

## Kurzbericht zur Evaluierung der Gewässerqualitätsziele



Autoren:  
Hendrik Pehlke, Rita Fürst,  
Holger Schabelon, Holmer Sordyl

Institut für Angewandte Ökologie  
Neu Broderstorf  
ISSN 1614-5968





*IKZM-Oder Berichte*

*41 (2008)*

## Kurzbericht zur Evaluierung der Gewässerqualitätsziele

von

**Hendrik Pehlke, Rita Fürst, Holger Schabelon & Holmer Sordyl**

Institut für Angewandte Ökologie  
Alte Dorfstraße 11  
18184 Neu Broderstorf

Neu Broderstorf, Februar 2008

## 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.



Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung

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

## INHALT

1. Einleitung .....	5
2. Die Wasserrahmenrichtlinie .....	6
2.1. Abgrenzung von Flussgebietseinheiten und Wasserkörpern gemäß WRRL .....	7
2.2. Gewässertypologie gemäß WRRL .....	7
2.3. Einschätzung der Zielerreichung der Gewässer gemäß WRRL .....	12
2.4. Festlegung von Referenzbedingungen gemäß WRRL .....	13
2.5. Gewässerbewertung gemäß WRRL .....	14
3. Die Odermündungsregion .....	21
3.1. Ökologische Bedeutung des Oderhaffs .....	24
3.2. Wasserqualität der Oder und des Oderhaffs .....	25
3.2.1. Nährstoff- und Schadstoffbelastung .....	26
3.2.2. Schwebstoffe .....	33
3.2.3. Sedimente und Schadstoffe .....	33
3.2.4. Phytoplankton .....	37
3.2.5. Makrophyten, Phytobenthos .....	37
3.2.6. Makrozoobenthos .....	41
3.2.7. Fischfauna .....	44
3.3. Anthropogene morphologische Veränderungen .....	49
3.3.1. Sonstige anthropogene Belastungen (gemäß WRRL Anh. II 1.4) .....	56
4. Referenzwerte für das Oderästuar .....	56
4.1. Referenzwerte für die Biologischen Komponenten .....	56
4.1.1. Phytoplankton .....	56
4.1.2. Makrophyten .....	58
4.1.3. Makrozoobenthos .....	59
4.1.4. Fischfauna .....	63
4.2. Referenzwerte für Hydromorphologische Komponenten .....	63
4.3. Referenzwerte für physikalisch-chemischen Komponenten .....	64
4.3.1. Allgemeine Bedingungen .....	64
4.3.2. Spezifische synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe .....	69
5. Fazit .....	69
6. Literatur .....	72
7. Anhang .....	82

## ABBILDUNGEN

<b>Abb. 1: Durch das Umweltbundesamt ausgewiesene Flussgebietseinheiten von Mecklenburg-Vorpommern. ....</b>	<b>8</b>
<b>Abb. 2: Typen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. ....</b>	<b>11</b>
<b>Abb. 3: Zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials heranzuziehende Qualitätskomponenten .....</b>	<b>19</b>
<b>Abb. 4: Beispiel der Kombination kennzeichnender Parameter zur Beurteilung des Zustandes der biologischen Qualitätskomponenten .....</b>	<b>20</b>
<b>Abb. 5: Das Odermündungsgebiet.....</b>	<b>21</b>
<b>Abb. 6: Lage des Peenestromes, des Achterwassers und des Krumminer Wiek im Oderhaff.....</b>	<b>22</b>
<b>Abb. 7: Entwicklung des Stickstoffeintrags in die Oder. DIN = anorganisch gelöster Stickstoff, N-org = organisch gelöster Stickstoff .....</b>	<b>28</b>
<b>Abb. 8: Entwicklung des Phosphoreintrags in die Oder. PO<sub>4</sub> = Phosphat, P-org = organisch gelöster Phosphor.....</b>	<b>28</b>
<b>Abb. 9: Mittlere Nitratkonzentrationen im Oderhaff zu verschiedenen Jahreszeiten .....</b>	<b>29</b>
<b>Abb. 10: Stark schematisierter Verlauf der Eutrophierungsprozesse in den Bodden- und.....</b>	<b>32</b>
<b>Abb. 11: Darstellung der -Sedimentbelastung mit Zink und Blei im Oderhaff.....</b>	<b>34</b>
<b>Abb. 12: Küstenschutzdeiche an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns.....</b>	<b>51</b>
<b>Abb. 13: Küstenverbau und Wellenbrecher an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. ....</b>	<b>52</b>
<b>Abb. 14: Häfen, Bootsliegeplätze und Werften an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns.....</b>	<b>53</b>
<b>Abb. 15: Auspülungen, Sand- und Kiesabbau, Fahrrinnen, Verklappungsstellen und Hafenecken an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. ....</b>	<b>54</b>
<b>Abb. 16: Morphologische Veränderungen im Kleinen Haff.....</b>	<b>54</b>
<b>Abb. 17: Hauptsächliche Schiffsrouten im Kleinen Haff.....</b>	<b>55</b>
<b>Abb. 18: Limitation des Phytoplanktonwachstums heute und unter den Bedingungen vor 100 Jahren (Referenzbedingungen) auf Basis eines Modellansatzes. Anzahl der Tage mit a) Limitation durch Licht und b) nährstoffbedingter Limitation .....</b>	<b>65</b>
<b>Abb. 19: Tatsächliche Stickstoffeinträge und Einträge im Falle eines optimalen Managements .....</b>	<b>68</b>

## TABELLEN

Tab. 1: System B der WRRL.....	9
Tab. 2: Küstengewässertypen an der Küste M-V.....	10
Tab. 3: Einstufung der Zielerreichung für Fließgewässerkörper des gesamten Stettiner Haffs (deutsches und polnisches Gebiet).....	12
Tab. 4: Einstufung der Zielerreichung für Fließgewässerkörper des deutschen Teils des Bearbeitungsgebietes Stettiner Haff.....	13
Tab. 5: Zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials heranzuziehende biologische Qualitätskomponenten.....	14
Tab. 6: Zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials heranzuziehende hydromorphologischen Qualitätskomponenten.....	15
Tab. 7: Zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials heranzuziehende chemisch und chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten.....	15
Tab. 8: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand der biologischen Qualitätskomponenten von Küstengewässern.....	17
Tab. 9: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand der hydromorphologischen und der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten von Küstengewässern.....	18
Tab. 10: Belastung der Oder mit Arsen und Schwermetallen.....	25
Tab. 11: Klassifizierung ausgewählter Küstengewässer nach „Trophie und organischer Belastung“.....	31
Tab. 12: P-Freisetzungsraten aus den Sedimenten der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste.....	31
Tab. 13: Güteklassifizierung für Nährstoffe, Salze, Summenkenngrößen im Wasser (LAWA 1998) sowie für Schwermetalle (LAWA 1998) und Arsen (ISKE 1998) im Schwebstoff....	35
Tab. 14: Schwermetallinventare für Schlicksedimente des Stettiner Haffs 1993-1994 und 1995- 2001, in t.....	36
Tab. 15: Artenliste der Makrophyten der Laichschongebiete des Kleinen Haffs und des Peenestroms nach Gosselck et al. (1999b) sowie ergänzt anhand einer Aufnahme des IfAÖ im Peenestrom im Jahr 2006.....	39
Tab. 16: Fischfauna im Stettiner Haff.....	45
Tab. 17: Fischfang im Oderhaff in kg/ha/a.....	47
Tab. 18: Artenzusammensetzung und Häufigkeit der Süß- und Brackwasserfischarten im Stettiner Haff.....	47

Tab. 19: Artenzusammensetzung und Häufigkeit der marinen Fischarten im Stettiner Haff .....	48
Tab. 20: Bewertungsschema für den Küstenwasserkörper 5-10 PSU entsprechend den Richtlinien der WRRL.....	57
Tabelle 21: Zusammenstellung der Bewertungsparameter für die äußeren Küstengewässer und die Beschreibung der ökologischen Stufen anhand des Basisparameter „untere Verbreitungsgrenze“ .....	58
Tabelle 22: Chemische Qualitätskomponenten für Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustands.....	82
Tabelle 23: Umweltqualitätsnormen für die Einstufung des chemischen Zustands.....	85

## 1. Einleitung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (nachfolgend WRRL) legt in Artikel 4 fest, dass für alle oberirdischen Gewässer u. a. das Ziel gilt, den „guten ökologischen und chemischen Zustand“ in 15 Jahren zu erreichen.

Dafür sind für jeden Gewässertyp spezifische hydromorphologische, physikalisch-chemische und biologische Referenzbedingungen festzulegen. Der Referenzzustand soll dabei dem in der WRRL beschriebenen „sehr guten ökologischen Zustand“, der bei „Abwesenheit störender Einflüsse“ im Gewässer vorherrscht entsprechen.

Gemäß WRRL sollen solche Referenzbedingungen durch Messstellendaten in weitgehend unbeeinflussten Stellen in typgleichen Gewässern oder – wenn solche nicht vorhanden sind – in anderen vergleichbaren Einzugsgebieten erhoben werden. Sollten auch solche Messstellendaten nicht verfügbar sein, müssen Referenzwerte mittels historischer Daten oder als letzte Alternative durch Modellierungen gewonnen werden.

Typgleiche unbeeinflusste Gewässer sind im gesamten Ostseeraum nicht anzutreffen. Man ist also auf die Erstellung von Modellen bzw. die Auswertung von historischen Daten angewiesen.

Der vorliegende Bericht erläutert zunächst die aktuelle ökologische, morphologische und physikalisch-chemische Situation des Oderhaffs und stellt dann verschiedene bestehende Ansätze der Referenzwertbildung für die biologischen Qualitätskriterien und die physikalisch-chemischen Kriterien vor. Bei ersteren werden Ansätze der Referenzwertbildung für das Phytoplankton (Sagert et al. 2006), die Makrophyten (Selig et al. 2006) und das Makrozoobenthos (Marilim 2008) vorgestellt, wobei angemerkt werden muss, dass diese teilweise für andere Küstengewässertypen entwickelt wurden und eine Übertragbarkeit auf das Oderhaff noch geprüft werden muss. Hinsichtlich der physikalisch-chemischen Kriterien werden die modellierten Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen eines präindustriellen Szenarios von Schernewski et al. (2006) und das Reduktionsszenario der Stickstofffracht der Oder von Behrendt et al. (2005) angesprochen.

Abschließend werden oben genannte Referenzwertwertbildung hinsichtlich der Anforderungen der WRRL hinterfragt und auch die Richtlinien der WRRL bezüglich der Referenzwertbildungen in Hinblick auf das Oderhaff kritisch bewertet.

## 2. Die Wasserrahmenrichtlinie

Mit Veröffentlichung vom 22.12.2000 im EG-Amtsblatt trat die „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ - kurz: die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (nachfolgend WRRL) - in Kraft.

Mit dem Tag der Veröffentlichung startete eine zusammenhängende Gewässerschutzpolitik in Europa, die auch über Staats- und Ländergrenzen hinweg zu einer Harmonisierung des Gewässerschutzes innerhalb der weiter angewachsenen Gemeinschaft und zu einer Verminderung der Gewässerbelastung beitragen soll.

Ziel dieser Richtlinie ist eine konsistente Zusammenfassung und Erweiterung der bisher im Bereich Wasser sehr inhomogenen EU-Regelungen. Die WRRL fordert dazu eine flussgebietsbezogene Bewirtschaftung der Oberflächengewässer und des Grundwassers. Die letztendliche Zielvorgabe, die Erreichung eines „guten Zustandes“ in allen Gewässern bis 2015, soll durch entsprechende Maßnahmen innerhalb bestimmter Fristen im Einzugsgebiet erreicht werden. Für künstliche und im Sinne der WRRL erheblich veränderte Oberflächengewässer ist ein „gutes ökologisches Potential“ analog zu dem „guten Zustand“ bei natürlichen Gewässern zu erreichen.

Diese Grundsätze sollen für alle ober- und unterirdischen Gewässer sowie die Küstengewässer gelten. Zur Umsetzung dieser Ziele basiert die WRRL auf zwei in dieser Konsequenz in der Wasserwirtschaft neuartigen Ansätzen: Dem einzugsgebietsbezogenen und dem gewässertypenspezifischen Ansatz.

Das Einzugsgebiet im Sinne der WRRL - Grundlage der künftigen wasserwirtschaftlichen Betrachtung - ist definiert als das gesamte Gebiet, aus dem der Oberflächenabfluss (an einer einzigen Flussmündung, einem Ästuar oder Delta) in das Meer gelangt. Dazu zählen sämtliche Oberflächengewässer, einschließlich der Auen und die mit dem Oberflächenwasser in Wechselwirkung stehenden Grundwasser. Alle Oberflächengewässer werden entsprechend ihrer naturräumlichen bzw. physikalischen und chemischen Faktoren bestimmten Gewässertypen zugeordnet. Im Unterschied zu früheren Gesetzen und Richtlinien wird sich die Bewertung von Gewässern in Zukunft im Wesentlichen am Zustand ihrer Biozönose orientieren. Die Erfassung und die Beurteilung der Wirkung anthropogener Eingriffe auf die Lebensgemeinschaft der Gewässer ist somit eine vorrangige Aufgabe der Gewässerbewirtschaftung.

## 2.1. Abgrenzung von Flussgebietseinheiten und Wasserkörpern gemäß WRRL

Die Gewässerbewirtschaftung wird sich gemäß WRRL in Zukunft am Einzugsgebiet eines Gewässers orientieren: Hierzu zählen alle Fließ- und Stillgewässer ebenso wie Mündungsbereiche und sich anschließende Küstengewässer. Die Gemeinschaftsstaaten werden dazu aufgefordert, die einzelnen Einzugsgebiete ihres Hoheitsgebietes Flussgebietseinheiten zuzuordnen. Die Flussgebietseinheiten von Mecklenburg-Vorpommern ist Abbildung 1: Durch das Umweltbundesamt ausgewiesene Flussgebietseinheiten von Mecklenburg-Vorpommern.

zu entnehmen.

## 2.2. Gewässertypologie gemäß WRRL

Nach der Ausweisung von Flussgebietseinheiten werden die Oberflächenwasserkörper nach morphologischen Kriterien in Gewässerarten und schließlich in Gewässertypen untergliedert. Es werden folgende Gewässerarten unterschieden: Flüsse, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer. Sind natürliche Gewässer „...*durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert...*“ (WRRL Artikel 2, Absatz 9) so können sie als "erheblich veränderte Gewässer" ausgewiesen und im Wesentlichen wie künstliche Gewässer behandelt werden.

Gewässer unterscheiden sich in ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften und in ihrer Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen. Beispielsweise treten im Hochgebirge andere aquatische Lebensgemeinschaften auf als im Flachland. Kennzeichnend für die Unterschiede sind die geologischen, morphologischen und hydrologischen Charakteristika der Gewässer. Um die unterschiedlichen Empfindlichkeiten berücksichtigen zu können, werden in der WRRL die Gewässer grobskalig in Ökoregionen eingeteilt.

Die im Anhang XI der WRRL vorgenommene Zuordnung unterteilt Deutschland in sieben Ökoregionen: Flüsse und Seen in die Ökoregionen zentrales Flachland, westliches Flachland, zentrales Mittelgebirge, westliches Mittelgebirge und Alpen sowie die Übergangs- und Küstengewässer in die Ökoregionen Nordsee und Ostsee. Für die deutsche Ostseeküste, die sich entlang der Bundesländer Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern erstreckt, wurde durch die zuständigen Fachbehörden (LANU Schleswig-Holstein und LUNG Mecklenburg-Vorpommern) die Festlegung getroffen, dass alle Gewässer als „Küstengewässer“ eingestuft werden, und der Oberflächenwasserkörper „Übergangsgewässer“ entfällt.

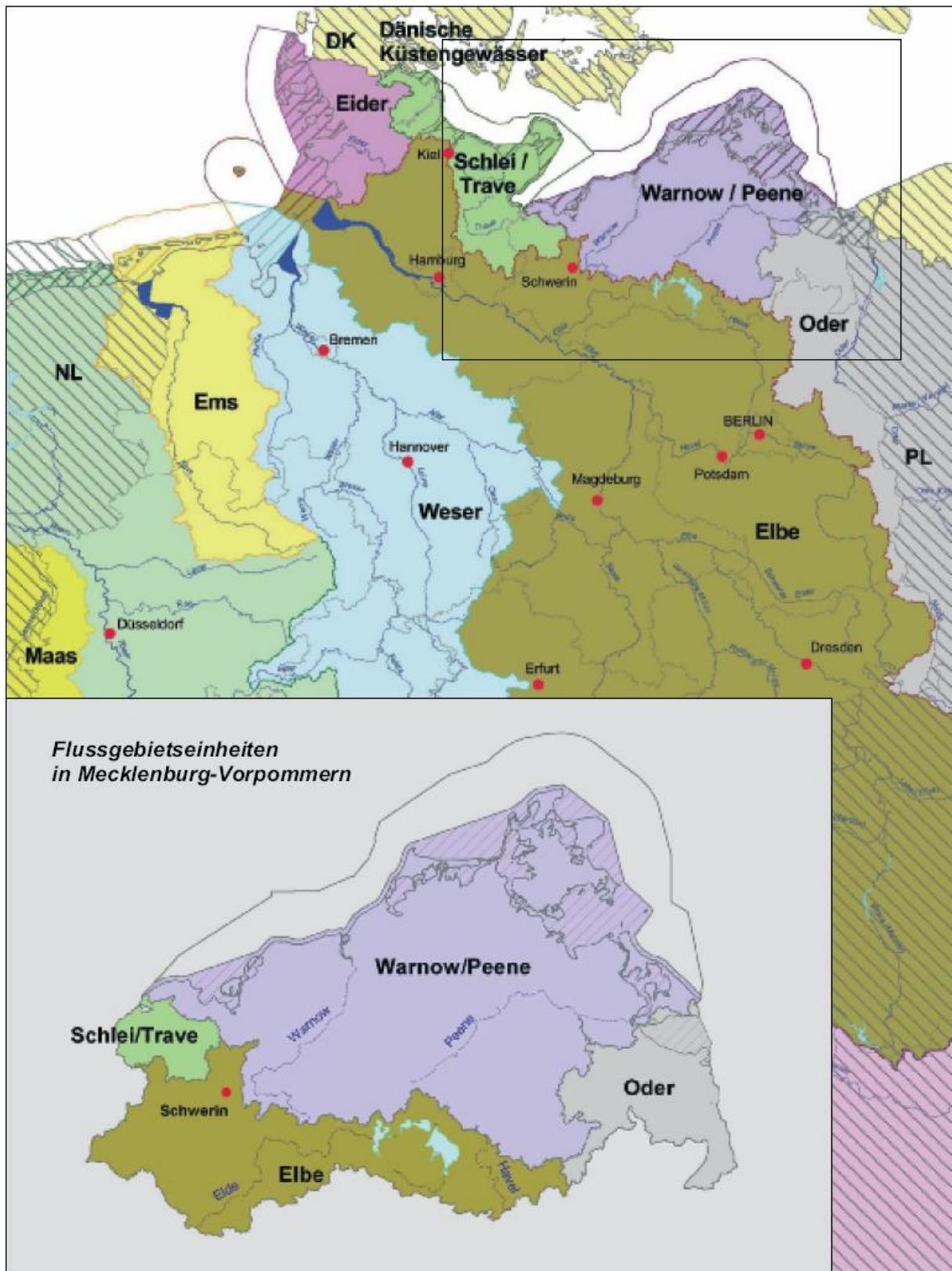


Abbildung 1: Durch das Umweltbundesamt ausgewiesene Flussgebietseinheiten von Mecklenburg-Vorpommern.

In Deutschland wurden vier nationale Flussgebietseinheiten - Eider, Schlei/Trave, Warnow/Peene und Weser ausgewiesen. Deutschland hat außerdem Anteil an den internationalen Flussgebieten der Ems, der Donau, der Maas, des Rheins, der Elbe und der Oder. (Quelle: LUNG 2005)

Für die Einstufung der Gewässer in Typen können nach Anhang II und Anhang XI der WRRL alternativ zwei Verfahren genutzt werden:

System A: Feststehende Typologie (Ökoregionen) mittels einer sehr eingeschränkten Anzahl von Faktoren (Höhenlage, Einzugsgebietsgröße und Geologie)

System B: Alternative Beschreibung mittels obligatorischer Faktoren (z.B. Höhenlage, Geologie bei Flüssen und Seen sowie z.B. Tidenhub und Salzgehalt bei Küsten- und Übergangsgewässern) und optionaler Faktoren (z.B. Entfernung von der Quelle bei Flüssen, z.B. Wassererneuerungszeit bei Seen sowie z.B. Zusammensetzung des Substrats und/oder Strömungsgeschwindigkeit bei Küsten- und Übergangsgewässern)

Deutschland hat sich - wie die meisten Mitgliedstaaten - für System B entschieden.

Tabelle 1: System B der WRRL

Alternative Beschreibung	Physikalische und chemische Faktoren, die die Eigenschaften des Flusses oder Flussabschnitts und somit die Struktur und Zusammensetzung der Biozönosen bestimmen
Obligatorische Faktoren	geographische Breite geographische Länge Salzgehalt Tiefe
optionale Faktoren	Strömungsgeschwindigkeit Wellenexposition durchschnittliche Wassertemperatur Durchmischungseigenschaften Trübung Rückhaldedauer (bei eingeschlossenen Buchten) durchschnittliche Zusammensetzung des Substrates Schwankungsbereich der Wassertemperaturen

(Quelle: [http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm))

Die Typisierung der Oberflächenwasserkörper der Kategorie „Küstengewässer“ erfolgt gemäß dem System B nach Anhang II Nummer 1.1 in Verbindung mit Nummer 1.2.4 WRRL. Der Typisierung liegen die obligatorischen Faktoren zur Lage (geographische Breite und geographische Länge), zur Tiefe und zum Salzgehalt zu Grunde. Ferner werden für die Typisierung folgende optionale Faktoren herangezogen: Wellenexposition, Durchmischungseigenschaften, Rückhaldedauer und durchschnittliche Substratzusammensetzung.

Die Typisierung beschränkt sich auf das für die Bewertung des ökologischen Zustandes der Küstengewässer relevante Gebiet gemäß Artikel 2 Nummer 7 WRRL (Einmeilenzone). Küstengewässer sind durch eine geringe Wassertiefe von weniger als 30 m gekennzeichnet. Nach dem Salzgehalt wird zwischen oligohalinen (Salzgehalt 0,5 -5 PSU) und mesohalinen (Salzgehalt 5 - 18 PSU) Küstengewässern unterschieden. Nach dem Grad der Wellenexposition teilt man die

Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste zusätzlich in innere und äußere Küstengewässer ein (LUNG 2005).

Innere Küstengewässer sind gekennzeichnet durch eine geringe Wellenexposition und die Ausbildung geschützter Buchten. Äußere Küstengewässer weisen eine mäßige bis deutliche Wellenexposition auf. In den äußeren Küstengewässern erfolgt zusätzlich die Unterscheidung nach Durchmischungseigenschaften, entsprechend dem Auftreten oder Fehlen einer saisonalen Sprungschicht. Äußere Küstengewässer mit saisonaler Sprungschicht sind in der Flussgebietseinheit Oder nicht vorhanden (LUNG 2005). Nach einem gemeinsamen Vorschlag der deutschen Küstenländer werden die inneren Küstengewässer einheitlich der Gewässerkategorie „Küstengewässer“ gemäß WRRL zugewiesen, weil in ihnen eine windgetriebene Strömungsdynamik überwiegt, wie sie nach WRRL für diese Gewässerkategorie typisch ist (LUNG 2005).

Tabelle 2: Küstengewässertypen an der Küste M-V

Haupttypen nach Salzgehaltszonen der Ostsee						
Typ B1		Typ B2		Typ B3		Typ B4
Oligohaline innere Küstengewässer		Mesohaline innere Küstengewässer		Mesohaline äußere Küstengewässer ohne saisonale Sprungschicht		Meso- bis polyhaline Küstengewässer mit saisonaler Sprungschicht (nur in Schleswig-Holstein vorhanden)
Untertyp B1a	Untertyp B1b	Untertyp B2a	Untertyp B2b	Untertyp B3a	Untertyp B3b	
β-oligohalin	α-oligohalin	β-mesohalin	α-mesohalin	β- mesohalin	α- mesohalin	
Salzgehalt (in PSU)						
0,5 - 3	3 - 5	5 - 10	10 - 18	5 - 10	10 - 18	10 - 30
Wassertiefe < 30 m		Wassertiefe < 30 m		Wassertiefe < 30 m		Wassertiefe < 30 m
Tideregime: mikrotidal		Tideregime: mikrotidal		Tideregime: mikrotidal		Tideregime: mikrotidal
Exposition: geschützte Buchten		Exposition: geschützte Buchten		Exposition: exponiert		Exposition: (mäßig) exponiert
Wasseraustausch: gering		Wasseraustausch: mäßig bis gut		Wasseraustausch: sehr gut		Wasseraustausch: saisonal gering
Sediment: Sand, Schlick		Sediment: Sand, Schlick		Sediment: Sand (teilweise mit Kies und Steinen), Till und organisches Sediment		Sediment: Schlick, Mischsedimente
Besiedelung: überwiegend limnische Sedimente		Besiedelung: übersiegend marine Besiedelung, häufige Algenblüten		Besiedelung: ausgeprägte marine Besiedelung, jahreszeitliche Algenblüten		Besiedelung: teilweise reduzierte marine Besiedelung, jahreszeitliche Algenblüten

(Quelle: [http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm))

Die Gewässer der Ostseeküste innerhalb der Einmeilenzone lassen sich den Typen B1, B2 und B3 zuordnen (siehe Tabelle 2). Die **oligohalinen inneren Küstengewässer (Typ B1)** sind charakterisiert

durch einen niedrigen mittleren Salzgehalt von 0,5 - 5 PSU, durch eine geringe Exposition und einen geringen Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee, sowie durch schlickige oder Mischsedimente, wobei auch Sandbänke auftreten können und durch eine **überwiegend von limnischen und salztoleranten marinen Organismen geprägte Besiedlung**. Innerhalb des Typs B1 lassen sich an Hand des mittleren Salzgehaltes zwei bewertungsrelevante Ausprägungen unterscheiden: Untertyp **B1a (Salzgehalt 0,5 - 3 PSU)** und Untertyp **B1b (Salzgehalt 3 - 5 PSU)**.

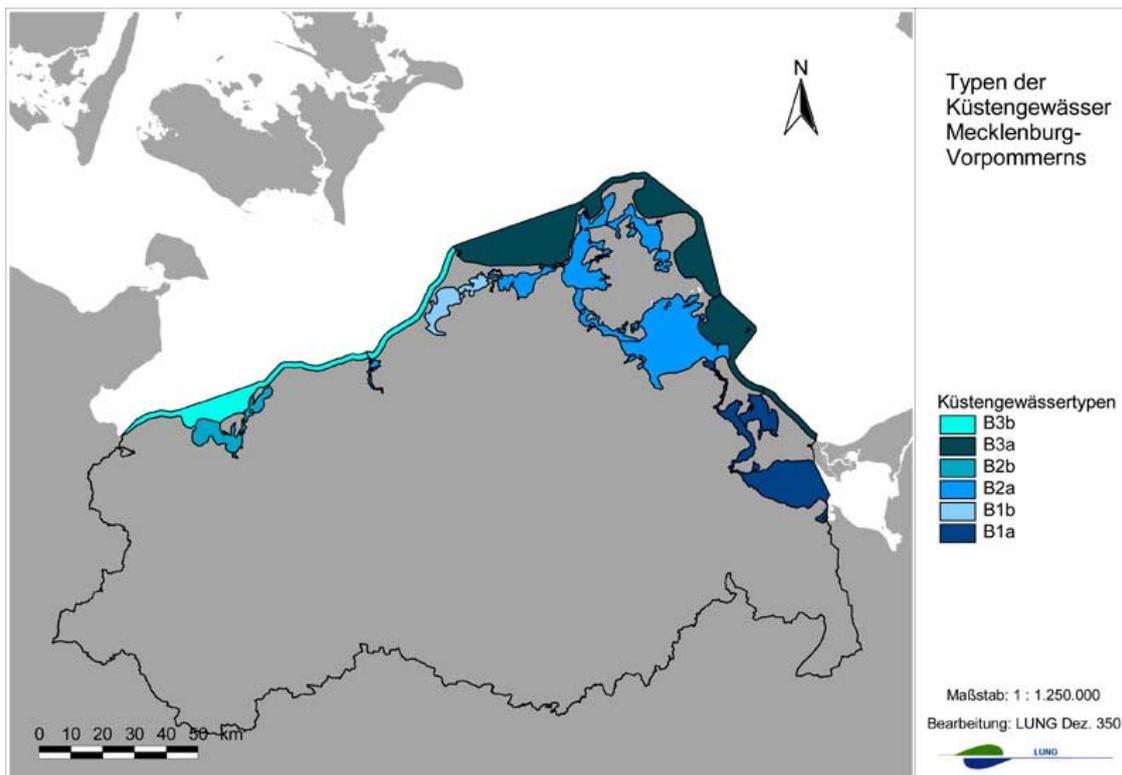


Abbildung 2: Typen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. (Quelle: LUNG 2005)

Die mesohalinen inneren Küstengewässer (Typ B2) sind charakterisiert durch mittlere Salzgehalte zwischen 5 und 18 PSU, mäßige bis sehr geringe Exposition, mäßigen bis guten Wasseraustausch sowie durch schlickige, in exponierten Flachwasserzonen auch sandige Sedimente. Die Besiedlung des Typs B2 ist vorrangig von salztoleranten marinen Organismen geprägt, insbesondere im unteren Bereich der Salzgehaltsspanne (Typ B2a) werden die Zönosen durch Süß- und Brackwasserarten ergänzt. Es lassen sich auf Grund des mittleren Salzgehaltes die Untertypen B2a (Salzgehalt 5 - 10 PSU) und B2b (Salzgehalt 10 - 18 PSU) unterscheiden.

