

Anwendung ökologischer Indikatoren zur Beschreibung der Umweltqualität von inneren Küstengewässern, am Beispiel des Stettiner Haffs



Autor:
Petra Stavenhagen



IKZM-Oder Berichte

26 (2006)

Anwendung ökologischer Indikatoren zur Beschreibung
der Umweltqualität von inneren Küstengewässern,
am Beispiel des Stettiner Haffs

von

Petra Stavenhagen

Zentrum für Qualitätssicherung in Studium und Weiterbildung, Universität Rostock
Fernstudiengang Umweltschutz
Universitätsplatz 1, 18051 Rostock

Rostock, Juni 2006

Die vorliegende Arbeit ist eine Diplomarbeit am Zentrum für Qualitätssicherung und Weiterbildung der Universität Rostock. Sie wurde im Rahmen des Fernstudienganges Umweltschutz angefertigt und von PD Dr. habil Gerald Schernewski und Dr. Norbert Wasmund (Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde) betreut.

Impressum

Die IKZM-Oder Berichte erscheinen in unregelmäßiger Folge. Sie enthalten Ergebnisse des Projektes IKZM-Oder und der Regionalen Agenda 21 "Stettiner Haff – Region zweier Nationen" sowie Arbeiten mit Bezug zur Odermündungsregion. Die Berichte erscheinen in der Regel ausschließlich als abrufbare und herunterladbare PDF-Files im Internet.



Das Projekt "Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündungsregion (IKZM-Oder)" wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung unter der Nummer 03F0403A-H gefördert.



Die Regionale Agenda 21 "Stettiner Haff – Region zweier Nationen" stellt eine deutsch-polnische Kooperation mit dem Ziel der nachhaltigen Entwicklung dar. Die regionale Agenda 21 ist Träger des integrierten Küstenzonenmanagements und wird durch das Projekt IKZM-Oder unterstützt.



Herausgeber der Zeitschrift:
EUCC – Die Küsten Union Deutschland e.V.
Poststr. 6, 18119 Rostock, <http://www.eucc-d.de/>
Dr. G. Schernewski & N. Löser

Für den Inhalt des Berichtes sind die Autoren zuständig.

Die IKZM-Oder Berichte sind abrufbar unter <http://ikzm-oder.de/> und <http://www.agenda21-oder.de/>

ISSN 1614-5968

Abstract

The UNESCO-Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) has prepared a „Handbook for Measuring the Progress and Outcomes of Integrated Coastal and Ocean Management”. It provides a series of tools for developing, selecting and applying indicators to measure, evaluate and report on the progress and outcomes of ICOM initiatives. The project IKZM-Oder in the Odra estuary is one of several case studies around the world which tests the handbook. There are three types of indicators: governance, socio-economic and ecological. In this study five ecological indicators are selected and are applied on the Szczecin (Odra-) lagoon. This oligohaline lagoon is a part of the Odra estuary and a German-polish border area subdivided in the “Small Lagoon” on the German territory and the “Large Lagoon” on the Polish side. The goal of the ICOM indicator application is to evaluate the state of water quality and ecosystem health of the Szczecin lagoon in relation to the European Water Framework Directive (WFD). For this purpose, the indicators diversity and abundance (with the biological parameters phytoplankton, macrophyte, marine invertebrates and fishes), primary production, water quality and habitat quality are investigated. The concrete evaluation of the state of biological diversity and abundance in the Szczecin lagoon is not possible because the definition of reference conditions or a very good state are lacking. The problems and implications of the indicator application are discussed.

INHALTSVERZEICHNIS

1	<u>EINLEITUNG</u>	1
2	<u>HINTERGRUND, DATENGRUNDLAGE, MATERIAL UND METHODEN</u>	3
2.1	DAS STETTINER HAFF	3
2.1.1	VORSTELLUNG DER REGION	3
2.1.2	FISCHEREI	5
2.1.3	ÖKOLOGISCHE BEDEUTUNG	6
2.2	DARSTELLUNG INTERNATIONALER INDIKATORSYSTEME	9
2.2.1	INDIKATORSYSTEM DER OECD	9
2.2.2	INDIKATOREN DER UN-CSD	10
2.2.3	INDIKATOREN DER EEA	10
2.2.4	EU-IKZM (INTEGRIERTES KÜSTENZONEN MANAGEMENT)-INDIKATOREN VOM EUCC (EUROPEAN UNION FOR COASTAL CONSERVATION)	11
2.2.5	ICARM (INTEGRATED COASTAL AREA AND RIVER BASIN MANAGEMENT) -INDIKATOREN DER UNEP	12
2.3	DARSTELLUNG DER ICOM (INTEGRATED COASTAL AND OCEAN MANAGEMENT)- INDIKATOREN DER IOC (INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION)	13
2.3.1	HINTERGRUND UND ZIELE	13
2.3.2	DARSTELLUNG DES INDIKATOREN SETS	14
2.4	EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE	15
2.4.1	ZIELE DER EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE	15
2.4.2	STRUKTUR DER EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE	16
2.5	DOKUMENTATION DER DATENGRUNDLAGE FÜR DIE INDIKATORANWENDUNG	17
2.6	METHODIK DER AUSWAHL DER INDIKATOREN UND DES ANWENDUNGSVERFAHREN	18
3	<u>ERGEBNISSE</u>	20
3.1	AUSWAHL UND GEWICHTUNG DER INDIKATOREN IN BEZUG AUF DIE EU- WASSERRAHMENRICHTLINIE	20
3.2	ANWENDUNG DER INDIKATOREN	21
3.2.1	INDIKATOREN DIVERSITÄT UND ABUNDANZ	22
3.2.2	INDIKATOR PRIMÄRPRODUKTION	34
3.2.3	INDIKATOR GEWÄSSERQUALITÄT	36
3.2.4	INDIKATOR HABITATQUALITÄT	40
3.3	BEWERTUNG DER REGION MITTELS DER INDIKATOREN IN BEZUG AUF DIE NACHHALTIGKEIT	45
3.3.1	INDIKATOREN DIVERSITÄT UND ABUNDANZ	45
3.3.2	INDIKATOR PRIMÄRPRODUKTION	48
3.3.3	INDIKATOR GEWÄSSERQUALITÄT	48
3.3.4	INDIKATOR HABITATQUALITÄT	49
4	<u>DISKUSSION</u>	52
4.1	KRITISCHE EVALUIERUNG DER DATENVERFÜGBARKEIT UND DATENEIGNUNG	52
4.2	KRITISCHE DISKUSSION DER INDIKATORAUSWAHL UND DER PROBLEME BEI DER INDIKATORANWENDUNG	54
4.2.1	INDIKATORAUSWAHL	54
4.2.2	INDIKATORANWENDUNG	56

4.3	KRITISCHE EVALUIERUNG DER INDIKATOREN, IHRER DEFINITIONEN UND IHRER AUSSAGEKRAFT	59
4.4	KRITISCHE DISKUSSION DES NUTZENS DER INDIKATORANWENDUNG FÜR DIE REGION UND FÜR INTERNATIONALE VERGLEICHE	64
4.5	KRITISCHE DISKUSSION DER IOC-INDIKATOREN IM INTERNATIONALEN VERGLEICH	65
4.6	VERBESSERUNGSVORSCHLÄGE	67
5	ZUSAMMENFASSUNG	71
6	LITERATURVERZEICHNIS	73

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Überblick über das Einzugsgebiet des Stettiner Haffes und seiner Zuflüsse	4
Tabelle 2: Wichtige Fristen der EU-WRRL	15
Tabelle 3: Zusammenstellung der wichtigsten Indikatoren in Bezug auf Fragestellung und Zielsetzung	20
Tabelle 4: Artenzusammensetzung und Häufigkeit der Ichthyofauna im Stettiner Haff	24
Tabelle 5: Anlandungen der Küstenfischerei der Region Stettiner Haff in Mecklenburg-Vorpommern 1991-1994 und 1999-2002	26
Tabelle 6: Vergleichender Überblick über die Verbreitung der Mollusken im Stettiner Haff 1984-88 und 2001/02	28
Tabelle 7: Vergleichender Überblick über die Verbreitung der Hirundineen im Stettiner Haff	30
Tabelle 8: Vergleichender Überblick über die Verbreitung der Crustaceen im Stettiner Haff	30
Tabelle 9: Überblick zu den Chlorophyll-a Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$), den Gesamtbiovolumina (mm^3/l) und den im Schöpfplankton dominierenden Phytoplanktonarten	32
Tabelle 10: Variation hydrographischer Parameter im Stettiner Haff im Jahr 2001	37
Tabelle 11: Mittlerer Nährstoffeintrag (TP, TN) im Kleinen Haff	38
Tabelle 12: Schwermetallgehalte in Schwebstoffen des Kleinen Haffs 1994-2001	39
Tabelle 13: Morphologische Daten des Stettiner Haffs	41
Tabelle 14: Durchschnittsgehalte verschiedener Elemente im Schlicksediment des Piastowski-Kanal und daraus resultierende Mengen im jährlichen Baggergut	43
Tabelle 15: Trend der Indikatoren bezogen auf eine Verbesserung des Ökosystemzustandes	58

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Bathymetrie Karte des Stettiner Haffs.	3
Abbildung 2: Laichschonbezirke im Stettiner Haff	5
Abbildung 3: Schutzgebiete im Stettiner Haff	8
Abbildung 4: Habitatschutzgebiete auf der Grundlage der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie	8
Abbildung 5: Der DPSIR Ordnungsrahmen	11
Abbildung 6: Lage der Messstellen des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie	17
Abbildung 7: Jahresgang der Phytoplanktonzusammensetzung im Kleinen Haff (Station KMH) in den Jahren 1999-2001	34
Abbildung 8: Chlorophyll a Konzentrationen im Kleinen Haff im Winter/Frühjahr 2001 im Vergleich mit dem langjährigen Mittel	35
Abbildung 9: Biomasse im Großen und Kleinen Haff	35
Abbildung 10: Chlorophyll a (in mg/m ³) und Sichttiefe (in m) im Kleinen und Großen Haff	37
Abbildung 11: Sand und Schlickverteilung im Sediment des Stettiner Haffs	41
Abbildung 12: Küstenstruktur des Stettiner Haffs	42
Abbildung 13: Räumliche Verteilung der Schwermetalle Zink, Kupfer und Blei im Sediment	44
Abbildung 14: Phytoplanktonverteilung im Sommer an der Station KHM von 1987 bis 2004	47

1 Einleitung

In den letzten 100 Jahren sind die Belastungen der Gewässer stetig gestiegen. Durch ein hohes Aufkommen an Nähr- und Schadstoffen, verursacht durch die Intensivierung der Landwirtschaft, schlechte Klärtechnik und den allgemeinen Bevölkerungszuwachs, werden die Tier- und Pflanzengemeinschaften seit langem negativ beeinflusst.

Auf der UN-Konferenz 1992 in Rio de Janeiro haben sich die teilnehmenden Staaten darauf verständigt, beim zukünftigen Handeln den Nachhaltigkeitsgedanken umzusetzen. Das bedeutet, die Bedürfnisse der Gegenwart zu befriedigen ohne die Perspektiven der nachfolgenden Generationen zu beeinträchtigen.

Indikatoren sollen als Werkzeuge das nachhaltige Handeln der Menschen sichtbar machen. Diese so genannten Nachhaltigkeitsindikatoren sollen ökologische, ökonomische und soziale Aspekte berücksichtigen und den Handlungsbedarf und den Fortschritt eingeleiteter Maßnahmen ablesbar gestalten. Sie müssen grundsätzlich greifbar, signifikant, leicht verständlich und auf das Wesentliche beschränkt sein. Indikatoren beziehen sich auf definierte Größen und Zeiträume und können die internationale, die nationale und die kommunale Ebene umfassen. Dargestellt werden Zeitreihen, die in der Regel aus Jahresmittelwerten aufgebaut sind. Die Bewertung der Zeitreihen erfolgt mit Bezug auf bestimmte Ziele oder Vergleichsgrößen (z.B. Bundesdurchschnitt), um somit gegebenenfalls einen politischen Handlungsbedarf aufzuzeigen.

Vor diesem Hintergrund hat die UNESCO IOC (INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION) in den vergangenen Jahren ein Handbuch mit ökologischen, sozioökonomischen und Kontroll-Indikatoren zur Erfassung der nachhaltigen Entwicklung der Meere und Küsten entwickelt (A Handbook for Measuring the Progress and Outcomes of Integrated Coastal and Ocean Management; ICAM Dossier No. 2 2005). Dieser konkrete Leitfaden zur Anwendung bildet die Grundlage auf der die Indikatoren in weltweit acht Fallstudien getestet werden. Die Oderregion und das Projekt IKZM-Oder bilden eine dieser Fallstudien.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit wird ein Teil der ökologischen Indikatoren aus dem Indikator-Set ausgewählt und auf das Stettiner Haff im direkten Mündungsbereich der Oder angewendet. Ziel ist es, den Ökosystemzustand und den Fortschritt der Maßnahmen zur

nachhaltigen Entwicklung der Region mittels der ausgewählten ökologischen IOC-Indikatoren kritisch zu bewerten. Die Auswahl und Gewichtung der Indikatoren findet mit Bezug auf die europäische Wasserrahmenrichtlinie (RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN RATES VOM 23.10.2000 ZUR SCHAFFUNG EINES ORDNUNGSRAHMENS FÜR MAßNAHMEN DER GEMEINSCHAFT IM BEREICH DER WASSERPOLITIK, nachfolgend kurz EU-WRRL genannt) statt. Im Geltungsbereich der EU-WRRL, die die Gewässer nach Flusseinzugsgebieten einteilt, ist der Oderästuar, als Mündungsgebiet der Oder, eine der Hauptquellen für Schad- und Nährstoffe in der südlichen Ostsee.

Im Verlauf dieser Arbeit wird in Kapitel 2 zunächst die Region Stettiner Haff vorgestellt. Es wird ein kleiner Überblick verschiedener Indikatoransätze im Allgemeinen und der IOC-Indikatoren im Besonderen gegeben. Außerdem wird die EU-WRRL kurz erläutert, bevor in Kapitel 3 die Ergebnisse der Indikatoranwendung dargestellt werden. Im 4. Kapitel findet dann eine kritische Diskussion der folgenden Forschungsfragen statt:

- Welche Aussagekraft haben die Indikatoren und sind sie ohne Veränderungen anwendbar?
- Welche Probleme treten bei der Anwendung der Indikatoren auf?
- Beschreiben die ausgewählten Indikatoren den Ökosystemzustand und die Wasserqualität (Umweltqualität) des Stettiner Haffs in Bezug auf die Wasserrahmenrichtlinie?
- Bilden die verschiedenen Indikatoren denselben Zustand ab und sind die Indikatoren zur Bewertung der nachhaltigen Entwicklung der Region geeignet?
- Welchen Nutzen hat die Indikatoranwendung für die Region und wo ist sie im internationalen Vergleich einzuordnen?

2 Hintergrund, Datengrundlage, Material und Methoden

2.1 *Das Stettiner Haff*

2.1.1 Vorstellung der Region

Die deutschen Küstengebiete der südlichen Ostsee sind durch ausgeprägte Bodden- bzw. Haffbildungen gekennzeichnet. Bodden und Haffe sind flache durch Hakenbildung und Nehrungen größtenteils vom offenen Meer abgeschlossene Buchten, zum Teil mit Süßwasserzufluss. Sie sind ständig bis zum Grund durchmischte (polymiktische) Flachgewässer mit horizontalem Salzgradienten. Durch die ständige Durchmischung entsteht ein enger Kontakt zwischen den Sedimenten und dem gesamten Wasserkörper. Diese Ökosysteme sind durch starke Fluktuationen gekennzeichnet und werden hauptsächlich durch physikalische Faktoren (Salinität, Wasseraustausch, Temperatur, Eisbedeckung und windinduzierte Durchmischung) gesteuert.

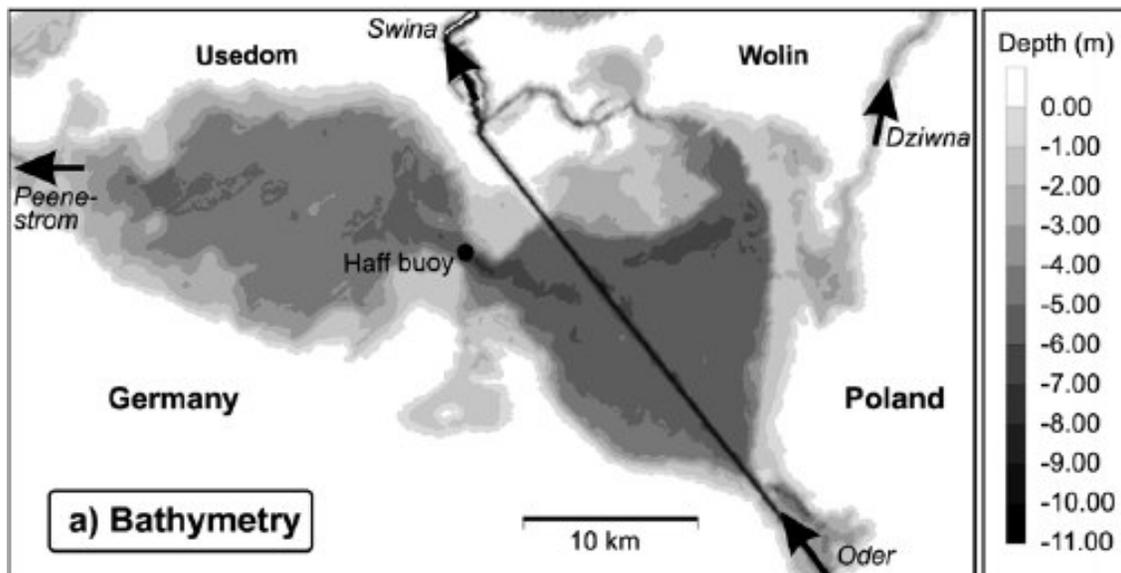


Abb. 1: Bathymetrie Karte des Stettiner Haffs. Der Oderabfluss und die Ausströme von Peene Strom, Swina und Dziwna sind durch Pfeile markiert. (Quelle: SCHERNEWSKI, G. & W.-D. JÜLICH 2001)

Fig. 1: Bathymetric map of the Stettiner Haff. The discharge by the Oder as well as the outlets Peene Strom, Swina and Dziwna are indicated by bold arrows

Das Stettiner Haff, auch Oderhaff genannt, liegt im deutsch-polnischen Grenzgebiet an der südwestlichen Ostseeküste und hat eine Gesamtfläche von 687 km². Es befindet sich im unmittelbaren Mündungsbereich der Oder, wodurch es süßwassergeprägt ist.

Geomorphologisch gesehen entstand das Stettiner Haff während des holozänen Meeresspiegelanstiegs vor ca. 5000 bis 6000 Jahren. Es war schon vor der Weichseleiszeit als Gletscherzungenbecken angelegt und wurde dann überflutet und umgeformt (LAMPE 1994). In Abbildung 1 ist die Bathymetrie des Haffs dargestellt. Es bildet eine durch die Nehrungsin-seln Usedom und Wolin von der Ostsee abgeschnittene, gezeitenfreie, flache Lagune, die im zentralen Bereich aus zwei ebenen, wenig gegliederten Becken besteht - dem Kleinen Haff (Maly Zalew mit 277 km² Fläche) auf deutscher Seite und dem Wielki Zalew (Großes Haff mit 410 km² Fläche) auf polnischer Seite (LAMPE 1999). Die mittlere Wassertiefe des Stettiner Haffs beträgt 3,8 m, allerdings werden im Übergangsbereich vom Kleinen zum Großen Haff natürlich auftretende Tiefen bis zu 8 m gemessen. Der Piastowski-Kanal, der quer durch das Große Haff verläuft und Szczecin mit Świnoujście verbindet, wird für die Schifffahrt durch Ausbaggerungen auf einer Tiefe von 12,5 m gehalten. Die Oder bildet mit einem mittleren Zufluss von 17 km³/a den Hauptzufluss, was 91,5 % des Gesamtzuflusses entspricht. Wie in Tabelle 1 deutlich wird, verteilen sich die restlichen 8,5 % auf die Zuflüsse von Peene, Uecker und Landgraben/Zarow in Deutschland und Gowienica, Wolcenica und Swiniec in Polen.

Tab. 1: Überblick über das Einzugsgebiet des Stettiner Haffes und seiner Zuflüsse (Quelle: Entwurf des IKZM-Odermündung)

Tab. 1: Overview over catchment area of the Stettiner Haff and their influxes

	Einzugsgebiet /Catchment area in km²	%
Oder (mit den Zuflüssen)	118.861,0	91,5
Peene (Deutschland)	5.099,0	3,9
Uecker (Deutschland)	2.194,0	1,7
Landgraben/Zarow (Deutschland)	740,0	0,6
Gowienica (Polen)	369,5	0,3
Wolcenica (Polen)	477,8	0,4
Swiniec (Polen)	454,9	0,3
Verbleibendes direktes	1.638,0	1,3
Insgesamt	129.834	100

Das Stettiner Haff hat über drei Mündungsarme eine Verbindung zur Ostsee. Über die Świna, in die auch der Piastowski-Kanal führt, fließen ca. 70 % des Wassers ab. Jeweils 15 % des Abflusses werden über den Peenestrom im Westen und die Dziwna im Osten abgeführt. Der Austausch mit dem Ostseewasser ist nicht nur einseitig gerichteter Ausstrom, sondern auch durch Einstromereignisse in das Haff geprägt. Die Austauschrichtung ist abhängig von

den Wasserstandsunterschieden zwischen äußeren und inneren Gewässern, normalerweise 3-15 cm. Für schnelle Fließrichtungswechsel sind saisonale und windstaubedingte kurzfristige Wasserstandswechsel verantwortlich (LEIPE et al. 1998). Durch die relative Abgeschlossenheit des Stettiner Haffs ist der Wasseraustausch mit der Ostsee eingeschränkt und der Salzgehalt niedrig. Im langjährigen Mittel liegt die Salinität zwischen 2,4 ‰ (Winter) und 0,8 ‰ (Sommer). In Abhängigkeit vom Süßwasserzstrom treten saisonale und jährliche Schwankungen in der Größenordnung von 3 bis 5 ‰ auf (LAUN 1996). Aufgrund dieses geringen Salzgehaltes ist das Vorkommen von Süßwassermolluskenarten, die einen gewissen Salzgehalt vertragen (DUPHORN et al. 1995), sowie das Auftreten einer großen Anzahl Süßwasserfischarten, für das Stettiner Haff kennzeichnend. Die Anzahl mariner Arten schwankt mit der Brackwasserzufuhr aus der Ostsee.

2.1.2 Fischerei

Für das Gesamtaufkommen an Süßwasser- und Wanderfischen aus den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern besitzt das Odermündungsgebiet mit dem Stettiner Haff, wegen der spezifischen hydrographischen Bedingungen, von jeher einen besonderen Stellenwert. Bodden und Haffe sind wichtige Laich- und Aufzuchtgebiete für Fische. Die flachen und ruhigen Gewässer mit ihren Schilfgürteln bieten ihnen einen guten Schutz vor Feinden. Abbildung 2 gibt einen Überblick über die Laichschongebiete.

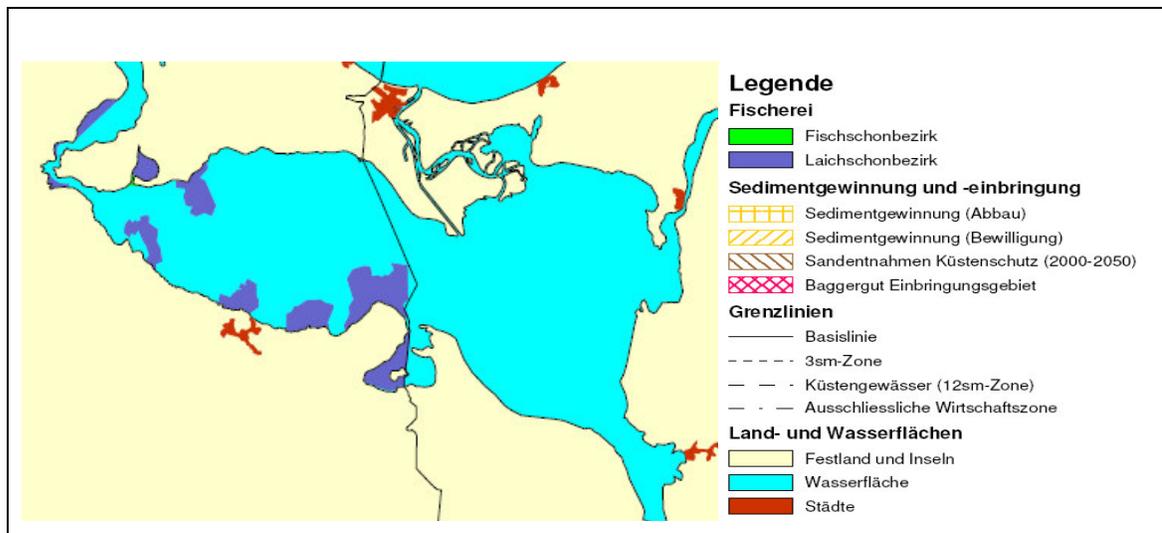


Abb. 2: Laichschonbezirke im Stettiner Haff (Quelle: BSH 2005, Fischereischutzverein M-V e. V. 2003)

Fig. 2: Protected spawning grounds in the Stettiner Haff

Durch die ständig zunehmende Eutrophierung der letzten Jahrzehnte hat die Sichttiefe und damit das Eindringen von Sonnenlicht in die tieferen Zonen des Stettiner Haffs stark abgenommen. Diese starke Trübung führt zu einer deutlichen Verringerung des Makrophytenbestandes und somit zu einer Reduzierung des Laichsubstrates für Fische. Das bedingt zusätzlich zur Kontamination mit Schwermetallen, Pestiziden und organischen Schadstoffen ein vermehrtes Vorkommen von Arten mit geringem kommerziellem Wert. Die Bedeutung der Fischerei hat nach der Wende in Ostdeutschland stark abgenommen. Durch die EU-Fangquoten gab es in der Küsten- und Boddenfischerei starke Einbußen (FEILBACH 2004). Für eine nachhaltige Fischerei ist eine intakte Umwelt eine Voraussetzung. Dabei ist es notwendig die ausgewiesenen Fischlaichgebiete zu beachten und die Schonzeiten einzuhalten, damit sich die Bestände erholen können. Es dürfen auch nur bestimmte Fangmethoden eingesetzt werden und die Mindestgrößenmaße müssen, durch entsprechende Maschengröße der Netze, beim Fischfang beachtet werden.

