umfassen. HEAT erfasst damit nur Zustandsindikatoren, Nährstoffeinträge werden nicht bewertet. Die vier Qualitätselemente spiegeln die ökologischen Zielsetzungen von HELCOM hinsichtlich Eutrophierung wider. Jedem der vier Qualitätselemente sind einer oder mehrere Indikatoren zugeordnet. Für jeden Indikator wird eine „Ecological Quality Ratio“ (EQR) gebildet, indem die Referenzbedingungen durch den aktuell gemessenen Zustand geteilt werden ($EQR = \text{RefCon}/\text{AcStat}$; für Parameter, die mit steigenden Nährstoffeinträge abnehmen, wie z.B. Sichttiefe gilt $EQR = \text{AcStat}/\text{RefCon}$). Bewertet wird analog der WRRL in 5 Klassen. Innerhalb eines Qualitätselements kann ein gewichtetes Mittel der EQRs gebildet werden, wobei Expertenmeinung über geeignete Wichtungsfaktoren entscheidet. In einem letzten Schritt werden die EQRs der Qualitätselemente gemäß dem „One-out-all-out-Prinzip“ (schlechtestes Ergebnis bestimmt die Bewertung) zu einer Gesamtbewertung zusammengefasst.

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
----------	-----	-------	----------------	----------

Schadstoffe

HELCOM bewertet das Ausmaß der Verschmutzung und der Effekte von gefährlichen Substanzen in Bezug auf die ökologischen Ziele, die nach HELCOM den guten chemischen Umweltzustand repräsentieren. Diese lauten: Konzentrationen gefährlicher Stoffe nahe den natürlichen Konzentrationen; unbedenklicher Verzehr aller Fische; eine gesunde Tierwelt und eine Radioaktivität auf dem Niveau vor der Tschernobyl-Katastrophe. Das verwendete Bewertungssystem beruht auf einem integrierten, multi-metrischen und Indikator-basierten Ansatz. Als Indikatoren wurden die Konzentrationen von Schadstoffen in der Umwelt und in Meeresfrüchten sowie die Konzentration von Radionukliden und biologische Effekte einbezogen. Die HELCOM thematische Bewertung zu gefährlichen Substanzen basiert somit nicht auf der ausschließlichen Betrachtung von Schadstoffkonzentrationen sondern auf einem ökosystemaren Ansatz. Der chemische Gesamtzustand wird durch das Hazardous Substances Status Assessment Tool (CHASE) ermittelt. Zur Quantifizierung wird bei CHASE eine so genannte Contamination Ratio (CR) berechnet, die dem Verhältnis zwischen dem derzeitigen Zustand (Messwert einer Substanz/eines biologischen Effekts) und einem Schwellenwert entspricht. Letzterer markiert die Grenze zwischen gutem und mäßigem Zustand. Die Einstufung in eine der fünf verwendeten Zustandsklassen erfolgt für jedes ökologische Ziel über die Integration der auf die jeweiligen Indikatoren bezogenen CRs gemäß dem „One-out-all-out-Prinzip“ (schlechtestes Ergebnis bestimmt die Bewertung).

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
----------	-----	-------	----------------	----------

Rote Listen

Es ist die Anzahl der gelisteten Arten die mindestens als potentiell gefährdet gelten aufgezeigt. Grundlage bei den Fischen war die Deutsche Rote Liste von Thiel et al. (im Druck).

Vogelschutzrichtlinie (VRL, 2009/147/EG)

Die VRL verpflichtet die EU-Mitgliedsstaaten, geeignete Maßnahmen zu treffen, um für alle auf dem europäischen Gebiet heimischen Vogelarten eine ausreichende Vielfalt und eine ausreichende Flächengröße der Lebensräume zu erhalten oder wiederherzustellen. Mit dem Ziel der Erhaltung sämtlicher wildlebender Vogelarten und der Erarbeitung von Schutzmaßnahmen werden in Anlehnung an die Bewertungsstruktur der FFH-RL Bewertungsverfahren zur Beschreibung des Zustands der Seevögel entwickelt. Die EU sind einen positiven Status und Entwicklungstrend für die Arten vor, diese Ziele wurden von Deutschland bislang nicht angenommen. Ein Farbcode existiert derzeit noch nicht (grau = unbekannt).

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG)

Im Rahmen der WRRL werden verschiedene Qualitätskomponenten zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von Küstengewässern (Oberflächengewässer bis zu 1 sm seewärts der Basislinie) bewertet. Hierzu gehören die gewässertypenspezifischen biologischen Komponenten Zusammensetzung und Abundanz des Phytoplanktons, der Makrophyten (Großalgen und Angiosperme) und der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos). Des Weiteren werden zur Unterstützung der biologischen Komponenten für den guten Zustand physikalisch-chemische sowie für den sehr guten Zustand hydromorphologische Komponenten hinzugezogen. Hierzu zählen die Tiefenvariation, Struktur und Substrat des Meeresbodens, Struktur der Gezeitenzonen, Richtung der vorherrschenden Strömung und Wellenbelastung, sowie Sichttiefe, Temperaturverhältnisse, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Nährstoffverhältnisse und spezifische Schadstoffe (WRRL, Anhang V 1.1.4). Nach den Vorgaben der WRRL erfolgt die Bewertung der Qualitätskomponenten anhand gebietsspezifischer Variablen und entsprechenden nationalen Verfahren und

Einstufungssystemen (BLMP, 2005; Die Kommission der Europäischen Gemeinschaft, 2008; Jaklin et al., 2007; Voß et al., 2010). Hierbei wird der folgende Farbcode verwendet:

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	unbewertet
----------	-----	-------	----------------	----------	------------

Die auf Grundlage der Qualitätskomponenten des Makrozoobenthos erfolgte Bewertung kann zudem als Bewertung von Biotoptypen im Sinne der MSRL herangezogen werden.

Im Rahmen der WRRL wird auch der chemische Zustand der Oberflächengewässer bewertet. Die Bewertung erfolgt über die Einhaltung von europaweit geltenden Umweltqualitätsnormen (UQN) für 33 prioritäre Schadstoffe, 8 weitere Stoffe und Nitrat (nur Grundwasser). Die UQN sind in der Umweltqualitätsnormen-Richtlinie 2008/105/EG festgelegt. Überschreitet nur ein Stoff die UQN, wird der chemische Zustand als nicht gut bewertet, halten alle Stoffe die UQN ein, ist der Zustand gut. Das Bewertungsverfahren kann auch für die Meeresgewässer genutzt werden, allerdings liegen viele Schadstoffe im Meer in der Wasserphase unterhalb der Nachweisgrenze, so dass in Zukunft für die MSRL neue UQN für Sediment und Organismen abgeleitet werden müssen.

gut	nicht gut
-----	-----------