Die mesohalinen äußeren Küstengewässer (Typ B3) weisen ebenfalls mittlere Salzgehalte zwischen 5 und 18 PSU auf, umfassen jedoch den mäßig bis deutlich exponierten Streifen der Außenküste, der durch einen guten Wasseraustausch und durch sandige, mit Blockfeldern durchsetzte Sedimente gekennzeichnet ist. Die Besiedlung setzt sich vorrangig zusammen aus marinen und Brackwasserarten; Seegraswiesen sind verbreitet, auf Hartsubstraten auch Bewuchs mit marinen Algen. Bei diesem Typ

lassen sich bei feinerer Differenzierung der Salzgehalte die Untertypen B3a (Salzgehalt 5 - 10 PSU) und B3b (Salzgehalt 10 - 18 PSU) unterscheiden.

### 2.3. Einschätzung der Zielerreichung der Gewässer gemäß WRRL

Bereits vor der eigentlichen Bewertungsphase der Gewässer sieht die WRRL vor, dass eine Einschätzung vorgenommen wird, ob die Wasserkörper den „guten ökologischen und chemischen Zustand“ ohne Einbeziehung künftiger Maßnahmen bereits heute erreichen. Grundlage für die Einschätzung der Zielerreichung sind biologische, physikalisch-chemische und morphologische Kriterien, insbesondere die Angaben und Bewertungen der vorhandenen Gewässergüteklassifizierungen und Strukturhebungen. Diese Gefährdungsabschätzung führt zur vorläufigen Einstufung der Wasserkörper als gefährdet (Zielerreichung unwahrscheinlich), nicht gefährdet (Zielerreichung wahrscheinlich) oder unsicher (Zielerreichung unklar).

Die Ergebnisse der Beurteilung müssen dann mit WRRL-kompatiblen Bewertungsverfahren im Rahmen der anschließenden Überwachungsprogramme verifiziert werden.

Die Ergebnisse der Gefährdungsabschätzung für das Gebiet des Oderhaffs sind in Tabelle 3 aufgeführt. Insbesondere im Bereich der unteren Oder und des Stettiner Haffs wird der weit überwiegende Teil der Wasserkörper den "guten Zustand" voraussichtlich nicht erreichen (<http://www.ikzm-d.de>).

Tabelle 3: Einstufung der Zielerreichung für Fließgewässerkörper des gesamten Stettiner Haffs (deutsches und polnisches Gebiet)

Gebiet	Anzahl Wasserkörper	Zielerreichung nicht gefährdet	Zielerreichung unklar	Zielerreichung gefährdet
Stettiner Haff	225	55	14	156

(Quelle: <http://www.ikzm-d.de/main.php?page=15,239>, verändert)

Das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern wies in dem „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)“ diejenigen Wasserkörper aus, von denen angenommen wird, dass sie den „guten Zustand“ nach Artikel 4 Absatz 1 der Richtlinie 2000/60/EG nicht erreichen.

Tabelle 4: Einstufung der Zielerreichung für Fließgewässerkörper des deutschen Teils des Bearbeitungsgebietes Stettiner Haff (Quelle: [http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm) : 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), Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern)

	Fließgewässerkörper	
	Anzahl	%
Zielerreichung wahrscheinlich	17	10
Zielerreichung unklar	9	5
Zielerreichung unwahrscheinlich	144	85
Summe	170	100

Laut Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern ist für das Küstengewässer Kleines Haff die Zielerreichung unwahrscheinlich, insbesondere wegen der stofflichen Belastungen aus dem Einzugsgebiet der Oder - eine Belastung, die über das Große Haff auf das Kleine Haff einwirkt.

#### **2.4. Festlegung von Referenzbedingungen gemäß WRRL**

Nach WRRL Anhang II Nr. 1.3 sind für jeden Gewässertyp spezifische hydromorphologische, physikalisch-chemische und biologische Referenzbedingungen festzulegen. Der Referenzzustand entspricht dabei dem in Anhang V der WRRL beschriebenen „sehr guten ökologischen Zustand“, der bei „Abwesenheit störender Einflüsse“ im Gewässer vorherrscht. Die wichtigsten Schritte für die Festlegung von Referenzbedingungen sind:

Schritt 1 Schaffung raumbezogener Referenzbedingungen unter Verwendung von Messstellendaten. Dabei sollen weitgehend unbeeinflusste Stellen im Einzugsgebiet (in typgleichen Gewässern) genutzt werden.

Schritt 2 Gesetz dem Fall, dass unbeeinflusste Stellen im betroffenen Einzugsgebiet nicht vorhanden sind, sollen vergleichbare Einzugsgebiete herangezogen werden.

Schritt 3 Wenn in vergleichbaren Einzugsgebieten keine Referenzstellen zu identifizieren sind, sollen historische Daten zur Rekonstruktion der Referenzbedingungen verwendet werden.

Schritt 4 Wenn die historischen Daten nicht belastbar oder nicht vorhanden sind, so ist anhand von Expertenwissen die Referenzsituation zu modellieren.

Da die Ostsee schon lange intensiv genutzt wird und insbesondere die Nährstoffsituation stark durch anthropogene Eingriffe beeinflusst und verändert wurde, lassen sich unbeeinflusste Bereiche, die als Referenzstellen für die Küstengewässer Deutschlands dienen könnten im gesamten Ostseegebiet nicht ausmachen. Historische Daten aus dem Ostseeraum reichen z. T. bis ins 18. Jahrhundert. zurück – jedoch konzentrierte sich die Datenerhebung sehr lange auf physikalisch-chemische Parameter. Der

Vergleich historischer Daten wird aber durch die Vielzahl unterschiedlicher Erhebungsmethoden erschwert.

Für die Erstellung von Modellen werden jedoch Eingangsdaten benötigt. Bei der Datenlage im Ostseeraum kann es sich dabei nur um eine Kombination aus historischen, i. d. R. physikalisch-chemischen Daten und eine „Ergänzung“ des heutigen Arteninventars anhand von Expertenwissen handeln. Auch wenn es sich bei Modellierungen um die unsicherste der in der WRRL vorgeschlagenen Ansätze zur Referenzbildung handelt, ist dies wohl die einzige Möglichkeit, Referenzen des „guten Zustandes“ für den Ostseeraum zu konstruieren.

## 2.5. Gewässerbewertung gemäß WRRL

Wenn ein Wasserkörper einer ökologischen Zustands- oder Potenzialklasse zugeordnet werden soll, müssen gemäß WRRL vorrangig die Werte der biologischen Qualitätskomponenten herangezogen werden.

Tabelle 5: Zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials heranzuziehende biologische Qualitätskomponenten (auf der Grundlage von Anhang V 1.1 der WRRL) Quelle: Umweltbundesamt 2003

Anhang V 1.1.1 Flüsse	Anhang V 1.1.2 Seen	Anhang V 1.1.3 Übergangsgewässer	Anhang V 1.1.4 Küstengewässer
Biologische Komponenten			
Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora	Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons	Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons	Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons
Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna	Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora	Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora <sup>1</sup>	Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora <sup>1</sup>
Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna	Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna	Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna	Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna
	Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna	Zusammensetzung und Abundanz der Fischfauna	

<sup>1</sup> Die sonstige Gewässerflora, die in den normativen Begriffsbestimmungen für Übergangs- und Küstengewässer (Anhang V 1.2.3 und V 1.2.4) genannt wird, umfasst Großalgen und Angiospermen.

Tabelle 6: Zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials heranzuziehende hydromorphologische Qualitätskomponenten (auf der Grundlage von Anhang V 1.1 der WRRL) Quelle: Umweltbundesamt 2003

Anhang V 1.1.1 Flüsse	Anhang V 1.1.2 Seen	Anhang V 1.1.3 Übergangsgewässer	Anhang V 1.1.4 Küstengewässer
Hydromorphologische Komponenten in Unterstützung der Biologischen Komponenten			
Wasserhaushalt Abfluss und Abflussdynamik Verbindung zu Grundwasserkörpern Durchgängigkeit des Flusses Morphologische Bedingungen Tiefen- und Breitenvariation Struktur und Substrat des Flussbetts Struktur der Uferzone	Wasserhaushalt Wasserstandsdynamik Wassererneuerungszeit Verbindung zu Grundwasserkörpern Morphologische Bedingungen Tiefenvariation Menge, Struktur und Substrat des Gewässerbodens Struktur der Uferzone	Tidenregime Süßwasserzustrom Wellenbelastung Morphologische Bedingungen Tiefenvariation Menge, Struktur und Substrat des Gewässerbodens Struktur der Gezeitenzone	Tidenregime Richtung der vorherrschenden Strömung Wellenbelastung Morphologische Bedingungen Tiefenvariation Struktur und Substrat des Gewässerbodens Struktur der Gezeitenzone

Die biologischen Parameter der Übergangs- und Küstengewässern sind die Zusammensetzung und die Abundanz der Ökosystemkomponenten Phytoplankton, Makrophyten, benthische Makroinvertebraten und für die Übergangsgewässer zusätzlich die Fischfauna. Die physikalisch-chemischen Gewässerparameter (EU-WRRL Anh. V 1.1) haben eine unterstützende Funktion.

Tabelle 7: Zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials heranzuziehende chemisch und chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten (auf der Grundlage von Anhang V 1.1 der WRRL) Quelle: Umweltbundesamt 2003

Anhang V 1.1.1 Flüsse	Anhang V 1.1.2 Seen	Anhang V 1.1.3 Übergangsgewässer	Anhang V 1.1.4 Küstengewässer
Chemische und physikalisch-chemische Komponenten in Unterstützung der Biologischen Komponenten			
Allgemein Temperaturverhältnisse Sauerstoffhaushalt Salzgehalt Versauerungszustand Nährstoffverhältnisse Spezifische Schadstoffe Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden	Allgemein Sichttiefe Temperaturverhältnisse Sauerstoffhaushalt Salzgehalt Versauerungszustand Nährstoffverhältnisse Spezifische Schadstoffe Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden	Allgemein Sichttiefe Temperaturverhältnisse Sauerstoffhaushalt Salzgehalt Nährstoffverhältnisse Spezifische Schadstoffe Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden	Allgemein Sichttiefe Temperaturverhältnisse Sauerstoffhaushalt Salzgehalt Nährstoffverhältnisse Spezifische Schadstoffe Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden

Das deutsche Gebiet des Stettiner Haffs ist als ein inneres Küstengewässer eingestuft, weswegen die Fischfauna im Monitoring eigentlich keine Berücksichtigung findet (Stavenhagen 2006). In anderen EU-Staaten, wie auch in Polen, werden die Ästuare jedoch als Übergangsgewässer eingestuft. Wegen der besseren internationalen Vergleichbarkeit erscheint es sinnvoll, die Fischfauna als Parameter bei der Bewertung des Stettiner Haffs daher zu berücksichtigen (Stavenhagen 2006).

Tabelle 8: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand der biologischen Qualitätskomponenten von Küstengewässern

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Phytoplankton	Zusammensetzung und Abundanz des Phytoplanktons entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Die durchschnittliche Biomasse des Phytoplanktons entspricht den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, dass dadurch die typspezifischen Transparenzbedingungen signifikant verändert werden. Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typspezifischen physikalischchemischen Bedingungen entspricht.	Zusammensetzung und Abundanz der phytoplanktonischen Taxa zeigen geringfügige Störungsanzeichen. Die Biomasse weicht geringfügig von den typspezifischen Bedingungen ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalischchemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde. Es kann zu einem leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität der typspezifischen Planktonblüten kommen.	Zusammensetzung und Abundanz der planktonischen Taxa zeigen Anzeichen für mäßige Störungen. Die Algenbiomasse liegt deutlich außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht, was Auswirkungen auf die anderen biologischen Qualitätskomponenten hat. Es kann zu einem mäßigen Anstieg der Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten kommen. In den Sommermonaten können anhaltende Blüten auftreten.
Großalgen und Angiospermen	Alle störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden. Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Die meisten störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden. Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen zeigen Störungsanzeichen.	Es fehlt eine mäßige Zahl störungsempfindlicher Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind. Die Mächtigkeit der Großalgen und die Abundanz der Angiospermen sind mäßig gestört, was dazu führen kann, dass das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird.
Benthische wirbellose Fauna	Der Grad der Vielfalt und Abundanz der wirbellosen Taxa liegt in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Alle störungsempfindlichen Taxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse gegeben sind, sind vorhanden.	Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt geringfügig außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht. Die meisten empfindlichen Taxa der typspezifischen Gemeinschaften sind vorhanden.	Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt mäßig außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht. Es sind Taxa vorhanden, die auf Verschmutzung hindeuten. Viele empfindliche Taxa der typspezifischen Gemeinschaften fehlen.

Tabelle 9: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand der hydromorphologischen und der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten von Küstengewässern

### Hydromorphologische Qualitätskomponenten

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Gezeiten	Der Süßwasserzustrom sowie Richtung und Geschwindigkeit der vorherrschenden Strömungen entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Morphologie	Tiefenvariation, Struktur und Substrat des Sediments der Küstengewässer sowie Struktur und Bedingungen der Gezeitenzonen entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

### Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Allgemeine Bedingungen	Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Temperatur, Sauerstoffbilanz und Sichttiefe zeigen keine Anzeichen anthropogener Störungen und bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.	Die Werte für die Temperatur, den Sauerstoffhaushalt und die Sichttiefe gehen nicht über den Bereich hinaus, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind. Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Spezifische synthetische Schadstoffe	Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken.	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EWG und der Richtlinie 98/8/EG (< EQS).	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe	Die Konzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte = bgl).	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden (2), unbeschadet der Richtlinie 91/414/EWG und der Richtlinie 98/8/EG (< EQS).	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

Es werden folgende Abkürzungen verwendet: bgl = Hintergrundwert; EQS = Umweltqualitätsstandard.

Die Anwendung der Umweltqualitätsnormen, die sich aus diesem Protokoll ergeben, bedeutet nicht, dass die Schadstoffkonzentrationen so weit verringert werden müssen, dass sie unter den Hintergrundwerten liegen.

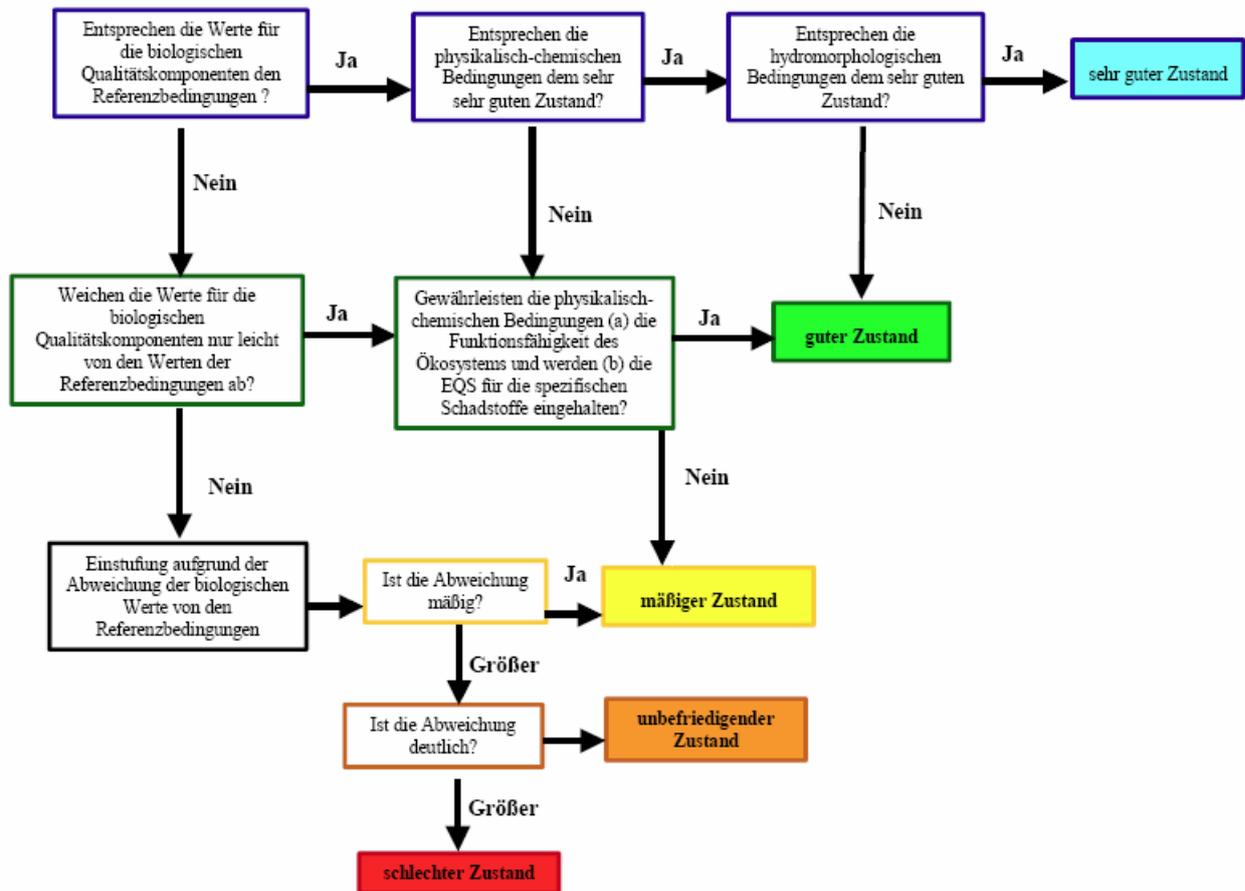


Abbildung 3: Zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials heranzuziehende Qualitätskomponenten (auf der Grundlage von Anhang V 1.1 der WRRL)

Aus Abbildung 3 wird ersichtlich, wie die in Tabelle 8 und Tabelle 9 aufgeführten Qualitätskomponenten zur Bestimmung des ökologisch-chemischen Zustandes verwendet werden. Dabei wird deutlich, dass die biologischen Qualitätskomponenten höher gewichtet werden als die physikalisch-chemischen oder die hydromorphologischen. Abbildung 4 liefert ein Beispiel, wie kennzeichnende Parameter kombiniert werden können, um den Zustand der biologischen Qualitätskomponenten zu beurteilen. Dabei gilt auf der Ebene der Qualitätskomponenten der Grundsatz „Kriterium für eine Qualitätskomponente verfehlt – alle verfehlt“.

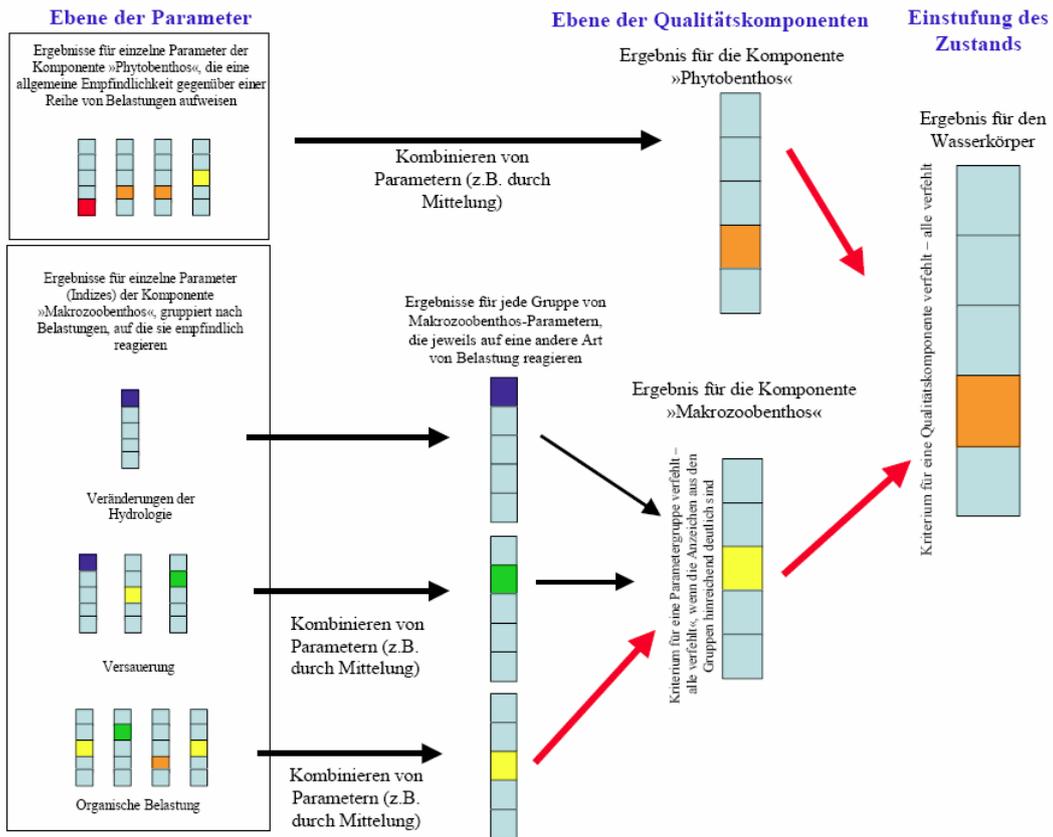


Abbildung 4: Beispiel der Kombination kennzeichnender Parameter zur Beurteilung des Zustandes der biologischen Qualitätskomponenten. Auf der Ebene der Qualitätskomponenten muss, wie an den roten Pfeilen ersichtlich, nach dem Grundsatz »Kriterium für eine Qualitätskomponente verfehlt – alle verfehlt« verfahren werden. Quelle: Umweltbundesamt (2005).

### 3. Die Odermündungsregion

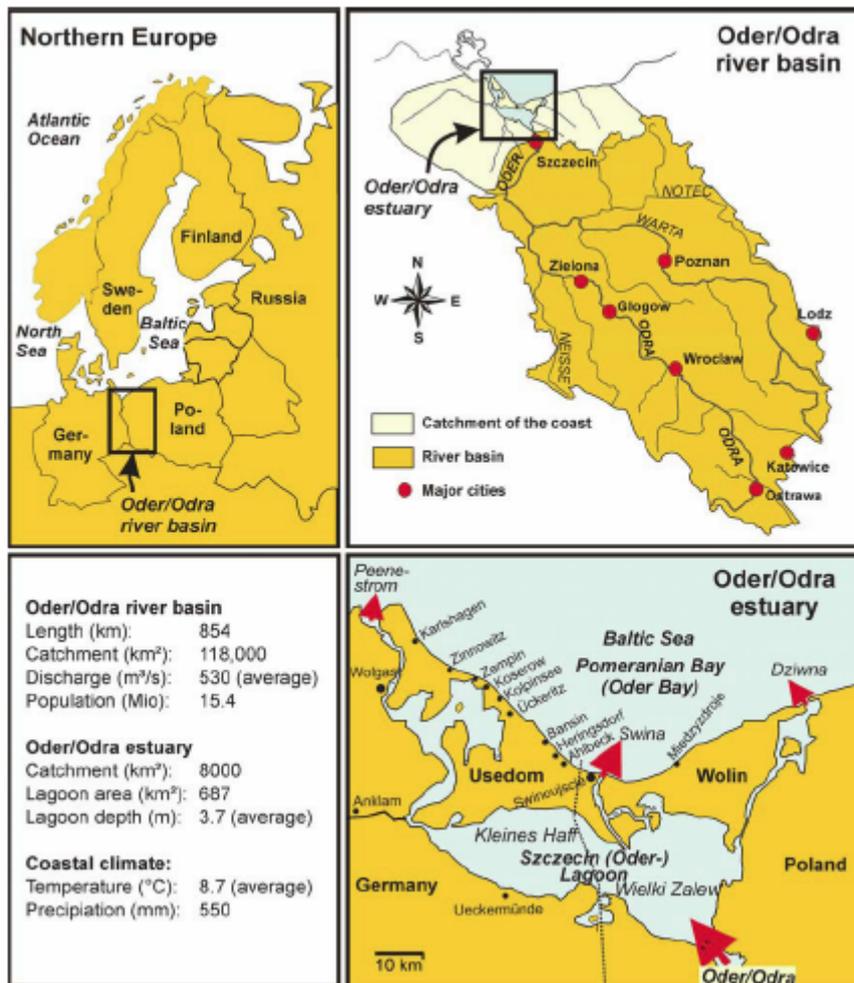


Abbildung 5: Das Odermündungsgebiet. Karte 1 stellt die Lage des Oderästuars im Ostseeraum dar. Karte 2 zeigt das gesamte Einzugsgebiet der Oder. Karte 3 bildet das Oderhaff und die angrenzenden Küstengewässer ab. Quelle: Schernewski et al. (2005).

Die Odermündungsregion umfasst das Oderhaff (auch Stettiner Haff genannt), die Inseln Usedom und Wolin, einen schmalen landseitigen Bereich (30 bis 60 km Küstenlinie), sowie die vorgelagerte Pommersche Bucht (Oderbucht) bis zur 12-Seemeilen-Grenze. Die Staatsgrenze zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Republik Polen verläuft mittig durch das Stettiner Haff und über den östlichen Zipfel der Insel Usedom. Das Stettiner Haff ist mit 687 km<sup>2</sup> das größte zur Ostsee gehörende Haff. Seine Ost-West-Ausdehnung beträgt etwa 52 km, die nord-südliche 22 km. Es besitzt eine mittlere Tiefe von 3,8 m, wobei natürliche Tiefen bis 8,5 m gemessen werden (Dorendorf 2007, Löser & Sekścińska 2005).

Unterteilt wird das Stettiner Haff in das auf deutscher Seite gelegene Kleine Haff (277 km<sup>2</sup>) und das auf polnischer Seite befindliche Große Haff (410 km<sup>2</sup>), auch Wielki Zalew genannt. Die Oder mündet an der süd-östlichen Spitze ins Große Haff. Für das westlich gelegene Kleine Haff stellt die Peene

einen wichtigen Süßwasserzufluss dar. Das Oderhaff ist über Swine und den Peenestrom mit der Pommerschen Bucht und den Greifswalder Bodden der Ostsee verbunden.

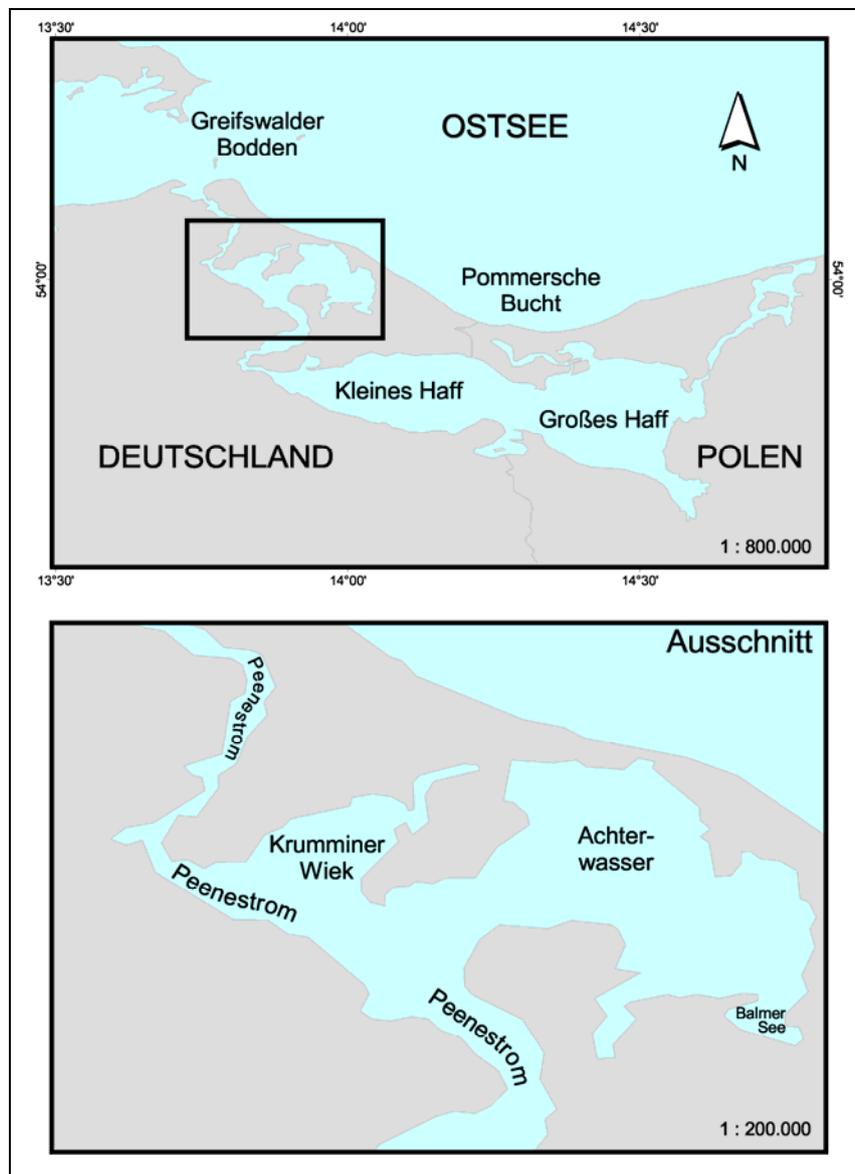


Abbildung 6: Lage des Peenestromes, des Achterwassers und des Krumminer Wiek im Oderhaff.