2.1.3 Ökologische Bedeutung

In den letzten Jahren wird dem Stettiner Haff aufgrund seiner umweltgeochemischen und ökologischen Bedeutung als Transport-, Filter- und Puffersystem zwischen Festland und Ostsee vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt, da es die gesamte Fracht der Oder aufnimmt bevor diese in die vorgelagerte Ostsee gelangt. Durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit des Oderzustroms sedimentiert ein Großteil der eingetragenen Nähr- und Schadstoffe, die hauptsächlich anthropogenen Ursprungs sind. Auf diese Weise werden sie zumindest zeitweilig in diesem langunären Ästuar zwischengespeichert und in einem intensiven geochemischen Stoffkreislauf umgesetzt (LEIPE et al. 1998). Im langjährigen Mittel werden allerdings nur 2 bis 5 % der jährlich eingetragenen Nährstoffe und 15 % der Metalle herausgefiltert (LAMPE 1998). Auf diese Weise gelangt der größte Teil der anthropogenen Einträge relativ unverändert in die Ostsee. Diese niedrige Retentionsrate liegt zum einen an der Überladung der Sedimente und zum anderen daran, dass gerade im Winter, wenn die biologischen Umsätze durch die niedrige Temperatur gering sind, große Mengen an Flusswasser das Haff passieren (LAMPE 1998).

Der verstärkte Fang von Raub- und Edelfischen in den neunziger Jahren führte zur ungehinderten Vermehrung der Friedfische, wodurch das Zooplankton stark dezimiert wurde. Das

fürte zu einer Massenvermehrung des Phytoplanktons. Die im Haff gemessenen Chlorophyll-Konzentrationen belegen eine sehr hohe Primärproduktion durch das Phytoplankton. Ursache ist das ganzjährig reiche Nährstoffangebot. Durch das sich zeitweise explosionsartig entwickelnden Phytoplankton sind so genannte „Wasserblüten“, außerordentlich geringe Sichttiefen und extrem überhöhte pH-Werte die Folge (JANSEN, LAUTERBACH 1998). Verursacht durch die hohen Nährstoffbelastungen, bilden die Primärproduzenten organischen Kohlenstoff, der aufgrund der gestörten Nahrungsketten nur noch unvollständig abgebaut werden kann und somit sedimentiert. Durch den Rückgang der Makrophyten fehlt die Stabilisierung des Sedimentes. Es kommt zu einer Verstärkung der Sedimentmobilität und, da das Stettiner Haff wegen seiner geringen Tiefe im Allgemeinen immer gut durchmischt ist, zu einer verstärkten Rücklösung der Nährstoffe aus der oberen Sedimentschicht ins freie Wasser (LAMPE 1998). Zusätzlich kann es bei längeren windstillen Perioden am Gewässergrund zu anaeroben Verhältnissen kommen, so dass zuvor sedimentierter Phosphor aus dem Sediment freigesetzt wird und den Eutrophierungseffekt noch verstärkt.

Das bedeutet, dass auch nach Reduzierung des Nährstoffeintrags noch lange eine „interne Düngung“, verursacht durch Resuspension oder Sauerstoffmangel im Sediment stattfindet. Die Überbeanspruchung des Selbstreinigungspotentials führt zu einem Verlust der Filter- und Pufferkapazität. Während die landseitigen Nährstoffeinträge (hauptsächlich Stickstoff- und Phosphorverbindungen) aus Punktquellen deutlich reduziert werden konnten, sind die diffusen Einträge, hauptsächlich aus der Landwirtschaft, immer noch hoch. Dazu kommen noch die angereicherten organischen und anorganischen Verbindungen in den Sedimenten, die langfristig ein Problem darstellen. Wegen seiner geomorphologischen und hydrologischen Besonderheiten und der hohen Belastungen aus seinem Einzugsgebiet, ist das Stettiner Haff eines der gefährdetsten Boddengewässer des Ostseeraumes. Aus diesem Grund und wegen seiner Funktion als Rückzugs- und Laichgebiet für viele Tierarten wurden im Stettiner Haff in den letzten Jahren vermehrt Schutzgebiete unterschiedlicher Art ausgewiesen. Die beiden folgenden Grafiken weisen die nationalen und internationalen Schutzgebiete im Oderästuar aus.

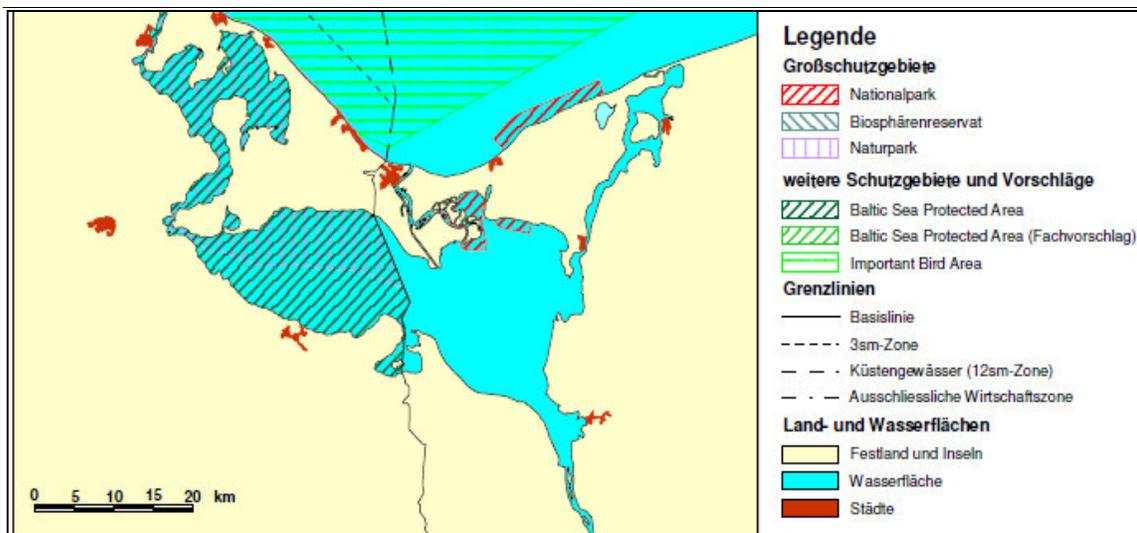


Abb. 3: Schutzgebiete im Stettiner Haff (Quelle: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) 2001; RPV 1998)

Fig. 3: Protected areas in the Stettiner Haff

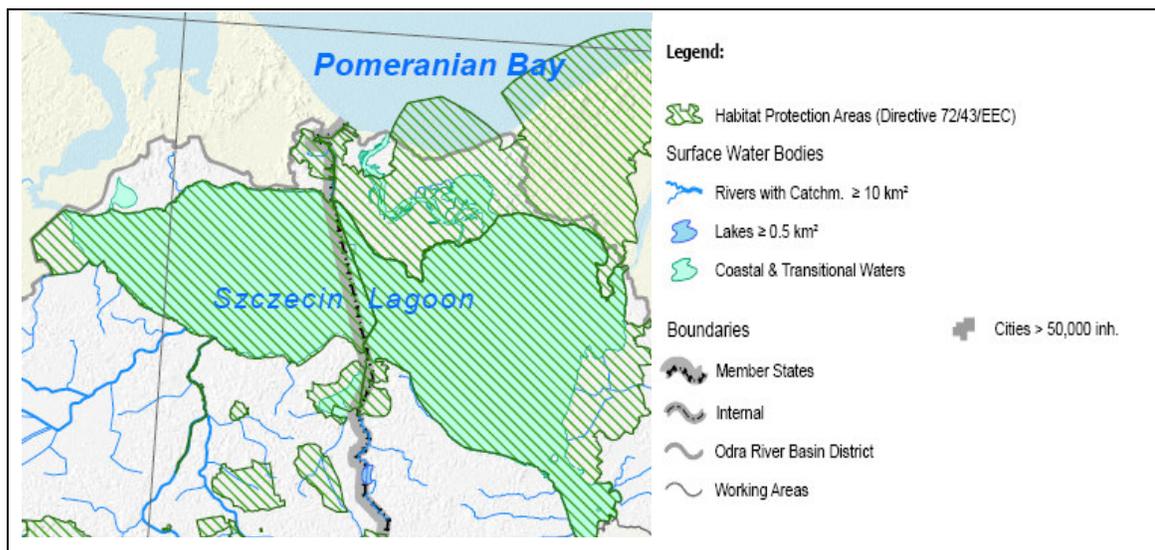


Abb. 4: Habitatschutzgebiete auf der Basis der Habitat-Richtlinie (Quelle: IKSO 2005)

Fig. 4: Areas designated for the protection of Habitats on the basis of habitats directive

2.2 Darstellung internationaler Indikatorsysteme

Die Entwicklung von Indikatoren ist von verschiedenen internationalen Institutionen vorangetrieben worden, wie z. B. der OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), der UN-CSD (United Nation-Commission for Sustainable Development), der UNEP (United Nations Environment Programm), der EEA (European Environmental Agency) und der Weltbank. Auch einzelne Staaten (z. B. Großbritannien, Niederlande, Kanada) nutzen Indikatoren schon länger als Informationsinstrumente. Indikatorsysteme sind Systematisierungen und Zusammenstellungen von Indikatoren nach einem bestimmten konzeptionellen Ansatz. Es gibt für die einzelnen Themengebiete eigene Indikatorsysteme z. B. für Biodiversität oder Umwelt und Landwirtschaft. Im Sinne nachhaltigen Handelns sollen ökonomische, soziale und ökologische Aspekte berücksichtigt werden. Dazu wurden besondere Nachhaltigkeitsindikatoren entwickelt, die den Handlungsbedarf und den Fortschritt eingeleiteter Maßnahmen ablesbar machen sollen. Da die Indikatorsysteme auf die spezifischen Probleme des Landes bzw. der Region abgestimmt sind, beschränken sich die Ansätze meist auf Teilbereiche der Nachhaltigkeitsdiskussion, wodurch Schwierigkeiten bei der internationalen Vergleichbarkeit auftreten können. Im Folgenden wird ein kleiner Ausschnitt internationaler Indikatorsysteme vorgestellt, um einen Einblick in die Verschiedenheit der Systeme zu geben.

2.2.1 Indikatorsystem der OECD

Die Umweltindikatoren der OECD sind für viele Länder eine wichtige Orientierungshilfe. Bei der Verknüpfung von sektorspezifischen Umweltindikatoren mit sozioökonomischen Indikatoren, z. B. zur Darstellung der Umweltwirkungen von Sektoren wie Verkehr und Landwirtschaft, sind die Entwicklungen der OECD weit vorangeschritten. Mit dem PSR-Ansatz (pressure/state/response) lassen sich die Indikatoren in drei Hauptkategorien gliedern. Die Antriebsindikatoren („pressure“) stellen die anthropogenen Belastungen auf die Umwelt, z. B. Verkehrsaufkommen oder Stoffemissionen, dar. Die Zustandsindikatoren („state“) beschreiben die Umweltqualität bzgl. Zielvorgaben, Grenzwerten und Sollzuständen. Die Maßnahmenindikatoren („response“) zeigen die gesellschaftliche Reaktion auf die Umweltveränderungen. Sie erfassen entweder die Aktivitäten zur Problembehebung oder deren Erfolg.

Die OECD hat mehrere Indikatorensätze für verschiedene Zwecke entwickelt, darunter das Core Set, das zehn Schlüsselindikatoren für die Umwelt beinhaltet und die Öffentlichkeit über wichtige gemeinsame Themen der OECD-Länder informieren soll. Die zehn Leitindikatoren sind Klimawandel, Ozonschicht, Luftqualität, Abfallerzeugung, Wasserqualität, Wassernutzung, Wald-, Fisch und Energieressourcen sowie Biodiversität.

2.2.2 Indikatoren der UN-CSD

Das System der CSD ordnet die einzelnen Indikatoren nach Zugehörigkeit zu den Kapiteln der Agenda 21. Sie sind den vier Kategorien Sozial, Ökonomisch, Ökologisch und Institutionell zugeordnet. Die Indikatoren jedes Bereiches werden nach dem DSR-Ansatz (driving force/state/response) gegliedert. Diese Strukturierung von Indikatorsystemen setzt sich international zunehmend durch. Der Ansatz differenziert nach drei Indikatortypen: verursachende Faktoren (driving forces), Zustandbeschreibung (state) und gesellschaftlichen Maßnahmen (response).

Zur Erprobung dieses Systems wurden 134 Einzelindikatoren an 22 Staaten (u. a. an Deutschland) übergeben. Aus diesem Vorschlagskatalog wurden für die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie 21 Indikatoren ausgesucht, die elementare Bestandteile eines Managementkonzeptes zur Umsetzung und kontinuierlichen Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsstrategie sind.

2.2.3 Indikatoren der EEA

Die EEA ergänzte den PSR - Ansatz der OECD noch um die Kategorien verursachende Faktoren („driving forces“) und Auswirkungen („impact“). In Abbildung 5 werden die Beziehungen der einzelnen Kategorien dargestellt. Es wird deutlich, dass soziale und ökonomische Entwicklungen den Umweltzustand belasten. Die Veränderung der Umweltqualität hat wiederum Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme. Daraus ergibt sich eine gesellschaftliche Antwort, die dann wiederum die verursachenden Faktoren, die Belastungen, den Umweltzustand und die Auswirkungen beeinflusst.

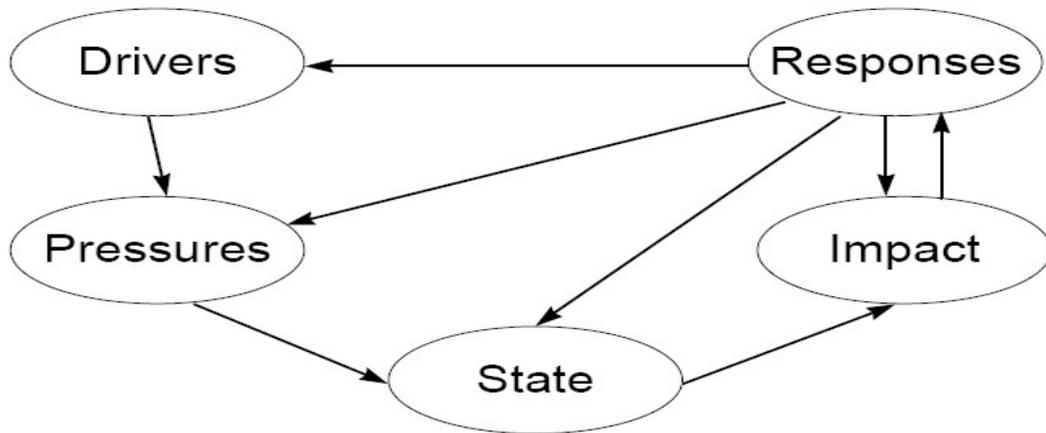


Abb. 5: Der DPSIR Ordnungsrahmen für die Berichterstattung über die Umweltschwerpunkte(Quelle: UNESCO-IOC 2005)

Fig. 5: The DPSIR Framework for Reporting on Environmental Issues

Innerhalb dieses DPSIR genannten Bewertungsrahmens erstellte die EEA einen eigenen Umweltindikatorenset. Es gibt folgende 12 Schwerpunkte für die es insgesamt 400 Einzelindikatoren gibt: Landwirtschaft, Luftverschmutzung, Biodiversität, Klimawandel, Energie, Fischerei, Ozonverlust, terrestrische Umwelt, Tourismus, Transport, Wasser, Abfall und Materialflüsse. In den letzten Jahren wird verstärkt an der Entwicklung von Indikatoren gearbeitet, die den Fortschritt im IKZM bewerten (UNESCO-IOC 2003).

2.2.4 EU-IKZM (Integriertes Küstenzonen Management)-Indikatoren vom EUCC (European Union for Coastal Conservation)

Die EUCC hat ein Indikatoren Set entwickelt, mit dem sowohl der zyklische Fortschritt in der Umsetzung als auch der Erfolg von IKZM-Initiativen messbar gemacht werden soll. Die sogenannten Governance (Kontroll-)Indikatoren verdeutlichen die Entwicklung und werden durch integrierte ökologische Indikatoren ergänzt. Dabei wird die Entwicklung vom fehlenden bis zum komplett umgesetzten IKZM in fünf größere Phasen unterteilt mit insgesamt 26 messbaren Einzelschritten, die die Implementierung des IKZM verdeutlichen. Die Phasen sind:

- Phase I: Nicht integriertes Küstenmanagement bildet die Basis für ein IKZM (5 Einzelschritte)
- Phase II: Die Rahmenbedingungen für ein IKZM existieren (6 Einzelschritte)

- Phase III: Ein IKZM Programm mit vertikaler und horizontaler Integration von Administration und Planungskörper ist vorhanden. (10 Einzelschritte)
- Phase IV: Es gibt eine effiziente, partizipatorische, integrative Planung (3 Einzelschritte)
- Phase V: Komplette Umsetzung eines IKZM (2 Einzelschritte)

Die Einzelschritte können auf nationaler, regionaler und lokaler Ebene binär mit Ja oder Nein beantwortet werden. Auf diese Art und Weise wird die schrittweise Entwicklung des IKZM-Prozesses bewertet.

2.2.5 ICARM (Integrated Coastal Area and River Basin Management) - Indikatoren der UNEP

Basierend auf den EU-IKZM Indikatoren entwickelt die UNEP ein eigenes Indikator-Set, um im Ansatz ICARM ein Küstenzonenmanagement mit einem Einzugsgebietmanagement zu verbinden. Die EU-WRRL bildet dafür eine entscheidende Grundlage. Sie schreibt als Neuerung eine Gewässerbewirtschaftung nach natürlichen Flusseinzugsgebieten vor, so dass der Bedarf für eine Verknüpfung des Flusseinzugsgebietes mit der Küstenzone entsteht (siehe Kap. 2.4). Mittels der Indikatoren soll die Entwicklung im ICARM-Prozess dokumentiert, messbar gemacht und mit anderen Regionen verglichen werden. Dieses gekoppelte Management zwischen Küstenzone (Coast Zone Management – CZM) und Einzugsgebiet (River Water Management – RWM) wird bisher kaum angewendet. Deswegen müssen die Voraussetzungen für ein ICARM durch eine Überprüfung des vorhandenen CZM und RWM abgeklärt werden. Es wird ein System benutzt, bei dem erst die beiden einzelnen Ansätze (Küstenzonen- und Gewässermanagement) und dann der verknüpfte Ansatz (ICARM) berücksichtigt werden. Es wird ein Fragenkatalog binär mit Ja oder nein beantwortet.

2.3 Darstellung der ICOM (Integrated Coastal and Ocean Management)-Indikatoren der IOC (Intergovernmental Oceanographic Commission)

Unter der Schutzherrschaft der IOC und in Zusammenarbeit mit dem Department of Fisheries and Oceans (Canada), NOAA (United States), und dem Gerard J. Mangone Center for Marine Policy (University of Delaware) wurde 2003 ein Pilotprogramm ins Leben gerufen, im Zuge dessen die Entwicklung und der Einsatz von ICOM Indikatoren vorangetrieben wurde.

Der Einsatz von Indikatoren zur Erfassung der nachhaltigen Entwicklung der Meere und Küsten steht noch am Anfang. Während Umweltindikatoren bei der Bewertung des Küsten- und Meereszustandes schon weitläufig Einsatz finden, werden sozioökonomische Indikatoren nur selten eingesetzt. Die Governance (Kontroll) Indikatoren werden eher nur für die Entwicklungsberichte eingesetzt.

2.3.1 Hintergrund und Ziele

Als Basis wurde ein Handbuch mit dem Titel „A Handbook for Measuring the Progress and Outcomes for Integrated Coastal and Ocean Management“ erarbeitet. Es dient als Werkzeug zum Entwickeln, Auswählen und Anwenden der Indikatoren. Sie sollen für die Messung, die Bewertung und den Bericht über Fortschritt und Ergebnis im integrierten Küstenzonenmanagement im Hinblick auf einen guten ökologischen Zustand dienen. Weitere Ziele der Indikatoranwendung sind:

- die Bewertung des Nutzens der ökologischen Indikatoren für die Umsetzung der EU – WRRL,
- der Vergleich mit anderen Indikatorsystemen,
- die Bewertung des Nutzens der Indikatoren der EU-WRRL (und des andauernden Entwicklungsfortschritts) für die Verbesserung der ICOM-Indikatoren.

Das Handbuch soll von verschiedenen Anwendern genutzt werden. Neben Küstenmanagern und politischen Entscheidungsträgern auf nationaler und regionaler Ebene, die bei der Umsetzung, Integration und Einschätzung von ICOM- Initiativen beteiligt sind, sollen auch Praktiker, Experten aus der Forschung und Geldgeber mariner Management Projekte und Programme mit einbezogen werden.

Das Handbuch enthält Vorschläge zu den vordringlichen ICOM Fragen, definiert messbare Ziele für ICOM Programme und Projekte und identifiziert die bedeutungsvollen Indikatoren zur Beobachtung der Durchführung und der Ergebnisse solcher Programme und Projekte.

2.3.2 Darstellung des Indikatoren Sets

Es gibt drei Haupttypen von Indikatoren die miteinander in Beziehung stehen:

- ökologische Indikatoren, die den Umweltzustand beschreiben und Trends aufzeigen. Mit ihrer Hilfe lässt sich der aktuelle Zustand der Umwelt mit den ökologischen Zielen vergleichen. Folgende neun Indikatoren wurden vorgeschlagen: Diversität, räumliche Verteilung, Abundanz, Produktion und Reproduktion, trophische Interaktionen, Mortalität, Gesundheitszustand der Organismen, Wasserqualität und Habitatqualität.
- sozioökonomische Indikatoren, stellen den Zustand der menschlichen Aktivitäten im Küstenökosystem dar, z. B. ökonomische Aktivitäten. Sie machen den Erfolg des Küstenzonenmanagements bzgl. der Verbesserung der Lebensqualität und der Nachhaltigkeit im Küstengebiet messbar. Die acht Indikatoren sind: ökonomischer Gesamtwert, Gesamtbeschäftigung, nachhaltige Nutzung, Schadstoffeintrag, Habitatveränderung, Krankheiten, Wetter und Naturkatastrophen sowie Populationsdynamik.
- Kontroll-Indikatoren, messen die Ausführung der Programminhalte der ICOM-Initiative, z. B. den Zustand der Programmplanung und Durchführung. Sie messen außerdem auch den Fortschritt und die Qualität der Eingriffe und des ICOM-Prozesses selbst. In diesen Bereich gehören folgende 15 Indikatoren: Koordinationsmechanismen, zugrunde liegende Gesetzgebung, Umweltbewertung, Konfliktlösungsmechanismen, integrierte Managementpläne, Ausführung des integrierten Managementplanes, Beobachtung und Bewertung, menschliche, technische und finanzielle Ressourcen, Einbeziehung wissenschaftlicher Forschung, Beteiligung der Stakeholder, Ausbildung und Training, Technologie, Einsatz ökonomischer Instrumente, Integration der ICOM-Initiative in die nachhaltige Entwicklungsstrategie.

2.4 EU-Wasserrahmenrichtlinie

2.4.1 Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Das Europäische Parlament verabschiedete im September 2000 die RICHTLINIE 2000/60/EG ZUR SCHAFFUNG EINES ORDNUNGSRAHMENS FÜR MAßNAHMEN DER GEMEINSCHAFT IM BEREICH DER WASSERPOLITIK, im folgenden Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) genannt, die im Dezember in Kraft trat. Die Hauptziele dieses Gesetzeswerkes sind:

- die Zusammenfassung der bisher bestehenden einzelnen rechtlichen Vorschriften im Bereich Wasser
- die nachhaltige Trinkwassernutzung
- Eliminierung prioritärer gefährlicher Stoffe, bis deren Konzentration die Hintergrundwerte erreicht
- der Schutz und die Verbesserung des ökologischen Zustandes der aquatischen Ökosysteme der Gemeinschaft mit dem Schwerpunkt der Gewässergüte durch geeignete Maßnahmen der Mitgliedsstaaten

Bei Letzterem soll ein zumindest guter ökologischer Zustand für die aquatischen Ökosysteme bis zum Jahr 2015 erreicht werden.

Tab. 2: Wichtige Fristen der EU-WRRL (Quelle: WEBER 2004, eigene Bearbeitung)

Tab. 2: Important periods of time in the European Water Framework Directive (WFD)

Artikel gemäß EU-WRRL		Umsetzung
25	Inkrafttreten	2000
24, 3	Rechtliche Umsetzung: Rechtsvorschriften, zuständige Behörden	2003
16	Prioritätenliste „gefährliche Stoffe“: Grenzwerte für Emissionen und Immissionen, Fortschreibung, Auslaufen der Einbringung prioritärer gefährlicher Stoffe nach 20 Jahren	2002/04
5, 6	Bestandsaufnahmen: Analyse der Merkmale der Flussgebiete, Verzeichnis der Schutzgebiete, Erfassung und Beurteilung signifikante Belastungen, wirtschaftliche Analyse, Fortschreibung	2004/13/19
8	Aufstellung und in Betriebnahme der Monitoringprogramme	2006
14	Öffentlichkeitsbeteiligung: Veröffentlichung des Zeitplanes und des Arbeitsprogrammes, Wasserbewirtschaftungsfragen, Entwürfe, Bewirtschaftungsplan	2006-08
11, 13	Bewirtschaftungsplan/Maßnahmeprogramme: Bewirtschaftungsplan 1 und 2, Aufstellung des Maßnahmeprogramms, Umsetzung des Maßnahmeprogramms innerhalb von 3 Jahren , Fortschreibung	2009
4	Zielerreichung: guter Zustand Oberflächengewässer und Grundwasser, Erfüllung der Ziele in Schutzgebieten, Fristverlängerung Dez. 2021/2027	2015

Es besteht die Möglichkeit, bei entsprechender Begründung, eine Fristverlängerung bis maximal 2027 zu erreichen. In Tabelle 2 werden die wichtigsten Fristen der EU-WRRL aufgelistet.

Wenn die Ziele nicht in der vorgeschriebenen Zeit erreicht werden, können Sanktionen gegen die Mitgliedsstaaten erlassen werden.

2.4.2 Struktur der EU–Wasserrahmenrichtlinie

Als grundlegende Neuerung beinhaltet die EU-WRRL die Gewässerbewirtschaftung nach natürlichen Flusseinzugsgebieten und nicht mehr nach administrativen Grenzen. Dadurch wird der ökosystemorientierte Ansatz der EU-WRRL deutlich. Für die einzelnen Flussgebietseinheiten werden Bewirtschaftungspläne erstellt, die alle Fließgewässer, Stillgewässer, Grundwässer, Übergangsgewässer und Küstengewässer eines Einzugsgebietes umfassen. Gegebenenfalls auch, wie im Odereinzugsgebiet, mit möglichst enger grenzüberschreitender Kooperation. Der größte Teil des Odereinzugsgebietes befindet sich auf polnischem Gebiet, so dass eine enge Kooperation mit polnischen Behörden nötig ist, um den Gewässerzustand im deutschen Teil des Oderästuars zu verbessern. Das Stettiner Haff als Untersuchungsgebiet dieser Arbeit ist somit Teil einer internationalen Flussgebietseinheit.

Für die Maßnahmenprogramme müssen Merkmalsanalysen der Gewässer durchgeführt werden (EU-WRRL Art. 5). Die Gewässer werden typisiert und für jeden Gewässertyp wird der „typspezifische Referenzzustand“ festgelegt. Der Referenzzustand soll dem natürlichen Zustand des Ökosystems ohne Einwirkung des Menschen entsprechen. Dies stellte sich als schwierig heraus, da es im deutschen Ostseegebiet keine Bereiche gibt, die nicht anthropogen beeinflusst sind. Besonders die biologischen Referenzbedingungen für Artenzusammensetzung und Abundanz sind aufgrund mangelnder oder lückenhafter Datenlage nur bedingt abzuleiten. Nach der Typisierung folgt die Klassifizierung auf der Basis der Referenzbedingungen. Die Ergebnisse der EU-weiten Klassifizierungen werden durch eine Interkalibrierung auf ein in allen Mitgliedsstaaten einheitliches Niveau gebracht (EU-WRRL Anh. V 1.4.1. VIII). Der Gewässerzustand wird für die jeweiligen Gewässertypen anhand vorgeschriebener Messgrößen charakterisiert. Die biologische Parameter der Übergangs- und Küstengewässern sind die Zusammensetzung und Abundanz der Ökosystemkomponenten Phytoplankton, Makrophyten, benthischen Makroinvertebraten und zusätzlich für die Übergangsgewässer die Fische. Die

physikalisch-chemischen Gewässerparameter (EU-WRRL Anh. V 1.2) haben eine unterstützende Funktion. In Deutschland werden die Küstengewässer der Ostsee in Innere und Äußere Küstengewässer unterteilt und die Einstufung der Inneren Küstengewässer als Übergangsgewässer fällt weg. Das Stettiner Haff ist somit ein Inneres Küstengewässer, weswegen die Fischfauna auch im Monitoring keine Berücksichtigung findet.

2.5 Dokumentation der Datengrundlage für die Indikatoranwendung

Der überwiegende Teil der in dieser Arbeit genutzten Daten stammt aus dem zentralen Datenspeicher Wasserbeschaffenhitsdaten (WAB) des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG). Dies betrifft alle Daten, die sich auf das Phytoplankton, den Indikator Gewässerqualität sowie auf den Indikator Primärproduktion beziehen. Die Messpunkte, an denen die Daten erhoben werden, sind in folgender Abbildung dargestellt. Für die Erhebung der Phytoplankton- und der Schwermetalldaten wird nur die Station M im Kleinen Haff (KHM) beprobt.

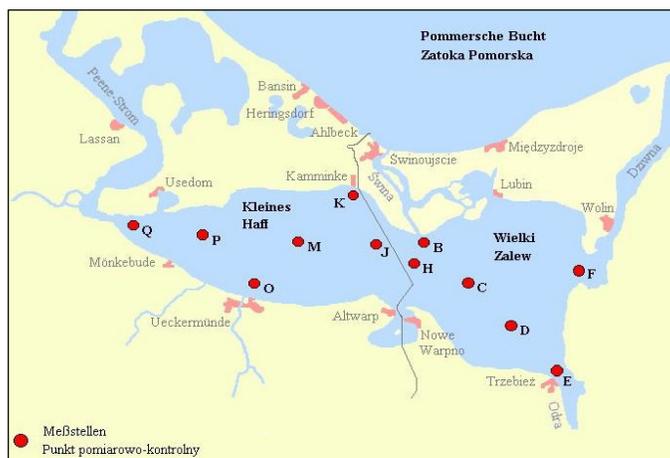


Abb. 6: Lage der Messstellen des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) im Stettiner Haff (Quelle: LUNG)

Fig. 6: Sampling sites of LUNG in the Stettiner Haff

Für die Indikatoren Diversität und Abundanz wurden die Daten für Fische und Makrozoobenthos der Literatur (WINKLER 1991B; JANSEN, LAUTERBACH 1998; WYSOKIŃSKI 1998 FEILBACH 2004; MASŁOWSKI 1992, FENSKE 2003, RÖDIGER 2004) entnommen. Für die Fischfangzahlen wurden Daten des Landesamtes für Fischerei Mecklenburg-Vorpommern verwen-

det. Auch beim Indikator Habitat wurde auf Angaben aus der Literatur zurückgegriffen (OSADCZUK & WAWRZY尼亚K–WYDROWSKA 1999, MINNING 2004, LANDSBERG-UCZCIWEK 2003, LEIPE et al. 1998, LAMPE (ed.) 1998).

2.6 Methodik der Auswahl der Indikatoren und des Anwendungs- verfahren

Bei der Auswahl der Indikatoren und des Anwendungsverfahrens wurde das Handbuch des IOC „A Handbook for Measuring the Progress and Outcomes for Integrated Coastal and Ocean Management“ zu Grunde gelegt. Es legt die folgenden einzelnen Arbeitsschritte fest.

A. Auswahl der Indikatoren bezogen auf die Zielsetzung, den konzeptionellen Rahmen und die Durchführbarkeit :

Am Beginn der Arbeit stand die Definition der Ziele und des konzeptionellen Rahmens, auf den sich die Indikatoranwendung beziehen sollte. Das Ziel ist die Beurteilung der Wasserqualität und des Ökosystemzustandes mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie als konzeptioneller Rahmen, da diese für die ICOM-Initiativen den wichtigsten Bezugsrahmen in Europa darstellt.

Die ökologische Wasserqualität bzw. der Ökosystemzustand wird in der EU-WRRL als Grad der Abweichung der aktuellen Biozönose von einer gewässerspezifischen Referenzbiozönose ermittelt (BANGEL 2004).

B. Gewichtung der Indikatoren:

Auch die Gewichtung der Indikatoren fand in Bezug auf die EU–WRRL statt, die die ökologischen Parameter (Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische) als Maßstab nimmt und die chemisch-physikalischen Parameter unterstützend mit einbezieht.

C. Beziehung der ökologischen Indikatoren untereinander:

Die ökologischen Indikatoren gehen auf die Beziehung der menschlichen Aktivitäten zum Umweltzustand ein und bilden den anthropogen beeinflussten Zustand des Ökosystems ab.

Aus den in Kapitel 2.3.2 vorgeschlagenen neun ökologischen Indikatoren wurden fünf mit Bezug zur EU-WRRL zur Bearbeitung ausgewählt.

D. Anwendung der Indikatoren:

Für die Anwendung wurden, soweit möglich, die Daten aus den Jahren 2001 und 2002 ausgewählt, um den gegenwärtigen Zustand zu verdeutlichen. Diese Daten werden mit Referenzwerten verglichen. Wegen des Fehlens einer Referenzbiozönose für die Indikatoren Diversität und Abundanz werden in diesen Fällen Datenvergleiche verschiedener Jahre gemacht, um wenigstens eine Tendaussage zur Bewertung machen zu können.

3 Ergebnisse

3.1 *Auswahl und Gewichtung der Indikatoren in Bezug auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie*

Aus den im Handbuch vorgeschlagenen Indikatoren wurden die in Tab. 3 aufgeführten Indikatoren ausgewählt. Sie stehen über die EU-WRRL miteinander in Beziehung.

Tab. 3: Zusammenstellung der wichtigsten Indikatoren in Bezug auf Fragestellung und Zielsetzung

Tab. 3: Compilation of the most important indicators relating to question and goals

Fragestellung/ Issue	Übergeordnetes Ziel/Goal	Ziele/Objectives	Indikatoren /Indicators (Parameter/parameters)
Ökosystemzustand und Wasserqualität des Oderästuars in Bezug auf die WRRL	Erreichen einer guten Wasserqualität und eines guten Ökosystemzustandes des Oderästuar (Oderhaff und- Bucht) gemäß der WRRL	Verbesserung, Schutz und Erhaltung Ökosystemstruktur	<u>Diversität und Abundanz:</u> -Zusammensetzung und -Abundanz des Phytoplanktons, (der Makrophyten,) der benthischen wirbellosen Fauna und der Fischfauna
		Verbesserung, Schutz und Erhaltung der Ökosystemfunktion	<u>Primärproduktion:</u> -Biomasse des Phytoplanktons
		Verbesserung, Schutz und Erhaltung der physikalischen und chemischen Eigenschaften des Ökosystems. Eliminierung prioritärer gefährlicher Stoffe bis zur Erreichung der Hintergrundwerte	<u>Wasserqualität:</u> -Sichttiefe -Temperaturverhältnisse -Sauerstoffhaushalt -Salzgehalt -Nährstoffverhältnisse -Spez. Schadstoffe <u>Habitatqualität:</u> Morphologische Bedingungen: -Tiefenvariation -Struktur und Substrat des Gewässerbodens -Struktur der Gezeitenzone -Sedimententnahme Tidenregime: -Süßwasserzustrom

Diese Auswahl erscheint sinnvoll, da die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) die für diesen Gewässerbereich wichtigste Richtlinie darstellt. Die Indikatoren Diversität, Abundanz und Primärproduktion, sowie unterstützend die Gewässer- und die Habitatqualität, sind für die Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes im Sinne der EU-WRRL die wesentliche Grundlage. Bezug nehmend auf die EU-WRRL sollte die Diversität und Abundanz für die Parameter Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos beurteilt werden. Wegen schlechter Datenlage ist die Bewertung des Parameters Makrophyten aber nicht möglich. Für deutsche Behörden gilt das Stettiner Haff im Sinne der EU-WRRL als inneres Küstengewässer. Im Unterschied dazu werden die Ästuare in anderen EU-Staaten als Übergangsgewässer behandelt. Für Übergangsgewässer ist die Untersuchung der Zusammensetzung und Abundanz von Fischen vorgesehen. Wegen der besseren internationalen Vergleichbarkeit erscheint es sinnvoll die Fische als Parameter mit aufzunehmen. Aus diesem Grund wird der Parameter Fische mit in die Indikatoranwendung einbezogen und ersetzt die Makrophyten.

3.2 Anwendung der Indikatoren

Bei den Indikatoren Diversität und Abundanz werden für das Phytoplankton Daten aus 2001 mit Daten aus 1999 und 2000 verglichen. Außerdem werden die gemittelten Sommerdaten von 1987 bis 2004 für eine Trendbewertung herangezogen. Das Makrozoobenthos bezieht sich auf einen Datenvergleich von 2001 und 2002 mit 1984 bis 1987. Bei den Fischen werden Daten aus 2004 mit Daten aus 1998 verglichen. Die Daten für den Indikator Primärproduktion stammen aus den Jahren 2000 bis 2002 bzw. aus einem Vergleich von 2001 mit dem langjährigen Mittel. Der Indikator Gewässerqualität bezieht sich auf die Jahresdaten aus 1986 bis 2002 und der Indikator Habitatqualität auf 1994 bis 2001, sowie auf Daten aus 2003 und 2004.

Im Sinne der EU-WRRL bilden die beiden Indikatoren Diversität und Abundanz eine zusammengehörige Einheit. So erscheint es begründet, die beiden Indikatoren auch in dieser Studie gemeinsam und nicht als unabhängige Einzelindikatoren zu behandeln. Die Definitionen der einzelnen Indikatoren beziehen sich auf das IOC-Handbuch (UNESCO-IOC 2005).

3.2.1 Indikatoren Diversität und Abundanz

Diversität oder Biodiversität ist die Vielfalt lebender Organismen in terrestrischen, marinen und anderen aquatischen Ökosystemen und der ökologischen Komplexe, deren Teil sie sind. Es beinhaltet die genetische Diversität, die Diversität der Arten und die Diversität der Ökosysteme (UNESCO-IOC 2005). Auf der Grundlage der Diversität der Arten, der Populationen, der Ökosysteme sowie der genetischen Diversität, des Genpools, ist die Biodiversität ein Indikator für den anthropogenen Einfluss. Die Beobachtung dieses Indikators gibt Aufschluss über die Organisation des Ökosystems. Stabile natürliche Ökosysteme erreichen die höchste Diversität.

Abundanz ist die Anzahl, Menge oder Dichte der Individuen bzw. der lebenden Materie pro Flächen- oder Raumeinheit (UNESCO-IOC 2005). Die Abundanz lässt eine Einschätzung der Organisation des Ökosystems zu und macht die Bedeutung einzelner Arten oder Populationen klar. Das heißt, dass sich mit diesem Indikator die Dominanzstruktur eines Ökosystems verdeutlichen lässt. Sie kann gemessen werden als Biomasse oder als von den Organismen produzierte neue organische Materie, sowie als Anzahl der Individuen oder auch als Dichte (z. B. Pflanzen, Makrozoobenthos). Dieser Indikator unterliegt deutlichen jahreszeitlichen oder lebenszyklischen sowie biologischen und chemisch-physikalischen Veränderungen, ist also nicht nur anthropogen beeinflusst.

Makrophyten

Die Makrophyten sind eine wichtige Komponente für die Beurteilung des Ökosystemzustandes und aus diesem Grund auch Qualitätskomponente für die Einstufung des ökologischen Zustandes der Übergangs- und Küstengewässer in der EU-WRRL. Als weit verbreitete Bestandteile der küstennahen Ökosysteme beeinflussen sie die Phytoplanktonentwicklung, die Struktur der Makrozoobenthos-Gemeinschaften sowie auch die Sedimentresuspension (LAMPE 1998). Die Makrophytenbedeckung gibt außerdem Auskunft über die Struktur des Ökosystems und ist wichtiges Laichsubstrat für die verschiedenen Fischarten der Küstengewässer.

Zurzeit liegen keine Monitoring-Daten oder andere aktuelle wissenschaftliche Arbeiten über die Makrophytenbedeckung im Stettiner Haff vor. Dadurch ist keine Bewertung des Parameters Makrophyten bzgl. des Ökosystemzustandes möglich.

Fische

Für das Gesamtaufkommen an Süßwasser- und Wanderfischen aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns besitzt das Odermündungsgebiet einen besonderen Stellenwert. Das Stettiner Haff bietet einer großen Anzahl von Fischarten den notwendigen Lebensraum und ist als artenreich zu bezeichnen. Bei diesbezüglichen Analysen werden stets die zu den Rundmäulern zählenden Neunaugenarten mit einbezogen. Sie gehören im Sinne des Fischeijgesetzes für das Land Mecklenburg-Vorpommern (FISCHG M-V vom 6.12.1993) zu den Fischen.

Wegen der hydrologischen Bedingungen leben hier vorwiegend Süß- und Brackwasserarten und deutlich weniger Seefisch- und Wanderfischarten. Einige dieser Arten gelten in Mecklenburg-Vorpommern als vom Aussterben bedroht und sind in die Rote Liste der Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfischarten Mecklenburg-Vorpommerns als gefährdet bzw. stark gefährdet aufgenommen worden.

Die Zährte (*Vimba vimba*, L.), mit ehemals wirtschaftlicher Bedeutung im Odermündungsgebiet, ist im gesamten einheimischen Verbreitungsareal so selten geworden, dass sie in der Roten Liste als stark gefährdet eingestuft worden ist (WINKLER 1991b).

Zu den Wanderfischen mit lokaler wirtschaftlicher Bedeutung zählt im Odermündungsgebiet der Ostseeschnäpel (*Coregonus lavaretus balticus* Thienemann), dessen Laichplätze sich z. T. im Stettiner Haff (auch auf polnischer Seite) befinden und dessen Weideareal bis in die Oderbucht und die südostrügensch Gewässer reicht (WINKLER 1991b). Die Fangentwicklung war während der zurückliegenden zwei Jahrzehnte stark rückläufig.

Die Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.), gilt gemäß Roter Liste in Mecklenburg-Vorpommern als stark gefährdet. Sie ist im Odermündungsgebiet relativ häufig, wobei das auf die bestandsstützenden Maßnahmen der polnischen Seite zurückzuführen ist. Aktuelle Laichplatznachweise gibt es im Raum Vorpommern nicht.

Die Aalfangmengen gehen schon seit den 1970iger Jahren beständig zurück. Dieser Zustand ist Folge einer reduzierten natürlichen Wanderung junger Aale in das Oderhaff. Seit einigen

Jahren wird der Aal (*Anguilla anguilla*) künstlich eingesetzt, wodurch die Fangmengen wieder gestiegen sind.

Darüber hinaus sind auch das Flussneunauge, die Ziege, die Hasel, der Rapfen, der Wels, der Schlammpeitzger, der Stint, die Quappe, die Finte und das Meerneunauge in die rote Liste aufgenommen worden.

Trotz verschiedener Schutzmaßnahmen geht die Population des Hechts (*Esox lucius*, L.) seit Einstellung der Besatzmaßnahmen kontinuierlich zurück. Ursache für die niedrigen Hechterträge im Odermündungsgebiet sind zum einen die verloren gegangenen Makrophytenbeständen und die damit fehlenden Unterständen für den Hecht. Zum anderen ist es eine (infolge starker Eutrophierung) gestörte Rekrutierung der Bestände. Außerdem wird der Hecht intensiv durch Angler genutzt und die Wanderwege zu den natürlichen Laichgebieten wurden durch Eindeichung der periodisch überfluteten Salzgrasländer abgeschnitten (FEILBACH 2004). Tabelle 4 gibt einen Überblick der Ichtyofauna im Stettiner Haff.

Tab. 4: Artenzusammensetzung und Häufigkeit der Ichtyofauna im Stettiner Haff (WYSOKIŃSKI 1998; FEILBACH 2004; EIGENE BEARBEITUNG)

Tab. 4: Composition of species and frequency of ichthyofauna in the Stettiner Haff

Die rot unterlegten Arten stehen in der Roten Liste der Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfische in Mecklenburg-Vorpommern von 1991 bzw. in der aktualisierten Liste von 2002 und gelten als gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht.

+ permanente Arten; (+) selten, nur lokal vorkommend; () nur in der Vergangenheit erfasst;

Süß- und Brackwasserarten sowie Wanderfische/Fresh water and breckish water species and migrant fishes	WYSOKIŃSKI 1998	FEILBACH 2004
Flußneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i> , L.)	(+)	+
Meerneunauge (<i>Petromyzon marinus</i> L.)		(+)
Aal (<i>Anguilla anguilla</i> , L.)	+	+
Aland (<i>Leuciscus idus</i> , L.)	(+)	+
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i> , L.)	(+)	()
Plötze (<i>Rutilus rutilus</i> , L.)	+	+
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i> , L.)	(+)	+
Rapfen (<i>Aspius aspius</i> , L.)	(+)	+
Ukelei (<i>Alburnus alburnus</i> , L.)	+	+
Güster (<i>Blicca bjoerkna</i> , L.)	+	+
Blei (<i>Abramis brama</i> , L.)	+	+

Zährte (<i>Vimba vimba</i> , L.)	(+)	+
Ziege (<i>Pelecus cultratus</i> , L.)		(+)
Schleie (<i>Tinca tinca</i> , L.)	(+)	+
Gründling (<i>Gobio gobio</i> , L.)	(+)	+
Karassche (<i>Carassius carassius</i> , L.)		+
Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i> , L.)	(+)	()
Wels (<i>Silurus glanis</i> , L.)	(+)	(+)
Lachs (<i>Salmo salar</i> , L.)	(+)	+
Meer/Lachsforelle (<i>Salmo trutta trutta</i> , L.)	(+)	+
Ostseeschnäpel (<i>Coregonus lavaretus balticus</i> , Thienemann)	(+)	+
Stint (<i>Osmerus eperlanus</i> , L.)	+	+
Hecht (<i>Esox lucius</i> , L.)	(+)	+
Quappe (<i>Lota lota</i> , L.)	(+)	+
Dreistacheliger Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i> , L.)	+	+
Neunstacheliger Stichling (<i>Pungitius pungitius</i> , L.)		+
Seestichling (<i>Spinachia spinachia</i> , L.)	(+)	
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i> , L.)	+	+
Zander (<i>Stizostedion lucioperca</i> , L.)	+	+
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i> , L.)	+	+
Giebel (<i>Carassius auratus gibelio</i> , Bloch)	(+)	
Zope (<i>Abramis ballerus</i> , L.)	+	+
Stör (Bastard)	(+)	
Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i> , L.)	(+)	(+)
Barbe (<i>Barbus barbus</i> , L.)	(+)	()
Bitterling (<i>Rhodeus sericeus amarus</i> , Bloch)		()
Nachgewiesene Gesamtartenzahl	31	29

Marine Arten/Marine species	Wysockinski 1998	Feilbach 2004
Hering (<i>Clupea harengus</i> , L.)	+	+
Sprotte (<i>Sprattus sprattus</i> , L.)	+	
Dorsch (<i>Gadus morrhua</i> , L.)	(+)	
Aalmutter (<i>Zoarces viviparus</i> , L.)		+
Hornhecht (<i>Belone belone</i> , L.)		+
Kleine Schlangennadel (<i>Nerophis ophidion</i> , L.)		+
Maifisch (<i>Alosa Alosa</i> , L.)	(+)	
Finte (<i>Alosa Fallax</i> , Lacepede)	(+)	

Kleiner Sandaal (<i>Ammodytes tobianus</i> , L.)	(+)	
StrandkÜling (<i>Pomatoschistus microps</i> , Kröyer)		+
Steinbutt (<i>Psetta maxima</i> , L.)	(+)	
Flunder (<i>Platichthys flesus</i> , L.)	(+)	+
Seehase (<i>Cyclopterus lumpus</i>)	(+)	+
Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i> L.)	(+)	
Grasnadel (<i>Syngnathus typhle</i> L.)		+
Nachgewiesene Gesamtartenzahl	10	8

Durch die limnische Prägung des Lebensraumes dominieren in der Untersuchung von WYSOKIŃSKI (1998) die Süß- und Brackwasserarten sowie die Wanderfische mit 31, während die Seefische mit 10 Arten vertreten sind. In der Arbeit von FEILBACH (2004) sind nur noch 29 Süß- und Brackwasserarten und Wanderfische und 8 marine Arten erwähnt.

Das Ausbleiben bzw. der Rückgang bestimmter Arten lässt sich auf verschiedene Faktoren zurückführen. Da wären zu nennen:

- Überfischung
- Schadstoffe im Wasser (z.B. Schwermetalle, die zu Fischkrankheiten führen)
- Fehlende Unterstände durch fehlenden Makrophytenbewuchs (Hecht)
- Missachtung von Schonzeiten und Veränderungen in den Fischlaichgebieten
- Ausbaggerungen von Fahrrinnen oder Häfen

Tab. 5: Anlandungen der Küstenfischerei der Region Stettiner Haff in Mecklenburg-Vorpommern 1991 bis 1994 und 1999 bis 2002 (in t) (Quelle: Landesamt für Fischerei 2003)

Tab. 5: Landing of coastal fishery in the Stettiner Haff in Mecklenburg-Vorpommern 1991-1994 and 1999- 2002 (in t)

Jahr/Year	Barsch/Perch	Zander/Pike-perch	Plötze/European roach
1991	442,3	101,1	129,9
1992	362,6	92,5	68,1
1993	93,3	47,1	10,6
1994	152,5	62,4	75,0
1999	204,1	35,6	21,8
2000	72,1	33,1	12,2
2001	149,2	35,5	158,6
2002	84,6	37,8	113,6

In Tabelle 5 werden die Fangzahlen des deutschen Teils des Stettiner Haffs vom Anfang der 1990er Jahre mit den Daten um die Jahrtausendwende verglichen. Die Bestände des Barsches (*Perca fluviatilis*, L.) sind im Unterschied zum Zander früher nie vollständig genutzt worden. Erst in den achtziger Jahren setzte aufgrund günstiger Exportmöglichkeiten für diesen Fisch im gesamten Küstenbereich eine intensive Fischerei ein (JANSEN, LAUTERBACH 1998). Wie in Tabelle 5 zu erkennen sind die angelandeten Barschmengen in den letzten Jahren im Vergleich zu den frühen 1990er Jahren fast auf die Hälfte zurückgegangen. Das Niveau der erreichten Erträge in den zurückliegenden Jahren weist darauf hin, dass die Grenze der für den Bestand derzeit zulässigen Entnahmegröße zumindest erreicht wenn nicht sogar schon überschritten ist. Somit ist die Gefahr einer Überfischung gegeben (JANSEN, LAUTERBACH 1998). Die typischen Gewässer für den Zander (*Stizostedion lucioperca*, L.) sind die leicht brackigen, hocheutrophen Bereiche der inneren Küstengewässer, zu denen das Stettiner Haff zählt. Da der Zander stets intensiv befischt wurde, spiegeln die Fangerträge in etwa auch die reale Bestandsdynamik wider. Für den Zander sind große Bestandsschwankungen durchaus normal. Fluktuationen der Zandererträge werden im gesamten Küstenbereich beobachtet (JANSEN, LAUTERBACH 1998). Die seit Beginn der 1990er Jahre sinkenden Fangmengen haben sich in den letzten Jahren auf einem deutlich niedrigeren Niveau eingependelt. Allerdings weist der Rückgang des Bestandes auf eine Übernutzung der Bestände hin.

Unter den Weißfischen sind vor allem Plötze (*Rutilus rutilus*, L.) und Blei (*Abramis brama*, L.) als so genannte „Massenfische“ über den fischereilichen Ertragswert hinaus wichtig, da sie große Bestände auszubilden vermögen und damit Funktion und Struktur der Gewässerökosysteme maßgeblich beeinflussen können. Sie unternehmen zum Teil ausgedehnte Wanderungen zwischen Weide-, Überwinterungs- und Laichgebieten.

Nach JANSEN UND LAUTERBACH (1998) ist die Fischerei im Haff ein geeigneter Indikator für die Auswirkungen der Sanierung des Odereinzugsgebietes und der damit verbundenen Verbesserung der Wasserqualität sowie der Reproduktionsbedingungen im Odermündungsgebiet überhaupt. Die Fänge lassen allerdings keine zuverlässigen Rückschlüsse auf die biologische Situation des jeweiligen Bestandes zu. Der Fischfang wird deutlich durch die Fischpreise und Absatzmöglichkeiten beeinflusst (BRÖCKL 2000). Aber auch die Art und Weise des Fischfangs spielt eine große Rolle für die Artenzusammensetzung und die Funktion des Ökosystems (FENSKE 2003). Wenn der Fang an Friedfischen (z. B. Plötze und Blei) wie in den Jahren 2001 und 2002 steigt, dann sinkt der Fraßdruck auf das Zooplankton. Das Zooplankton dezimiert verstärkt das Phytoplankton, was sich wiederum positiv auf die Trophiesituation des

Gewässers auswirkt. Werden wieder verstärkt Raubfische wie Hecht und Zander gefischt, weil diese höhere Erträge bringen, so verschiebt sich das Gleichgewicht wieder in Richtung starker Entwicklung des Phytoplanktons. Dadurch wird die Eutrophierung des Gewässers noch verstärkt.

Makrozoobenthos

Zum Makrozoobenthos gehören alle Tiere die am Meeresboden leben und mindestens so groß sind, dass man sie mit bloßem Auge sehen kann. Meist dominieren nur wenige Arten in Anzahl und Biomasse. Die Verbreitung des Makrozoobenthos ist von der Substratbeschaffenheit, dem Salzgehalt am Gewässerboden und dem Sauerstoffgehalt abhängig. Nährstoffeinträge und Verschmutzung können sich negativ auf die Organismengemeinschaft auswirken. Das Artenspektrum setzt sich hauptsächlich aus den Annelida [Polychaeta (Vielborster), Oligochaeta (Wenigborster) und Hirundinea], den Mollusca [Bivalvia (Muscheln) und Gastropoda (Schnecken)] und den Crustaceen (Krebsen) zusammen, wobei der größte Teil der Biomasse von den Bivalvia gebildet wird.