Die Pommersche Bucht ist ca. 6000 km<sup>2</sup> groß, hat eine mittlere Tiefe von 13,2 m und ein Volumen von 73,6 km<sup>3</sup>. Die Inseln Usedom und Wolin riegeln das Oderhaff weitgehend von der Pommerschen Bucht ab (Dorendorf 2007). Kleines Haff und Achterwasser bilden große, flache Becken, die durch den Peenestrom verbunden werden. Nach Norden setzt sich der Peenestrom bis zur Spandowerhagener Wiek fort. Dort mündet das Gewässer in den Greifswalder Bodden und fließt zwischen Ruden und Peenemünder Haken in die Ostsee. Zahlreiche seichte Buchten und Randseen säumen das gesamte Gewässer. Die Vielfalt der ästuarinen Lebensräume mit breiten Flachwasserzonen, Nebenarmen und Randseen sowie Schilfflächen ist in der südlichen Ostsee einmalig. Achterwasser und Krumminer Wiek sind 3 bis 4 m tief, im zentralen Teil werden Wassertiefen von über 5 m erreicht.

Stillwasserbereiche innerhalb des Peenestroms sowie die flachen Randseen sind vorrangig mit Schlick bedeckt, der häufig Schwefelwasserstoffgeruch verbreitet. Größere sandig-steinige Gebiete befinden sich im südlichen Achterwasser im Balmer See. In das Kleine Haff erstrecken sich mehrere Sandbänke von etwa 2 m Wassertiefe. Die Zusammensetzung der Sande tendiert strömungsabhängig von Feinsanden mit Anteilen von Schlick bis zu Grobsanden, Kies und Steinen. Das bis zu 9 m tiefe Fahrwasser wird größtenteils durch Unterhaltungsbaggerungen erhalten (Gosselck & Schabelon 2007).

Der Wasseraustausch in der Odermündungsregion beeinflusst deren ökologische Verhältnisse maßgebend. Die hydrographischen Bedingungen der Region werden maßgeblich durch die Süßwasserzufuhr der Oder bestimmt. Dabei sind starke saisonale und zwischenjährliche Unterschiede in Abhängigkeit von den witterungsbedingten Abflussverhältnissen im Einzugsgebiet der Oder gegeben (Mohrholz 1998).

Nach Löser & Sekścińska (2005) variiert die jährliche Abflussmenge der Oder zwischen 9,5 km<sup>3</sup> (1990) und 25 km<sup>3</sup> (1980) (Messreihe 1980 - 1999 am Pegel Gozdowice). Im Mittel trägt die Oder alljährlich 17 km<sup>3</sup> Süßwasser in das Große Haff ein, das sind über 95 % des gesamten Süßwassereintrags. Der Eintrag der übrigen in das Oderhaff mündenden Flüsse ist im Vergleich dazu relativ gering und beträgt insgesamt etwa 1 km<sup>3</sup> Wasser pro Jahr (Wielgat 2002). Von der Ostsee strömt in das Oderhaff dagegen nur ca. 7 km<sup>3</sup> salzhaltiges Wasser ein (Lampe & Meyer 1995, Lampe 1998).

Der Wasseraustausch des Haffs mit der Pommerschen Bucht ist durch die vorgelagerten Inseln Usedom und Wolin stark eingeschränkt. Dennoch gelangt das Oderwasser früher oder später in die Ostsee - im Jahresmittel liegt die Aufenthaltsdauer des Oderwassers im Haff bei zwei Monaten (Im Haff ergeben sich Austauschzeiten zwischen 35 und 75 Tagen. In der Pommerschen Bucht beträgt die Verweilzeit dagegen nur 8 bis 10 Tage). Der Wasseraustausch zwischen Oderhaff und Pommerscher Bucht, der von wind- und strömungsinduzierten Wasserstandsschwankungen geregelt wird, vollzieht sich in pulsartigen Ein- und Ausstromereignissen (Correns 1973, Majewski 1980, Mohrholz 1998). Je nach Wasserständen, Windrichtung und -stärke variiert der Wasseraustausch zwischen Haff und Bucht sowohl in Intensität als auch in Richtung, wobei Ausstromlagen im Winter und Frühjahr am häufigsten sind. Dementsprechend variiert auch der Salzgehalt des Stettiner Haffs. Während die Pommersche Bucht mit einem Salzgehalt von 6% mesohalin ist, ist das Haff mit 1 bis 2 % als oligohalin zu betrachten. Neben dem stets vorhandenen räumlichen Gradienten sind starke saisonale Schwankungen vorhanden. Im langjährigen Mittel beträgt der Salzgehalt des Stettiner Haffs 2,4 % im Winter und 0,8 % im Sommer (Dorendorf 2007).

Bei Ausstromlagen gelangen relativ abgeschlossene Frischwasserblasen in die Pommersche Bucht (Correns 1973, Majewski 1980, Mohrholz 1998). Die Swine mit dem künstlichen Piastowski-Kanal hat im Jahresdurchschnitt mit ca. 69 % den größten Anteil am Wasseraustausch. Sie stellt mit einer

Länge von 16 km und einer Tiefe von 10,5 m die kürzeste und zugleich tiefste Verbindung zur Ostsee dar. Peenestrom (17 % Anteil am Wasseraustausch) und Dziwna (14 %) sind mit einer Länge von über 30 km und mit Tiefen von 5 bzw. 3 m von geringerer Bedeutung für den Wasseraustausch (Mohrholz 1998).

Hochwassergefahr besteht für die Odermündungsregion zum einen durch Hochwasserereignisse der Oder und zum anderen durch Sturmfluten seitens der Ostsee. In der Pommerschen Bucht ist auf Grund natürlicher Prozesse wie das Absenken der Küstenlinie ein Meeresspiegelanstieg von 1 bis 2 mm pro Jahr zu beobachten. Bei sehr starkem Nordwind steigt der Meeresspiegel auf über einen Meter. Da die Oder ein Flachlandfluss mit einem niedrigen hydraulischen Gradienten ist, bewirkt dieser Anstieg einen Rückstau, der sich bis weit in die untere Oder auswirken kann. Zusätzlich gelangt bei diesem Ereignis Meerwasser in das Stettiner Haff, das dort den Salzgehalt zeitweise auf 6 PSU erhöhen kann. Die niederschlagsbedingten Hochwasserereignisse der Oder können in den Sommerperioden insbesondere im oberen Abschnitt enorme Überschwemmungen hervorrufen. Dagegen wird das Abflussgeschehen der unteren Oder wesentlich beeinflusst durch den Zufluss der Warta und dem wetterabhängigen Rückstau aus dem Stettiner Haff bzw. der Ostsee (Köhler & Chojnacki 1996).

Die Organismen des Haffs setzen sich aus Ostseeformen und limnischen Einwanderern aus der Oder und anderen Süßwasserzuflüssen zusammen. Dauerhaft etablieren können sich jedoch nur Arten, die die gesamte Spanne der Salinität von nahe 0 bis zu 6 PSU tolerieren. Wie für Brackwasser üblich beherbergt das Oderhaff deutlich weniger Arten als die angrenzende Oder. Ebenso wie der Salzgehalt unterliegen auch die Nährstoffe des Stettiner Haffs saisonalen und räumlichen Schwankungen. Die Nährstoff-Konzentrationen nehmen von Norden nach Süden mit zunehmender Nähe zur Odermündung zu. Eine Bindung und Speicherung der Nährstoffe im Haff erfolgt vorwiegend über das Phytoplankton. Deren Produktionsüberschuss wird im Sediment akkumuliert oder in die Ostsee ausgetragen. Die langfristige Akkumulationsrate für eingetragene Nährstoffe liegt laut GOAP-Abschlussbericht bei 2 bis 5 % (Dorendorf 2007).

### **3.1. Ökologische Bedeutung des Oderhaffs**

In den letzten Jahren wird dem Stettiner Haff auf Grund 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 und werden zeitweilig im Oderhaff 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). So gelangt ein großer Teil der anthropogenen Einträge trotz der Verweilzeit des Wassers im Haff 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 niedrigen Temperaturen gering sind, große Mengen an Flusswasser das Haff passieren (Lampe 1998).

### 3.2. Wasserqualität der Oder und des Oderhaffs

Die Wasserressourcen im Einzugsgebiet der Oder werden auf 23,5 Mrd. m<sup>3</sup> geschätzt, wobei die der Oberflächengewässer 19,9 Mrd. m<sup>3</sup> (84,6 %) betragen (IOP 2002). Wegen der unterschiedlichen Klassifizierung der Wassergüte (Tschechische Republik, Polen, Deutschland) wurde bislang keine einheitliche Wassergütebewertung für die gesamte Oder durchgeführt. Die Ergebnisse der Internationalen Kommission zum Schutz der Oder gegen Verunreinigung (IKSO) zeigen, dass bereits an der Grenze von Tschechien zu Polen starke Verunreinigungen auftreten. Insgesamt maßgeblich sind die Abwassereinleitungen der Kommunen, der Einfluss der Nebenflüsse, sowie andere diffuse Quellen und Punktquellen. Prinzipiell weisen Obere und Mittlere Oder sowie die kanalisierten Strecken höhere Nährstoffgehalte und Verunreinigungen auf, was auf die Einleitungen (intensive landwirtschaftliche Nutzung) und die verschlechterten Abbauprozesse im kanalisierten Flussverlauf zurückzuführen ist. Messungen von organischen Schadstoffen ergaben im Vergleich zu anderen Flüssen geringere Konzentrationen. Erhöhte Werte wurden laut Landesumweltamt Brandenburg 1999 am Pegel Hohenwutzen vor allem für Trichlorethen (0,64 µg/l, maximaler Jahreskennwert) und EDTA (3,13 µg/l) festgestellt.

Tabelle 10: Belastung der Oder mit Arsen und Schwermetallen (µg/l) (Quelle IOP 2002, Untersuchungszeitraum Nov. 1997 - Mai 2000 )

Arsen As	Cadmium Cd	Chrom Cr	Kupfer Cu	Nickel Ni	Blei Pb	Zink Zn
0,08-12,4	0,002-1,09	0,02-37,1	0,05-54,6	0,06-27,2	0,01-21,3	1,26-202

Quelle IOP 2002, Untersuchungszeitraum Nov. 1997 - Mai 2000

Die Jahreseinträge in die Oder betragen für Cadmium 10,8 t/a, für Kupfer 175 t/a, für Blei 113 t/a und für Zink 1190 t/a (Behrendt et al. 2001). Damit liegen sie in der Regel unterhalb der Grenzwerte der deutschen und polnischen Trinkwasserverordnung. Saisonale Trends liegen nicht vor. Die transportierten Feststoffe der Oder weisen dagegen zum Teil erhebliche Anreicherungen an Schwermetallen auf. Sowohl die Schwebstoffe als auch die Sedimente sind entlang des gesamten Flusslaufs hoch bis sehr hoch mit Cadmium und Zink belastet. Regional erhöhte Gehalte wurden für Quecksilber, Blei und Kupfer gefunden (IOP 2002 in Löser & Sekścińska 2005).

### 3.2.1. Nährstoff- und Schadstoffbelastung

Die biochemischen Prozesse eines Gewässers werden deutlich durch die vorherrschenden Sauerstoffverhältnisse geprägt. Es ergibt sich ein Jahresgang mit höheren Werten im Winterhalbjahr und niedrigeren Konzentrationen in den Sommermonaten, was durch die Abhängigkeit der Sauerstofflöslichkeit von der Temperatur bedingt ist. Anthropogen verursachte Belastungen von Gewässern lassen sich u. a. in den Abweichungen der aktuellen Sauerstoffkonzentration vom Sättigungswert erkennen. Dabei sind größere Übersättigungen als Zeichen erhöhter Trophie (Primärproduktion) zu deuten. Die durch übermäßige Algenbiomasse hervorgerufene Sekundärbelastung führt dann zum Ende der Vegetationsperiode zu deutlichen Sauerstoffdefiziten und damit zu negativen Abweichungen vom Sättigungswert. Auch auf Grund tageszeitlicher Schwankungen ist die Variation der Sauerstoffverhältnisse hoch und wird für das Haff-Peenestrom-Gebiet von Bachor (2005) mit 40 bis 200 % angegeben. An der Sediment-Wasser-Kontaktzone kann es bei hohen Wassertemperaturen im Sommer und lang anhaltenden Ruhigwetterlagen auch in diesen flachen Gewässern zu kritischen Sauerstoffverhältnissen kommen. Im Rahmen des Verbundprojektes GOAP wurden suboxische Zustände am Gewässergrund des Achterwassers festgestellt, die erhebliche Auswirkungen auf den internen Nährstoffkreislauf haben (Bachor 2005).

Die Nährstoffbelastung beeinflusst maßgeblich den trophischen Zustand eines Gewässers. Da die Produktion von Körpersubstanz aus anorganischen Bestandteilen (Primärproduktion) am Anfang jeder Nahrungskette steht, sind alle Lebewesen eines Ökosystems letztendlich auf die Verfügbarkeit von Nährstoffen angewiesen. Die wichtigsten Nährelemente Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Sauerstoff (O) können aus Wasser ( $H_2O$ ), Kohlendioxid ( $CO_2$ ) und Hydrogencarbonat ( $HCO_3^-$ ) gewonnen werden und sind im Wasser quasi unerschöpflich. Ebenfalls in eher großen Mengen ( $>0,1$  % der Trockenmasse) benötigt werden N, S, P, K, Ca, Mg, Na und Cl. Für einige Organismen, die so genannten Silikatbildner wie Kieselalgen, Silikoflagellaten und Radiolarien, ist Silizium (Si) ebenfalls ein Makronährstoff. Für die anderen zählt es mit zu den Spurenelementen, welche zwar essentiell sind, aber nur in sehr geringen Mengen (weniger als 0,1 % der Biomasse) benötigt werden. Zu diesen gehören Fe, Mn, Cu, Zn, B, Mo, Va, Co (Si) (Dorendorf 2007).

Die Oder weist auf Grund der intensiven Besiedelung, der landwirtschaftlichen und industriell-gewerblichen Nutzung ihres etwa 120.000 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebietes starke Belastungen auf und es kommt zu hohen Stickstoffeinträgen in das Oderästuar, die Pommersche Bucht und angrenzende Seegewässer der Ostsee. Der prozentuale Anteil der Oder am Nährstoffeintrag in die Ostsee liegt bei etwa 15 %. (Humborg et al. 2000). Durch die Oder werden jährlich 50000 bis 100000 t Stickstoff und

3500 bis 8000 t Phosphor sowie verschiedene, weitere Schadstoffe wie beispielsweise 85 t Blei, 700 t Zink, 50 t Kupfer und 1 t Quecksilber pro Jahr eingetragen (Meyer et al. 1998, Leipe et al. 1998, HELCOM 1999, Bangel et al. 2001).

Auf Grund dieser Einträge weisen Wasser, Sediment und Organismen des Oderhaffs und der mit dem Haff in Verbindung stehenden Gewässer wie Peenestrom, Swina, Dziwna, Greifswalder Bodden und die Pommersche Bucht eine deutliche anthropogene Belastung auf.

Die Konzentrationen der gelösten Nährstoffe sind vor allem in den durch Flusswasser gespeisten inneren Gewässern, wie dem Oderhaff, um ein Vielfaches höher als in den vorgelagerten äußeren Küstengewässern, wie dem Greifswalder Bodden und der Pommerschen Bucht. Für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns lagen in dem Zeitraum von 1990 bis 1998 die mittleren Konzentrationen der inneren Gewässer für Phosphat um das 2 bis 4-fache und für Nitrat um das 2 bis 23-fache höher als in der vorgelagerten Ostsee (Bachor 2005). Diese Gradienten verstärken sich mit Zunahme des Flusswasserzustromes und damit des Nährstoffeintrages in die Küstengewässer. Die Nährstoffkonzentrationen unterliegen zudem auch einem deutlichen jahreszeitlichen Zyklus, wobei im Winter die höchsten Nährstoffwerte und auf Grund der Entwicklung des Phytoplanktons vom Frühjahr bis zum Herbst die geringsten Konzentrationen auftreten. Diese Prozesse werden allerdings insbesondere in den flachen inneren Küstengewässern durch direkten Flusswasserzustrom und Resuspensionsprozesse überlagert (LUNG 2004).

Die Entwicklung der Nährstoffbelastung zeigt für die Gewässer der Odermündungsregion, aber auch die anderen Küstengewässer, hinsichtlich der Phosphoreinträge phasenbezogen unterschiedliche Zustände.

In den 1980er Jahren war die höchste Phosphorbelastung gegeben, die sich Anfang der 1990er Jahre durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel verringerte. Die zweite Hälfte der 1990er Jahre zeigt eine weitere, deutliche Reduktion der Belastung auf Grund der Modernisierung der Abwasserbehandlung. In den letzten Jahren waren die Phosphateinträge auf diesem geringeren Niveau relativ stabil. Für Stickstoff sind solche zeitlichen Veränderungen nicht so markant festzustellen, da eine starke Abhängigkeit der Stickstoffkonzentrationen vom Niederschlags- und Abflussregime gegeben ist (Bachor 2005).

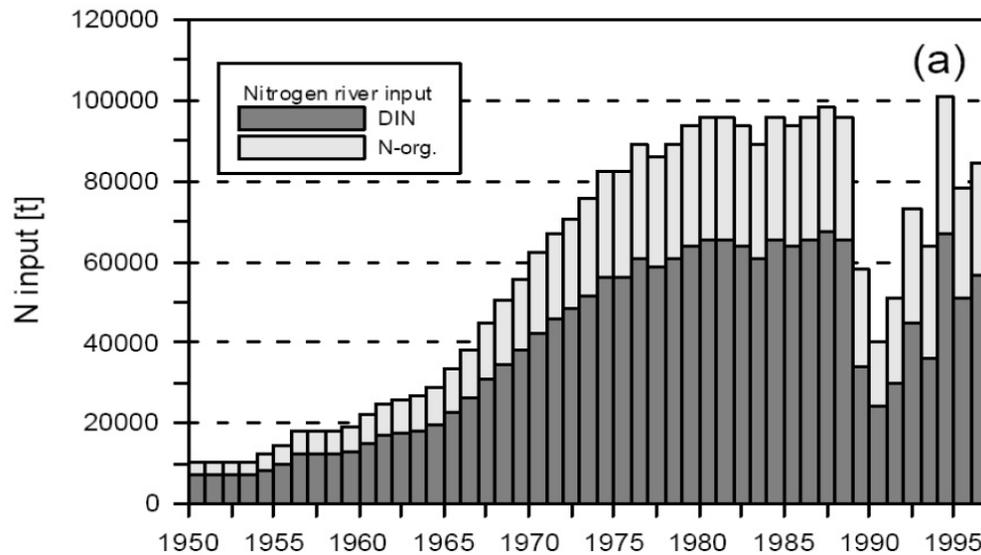


Abbildung 7: Entwicklung des Stickstoffeintrags in die Oder. DIN = anorganisch gelöster Stickstoff, N-org = organisch gelöster Stickstoff (OBBSI 2000).

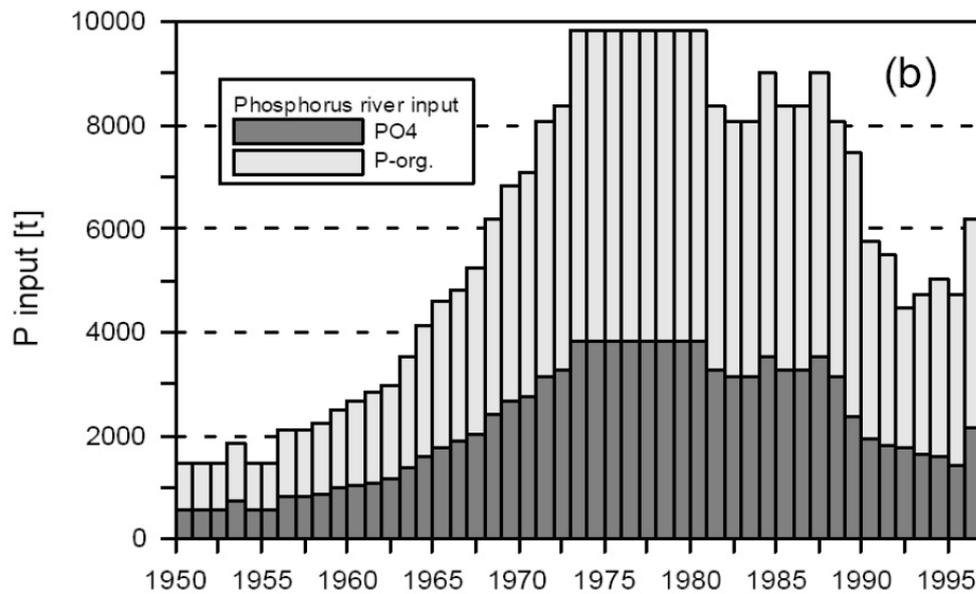


Abbildung 8: Entwicklung des Phosphoreintrags in die Oder. PO4 = Phosphat, P-org = organisch gelöster Phosphor (OBBSI 2000)

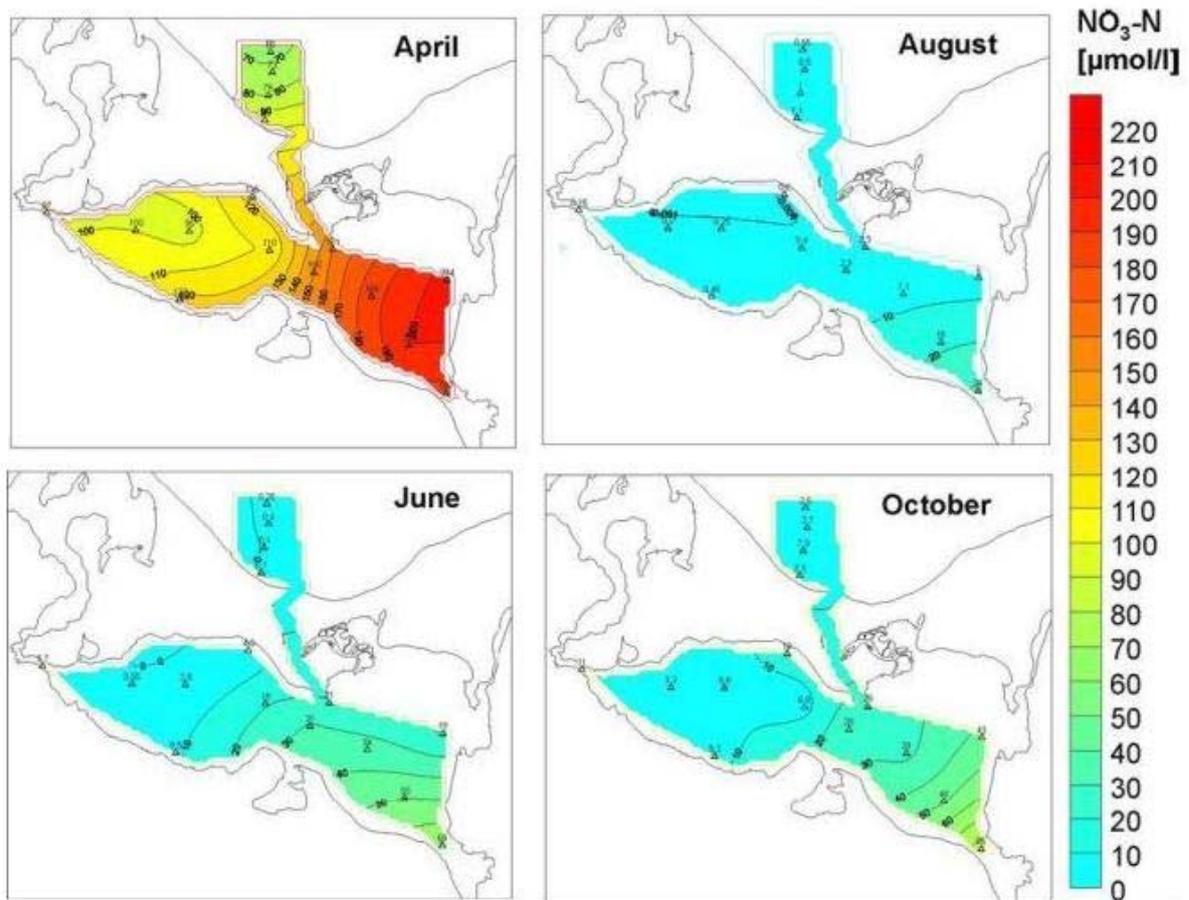


Abbildung 9: Mittlere Nitratkonzentrationen im Oderhaff zu verschiedenen Jahreszeiten  
Gemessen zwischen 1990 und 1999, Daten: LUNG M-V & WIOS Szczecin. Quelle: Bangel et al 2004, verändert.

Für die Verringerung des Stickstoffs ist die Denitrifikation entscheidend, deren mittlere Rate im Kleinen Haff bei 2 g N/m<sup>2</sup>a (Dahlke et al. 1998) und für das gesamte Haff bei 4 g N/m<sup>2</sup>a (Wielgat & Wietek 2004 in Löser & Sekścińska 2005) liegt. Für die Berechnungen des Phosphors ist die Stratifizierung des Wasserkörpers sowie die Sauerstoffzehrung über dem Sediment entscheidend. Diese liegt bei 10 µmol P/m<sup>3</sup>d (Schernewski & Wielgat 2001). Eine bedeutende Senke der Nährstoffe im Haff ist die Sedimentation. Sie hängt u. a. mit den durch den Wind induzierten Strömungen, der Resuspension und den Aktivitäten der am Boden lebenden Organismen zusammen. Die Berechnung ist aus diesen Gründen schwierig (Löser & Sekścińska 2005).

Die Bewertung der Wassergüte erfolgt nach der "Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit der Seegewässer" (UM M-V 1992), insbesondere nach dem Merkmalskomplex "Trophie und organische Belastung". Dieser Komplex berücksichtigt die Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung, die Nährstoffverhältnisse sowie die Primärproduktion und spiegelt damit am deutlichsten die Veränderung der Wasserbeschaffenheit infolge anthropogener Einflüsse wider. Zur Ermittlung der Beschaffenheitsklassen werden die Kriterien folgender Merkmalsgruppen angewendet: Nährstoffverhältnisse, Produktionsverhältnisse (Phytoplanktonproduktion, Chlorophyll-a-Gehalt,

Sichttiefe) sowie Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung. Die Bewertung erfolgt nach sechs Beschaffenheitsklassen:

Klasse 1	oligotroph	„sehr geringe Nährstoffbelastung“
Klasse 2	mesotroph	„geringe Nährstoffbelastung“
Klasse 3	eutroph	„mittlere Nährstoffbelastung“
Klasse 4	stark eutroph	„mittlere Nährstoffbelastung“
Klasse 5	polytroph	„hohe Nährstoffbelastung“
Klasse 6	hypertroph	„sehr hohe Nährstoffbelastung“

Die Daten charakterisieren die Wasserbeschaffenheit aller Messstationen im Kleinen Haff und südlichen Peenestrom als stark eutroph bis polytroph, im nördlichen Peenestrom als stark eutroph und im Greifswalder Bodden durchschnittlich als eutroph. Für die Ostsee östlich des Greifswalder Boddens kann die Gewässergüte als eutroph mit Tendenz zu mesotroph eingeschätzt werden. In der äußeren Pommerschen Bucht herrschen mesotrophe Verhältnisse. Infolge dieser „Mittelwert-Betrachtung“ wird der zeitweilige Einfluss der Oder der stellenweise in der inneren Pommerschen Bucht zu stark eutrophen Verhältnissen führen kann, nicht widerspiegelt. In allen Küstengewässern ist generell ein Gefälle der Trophieverhältnisse von den inneren zu den äußeren Gewässerbereichen zu verzeichnen (Bachor 2005).