Stellvertretend für das Makrozoobenthos wurden die Indikatoren auf Mollusken, Hirundineen und Crustaceen angewandt, die im Haff flächendeckend vertreten sind und in den Untersuchungen bis auf Gattungs- oder Artniveau bestimmt wurden. In den folgenden Tabellen werden die Daten der Artendiversität und der Abundanz von MASLOWSKI (Großes Haff 1984-88) und von RÖDIGER (Stettiner Haff 2001/02) verglichen.

Tab. 6: Vergleichender Überblick über die Verbreitung der Mollusken im Stettiner Haff 1984-88 und 2001/02 (Quelle: RÖDIGER 2004, EIGENE BEARBEITUNG)

+ Einzelfund bis +++++ sehr häufig, dominante Arten **gelb** unterlegt

Tab. 6: Comparative overview for widening of mollusca in the Stettiner Haff 1984-88 and 2001/02

+Single find to +++++ very frequent, dominant species yellow underlined

	1984-88 (MASLOWSKI 1992)	2001/2002 (RÖDIGER 2004)
<i>Acroloxus lacustris</i>		+
<i>Ancylus fluviatilis</i>		+
<i>Bithynia leachii</i>		++
<i>Bithynia tentaculata</i>	+++	++++

<i>Gyraulus christa</i>	+	
<i>Hydrobia ventrosa</i>	+	
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	++	
<i>Lymnea stagnalis</i>		+
<i>Physa fontinalis</i>	+	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	++	+
<i>Radix balthica</i>		+++
<i>Stagnicola palustris-Gr.</i>		+
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	+	
<i>Valvata piscinalis</i>	+++	+++
<i>Valvata cristata</i>	++	++
<i>Valvata macrostoma</i>	+++	
<i>Viviparus viviparus</i>	++	
<i>Anodonta anatina</i>	++	
<i>Dreissena polymorpha</i>	++++	++++
<i>Macoma baltica</i>	++	
<i>Pisidium amnicum</i>	++	+
<i>Pisidium casertanum</i>	+++	+
<i>Pisidium henslowanum</i>	+++	+
<i>Pisidium moitessieranum</i>	+	
<i>Pisidium nitidum</i>	++	++
<i>Pisidium optusale</i>	++	
<i>Pisidium personatum</i>	+	
<i>Pisidium casertanum pond.</i>	+	+
<i>Pisidium pulchellum</i>	++	
<i>Pisidium subtruncatum</i>	++++	
<i>Pisidium supidum</i>	+	+
<i>Sphaerium corneum</i>	++	
<i>Sphaerium rivicola</i>	+++	
<i>Unio pictorum</i>	+++	+
<i>Unio tumidus</i>		+

Bithynia tentaculata, *Valvata piscinalis* und *Dreissena polymorpha* sind durchgängig im Haff zu finden und sind schon seit 100 Jahren die dominierenden Mollusken (Rödiger 2004). Im Vergleich zu 1992 kommt allein *Radix balthica* deutlich vermehrt im Haff vor.

Tab. 7: Vergleichender Überblick über die Verbreitung der Hirundineen im Stettiner Haff (Quelle: RÖDIGER 2004, EIGENE BEARBEITUNG)

+ Einzelfund bis +++++ sehr häufig, dominante Arten sind **gelb** unterlegt

Tab. 7: Comparative overview for widening of hirundinea in the Stettiner Haff 1984-88 and 2001/02

+Single find to +++++ very frequent, dominant species yellow underlined

	1984-88 (MASLOWSKI 1992)	2001/2002 (RÖDIGER 2004)
<u><i>Erpoddella octoculata</i></u>	++	+++
<i>Erpoddella nigricollis</i>		++
<i>Erpoddella testacea</i>	++	
<i>Grossiphonia complanata</i>	+++	++
<i>Grossiphonia concolor</i>		+
<i>Grossiphonia heteroclita</i>	+++	
<i>Glossiphonia verrucata</i>	+	
<i>Glossiphonia paludosa</i>	++	
<i>Helobdella stagnalis</i>	+++	
<i>Pscicola geometra</i>	+	++

Bei den Hirundineen dominiert *Erpoddella octoculata*. Es fällt auf, dass die 1992 noch weit verbreiteten Arten *Grossiphonia complanata* und *Helobdella stagnalis* 2001/02 ganz fehlen.

Tab. 8: Vergleichender Überblick über die Verbreitung der Crustaceen im Stettiner Haff (Quelle: RÖDIGER 2004, EIGENE BEARBEITUNG)

+ Einzelfund bis +++++ sehr häufig, dominante Arten sind **gelb** unterlegt

Tab. 8: Comparative overview for widening of crustacea in the Stettiner Haff 1984-88 and 2001/02

+ Single find to +++++ very frequent, dominant species yellow underlined

	1984-1988 (MASLOWSKI 1992)	2001/2002 (RÖDIGER 2004)
<i>Asellus aquaticus</i>	+++	++
<i>Corophium volutator</i>	++++	
<i>Corophium curvispinum</i>	+++	+++
<i>Neomysis integer</i>	+	+++
<i>Gammarus zaddaachi</i>	+	
<i>Gammarus duebeni</i>	+	
<i>Gammarus salinus</i>		+
<i>Gammarus oceanicus</i>	+	
<u><i>Gammarus tigrinus</i></u>		++++
<u><i>Pontogammarus robustoides</i></u>		++++
<i>Balanus improvisus</i>	+	

Bei den Crustaceen gibt es eine deutliche Verschiebung des Artenspektrums von den einheimischen Brackwasserarten *Gammarus oceanicus*, *Gammarus zaddachi* und *Gammarus duebeni*, die 1992 die Gammaridenfauna dominierten, zu den eingewanderten Arten *Gammarus tigrinus* und *Pontogammarus robustoides*. Das Auftreten der Brackwasserart *Corophium volutator* und der Süßwasserart *Corophium curvispinum* wird vom jeweiligen Salzgradienten bestimmt. Als weitere dominante Gruppen im Makrozoobenthos des Stettiner Haffs lassen sich die nicht selektiv fressenden Chironomiden und Oligochaeten ausmachen (LÖSER 2005), die besonders für die artenarmen Schlickbereiche typisch sind (FENSKE 2003).

Nach RÖDIGER (2004) wirken sich die Folgen der Eutrophierung, neben den für viele Organismen schwierigen Salinitätsverhältnissen im Haff, ungünstig auf die Artengemeinschaft aus. Trotz der meist guten Durchmischung im flachen Stettiner Haff kommt es in den tieferen Bereichen manchmal zu Sauerstoffdefiziten. Diese Defizitsituationen sind für die meisten Organismen kaum zu tolerieren, weswegen sich die Besiedlung der schlickigen Tiefen meist auf die wenigen Arten beschränkt, die zur anaeroben Atmung fähig sind. Das macht Gattungen wie *Chironomus* oder Oligochaeten aus der Familie der Tubificiden zu bevorzugten Bewohnern eutropher Gewässer (SCHWOERBEL 1999).

Die Uferzone übernimmt mit ihren Schilfgürteln eine Filter- und Schutzfunktion. Die Organismen sind dort vor Strömungen und stärkeren Sedimentumlagerungen geschützt. Fehlt diese geschützte Zone, fehlen auch die Charakterarten des Haffufers, was zu einer Verarmung der Biozönose führt. Diese Beobachtung bestätigt sich an vom Schilf befreiten Strandabschnitten (RÖDIGER 2004).

Phytoplankton

Wie in Tabelle 9 dargestellt ist die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Jahr 2001 eher untypisch. Normalerweise dominieren nach LEIPE et al. (1998) im März/April Diatomeen mit hohen Biomassen, nicht die Cryptophyceen (hauptsächlich *Teleaulax acuta*). Das Biovolumen von *Teleaulax acuta* liegt 2001 bereits im Februar bei 11,2 mm³/l. Diese Entwicklung erreicht im März mit einem Biovolumen von 25 mm³/l ihren Höhepunkt. Im April ist die sonst auftretende Dominanz der Diatomeen nur schwach ausgeprägt. Auch im Mai zeigt das Artenspektrum eine untypische Zusammensetzung. Es liegt immer noch ein hoher Anteil an Cryptophyceen (fast 20 Mio. Zellen/l) vor und die Zellzahlen der Chrysophyceen (37,5 Mio.

Zellen/l) sind ungewöhnlich hoch. Wenn im Sommer (Juli/August) der gelöste anorganische Stickstoff limitierend wirkt, dann setzen sich die N₂-Fixierer durch. Meist kommt es zu einem Massenwachstum der toxinbildenden kokkalen *Microcystis aeruginosa*. Dieses tritt im Jahr 2001 nicht auf. Die Sommerblüte (*Planktotrix*, *Aphanizomenon*, *Limnothrix* und *Pseudoananbaena*) beginnt schon sehr früh im Juni und ist im August schon wieder zu Ende. Es gibt auch keine sonst übliche Massentwicklung des potentiell toxische Cyanobakteriums *Microcystis aeruginosa*. Stattdessen sind im August *Woronichinia*-Arten dominant. Während des Septembers wird das Biovolumen von *Coscinodiscus rothii* mit 7,0 mm³/l dominiert, dessen Entwicklung schon im August beginnt. Die Dominanz der Diatomeen von August bis November, hauptsächlich bestimmt durch *Coscinodiscus rothii* verläuft dagegen wie erwartet.

Tab. 9: Überblick zu den Chlorophyll-a Konzentrationen (µg/l), den Phytoplanktongesamtbiovolumina (mm³/l) und den im Schöpfplankton dominierenden Phytoplanktonarten (Entnahmetiefe 1m) (Individuenarten in Zählheiten/l und Biovolumen in mm³/l) im Jahr 2001 im Kleinen Haff (Quelldaten: LUNG)

Tab. 9: Overview of the concentration of chlorophyll-a (µg/l), the total biovolume (mm³/l) and the dominant species of phytoplankton (individual species in countunits/l and biovolume in mm³/l) in plankton (deep 1m) in the Kleines Haff in 2001.

Monat/Month	Chlorophyll -a (µg/l)	Phyt.-vol. (gesamt/total) (mm ³ /l)	Dominierende Ar- ten/Dominant species	Ind.-zahl (Taxon)/l	Phyt.- vol. (Taxon) (mm ³ /l)
2001					
März	167	24,9	Teleaulax acuta/ Plagioselmis prolonga	96.875.000	24,9
April	148	18,5	Teleaulax acuta/ Plagioselmis prolonga	64.375.000	16,5
			Planktothrix agardhii	155.000	0,2
			Asterionella formosa/ Diatoma elong.	194.000	0,1
			Nitzschia acicularis	312.000	<0,1
			Chrysophyceen n.d.	15.742.000	1,7
Mai	118	14,9	Teleaulax acuta/ Plagioselmis prolonga	5.467.000	3,4
			Fragilaria ulna	13.975.000	1,8
			2.588.000	1,2	
			Asterionella formosa/ Diatoma elong.	481.000	0,2
			Nitzschia acicularis	1.968.000	0,1

			Kl. zentrische Diatomeen	13.244.000	2,4
			Stephanodiscus neoastraea	388.000	1,2
			Scenedesmus spp.	672.000	0,3
			Planktothrix agardhii	305.000	0,3
			Chrysophyceen n.d.	37.473.000	4,0
Juni	27,9	7,3	Aphanizomenon“balticum“/ Planktothrix agardhii	21.600.000	2,4
			Pseudoanabaena limnetica	6.840.000	2,0
			/Limnothrix redekei		
			Oblea spec.	43.000	1,3
			Scenedesmus div.	958.000	0,5
			Snowella spec. / Woronichina compacta / W. elorantae	75.000	0,6
Juli/August	76,0-138	10,5-18,6	Planktothrix agardhii	270.000	0,3
			Plagioselmis prolonga	3.450.000	0,2
			Scenedesmus div.	915.000	0,3
			Dictyoshaerium pulchellum	6.000.000	0,3
			Kl. zentrische Diatomeen Mic- rocystis flos-aquae/	4.712.000	0,7
			Microcystis wesenbergii(EZ)	14.120.000	0,3
			Woronichina karelica / W. elo- rantae	1.000.000	7,7
September	48,8	7,0	Coscinodiscus rothii	429.000	7,0

Beispielhaft für das gesamte Stettiner Haff sind in den Abbildungen 7 die Planktonzusammensetzungen der Jahre 1999 bis 2001 im Kleinen Haff dargestellt.

Insgesamt lässt sich an den Abbildungen erkennen, welche starken jahreszeitlichen Schwankungen, aber auch welche Schwankungen der Diversität und Abundanz in den verschiedenen Jahren auftreten. Von Juli bis September kommt es zeitweise zu einer Stickstofflimitation im Stettiner Haff, wodurch dann eine stärkere Vermehrung von N-fixierenden Cyanobakterien auftritt.

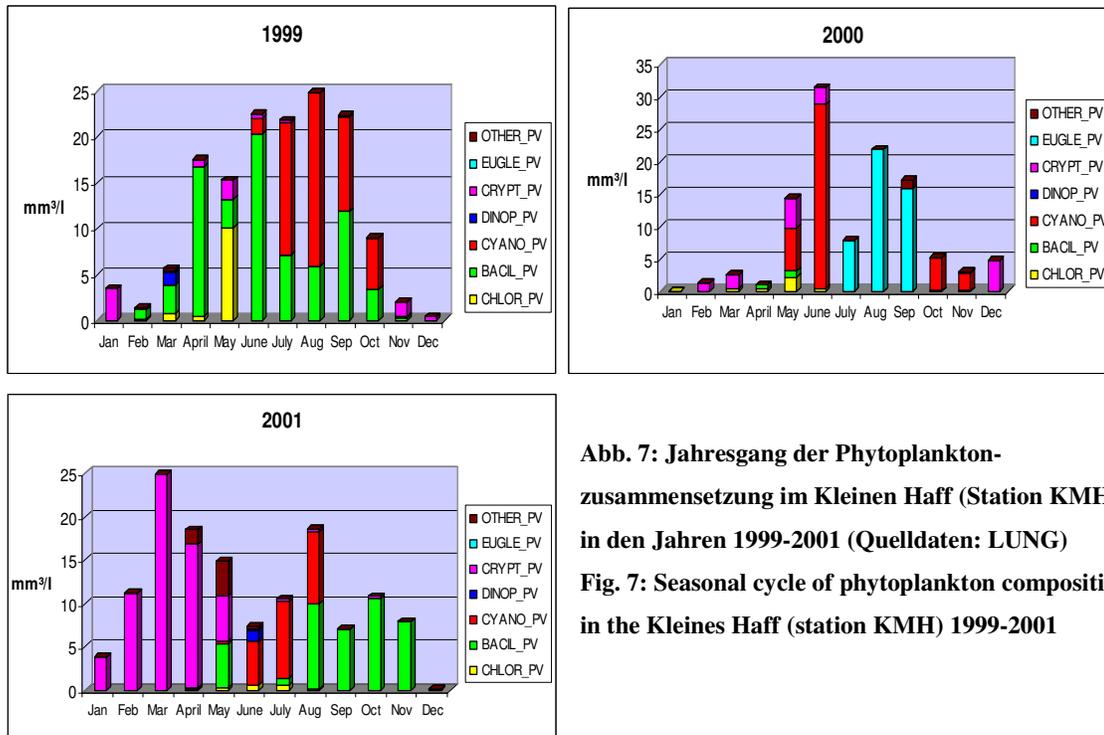


Abb. 7: Jahresgang der Phytoplankton-
zusammensetzung im Kleinen Haff (Station KMH)

in den Jahren 1999-2001 (Quelldaten: LUNG)

Fig. 7: Seasonal cycle of phytoplankton composition
in the Kleines Haff (station KMH) 1999-2001

3.2.2 Indikator Primärproduktion

Die Primärproduktion ist der Aufbau organischer Substanz aus anorganischen Bestandteilen wie Nährstoffen oder Kohlendioxid (Photo- oder Chemosynthese) (UNESCO-IOC 2005). Das Phytoplankton und die Makrophyten des Benthos stellen die Primärproduzenten der marinen Ökosysteme dar. Sie bilden die Grundlage für die marinen Nahrungsnetze, indem sie aus anorganischen Nährstoffen und CO_2 organisches Material aufbauen. Dieses organische Material dient den Sekundärproduzenten, wie z. B. Zooplankton oder benthische Wirbellose (Parameter für die Sekundärproduktion), als Nahrungsbasis, die dann wiederum z. B. Fischen oder Seevögeln zur Verfügung stehen. Die Primärproduktion lässt sich quantitativ über die Biomasse des Phytoplanktons oder qualitativ über die Zusammensetzung der Algengemeinschaft bestimmen. Als Parameter zur Quantifizierung der Phytoplanktonabundanz wird die Chlorophyll-a oder die Phaeophytin-a Konzentration gemessen.

Biomasse

Im ersten Halbjahr 2001 liegen die Chlorophyll-a Werte (Abb. 6) der Station KHM deutlich über den langjährigen Mittelwerten. Die Märzwerte liegen sogar um ca. das Vierfache höher als das langjährige Mittel, was auf die frühe Algenblüte von *Teleaulax acuta* und *Plagioselmis prolunga* zurückzuführen ist. Und auch im April sind sie noch doppelt so hoch. Zwischen Juni und September sinken die Werte dann wieder deutlich ab auf ein Niveau zwischen 27,8 und 138 $\mu\text{g/l}$.

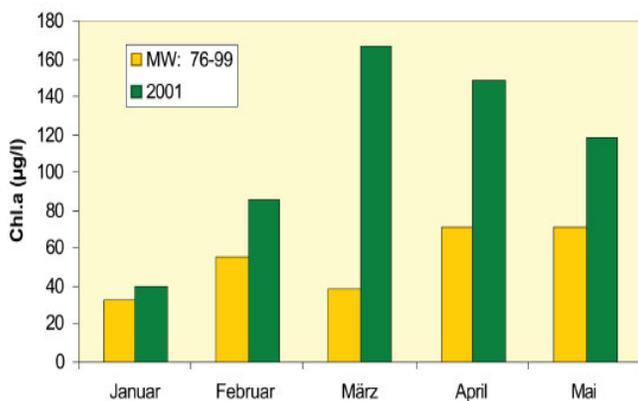


Abb. 8: Chlorophyll-a Konzentrationen im Kleinen Haff im Winter/Frühjahr 2001 im Vergleich mit dem langjährigen Mittel (Quelle: Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 2000-2002)
Fig. 8: Chlorophyll-a concentrations in the Kleines Haff area in winter / spring 2001 compared to the long-term monthly mean value

Die Biomasseverteilung im Kleinen Haff zeigt je ein Maximum im Frühjahr (meist im April) und im Spätsommer (August/September). Im Großen Haff sind die Maxima nicht so deutlich ausgeprägt, wie in Abbildung 9 zu erkennen ist. Die fehlenden polnischen Winterdaten (zwischen Dezember und März) erschweren hier jedoch eine endgültige Beurteilung. Aus diesem Grund scheint auch eine Mittelung der Werte vom Großen und Kleinen Haff nicht sinnvoll.

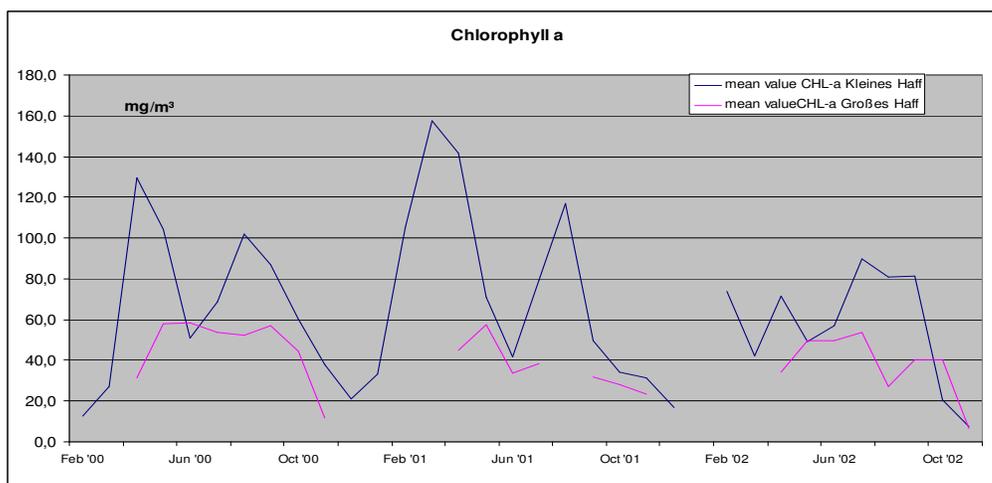


Abb. 9: Biomasse im Großen und Kleinen Haff (Chlorophyll-a in mg/m^3) (Quelldaten: LUNG)

Abb. 9: Biomass in the Großes and Kleines Haff (chlorophyll-a in mg/m^3)

Die Chlorophyll-a Werte zeigen zwischen 2000 und 2002 im Keinen Haff und Großen Haff keinen eindeutigen Trend.

3.2.3 Indikator Gewässerqualität

Die Gewässerqualität beschreibt die chemisch-physikalischen und ozeanographischen Eigenschaften eines Gewässers und bewertet die Gewässerqualität bzgl. der Möglichkeit das marine Leben und die biologischen Prozesse zu unterstützen (UNESCO-IOC 2005). In Bezug auf die EU-WRRL stellt dieser Indikator die chemisch-physikalischen Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten dar.

Die allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter sind z. B. der Salzgehalt, die Sichttiefe und die Wassertemperatur.

Die Eutrophierung lässt sich darstellen durch den Sauerstoffhaushalt und die Nährstoffverhältnisse.

Der Verschmutzungsgrad wird mittels der Konzentration an Schadstoffen beurteilt. Schadstoffe sind z.B. Schwermetalle (Cadmium, Zink, Blei, Quecksilber, Arsen, Kupfer, Nickel), Mineral-Öl, Kohlenwasserstoffe, POPs (Persistent Organic Pollutants), wie z. B. Lindan oder PCB7, Abfall und Organozinn-Verbindungen (Schiffsanstriche, die ins Wasser abgegeben werden).

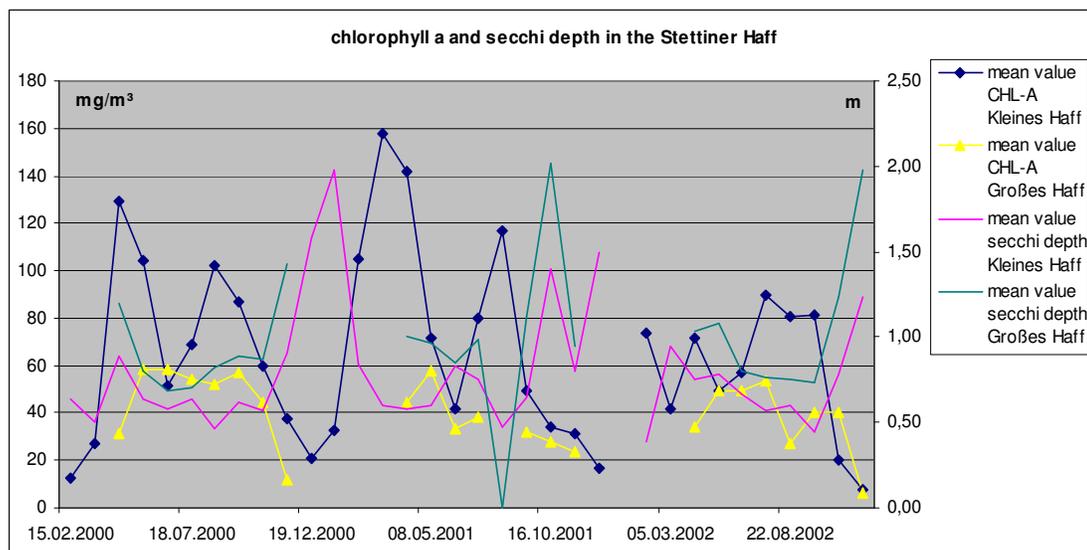
Hydrographische Parameter

Verglichen mit anderen Boddengewässern und der Ostsee zeichnet sich das Stettiner Haff durch seine geringe Salinität und seine hohe Produktivität sowie seine hohe mittlere Wassertemperatur aus (LEIPE et al. 1998). Aufgrund des Süßwasserzustroms der Oder verringert sich der Salzgehalt von Nord nach Süd. Es gibt auch jahreszeitliche Schwankungen mit höheren Salzgehalten im Winter aufgrund vermehrter Einstromereignisse aus der Ostsee und niedrigeren im Sommer. Das Stettiner Haff ist als oligohalines Gewässer einzuordnen.

Tab. 10: Variation hydrographischer Parameter im Stettiner Haff im Jahr 2001 (Quelldaten: LUNG)**Tab. 10: Variations of hydrographic parameters in the Stettiner Haff in 2001**

Parameter /Parameter	Einheit /Unit	Minimum	Mittelwert/ Mean value	Maximum
Wassertemperatur/ Watertemperature	°C	0,5	10,7	19,6
Salinität /Salinity	psu	0,6	1,2	2,0
Sichttiefe/Secchidepth	m	0,4	0,97	2,3
Sauerstoff /Oxygen	Mg O ₂ /l	7,6	11,8	17
Sauerstoff /Oxygen	% Sättung/ Saturation	75,3	103,9	148
Verweilzeit/Retention time	Tage/Days	35	55	75

Die Sichttiefe kann in Extremfällen, besonders im September, bis zu 3 m betragen. Diese hohen Sichttiefen stehen im Zusammenhang mit dem spätsommerlichen Zusammenbruch der Algenblüten und treten nur lokal auf, bedingt durch hydrographisch ruhige Perioden und die Filtrationsleistung der Dreissena-Muschelbänke (LEIPE et al. 1998). Folgende Grafik stellt den Zusammenhang zwischen Sichttiefe und Chlorophyll a Konzentration dar. An den Werten aus dem Kleinen Haff lässt sich die Gegenläufigkeit der beiden Parameter besser erkennen als an denen des Großen Haffs, da dort die Messwerte sehr lückenhaft sind.

**Abb. 10: Chlorophyll-a (in mg/m³) und Sichttiefe (in m) im Kleinen und Großen Haff (Quelldaten: LUNG)****Abb. 10: Chlorophyll-a and secchi depth in the Kleines und Großes Haff**

Nährstoffverhältnisse

Der trophische Zustand des Stettiner Haffs ist von verschiedenen Einflussfaktoren abhängig. Wichtige Steuerfaktoren sind neben dem externen Nährstoffeintrag, die mittlere Wassertiefe, das Verhältnis von Gewässeroberfläche zu Einzugsgebietsfläche, der Süßwasserzufluss, die Verweilzeit des Wassers im Haff und der Wasseraustausch mit der Ostsee.

Die Phosphorkonzentrationen im Haff sind starken saisonalen Veränderungen unterworfen. Während der Diatomeenblüte im Frühjahr ist die Konzentration am niedrigsten, da die Kieselalgen den Phosphor während ihres Wachstums verbrauchen. Auf diese Weise kann Phosphor zum limitierenden Faktor werden. Im Sommer liegen die Maximalkonzentrationen vor, da weniger biologisch umgesetzt wird. Auch treten zu dieser Jahreszeit Phosphatfreisetzungen aus dem Sediment während kurzer anoxischer Perioden auf, die zusätzlich für eine interne Düngung sorgen (SCHERNEWSKI & WIELGAT 2001). Zwischen 1999 und 2002 stiegen die Phosphat-Konzentrationen nach einer deutlichen Verringerung Anfang der 1990er Jahre wieder ein wenig an. Diese Verringerung wurde allerdings durch die klimatischen Bedingungen (warme, trockene Jahre mit geringerem Oderabfluss) verursacht, wobei die Jahresmittelwerte noch unter dem langjährigen Mittel der 1990er bleiben.