Die Ergebnisse der Klassifizierung spiegelten in der Vergangenheit das konstant hohe Niveau der Nährstoffbelastung der inneren Küstengewässer wider. Dieses war einerseits auf hohe Einträge aus den Einzugsgebieten und andererseits auf die gewässerinternen Quellen (den Sedimenten) zurückzuführen. Die verringerte Nährstoffbelastung aus Flüssen, Landwirtschaft und Kläranlagen führte in den inneren Küstengewässern in den letzten Jahren zu einer deutlichen Verbesserung der Wasserqualität. Trotzdem verfügen sie unverändert über ein zu hohes Eutrophierungspotenzial. „Begünstigte“ Gewässertypen mit kleinem Einzugsgebiet und gutem Wasseraustausch mit der Ostsee, wie Wismarer Bucht, Salzhaff, West- und Nordrügensche Bodden, Strelasund sowie Greifswalder Bodden weisen naturgemäß eine bessere Wasserqualität auf. Gewässer mit großem Einzugsgebiet und geringem Austausch mit der Ostsee weisen zwangsläufig eine geringere Güte auf. Dazu zählen Unterwarnow, Darß-Zingster Bodden, Peenestrom, Achterwasser und das Stettiner Haff. Die für die inneren Küstengewässer seit 1995 registrierte Tendenz zur Verbesserung stabilisierte sich im Zeitraum von 2000 – 2002. Die äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind unverändert einem deutlich verbesserten Trophieniveau als die inneren Küstengewässer zuzuordnen. Dies ist einerseits bedingt durch die Bodden, die als Filter und Puffer für die landseitigen Einträge dienen und andererseits durch den intensiven Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee und ihren ausgezeichneten hydrographischen Bedingungen. Sauerstoffmangel im Bodenwasser der westlichen Mecklenburger Bucht sowie erhöhte Nährsalzkonzentrationen sorgten jedoch dafür, dass sich die Wasserqualität von 1999 – 2002 verschlechterte.

Tabelle 11: Klassifizierung ausgewählter Küstengewässer nach „Trophie und organischer Belastung“

Gewässer	Gewässerbereich	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Peenestrom	Nördlicher Bereich	4,4	4,1	4,2
Peenestrom	Südlicher Bereich	4,5	4,4	4,4
Kleines Haff	gesamt	4,9	4,5	4,5

Quelle: Bachor 2005

Im Seegebiet der Pommerschen Bucht macht sich der Einfluss der Oder („Nährstofffahne“) durch eine nach Süden zunehmend schlechte Wassergüte bemerkbar. Hohe Nährsalz- und Phytoplanktonkonzentrationen verbunden mit geringen Sichttiefen ließen auch für diese Jahre nur eine Einstufung in die schlechteren Güteklassen zu. Auf Grund der Sauerstoffmangelereignisse, vor allem im warmen Sommer des Jahres 2002, trat für die äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns eine leichte Verschlechterung der Trophiesituation im Vergleich zu den Vorjahren ein (Messprogramm Meeresumwelt 2005).

Laut Behrendt & Dannowski (2005) kann in den kommenden 10 bis 20 Jahren mit einer Gesamtreduktion der in der Oder mitgeführten Phosphorfrachten um 62 % und der Stickstofffrachten um 65 % gerechnet werden. Allerdings wirkt sich eine Abnahme der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen im Oderwasser auf Grund der internen Eutrophierung im Stettiner Haff nur verzögert auf die Wasserqualität der Küstengewässer aus. Die Angaben in Tabelle 12 verdeutlichen, dass allein mit der Senkung der externen Einträge kurz- und mittelfristig keine wirkliche Reduzierung der verfügbaren Nährstoffe erreicht werden wird. Deshalb ist auch für die inneren Küstengewässer keine sofortige Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit zu erwarten. Auf Grund des hohen internen Nährstoffpools ist hier mit einer längeren Verzögerungsphase zu rechnen, da ein Austausch mit der Ostsee und ein Weitertransport der nährstoffreichen Sedimente nur eingeschränkt erfolgt (Selig 2005).

Tabelle 12: P-Freisetzungsraten aus den Sedimenten der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste

Gewässer	P-Freisetzungsrate ( $\text{mg}^{-2}\text{d}^{-1}$ )	Quelle
Darß-Zingster Boddenkette	max. 14,5	Baader & Schlungbaum (1982)
Greifswalder Bodden, Kleines Haff	21,1 – 46,4	Wille (1998)
Innere Schlei	max. 30	Ripl (1990)
Kieler Bucht	Max. 20,99	Balzer (1978)

Quelle: Selig 2005

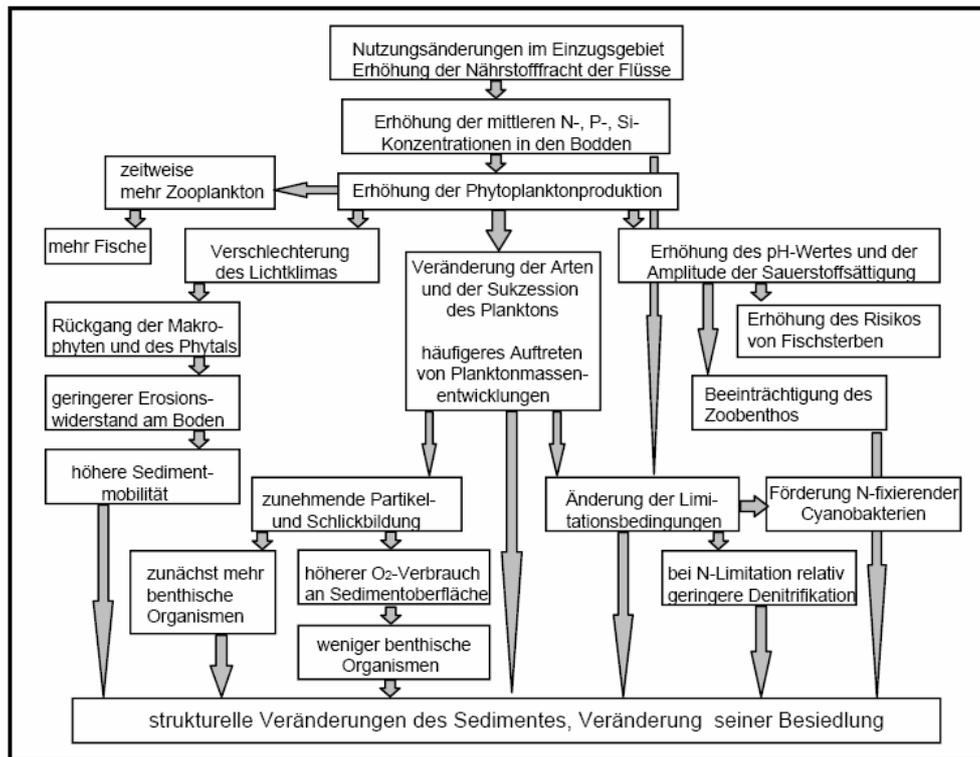


Abbildung 10: Stark schematisierter Verlauf der Eutrophierungsprozesse in den Bodden- und Haflgewässern an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns (nach LAMPE 1998)

Die Folgen einer Eutrophierung sind im Diagramm in Abbildung 10 dargestellt: Nutzungsänderung im Einzugsgebiet und Erhöhung der Nährstofffracht der Flüsse führten in den Bodden zur übermäßigen Erhöhung der Phytoplanktonproduktion. Eine mögliche (zeitweise aufgetretene) Förderung der Makrophyten ist möglich, aber nicht belegt. Damit verbunden waren u.a. die Verschlechterung des Lichtklimas, eine Erhöhung der sommerlichen pH-Werte, die Erhöhung der Jahres- und Tagesamplitude der Sauerstoffsättigung sowie das Auftreten von Sauerstoffdefiziten in gewässergrundnahen Bereichen. Im Verlaufe des Eutrophierungsprozesses wurden die submersen Makrophyten wegen der abnehmenden Sichttiefen in immer flachere, damit aber auch immer kleiner werdende Gewässerbereiche zurückgedrängt (Messner & Oertzen 1991). Der Verlust der höheren Pflanzen führte zu höherer Mobilität der nun entblößten Sedimentoberfläche und damit zu häufigerer und intensiverer Resuspension des Schlicks (Burkhardt 1997 in Lampe 1998), verbunden mit Nährstoffrückführung in das Pelagial, womit das Wachstum des Phytoplanktons erneut gefördert wird. Ergebnisse dieses Prozesses sind u.a. zunehmende Partikelbildung und Verschlickung, höherer O<sub>2</sub> - Verbrauch bei der Remineralisierung im Sediment, Förderung der mikrobiellen Stoffkreisläufe und letztlich Veränderungen der ökologischen Strukturen in Pelagial und Benthos (Lampe 1998).

### 3.2.2. Schwebstoffe

Im Oberlauf der Oder besteht die Stromsohle aus grobkiesigem Material, im Mittel- und im Unterlauf dominieren Sandfraktionen. Das Korngrößenspektrum der deutsch-polnischen **Grenzoder** umfasst die Fraktionen Grobschluff bis Grobkies, wobei die Mittel- und Grobsandfraktionen vorherrschen. In Fließrichtung ist eine Abnahme der Korngrößen zu verzeichnen (IKSO 2003). In der unteren Oder beträgt die Korngröße etwa 0,32 mm. Ein Großteil des Materials geht in suspendiertes Material über. Für die untere Oder wird im Bereich Hohensaaten die Schwebstofffracht mit etwa 400000-500000 t pro Jahr und die Geschiebefracht mit ca. 200000 t angegeben. Die Schwebstofffracht ist stark von der Fließgeschwindigkeit abhängig, bei höheren Geschwindigkeiten wird ein zunehmender Anteil des Geschiebes als Schwebstoff transportiert (Löser & Sekścińska 2005).

Nach Abschätzungen von Leipe et al. (1998) hat die Oderfracht an der Mündung einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l, so dass jährlich ca. 425000 t Schwebstoff in das Oderhaff eingetragen werden. Die Schwebstoffgehalte der Pommerschen Bucht sind mit ca. 1 bis 4 mg/l deutlich geringer als die der inneren Küstengewässer des Oderästuars. Im Bereich der „Oderfahne“ kann es jedoch auch zu deutlich erhöhten Schwebstoffkonzentrationen mit durchschnittlich 25 mg/l kommen (Christiansen et al. 2002, Emeis et al. 2002), die dann mit den Werten der inneren Seegewässer vergleichbar sind. Dementsprechend verhalten sich auch die Schadstoffbelastungen der Schwebstoffe, die im Wirkungsbereich der Odermündung erhöhte Werte gegenüber der weitestgehend unbeeinflussten, freien Ostsee der Pommerschen Bucht aufweisen können.

### 3.2.3. Sedimente und Schadstoffe

Die Oberflächensedimente im Stettiner Haff werden in den Beckenbereichen durch feinkörnige Schlicke und in den flachen Rand- und Schwellenbereichen durch Sande bzw. sandige Schlicke gebildet. Feine Korngrößen bedecken etwa 54 % des Haffbodens; vor allem die tieferen Bereiche unter 3,5 m sind als reine Schlickböden einzustufen. Lediglich in der Mitte zwischen Kleinem und Großem Haff mischt sich auch in größeren Tiefen Sand darunter (Musielak & Osadczuk 1993-1996). Reine Sandbereiche finden sich in den flachen Uferregionen und bilden stellenweise Sandbänke und Haken aus. Der Sedimenttransport geschieht im flachen Haff vor allem durch Windeinwirkung. Lediglich der südliche und südwestliche Teil des Haffs lässt einen Einfluss der Oder erkennen, die hier feine Korngrößen mit einem hohen Gehalt an organischen Bestandteilen abgelagert (>12 %; im nördlichen von der Ostsee beeinflussten Teil 2 %). Insgesamt sind die Strömungsgeschwindigkeiten entlang des flachen Haffufers höher als im zentralen Haff. Es bleiben am Ufer also nur grobkörnigere Sande liegen, während es im tieferen Haffbecken kaum zu Umlagerungen von Sedimenten kommt.

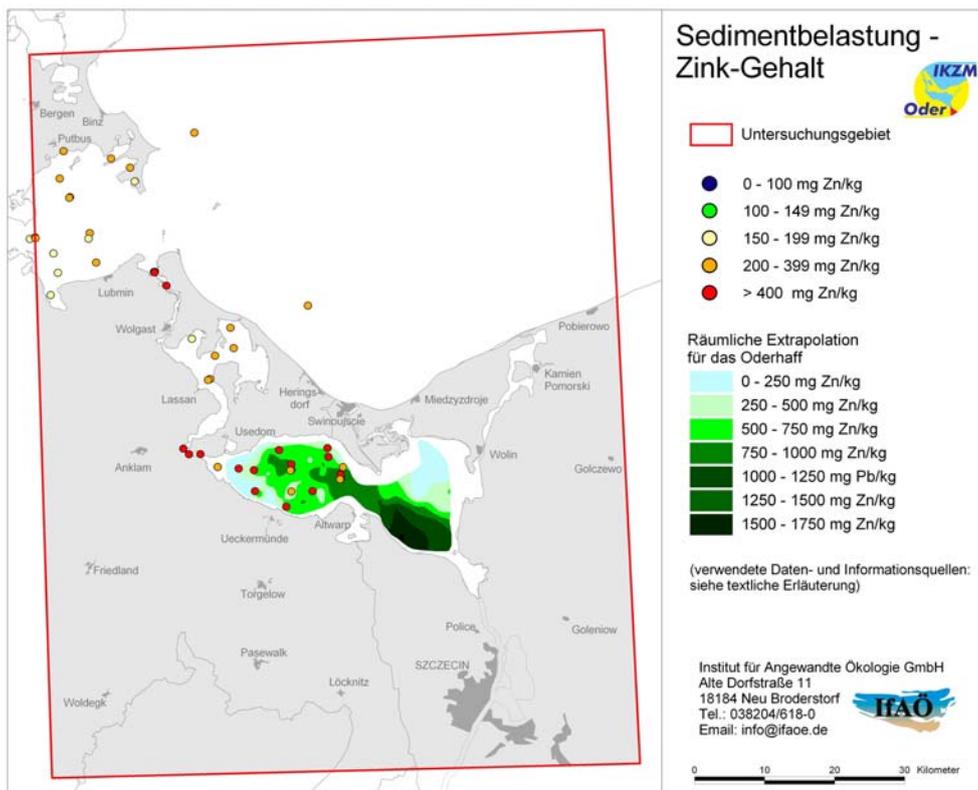
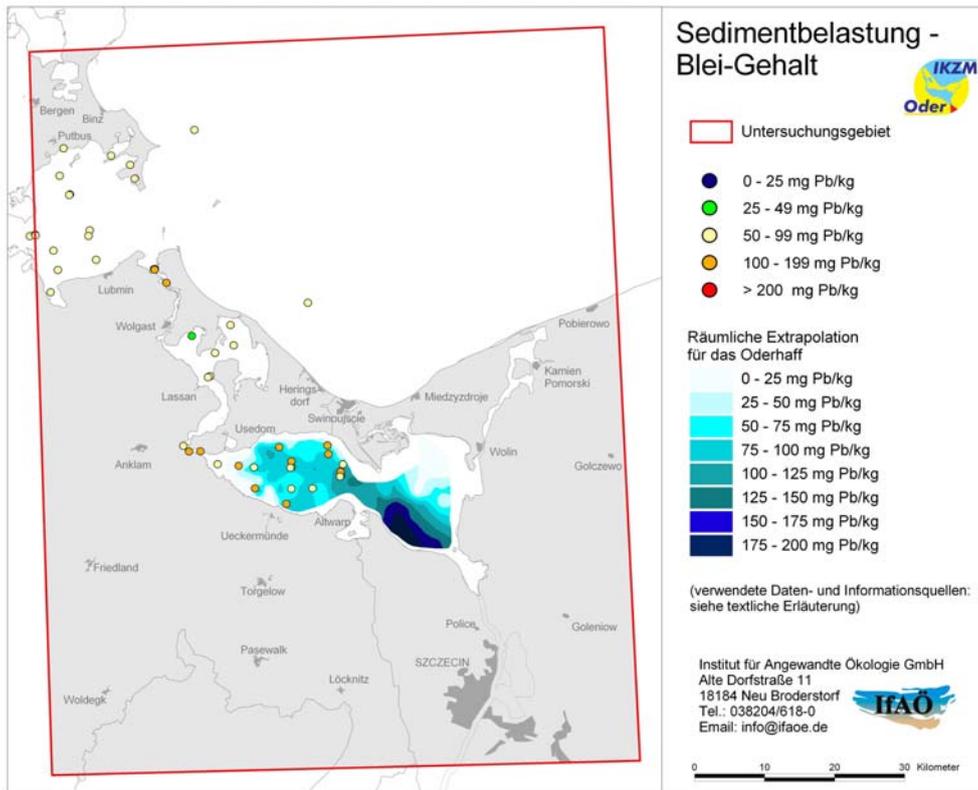


Abbildung 11: Darstellung der -Sedimentbelastung mit Zink und Blei im Oderhaff (Quelle: Schabelon et al. 2007)

Hier suspendieren die feineren Partikel und bilden den Haffschlick. Die Oder trägt ihre Sedimentfracht vorwiegend in den Piatowski-Kanal ein, mit einer jährlichen Schwebstofffracht von etwa 425.000 t

(Leipe et al. 1998). Hartsubstrate in Form ausgedehnter *Dreissena*-Muschelbänke machen im Haff etwa 20 % aus (Fenske 2003).

Ein Vergleich der Belastung der Sedimente verschiedener Küstengewässer von Mecklenburg-Vorpommern zeigt, dass im Oderhaff die höchsten Schwermetallkonzentrationen gegeben sind. Die Schwermetallakkumulation ist primär an die belastete Schwebstofffracht der Oder gebunden (Bachor 2005). Als Beispiele sind die Verhältnisse für die Schwermetalle Zink und Blei dargestellt

Daraus wird ersichtlich, dass die höchsten Konzentrationen in den Schlicksedimenten des Haffs auftreten. Deutlich wird aber auch, dass das Kleine Haff eine geringere Belastung aufweist als das Große Haff. Die Ursache hierfür liegt in dem geringeren Zufluss an Schwermetallen durch Fließgewässer in das Kleine Haff. Die Oder transportiert 387,6 t Zink, 66,2 t Kupfer und 55,1 t Blei pro Jahr in das Oderhaff. Die Flüsse Uecker und Zarow transportieren jährlich lediglich etwa 0,9 t Zink, 0,9 t Kupfer und 0,1 t Blei in das Kleine Haff (HELCOM 1998).

Tabelle 13: Güteklassifizierung für Nährstoffe, Salze, Summenkenngößen im Wasser (LAWA 1998) sowie für Schwermetalle (LAWA 1998) und Arsen (ISKE 1998) im Schwebstoff

		I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
<b>Wasser</b>								
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	≤1	≤1,5	≤2,5	≤5	≤10	≤20	>20
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	≤0,01	≤0,05	≤0,1	≤0,2	≤0,4	≤0,8	>0,8
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	≤0,04	≤0,1	≤0,3	≤0,6	≤1,2	≤2,4	>2,4
oPO <sub>4</sub> -P	mg/L	≤0,02	≤0,04	≤0,1	≤0,2	≤0,4	≤0,8	>0,8
Sauerstoff	mg/L	>8	>7	>6	>5	>4	>2	<2
Chlorid	mg/L	≤25	≤50	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
Sulfat	mg/L	≤25	≤50	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
TOC	mg/L	≤2	≤3	≤5	≤10	≤20	≤40	>40
AOX	µg/L	≤1	≤10	≤25	≤50	≤100	≤200	>200
<b>Schwebstoff</b>								
As	mg/kg	≤5	≤15	≤30	≤60	≤120	≤240	>240
Pb	mg/kg	≤25	≤50	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
Cd	mg/kg	≤0,3	≤0,6	≤1,2	≤2,4	≤4,8	≤9,6	>9,6
Cr	mg/kg	≤80	≤90	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
Cu	mg/kg	≤20	≤40	≤60	≤120	≤240	≤480	>480
Ni	mg/kg	≤30	≤40	≤50	≤100	≤200	≤400	>400
Hg	mg/kg	≤0,2	≤0,4	≤0,8	≤1,6	≤3,2	≤6,4	>6,4
Zn	mg/kg	≤100	≤150	≤200	≤400	≤800	≤1.600	>1.600

Die Fracht des Flusses Peene ist hinsichtlich der Wirkung auf das Oderhaff zu vernachlässigen, da der Großteil des Peenewassers direkt durch den Peenestrom in die Ostsee entwässert. Auch im Peenestrom können noch hohe Belastungen vorliegen. Für den Greifswalder Bodden sind deutlich geringere Konzentrationen feststellbar. Die Pommersche Bucht weist die geringsten anthropogenen Beeinflussungen durch die Oder auf. Dabei werden die über die Oder in den Bodden- und Haffgewässern eingetragenen Stoffe zunächst teilweise abgelagert, zeitweise in die Sedimentoberfläche eingemischt, nach einer gewissen Zeit jedoch wieder resuspendiert und in die Ostsee weitertransportiert. So fungiert im betrachteten Raum der Verlauf der alten Oder über die Oder-

Rinne bei Saßnitz als Transportpfad zum Arkonabecken, wo es zur weiteren Akkumulation von Schadstoffen kommt (Leipe et al. 1995, 1998).

Auf Grund von starkem Wind, Seegang und Strömung sind Resuspension und Abtransport in der Pommerschen Bucht und den offenen Küstengewässern wie dem östlichen Greifswalder Bodden, am höchsten. Im Oderästuar (Haff, Peenestrom) verweilt das belastete Material dagegen am längsten und lagert sich primär in den schlickigen Becken ab (Löffler et al. 2000). Anhand von Massenbilanzen konnte festgestellt werden, dass das Oderästuar nur eine begrenzte Aufnahmekapazität für den Schwermetalleintrag aus der Oder aufweist. Demnach muss die Hauptmenge der durch die Oder eingebrachten Schadstoffe bereits in das System der Ostsee wieder ausgetragen worden sein (Eidam et al. 1998, Leipe et al. 1998).

Innerhalb des Oderhaffs ermittelten Osadczuk & Wawrzyniak-Wydrowska (1998) die höchsten Konzentrationen von Schwermetallen wie Zink, Blei (siehe Karten), Kupfer, Nickel, Kobalt und Chrom für den südwestlichen Teil des Großen Haffs, wo auch die höchsten organischen Gehalte in den Sedimenten auftreten. Insgesamt konnte ein Zusammenhang zwischen organischem Anteil und der Schwermetallbelastung durch die Untersuchungen bestätigt werden. Entsprechende Belastungen wurden auch für die Becken des Kleinen Haffs erfasst. Die geringsten Schwermetallkonzentrationen waren für den nordöstlichen Teil des Großen Haffs feststellbar (Osadczuk & Wawrzyniak-Wydrowska 1998).

Tabelle 14: Schwermetallinventare für Schlicksedimente des Stettiner Haffs 1993-1994 und 1995-2001, in t

Gewässerbereich	Quelle	Zeitraum	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Gesamtes Haff	Leipe et al. (1998)	1993-1994	8.064	605	1.210	45	10,0
davon Großes Haff*	Leipe et al. (1998)	1993-1994	4.239	321	641	24	5,3
davon Kleines Haff*	Leipe et al. (1998)	1993-1994	3.825	284	569	21	4,7
Kleines Haff	Bachor (2005)	1995-2001	3.203	282	483	16	2,2

\* Bei der Abschätzung der Mengen für das Kleine Haff wurde davon ausgegangen, dass 60 % des Gewässerbodens mit Schlick bedeckt sind.

Quelle: Bachor 2005

Aus dem Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Zeiträume 1993-1994 und 1995-2001 leitet Bachor (2005) Entwicklungstrends der Belastung der Sedimente des Haffs ab (siehe Tabelle 14).

Bei Kupfer sind keine deutlichen Veränderungen feststellbar. Für Zink und Blei sind geringe und für Cadmium sowie Quecksilber markante Veränderungen zu verzeichnen, die auf geringe Frachten der Oder zurückgeführt werden. Damit bestehen Hinweise, dass die Belastung der Schwebstoffe der Oder eine abnehmende Tendenz aufweist (Bachor 2005).

### **3.2.4. Phytoplankton**

Ein bekannter Effekt der Eutrophierung ist erhöhtes Algenwachstum verbunden mit den bereits geschilderten negativen Auswirkungen auf das Ökosystem. Untersuchungen zeigen für die südliche Ostsee seit 1989 oder 1990 eine deutliche Zunahme von Dinoflagellaten und eine Abnahme der Diatomeen ([http://www.io-warnemuende.de/research/de\\_zustandbio\\_04.html](http://www.io-warnemuende.de/research/de_zustandbio_04.html)).

Die in den inneren Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern gewonnenen Ergebnisse der Messungen von Chlorophyll-a-Gehalt, Sichttiefe und Phytoplankton spiegeln die enge Beziehung zwischen dem Trophieniveau der Gewässer (der Intensität der Primärproduktion, dem Chlorophyllgehalt und der Sichttiefe) wider. Hohe Trophiegrade werden verursacht durch eine hohe Primärproduktion mit hohen Chlorophyll-a-Gehalten, geringen Sichttiefen und zeitweise hohen pH-Werten.

Diese Verhältnisse werden erwartungsgemäß in Gewässern wie der Darß-Zingster Boddenkette, dem Kleinen Jasmunder Bodden und dem Oderästuar gemessen. Sie zeichnen sich durch ungünstige hydrographische Bedingungen aus, d. h. sie verfügen über einen geringen Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee und weisen eine hohe Flusswasserzufuhr auf. Die im Haff gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen belegen eine sehr hohe Primärproduktion durch das Phytoplankton. Ursache ist das ganzjährig reiche Nährstoffangebot. Durch das sich zeitweise explosionsartig entwickelnde 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 auf Grund der gestörten Nahrungsketten nur noch unvollständig abgebaut werden kann und somit sedimentiert (Stavenhagen 2006).

Die äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind hinsichtlich ihres Trophiegrades von einem charakteristischen Ost-West-Gefälle gekennzeichnet. Die im Einflussgebiet der „Oderfahne“ befindlichen Seegebiete östlich von Rügen und die Pommersche Bucht zeichnen sich durch höhere Chlorophyll-a-Gehalte und geringere Sichttiefen als die Seegebiete nördlich Rügens sowie der Mecklenburger Bucht aus (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern 2003, Messprogramm Meeresumwelt 2005)

### **3.2.5. Makrophyten, Phytobenthos**

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. Außerdem stellen die Makrophytenbestände ein wichtiges Laichsubstrat für die verschiedenen Fischarten der Küstengewässer dar (Stavenhagen 2006).

Bartels & Klüber (1998) bezeichnen die Makrophyten eines Küstengewässers als sensiblen Indikator von Eutrophierungsprozessen. Die Erfassung und weitergehende Beobachtung ihrer Bestände ermöglicht eine Beurteilung von ökologischen Entwicklungsprozessen. Die umfassende Analyse des Bedeckungsgrades des Gewässergrundes mit submersen Pflanzen lässt dabei in besonderem Maße Aussagen über eine Bestandsentwicklung zu (Bartels & Klüber 1998). Als Folge der Eutrophierung wurde bereits in den 1970er Jahren ein Rückgang der submersen Makrophyten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen (Lindner 1978 in Selig 2005) und die Zunahme der pelagischen Primärproduktion aufgezeigt (Schiewer 1998 in Selig 2005).

Eine aktuelle Erfassung von Makrophyten im Kleinen Haff und Peenestrom liegt lediglich für die ufernahen Laichschongebiete aus der Zeit 1997/1998 vor (Gosselck et al. 1999b). Die Ergebnisse dieser Untersuchung werden nachfolgend kurz dargestellt. Die Laichschongebiete des Stettiner Haffs und seiner Randgewässer sind mit Ausnahme der Anklamer Fähre makrophytenarm. Lediglich in den küstennahen, flachen Zonen kommen verschiedene Laichkräuter in dichteren Beständen vor. Weiter wurden hier einzelne Pflanzen der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis*) und des Gemeinen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*) nachgewiesen.

Im Fischereibezirk Peenestrom 02 ist das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) die häufigste Art. Erwähnenswert ist das häufige Vorkommen des Nixkrautes (*Najas marina ssp. Intermedia*). Verschiedentlich befinden sich im Flachwasserbereich auf den Gefäßpflanzen epiphytische Algen (z. B. der Darmtang *Enteromorpha intestinalis*). Im Freesendorfer See kommen Bestände des Brackwasserhahnenfußes (*Ranunculus baudotii*) vor. Der Bedeckungsgrad ist unterschiedlich und wird im Kartenmaterial und im Textteil der einzelnen Laichschongebiete in Gosselck et al. (1999b) detailliert beschrieben. In mehreren Gebieten erreicht der Brackwasserhahnenfuß hohe Dichten mit über 50 % Bedeckung. Damit unterscheidet sich der Fischereibezirk Peenestrom vom Stettiner Haff, das mit einigen Ausnahmen makrophytenarm war. (Gosselck et al. 1999b)

Makrophyten sind im Kleinen Haff und im Peenestrom nur in einigen Abschnitten im schmalen Ufersaum und geschützten Buchten zu finden. Da sich die Durchlichtungsbedingungen vom Peenestrom zum Haff etwas verringern, ist im Haff auch eine reduzierte Makrophytenverbreitung festzustellen. Für den Peenestrom werden teils Bewuchsgrenzen bis in eine Wassertiefe von 1 m bis maximal 1,5 m für weniger exponierte Ufer- und Buchtenbereiche angegeben. In exponierten Uferabschnitten fehlt in der Regel ein Bewuchs oder ist nur fleckig bis in Wassertiefen von deutlich weniger als 1 m gegeben. Im Haff liegen die Bewuchsgrenzen scheinbar bei weniger als 0,5 m

Wassertiefe und können in gering exponierten Arealen auch 0,8 m bis maximal 1,0 m Wassertiefe erreichen (Gosselck et al. 1999).