Nitrat ist eng an den Abfluss gebunden und stammt zum größten Teil aus diffusen Quellen. Auch für die Phosphateinträge wird inzwischen zunehmend eine Kopplung an das Abflussgeschehen beobachtet. Laut LUNG ist aber ein genereller Trend schwer auszuweisen, obwohl lokal ein leicht abnehmender Trend zu verzeichnen ist.

Tab. 11: Mittlerer Nährstoffeintrag (TP, TN) im Kleinen Haff (in t/a) (Quelle: BACHOR 2005)

Tab. 11: Mean value of nutrient input (TP, TN) in the Kleines Haff (in t/a)

Eintragspfad / Immission	Gesamt/Total-Phosphor			Gesamt/Total-Stickstoff		
	1986-90	1991-95	1996-2000	1986-90	1991-95	1996-2000
M-V Einzugsgebiet ¹	93	64	42	1.555	1.454	1.105
Oder ²	1.970	1.170	750	17.790	14.760	13.280
Poln. Einzugsgebiet ³	370	89	62	1.752	1.028	1.002
Deposition	19	10	6	379	319	344
Summe	2.452	1.333	860	21.476	17.561	15.731

¹ überwachte Zuflüsse und küstennahe Gebiete

² 20% der Oderfrachten nach WIELGAT (2002)

³ 20 % des Eintrages aus dem polnischen Einzugsgebiet (ohne Oderfrachten) nach WIELGAT (2002)

In Tabelle 11 lässt sich erkennen, dass sich die mittleren jährlichen TP-Einträge im Zeitraum 1996 bis 2000 im Vergleich zu 1986 bis 1990 um ca. 65% verringert haben. Bis allerdings die Nährstoffvorräte, besonders Phosphor, im Sediment aufgezehrt sind und sich die Reduzierung der anthropogenen Nährstoffbelastung voll auswirken kann, werden noch Jahre vergehen, in denen besonders die diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft weiter verringert werden müssen. Für den Gesamtstickstoff lässt sich im gleichen Zeitraum nur eine Reduzierung von ca. 25% feststellen.

Nach BACHOR (2005) wird die Verringerung des Gesamtphosphors auch an den längeren P-Mangel Zeiträumen im Frühjahr und den geringeren Anstiegen im Sommer und Spätsommer deutlich. Wohingegen sich die Stickstoffkonzentrationen in ihrer jahreszeitlichen Entwicklung nur wenig verändern.

Nach der Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nach Trophie und organischer Belastung ist das Kleine Haff als hoch eutroph bis polytroph einzustufen.

Spezifische Schadstoffe

Schwermetalle werden auf verschiedenen Wegen in die Gewässer eingetragen. Neben Abschwemmung treten diffuse Emissionen aus urbanen Flächen, Einträge über Grundwasser und Drainagen, Erosion, atmosphärische Deposition und Einträge aus der Industrie sowie aus kommunalen Kläranlagen auf

Tab. 12: Schwermetallgehalte in Schwebstoffen des Kleinen Haffs 1994-2001, in mg/kg TM (Quelle: BACHOR 2005)

Tab. 12: Concentration of heavy metals in suspended matters in the Kleines Haff 1994-2001

***Eidam et al.1998,**Eidam 1999, **Eidam & Dannenberger 1998**

Zeitraum/Period	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
1994-1995*	1.180	68	143	3,25	n. g.
1997**	1.135	111	147	5,10	1,15
1998***	847	74	130	3,20	1,10
1999	675	64	127	2,70	0,77
2000	647	84	92	3,00	0,67
2001	689	81	84	3,10	0,53

Nach BACHOR (2005) bilden die Abschwemmungen gelöster Stofffracht von befestigten und unbefestigten Flächen bei Starkniederschlägen einen zunehmend wichtigen Eintragspfad. Demnach sind, wie bei den Nährstoffen auch, für die Schwermetalle Zn, Cu und Pb diffuse an den Niederschlag gebundene Einträge von urbanen Flächen die dominierende Quelle. Tabelle 12 gibt einen Überblick über die Schwermetallgehalte im Schwebstoff zwischen 1994 und 2001. Laut BACHOR (2005) zeigen die Schwermetallbelastungen im Schwebstoff der Oder eine deutliche Abnahme der Belastung. In obiger Tabelle wird deutlich, dass auch die Schwermetallbelastungen im Schwebstoff des Kleinen Haffs bis auf Cu und Cd deutlich rückläufig sind.

3.2.4 Indikator Habitatqualität

Die Habitatqualität beschreibt die verschiedenen Habitattypen und bewertet ihre Qualität bezüglich der Möglichkeiten das marine Leben mit biologischen und physischen Eigenschaften auszustatten, die die Lebensprozesse unterstützen (UNESCO-IOC 2005). Im Sinne der EU-WRRL stellt dieser Indikator die hydromorphologischen Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten dar.

Mittels dieses Indikators werden die Habitattypen (Anzahl und Ausmaß, sowie prozentuale Bedeckung) identifiziert und quantifiziert. Darüber hinaus wird die räumliche Anordnung der Schlüsselhabitats dargestellt. Diese Messungen verschaffen einen ersten Überblick über den Zustand der Küstenhabitats. Zusätzlich zu den geschützten Gewässergebieten werden die natürlichen den gestörten Habitats gegenüber gestellt. Weil viele marine Organismen als Benthoslebewesen direkt auf der Sedimentoberfläche oder als Filtrierer leben, sollten zusätzlich zu den direkten Schadstoffüberprüfungen in Sedimentproben auch so genannte Indikatororganismen beobachtet werden. Hauptschadstoffe sind Schwermetalle, POP's, Kohlenwasserstoffe, Organozinn-Verbindungen und Abfall.

Struktur und Substrat des Gewässerbodens

Oberflächensedimente sind strukturelle Schlüsselkomponenten eines Ökosystems. Sie beeinflussen die Artenverteilung und die Diversität der Benthosgemeinschaft sowie die benthische Habitatqualität. Da Benthosorganismen an bestimmte Sedimenttypen angepasst sind, ist es

sehr wichtig, die natürlichen Eigenschaften (geologische, physikalische und chemische) der Sedimentoberfläche in Küstengebieten zu beobachten.

Tab. 13: Morphologische Daten des Stettiner Haffs (Quelle LAMPE (ed.) 1998)

Tab. 13: Morphological data of the Stettiner Haff

Teilgebiet/Part area	Fläche/Area in km ²	Fläche/ Area in %	Volumen/ Volume in km ³	Schlickfläche / Silt area in km ²	Schlickfläche/ Silt area in %
Stettiner Haff	686,9	100	2,583	382	56
Kleines Haff	277,3	40,3	1,026	168	61
Großes Haff	409,7	59,7	1,557	214	52

Im Stettiner Haff kommen im Wesentlichen zwei Sedimenttypen vor: Der an organischer Substanz reiche Schlickboden (im zentralen Bereich des Haffs bis zur 2m-Tiefenlinie) und der mineralische Sandboden (in Zonen geringerer Wassertiefen im nördlichen und teilweise südlichen Randbereich des Haffs). Das Vorkommen dieser Hauptsedimenttypen bestimmt entscheidend die Zusammensetzung des Benthos. Übergreifend liegen zwischen beiden Sedimenttypen die Dreissena-Bänke sozusagen als „sekundäre Hartböden“ (GÜNTHER et al. 1995).

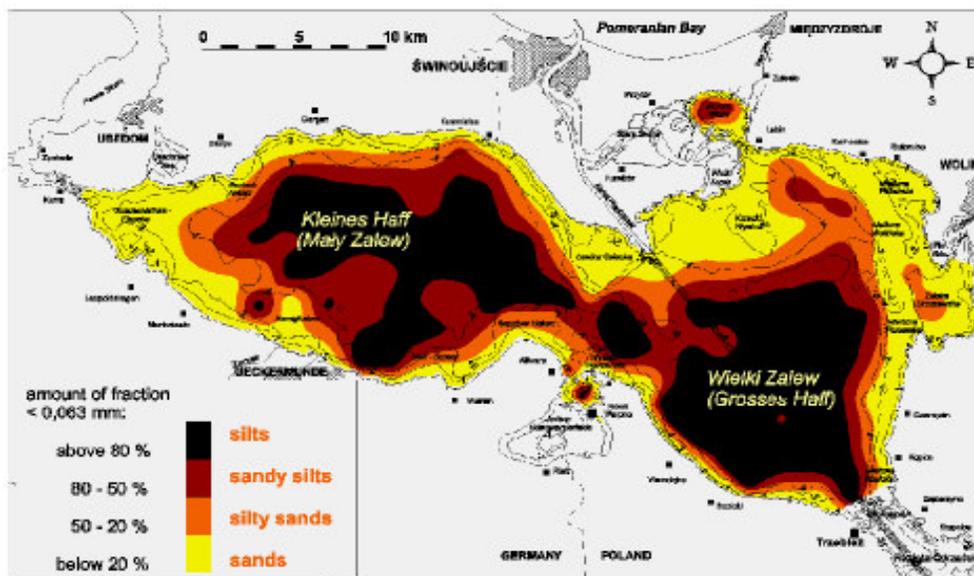


Abb. 11: Sand und Schlickverteilung im Sediment des Stettiner Haffs (Quelle: OSADCZUK and WAWRZNAK-WYDROWSKA 1999)

Abb. 11: Sediment of the Stettiner Haff showing the distribution of sand to silt fraction

Die Sedimenteigenschaften werden durch viele Eingriffe direkt beeinflusst, z. B. physikalische Störungen wie Grundfischerei, Mineralabbau, Ausbaggerungen. Indirekte Wirkung haben z. B. Strömungsgeschehen, Sedimenttransport und Sedimentationsvorgänge. Die Sedimentqualität wird auch durch die Anwesenheit von Schad- und Nährstoffen, die in der Sedimentoberfläche akkumulieren, stark beeinflusst (LEIPE ET AL. 1998). In diesem Fall können kumulative Wirkungen auftreten, die in die Betrachtung und das Management der Wirkungsaktivitäten mit einbezogen werden müssen. Die Überfrachtung der Sedimente mit Nährstoffen bildet selbst nach weitgehender Ausschaltung der äußeren Belastungsfaktoren eine interne Nährstoffquelle, die noch längere Zeit weiterwirken wird (LEIPE et al. 1998).

Struktur der Uferzone

Die Nordflanke des Haffs besteht überwiegend aus inaktiven Steilküsten, während die Südflanke im Kleinen Haff von Flachland- und Feuchtgebietsküsten z. T. durch Strandvegetation geprägt wird (FEILBACH 2004) wie in Abbildung 12 zu erkennen ist. Die Südküste im polnischen Teil des Haffs wird vorwiegend von eingedeichten Feuchtgebieten dominiert.



Abb. 12: Küstenstruktur des Stettiner Haffs (Quelle: LANDSBERG-UCZCIWEK 2003)

Abb. 12: Coastline of the Stettiner Haff

Im Kleinen Haff beträgt die Deichlänge insgesamt 34 km. Ansonsten sind dort Küstenschutzanlagen nur punktuell vorhanden. Allerdings stellen auch die zahlreichen kleineren Hafenanlagen und Schiffsanleger eine Veränderung der Küstenzone dar.

Kanalausbaggerung und Sedimententnahme

In die Gewässerbodenstruktur wird durch Fahrrinnenbaggerungen eingegriffen, die alle 2 bis 5 Jahre stattfinden. Im Kleinen Haff werden ca. $34 \times 10^6 \text{ m}^3$ Sediment entnommen und an anderer Stelle im Osten des Kleinen Haffs wieder verklappt (UM M-V). Die Sedimententnahmen im Großen Haff durch die Ausbaggerungen des Piastowski-Kanals und der Gehalt an Nähr- und Schadstoffe sind in der Tabelle 14 dargestellt. Diese Sedimente werden nicht im Haff verklappt, sondern auf dem Festland entsorgt, also aus dem Haff entfernt und bilden so eine Nährstoffsene (MINNING 2004).

Tab.14: Durchschnittsgehalte verschiedener Elemente im Schlicksediment des Piastowski-Kanal und daraus resultierende Mengen im jährlichen Baggergut (Quelle: MINNING 2004)

Tab. 14: Averaged concentration of different elements in silts fraction in the Piastowski-Channel and resulting amounts in annual dredged material

Inhaltsstoffe/Ingredients	Durchschnittlicher Gehalt im Kanalschlick/Mean concentration in channelsilts	Menge/Amount in 298.063 t TS (1949-2000)	Menge/Amount in 204.876 t TS (1986-2000)
TOC	107,1 mg/g	31.907,6 t	21.932,0 t
N	10,7 mg/g	3.201,2 t	2.200,4 t
P	4,7 mg/g	1.389,0 t	954,7 t
S	8,4 mg/g	2500,7 t	1.718,9 t
Mg	5,8 mg/g	1.728,8 t	1.188,3 t
Ca	40,4 mg/g	12.041,7 t	8.277,0 t
Pb	139,0 mg/kg	41,4 t	28,5 t
Cu	130,1 mg/kg	38,8 t	26,7 t
Mn	2948,2 mg/kg	878,8 t	604,0 t
Ni	44,0 mg/kg	13,1 t	9,0 t
Fe	40,5 mg/g	12.071,5 t	8.297,5 t
Zn	1039,7 mg/kg	309,9 t	213,0 t

Dieses ausgebaggerte Material enthält große Mengen der von der Oder eingeschwemmten Nähr- und Schadstoffe, auf deren Zusammensetzung beim Indikator Gewässerqualität in Kapitel 3.2.3 eingegangen wird. Das aus dem Kanal ausgebaggerte Material setzt sich aber nicht nur aus Oderfracht, sondern auch aus im Haff umgelagertem Material zusammen.

Schwermetalle im Sediment

An den ausgewählten umweltrelevanten Schwermetallen Zink, Kupfer und Blei im Oberflächensediment des Stettiner Haffs wird die starke Prägung durch die Oder deutlich. Sie trägt einen hohen Schwermetallanteil aus den ober- und niederschlesischen Bergbau- und Hüttenrevieren über die Schwebstofffracht ein.

Unmittelbar nordwestlich der Flussmündung ist in Abbildung 13 ein Deponieareal für schwermetallreiches Schlicksediment zu erkennen. Von dort aus erfolgt der Transport Richtung Nordwest, wo eine weiträumige Ablagerung der Schwermetalle im kleinen Haff stattfindet. Unter bestimmten hydrographischen Bedingungen, in Abhängigkeit von Wind- und Strömungsrichtung, erfolgt ein direkter Ausstrom der schwermetallhaltigen Fracht über die Swina in die Ostsee.

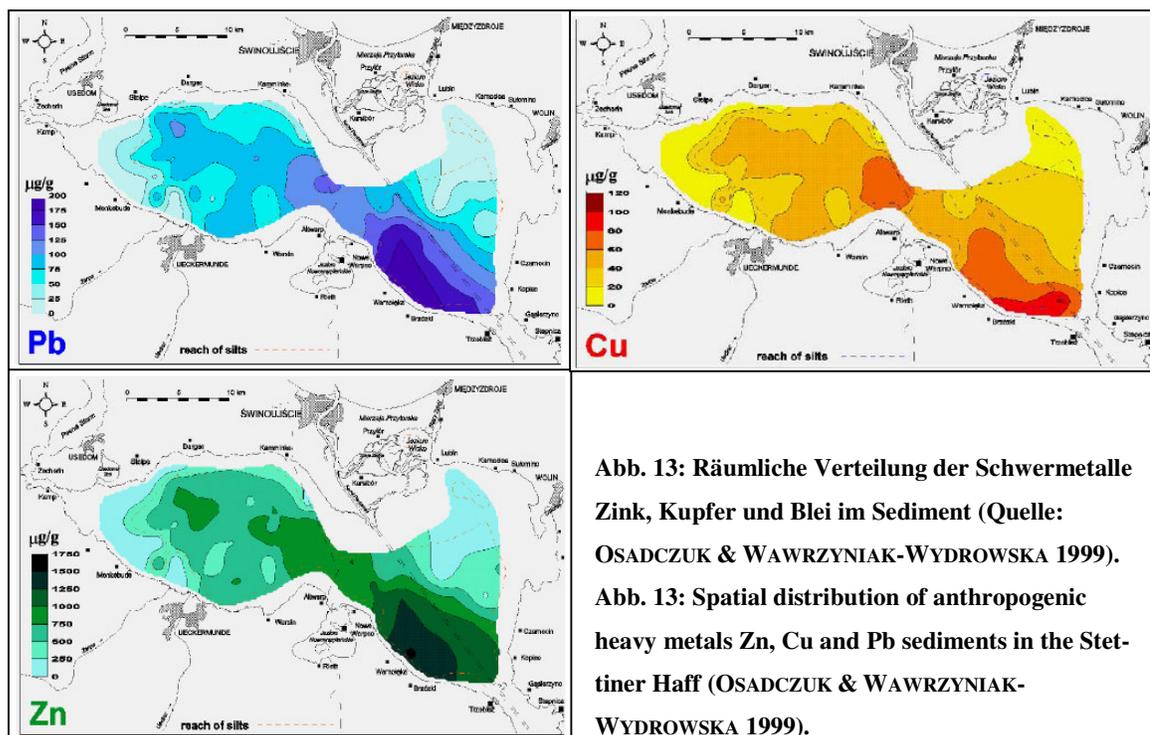


Abb. 13: Räumliche Verteilung der Schwermetalle Zink, Kupfer und Blei im Sediment (Quelle: OSADCZUK & WAWRZYNAK-WYDROWSKA 1999).
Abb. 13: Spatial distribution of anthropogenic heavy metals Zn, Cu and Pb sediments in the Stettiner Haff (OSADCZUK & WAWRZYNAK-WYDROWSKA 1999).

Der gesamte Ostteil des Großen Haffs ist wegen seiner Exposition gegenüber der Hauptwindrichtung Südwest durch deutlich gröbere Sedimente mit geringen Metallanteilen gekennzeichnet (LEIPE et al. 1998). Im Kleinen Haff sind die Schwermetallgehalte wegen der größeren Entfernung zur Eintragsquelle (Odermündung) und durch die häufigere Resuspension räumlich weniger differenziert und etwas geringer.

3.3 Bewertung der Region mittels der Indikatoren in Bezug auf die Nachhaltigkeit

Für die Bewertung der Region ist es nötig den jetzigen Zustand des Stettiner Haffs mit Referenzbedingungen zu vergleichen. Leider gibt es im deutschen Ostseegebiet keine vergleichbaren Ökosysteme in unbelastetem Zustand. Auch der Vergleich mit historischen Bedingungen, wie sie Anfang letzten Jahrhunderts herrschten, gestaltet sich mangels ausreichender Datenbasis als schwierig. Aus diesem Grund wird auf Expertenmeinungen, die Gewässergüteklassifizierung nach LAWA und das Model von WIELGAT & SCHERNEWSKI (2002) zurückgegriffen. Ist eine Einordnung auf diesem Wege nicht möglich, wird ein Vergleich verschiedener Jahre herangezogen. Für die Indikatoren Diversität und Abundanz gibt es keine Referenzbiozöosen, so dass die ökologischen Parameter gänzlich über einen Vergleich verschiedener Jahre eingeordnet werden mussten, was nur Trendaussagen zulässt.

3.3.1 Indikatoren Diversität und Abundanz

Makrophyten

Im Verlauf des letzten Jahrhunderts ist der Bewuchs mit Makrophyten im Stettiner Haff stark zurückgegangen. Die Verkleinerung der Makrophytenbestände wird von SCHIEWER und GLOCKE (in REINHEIMER (ed.) 1996) als indirekte Folge der Eutrophierung beschrieben. Die durch den erhöhten Nährstoffeintrag verstärkte Phytoplanktonblüte führe in den Gewässern zu einem ungünstigen Lichtklima. Als Folge daraus würden aus den Makrophyten-dominierten Bodden und Haffen Phytoplankton-dominierte Systeme. Auch im Stettiner Haff ist die Primärproduktion lichtgesteuert. Allerdings lässt sich nach LEIPE et al. (1998) die Trübung des Gewässers eher auf eine hohe Schwebstofffracht zurückführen, als auf einen Anstieg der Phy-

toplanktondichte als Folge der Eutrophierung. Nach den Modellen von WIELGAT & SCHERNEWSKI (2002) wäre das Haff auch ohne anthropogenen Einfluss als eutroph einzustufen, wodurch also auch natürlicherweise eine Beschränkung der Lichtverfügbarkeit für die Makrophyten durch das Phytoplankton vorliegen würde. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Verringerung der Makrophytenbestände und der dort lebenden Tiere nicht allein auf die Eutrophierung zurückzuführen ist. Möglich wäre auch die Belastung des Gewässergrundes durch intensive Grundfischerei sowie durch die Zunahme des Ankerns von Sportbooten in den Sommermonaten. Die dadurch und auch durch den fehlenden Bewuchs verstärkte Sedimentumlagerung führt zu einem steigenden Schwebstoffgehalt in der Wassersäule, der wiederum die Lichtbedingungen für die Makrophyten verschlechtert.

Fische

Bei der Beurteilung der Artenzusammensetzung bzw. Diversität muss festgestellt werden, dass das Stettiner Haff einer großen Anzahl von Fischarten den nötigen Lebensraum gibt. Die Produktivität im Stettiner Haff ist hoch. Allerdings überwiegen, aufgrund von hoher Eutrophierung, der Kontamination mit Pestiziden, Schwermetallen und organischen Schadstoffen und dem Fehlen von Makrophyten als Laichsubstrat, Arten mit einem meist geringen kommerziellen Wert (FEILBACH 2004). Diese reagieren weniger empfindlich auf den Umweltzustand. Insgesamt gesehen ist zwischen 1998 und 2004 ein leichter Rückgang der Artenzahlen, d. h. der Diversität festzustellen. Die Abnahme der Diversität und vor allen Dingen die Zunahme der in die Rote Liste der Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfische in Mecklenburg-Vorpommern aufgenommen Arten weist auf eine Verschlechterung des Umweltzustandes im Stettiner Haff hin. Dieses Ergebnis ist aber sehr vorsichtig zu bewerten, da bei der Einschätzung der Fischbestände im Odermündungsgebiet zu berücksichtigen ist, dass z. T. weitläufige Wanderungen einzelner Fischarten zwischen Weide-, Überwinterungs- und Laichgebieten stattfinden. Auf diese Weise ist ein mehr oder weniger regelmäßiger Austausch der Fischfauna zwischen den inneren Küstengewässern, dem Außenstrand und der Ostsee gegeben. Das zeigt aber auch, dass die Beurteilung der Abundanzen äußerst schwierig bis unmöglich ist, da die Fischfauna zusätzlich zu saisonalen Wanderungen auch täglicher Bewegung unterliegt (JANSEN 2005, mdl. Mitteilung).

Makrozoobenthos

Insgesamt lässt sich die Veränderung der Artendiversität als Verarmung der Molluskenfauna, besonders der Phytalarten und der empfindlichen, sauerstoffbedürftigen Arten beschreiben. Außerdem hat es in den letzten zehn Jahren Einwanderungen gebietsfremder Arten (Neozoen) gegeben, die besonders bei den Crustaceen die einheimischen Arten vollständig verdrängt haben (RÖDIGER 2004).

Phytoplankton

Das Phytoplankton unterliegt großen jahreszeitlichen Schwankungen, deren Artenzusammensetzung wiederum durch verschiedene Faktoren beeinflusst wird. Die wichtigsten Steuerfaktoren sind das Klima, die Temperatur sowie der Salzgehalt. Der Stickstoff- und der Phosphorgehalt, sowie zusätzlich bei Diatomeen, der Silikatgehalt wirken sich potentiell limitierend aus.

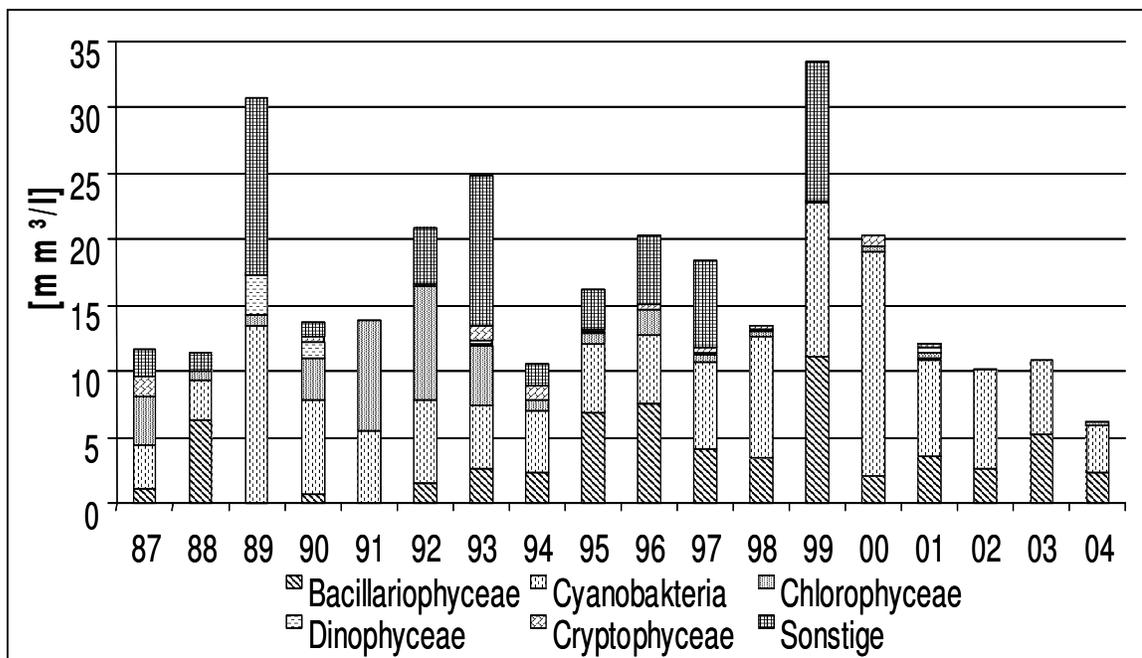


Abb. 14: Phytoplanktonverteilung im Sommer an der Station KHM von 1987 bis 2004 (Datenquelle: GRUNOW 2006 in press)

Fig. 14: Distribution of phytoplankton in summer 1987-2004 at the station KHM

Um eine Einordnung und Bewertung vorzunehmen müssen die natürlichen Schwankungen minimiert werden. Dazu müssen die Daten aus mehreren Jahren aggregiert werden oder es

muss die Entwicklung über mehrere Jahre betrachtet werden. In Abbildung 14 lässt sich auf diese Weise zeigen, dass das Phytoplanktonvolumen im Sommer, d. h. in einem normalerweise stickstofflimitierten Zeitraum, seit 1999 abnimmt, was vermutlich auf die Stickstoffreduzierung im Oderzustrom zurückzuführen ist. An den einzelnen Parametern der Indikatoren Diversität und Abundanz lässt sich erkennen, dass das Phytoplankton sehr schnell auf positive Veränderungen der Gewässergüte zu reagieren vermag, wohingegen bei größeren Organismen (Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos) mit langsameren Reproduktionszeiten noch keine Verbesserung deutlich wird.