Im Rahmen einer Substratkartierung im Kleinen Haff hat Dumke (2001) ebenfalls Makrophyten erfasst und folgende aktuelle Tiefenverteilung submerser Makrophyten vor der Röhrlichtzone ermittelt: 0,5 – 1,5 m: Kamm-Laichkraut; 1,0 – 1,5 m: Kamm-Laichkraut und Durchwachsenes Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*); 1,0 – 2,0 m: Durchwachsenes Laichkraut. Damit verweist Dumke (2001) auf eine maximale Bewuchsgrenze von 2 m Wassertiefe, wobei die Makrophyten weiter außerhalb des schützenden Röhrlichtgürtels lediglich inselartige Bestände ausgebildet hatten. Außerdem wird eine differenzierte Ausbildung der Submersvegetation für die reichhaltigen Stillwasserbereiche der mehrgliedrigen Röhrlichtzone und die artenarmen Makrophytenbestände im Flachwasser vor der Röhrlichtzone, wo die Arten Kamm-Laichkraut und Durchwachsenes Laichkraut dominieren, herausgestellt. Die artenreicheren Stillwasserzonen innerhalb des Röhrlichtgürtels mit Krausem Laichkraut (*Potamogeton crispus*), Ährigem Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), Kanadischer Wasserpest (*Elodea canadensis*), Gemeines Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Spitzblättrigem Laichkraut (*Potamogeton acutifolius*), See- und Teichrosen (*Nymphaea alba* und *Nuphar lutea*) wurden an der Südküste des Haffs vorgefunden und wiesen teils hohe Deckungsgrade auf. Insgesamt konnte ermittelt werden, dass geschlossene Phytalbestände hauptsächlich in einzelnen, weitestgehend abgeschlossenen Buchten (z.B. Usedomer See) ausgebildet sind, wo infolge des geringen Salzwassereinflusses limnische Arten zunehmend bestandsbildend sind. Ansonsten sind Makrophyten in der Regel nur inselhaft in ruhigen Schilfbuchten und Ufersäumen anzutreffen. Außerhalb der Buchten können manchmal - insbesondere im Peenestrom - einzelne disjunkte Bestände beobachtet werden. Die sandigen Schaarflächen des Haffs weisen aktuell keine Makrophytenbestände auf.

Tabelle 15: Artenliste der Makrophyten der Laichschongebiete des Kleinen Haffs und des Peenestroms nach Gosselck et al. (1999b) sowie ergänzt anhand einer Aufnahme des IfAO im Peenestrom im Jahr 2006

<i>Ceramium diaphanum</i>	Perltang
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Gemeines Hornblatt
<i>Chaetomorpha linum</i>	Borstenhaar
<i>Cladophora glomerata</i>	Büschel-Zweigfadenalge
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	Gemeiner Darmtang
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Froschbiß
<i>Mougeotia</i> sp.	Plattenalge
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ähren-Tausendblatt
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	Mittleres Nixkraut
<i>Nuphar lutea</i>	Gelbe Teichrose
<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerose
<i>Oedogonium</i> sp.	Kappenalge
<i>Potamogeton acutifolius</i>	Spitzblättriges Laichkraut
<i>Potamogeton crispus</i>	Krauses Laichkraut
<i>Potamogeton natans</i>	Schwimmendes Laichkraut
<i>Potamogeton lucens</i>	Glänzendes Laichkraut

<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kamm-Laichkraut
<i>Potamogeton perfoliatum</i>	Durchwachsenblättriges Laichkraut
<i>Pilayella littoralis</i>	Strand-Pilayella
<i>Ranunculus baudotii</i>	Brackwasser-Hahnenfuß
<i>Ruppia maritima</i>	Meeres-Salpe oder Geschnäbelte Salpe
<i>Schoenoplectetus lacustris</i>	Gemeine Teichsimse
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Teichlinse
<i>Spirogyra</i> sp.	„Schraubenalge“
<i>Zannichellia palustris</i>	Sumpf-Teichfaden
<i>Zygnema</i> sp.	Fadenalge / Sternalge

Angaben über den historischen Bestand submerser Makrophyten im Oderästuar finden sich lediglich bei Holtz (1892), Brandt (1896/97), Neubaur (1927) sowie Neuhaus (1933). Brandt (1896/97) beschreibt, „*dass der Küstensaum bis zur Wassertiefe von 2 m hinab mit Binsen, Potamogeton und anderen Wasserpflanzen bestanden ist. Zwischen denselben und weiterhin nach der Tiefe fand sich, soweit der feste Grund reicht, ein sehr reiches und zugleich ziemlich mannigfaltiges Thierleben*“. Auch enthält Brandt (1896/97) eine kartographische Darstellung von Flächen, die mit Pflanzen bewachsen sind, für das Große Haff östlich des Piastowski-Kanals. In der Karte sind Schaar- und ufernahe Gebiete bis ca. 2 m Wassertiefe wie der Krickser Haken (südlich des Swine-Deltas), der Wolliner Schaar und das Ufer zwischen Neuwarper See und der Odermündung als Standorte mit Makrophyten verzeichnet. Diese Angaben lassen vermuten, dass auch die Schaarflächen des Haffs, die vor allem im Übergangsbereich zwischen Kleinem und Großen Haff größere Flächenanteile einnehmen, Phytalbestände aufwiesen. Diese Annahme bekräftigen Anmerkungen von Neuhaus (1933), der hervorhebt, dass „*die sich längs dem Ufer hinziehenden flachen Schaare mit ihrer guten Durchlichtung und Durchwärmung wesentlich zum Wachstum der niederen Lebewesen und höheren Pflanzen und Tiere beitragen*“. An anderer Stelle bemerkt Neuhaus (1933), dass die reichlich entwickelte Uferpflanzenwelt an der Erzeugung von Fischnahrung hervorragend beteiligt ist.

Noch 1927 waren die Armleuchteralgen (Characeae), die als Anzeiger für nährstoffarme Gewässer gelten, nach Neubaur das "*vorherrschende Kraut*" in manchen Teilen des Haffs. Yousef et al. (2001) verweist ebenfalls auf einen historischen Nachweis von Characeen von Holtz (1892) in der Krumminer Wiek. Nach diesen Angaben kann von einer historischen Verbreitung von Armleuchteralgen im Oderästuar ausgegangen werden. Heute ist diese Gruppe der Makroalgen dagegen vollkommen verschwunden.

Bei Berücksichtigung der historischen Entwicklung des Phytals im Greifswalder Bodden (siehe Gosselck & Schabelon 2007) könnte für das Gebiet des Oderhaffs abgeleitet werden, dass sich der Rückgang des Pflanzenbewuchses nicht erst mit der intensiven Eutrophierungsphase in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts vollzogen hat, sondern auch schon vorher eine Verringerung erfolgte (Gosselck & Schabelon 2007). Der Rückgang der Makrophytenbestände wird von Schiewer & Glocke (1996) als indirekte Folge der Eutrophierung beschrieben: Die durch den erhöhten Nährstoffeintrag verstärkte Phytoplanktonblüte führt in den Gewässern zu einem ungünstigen Lichtklima. Daraus

resultierend werden aus den Makrophyten-dominierten Boddens und Haffen Phytoplankton-dominierte Systeme. Auch im Stettiner Haff ist die Primärproduktion lichtgesteuert (siehe Abbildung 18). Allerdings lässt sich nach Leipe et al. (1998) die Trübung des Gewässers eher auf eine hohe Schwebstofffracht zurückführen als auf einen Anstieg der Phytoplanktondichte als Folge der Eutrophierung. Nach den Modellen von Wiegalt & 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 (Stavenhagen 2006). Das Verschwinden von großen, am Boden verankerten Algen zieht allerdings vermutlich den zu beobachtenden Rückgang mehrerer Muschel- und Schneckenarten nach sich. Beispiele für offenbar verschwundene Arten sind die Spitze Sumpfdeckelschnecke (*Viviparus contectus*) sowie die Gemeine und die Gekielte Tellerschnecke (*Planorbis planorbis* und *P. carinatus*). Diese Arten leben bevorzugt auf Unterwasserpflanzen (Rödiger 2004 und Zitate darin).

### **3.2.6. Makrozoobenthos**

Das Makrozoobenthos sind die mit dem Auge noch erkennbaren (mindestens 1 mm großen) am und im Boden lebenden aquatischen Wirbellosen. Ein wichtiger ökologischer Faktor bei der Verbreitung des Makrozoobenthos in der Ostsee ist der Salzgehalt. Mit abnehmendem Salzgehalt geht auch die Zahl der marinen Arten zurück, so dass ab einem Salzgehalt unter 10 PSU zunehmend Süßwasserarten vorzufinden sind. Ganze marine Artengruppen wie die Echinodermaten (z. B. Seesterne, Seeigel) und Tunicaten (Manteltiere, Seescheiden) sowie weitere zahlreiche marine Arten sind zwar noch in der tiefen salzreichen Zone der Mecklenburger Bucht und der Kadettrinne, die stark vom Salzwassereinstrom aus der Nordsee beeinflusst werden, vorzufinden, kommen aber nicht mehr in den Küstengewässern vor. Im Bereich von Salzgehalten von 5 bis 8 PSU werden die Lebensräume nur von wenigen marinen und limnischen Arten besiedelt. Es entsteht ein Artenminimum (Remane & Schlieper 1958). Die Fauna der äußeren Küstengewässer östlich der Darßer Schwelle setzt sich aus Einwanderern aus dem marinen Bereich und aus dem Süßwasser zusammen. Die inneren Küstengewässer werden je nach der Zuflussrate von Süßwasser mehr von limnischen oder von marinen Arten besiedelt. Ästuarie stellen extreme Lebensräume dar, die nur von Arten mit hoher Toleranz gegenüber niedrigem Salzgehalt besiedelt werden können (IOW 1995, IFAÖ 1998).

Die makrozoobenthische Fauna der Pommerschen Bucht setzt sich aus euryhalinen Arten mit weiter Verbreitung und einer hohen Toleranz gegenüber verschiedenen Umweltparametern zusammen. Regional unterscheidet sich die Besiedlungsstruktur in Abhängigkeit von Umweltparametern wie Nährstoffgehalt oder Dynamik der Sedimente. Die strukturarmen, nährstoffarmen und strömungsexponierten Sedimente werden nur von einer stark angepassten oder spezialisierten Fauna besiedelt. Die Anneliden bilden die dominierende Gruppe. Von den vorkommenden Crustaceen sind nur wenige Arten sandbodenspezifisch (z. B. *Bathyporeia pilosa* und *Crangon crangon*). Die anderen leben an „Driftalgen“ oder an driftenden Miesmuschelklumpen. Zu den ökologisch wichtigsten Artengruppen gehören die Mollusken mit der Schnecke *Hydrobia ulvae* und den Muscheln *Mytilus edulis*, *Cerastoderma glaucum*, *Mya arenaria* sowie *Macoma balthica*, die mit ihren hohen Abundanzen entscheidend zur hohen Biomasse des Makrozoobenthos beitragen und damit die Nahrungsgrundlage für Fische und Vögel bilden. In der Pommerschen Bucht wurden bisher 45 - 50 Arten des Makrozoobenthos erfasst (IOW 1995, IfAÖ 1998).

Im Stettiner Haff überschneidet sich ein marines System (das Brackwassermeer der Ostsee), mit einem limnischen System (dem Odereinzugsgebiet). Aus diesem Grund setzt sich die Fauna des Haffs aus marinen Ostseeformen und limnischen Einwanderern aus der Oder und anderen Süßwasserzuflüssen zusammen. Auf Grund des niedrigen Salzgehaltes von etwa 1 bis 2 PSU im langjährigen Mittel machen aber die limnischen Arten den größeren Teil der Benthosfauna aus (Rödiger 2003).

Rödiger beschreibt weiter, dass auf Grund der großen Amplitude des Salzgehaltes, der nach Remane & Schlieper (1971) für die Makrofauna als Superfaktor zu betrachten ist, das Stettiner Haff als Küstengewässer deutlich weniger Arten beherbergt als die angrenzende Oder. Während Rödiger (2003) 63 Taxa für das Haff nachwies, fanden sich bei Untersuchungen in der Unteren Oder 92 Taxa (Hastrich 1992), bei zusätzlicher Betrachtung der Auengewässer gar bis zu 249 Taxa (Schmid 1999).

Den größten Anteil an Arten in den Sedimenten des Haffs stellen Insektenlarven und Oligochaeten. Unter den Insektenlarven dominieren die Zuckmücken (Chironomidae). Weiter kommen Egel (Hirudinea) und Süßwasserschnecken vor. Die Krebse sind durch wenige Flohkrebse (Amphipoda) und die „Zuiderseekrabbe“ (*Rhithropanopeus harrisi*) vertreten. Auffällig ist die hohe Zahl von Neozoen, welche die Ästuare und Küstengewässer mit geringem Salzgehalt besonders während des vergangenen Jahrhunderts besiedelt haben. Der Transport von Larven oder auch adulten Tieren wurde durch den Bau von Wasserstraßen und einen erhöhten Schiffsverkehr (Transport im Ballastwasser der Schiffe) begünstigt. Diese Neozoen gehören jetzt zum festen oder variablen Inventar der Ästuare und Küstengewässer: z.B. *Cordylophora caspia*, *Gammarus tigrinus*, *Rhithropanopeus harrisi*, *Marenzelleria neglecta*, *Balanus improvisus*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Dreissena polymorpha*.

Im Greifswalder Bodden sind 70 Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen (Saavedra-Perez 1990, Gosselck et al. 1999, Günther 1998, Suchau 1994, Günther et al. 1995). Die Krebse sind mit 23 Arten die artenreichste Gruppe, gefolgt von 13 Mollusken, die 9 Schnecken- und 4 Muschelarten umfassen. Die häufigsten Arten sind der Schlickkrebis (*Corophium volutator*), die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), der Neozoe *Marenzelleria neglecta* (Polychaeta - Vielborster), die Wattschnecke (*Hydrobia* spp.), die Neuseeländische Deckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) und der Schillernder Meeresringelwurm (*Hediste diversicolor*). Die meisten Arten sind marin-euryhaline Tiere, die durch ihre Salzgehaltstoleranz in der Ostsee weit verbreitet sind. Wenige Arten stammen aus dem Süßwasser (*Potamopyrgus antipodarum*, *Dreissena polymorpha*, *Potamothrix hammoniensis*, Insektenlarven). Aus dem Salzwasser dringen sowohl einige marin-euryhaline Arten als auch einige Brackwasserarten in die Flussmündungen ein. Am weitesten flussaufwärts steigen die Polychaeten *Hediste diversicolor* und *Marenzelleria neglecta* sowie die Wattschnecke *Hydrobia ventrosa*.

Vom Greifswalder Bodden zum Oderhaff ist eine deutliche Änderung des Artenspektrums des Makrozoobenthos zu verzeichnen, da die marinen Arten hinsichtlich Artenzahl, Individuendichte und Biomasse zurückgehen und zunehmend limnische Benthosarten dominieren. So erreichen Arten wie *Cerastoderma glaucum*, *Arenomya arenaria*, *Mytilus edulis*, *Macoma balthica* und *Cyathura carinata* im nördlichen Peenestrom ihre Verbreitungsgrenze und treten im inneren Oderästuar nicht mehr auf (Günther et al. 1995). Osadczuk & Wawrzyniak-Wydrowska (1998) erfassten im Großen Haff 11 Arten des Makrozoobenthos und Günther et al. 1995 führen für das Kleine Haff 27 Arten auf, wobei keine Artendifferenzierung für die Gruppe der Chironomiden vorgenommen wurde. Günther et al. (1995) beschreiben die Benthos-Lebensgemeinschaften der drei Hauptsedimenttypen des Haffs Schlick, Sande sowie die sekundären Hartböden der *Dreissena*-Muschelbänke. Die Schlickböden wurden von Exemplaren der Gattung *Marenzelleria*, Chironomiden und Oligochaeten besiedelt, wobei hohe Dichten von Chironomidenlarven erreicht wurden. In den Sandbereichen wurden vor allem *Marenzelleria neglecta*, *Bithynia tentaculata*, Oligochaeten, Gammariden und Chironomiden erfasst. Hohe Individuendichten zeigten wiederum die Chironomiden, aber auch *Marenzelleria neglecta* mit bis zu 11.000 Tieren pro m<sup>2</sup>. Unter Einbeziehung der Schalen abgestorbener Tiere bildet die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* Bänke, die auch von anderen Benthosarten wie *Cordylophora caspia*, *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Marenzelleria neglecta*, Oligochaeten, Hirudineen und mehreren Gammariden-Arten besiedelt werden (Günther et al. 1995). Die Hafffauna hat einen hohen Anteil an Arten, die erst im letzten Jahrhundert bis in die jüngste Zeit das Gebiet besiedelt haben und heute die Lebensgemeinschaften häufig dominieren wie z.B. *Marenzelleria neglecta*, *Dreissena polymorpha* und *Gammarus tigrinus* (Gosselck et al. 1999, Günther et al. 1995, Rödiger 2003).

Insgesamt lässt sich die Veränderung der Artendiversität als Verarmung der Molluskenfauna, besonders der Phytalarten und der empfindlichen, sauerstoffbedürftigen Arten beschreiben. Die Abwesenheit der Phytalbewohner ist unter Umständen auf eine Beeinträchtigung durch die

eutrophierungsbedingte Dezimierung der Makrophytenvegetation zurückzuführen, zudem hat es in den letzten zehn Jahren Einwanderungen gebietsfremder Arten (Neozoen) gegeben. Insbesondere in den 1980er und 1990er Jahren kam es zur Einwanderung euryhaliner Crustaceen (*Gammarus tigrinus*, *Pontogammarus robustoides*), die den Lebensraum Stettiner Haff für sich erobern konnten. Heimische Gammariden wurden nicht mehr gefunden (Rödiger 2003).

### 3.2.7. Fischfauna

Der Hering (*Clupea harengus*) dominiert die pelagische Fischzönose in der Pommerschen Bucht. Weitere charakteristische Vertreter sind Sprotte (*Sprattus sprattus*), Lachs (*Salmo salar*) und Meerforelle (*Salmo trutta f. trutta*). Darüber hinaus wandern aus der Nordsee weitere pelagische Fischarten ein, die sich jedoch - ebenso wie einwandernde benthische Fischarten - hier nicht fortpflanzen. Charakteristische Gastfischarten sind die Makrele (*Scomber sombrus*), der Stöcker (*Trachurus trachurus*) und der Hornhecht (*Belone belone*) (Rechlin & Bagge 1996). Arten wie Dorsch (*Gadus morhua*), Flunder (*Platichthys flesus*), Scholle (*Pleuronectes platessa*), Kliesche (*Limanda limanda*) und Steinbutt (*Psetta maxima*) gehören zur benthischen Fischzönose der Pommerschen Bucht. Neben diesen fischereiwirtschaftlich bedeutsamen und ständig in der südlichen Ostsee lebenden Arten wandern auch aus den benachbarten westlichen Seegebieten benthische Arten als Gastfische ein. Diese fischereilich i. d. R. nicht genutzten Arten sind z. B. Wittling (*Merlangius merlangus*), Seeszunge (*Solea solea*), Seelachs (*Pollachius virens*) und Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*). Weitere ständige Bewohner der westlichen Ostsee mit mehr oder weniger starkem Vorkommen aber ohne fischereiliche Bedeutung sind die benthisch lebenden Arten Aalmutter (*Zoarces viviparus*), Grundeln (*Pomatochistus spec.*), Vierbärtlige Seequappe (*Rhinonemus cimbricus*) und Seehase (*Cyclopterus lumpus*). Eine weitere fischereilich wichtige benthische Fischart ist der Flusaal (*Anguilla anguilla*) (Rechlin & Bagge 1996). Die Pommersche Bucht ist Weidegebiet für Dorsch und Plattfische sowie für Süßwasserarten wie Zander, Plötze und Flussbarsch. Die Oderbank ist ein wichtiges Aufwuchsgebiet für Plattfische.

Der Greifswalder Bodden hat als Laich- und Aufwuchsgebiet für den Rügenschon Frühjahrshering überregionale und internationale Bedeutung. In der Odermündungsregion befinden sich 29 der insgesamt 49 von der Küstenfischereiverordnung Mecklenburg-Vorpommern ausgewiesenen Laichschongebieten. Im Gebiet kommen viele Kleinfisch-Arten vor. Diese nicht kommerziell genutzten Fischarten besitzen eine hohe ökologische Bedeutung. Sie sind die Nahrungsgrundlage für Wirtschaftsfische und für viele Seevögel. Laichgebiet für viele Fischarten sind die flachen Küstengewässer des Greifswalder Boddens mit den Makrophytenwiesen, Muschelbänken, Uferbereichen und Gelegegürteln (Borchert & Winkler 2001). Laichgebiet und bevorzugter

Lebensraum für Jungfische ist der Flachwasserbereich des Greifswalder Boddens (Biester 1979, 1986, Jönsson et al. 1997), der lediglich 14 % der Gewässerfläche umfasst.

Laut Borchert & Winkler (2001) umfasst die Artenliste für den Greifswalder Bodden 42 heimische Arten, 10 Irrgäste und vier Neozoen (Regenbogenforelle, Karpfen, Marmor- und Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*)). Von 1994 bis 1997 wurden im Rahmen des GOAP-Projektes erstmals Jung- und Kleinfischgemeinschaften untersucht. Im Rahmen wiesen Jönsson et al. (1997) 27 Arten nach. Die Klein- und Jungfischgemeinschaft wird durch Stichlinge (Gasterosteidae), Grundeln (*Pomatoschistus* spp.), Sandaale (*Ammodytes* spp.) und Seenadeln (Syngnathidae), sowie den Nachwuchs von Hering, Flussbarsch, Plötze, Ukelei (*Alburnus alburnus*) und Flunder dominiert. Sie nutzen verschiedene Strategien, um bestimmte hydrographische Faktoren (Salinität, Strömung) zu meistern und gleichzeitig von der hohen Produktivität des Gewässers zu profitieren. Marine Arten wie der Hering suchen die flachen Küstengewässer zur Reproduktion auf. Limnische Arten wie Plötze und Flussbarsch laichen in Gebieten mit geringem Salzgehalt (Randgewässer, Peenestrom, Oderhaff). Die Jungfische dieser Arten wandern später in den Bodden ein. Die Flunder als typischer Ästuarbewohner laicht dagegen auf der Oderbank. Auch deren Nachwuchs besiedelt das gesamte Boddengebiet. Typische Phytalbewohner wie Seenadeln und Grundeln verweilen ganzjährig im Greifswalder Bodden (UmweltPlan & EMAU Greifswald 2001).

Tabelle 16: Fischfauna im Stettiner Haff (Quelle: Wysokiński 1998 in Löser & Sekścińska 2005)

Süß- und Brackwasserarten				
Stationäre Arten	Brackwasser-Arten	Gelegentlich anzutreffende Arten	Wandernde Arten	Marine Arten
<i>Güster</i>	<i>Plötze</i>	<i>Regenbogenforelle</i>	<i>Aal</i>	<i>Hering</i>
<i>Zope</i>	<i>Barsch</i>	Kessler Gründling	Stör (Bastard)	<i>Sprotte</i>
<i>Ukelei</i>	<i>Stint</i>	Karpfen	Lachs	Dorsch
Hasel	<i>Brassen</i>	Marmorkarpfen	Lachsforelle	Finte
Aland	<i>Zander</i>	Graskarpfen	Flussneunauge	Maifisch
Rapfen	<i>Kaulbarsch</i>	Silberkarpfen		Scholle
Rotfeder	<i>Dreist. Stichling</i>	Sonnenbarsch		Flunder
Schleie	Schnäpel	Wels		Steinbutt
Giebel	Hecht	Barbe		Seehase
Schlammpeitzger	Quappe			Sandaal
Steinbeißer	Zährte			Sandgrundel
	Seestichling			

(Fische mit kursiven Namen kommen in größeren Populationen vor. Die anderen sind mit geringen Populationen im Ästuar vertreten bzw. sind nur einzeln gefangen worden. Weitere Arten werden in verschiedener Literatur genannt, sind aber nicht bestätigt.)

Eine besondere Stellung besteht für den Ostseeschnäpel (*Coregonus labaretus balticus*) dessen geographisches Verbreitungsgebiet sich auf die Region Peenestrom-Achterwasser- und Haff im deutschen Ostseegebiet beschränkt. Auf Grund der Bestandsgefährdung der Art wurden ab 1992 Überlegungen geführt, durch künstlichen Besatz für eine Stabilisierung der Fänge zu sorgen. Ab 1995 wird in einem Feldexperiment der Besatz der Peenestrom/Achterwasser-Region und des Haffs mit Larven und Jungfischen des Ostseeschnäpels durchgeführt (Schulz 1997).

Im Rahmen der Untersuchungen der Fischlaichgebiete des Kleinen Haffs (Gosselck et al. 1999) wurde dort Laich vom Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Blei bzw. Brasse (*Abramis brama*) und Dreistachligem Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) erfasst. Fischlarven wurden von folgenden 9 Arten in den Laichschongebieten des Kleinen Haffs vorgefunden: Flussbarsch, Zander (*Stizostedion lucioperca*), Plötze, Blei bzw. Brasse, Güster (*Blicca bjoerkna*), Hering, Stint (*Osmerus eperlanus*), Dreistachligem Stichling und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*). Anhand der fischereilichen Anlandungen im Haff können auch entsprechende Vorkommen für Aal (*Anguilla anguilla*) und Hecht (*Esox lucius*) konstatiert werden. Das aufgeführte Fischartenspektrum verdeutlicht, dass im Oderhaff limnische Fischarten dominieren.

### **Fischerei**

Traditionell wird der Fischfang im Oderhaff mit Reusen und Stellnetzen durchgeführt. Rund 90 % der Erträge im Kleinen Haff stellten in den letzten Jahren der Flussbarsch (31,1 %), die Brasse (30,9 %) und die Plötze (27,3 %). Zander, Hecht und Aal werden verhältnismäßig wenig gefangen. Die Jahresfangmenge im Kleinen Haff beträgt etwa 486 t bei 18 Fischarten. Für das Kleine Haff (27700 ha) ergibt sich daraus ein jährlicher Ertrag von 17,6 kg/ha, allerdings ohne den Kaulbarsch (. Heute sind im Kleinen Haff noch etwa 40 Berufsfischer tätig.

Negativ hingegen wirkten sich nach der politischen Wende (1990) Veränderungen in der Fischerei aus: während zu DDR-Zeiten den Fischern auch die Weißfische garantiert abgenommen wurden (zur Fischmehlproduktion), gab es solche Vereinbarungen nach 1990 nicht mehr. Der dadurch verstärkte Fang von Raub- und Edelfischen wie Zander, Hecht und Aal führte zur ungehinderten Entwicklung der Friedfische und damit zu einer Dezimierung des Zooplanktons, so dass das Phytoplankton sich sehr stark entwickeln konnte. Große Mengen an Phytoplankton wiederum verhindern, dass ausreichend Licht bis auf den Gewässerboden dringt und unterdrücken damit das Makrophytenwachstum. Ohne Makrophyten wird das Sediment nicht stabilisiert und ist daraufhin sehr viel mobiler. Das bedeutet auch, dass Nährstoffe nicht mehr so leicht festgelegt werden können, sondern immer wieder resuspendiert werden (Lampe 1996 in Fenske 2003).

Der verstärkte Fang von räuberischen Fischarten ist aber wieder zurückgegangen, gegenwärtig werden wieder mehr Friedfische (Plötze und Brassens) gefangen (Fenske 2003 in Löser & Sekścińska 2005).

Tabelle 17: Fischfang im Oderhaff in kg/ha/a (Winkler 1991)

Zeitraum	Kg/ha/a
1907 - 1915	36,4
1930 - 1938	38,8
1950 - 1959	37,3
1960 - 1969	42,0
1970 - 1979	61,1
1980 - 1989	47,7

Die Fänge innerhalb des Großen Haffs beinhalten hauptsächlich: Zander, Flussbarsch, Plötze, Brassen und Aal (etwa 96 % aller Fänge). Die Brackwasserarten werden allerdings in der Pommerschen Bucht wesentlich häufiger gefangen. Abgesehen vom Hering sind marine Fischarten hinsichtlich der Fangmengen im Oderhaff nicht von Bedeutung. Der Hering gelangt im Frühjahr durch die Świna in das Haff, um dort zu laichen. Die Fänge variieren je nach Einstromereignis der Pommerschen Bucht zwischen 0 – 160 t (Wysokiński 1998).