3.3.2 Indikator Primärproduktion

Die Primärproduktion zeigt im Kleinen Haff keinen klaren Trend, in manchen Monaten kommt es sogar zu einer deutlichen Überschreitung der langjährigen Mittelwerte. Auch im Großen Haff lässt sich kein eindeutiger Trend in den drei beobachteten Jahren von 1999 bis 2001 erkennen.

3.3.3 Indikator Gewässerqualität

Insgesamt gesehen wird die Gewässerqualität sowohl durch das große Einzugsgebiet des Stettiner Haffs und das noch größere der Oder als auch durch den geringen Wasseraustausch bzw. die langen Aufenthaltszeiten im Haff stark negativ beeinflusst. Es ist also von den natürlichen Voraussetzungen her schon unwahrscheinlich, dass der Trophiegrad besser als eutroph ist. Auch WIELGAT & SCHERNEWSKI (2002) schreiben, dass das Stettiner Haff, laut ihrer Modellergebnisse, schon vor einem Jahrhundert einen eutrophen Zustand hatte. So dass das Erreichen eines guten Zustandes im Sinne der EU-WRRL unwahrscheinlich ist. Der Trophiestatus des Kleinen Haffs wird vom LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN als hoch eutroph bis polytroph eingestuft.

Der Gesamtphosphor zeigt im Fünf-Jahresmittel einen deutlichen Rückgang vom Ende der 1980er zum Ende der 1990er um ca. 65% im Kleinen Haff (BACHOR 2005) und um fast 50 % im Großen Haff (BANGEL et al. 2004). Dies ist größtenteils auf die Phosphorreduktion aus Punktquellen im polnischen Einzugsgebiet und besonders auf die Verringerung der Oder-

fracht zurückzuführen. Auch der Gesamtstickstoff zeigt eine Abnahme, wenn auch nicht so ausgeprägt wie beim Phosphor um 25% im Kleinen Haff (BACHOR 2005) und fast 50% im Großen Haff (BANGEL et al. 2004). Dabei hat die Hauptreduktion in der ersten Hälfte der 1990er Jahre stattgefunden. Seit 1996/97 hat sich die Abnahme beim Phosphor, wie auch beim Stickstoff, verlangsamt und die Nährstoffe kommen zunehmend aus diffusen Quellen. Das Nährstoffrückhaltevermögen des Stettiner Haffs ist nur noch gering (BACHOR 2005, LEIPE et al. 1998). Besonders im Winter passiert ein Großteil, der von der Oder eingetragenen Nährstoffe, das Haff wegen der geringen biologischen Aktivität nahezu ohne Veränderung. Auch die Schadstoffbelastung durch Schwermetalle ist eindeutig rückläufig. Bei der Güteklassifizierung nach LAWA 1998 lassen sich die Schwermetalle im suspendierten partikulären Material (SPM) des Kleinen Haffs an der Station KHM für Zn in die Klasse III (erhöht belastet), für Cu, Pb und Cd in die Klasse II-III (deutlich belastet) und für Hg in die Klasse II (mäßig belastet) einteilen.

Die Schwebstoffe des Kleinen Haffs sind nach der LAWA-Güteklassifizierung schwächer belastet als die der Oder und der Pommerschen Bucht. Laut BACHOR (2005) deutet dies darauf hin, dass das SPM der Oder, welches das Kleine Haff als Teilstrom passiert, durch die Umsetzung der autochthonen Biomasse „verdünnt“ wird. Nach EIDAM (2002) werden im Kleinen Haff in der Vegetationszeit deutlich höhere Chlorophyll-a Gehalte gemessen als im Großen Haff oder in der Pommerschen Bucht. Außerdem konnte eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit der Schwermetallbelastung des SPM im Kleinen Haff nachgewiesen werden, was die Annahme des „Verdünnungseffektes“ unterstützt. Insgesamt ist eine Verringerung des Schwermetallgehaltes im SPM zu verzeichnen (BACHOR 2005), was hauptsächlich auf die geringeren Frachten der Oder zurückzuführen ist. Besonders auffallend ist der Rückgang der Schwermetallfrachten zu Beginn der 1990er Jahre. Für Zink, Kupfer und Quecksilber hält die abnehmende Tendenz an. Für Cadmium und Blei hingegen verharren die Beladungen der Schwebstoffe seit Mitte der 1990er Jahre auf relativ konstantem Niveau.

3.3.4 Indikator Habitatqualität

Die Ausbaggerungen des Piastowski-Kanals müssen für das Stettiner Haff positiv beurteilt werden, da das Baggergut nicht wieder an anderer Stelle im Haff verklappt, sondern aus dem Ökosystem entfernt wird. Diese Entfernung des Sediments bedeutet eine deutliche Verringe-

rung der Nähr- und Schadstoffbelastung für das Haff. Nach Berechnungen von MINNING (2004) werden 17 % des eingetragenen Phosphors und 7 % der eingetragenen Stickstoffs durch die Ausbaggerungen entnommen. Außerdem lagert sich im Kanal hauptsächlich resuspendiertes Material verschiedenen Alters aus dem Durchmischungshorizont des Haffs ab. Durch die regelmäßige Ausbaggerung des Piastowski-Kanals wird Oderfracht zurückgehalten, die sonst in die Ostsee weitertransportiert bzw. sich im Haff ablagern würde. Ohne diese regelmäßigen Sedimententnahmen, würden der Trophiestatus und die Schadstoffbelastung des Haffs noch höher liegen.

Die Oder ist nach wie vor der Haupteintragspfad für Schwermetalle. Gemessen an den LAWA Klassifikationsrichtlinien (LAWA 1998) weisen die Schlicksedimente im Kleinen Haff erhöhte Zn-Belastungen (Klasse III) und deutliche Belastungen mit Kupfer und Blei (Klasse II-III) auf. Die Kupferbelastung ist vermutlich auf die Antifoulinganstrichstoffe von Sportbooten zurückzuführen. Die Verringerung der Schwermetallbelastungen der Oder in den 1990er Jahren (EIDAM 2002) spiegelt sich noch nicht in den Haffsedimenten wieder.

Fazit

Mittels der Indikatoren Diversität und Abundanz muss für die Region eine Verschlechterung festgestellt werden. Makrophyten, Fische (Abundanzbewertung nicht sicher möglich) und Makrozoobenthos zeigen als Entwicklung der letzten Jahre eine Reduzierung der Artenvielfalt und der Abundanzen, sowie eine Zunahme der Einwanderung gebietsfremder Arten (Makrozoobenthos) an, wobei einheimische Arten zurückgedrängt werden bzw. ganz verschwinden. Für das Phytoplankton ist eine Diversitätsbewertung im Stettiner Haff auf Grund der hohen Variabilität schwierig. Im Sommer ist aber eine deutliche Abnahme in Jahresmittelwerten der potenziell toxinbildenden Cyanobakterien seit 1999 festzustellen, was eine deutlich positive Entwicklung für die Region darstellt. Auch über die Abundanzen lässt sich, wenigstens für die Sommer und Herbstmonate, laut GRUNOW (2006 in press) eine Verringerung der Phytoplanktonvolumen ausmachen.

Die Primärproduktion lässt keinen eindeutigen Trend für das gesamte Stettiner Haff erkennen. Es gibt keinen klaren Zusammenhang zwischen Biomasseentwicklung und Nährstoffverfügbarkeit, da die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor normalerweise immer im Überschuss vorhanden sind. Sie wirken sich also nicht limitierend aus.

Bei der Gewässerqualität macht sich seit Anfang der 1990er Jahre eine klare Verbesserung der Nährstoff- und Schadstoffbelastung bemerkbar, wobei in den letzten Jahren einen Verlangsamung bzw. Stagnation der Abnahme deutlich wird. Die Erreichung eines guten Zustandes im Sinne der EU-WRRL scheint aber nicht möglich, da das Stettiner Haff auch in den Modelluntersuchungen (WIELGAT & SCHERNEWSKI 2002), die als Referenzen herangezogen werden, als eutroph gilt.

Die Habitatqualität lässt noch keine Verbesserung der Belastung der Sedimente mit Schad- und Nährstoffen erkennen. Vielmehr werden die Sedimente noch jahrelang durch Rücklösung von z. B. Phosphaten oder Schwermetallen eine interne Belastungsquelle darstellen.

Für die Bewertung der Nachhaltigkeitsentwicklung der Region lässt sich abschließend feststellen, dass zwar die richtigen Ansätze gemacht wurden, es aber noch einige Zeit brauchen wird, bis sich die Qualitätsverbesserung der auf Veränderungen schnell reagierenden Parameter (Indikatoren Diversität und Abundanz des Phytoplanktons, Indikator Primärproduktion, Indikator Gewässerqualität) auch auf die langsam reagierenden Parameter (Indikatoren Diversität und Abundanz von Fischen, Makrophyten und Makrozoobenthos, Indikator Habitatqualität) übergreift. Dazu müssen vor allem die internen Speicher im Sediment des Stettiner Haffs „verdünnt und ausgewaschen“ und die diffusen Nähr- und Schadstoffquellen des Einzugsgebietes noch deutlicher eingedämmt werden.

4 Diskussion

In diesem Kapitel soll als erstes auf die Datenverfügbarkeit und die Dateneignung eingegangen werden. Dann folgt eine kritische Auseinandersetzung mit der Auswahl der Indikatoren, sowie ihrer Definitionen und Aussagekraft. Weiterhin werden die Probleme bei der Indikatoranwendung und der Nutzen der Indikatoranwendung für die Region kritisch diskutiert. Abschließend findet eine Diskussion der IOC-Indikatoren vor dem internationalen Hintergrund statt und es wird auf Verbesserungsvorschläge eingegangen.

4.1 Kritische Evaluierung der Datenverfügbarkeit und Dateneignung

Das wichtigste Kriterium für die Identifizierung und Gewichtung der Indikatoren ist die Datengrundlage bzw. die Datenverfügbarkeit und die Aufbereitung der Daten aus zeitlicher und räumlicher Sicht. Auf den ersten Blick ist die Datenlage für die Anwendung der ausgewählten Indikatoren gut, da das LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE und seine Vorgängerbehörde seit 1975 im Kleinen Haff an sechs Stationen ein Monitoringprogramm für die Wasserbeschaffenheitsdaten (WBD) und den Chlorophyll-a Gehalt unterhält. An der Station KHM werden zusätzlich noch die Artenzusammensetzung, die Abundanzen, das Biovolumen, die Zählseinheiten für das Phytoplankton und seit den 1990er Jahren die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Cadmium, Quecksilber, Chrom und Nickel, Kobalt, Mangan und Arsen im Schwebstoff einmal monatlich gemessen. Nur im Winter kann es bei Eisbedeckung des Haffs zu Datenlücken kommen.

Auch im Großen Haff werden die Wasserbeschaffenheitsdaten und der Chlorophyll-a Gehalt an sechs Messstationen regelmäßig monatlich bestimmt. An den Stationen C und E im polnischen Teil des Haffs werden zusätzlich die Schwermetalle und die Phytoplanktondaten ermittelt. Problematisch ist allerdings, dass im Großen Haff in den Monaten Dezember bis März gar keine Beprobung stattfindet. Außerdem ist das Monitoringprogramm für Phytoplankton in Polen noch im Aufbau befindlich und die erhobenen Daten werden noch dem Bedarf angepasst, so dass eine langjährige Vergleichbarkeit nicht gegeben ist. Das bedeutet, dass die Phy-

toplanktondaten langjährig nur an einer (KHM) und die Schwermetalldaten an drei Stationen (KHM, E, C) im gesamten Stettiner Haff erhoben werden. Da die Schwermetallverteilung im Haff deutlich strömungsabhängig und nicht gleichmäßig ist (siehe Abb.13 S. 44), ist die Repräsentativität für das gesamte Haff aus diesem Grunde fraglich.

Die unterschiedlichen Zeitpunkte der Probennahme in Polen und Deutschland erschweren noch zusätzlich eine Gesamtbewertung. Nur einmal im Jahr werden die Proben in beiden Ländern zeitgleich erhoben. Da im Winter in Polen gar keine Proben genommen werden, liegen auf das ganze Jahr bezogen nur Daten aus dem Kleinen Haff zur Auswertung vor. Trotz der Datendichte und -verteilung ist das Datenmaterial inhomogen, da in mehreren Jahren in den Wintermonaten nur ein Datenwert vorliegt, was die Repräsentativität besonders des langjährigen Mittels herabsetzt. Mit der Aggregation der Daten über mehrere Jahre ist somit durch den Informationsverlust die Gefahr der Fehlinterpretation verbunden. Aus diesem Grund müssen die so erhaltenen Daten sehr vorsichtig interpretiert werden.

Da das Algenwachstum sehr schnell auf Veränderungen der Nährstoffzufuhr reagiert, erweckt die auf den ersten Blick hohe Datendichte fälschlicherweise den Eindruck den natürlichen Zustand gut abzubilden. Problematisch ist, dass aus den Daten nicht hervorgeht, in welchem Stadium des Wachstums sich die beprobte Algenpopulation gerade befindet, ob vor, auf oder nach dem Höhepunkt des Wachstums. Die Dauer dieser Algenblüten ist oft nur einige Tage lang. Dadurch tritt bei der nur einmal im Monat stattfindenden Beprobung (in tatsächlichen Abständen von zwei bis zu fast acht Wochen) die Schwierigkeit auf, dass manche Algenblüten gar nicht bzw. nicht genau genug wiedergegeben werden. In offenen Seegebieten kann man für diesen Punkt anhand der Nährstoffe die Entwicklung der Algen nachvollziehen. In einem inneren Küstengewässer wie dem Stettiner Haff ist aufgrund der vielen Zuflüsse, und somit auch des Zuflusses von Nährstoffen, eine Aussage diesbezüglich unsicher (GRUNOW 2006 in press). Um die genauen Verhältnisse wiederzuspiegeln müsste die Beprobung häufiger (wenigstens in den starken Wachstumsphasen von März bis September), vielleicht zweiwöchig, und in regelmäßigeren Abständen erfolgen. Es kann also, trotz der relativen Datendichte, nicht von einer Vollständigkeit der Daten gesprochen werden.

Da die Makrophyten, die Fische und das Makrozoobenthos nicht im Monitoring für das Stettiner Haff erfasst werden, hat sich die Quellensuche als zeitaufwendiger und schwieriger als erwartet herausgestellt. Für die Makrophyten konnten keine aktuellen Daten gefunden wer-

den, die sich explizit nur auf das Stettiner Haff beziehen. Bei den Parametern Makrozoobenthos und Fische sind einzelne Arbeiten aus der Literatur verglichen worden, deren zeitliche Übereinstimmung leider nicht gänzlich gegeben ist. Es ist also nicht möglich ein bestimmtes Jahr auszusuchen und die Indikatoren anzuwenden. Stattdessen müssen erst die Datenquellen gesichtet werden, um dann wenigstens einen einigermaßen übereinstimmenden Zeitraum für die Indikatoranwendung zu finden.

Beim Parameter Makrozoobenthos besteht das Problem, dass sich die Daten von RÖDIGER (2004) auf das gesamte Haff beziehen, und zwar auf sechs Ufermessstellen im Kleinen und drei Ufermessstellen im Großen Haff, sowie ein Transekt mit fünf Messstellen durch das Kleine Haff. Alle Vergleichsdaten aus früheren Arbeiten beziehen sich hingegen auf das Große oder das Kleine Haff. MASLOWSKI (1992) wurde als Vergleichsarbeit ausgewählt, weil er verschiedene Arbeiten polnischer Autoren über das Große Haff zusammengefasst hat und damit eine größere Datendichte erreicht werden konnte. Außerdem sind beim Makrozoobenthos auch die Untersuchungsgebiete stark unterschiedlich (tiefe schlickige Bereiche oder sandige Ufergebiete, selten beides in einer Untersuchung) und die Untersuchungsmethoden und Geräte variieren.

Für den Parameter Fische müssen die Fischereidaten vorsichtig interpretiert werden, da die Fischfänge von den Preisen und den Absatzmöglichkeiten abhängig sind (BRÖCKL 2000). Bei der Arbeit von FEILBACH (2004) ist nicht ersichtlich wie und zu welchem Zeitpunkt bzw. über welchen Zeitraum die Daten erhoben wurden. Außerdem muss bei den Abundanzenerhebungen immer berücksichtigt werden, dass Fische großen täglichen und saisonalen Wanderbewegungen unterliegen und eine Bewertung nur sehr eingeschränkt erfolgen kann.

4.2 Kritische Diskussion der Indikatoreauswahl und der Probleme bei der Indikatoranwendung

4.2.1 Indikatoreauswahl

Der erste Punkt bei der Auswahl der Indikatoren ist das Abstecken des Rahmens und das Festsetzen der Ziele, die mit der Indikatoranwendung erreicht werden sollen. Die

EUROPÄISCHE UNION hat mit der Richtlinie 2000/60/EG (EU-WRRL) einen Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik geschaffen, der auch für die vorliegende Indikatoranwendung einen guten Bezugsrahmen darstellt.

Für die Indikatorauswahl sind darüber hinaus verschiedene weitere Kriterien maßgebend gewesen:

- Datenverfügbarkeit
- Möglichkeit zur Bildung von Zeitreihen
- Relevanz für die Region
- Vergleichbarkeit mit anderen Regionen und Ländern

Die Datenverfügbarkeit hat sich als wichtigstes Kriterium erwiesen. Es hat sich herausgestellt, dass die Indikatoren und Parameter, die in einem Monitoringprogramm regelmäßig erhoben werden, sich am Besten für die Anwendung eignen, da sie die Bildung von Zeitreihen erleichtern. Für die Indikatoren Diversität und Abundanz war die Datenrecherche für die Parameter Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische sehr zeitaufwendig. Für eine regelmäßige Indikatoranwendung ist die Einführung eines Monitoringprogrammes unverzichtbar.

Für die Makrophyten hat sich sogar herausgestellt, dass es gar keine zeitlich und räumlich relevanten Daten zu Anwendung gibt. Weswegen eine Untersuchung und Bewertung, trotz Vorgabe der EU-WRRL, nicht möglich war. Bei dem Indikator Abundanz von Fischen stellte sich während der Anwendung heraus, dass wegen der großen täglichen und saisonalen Beweglichkeit dieser Tiere nicht genügend Daten für die Bildung von Zeitreihen zur Beurteilung vorliegen.

Auch der Bezug zur Region war wichtig bei der Indikatorenauswahl. Denn nur über einen Nutzen für die Region lässt sich eine Verbesserung des Zustandes der Küstenzonen erreichen. Dabei und auch für die Vergleichbarkeit mit anderen Regionen und Ländern bildet die Vorgabe durch die EU-WRRL eine gute Grundlage.

4.2.2 Indikatoranwendung

Schon vor der Anwendung der Indikatoren traten die ersten Probleme auf. Um die Indikatoranwendung so zu gestalten, dass sie reproduzierbare Ergebnisse bringt und auch tatsächlich eine Nachhaltigkeitsentwicklung der Region von einer Anwendung zur nächsten abbilden kann, müssen vorab einige Fragen geklärt werden:

- Welches Jahr soll zur Anwendung herangezogen werden?
- Wie sollen die Daten aufbereitet werden?
- Welche zeitliche und räumliche Auflösung soll es geben?
- Welches Zeitintervall soll gewählt werden, um Veränderungen deutlich werden zu lassen?
- Welche Datenaggregation (5 Jahre?) soll vorgenommen werden, welche Zeitreihen sollen betrachtet werden?
- Welche Referenzwerte können genutzt werden?

In der vorliegenden Arbeit wird die Indikatoranwendung auf die Jahre 2001 und 2002 bezogen oder es werden die Entwicklungen bis zum Jahr 2001 bzw. 2002 dargestellt, da in diesem Zeitraum die Datenverfügbarkeit am Besten ist. Beim Parameter Fische liegen allerdings nur Fischereidaten und keine Artenlisten für die Jahre 2001 und 2002 vor. Beim Indikator Habitat musste auf andere Jahre zwischen 1998 und 2004 ausgewichen werden, da keine Datenquellen aus 2001 oder 2002 zu finden waren.

Bei der Aufbereitung der Daten ist die hohe saisonale und jährliche Variabilität des Phytoplanktons deutlich geworden. Der Einfluss der Randbedingungen lässt sich nur durch eine mehrjährige Mittelung minimieren, die aber nur bei ausreichender Datenfülle zu gewährleisten ist. Diese Datenfülle ist für die Indikatoren Diversität und Abundanz bei dem Parameter Phytoplankton als auch bei den Indikatoren Primärproduktion und Gewässerqualität gegeben. Bei den Parametern Makrozoobenthos und Fische ist die Auswahl der Jahre durch die Datenlage vorbestimmt. Deswegen wird keine Rücksicht auf die Vergleichbarkeit der Jahre genommen, so dass diese Hintergrundinformationen bei der Bewertung der Daten außer Acht gelassen werden. Das kann zu einer Fehlinterpretation führen.

Die Datenaufbereitung der Indikatoren Diversität und Abundanz erfolgt über eine Verbindung der Taxalisten mit den auftretenden Mengen der entsprechenden Arten. Dazu werden beim

Makrozoobenthos und bei den Fischen Abstufungen von „selten“ oder „Einzelfund“ bis „sehr häufig“ getroffen. Diese Abstufungen sind leider sehr ungenau und außerdem extrem abhängig von der Probennahmemethode, die manche Arten möglicherweise nicht oder zu gering erfasst. An den Gesamtfangzahlen der Küstenfischerei pro Jahr lassen sich Entwicklungen in Abhängigkeit von Verkaufspreis und Nachfrage deutlich erkennen. Leider kann aber nur bedingt einen Rückschluss auf die Größe der Bestände gezogen werden. Beim Phytoplankton bzw. bei der Primärproduktion werden die Jahregänge von 1999 bis 2001 bzw. die Mittelwerte im Sommer von 1987 bis 2004 betrachtet. Auf Grund der hohen saisonalen und auch räumlichen Variabilität im Stettiner Haff lässt sich von den Jahregängen des Phytoplanktons (Abb. 7 S. 34) nicht einmal eine Tendaussage ableiten. Auch die Chlorophyll-a Konzentration der Jahregänge 2000 bis 2002 (Abb. 9 S. 35) lassen keinen klaren Trend erkennen. Um Entwicklungen des Phytoplanktons zu verdeutlichen sollten, wie auch bei den Nähr- und Schadstoffen, die Daten aggregiert werden. Dies können das langjährige Monatsmittel (Abb. 8 S. 35), jahreszeitliche Mittelwerte (Frühling, Sommer Abb. 14 S. 47, Herbst, Winter) oder der Mittelwert aus fünf Jahren sein, wobei dabei in Kauf genommen werden muss, dass eine Teil der Informationen durch die Aggregation verloren geht. Um Veränderungen deutlich werden zu lassen, sollte mindestens ein Zeitintervall von 3 bis 5 Jahren betrachtet werden.

Des Weiteren treten Probleme bei der Beurteilung der Ergebnisse der Indikatoranwendung auf. Beim Bewerten des Indikators Diversität wurde deutlich, dass eine große Fachkenntnis über die Ökosystemzusammenhänge notwendig ist, um die An- oder Abwesenheit bestimmter Arten einordnen und den natürlichen oder anthropogenen Ursachen zuordnen zu können. Außerdem sind reine Taxalisten für Laien, das heißt für die Bevölkerung dieser Region, wenig aussagekräftig. Es ist also sinnvoller sich bei der Bewertung auf dominante bzw. für das Ökosystem besonders wichtige Arten zu konzentrieren. Trotzdem sind bei einer praktischen Anwendung des Indikatorensets Fachkenntnisse aus verschiedenen Disziplinen notwendig, um die sehr unterschiedlichen Daten richtig zu interpretieren.

Klare Gesamtbewertungen sind wegen fehlender Referenzwerte für die Indikatoren Diversität und Abundanz nicht möglich. Es fehlt eine Referenzbiozönose, die den natürlichen Zustand zum Vergleich darstellt. Die Beurteilung kann sich so nur auf Trendanalysen beschränken. Allerdings ist laut BACHOR (2005) das Erkennen von Trends in Ästuaren auf Grund der hohen natürlichen Variabilität hydrographisch-chemischer Parameter generell sehr schwierig, und es

kommt innerhalb der einzelnen Indikatoren zu unterschiedlichen Trends. In der Tabelle 15 werden die Trendentwicklungen kurz zusammengefasst.

Tab. 15: Trend der Indikatoren bezogen auf eine Verbesserung des Ökosystemzustandes

Tab. 15: Trend of Indicators concerning improvement of ecosystem health

+ Verbesserung, - Verschlechterung, 0 Keine Veränderung, nicht bewertbar

Indikator/Indicator	Trend	Anmerkungen/Notes
Diversität/Diversity		
Makrophyten	nicht bewertbar	Keine Daten
Phytoplankton	+	abnehmende Tendenz bezogen auf das langjährige Sommermittel
Makrozoobenthos	-	
Fische	-	Zunahme der Rote-Liste Arten
Abundanz/Abundance		
Makrophyten	nicht bewertbar	Keine Daten
Phytoplankton	nicht bewertbar	Zu große innerjährliche Variabilität
Makrozoobenthos	-	
Fische	nicht bewertbar	Tägliche Veränderung
Primärproduktion/Primaryproduction	+	Leichte Abnahme
Gewässerqualität/Water quality	+	Leichte Verbesserung bei N, P und Schwermetallen
Habitatqualität/Habitat quality	0	

So geht die Diversität und Abundanz beim Makrozoobenthos zurück. Nach RÖDIGER (2004) wirken sich die Folgen der Eutrophierung, neben den für viele Organismen schwierigen Salinitätsverhältnissen im Stettiner Haff, ungünstig auf die Artengemeinschaft aus. Bei den Fischen lassen sich die Fischereidaten nur bedingt für eine Trendanalyse nutzen, da sie nicht vom Absatzmarkt zu trennen sind. Die Artenlisten weisen eine Zunahme der Arten auf der Roten Liste auf, was auf eine Verschlechterung des Umweltzustandes hindeutet. Das Phytoplankton zeigt im Langzeittrend der Sommermonate eine Abnahme, obwohl im ersten Halbjahr 2001 die Biomassewerte oberhalb des langjährigen Mittels lagen. Demgegenüber steht der Trend des Indikators Gewässerqualität. Zwischen 1999 und 2002 weisen die Nährstoffe und Schwermetalle auf eine langsame Verbesserung des Gewässerzustandes hin (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000/2001/2002; BACHOR 2005). Beim Indikator Habitat ist aber für die Schwermetalle im Sediment noch keine Verbesserung festzustellen. Auf dieser Grundlage ist eine eindeutige Beurteilung des Ökosystemzustandes

und der Gewässerqualität nicht möglich. Nur die Indikatoren Primärproduktion, Gewässerqualität und Habitat lassen sich bewerten, wobei die beiden Letzteren aber im Sinne der EU-WRRL nur eine untergeordnete bzw. unterstützende Rolle spielen.

4.3 Kritische Evaluierung der Indikatoren, ihrer Definitionen und ihrer Aussagekraft

Laut der UNESCO IOC (2003) müssen Indikatoren einige allgemeine Kriterien erfüllen. Sie müssen eine Relevanz zur Politik haben, einfach handhabbar für die Anwender sein, Veränderungen anzeigen, international vergleichbar sein und sich trotzdem auf nationale Schwerpunkte beziehen. Es muss Referenzwerte geben, die Indikatoren müssen eine wissenschaftliche Grundlage haben und sie müssen mit ökonomischen Modellen und Informationssystemen verbunden sein. Weiterhin müssen sie messbar, kostengünstig, dokumentierbar und regelmäßig überarbeitet sein. Im Folgenden wird geprüft, wie diese Kriterien bei den einzelnen IOC-Indikatoren angewandt werden.

Indikator Diversität:

Bei der Beurteilung des Ökosystemzustandes mittels der Diversität gibt es Schwierigkeiten, da die Beurteilung von Taxalisten durch fehlende Referenzwerte für das Stettiner Haff erschwert wird. Die Interpretation der An- bzw. Abwesenheit bestimmter Arten ist schwierig, weil es an Zeigerorganismen und Bioindikatoren fehlt, die eine klare Zuordnung zu bestimmten Umweltbedingungen zulassen. Es besteht großer Forschungsbedarf um die Zusammenhänge und Wechselbeziehungen im Ökosystems Stettiner Haff zu klären.

Die Diversität und die Abundanzen des Phytoplanktons lassen sich gut durch das Monitoringprogramm erfassen. Beim Phytoplankton können auf Grund der über drei Jahrzehnte durchgeführten Untersuchungen sich entwickelnde Trends sowie einzelne saisonale Erscheinungen gut erkannt und unterschieden werden. Dadurch werden bei der Indikatoranwendung gezielt Erkenntnisse zur Artendiversität und zur Abundanz einzelner Arten gewonnen, sowie deren Veränderungen im Laufe der Jahre beobachtet. Es muss allerdings darauf geachtet werden, dass beim Datenvergleich das unterschiedliche taxonomische Grundwissen berücksich-

tigt wird. Dieses hat sich in den letzten Jahrzehnten besonders beim Phytoplankton und beim Makrozoobenthos immer wieder verändert und ausgeweitet. So wurden in der Vergangenheit einzelne Tiere und Pflanzen z. T. nur bis auf das Familienniveau bestimmt, welche heute bis auf das Artniveau differenziert werden können.

Für das Makrozoobenthos fehlt ein geeignetes Monitoring mit einer Probennahme unter standardisierten Bedingungen. Um genaue Aussagen zur Diversität des Makrozoobenthos machen zu können ist es notwendig, die verschiedenen Probenstellen auf Sand und auf Schlick anteilig zu beproben, da die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos stark vom Substrat abhängig ist. In den der Bewertung zugrunde liegenden Untersuchungen sind alle Substrate unabhängig von ihrer flächenmäßigen Ausdehnung und Verteilung gleich stark beprobt worden, weswegen die in der EU-WRRL verlangte Repräsentativität eingeschränkt ist (RÖDIGER 2004).

Die Artendiversität der Fischfauna ist wegen fehlendem regelmäßigem Monitoring nur schwer abzubilden. Da Fische lange Generationszeiten haben und am Ende der marinen Nahrungsketten stehen, sind sie besonders als Zeigerorganismen für sich im Körper akkumulierende Stoffe (organische Schadstoffe, PCB's) geeignet, die nur langsame Veränderungen zeigen. Sie eignen sich, durch das Aufzeigen von Langzeitschäden, besonders gut für die Bewertung der Ökosystemqualität. Dazu ist es allerdings unerlässlich, dass regelmäßige Datenerhebungen unter standardisierten Bedingungen stattfinden.

Indikator Abundanz:

Die Abundanzen unterliegen zeitlich wie räumlich ständig einer großen Variabilität. Das macht diesen Indikator für Bewertungen unzuverlässig. Er ist von vielen schlecht zu kontrollierenden Einflüssen abhängig, wie z.B. saisonale und Lebenskreisläufe, biologische und physikalische Prozesse, Nahrungsverfügbarkeit, Räuber/Beute Verhalten. Der Zeitpunkt der Beprobung zeigt immer nur einen kleinen Ausschnitt, der bei kleinen Lebewesen ein paar Meter weiter schon wieder ganz anders aussehen kann. Das bedeutet, dass sich dieser Indikator nur für standorttreue oder schnell wachsende Organismen eignet. Aus diesem Grund ist das Phytoplankton und Makrozoobenthos dafür geeignet. Bei Fischen könnten wenn überhaupt nur standorttreue Tiere wie z. B. strandnahe Grundeln (JANSEN 2005 mdl. Mittl.) einbezogen werden. Die Abundanzen des Phytoplanktons werden durch das Monitoringprogramm des

LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN gut erfasst. Da das Phytoplankton schnell auf Umweltveränderungen reagiert, sind die großen Abstände (monatlich) der Probennahmetermine, die möglicherweise bestimmte Algenblüten gar nicht oder nicht genau genug wiedergeben, problematisch. Vor allem in den Hauptwachstumsmonaten März bis September erscheint die Probennahmefrequenz zu niedrig. Denn gerade die gute Verfügbarkeit von potentiell limitierenden Nährstoffen wie Phosphor, Stickstoff oder bei Diatomeen Silikat ist im Frühjahr und Sommer durch erhöhte Wachstumsraten zu erkennen. Obwohl eine eindeutige Abhängigkeit des Phytoplanktonwachstums von der Wasserqualität bzw. der Eutrophikation nur bedingt gegeben ist, da die Nährstoffe meist im Überfluss vorhanden sind.

Problematisch sind bei der Erfassung des Makrozoobenthos die verschiedenen Formen der Probennahme, die zu unterschiedlichen Ergebnissen führen, weil die Probennahmegeräte nicht für alle Arten gleich gut geeignet sind. Auf Grund der Datenlage sind auch kaum Angaben über die mengenmäßige Verbreitung der Arten im gesamten Stettiner Haff zu treffen.

Bei Fischen gibt es Schwierigkeiten, da sie durch ihre hohe saisonale (Wanderungen zwischen Laich-, Weide- und Überwinterungsgebieten) und auch tägliche Bewegung sehr schlecht zu erfassen sind (JANSEN 2005, mdl. Mitteilung). Das bedeutet, dass nur unter großen Vorbehalten Aussagen über die Abundanzen von Fischpopulationen gemacht werden können. Auch die Beurteilung der Fischereidaten ist nur bedingt aussagekräftig. Über die nicht zu vernachlässigenden Entnahmenmengen durch die Sportfischerei liegen nur Schätzungen vor und die Fischereierträge sind nicht nur von den tatsächlichen Fischbeständen, sondern auch deutlich vom Absatzmarkt und den Preisen beeinflusst (BRÖCKL 2000).

Klare Bewertungen sind für die Indikatoren Diversität und Abundanz, wegen fehlender Vergleichswerte mit dem natürlichen Zustand, nicht möglich. Es fehlt eine Referenzbiozönose, die die Einordnung der Abundanzen und Artenzusammensetzung der Biozönose und anderen Parametern zulässt. Alternativ erfolgt die Anwendung der Indikatoren zu zwei Zeitpunkten, so dass sich aus einem Vergleich bei ausreichender Datenverfügbarkeit Trendaussagen ableiten lassen.

Indikator Primärproduktion:

Die Biomasse des Phytoplanktons lässt sich gut durch den Summenparameter Chlorophyll a aufzeigen. Er wird seit den 1970er Jahren kontinuierlich vom LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN in standardisierter Weise gemessen, so dass sich hier ohne weitere Einschränkungen vergleichende Aussagen zur Phytoplanktonbiomasse treffen lassen. Anhand der bereits vorhandenen Datenmenge lassen sich die aktuellen Entwicklungen der Phytoplanktonbiomasse relativ einfach darstellen, einordnen und mit früheren Messungen vergleichen.

Indikator Gewässerqualität:

Die Gewässerqualität zeigt eine schnelle Reaktion auf Veränderungen und ist deswegen als Indikator gut geeignet. Das Monitoring besteht in Deutschland und in Polen schon seit vielen Jahren an insgesamt zwölf Messpunkten, so dass das ganze Haff gut abgebildet wird und die Veränderungen langjährig gemittelt werden können. Wegen der großen Datenfülle lassen sich die Messwerte relativ einfach einordnen und beurteilen. Als problematisch ist allerdings die Beziehung der biologischen Parameter zur Wasserqualität einzustufen. Denn die Wasserqualität hat sich in den letzten zehn Jahren verbessert, wohingegen die Anzahl von gefährdeten Fischarten auf der roten Liste zugenommen hat und das Makrozoobenthos abnimmt bzw. durch Neozoen verdrängt wird. Außerdem beschränkt sich nach BANGEL (2004) das Erkennen von Zusammenhängen zwischen den biologischen Parametern und der Sauerstoffsättigung oder des Chlorophyll-a auf die langfristige Dynamik und wird vermutlich mit großen Ungenauigkeiten behaftet sein. Für die Nährstoffe Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor gilt das gleiche, da die kurzfristige Dynamik dieser beiden Parameter durch die einmal monatliche Beprobung nur grob erfasst wird. Für den nur wenig anthropogen beeinflussten Parameter Salinität, ist die Beprobungsfrequenz ausreichend. Insgesamt erfüllt dieser Indikator seine unterstützende Funktion für die ökologischen Parameter im Sinne der EU-WRRL gut.

Indikator Habitatqualität:

Wie auch die Gewässerqualität hat die Habitatqualität im Sinne der EU-WRRL eine Unterstützungsfunktion für die Beurteilung der biologischen Komponenten. Mittels dieses Indikators soll die Qualität der verschiedenen Habitattypen bewertet werden können. Aber auch hier gibt es kein Referenzgebiet, das es ermöglicht die Verteilung der verschiedenen Habitate im

Vergleich mit einem anthropogen unbeeinflussten Gebiet zu beurteilen. Die statischen Parameter wie z. B. Sedimentverteilung (prozentuale Bedeckung) dieses Indikators lassen sich zwar gut abbilden, denn sie unterliegen nur einer langsamen Veränderung. Es wird aber nicht deutlich, wie sie in Bezug auf ihre Unterstützungsfunktion für die biologischen Indikatoren bewertet werden sollen.

Die Habitatveränderungen, besonders durch stärkere Sedimentumlagerungen, lassen sich schwerer darstellen. Da sie einen sehr großen Einfluss auf die Organismenvielfalt im Stettiner Haff haben, ist das problematisch. Bei Untersuchungen zur Schwebstofffracht bleibt unklar, ob es sich um eingetragene Schwebstoffe aus der Oder handelt oder um umgelagertes Sediment aus dem Haff selber. Denn das aus dem Kanal ausgebaggerte Material setzt sich aus Oderfracht und im Haff umgelagertem Material zusammen (MINNING 2004). Insgesamt zeigt die Habitatqualität durch die Überfrachtung des Sediments mit Nähr- und Schadstoffen (Rücklösung, interne Düngung). nur eine träge Reaktion auf positive Veränderungen. Dadurch wird deutlich, dass es noch lange Zeit dauern wird, bis das Stettiner Haff seine eigentliche Pufferfunktion für die Ostsee wieder erfüllen kann.

Der Indikator zeigt noch weitere Schwächen, die auf eine unklare Definition zurückzuführen sind. Es bleibt fraglich wie z. B. die Ausbaggerungen des Piastowski-Kanals zu bewerten sind? Als Senke für die Sedimentschadstoffe, die durch die Ausbaggerungen aus dem Stettiner Haff entfernt werden, sind die Ausbaggerungen positiv zu bewerten, aber in welchem Maße stellen sie einen Eingriff für die Organismen des Gewässers dar und mittels welcher Parameter soll das bewertet werden? Außerdem hat die hohe Beweglichkeit des Sediments eine weit reichende Wirkung auf die Ökosystemqualität, bedingt durch Auswirkungen auf das festsitzende Makrozoobenthos, das sich nicht mehr ansiedelt und so verschwindet. Es entsteht eine Trübung des Wassers, dadurch eine Verringerung der Makrophytenbedeckung und das hat Auswirkungen auf die Fischfauna, da die Makrophyten als Laichplatz fehlen. Im Handbuch fehlt dafür die Definition, durch welche Parameter diese Zusammenhänge dargestellt und bewertet werden sollen.

4.4 Kritische Diskussion des Nutzens der Indikatoranwendung für die Region und für internationale Vergleiche

Im regionalen Zusammenhang haben IKZM Indikatoren eine etwas andere Beschaffenheit, als für internationale Vergleiche. Regionale Indikatoren müssen gut handhabbar und auf regionale Problemfelder und Nutzerbedürfnisse zugeschnitten sein. Sie müssen Informationen über den aktuellen Zustand der Küstenregion liefern, die IKZM-relevanten Problembereiche berücksichtigen und die Grundlage für die Entwicklungsbewertung liefern (HOFFMANN 2005). Damit die Indikatoranwendung einen regionalen Nutzen entwickeln kann, müssen die wissenschaftlichen Ergebnisse für die politischen Entscheidungsträger und die Bevölkerung zugänglich und verständlich gemacht werden. Die für die Indikatoranwendung entwickelten Ziele und ausgewählten Indikatoren müssen auf Verständnis bzw. Zustimmung der regionalen Öffentlichkeit stoßen. Die Artendiversität und die Gewässerqualität sind regional z. B. von Bedeutung für die Fischerei, den Tourismus, den Naturschutz (Gebietsausweisungen) und auch für die Qualität der Landschaft. Der Einsatz von Indikatoren zur Messung des Fortschritts in Bezug auf Nachhaltigkeit muss für die Menschen der Region nachvollziehbar sein. Messbarer Fortschritt im Küstenzonenmanagement spiegelt sich auch in Verhaltensänderungen der regionalen Bevölkerung wider. Um die Akzeptanz und das Verständnis in der Öffentlichkeit zu fördern, ist es nötig die Veränderungen im Ökosystem oder in der Gewässerqualität an bestimmten für die Öffentlichkeit wichtigen Arten festzumachen. Die Bevölkerung lässt sich eher für die nachhaltige Entwicklung der Küstenzone gewinnen, wenn die positiven Folgen sichtbar oder die Gefahren deutlich werden. Wenn z. B. ein für die Sportfischerei wichtiger Fisch wegen schlechter Gewässerqualität stark dezimiert wird oder sogar verschwindet, motiviert das die Öffentlichkeit sich in den Prozess mit einzubringen. Andere für das Ökosystemgefüge wichtige, aber eher unbekannt Organismen, profitieren dann indirekt von den Schutzbemühungen. Es ist also sinnvoll sich bei der Bewertung auf dominante bzw. für die Öffentlichkeit wichtige Arten zu konzentrieren. Reine Taxalisten zur Biodiversität sind für Laien, das heißt für die Bevölkerung dieser Region, wenig aussagekräftig. Anhand einer Artliste mit 25 verschiedenen Makrozoobenthosarten lässt sich keine Aussage über die Ökosystemqualität treffen. Die Bewertung wird erst aussagekräftig, wenn dominante, eingewanderte oder gefährdete Arten benannt werden. Es muss also eine Konzentration auf für die Region wichtige Parameter geben, um auf Verständnis in der Bevölkerung zu treffen.

Insgesamt ist der Nutzen für die Region eingeschränkt, da das ausgewählte Indikatorset für die regionale Anwendung zu zeitaufwendig in der Durchführung und zu schwierig handhabbar ist. Außerdem kommt es bei der Bewertung der verschiedenen Indikatoren zu keinem einheitlichen Ergebnis. Zusätzlich bindet die Anwendung im jetzigen Zustand zuviel Personal, was einer regelmäßigen Wiederholung schon aus Kostengründen entgegen spricht.

Für einen internationalen Vergleich müssen räumliche und zeitliche Vergleichbarkeit gegeben sein. Dabei muss den Hintergrundbedingungen besonderer Bedeutung beigemessen werden. Es ist schon schwierig einzelne Jahre im selben Land bzw. in derselben Region miteinander zu vergleichen, weil die Randbedingungen, wie z. B. Witterungsverhältnisse, Oderabfluss, Hochwasser, Salinität, Temperatur oder Niederschlag, die Messwerte deutlich beeinflussen und stark variieren. Von den ausgewählten Indikatoren sind nur die Gewässerqualität und die Primärproduktion für den internationalen Vergleich geeignet. Phosphor und Stickstoff fungieren weltweit als Eutrophikationsparameter und Chlorophyll-a wird international zur Biomassebestimmung genutzt. Auch organische oder anorganische Schadstoffe in der Wassersäule oder im Sediment lassen sich international vergleichen. Hingegen sind Abundanzen und eine bestimmte Artenzusammensetzung regional sehr unterschiedlich. Das Ostseegebiet und noch mehr das Stettiner Haff sind schon allein wegen der geringen Salinität als eher artenarm einzustufen. Solche Gebiete sind vom Arteninventar nicht mit einem artenreichen Meeresgebiet wie vor der Kanadischen Küste vergleichbar. Nur ähnliche Habitattypen können international überhaupt verglichen werden. Diesen Zusammenhängen muss bei internationalen Vergleichen verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt werden.

4.5 Kritische Diskussion der IOC-Indikatoren im internationalen Vergleich

Während im internationalen Vergleich der Einsatz von speziellen Indikatoren für die Küstenzone noch sehr eingeschränkt ist, nimmt die Anwendung von Umweltindikatoren schon seit längerem zu. Sie werden z. B. eingesetzt um punktuelle Verschmutzungsquellen zu reduzieren, beim Einsatz klassischer Planungstechniken zur Landnutzung von Küsten- oder Schutzgebieten und zur Vorsorge für öffentlicher Strandzugänge (UNESCO-IOC 2003). Für die global angelegten Indikatorensysteme der OECD (siehe Kap. 2.2.1) und der UN-CSD (siehe Kap. 2.2.2) sind die Meeres-

und besonders die Küstengebiete nur ein Bereich unter vielen. Für die UN-CSD gibt es den Schwerpunkt Küstenzone (Indikatoren: Algenkonzentration im Küstengewässer und den Prozentanteil der Gesamtbevölkerung, die in den Küstengebieten wohnen). Und den Schwerpunkt Fischerei (Indikator: Jährliche Fangmenge der wichtigsten Arten). Bei den OECD-Indikatoren lassen sich drei Schwerpunkte finden, die auf die Küstenzone anwendbar sind: Eutrophikation (Indikatoren: Biochemischer Sauerbedarf BSB, Stickstoff und Phosphor in ausgewählten Flüssen), Biodiversität (Indikatoren: Geschützte oder ausgestorbene Arten als Prozentsatz aller bekannten Arten, geschützte Gebiete als Prozentsatz des Gesamtgebietes) und Fischressourcen (Indikator: Fischfangmenge). Besonders der in beiden Ansätzen vorkommende Indikator Fischfangmengen ist im globalen Zusammenhang wichtig für den Meeres- und Küstenbereich. Für viele Küstennationen ist die Fischerei ein Hauptwirtschaftsfaktor. Da Fische sich nicht an nationale Grenzen halten und die Meere von allen Nationen befischt werden dürfen, ist es sinnvoll diesen Indikator global zu betrachten. Diese beiden Systeme beziehen sich auf den gesamten Umweltbereich, so dass die Küstenzone automatisch allgemeiner bzw. in einem kleineren Umfang behandelt wird. Das IOC-Indikatoren Set geht wesentlich mehr ins Detail und deckt alle Bereiche, die von der UN-CSD und von der OECD bezüglich der Küstenzone vorgeschlagen werden, ab. Bei einem Vergleich der drei Systeme fällt auf, dass die Indikatoren der beiden globalen Systeme bei der IOC als Messparameter eingesetzt werden. Bei der OECD und bei der UN-CSD bilden die Indikatoren die Messebene. Beim IOC liegt die Messebene unter der Indikatorebene. Der Indikator ist also nicht direkt messbar.

Das Indikatorsystem der EEA bezieht sich auf Europa und nutzt wie das IOC-Indikatorset Sozioökonomie-, Umwelt- und Gouvernance-Indikatoren. Von den 400 Indikatoren aus den zwölf Schwerpunktgebieten der EEA (siehe Kap. 2.2.3) beziehen sich viele auf die Küstenzone oder auf das integrierte Küstenzonenmanagement. Allein für den Schwerpunkt Wasser gibt es 18 Einzelindikatoren und für Fischerei sind es neun. Da sich das EEA-System auf zwölf verschiedene Bereiche und nicht nur auf die Küstenzone bzw. ein IKZM bezieht, kann sich der Vergleich nur auf die küsten- oder meeresrelevanten Indikatoren erstrecken. Verglichen mit den IOC-Indikatoren ist das Indikator-Set der EEA wesentlich umfangreicher, was in der praktischen Umsetzung und Handhabung aber Schwierigkeiten aufwirft. Für die Praxisanwendung ist ein Indikatorset mit dieser großen Anzahl Indikatoren zu unübersichtlich, zu personalaufwendig und schwierig zu bewerten. Das IOC-System wird im praxisbezogenen IKZM daher eher zur Anwendung kommen.

Die Systeme EU-IKZM und UNEP-ICARM, kurz dargestellt in Kapitel 2.2.4 und 2.2.5, eignen sich eher für einen internationalen Vergleich mit dem IOC-Indikatorsystem. Denn auch diese bei-

den Systeme beschäftigen sich ausschließlich mit dem IKZM bzw. der Küstenzone. Mittels der EU-IKZM oder der UNEP-ICARM-Indikatoren soll der Fortschritt der Implementierung des IKZM bewertet werden. Das UNEP-ICARM System hat den Vorteil, dass es die Flusseinzugsgebiete mit einbezieht, was im Sinne der EU-WRRL ist. Verglichen mit dem IOC-System ist die Handhabung der Indikatoren dieser beiden Systeme wesentlich leichter, da sich bei der Bewertung nur für ein binäres Ja oder Nein entschieden werden muss. Der Schwerpunkt der beiden Indikatoren-Sets liegt auf den Governance-Indikatoren. Es gibt keine ökologischen oder Umweltindikatoren. Eine Beurteilung des Ökosystemzustandes oder des Gewässerzustandes ist mittels der UNEP-ICARM oder der EU-IKZM-Indikatoren somit nicht möglich. Dafür sind die ökologischen Indikatoren des IOC-Indikator-Sets wesentlich besser geeignet. Sie liefern deutlich detailliertere Informationen für eine Bewertung. Außerdem ist das binäre Ja und Nein System zwar einfach zu handhaben, aber es lässt keine Abstufung der Antwort zu.

4.6 Verbesserungsvorschläge

Um die nachhaltige Entwicklung der Region in Bezug auf die EU-WRRL zu bewerten und die Reproduzierbarkeit zu gewährleisten, ist es notwendig, alle Parameter der untersuchten Indikatoren in ein Monitoringprogramm aufzunehmen. Auf diese Weise wird die Datenerhebung, die Datenverfügbarkeit sowie die räumliche und zeitliche Datenabdeckung und Qualität verbessert und es können für alle ökologischen Parameter (auch für Fische, Makrophyten und Makrozoobenthos) Zeitreihen aufgestellt werden. Es wäre von Vorteil, wenn der Datenzugriff auf alle in der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) relevanten Parameter erleichtert werden würde, z. B. durch den Aufbau einer zentrale Datenbank, wie sie für die Wasserbeschaffenheitsdaten und das Phytoplankton schon beim LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE vorliegt.

Fehlen Referenzbiozönosen, wie im Fall Stettiner Haff, sollten die Indikatoren entweder zu zwei verschiedenen Zeitpunkten untersucht werden, so dass sich wenigstens eine Trendabschätzung vornehmen lässt. Als Grundlage müssen entsprechende Daten aus vergleichbaren Jahren vorliegen. Es muss darauf geachtet werden, dass die Daten auch besonders in Bezug auf die Wetterverhältnisse und andere Randbedingungen vergleichbar sind, denn z. B. Nitrat und zunehmend auch Phosphor sind im Odereinzugsgebiet abflussabhängig. Oder es sollte

eine Mittelung der Werte über mehrere Jahre vorgenommen werden (siehe Tab 11 S. 38), um die natürlichen Schwankungen zu minimieren und einen Trend erkennbar zu machen.

Die in dieser Arbeit untersuchten biologischen Parameter sind sehr vielschichtig. Die natürlichen Schwankungen der Artendiversität und Abundanz z. B. aufgrund von Veränderungen des Salzgehaltes im Haff, müssen klarer von den anthropogenbedingten Schwankungen trennbar gemacht werden, die z. B. durch verstärkten Nährstoffeintrag oder auch durch Störungen wie zunehmenden Schiffsverkehr oder Tourismus verursacht werden. Aus diesem Grund wäre es sinnvoll durch wissenschaftliche Untersuchungen Leitarten und Bioindikatoren zu bestimmen, die besonders aussagekräftig sind und die den Zusammenhang zu bestimmten Folgen von anthropogen bedingten Veränderungen herstellen. Das würde die Aussagekraft der Indikatoren erheblich erhöhen. Es würde dann ausreichen sich bei der Indikatoranwendung auf die Arten zu beschränken, die zeitnah und eindeutig auf Veränderungen reagieren. Anthropogen bedingte Veränderungen könnten damit deutlich erkennbar gemacht werden und würden sich auch besser bestimmten Ursachen zuordnen lassen. Das gibt dem Management der Küstenzone sowie den politischen Entscheidungsträgern die Möglichkeit schneller auf bestimmte Gefährdungen zu reagieren.

Zu diesem Thema läuft beim LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE IN MECKLENBURG-VORPOMMERN ein Projekt zur Erarbeitung eines Bewertungsmodells für die biologischen Indikatoren der EU-WRRL. Es enthält einige gute Vorschläge für eine Verbesserung des IOC-Ansatzes. Am Beispiel des Makrozoobenthos soll dieses Modell kurz vorgestellt werden. Der Bewertungsansatz basiert auf ökologischen Prinzipien und bewertet die vier Indikatoren Artenvielfalt, Abundanz, Anteil störungsempfindlicher Arten und Anteil Verschmutzungszeiger. Der Ansatz arbeitet mit einer fünfstufigen Bewertungsskala, enthält typspezifische Referenzbedingungen und ist in allen Habitaten anwendbar. Für die verschiedenen Gebiete der EU-WRRL Typisierung werden Referenzlisten für die drei Habitate: Weichboden, Hartsubstrat und Phytal erarbeitet. Bei einer erneuten Indikatoranwendung sollte sich an diesen Referenzlisten und an der Bewertungsskala orientiert werden. Denn erst wenn solche Modelle ausgearbeitet sind, lässt sich eine zuverlässige Bewertung biologischer Indikatoren vornehmen.