Tabelle 18: Artenzusammensetzung und Häufigkeit der Süß- und Brackwasserfischarten im 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	Wysokinski1998	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 bzw. Brasse ( <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.)	+	+

Süß- und Brackwasserarten sowie Wanderfische	Wysokinski 1998	Feilbach 2004
Kaulbarsch ( <i>Gymnocephalus cernua</i> , L.)	+	+
Giebel ( <i>Carassius auratus gibelio</i> , Bloch)	(+)	
Zope ( <i>Abramis ballerus</i> , L.)	+	+
Stör ( <i>Acipenserinae</i> )	(+)	
Steinbeißer ( <i>Cobitis taenia</i> , L.)	(+)	(+)
Barbe ( <i>Barbus barbus</i> L.)	(+)	( )
Bitterling ( <i>Rhodeus sericeus amarus</i> , Bloch)		( )
Nachgewiesene Gesamtartenzahl	31	29

Quelle: (Wysokinski 1998; Feilbach 2004, bearbeitet von Stavenhagen 2006)

Insgesamt gab es 1997 im polnischen Teil des Stettiner Haffs ca. 260 - 270 Fischer. Der Ertrag des gesamten Haffs liegt bei ca. 3000 t im Jahr. Über die Stärke und die entnommenen Arten durch die Sport- und Angelfischerei lassen sich auf polnischer Seite kaum Ergebnisse finden. Vermutlich machen sie einen Anteil von 10 – 20 % aller Fänge aus, mit dem Flussbarsch als dominante Art (Wysokiński 1998).

Tabelle 19: Artenzusammensetzung und Häufigkeit der marinen Fischarten im 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

Marine Arten	Wysokinski 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.)	(+)	
<b>Finte (<i>Alosa fallax</i>, Lacepede)</b>	<b>(+)</b>	
Kleiner Sandaal ( <i>Ammodytes tobianus</i> , L.)	(+)	
Strandkühlung ( <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

Quelle: Wysokinski 1998; Feilbach 2004, bearbeitet von Stavenhagen 2006

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

Das Ausbleiben bzw. der Rückgang bestimmter Arten lassen sich laut Stavenhagen (2006) auf verschiedene Faktoren zurückführen:

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

### **3.3. Anthropogene morphologische Veränderungen**

Die WRRL fordert, dass die signifikanten morphologischen Veränderungen der Küstengewässerkörper zu ermitteln sind. Dabei sind diejenigen morphologischen Veränderungen zu ermitteln, die eine Veränderung der Tiefenvariation, der Struktur und des Substrates des Meeresbodens sowie der Struktur der Gezeitenzone bewirken.

An der Ostseeküste treten keine ausgeprägten Gezeiten auf, man spricht hier daher von keiner Gezeitenzone. Anstelle der nicht vorhandenen Gezeitenzone wurde von der mecklenburg-vorpommerischen Wasserwirtschaftsverwaltung die morphologische Veränderung der Uferzone untersucht. Mit diesem Ansatz ging man über die Anforderungen der WRRL hinaus. Die Uferzone umfasste dabei den Bereich der Mittelwasserlinie und den Bereich potenziell regelmäßiger Überflutung. Solche Bereiche können oberhalb, aber auch unterhalb der Mittelwasserlinie liegen ([http://www.wrml-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrml-mv.de/index_allgemeines.htm)).

Für Küstengewässer existiert gegenwärtig kein Verfahren zur Erfassung und Bewertung morphologischer Veränderungen, wie man es bei Fließgewässern und Standgewässern anwendet. Aus diesem Grund wurden deshalb vorsorglich alle anthropogenen morphologischen Veränderungen ermittelt, bei denen man Auswirkungen zumindest im Nahbereich auf die ökologische Beschaffenheit der Küstengewässer vermuten kann. Erfasst wurden:

Schutzdeiche für Küstenüberflutungsflächen

Küstenverbau

Hafen- und Werftgebiete

Strand- und Schorraufspülungen

Rohstoffgewinnungsgebiete

Hafen- und Fahrrinnenbaggerungen

Gebiete zur Verklappung von Sediment

Buhnenfelder

Einzelbauwerke und Abriegelungen.

Somit liegt eine vollständige Übersicht über alle oben genannten morphologischen Veränderungen der mecklenburg-vorpommerschen Küstengewässer vor. Eingriffe in Struktur und Substrat des Meeresbodens wurden durch die Wasserwirtschaftsverwaltung allerdings nur für die Einmeilenzone erfasst. Solche Eingriffe können den ökologischen Zustand der Küstengewässer beeinflussen. Der ökologische Zustand ist laut WRRL jedoch nur in der Einmeilenzone, nicht in den Küstengewässern zwischen Einmeilenzone und Hoheitsgrenze zu betrachten.

Eingriffe in die Uferzone von Küstengewässern stellen in erster Linie die Küstenschutzbauwerke dar. Aus diesem Grund erfasste die Wasserwirtschaftsverwaltung alle Deiche, die Küstenüberflutungsflächen von regelmäßiger natürlicher Überflutung abriegeln.

Deiche, die Küstenüberflutungsflächen vom Meer abtrennen, errichtete man in der Vergangenheit in aller Regel zum Schutz landwirtschaftlichen Grünlands. Die hinter dem Strandwall befindlichen Überflutungsflächen liegen bisweilen unterhalb der Mittelwasserlinie und wurden unmittelbar von regelmäßig einströmendem salzhaltigem Meerwasser beeinflusst. Die Deiche verhindern das periodische Überfluten dieser Bereiche und schneiden die dort potenziell vorkommenden, an salines Milieu angepassten Zönosen von der Meerwasserzufuhr ab. Mit der Eindeichung von Überflutungsflächen unterbricht man umgekehrt weitgehend auch den natürlichen Stoffaustausch aus den Überflutungsflächen in die Küstengewässer ([http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm)).

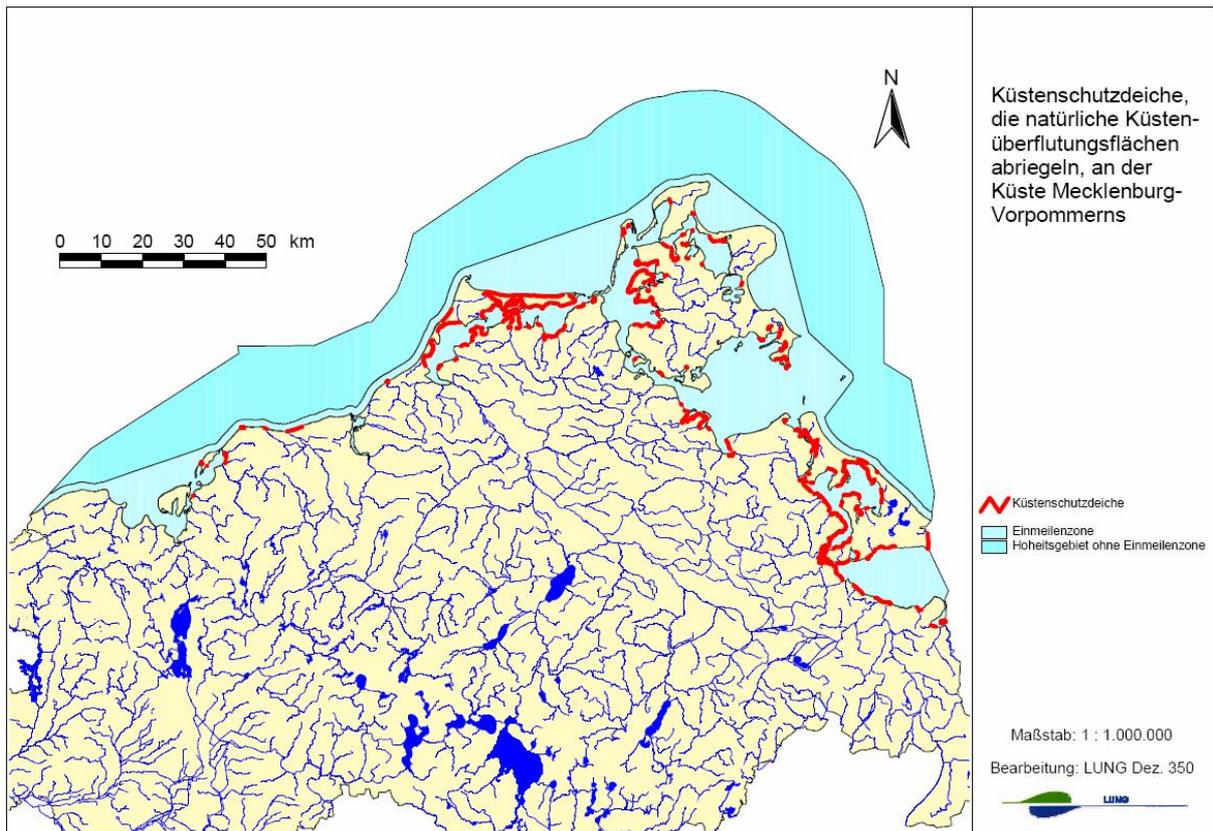


Abbildung 12: Küstenschutzdeiche an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Quelle: LUNG (2005)

In Küstenüberflutungsflächen finden sich auch oft Überflutungsmoore. Vom Meerwasser abgeschnitten und landwirtschaftlich genutzt, können die Moore degenerieren, dabei setzt sich in der Regel Stickstoff frei. Da die Moore häufig gepoldert sind und anfallendes Wasser künstlich in die Küstengewässer geschöpft wird, stellen Einträge aus diesen Flächen „punktuelle Küstengewässerbelastungen“ dar und sind als stoffliche Belastungen der Küstengewässer zu betrachten. Die Wasserwirtschaftsverwaltung ermittelte alle Deichabschnitte, die Küstenüberflutungsflächen abriegeln. Die Deichabschnitte sind in Abbildung 12 dargestellt.

Zusätzlich ermittelte die Wasserwirtschaftsverwaltung alle Küstenverbaue und alle der Küste vorgelagerten Wellenbrecher. Hierzu wurden Daten aus dem Vorsorgeplan Schadstoffunfallbekämpfung (VPS) herangezogen ([http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm)).

Außerdem wurden Deckwerke, Steinwälle, Ufermauern, begrünte Böschungen, Wellenbrecher (auch Wellenbrecher in Kombination mit Steinwällen) sowie sonstige Bauwerke erfasst. Sonstige Bauwerke sind zum Beispiel Spundwände. Die Bauwerke dienen überwiegend dem Küstenschutz bei Sturmfluten und beugen der Küstenerosion vor. Einbauten in die Küstengewässer stellen durch Versiegelung und Verfestigung des natürlichen Lebensraumes in der Uferzone eine Belastung dar. Wellenbrecher und Steinschüttungen können die Morphologie und den natürlichen Stoff- und Sedimenttransport an der Küste verändern. Die Lage der ermittelten Bauwerke zeigt die folgende Karte ([http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm)):

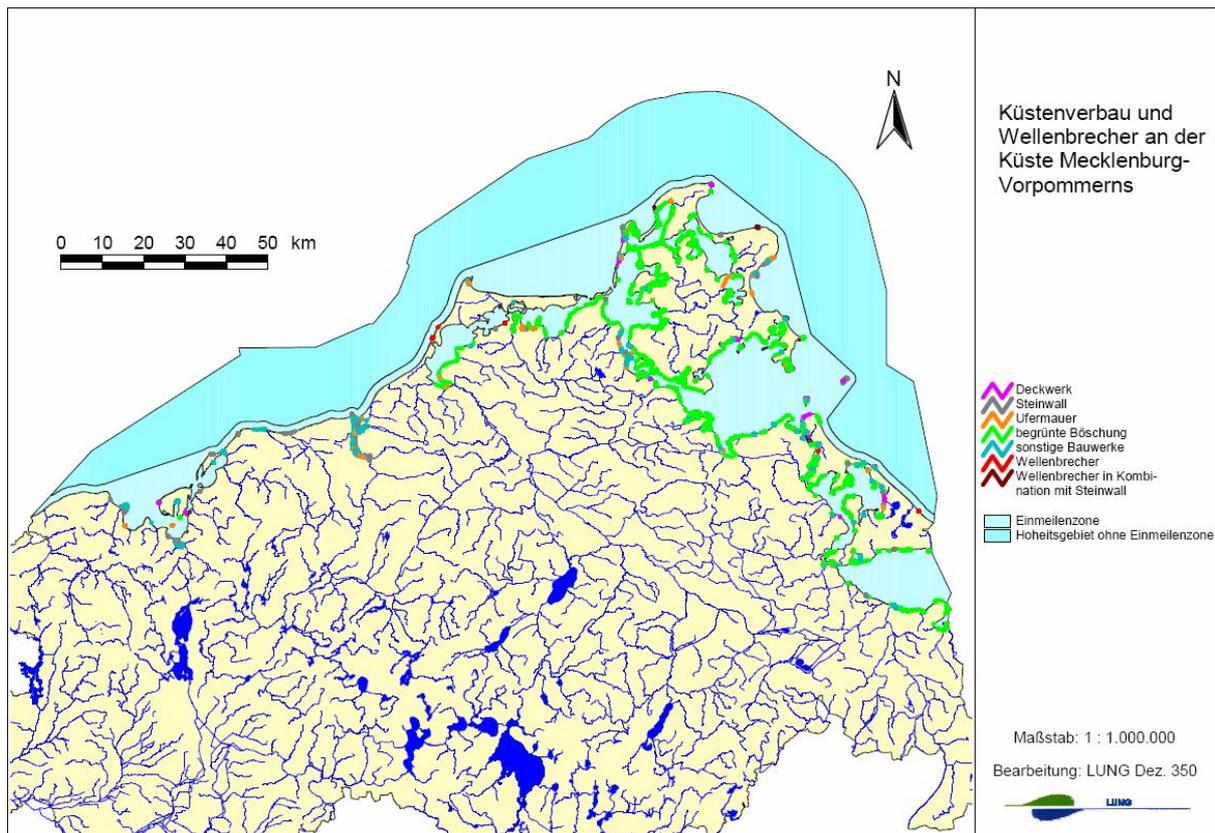


Abbildung 13: Küstenverbau und Wellenbrecher an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Quelle: LUNG (2005)

Mit Buhnen und Buhnenfeldern soll dem Küstenabtrag entgegengewirkt werden. Dadurch wird das natürliche Sedimentationsverhalten im Ufer- und Schorrbereich verändert.

Unmittelbare Eingriffe in die Morphologie der Uferzone stellt die Anlage von Häfen und Werften an der Küste dar. Es wurde die Lage aller Häfen einschließlich der Sportboothäfen, Werften und Schiffsliegeplätze erhoben (Abbildung 14). Dabei wurde auch das Vorhandensein künstlicher Gewässervertiefungen ermittelt.

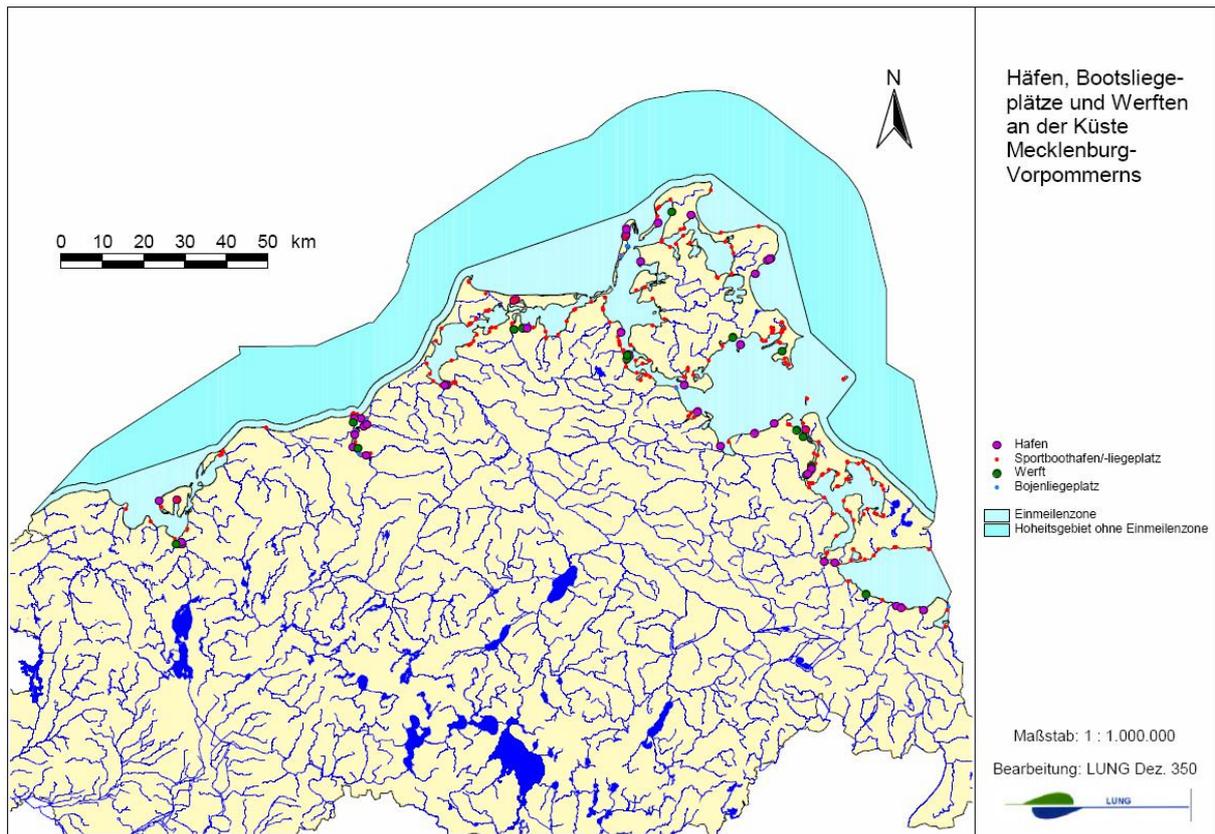


Abbildung 14: Häfen, Bootsliegeplätze und Werften an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Quelle: LUNG (2005)

Von Bedeutung für den Küstenschutz der mecklenburg-vorpommerschen Küste sind Aufspülungen von Strand und Schorre. Die Aufspülungen dienen dem Ausgleich der natürlichen Küstenerosion. Den von der Meeresströmung verlagerten Sand ersetzt man künstlich durch Material aus Sandlagerstätten, die der Küste vorgelagert sind. In Abhängigkeit von der jeweiligen Küstendynamik sind Aufspülungen alle sieben bis neun Jahre erforderlich. Die Maßnahmen stellen einen anthropogenen Eingriff in die Morphologie dar: Das natürliche Erosionsgeschehen wird gesteuert, und durch die Aufspülungen werden siedelnde Gewässerorganismen von Sand überdeckt.

Auch die Ausbeutung von Sand- und Kieslagerstätten stellt einen Eingriff in die Struktur des Meeresbodens dar. Aus den Lagerstätten wird Material für Aufspülungen, aber auch für gewerbliche Zwecke abgebaut. Der Abbau zerstört einerseits die im Entnahmegebiet existierenden Lebensgemeinschaften, andererseits entstehen Neubesiedlungspotenziale. Die Erholung der Lebensgemeinschaften und die Wiederbesiedlung mit standorttypischen Arten bedürfen jedoch mehrerer Jahre. Der Abbau verändert das Relief des Meeresbodens örtlich zum Teil deutlich.

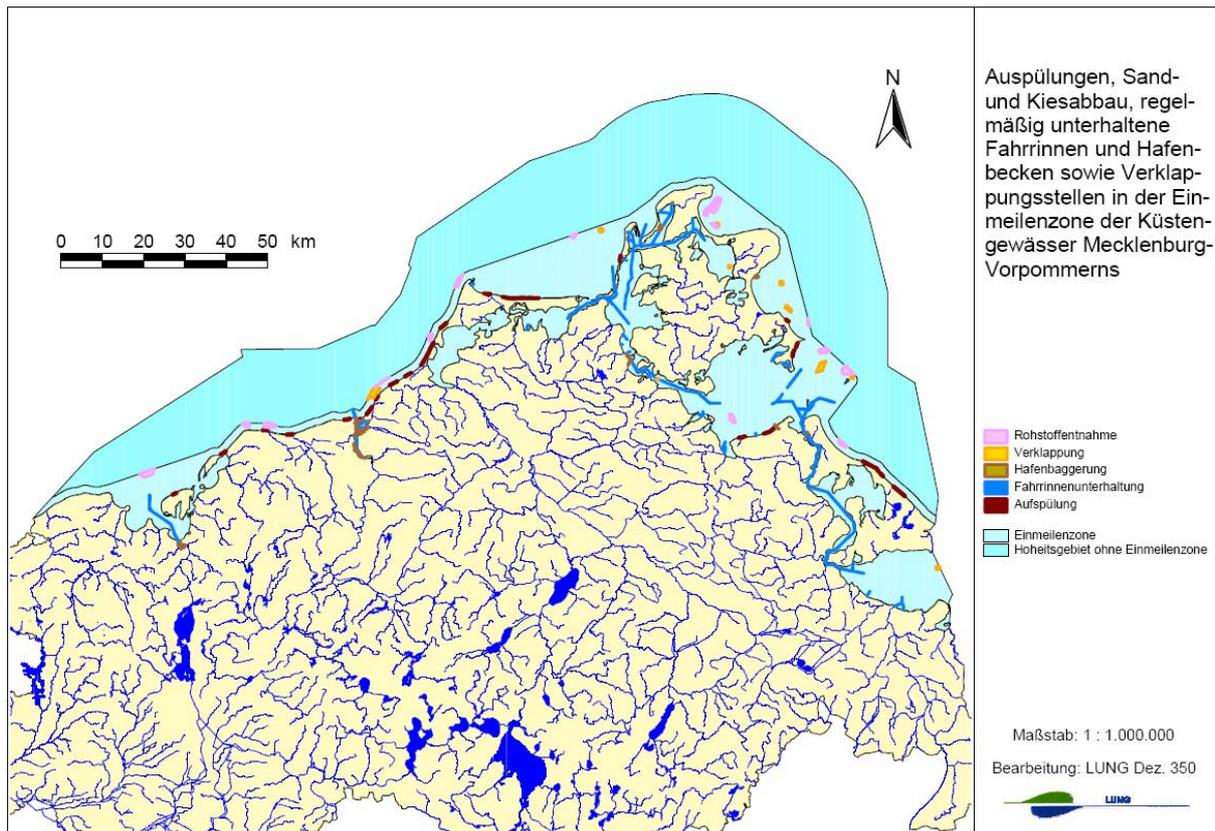


Abbildung 15: Auspülungen, Sand- und Kiesabbau, Fahrrinnen, Verklappungsstellen und Hafenbecken an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Quelle: LUNG (2005)

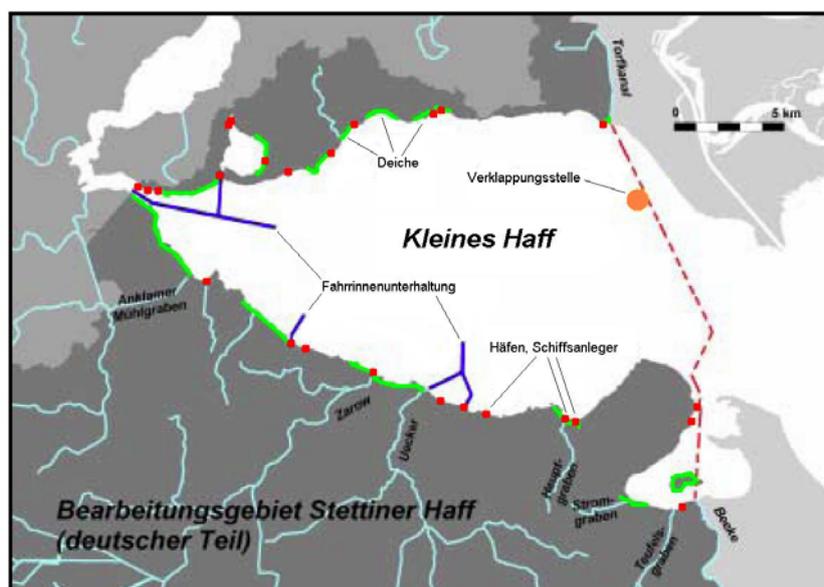


Abbildung 16: Morphologische Veränderungen im Kleinen Haff (Quelle: [http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm)): Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 sowie der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im deutschen Teil des Bearbeitungsgebietes Stettiner Haff (B-Bericht), Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, verändert)

Weitere Eingriffe in Substrat und natürliche Struktur des Meeresbodens sind die Fahrrinnenunterhaltung und -vertiefung, Hafenbaggerungen sowie die Verklappung der anfallenden

Sedimente. Fahrrinnenunterhaltung und die Vertiefung von Fahrrinnen stellen einen nicht unerheblichen örtlichen Eingriff in die Morphologie der Küstengewässer dar. Durch die Arbeiten kann es zu ähnlichen Beeinträchtigungen der Biozönosen kommen, wie es für den Sand- und Kiesabbau beschrieben wurde. Die Sedimentdynamik und der laterale Stofftransport können sich nachhaltig ändern. Im Extremfall wandelt sich das hydrodynamische Regime wie zum Beispiel in der Unterwarnow, in die salzreiches Wasser aus der Mecklenburger Bucht bodennah durch die Fahrrinne bis in den Stadthafen Rostock eindringt. Das salzhaltigere Wasser verändert das Lebensraummilieu, zudem können Salzgehaltsschichtungen im Sommer den Sauerstoffmangel für die Gewässerorganismen verstärken. Die bei den Unterhaltungs- oder Vertiefungsmaßnahmen anfallenden Sedimente werden in der Regel an anderer Stelle in den Küstengewässern verklappt. Durch Verklappung werden am Meeresboden Lebensräume von Gewässerorganismen überdeckt. Andere Stoffe als Baggersediment werden vor der mecklenburg-vorpommerschen Küste nicht verklappt ([http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm)).

In die Struktur des Meeresbodens im Kleinen Haff wird in wenigen Bereichen durch Fahrrinnenbaggerungen am Übergang des Kleinen Haffes in den Peenestrom und in den Zufahrten zum Usedomer See, dem Hafen Mönkebude und dem Industriehafen Ueckermünde-Berndshof sowie zur Mündung der Uecker, die zwischen dem Hafen Ueckermünde und der Mündung Bundeswasserstraße ist, eingegriffen (siehe Abbildung 16). Die Baggerungen finden jeweils alle zwei bis fünf Jahre statt. Sie betreffen insgesamt rund 1 km<sup>2</sup> Fläche, dies entspricht 0,4 % der Gesamtfläche des Kleinen Haffes. Entnommen werden insgesamt etwa 34 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> Sediment. Das Sediment wird im Osten des Kleinen Haffes verklappt. Die Verklappungsstelle hat eine Fläche von 78 ha.

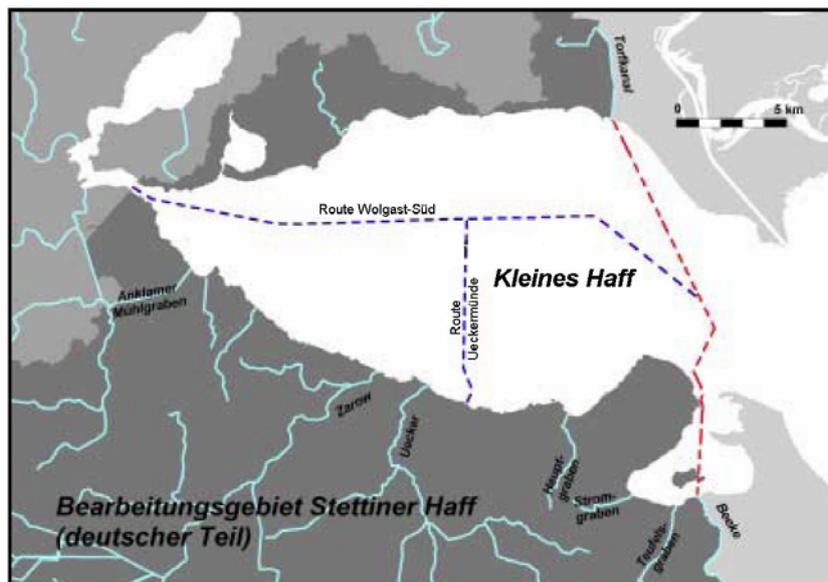


Abbildung 17: Hauptsächliche Schiffsrouten im Kleinen Haff (Quelle: [http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm) : Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 sowie der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im deutschen Teil des Bearbeitungsgebietes Stettiner Haff (B-Bericht), Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, verändert)

Der auf polnischem Gebiet verlaufende Piastowski Kanal hat eine Gesamtlänge von etwa 70 km. Er hat seit 1984 eine mittlere Tiefe von 10,5 m und eine durchschnittliche Breite von 90 m (in Biegungen etwa 130 m). Baggergutdaten vom Maritime Office of Szczecin (MOS) zeigen, dass von 1949 bis 2000 im Durchschnitt jährlich 1.490.312,7 m<sup>3</sup> Baggergut (Nassmaterial) aus den Bereichen des nördlichen Schifffahrtskanals, des Kanals im Bereich des Swinoujscier Hafens und aus dem Kanalstück von Swinoujscie nach Stettin entnommen wurden, um die Tiefe halten zu können und ein Zusedimentieren zu verhindern. Dieses Material wird, anders als bei dem im Kleinen Haff anfallendem Baggergut nicht im Oderhaff verklappt, sondern im Wesentlichen an Land auf Deponien und Spülfeldern verbracht und somit dem System Oderhaff entzogen (Minning 2003).

### **3.3.1. Sonstige anthropogene Belastungen (gemäß WRRL Anh. II 1.4)**

Im deutschen Teil des Bearbeitungsgebietes bestehen keine sonstigen signifikanten anthropogenen Belastungen der Fließ- und Standgewässer. Das Kleine Haff ist Bundeswasserstraße und somit Schiffsverkehr ausgesetzt, insbesondere auf der Route Wolgast-Süd, die in westöstlicher Richtung durch das Kleine Haff verläuft, und auf der Route Ueckermünde, die in nordsüdlicher Richtung abzweigt (Abbildung 17). Die Routen werden vornehmlich von den Schiffstypen Tanker, Bulk Carrier, Stückgutfrachter und Fähre mit einer Bruttoregisterzahl von bis zu 15.000 frequentiert. Fährverkehr findet bis in den Unterlauf der Uecker (Hafen Ueckermünde) statt.

## **4. Referenzwerte für das Oderästuar**

### **4.1. Referenzwerte für die Biologischen Komponenten**

#### **4.1.1. Phytoplankton**

Das Phytoplankton eignet sich auf Grund seiner hohen Wachstumsraten sehr gut, um sowohl externe als auch interne Nährstoffeinträge schnell anzuzeigen. Es reagiert unmittelbar mit Biomassezuwachs und der Veränderung seiner taxonomischen Zusammensetzung (Sagert et al. 2006).

Die WRRL fordert für die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton die Betrachtung der Abundanz, der Biomasse und der taxonomischen Struktur.

Hinsichtlich der hochvariablen Küstengewässer stellt sich diese Kriteriumsliste zur Bewertung von Gewässersystemen als sehr komplex dar. Das Plankton der Ästuarie ist im Gegensatz zu Seen und

Flüssen durch das gemeinsame Auftreten sowohl mariner als auch limnischer Arten geprägt. Auch lassen sich die aus der limnologischen und meeresbiologischen Forschung bekannten saisonalen Zyklen nur bedingt auf die Küstengewässer übertragen.

Sagert et al. (2006) analysierten die Möglichkeit der Identifikation von geeigneten Indikatoren, die zur Abgrenzung der unterschiedlich stark degradierten Gewässer geeignet sind. Auf Grundlage dieser Degradationsindikatoren war es den Autoren möglich ein Küstengewässerbewertungssystem für die mesohalinen inneren Gewässer gemäß den Anforderungen der WRRL zu erstellen, das auf den Daten des Phytoplanktons basiert.

Es wurden von Sagert et al. (2006) diejenigen Phytoplanktonparameter identifiziert, die eine Degradation im Sinne einer Eutrophierung des Gewässers anzeigen. Dazu korrelierten sie die Gesamtmatrix der Phytoplanktonparameter (u.a. Biomasse einzelner Taxa, Artzahlen, prozentuale Anteile verschiedener Taxa, Abundanz- bzw. Biomasseverhältnisse einzelner Taxa und Taxagruppen) mit akzeptierten Trophieindikatoren. Um eine mögliche Beeinflussung des Ergebnisses durch die Streuung der Messwerte zu verhindern, wurden die einzelnen Trophieindikatoren (Sichttiefe, Biomasse, Chlorophyll, TN, TP) mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse (PCA, principal component analysis) zu einem künstlichen Degradationsvektor verschnitten. Anhand der Korrelation zum Degradationsvektor wurden schließlich die Phytoplanktonparameter extrahiert, die einen hohen Indikatorwert für den Grad der Eutrophierung der Küstengewässer besitzen und entsprechend einer durchgeführten kanonischen Korrespondenzanalyse keine saisonalen (Temperatur) und hydrographischen (Salinität) Korrelationen aufweisen (Sagert et al. 2006).

Um schließlich ein Bewertungsschema zu entwickeln unterzogen Sagert et al. (2006) die Datensätze der potenziellen Trophieindikatoren einer Clusteranalyse. Das Ergebnis waren drei Cluster, die innerhalb der untersuchten rezenten Systeme drei verschiedene ökologische Zustände widerspiegeln. Diese Cluster wurden anhand historischer Sichttiefen bzw. Verbreitungsgrenzen von Makrophyten referenziert (Schubert et al. 2005) und der „sehr gute Zustand“ gemäß EU-WRRL für diesen Gewässertypus festgelegt. Das vorläufige Bewertungsschema ist in Tabelle 20 dargestellt (Sagert et al. 2006). Ob dieses Verfahren auch auf die oligohalinen inneren Küstengewässer anwendbar ist, muss noch überprüft werden.

Tabelle 20: Bewertungsschema für den Küstenwasserkörper 5-10 PSU entsprechend den Richtlinien der WRRL. Die Klassengrenzen gelten für die Frühjahrsblüte. (Sagert et al. 2006)

Parameter	Faktor	Sehr gut	Gut	Mäßig	Unbefriedigend	Schlecht
Biovolumen [ $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ]	3	< 1	1 - 5	5 - 10	10 - 30	> 30
Chlorophyceen [%]	1	< 5	5 - 10	10 - 30	30 - 60	> 60
Diatomeen [%]	2	> 80	30 - 80	10 - 30	5 - 10	< 5
Dinoflagellaten [ $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ]	1	< 1	1 - 2,5	2,5 - 5	5 - 30	> 30
Chlorophyceen <10 $\mu\text{m}$ [ $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ]	0,5	< 0,2	0,2 - 0,5	0,5 - 1	1 - 10	> 10
Worochnia compacta [ $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ]	0,5	< 0,5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	> 5
Secchi-Tiefe [m]	2	> 6	4 - 6	1,5 - 4	0,8 - 1,5	< 0,8
Chlorophyll a [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]	2	< 5	5 - 10	10-25	25 - 60	> 60

Auf Grund der unterschiedlich starken Korrelation der einzelnen Parameter mit dem Degradationsfaktor wurde für jede Komponente ein Wichtungsfaktor empfohlen (Faktor). Die Gesamtbewertung erfolgt dann als gewichtetes Mittel.

## 4.1.2. Makrophyten

Zur Herleitung von Referenzwerten gemäß WRRL für die Makrophyten der inneren Küstengewässer analysierten Selig et al. (2006) im Rahmen des ELBO Projektes die historischen Makrophytenbelege unter Einbeziehung von Herbarbelegen (Blümel et al. 2002). Im Vergleich zu rezenten Vegetationsaufnahmen von 1999 - 2003 stellten die Autoren zwei Prämissen auf, anhand derer die Veränderung der submersen Vegetation beschrieben werden können und die auch im Oderhaff zutreffend sind:

- (1) Die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand ist mit einer Verringerung der unteren Verbreitungsgrenze verbunden.
- (2) Die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand ist mit dem sukzessiven Ausfall von Pflanzengemeinschaften verbunden.

Die Autoren verknüpften diese beiden Prämissen und erstellten einen fünfstufigen Klassifizierungsansatz nach den Vorgaben der WRRL. Dabei kennzeichnet der Rückgang der unteren Verbreitungsgrenzen alle fünf ökologischen Stufen. Die Berechnung der Klassengrenzen basiert auf dem Lichtmodell von Domin et al. (2002) sowie der Annahme der prozentualen (logarithmischen) Verringerung der Lichteindringtiefe. Durch die gewählte Berechnungsmethode der Klassengrenzen wird nach Selig et al. (2006) eine gute Differenzierung zwischen allen ökologischen Zuständen für die Gewässer B2 möglich. So werden für die Gewässer B1 die Klassen „sehr gut“ bis „mäßig“ ebenfalls sehr gut getrennt, während sich die Abstufungen zwischen „mäßig“ und „schlecht“ im Bereich der natürlichen Wasserstandsschwankungen bewegen (Selig et al. 2006).

Tabelle 21: Zusammenstellung der Bewertungsparameter für die äußeren Küstengewässer und die Beschreibung der ökologischen Stufen anhand des Basisparameter „untere Verbreitungsgrenze“ (Einzelpflanzen/ Bestände)

	Verbreitungsgrenze (Abnahme % Licht)	Weichboden	Hartsubstrat
Referenzzustand	-	Characeengemeinschaft	Darntang G. Rotalgen G. Fucus B.
Guter ökologischer Zustand	5 % Verringerung	Characeengemeinschaft	Darntang G. Rotalgen G. Fucus B.
Mäßiger ökologischer Zustand	25 % Verringerung	Characeengemeinschaft	Darntang G. Rotalgen G. Fucus B.
Unbefriedigender ökologischer Zustand	50 % Verringerung	Gemeinschaft ohne Characeen Myriophyllum-Potamogeton Gemeinschaft	Darntang G. Rotalgen G. Fucus B.
Schlechter ökologischer Zustand	75 % Verringerung	Myriophyllum-Potamogeton Gemeinschaft	Darntang G. Rotalgen G. Fucus B.

Quelle: Selig et al. (2006)

Als zweites Bewertungskriterium nutzten die Autoren den Ausfall von Pflanzengemeinschaften. Hierzu wurden im ELBO Projekt Degradationsreihen für die einzelnen Gewässer aufgestellt. Zuerst kommt es zum Ausfall der Characeengemeinschaften, wie er auch im Oderhaff beschrieben wurde. Im weiteren Degradationsverlauf sind es dann alle weiteren historisch beschriebenen Spermatophyten-Gemeinschaften. Anhand des Ausfalles lassen sich die Degradationsstufen „mäßig“ bis „schlecht“ kennzeichnen. Als schlechter Zustand wird nach Selig et al. (2006) eine Gemeinschaft aus *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* definiert, welche nicht historisch beschrieben wurde (Tabelle 21). Somit werden diese drei Klassen neben dem Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze durch einen zweiten Parameter gekennzeichnet.

Nach Selig et al. (2006) können mit diesem Bewertungsansätzen die inneren Küstengewässer bewertet und entsprechend der Vorgaben der WRRL eingeschätzt werden. Aber auch die Autoren selbst sagen, dass eine weitere Evaluierung des Bewertungsansatzes notwendig sei. Dies umfasst vor allem die Verrechnungen der unteren Verbreitungsgrenzen als Hauptbewertungsparameter, aber auch die Überprüfung der physiologischen Lichtansprüche der Indikatorarten. Des Weiteren muss die Interkalibrierung mit den anderen Ostseeanrainerstaaten sowie die Verknüpfung der Einzelkomponenten – Makrophyten, Phytoplankton und Makrozoobenthos – erfolgen (Selig et al. 2006).

### **4.1.3. Makrozoobenthos**

Der von der Firma MARILIM weiterentwickelte Ansatz der Referenzwertbildung und der –bewertung des Makrozoobenthos basiert auf ökologischen Prinzipien bzw. Annahmen und bewertet die vier von der WRRL geforderten Kriterien:

Abundanz

Artenvielfalt

Anteil störungsempfindlicher Arten

Anteil toleranter Arten (Verschmutzungszeiger)

Es wird eine fünfstufige Bewertungsskala verwendet. Der Ansatz enthält typspezifische Referenzbedingungen (Artenlisten) und soll auf alle Habitats anwendbar sein (Meyer et al. 2008).

Jedes der vier oben genannten Kriterien wird mit einem Index bewertet, der unabhängig von den drei anderen Kriterien ist. Damit sollen Überschneidungen bzw. Redundanzen in der Bewertung minimiert bzw. ausgeschlossen werden. Die log-normale Verteilung der Abundanz gilt als Referenzzustand. Die Artenvielfalt wird über die taxonomische Spreizung (TSI, taxonomic spread index) bewertet. Dabei wird eine Referenzartenliste verwendet, deren TSI-Wert den Referenzzustand definiert.

Störungsempfindliche und tolerante Arten werden über die Autökologie identifiziert. Der Referenzzustand bezüglich der störungsempfindlichen und toleranten Arten wird durch einen definierten Anteil dieser Arten an der Referenzartenliste berechnet, der sich von den normativen Bestimmungen in der WRRL ableitet (Meyer et al. 2008).

Die einzelnen Indizes liefern jeweils einen Wert, der auf den Bereich zwischen 0 und 1 normiert wird. Aus dem Median dieser Werten ergibt sich dann der WRRL-Index (Fünfstufige Bewertungsskala: „*Sehr guter*“, „*guter*“, „*mäßiger*“, „*unbefriedigender*“ und „*schlechter ökologischer Zustand*“).

Integraler Bestandteil – neben den Indizes – sind die bereits erwähnten Referenzartenlisten (siehe hierfür Meyer et al. 2008). Für jeden Gewässertyp (B1 – B4, siehe Tabelle 2) wurden solche Referenzlisten erstellt und nach den drei Habitaten Weichboden, Hartsubstrat und Phytal aufgliedert. Bezogen auf das Oderhaff unterscheiden die Autoren dabei noch „*innerste Gewässer*“, in die die Gebiete Achterwasser und Kleines Haff fallen und „*innere Gewässer*“, worunter der Peenestrom eingeordnet wird.

Generell ist zu beachten, dass die Referenzartenlisten die potenziell maximal erreichbare Menge an Taxa darstellen, von denen ein Gebiet auf Grund der dort aktuell vorherrschenden ökologischen Bedingungen besiedelt werden kann. Die Artenlisten orientieren sich also weder an historischen Datensätzen noch an rezentem Probematerial. Auch sind sie nicht das Ergebnis einer Modellierung der möglichen Besiedelung des untersuchten Gebietes unter den Bedingungen eines prä-industriellen Zeitraumes.

### **Bewertungsindizes**

Das von Meyer et al. (2008) vorgestellte Bewertungsmodell bewertet den ökologischen Zustand anhand der vier Kriterien Artenvielfalt, Abundanz, Anteil störungsempfindlicher Taxa und toleranter Taxa als Äquivalent zu Verschmutzungszeigern. Diese Kriterien sind von der WRRL vorgegeben (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Unter dem in der WRRL genannten Begriff **Artenvielfalt** verstehen Meyer et al. (2008) die Artenzusammensetzung, für die nur die qualitative Aussage (also Anwesenheit / Abwesenheit), im Vergleich zur Referenzartenliste (potenzielle maximale Taxa-Anzahl des Gebietes) bewertet wurde. Das einfachste Maß ist dabei die reine Zahl der Taxa. Da Beprobungen aber immer Stichproben darstellen und (fast) nie das gesamte Artinventar eines Gebietes widerspiegeln, entspricht die Artenzahl einer Probe nur im Einzelfall dem Gesamtinventar eines Gebietes. Die reine Anzahl der Taxa einer oder mehrerer Proben mit einer Referenz zu vergleichen, führt daher oft zu irreführenden Ergebnissen. Aus diesem und anderen hier nicht aufgeführten Gründen ist die reine Artenzahl als Kriterium für den ökologischen Zustand nicht geeignet. Sie kann nur einen Hilfsparameter darstellen,

um eine gegebene Probe im Vergleich mit bekanntem Artinventar einzuordnen. Aus diesem Grund wurde die taxonomische Vielfalt unter Verwendung des taxonomic distinctness  $\Delta^+$ -Indizes von Warwick & Clarke (1995) berechnet. Auf die Einzelheiten des Verfahrens wird hier nicht näher eingegangen. Grundlage des Verfahrens ist die taxonomische Hierarchie aller gefundenen Arten. Die taxonomische Vielfalt ist nun die mittlere Länge des Weges zwischen zwei beliebigen Taxa der Probe entlang der Taxonomie. Jede der durchlaufenen taxonomischen Stufen bekommt eine Gewichtung (die im einfachsten Fall linear ist) und höhere Taxa werden stärker gewichtet als niedrigere. Wird nun diese Gewichtung über alle möglichen Arten-Paare gemittelt, ergibt sich ein Eindruck der taxonomischen Streuung. Diese taxonomische Streuung der Probe wird mit der Referenzliste verglichen. Problematisch sind Proben, die nur wenige Taxa enthalten. Je geringer die Anzahl der Taxa in der Probe, desto größer ist die Wirkung des Wegfalls oder des Zugangs einzelner Taxa auf den  $\Delta^+$ -Index. Da dieses Problem einer Misklassifikation auf Grund kleiner Taxa-Anzahlen in der Probe nicht zu lösen war, wurde stattdessen die taxonomische Spreizung (TSI, taxonomic spread index) untersucht. Dabei wird ähnlich wie bei taxonomic distinctness versucht die Artenvielfalt einer Probe zu berücksichtigen, es wird aber auch die Artenzahl bewertet. Bei diesem Verfahren wird die taxonomische Hierarchie in Form eines Baumes dargestellt. Wenn eine Probe nur ein Taxon enthält, hat der Baum den Index 0 (keine Verzweigung), bei Hinzukommen einer neuen Art erhöht sich der Wert des Baumes um 2, bei einer neuen Gattung um 3, einer neuen Familie um 8, einer Ordnung um 13 und bei einem neuen Stamm um 21. Die Festlegung der Klassengrenzen erfolgt ausgehend vom TSI der Referenzartenliste, wobei der signifikante Unterschied zwischen den Klassen mit dem Fisher-Test überprüft wurde. Entspricht der TSI-Index der Probe mehr als 90 % von dem der Referenzliste entspricht dieses dem „*sehr guten Zustand*“, zwischen 80 und 90 % dem „*guten*“, bei Werten zwischen 60 und 80 % einem „*mäßigen*“ und bei 40 bis 60 % einem „*unbefriedigendem Zustand*“. Bei weniger als 40 % wird die Probe in die Kategorie „*schlechter Zustand*“ eingeordnet (Meyer et al. 2008).

Die Log-Normalverteilung der **Abundanz** wird im vorliegenden Modell mit dem Kolmogorow-Smirnov-Test, verbunden mit dem Lillefors-Test, überprüft. Zunächst werden aber alle Taxa aus der Probedatei entfernt, die nicht in der Referenzartenliste aufgeführt sind. Dann werden die Häufigkeiten der Abundanzen der Probe bestimmt. Anschließend wird der Lillefors-Test mit dem log-transformierten Abundanzen durchgeführt und schließlich die Probe in eine ökologische Klasse eingeordnet. Die Klassengrenzen werden aus der Statistik selbst abgeleitet. Die Grenze vom „*sehr guten*“ zum „*guten Zustand*“ wird bei  $\alpha > 0,2$  gesetzt. Die genauen Klassengrenzen lassen sich Meyer et al. (2008) entnehmen.

Die Bewertung des Vorkommens von **störungsempfindlichen Taxa** ist ein Kriterium, das sich auf die Zeigerwirkung bestimmter ökologischer Parameter stützt. Doch merken selbst Meyer et al. an, dass es in den Küstengewässern der Ostsee kaum Taxa gibt, die zweifelsfrei als besonders

störungsempfindlich gelten. Daher wurde um ein objektiveres Maß für Störungsempfindlichkeit zu erhalten folgende Parameter als relevant für die Störungsempfindlichkeit der Taxa eingestuft (Meyer et al. 2008):

Spezialisierung auf einen Lebensraum (z. B. Grobsand, nur epizoisch oder epiphytisch)

Spezialisierung auf eine Nahrung

Lebensstrategie (k-Strategen)

Status auf der Roten Liste der Ostsee (als Grad des Einflusses der Eutrophierung, da dieser Faktor der am häufigsten genannte Gefährdungsgrund in der Roten Liste darstellt)

Arten, die einem oder mehreren dieser Kriterien entsprechen wurden als störungsempfindlich eingestuft (z. Zt. 161 Arten). Um das Vorkommen störungsempfindlicher Arten bewerten zu können, ist die Stetigkeit von Bedeutung: Für jede Referenzartenliste wurden einige der empfindlichen Arten als obligatorisch eingestuft, deren Vorkommen gegeben sein muss, um den Referenzzustand zu erreichen. Die Liste dieser obligatorischen Arten wurde auf Grundlage historischer und rezenter Daten erstellt (Meyer et al. 2008). Eine Anwesenheit von empfindlichen Arten, die nicht als obligatorisch eingestuft wurden, wird als positiv bewertet. Meyer et al. legten fest, dass das Vorkommen von zwei nicht-obligatorischen Arten die Abwesenheit einer obligatorischen Art ausgleichen kann. Ein „*sehr guter ökologischer Zustand*“ hinsichtlich des Vorkommens störungsempfindlicher Arten ist erreicht, wenn keine Abweichung von der Referenzliste vorliegt, d.h. alle obligatorischen empfindlichen Arten vorhanden sind (oder wenn ein Nichtvorkommen durch andere (nicht-obligatorische) Arten kompensiert wird). Der „*gute Zustand*“ ist definiert durch eine nur geringfügige Abweichung von der Referenz, d.h. die meisten empfindlichen Arten sind vorhanden. Die meisten bedeutet in diesem Fall, dass es sich um mehr als 66 % (Zwei-Drittel-Mehrheit) der Referenz handeln muss. In den weiteren Einteilungen („*mäßiger Zustand*“ und „*unbefriedigender Zustand*“) fehlen dann immer mehr empfindliche Arten bis schließlich der „*schlechte Zustand*“ mit erheblichen Abweichungen von der Referenz erreicht wird, in dem große Teile der Biozönose fehlen. Die Grenzen zwischen diesen Einteilungen werden mit dem Fisher-Test statistisch abgesichert. Ein Nachteil dieses Indizes ist, dass sich eine Fehlklassifizierung einer Art als störungsempfindlich sich direkt auf den Index auswirkt (Meyer et al. 2008).

Die Bewertung des Vorkommens von **toleranten Taxa** wurde ebenfalls auf die bekannte Ökologie der Arten zurückgegriffen um eine Identifizierung als tolerante Art zu ermöglichen. Die zur Identifizierung herangezogenen Faktoren für eine solche Identifizierung sind Eutrophierungstoleranz und / oder die Einstufung der Art als r-Strategie. Dieses ergab eine Liste von 30 Arten. Auch hier wurden Referenzlisten erstellt. Da alle diese 30 Arten stetige Vertreter des Benthos sind, war eine Unterteilung in stetig und nicht-stetig wie bei den störungsempfindlichen Arten also nicht notwendig. Ein höherer Anteil von toleranten Arten als in der Referenzliste ist als schlechterer ökologischer Zustand zu werten. Die Festlegung der Klassengrenzen erfolgte analog zu den empfindlichen Arten

und wurde ebenfalls mit dem Fisher-Test statistisch abgesichert. Dazu merken Meyer et al. (2008) an, dass die beiden B1-Bewertungseinheiten (siehe Tabelle 2) - also damit auch das Oderhaff - vergleichsweise geringe Taxazahlen aufweisen, daher eine statistisch signifikante Abstufung der Anwesenheit von toleranten Arten nur schwer abzusichern ist.

Die gerade aufgeführten Bewertungsindizes haben alle unterschiedliche Klassengrenze und Wertebereiche. Der nächste Schritt besteht in der Normierung dieser Indizes und der anschließenden Übertragung auf die fünfstufige Bewertungsskala nach WRRL.

Ein großer Unterschied zwischen diesem Bewertungsansatz und den Vorgaben der WRRL ist die Tatsache, dass die WRRL vorsieht, dass Referenzen gesucht bzw. erarbeitet werden, die einen „*sehr guten ökologischen Zustand*“ widerspiegeln, d.h. einen Zustand, ohne anthropogene Einflüsse. Bei oben vorgestelltem Ansatz wird dagegen die bestmögliche potenzielle naturräumliche Ausstattung der aktuellen Situation als Referenz herangezogen. Dabei wird nicht Rechnung getragen, inwieweit die aktuelle Situation (z.B. die Nährstoffsituation) vom „sehr guten ökologischen Zustand“ entfernt ist.

#### **4.1.4. Fischfauna**

In Deutschland werden die Küstengewässer der Ostsee in Innere und Äußere Küstengewässer unterteilt und die Einstufung der Inneren Küstengewässer als Übergangsgewässer entfällt. Das deutsche Gebiet des Stettiner Haffs ist somit als ein Inneres Küstengewässer eingestuft, weswegen die Fischfauna auch im Monitoring eigentlich keine Berücksichtigung findet (Stavenhagen 2006). Polen dagegen stuft das Große Haff dagegen als Übergangsgewässer ein und berücksichtigt bei der Bewertung auch die Fischfauna. Wegen der besseren internationalen Vergleichbarkeit erscheint es daher sinnvoll, die Fischfauna als Parameter bei der Bewertung des Stettiner Haffs mit zu berücksichtigen (Stavenhagen 2006). Um eine Vergleichbarkeit mit den polnischen Ergebnissen gewährleisten zu können, sollten die polnischen Referenzwerte für die Fischfauna verwendet werden.

#### **4.2. Referenzwerte für Hydromorphologische Komponenten**

Nach von Weber (2005) ist die Morphologie für die Einstufung von Küstengewässern nur von Bedeutung, wenn diese für die Ökologie relevant ist. Die bekannten Belastungen wurden anhand der vorliegenden Informationen in „nicht signifikant“ „potentiell signifikant“ und „signifikant“ differenziert. Eine potentiell signifikante bzw. signifikante Belastung ist dann gegeben, wenn sie dazu

beitragen kann, dass ein Wasserkörper die Umweltziele laut Wasserrahmenrichtlinie - also den guten Zustand - verfehlt.

Die erfassten anthropogen bedingten morphologischen Änderungen lassen sich Kapitel 3.3 entnehmen. Ein Bewertungsverfahren sprich Referenzwerte sind aber hinsichtlich der hydromorphologischen Komponenten noch nicht erarbeitet (von Weber 2005). Sinnvoll könnte es aber sein den Status-quo als Referenzwert zu akzeptieren. Alternativ bestände die Möglichkeit aufgrund der starken anthropogenen Nutzung und morphometrischen Beeinträchtigung das Oderhaff als stark veränderter Wasserkörper einzustufen.

Der Begriff "erheblich veränderter Wasserkörper" wurde in die WRRL aufgenommen, weil zahlreiche Wasserkörper in Europa in der Vergangenheit in großem Umfang physikalisch verändert wurden, um so verschiedenste Wassernutzungen zu ermöglichen. In Artikel 4(3)(a) sind folgende Eingriffe durch den Menschen aufgeführt, aufgrund derer ein Wasserkörper unter bestimmten Bedingungen als erheblich verändert ausgewiesen werden kann (CIS-Arbeitsgruppe 2002):

Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, oder Freizeit und Erholung,

Eingriffe zur Speicherung des Wassers, z.B. für die Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung,

Wasserregulierung, Hochwasserschutz, Landentwässerung,

sonstige gleichermaßen bedeutende nachhaltige Eingriffe durch den Menschen.

Für diese spezifizierten Nutzungen müssen die Wasserkörper oftmals umfangreichen hydromorphologischen Veränderungen unterworfen werden, so dass eine Renaturierung bis hin zum guten ökologischen Zustand selbst langfristig nicht erreichbar ist, ohne dass dabei die spezifizierten Nutzungen signifikant beeinträchtigt würden (CIS-Arbeitsgruppe 2002).

### **4.3. Referenzwerte für physikalisch-chemischen Komponenten**

#### **4.3.1. Allgemeine Bedingungen**

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 des 19. Jahrhunderts herrschten, gestaltet sich mangels ausreichender Datenbasis als

schwierig. Aus diesem Grund wird auf Expertenmeinungen, die Gewässergüteklassifizierung nach LAWA (siehe Tabelle 13) und das Model von Schernewski et al. (2006) zurückgegriffen.

Die Nährstoffkonzentrationen und die Produktivität der Ostsee hängen von den Nährstoffeinträgen aus den Flusseinzugsgebieten ab. Die Ableitung von Referenzwerten für die Ostsee muss also in den Flusseinzugsgebieten ansetzen (Schernewski et al. 2006).

Die Zielvorgaben der LAWA (1998) wurden von einer Expertenkommission erarbeitet und sind für Deutschland verbindlich. Bei den Zielvorgaben der Güteklasse 1 wird angenommen, dass sie eine Situation mit mäßiger Industrialisierung und einer Landwirtschaft ohne den Einsatz produktionssteigernder Düngemittel widerspiegeln. Schernewski et al. (2006) datieren einen solchen Zustand auf einen Zeitpunkt vor etwa 100 Jahren, also etwa vor 1900, wobei die genaue Jahreszahl 1900 eigentlich nur der Namensgebung dient. Die Autoren legten für ihre Modellierung die Obergrenzen der Güteklasse 1 (LAWA 1998) zugrunde. Dieses begründeten Schernewski et al. (2006) damit, dass vor allem die großen Flusseinzugsgebiete schon vor 1900 vergleichsweise intensiv genutzt wurden und somit bereits von einer merklichen anthropogenen Belastung auszugehen sei.