Diese Arbeit hat gezeigt, dass die Anwendung und Bewertung der Indikatoren sehr komplex ist. Solange noch kein Leitarten oder Referenzbiozönosen definiert sind, müssen die biologi-

schen Indikatoren mittels reiner Taxa- und Abundanzlisten interpretiert werden. Für die Parameter Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische sind somit detaillierte Artenkenntnisse nötig, um eine verlässliche Bewertung abgeben zu können. Da es eher unwahrscheinlich ist, dass sich all diese Artenkenntnisse in einer einzelnen Person vereinen, ist es nötig diese Aufgabe an spezialisierte Fachleute abzugeben. Nur diese sind in der Lage die An- und Abwesenheit von einzelnen Arten richtig zu interpretieren. Das steigert aber den Zeit- und Kostenaufwand der Indikatoranwendung beträchtlich.

Des Weiteren ist die Beprobungsfrequenz ein wichtiges Kriterium für die Bewertung der Datenqualität. Für die biologischen Indikatoren Diversität und Abundanz hat sich herausgestellt, je kürzer die Generationszeiten einer Art ist, desto häufiger sollten diese Organismen beprobt werden. Um Personal und finanzielle Mittel zu sparen, könnte für das Phytoplankton ein intensiveres (alle 2 Wochen), aber zeitlich auf bestimmte Jahreszeiten begrenztes, Monitoring durchgeführt werden. Für die Indikatoranwendung ist es auch nicht nötig, dass alle Algen bis auf Artniveau bestimmt werden, sondern nur die Zeigerarten bzw. Gruppen z.B. die Diatomeen im Frühjahr und die Cyanobakterien im Sommer und Herbst. Zusätzlich sollten die Probennahmetermine besser mit Polen koordiniert werden um eine grenzübergreifende Gesamtbeurteilung des Stettiner Haffs zu ermöglichen. Aufgrund des langsameren Wachstums für das Makrozoobenthos, die Fische oder die Makrophyten reichen zwei Beprobungen jährlich aus. Um die für das Monitoring besten Zeiträume herauszufinden, könnten im ersten Jahr monatliche Untersuchungen stattfinden. Das verdeutlicht die Jahresdynamik. Im Folgejahr könnte die Beprobung dann auf die zwei wichtigsten Monate oder eine bestimmte Jahreszeit beschränkt werden. Außerdem sollten für alle biologischen Parameter Standarduntersuchungen für den deutschen und polnischen Teil des Stettiner Haffs festgelegt werden, damit die Daten besser vergleichbar sind. Um die nötige in der EU-WRRL verlangte Repräsentativität zu erreichen, müssen die Probennahmegeräte vergleichbar sein und Probenahmegebiete müssen entsprechend ihrer prozentualen Verteilung beprobt werden. Bei den Fischen sollten für die Abundanzbewertung nur standorttreue Arten, z. B. küstennahe Grundeln (JANSEN 2005 mdl. Mitt.), untersucht werden, nicht die Wanderfische. Auf diese Weise wird der Unsicherheitsfaktor durch die hohe Beweglichkeit von Fischen reduziert. Die Indikatoren Gewässerqualität und Habitatqualität haben in der EU-WRRL nur Unterstützungsfunktion. Die Sedimentqualität unterliegt sehr langsamer Veränderung und der wichtigste Parameter, die Schadstoffverteilung des Sedimentes, ist stark von den Strömungsverhältnissen abhängig. Da sich höhere Schadstoffmengen bevorzugt an bestimmten Stellen im Stettiner

Haff ansammeln, (siehe Abb. 13, S. 44), sollte es ausreichend sein, nur diese Stellen regelmäßig alle zwei Jahre zu beproben. Für die großflächig angelegten Untersuchungen zur Sediment- und Schadstoffverteilung erscheint ein Fünf-Jahresrhythmus ausreichend, um Veränderungen der Flächenausdehnung oder veränderte Strömungsverhältnisse, durch zunehmende Verlandung des Stettiner Haffs, zu beobachten. Die Beprobungsfrequenz des Indikators Gewässerqualität ist für die Anwendung der Indikatoren ausreichend.

Die Definition einiger IOC-Indikatoren ist teilweise sehr allgemein gehalten. Konkrete Informationen über Methoden wie sie tatsächlich gemessen werden sollen, fehlen im Handbuch gänzlich. Problematisch ist außerdem, dass die Indikatoren Diversität und Habitatqualität an sich nicht bewertbar sind, weil sie keine messbaren Parameter darstellen. Es muss erst eine Entscheidung für einen Unterindikator getroffen werden. Am Beispiel Diversität sind das die Unterindikatoren: Diversität der Arten, der Ökosysteme oder die genetische Diversität) Bei der Diversität z. B. der Arten muss dann weiter unterschieden werden, ob Populationen oder Individuen untersucht werden. Erst das ist die eigentliche Untersuchungsebene mit bestimmten Tier- und Pflanzenarten. Das bedeutet, dass die eigentliche Indikatoranwendung drei Ebenen unterhalb des Indikators stattfindet. Auch für den Indikator Habitatqualität ist die im Handbuch vorliegende Definition nicht genau genug. Es ist nicht erläutert, was z. B. Habitatveränderung oder Sedimentqualität genau bedeutet. Ist mit einer Habitatveränderung schon die Sedimentverlagerung während eines Sturmes gemeint oder erst die Fahrrinnenausbaggungen für die Schifffahrt? Genauso tritt bei der Sedimentqualität die Frage auf, welche natürlichen Eigenschaften des Sediments sollen dargestellt werden? Hier besteht Klärungsbedarf, um zu wissen, was untersucht werden soll. Gerade für ein international eingesetztes Indikatoren-system, wie das vom IOC, ist es wichtig genauer zu definieren auf welche zu messenden Parameter sich die Anwendung beziehen soll. Das bedeutet, dass die Untersuchungsparameter der angewendeten Indikatoren deutlich eingeschränkt und spezifiziert werden sollten, um die Anwendung und Bewertung zu erleichtern.

5 Zusammenfassung

Die UNESCO-IOC (Intergovernmental Oceanographic Commission) hat in den vergangenen Jahren ein Handbuch mit ökologischen und sozioökonomischen Indikatoren zur Erfassung der nachhaltigen Entwicklung in Meeren und an Küsten entwickelt. (A Handbook for Measuring the Progress and Outcomes of Integrated Coastal and Ocean Management; ICAM-Dossier No. 2 2005). Basierend auf diesem Leitfaden wurden die Indikatoren weltweit in verschiedenen Fallstudien, u. a. das Projekt IKZM-Oder und der Oderregion, getestet.

In der vorliegenden Diplomarbeit wird eine Auswahl der im Handbuch vorgeschlagenen ökologischer Indikatoren auf das Stettiner Haff angewendet. Ziel ist die Bestimmung der Gewässerqualität und des Ökosystemzustandes in Bezug auf die EU-WRRL. Es werden fünf Indikatoren unter Bezugnahme auf ihre Wichtigkeit für die EU-WRRL ausgewählt. Die Indikatoren Diversität und Abundanz werden für die Parameter Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische untersucht. Es wird versucht die Anwendung auf das Jahr 2001 zu beziehen, was aber aufgrund schlechter Datenlage nur bedingt erreicht wird. Beim Parameter Makrophyten liegen keine Daten für das Stettiner Haff vor, so dass auf eine Bewertung verzichtet werden muss. Die Diversität der Fischarten wird durch einen Vergleich der Taxalisten von zwei verschiedenen Jahren und die Veränderungen der Roten Liste Arten beurteilt. Es ist eine leichte Abnahme der Artenzahl und eine Zunahme der Arten auf der Roten Liste der Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfischarten Mecklenburg-Vorpommerns zu verzeichnen. Die Abundanzen werden wegen zu großer Beweglichkeit der Fische nicht in die Bewertung aufgenommen. Auch beim Makrozoobenthos findet die Bewertung auf der Grundlage eines Zweijahres-Vergleiches der Taxalisten von Mollusken, Hirundineen und Crustaceen statt. Die Abundanzen werden grob über die Dominanzstruktur wiedergegeben. Die Entwicklung lässt sich als Verarmung der Molluskenfauna, besonders der Phytalarten und der empfindlichen, sauerstoffbedürftigen Arten beschreiben. Außerdem hat es in den letzten zehn Jahren Einwanderungen gebietsfremder Arten (Neozoen) gegeben, die besonders bei den Crustaceen die einheimischen Arten vollständig verdrängt haben. Die Veränderungen beim Phytoplankton werden mittels der Jahrgänge der Phytoplanktonzusammensetzung aus drei Jahren beurteilt, lassen aber keinen Trend erkennen. Außerdem werden die Dominanzstruktur, die Phytoplanktonvolumina sowie die Abundanzen des Jahres 2001 dargestellt. Die Phytoplanktonverteilung der Sommermittelwerte über 17 Jahre lässt einen leicht abnehmenden Trend erkennen. Für den Indikator Primärproduktion wird die Entwicklung der Biomasse mit-

tels der Chlorophyll-a Werte über drei Jahre betrachtet. Das lässt aber keine eindeutige Trendaussage zu. Die Indikatoren Gewässerqualität und Habitatqualität üben im Sinne der EU-WRRL eine unterstützende Funktion für die biologischen Indikatoren aus. Die Gewässerqualität wird dabei über die hydrographischen Parameter und die Nährstoffentwicklungen in Fünf-Jahresmittelwerten von Stickstoff und Phosphor bewertet. Außerdem werden die spezifischen Schadstoffe anhand der Entwicklung der Schwermetalle im partikulären suspendierten Material dargestellt. Es werden die Schwermetalle Zink, Kupfer, Blei, Cadmium und Quecksilber in ihrer Entwicklung über sieben Jahre beurteilt. Durch den negativen Einfluss des großen Einzugsgebietes und den Zustrom der Oder ist das Erreichen einer guten Gewässerqualität im Sinne der EU-WRRL unwahrscheinlich. Trotz der zu beobachtenden Nährstoffreduktion der vergangenen Jahre hat das Stettiner Haff noch immer einen Trophiestatus der laut LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN als hoch eutroph bis polytroph einzustufen ist. Auch die Schadstoffbelastung durch Schwermetalle ist eindeutig rückläufig. Bei der Güteklassifizierung nach LAWA 1998 lassen sich die Schwermetalle im suspendierten partikulären Material (SPM) des Kleinen Haffs an der Station KHM in die Klassen II bis III einteilen. Als letzter Indikator wird die Habitatqualität beurteilt. Zur Bewertung werden die Parameter Struktur und Substrat des Gewässerbodens, Struktur der Uferzone, Kanalausbaggerungen und Sedi-mententnahme sowie die Schwermetalle im Sediment herangezogen. Die Habitatqualität lässt noch keine Verringerung der Belastung der Sedimente mit Schad- und Nährstoffen erkennen. Vielmehr werden die Sedimente noch jahrelang durch Rücklösung von z. B. Phosphaten oder Schwermetallen eine interne Belastungsquelle darstellen.

Insgesamt lassen die angewendeten Indikatoren keine einheitliche Beurteilung des Ökosystems zu, da sie nicht den gleichen Zustand abbilden. Bei den biologischen Parametern sind die Entwicklungen sogar gegenläufig. Die Parameter Fische und Makrozoobenthos weisen auf eine Verschlechterung hin, während das Phytoplankton und die Gewässerqualität auf eine Verbesserung hindeuten.

In der Diskussion erfolgt eine kritische Auseinandersetzung mit der Datenverfügbarkeit und Dateneignung sowie der Auswahl der Indikatoren, ihrer Definitionen und Aussagekraft. Weiterhin werden die Probleme bei der Indikatoranwendung und der Nutzen für die Region kritisch bewertet. Abschließend findet eine Einordnung der IOC-Indikatoren in den internationalen Zusammenhang statt und es wird auf Verbesserungsvorschläge eingegangen.

6 Literaturverzeichnis

- BAAN, VAN BUUREN (2003): Testing of indicators for marine and coastal environment in Europe
- BACHOR, A. & C. SCHÖPPE (2004): Pollution Load Compilation of the German Part of the Oder Estuary (1990-1998). In: G. SCHERNEWSKI & T. DOLCH (eds.): The Oder Lagoon – against the background of the European Water Framework Directive. Mar. Sci. Rep. 57 : 1-15
- BACHOR, A (2005): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
- BANGEL, H. (2001): Der Gewässerzustand des Oderästuars vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Diplomarbeit an der Christian Albrechts Universität Kiel
- BANGEL, H. (2004): Die Repräsentativität des Monitorings im Oderästuar – neue Anforderungen vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. In: G. SCHERNEWSKI & T. DOLCH (eds.): The Oder Lagoon – against the background of the European Water Framework Directive. Mar. Sci. Rep. 57 : 67-83
- BANGEL, H., G. SCHERNEWSKI, A. BACHOR & M. LANDSBERG-UCZCIWEK (2004): Spatial pattern and long-term development of water quality in the Oder estuary. In: G. SCHERNEWSKI & T. DOLCH (eds.): The Oder Lagoon – against the background of the European Water Framework Directive. Mar. Sci. Rep. 57 :17-65
- BRÖCKL, W. (2000): Fischereiliche Schonmaßnahmen im Stettiner Haff (deutscher Teil). In: Jahresbericht 2000 des Vereins Fisch und Umwelt www.fischumwelt.de.
- DUPHORN, K., H. KLIEWE, R.-O. NIEDERMEYER, W. JANKE & F. WERNER (1995): Die deutsche Ostseeküste; Sammlung Geologischer Führer, 88; Berlin, Stuttgart.
- EIDAM, J. & D. DANNENBERGER (1998): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Schwebstoffen in Flies- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1998. – unveröff. Forschungsbericht, Greifswald, 33 Seiten mit Anlagen.
- EIDAM, J., J. LEHMANN & T. PUFF (1998): Einfluss des Phasenbestandes von Schwebstoffen und Sedimenten des Odermündungsbereiches auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen. Greifswalder Geografische Arbeiten 16, 130-168.

- EIDAM, J. (2002): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Schwebstoffen in Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1999-2001. – Unveröff. Forschungsbericht, Greifswal, 45 Seiten mit Anlagen.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DER EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES VOM 23. OKTOBER 2000 ZUR SCHAFFUNG EINES ORDNUNGSRAHMENS FÜR MAßNAHMEN DER GEMEINSCHAFT IM BEREICH DER WASSERPOLITIK. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Abl. L 327/1.
- FEILBACH, M. (2004): Entwurf eines Integrierten Küstenzonenmanagementplans für die Odermündung, Neufassung des deutschen Teilbeitrags, Diplomarbeit am Institut für Geographie, Universität Greifswald, IKZM-Oder Berichte 2 (2004).
- FENSKE, C. (2003) : Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) im Oderhaff und ihre Bedeutung für das Küstenzonenmanagement. Inauguraldissertation an der Ernst- Moritz-Arndt-Univ. Greifswald, 180 pp.
- FISCHEREISCHUTZVEREIN M – V E. V. (2003): Fischereirecht in Mecklenburg-Vorpommern - Rostock.
- GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000/2001/2002: Ergebnisse der Gewässerüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
- GRUNOW, B. (2006 in press): Langjährige und saisonale Dynamik des Phytoplanktons im Oderästuar.
- GRUSZKA, P. (1999): The River Odra Estuary as a Gateway for Alien Species Immigration to the Baltic Sea Basin, Acta hydrochim. Hydrobiol. 27, 5, 374-382.
- GÜNTHER, B., D. ANDRES, S. OSSIG & H. JANITZ (1995): Status-Quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge Heft 3, 189-219.
- GÜNTHER, B. (1998): Die Bedeutung des Makrozoobenthos für den Kohlenstoffumsatz im Sediment. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 286-315.
- HELCOM (1998): The third Baltic Sea pollution load compilation. Baltic Environment Proceedings No. 70, Helsinki.
- HENSEL, S. (1994): Status-quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Kleinen Haff unter Berücksichtigung ökologischer Parameter. Dipl. Thesis, Univ. Greifswald, 90 pp.

- HOFFMANN, J. (2005): Indikatoren für die Küste im Kontext grenzüberschreitender Regionalentwicklung. In : GLAESER, SEKŚCIŃSKA & LÖSER (eds.): Integrated Coastal Zone Management at the Szczecin Lagoon: Exchange of experiences in the region, Coastline Reports 6 (2005),73-86.
- HUMBORG, C., K. FENNEL, M. PASTUSZAK, W. FENNEL (2000): A Box Model Approach for a Long-Term Assessment of Estuarine Eutrophication, Szczecin Lagoon, Southern Baltic. J. Mar. Sys. 25: 387-403.
- IFAÖ – Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund der internationalen Vereinbarungen Teil B Ostsee.
- IOP - Internationales Odra Projekt (2002): Die Belastung der Oder – Ergebnisse des internationalen Oderprojektes (IOP). Abschlussbericht.
- IKSO – INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ODER GEGEN VERUNREINIGUNGEN (1999): Sofortprogramm zum Schutz der Oder gegen Verunreinigungen 1997-2002.
- IKSO-INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ODER GEGEN VERUNREINIGUNGEN (2003): Das Makrozoobenthos der Oder 1998-2001.
- IKSO-INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ODER GEGEN VERUNREINIGUNGEN (2005): WDF-Report.
- JAKÓBIK A., W. MATEUSZUK (1997): Fischerei in den polnischen Gewässern des Stettiner Haffs. <http://www.fischumwelt.de/html/jakobik.html>.
- JANSEN, W, & R. LAUTERBACH (1998): Fischarten und Fischerei im Stettiner Haff (Kleines Haff), Mitteilungen der LFA für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern 17: 44-61.
- JANSEN, W., C. UBL, A. BLADT (2004): Die Fischfauna im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns. In BUND-LÄNDER-MESSPROGRAMM FÜR DIE MEERESUMWELT VON NORD- UND OSTSEE: Zustandsbericht 1999-2002 für Nord- und Ostsee Kap. 2.5.4.
- LAMPE, R. (1994): Die vorpommerschen Boddengewässer – Hydrographie, Bodenablagerungen und Küstendynamik. In: „Die Küste“. Archiv für Forschung und Technik an der Nord- und Ostsee, Hg: KURATORIUM FÜR FORSCHUNG IM KÜSTENINGENIEURSWESEN. WESTHOLSTEINISCHE VERLAGSANSTALT BOYENS & CO, Heide i. H. Sonderdruck aus Heft 56/1994: 25-49.

- LAMPE, R. (ed.) (1998): Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse (Goap), Synthesebericht des Verbundprojektes, Greifs. Geogr. Arb. 16.
- LAMPE, R. (1999): The Odra estuary as a Filter and transformation area. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 27: 292-297.
- LANDSBERG-UCZCIWEK, M. (2003): First identification of Issues for Integrated Management of Odra River Basin and Coastal Area (nicht veröffentlichtes Autorenwerk).
- LAUN (LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR MECKLENBURG-VORPOMMERN/ Projektbüro Landschaftsrahmenplanung) (1996): Erster Gutachterlicher Landschaftsrahmenplan der Region Vorpommern; Neuenkirchen.
- LAWA (1998b): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation -. 35 S. Anlagen.
- LEIPE, T., J. EIDAM, L. REINHARD, M. HINRICH, T. NEUMANN, A. OSADCZUK, E. P. T. JANKE, T. BLANZ, F. X. GINGELE, D. DANNENBERGER & G. WITT (1998): Das Oderhaff, Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars: *Mar. Sci. Rep.* 28.
- LÖSER, N. & A. SEKŚCIŃSKA (2005): Integriertes Küste-Flusseinzugsgebiet-Management an der Oder/Odra: Hintergrundbericht. IKZM-Oder Berichte 14. <http://www.ikzm-oder.de/download.php>.
- LOZÁN, J. L., R. LAMPE, W. MATTHÄUS, E. RACHOR, H. RUMOHR, H. V. WESTERNHAGEN (eds.) (1996): Warnsignale aus der Ostsee – Wissenschaftliche Fakten, Parey Buchverlag Berlin 1996, 249-263.
- MASLOWSKI, J. (1992): Bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). *Acta hydrobiol.* 34: 253-274.
- MASLOWSKI, J. (1993): Long-term changes in the bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). *Acta hydrobiol.* 35: 341-355.
- MICHAELSEN, L. (2005): Fischerei und Meeresnaturschutz im Bereich der Odermündung. IKZM-Oder Berichte 10. <http://www.ikzm-oder.de/download.php>.
- MINNING, M. (2004): Der Einfluss des Schifffahrtskanals auf den Stoffhaushalt im Oderhaff. In: G. SCHERNEWSKI & T. DOLCH (eds.): *The Oder Lagoon – against the background of the European Water Framework Directive.* *Mar. Sci. Rep.* 57: 177-222.
- MOHRHOLZ, V. & H. U. LASS (1998): Transports between Oderhaff and Pomeranian Bight – a simple barotropic box model: *German J. Hydrogr.* 1998: 371-383.

- NAUSCH, G., M. v. WEBER, T. PETENATI, R. FEISTEL & A. BACHOR (2004): Nährstoffbedingungen. In BUND-LÄNDER-MESSPROGRAMM FÜR DIE MEERESUMWELT VON NORD-UND OSTSEE: Zustandsbericht 1999-2002 für Nord- und Ostsee Kap. 2.2.
- OSADCZUK, A. & B. WAWRZYNIAK-WYDROWSKA (1999): Sediments in the Szczecin Lagoon: Selected elements and macrozoobenthos. Hrsg.: R. LAMPE: Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar – Austauschprozesse (GOAP). Greifs. Geogr. Arb. 16.
- PODSETCINE, V., G. SCHERNEWSKI & I. TEJAKUSUMA (2004): Simulation of water flow, transport and temperature in the Oder (Szczecin) Lagoon. In : G. SCHERNEWSKI & T. DOLCH (eds.): The Oder Lagoon – against the background of the European Water Framework Directive. Mar. Sci. Rep. 57 : 85-97.
- RÖDIGER, S. (2004): Die Makrofauna des Oderhaffs – Vorschläge für ein Monitoring nach EU-WRRL. In : G. SCHERNEWSKI & T. DOLCH (eds.): The Oder Lagoon – against the background of the European Water Framework Directive. Mar. Sci. Rep. 57: 127- 177.
- SCHERNEWSKI, G. & W.-D. JÜLICH (2001): Risk assessment of virus infections in the Oder estuary (southern Baltic) on the basis of spatial transport and virus decay simulations. Int. J. Hyg. Env. Health 203: 317-325.
- SCHERNEWSKI, G. & M. WIELGAT (2001): Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modelling, management and the impact of weather. In. BREBBIA, C.A. (ed.): Coastal engineering: Computer Modelling of Seas and Coastal Regions. Witpress, Southampton, 87-98.
- SCHIEWER, U. & K. GLOCKE (1996): Ökologie der Bodden und Förden. In: G. RHEINHEIMER (ed.): Meereskunde der Ostsee. 2. Auflage. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- SCHLUNGBAUM, G. & M. KRECH (2000): Ästuarie an der südlichen Ostsee und die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Teil 1: Ökologische Gliederung. – Wasser und Abfall 12/2000.
- SCHMIDT, I. (1998): Langzeitreihen aus dem westlichen Teil des Oder-Ästuars – Ergebnisse der Bearbeitung von Monitoringdaten der WWD Küste/Stralsund aus dem Zeitraum 1972-1981. Hrsg.: R. LAMPE: Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar – Austauschprozesse (GOAP). Greifs. Geogr. Arb. 16: 194- 227.
- SCHRAMM, W. (1996): Veränderungen von Makrozoalgen und Seegrasbeständen. In LOZAN J. L., R. LAMPE, W. MATTHÄUS, E. RACHOR, H. RUHMOR & H. v.

WESTERNHAGEN (Hrgb.) Warnsignale aus der Ostsee – Wissenschaftliche Fakten / Parey Buchverlag Berlin 1996. 150-157.

- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Aufl.. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- TEJAKUSUMA, I. (2004): Investigations into the hydrography and dynamics of suspended particulate matter and sediments in the Oder Lagoon, southern Baltic Sea. IKZM-Oder Berichte 1. <http://www.ikzm-oder.de/download.php?fileid=298>.
- UM (= UMWELTMINISTER DES LANDES MECKLENBURG – VORPOMMERN, DER) (1991b): Rote Liste de gefährdeten Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfischarten Mecklenburg Vorpommerns.
- UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG VORPOMMERN: Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 sowie der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im deutschen Teil des Bearbeitungsgebietes Stettiner Haff (B-Bericht).
- UNESCO-IOC (2003): A Referenz Guide on the Use of Indicators for Integrated Coastal Management, ICAM-Dossier No.1 2003.
- UNESCO-IOC (2005): A Handbook for Measuring the Progress and Outcomes of Integrated Coastal and Ocean Management; ICAM-Dossier No. 2 2005.
- WASMUND, N., J. GÖBEL, C. SCHÖPPE (2004): Phytoplankton. In BUND-LÄNDER-MESSPROGRAMM FÜR DIE MEERESUMWELT VON NORD- UND OSTSEE: Zustandsbericht 1999-2002 für Nord- und Ostsee Kap. 2.5.1.
- WEBER, M. v., J. VOß, M. L. ZETTLER (2004): Makrozoobenthos. In BUND-LÄNDER-MESSPROGRAMM FÜR DIE MEERESUMWELT VON NORD- UND OSTSEE: Zustandsbericht 1999-2002 für Nord- und Ostsee Kap. 2.5.3.
- WEBER, M. v. (2004): Ergebnisse der Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns in: Strategien zur Sanierung von Küstengewässern – welche Schlussfolgerungen ergeben sich für die Umsetzung der EU.WRRL? Workshopbericht vom 16/17.11.2004 an der Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften.
- WESTPHAL, H. & B. LENK (1998): Die räumlich-zeitliche Verteilung von Primärproduktion und Bakterienkeimzahlen. Greifs. Geogr. Arb.16: 228-249.
- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI (2002): Impact of the Odra River nutrient load reductions on the trophic state of the Szczecin Lagoon: A modelling approach. – The Sec-

ond International Conference Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe. 21-24 April 2002, Miedzyzdroje, Poland.

- WIELGAT, M. (2002): Compilation of the Nutrient Loads for the Szczecin Lagoon (Southern Baltic). In: Schernewski, G. & U. Schiewer (eds.): Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management. CEEDES-Series, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 75-92.
- WIELGAT, M. & Z. WIETEK (2004): A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget. In: G. Schernewski & T. Dolch (eds.): The Oder Lagoon – against the background of the European Water Framework Directive. Mar. Sci. Rep. 57 : 99-125.
- WINKLER, H. M. (1991): Changes of Structure and Stock in Exploited Fish Communities in Estuaries of the Southern Baltic Coast (Mecklenburg-Vorpommern, Germany). Int. Rev. ges. Hydrobiol. 76 (3): 413-422.
- WYSOKIŃSKI, A. (1998): Fishery management in the Szczecin Lagoon. Bull. Sea Fish. Inst. 3 (145): 65-79.

Internet:

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (2001): Ökologisch besonders wertvolle marine Gebiete im deutschen Ostseebereich; im Internet unter <http://www.bfn.de/09/ostsee.pdf>; Abruf am 15.02.2005.
- BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE (BSH) (2005): CONTIS; im Internet unter: <http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/CONTISInformationssystem/index.jsp>; Abruf am 15.02.2005.

Gespräche:

- DR. JANSEN, WOLFGANG (2005); Stellvertretender Leiter des Instituts für Fischerei der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M- V am 14.11.2005