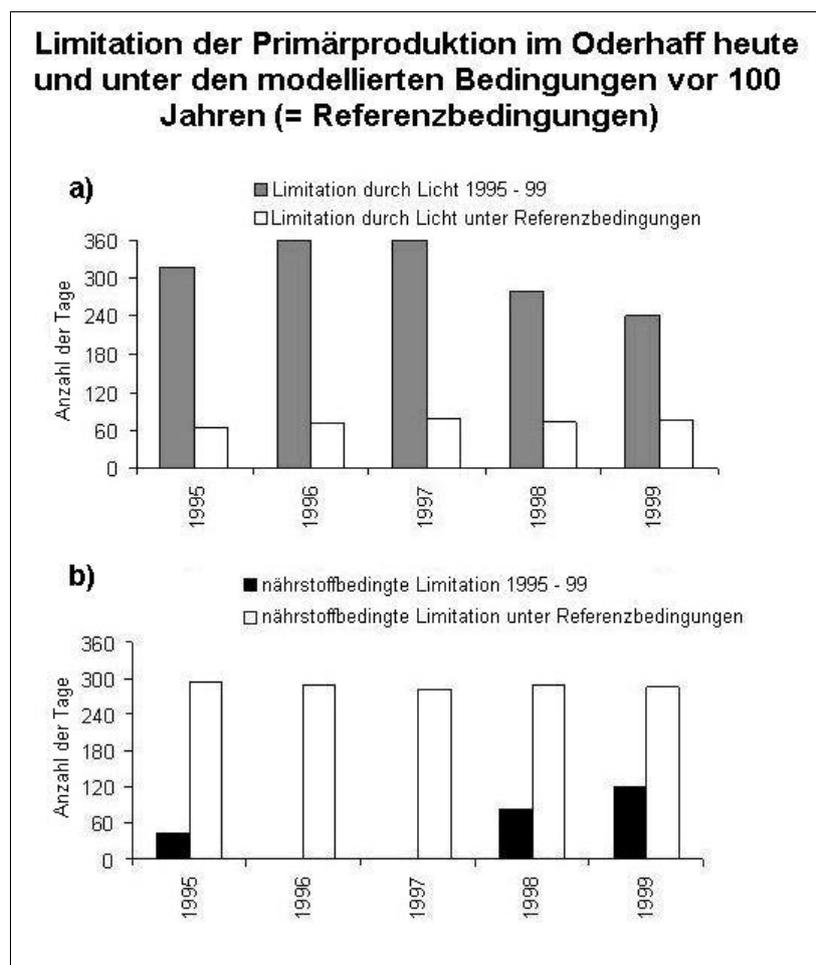


Abbildung 18: Limitation des Phytoplanktonwachstums heute und unter den Bedingungen vor 100 Jahren (Referenzbedingungen) auf Basis eines Modellansatzes. Anzahl der Tage mit a) Limitation durch Licht und b) nährstoffbedingter Limitation (Wielgat & Schernewski 2002, verändert)

Für die Modellbildung war es nötig die so genannte Grundfracht der Oder – d. h. der natürliche Transport an Stickstoff und Phosphor, der auch ohne anthropogene Einflüsse stattfindet – zu kalkulieren. Die Berechnung dieser Grundfrachten geschah analog zu Lübke (1992), zusätzlich wurden die Referenzwerte der Gewässergüte 1 nach LAWA (1998) errechnet und beide Ergebnisse verglichen. Dazu waren Eingangsdaten notwendig. Es wurden Datensätze der 1980er Jahre gewählt, da für diesen Zeitraum vollständige Wetter- und Abflussdaten vorliegen und zudem keine Extremjahre auftraten, wie beispielsweise in den frühen 1990er Jahre.

Für die späten 1980er Jahre betrug die Gesamtfracht der Oder an gelösten Stickstoffverbindungen etwa  $70.000 \text{ t a}^{-1}$  und an gelösten Phosphorverbindungen  $5.000 \text{ t a}^{-1}$ . Nach Lübke (1992) errechnen sich daraus Grundfrachten von  $30.000 \text{ t a}^{-1}$  Stickstoff und  $600 \text{ t a}^{-1}$  Phosphor. Nach LAWA (1998) ergaben sich Referenzwerte von  $24.073 \text{ t N a}^{-1}$  und  $481 \text{ t P a}^{-1}$ . Schernewski et al. (2006) bezeichnen diese Ergebnisse als vergleichbar. Die Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen des präindustriellen Szenarios (1900) wurden unter Verwendung von gekoppelten, räumlich integrierenden Modellen, die das Odereinzugsgebiet, das Oderästuar und die gesamte Ostsee einbeziehen, berechnet. Die Modellierung ergab, dass das Phytoplanktonwachstum im Oderhaff vor 100 Jahren um etwa 70 % geringer war als heute.

In der Wasserrahmenrichtlinie werden Konzentrationen für Nährstoffe gefordert, die eine sehr gute Wasserqualität beschreiben. Diese Referenzbedingungen sind nicht identisch mit den natürlichen Grundfrachten. Die Ostsee und vor allem ihre Küstengewässer werden schon seit Jahrhunderten durch Besiedlung und die landwirtschaftliche Nutzung der Flusseinzugsgebiete beeinflusst. In den Küstengewässern scheint ein leicht verstärkter Eintrag von Nährstoffen und die damit verbundene beschleunigte Eutrophierung in den 30er Jahren des letzten Jahrhunderts einzusetzen. In der offenen Ostsee steigen die Nährstoffkonzentrationen erst etwa 20 - 30 Jahre später deutlich an. Schernewski et al. (2006) gehen davon aus, dass die Konzentrationen vor etwa einem Jahrhundert noch einen sehr guten Zustand widerspiegeln und als Referenzwerte bezeichnet werden können. Zu dieser Zeit hat aber schon ein erheblicher menschlicher Einfluss vorgelegen und die Werte sind dadurch sowohl in den Flüssen als auch in den Küstengewässern höher als die natürlichen Grundfrachten.

Aktuell ist das Stettiner Haff wesentlich durch Licht limitiert (siehe Abbildung 18) und weist hohe Nährstoffkonzentrationen im Wasser auch während der Vegetationsperiode auf. Entsprechend der Modellberechnungen des präindustriellen Szenarios war dies vor einem Jahrhundert anders und der Nährstoffgehalt hatte eine dominierende limitierende Funktion. Allerdings war das Haff auch schon vor einem Jahrhundert in einem eutrophen Zustand und es erscheint ausgeschlossen, dass ein „guter“ Zustand im Sinne der WRRL im Haff überhaupt möglich ist (Schernewski et al. 2006).

Der in der WRRL gewählte Ansatz, den Zielzustand anhand der Gewässerqualität in präindustriellen Zeiten zu definieren, ist nicht unumstritten, denn für zahlreiche Gewässer – wie auch das Oderhaff – ist es fragwürdig, ob dieser Zustand praktisch überhaupt wiederhergestellt werden kann. Ein Managementziel, das auch langfristig nicht erreicht werden kann, ist aber wenig sinnvoll.

Vor diesem Hintergrund wurde für das Oderhaff untersucht, welche Gewässerqualität realistisch mithilfe eines praktikablen Managements erreicht werden könnte.

Zunächst wurde nur ein Reduktionsszenario betrachtet, das auf eine optimale Reduktion der Stickstoffeinträge abzielt und Phosphor nicht betrachtet. Stickstoff wurde gewählt, da das sommerliche Algenwachstum sowohl im Oderhaff als auch an den äußeren Küsten des Oderästuars in erster Linie durch die Verfügbarkeit von Stickstoff und daneben zeitweise durch die Lichtverfügbarkeit begrenzt wird, nicht jedoch von Phosphor. Da die Lichtverfügbarkeit nicht direkt beeinflussbar ist, liegt es also nahe, das Management des Flusseinzugsgebiets auf eine deutliche Reduktion der Stickstofffreisetzung auszurichten und damit eine Verbesserung der Wasserqualität zu erzielen.

Das optimale Stickstoff-Szenario von Behrendt et al. (2005) zielt auf die maximale Reduktion der Stickstofffreisetzung durch Optimierung der Abwasserbehandlung (entsprechend der Vorgaben der Kommunalabwasserrichtlinie) und der landwirtschaftlichen Praxis (Reduktion der Bodenerosion und Stärkung des biologischen Landbaus) ab. Die Stickstofffracht der Oder könnte damit um 35 % gegenüber Mitte der 1990er Jahre reduziert. Dabei handelt es sich um ein realistisches Reduktionsszenario, da sich das Szenario an realen, praktischen Vorgaben orientiert:

Alle Punktquellen im Odereinzugsgebiet entsprechen den durch die EU-Abwasserrichtlinie (91/271/EEC) vorgegebenen Grenzwerten.

In Deutschland, Polen und Tschechien werden ausschließlich phosphatfreie Waschmittel eingesetzt.

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen werden die bestmöglichen Methoden eingesetzt, um Erosion zu vermeiden (z.B. kein Umpflügen) und den Stickstoffüberschuss im Boden um 20-30 % zu reduzieren.

Diese Maßnahmen orientieren sich an realen politischen Vorgaben und könnten innerhalb von 20 Jahren praktisch umgesetzt werden. Insgesamt könnte so die Stickstofffreisetzung im Odereinzugsgebiet um 35 % reduziert werden. Die im Szenario errechnete Reduktion der Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen im Oderhaff entsprechen den Konzentrationen, die man Ende der 1960er Jahre im Oderhaff vorfand, jedoch nicht denjenigen vor 100 Jahren. Letztere lagen deutlich darunter.

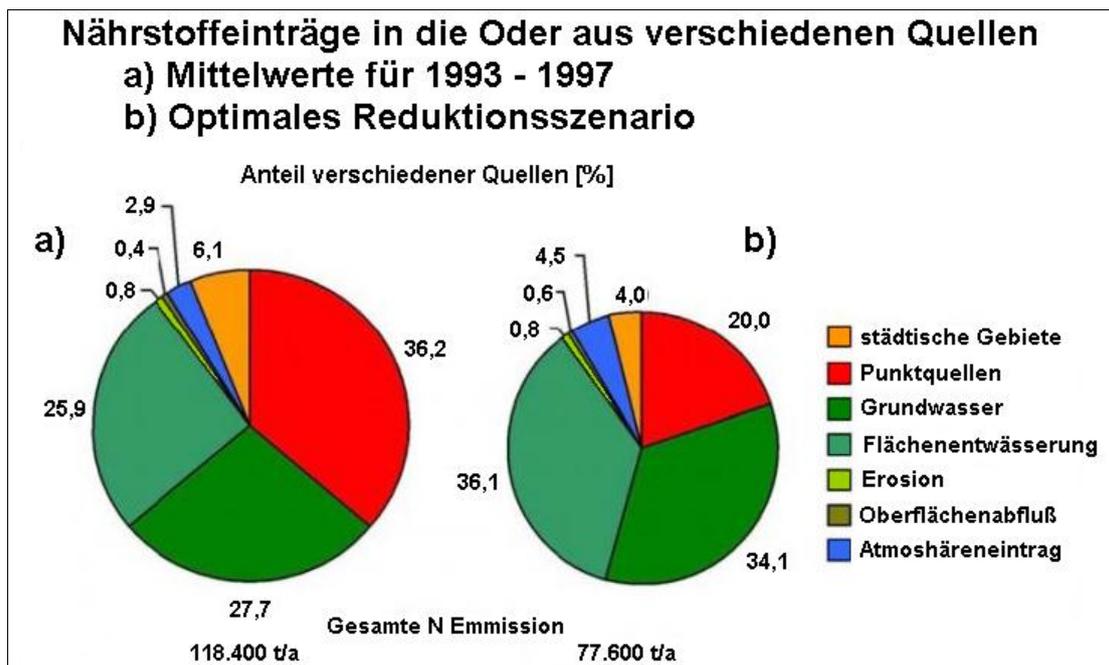


Abbildung 19: Tatsächliche Stickstoffeinträge (a) und Einträge im Falle eines optimalen Managements (b) (Behrendt & Dannowski 2005, verändert).

Die oben vorgestellten Szenarien zeigen, dass die von Brockmann et al. (2005) vorgeschlagenen Referenzwerten für die deutschen Küstengewässer möglicherweise für das Oderhaff nicht sinnvoll sind. Die o. g. Modellberechnungen des Nitratgehalts ergaben, dass dieser vor 100 Jahren im Oderhaff um das vier – bis fünffache höher war, als der für einen guten Zustand vorgeschlagene Referenzwert von 11  $\mu\text{mol/l}$ . Mit dem optimalen Managementszenario könnten bestenfalls Konzentrationen erreicht werden, die um das drei – bis vierfache über den vorgeschlagenen Referenzwerten liegen. Für die Chlorophyllkonzentrationen im Haff werden Werte von 2 - 20  $\mu\text{g/l}$  vorgeschlagen. Dies entspricht zwar den Konzentrationen vor 100 Jahren, allerdings liegen die realistischerweise erreichbaren Werte laut der Modellierung deutlich höher, bei 30 - 40  $\mu\text{g/l}$ .

Allerdings scheint eine Beschränkung des Managements auf die Verringerung der Stickstofffrachten der Oder - wie sie häufig diskutiert wird - nicht empfehlenswert. Zwar würden entsprechende Maßnahmen die Wasserqualität im Haff und in der Mecklenburger Bucht verbessern, jedoch wäre damit zu rechnen, dass die hier auftretenden, stickstoffbindenden Blaualgen die erzielten Reduktionen wieder ausgleichen. Deshalb müssen in weiteren Studien zur Abschätzung der zu erwartenden Erfolge von Managementmaßnahmen auch Phosphor und gegebenenfalls Silikat untersucht werden. Auch die Auswirkungen des Klimawandels auf Niederschläge und folglich Flussfrachten müssen untersucht werden, bevor gesicherte Empfehlungen ausgesprochen werden können. (Schernewski et al., eingereicht)

Aus oben aufgeführten Erkenntnissen lässt sich folgende vorläufige Empfehlungen ableiten: Die Referenzwerte bezüglich der Nährstoffe müssen überprüft und gegebenenfalls angepasst werden oder man muss akzeptieren, dass der "gute Zustand" gemäß WRRL nicht erreicht werden kann.

#### **4.3.2. Spezifische synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe**

Die Ermittlung des ökologischen Zustands des jeweiligen Oberflächenwasserkörpers richtet sich nach den in der Verordnung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRLUVO M-V) aufgeführten Qualitätskomponenten. Der ökologische Zustand der Oberflächenwasserkörper ist nach den Bestimmungen in Tabelle 5 bis Tabelle 7 (siehe Seite 14 und 15) und in Verbindung mit Tabelle 8 und Tabelle 9 (Seiten 17 und 18) in die Klassen sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend oder schlecht einzustufen. Die in Tabelle 9 bei den physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten „spezifische synthetische Schadstoffe“ und „spezifische nichtsynthetische Schadstoffe“ genannten Umweltqualitätsnormen ergeben sich aus Tabelle 22 (siehe Anhang).

Der chemische Zustand des Oberflächenwasserkörpers ist als gut einzustufen, wenn dieser alle in Tabelle 23 (siehe Anhang) aufgeführten Umweltqualitätsnormen erfüllt. Ist das nicht der Fall, ist der chemische Zustand als nicht gut einzustufen.

Die Umweltqualitätsnormen sind zu überwachen und einzuhalten, wenn die aufgeführten Stoffe in signifikanten Mengen in den Oberflächenwasserkörper eingetragen werden. Die Überprüfung der Umweltqualitätsnormen erfolgt anhand des arithmetischen Jahresmittelwerts für die jeweiligen Messstellen. Der Jahresmittelwert wird wie folgt berechnet: Alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze gehen in die Berechnung mit den jeweiligen Werten der halben Bestimmungsgrenze ein. Die Umweltqualitätsnormen gelten als eingehalten, wenn die Jahresmittelwerte die jeweiligen Umweltqualitätsnormen nicht überschreiten. Bei der Überwachung von in signifikanten Mengen eingetragenen Stoffen ist eine mindestens dreimonatliche Beprobung vorzusehen. Es besteht keine Messverpflichtung für Stoffe, die in den jeweiligen Bewirtschaftungsgebieten nicht in signifikanten Mengen eingetragen werden.

### **5. Fazit**

Die Referenzwertfestlegung im Oderhaff stellt sich als sehr kompliziert dar. Das Oderhaff selbst unterliegt zu stark anthropogenen Einflüssen – hier sind keine weitgehend unbeeinflussten Stellen mehr vorhanden. Typgleiche unbeeinflusste Gewässer sind im gesamten Ostseeraum nicht anzutreffen. Man ist also auf die Erstellung von Modellen bzw. die Auswertung von historischen Daten angewiesen. Teilweise existieren schon Modelle zur Referenzwertbildung für andere

Küstengewässertypen. Bei diesen schon bestehenden Modellen muss jedoch überprüft werden, ob diese auch auf das Oderhaff übertragbar sind. Sagert et al. (2006) analysierten für den Küstengewässertyp B2 die Möglichkeit bei dem Phytoplankton geeignete Indikatoren zu identifizieren, die zur Abgrenzung der unterschiedlich stark degradierten Gewässer geeignet sind.

Selig et al. (2006) schufen ein Bewertungskriterium für die Makrophyten, das Gewässer aufgrund der Verringerung der unteren Verbreitungsgrenze der Makrophyten und der Annahme der prozentualen (logarithmischen) Verringerung der Lichteindringtiefe in fünf verschiedene ökologische Stufen einteilt. Mit diesem Verfahren können nach Selig et al. (2006) die inneren Küstengewässer bewertet und entsprechend der Vorgaben der WRRL eingeschätzt werden. Aber auch die Autoren selbst sagen, dass eine weitere Evaluierung des Bewertungsansatzes notwendig sei.

Für das Makrozoobenthos schuf die Firma MARILIM einen Ansatz der Referenzwertbildung, der auf Abundanz, Artenvielfalt und Anteil störungsempfindlicher sowie toleranter Arten basiert. Für jeden dieser Kriterien wird ein Index ermittelt, der Gesamtmedian aller Indizes ergibt dann die ökologische Charakterisierung gemäß WRRL. Ein weiteres grundlegendes Element dieses Ansatzes ist die Erstellung von Referenzartenlisten. Diese Referenzlisten stellen die potentielle maximale Artenzahl für den jeweiligen Gewässer- und Substrattyp unter den aktuell vorherrschenden ökologischen Bedingungen dar. Diese entspricht aber nicht den Vorgaben der WRRL, die vorsieht, dass Referenzen gesucht bzw. erarbeitet werden, die einen „*sehr guten ökologischen Zustand*“ widerspiegeln, d.h. einen Zustand, ohne anthropogene Einflüsse. Bei oben vorgestelltem Ansatz wird dagegen die bestmögliche potenzielle naturräumliche Ausstattung der aktuellen Situation als Referenz herangezogen. Dabei wird nicht Rechnung getragen, inwieweit die aktuelle Situation (z.B. die Nährstoffsituation) vom „sehr guten ökologischen Zustand“ entfernt ist.

Hinsichtlich der Fischfauna existiert noch kein Referenzwert. Für das deutsche Gebiet ist dieses gemäß der Einstufung als Küstengewässer auch nicht notwendig. Da aber Polen das Oderhaff als Übergangsgewässer einstuft, wäre es für die bessere Vergleichbarkeit ratsam auch für die Fischfauna einen Referenzwert zu erarbeiten oder die polnischen Referenzwerte zu übernehmen.

Auch für die hydromorphologischen Komponenten wurden noch kein Bewertungsverfahren sprich Referenzwerte erarbeitet. Sinnvoll könnte es aber sein den Status-quo- als Referenzwert zu akzeptieren, obgleich dieses nicht den Vorgaben der WRRL entspräche. Alternativ bestände die Möglichkeit aufgrund der starken anthropogenen Nutzung und morphologischen Beeinträchtigung das Oderhaff nicht als Küstengewässer sondern als stark veränderter Wasserkörper einzustufen. Eine solche Einstufung wäre aufgrund der im Oderhaff durchgeführten anthropogenen langfristigen morphologischen Veränderungen, wie Hafenanlagen oder Küsten- bzw. Hochwasserschutz durchaus denkbar.

Hinsichtlich der physikalisch chemischen Komponenten liegen zum einen für die spezifischen synthetisches und nichtsynthetisches Schadstoffe genaue Grenzwerte vor, nach denen der ökologische und der chemische Zustand eines Gewässers eingestuft bewertet werden kann, aber für die

allgemeinen Komponenten wie Sichttiefe, Sauerstoffhaushalt und Nährstoffverhältnisse existieren solche Vorgaben nicht. Da es auch hier keine Referenzwerte von anderen Gebieten der Ostsee gibt, müssen auch für diese Komponenten Modelle erstellt werden.

Die WRRL sieht vor, dass die Referenzbedingungen einen vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Zustand widerspiegeln. Schernewski et al. (2006) datieren einen solchen Zustand auf einen Zeitpunkt vor etwa 100 Jahren, also etwa vor 1900, wobei die genaue Jahreszahl 1900 eigentlich nur der Namensgebung dient. Die Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen des vorindustriellen Szenarios (1900) wurden modelliert. Das Szenario ergab, dass das Phytoplanktonwachstum im Oderhaff vor 100 Jahren um etwa 70 % geringer war als heute.

Aktuell ist das Stettiner Haff wesentlich durch Licht limitiert und weist hohe Nährstoffkonzentrationen im Wasser auch während der Vegetationsperiode auf. Entsprechend der Modellberechnungen des vorindustriellen Szenarios war dies vor einem Jahrhundert anders und der Nährstoffgehalt hatte eine dominierende limitierende Funktion. Allerdings war das Haff auch schon vor einem Jahrhundert in einem eutrophen Zustand und es erscheint ausgeschlossen, dass ein „guter“ Zustand im Sinne der WRRL im Haff überhaupt möglich ist (Schernewski et al. 2006).

Der in der WRRL gewählte Ansatz, den Zielzustand anhand der Gewässerqualität in vorindustriellen Zeiten zu definieren, ist nicht unumstritten, denn für zahlreiche Gewässer – wie auch das Oderhaff – ist es fragwürdig, ob dieser Zustand praktisch überhaupt wiederhergestellt werden kann. Ein Managementziel, das auch langfristig nicht erreicht werden kann, ist aber wenig sinnvoll.

Hinsichtlich der Stickstofffracht erstellten Behrendt et al. (2005) ein optimales Stickstoff-Szenario das auf die maximale Reduktion der Stickstofffreisetzung durch Optimierung der Abwasserbehandlung und der landwirtschaftlichen Praxis abzielt. Gemäß dieses realistischen Reduktionsszenario könnte die Stickstofffracht der Oder damit um 35 % gegenüber Mitte der 1990er Jahre reduziert werden, lägen damit aber immer noch um das drei- bis vierfache über den von Brockmann et al. (2005) vorgeschlagenen Referenzwerten.

Allerdings scheint eine Beschränkung des Managements auf die Verringerung der Stickstofffrachten der Oder - wie sie häufig diskutiert wird - nicht empfehlenswert. Zwar würden entsprechende Maßnahmen die Wasserqualität im Haff und in der Mecklenburger Bucht verbessern, jedoch wäre damit zu rechnen, dass die hier auftretenden, stickstoffbindenden Blaualgen die erzielten Reduktionen wieder ausgleichen. Deshalb müssen in weiteren Studien zur Abschätzung der zu erwartenden Erfolge von Managementmaßnahmen auch Phosphor und gegebenenfalls Silikat untersucht werden.

Aufgrund dieser Erkenntnisse lässt sich folgende vorläufige Empfehlungen ableiten: Die Referenzwerte bezüglich der Nährstoffe müssen überprüft und gegebenenfalls angepasst werden oder man muss akzeptieren, dass der "gute Zustand" gemäß WRRL nicht erreicht werden kann.

## 6. Literatur

- Bachor, A. (2005): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Diss. an der Universität Greifswald.
- Bangel, H. (2004): Die Repräsentativität des Monitorings im Oderästuar – neue Anforderungen vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie - The Representativeness of the Monitoring Programme in the Oder Estuary – New Demands in Respect of the Water Framework Directive. In: Schernewski, G. & Dolch, T. (eds.): The Oder Estuary – against the background of the European Water Framework Directive. Marine Science Reports 57 (2004). ISSN: 0939-396X.
- Bangel, H., Schernewski, G. & Wielgat, M. (2001): Spatial, seasonal und long-term changes of phosphorus concentrations in the Oder estuary. Tagungsband der DGL-Jahrestagung. Kiel.
- Bartels, S. & Klüber, U. (1998): Die räumliche Verteilung des Makrophytobenthos und seine Akkumulation von Nährstoffen und Schwermetallen. Teil I: Erfassung des Bedeckungsgrades des Greifswalder Boddens mit submersen Makrophyten. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 316-325.
- Behrendt, H. & Dannowski, R. (2005): Nutrients and Heavy Metals in the Odra River System. Emission from Point and Diffuse Sources, their Loads, and Scenario on Possible Changes, Weißenseeeverlag, Berlin 2005.
- Biester, E. (1979): Der Frühjahrshering Rügens seine Rolle in der Fischerei der Ostsee und in den Übergangsgebieten zur Nordsee. Dissertation (B). Universität Rostock: 236 S.
- Biester, E. (1986): Heringslarven und -jungfische. In: 15 Jahre Fischereibiologie. I. Fischereibiologische Herbsttagung vom 20. bis 21. Nov. 1986 in Rostock. Rostock, 1986: 27-37.
- Bochert, R. & Winkler, H. M. (2001): Ichthyofauna Greifswalder Bodden. Literaturstudie. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Energiewerke Nord GmbH:
- Brandt, K. (1896/97): Über das Stettiner Haff. – Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung Deutscher Meere). Bd. 1 (Heft 2): 107-130.
- Christiansen C., Edolvang, K., Emeis, K., Graf, G., Jähmlich, S., Kozuch, J., Laima, M., Leipe, T., Löffler, A., Lund-Hansen, L.C., Miltner, A., Pazdro, K., Pempowiak, J., Shimmield, G., Shimmield, T., Smith, J., Voss, M. & Witt, G. (2002): Material transport from the

- nearshore to the basinal environment in the southern Baltic Sea. I. Processes and mass estimates. *Journal of Marine Systems*, 35: 133-150.
- CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. Übersetzung der englischen Originalfassung. Umweltbundesamt.
- Correns, M. (1973): Beitrag zum Wasserhaushalt des Oderhaffs. *Berliner Geographische Arbeiten* Nr. 56. 693-704.
- Dahlke, S., Wolf, C. & Bange, H. W. (1998): Mikrobieller N-, S- und C- Umsatz und die Emission von N<sub>2</sub>O, und CH<sub>4</sub> im Greifswalder Bodden und im westlichen Teil des Oderästuars. In: R. Lampe (Hrsg.): *Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar-Austauschprozesse (GOAP)*, Synthesebericht des Verbundprojektes, In: *Greifs. Geogr. Arb.* 16, S. 370-402
- Dorendorf, S. (2007): Zeitliche Dynamik der Nährstofffrachten der Oder im Hinblick auf Konsequenzen für das Stettiner Haff. *IKZM-Oder Berichte* 39
- Dumke, A. (2001): Substratkartierungen im Kleinen Stettiner Haff. Jahresheft 2001 des Vereins Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V.
- Emeis, K., Christiansen, C., Edolvang, K., Graf, G., Jähmlich, S., Kozuch, J., Laima, M., Leipe, T., Löffler, A., Lund-Hansen, L.C., Miltner, A., Pazdro, K., Pempowiak, J., Shimmiel, G., Shimmiel, T., Smith, J., Voss, M. & Witt, G. (2002): Material transport from the near shore to the basinal environment in the southern Baltic Sea - II: Synthesis of data on origin and properties of material. - *Journal of Marine Systems* 35: 151-168.
- 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, Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Greifswald.
- Gosselck, F. & Schabelon, H. (2007): Aktueller Zustand und historische Entwicklung des Makrozoobenthos und des Makrophytobenthos des Oderästuars - Ein Überblick. *IKZM-Oder Berichte* 36
- Gosselck, F., Bönsch, R., Brosda, K., Hübner, J., Meißner, K. & Sordyl, H. (2003): Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen - Teil B Ostsee. Unveröff. Forschungsbericht zum BMBF-Projekt (Förderkennzeichen: 0330041), 1-50.

- Gosselck, F., Schulz, N., Winkler, H. & Lauterbach, R. (1999b): Untersuchungen des ökologischen Zustandes und der Eignung der in den inneren Küstengewässern des Landes eingerichteten Laichschonbezirke. - Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg- Vorpommern.
- Gosselck, F., Bönsch, R. & Kell, V. (1999a): Umweltauswirkungen der Kühlwasserführung der geplanten GuD-Kraftwerke am Standort Lubmin auf die angrenzenden Gewässer. Fachgutachten: Makrobenthos (submerse Wasserpflanzen und wirbellose Tiere), Fische. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag von Froelich & Sporbeck, Bochum: 1-27.
- Günther, B. (1998): Die Bedeutung des Makrozoobenthos für den Kohlenstoffumsatz im Sediment. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar – Austauschprozesse (GOAP) - Greifswalder Geographische Arbeiten. 16.
- Günther, B., Andres, D., Ossig, S. & Janitz, H. (1995): Status Quo Erfassung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff. In: Rostocker Meeresbiologische Beiträge. Heft 3. 189-219.
- Hastrich, A. (1994): Makrozoobenthos der mittleren und unteren Oder im Herbst 1992 und im historischen Vergleich. - *Limnologica* 24(4): 369-388.
- HELCOM (1998): The third Baltic Sea pollution load compilation. Baltic Environment Proceedings No. 70. Helsinki
- HELCOM (1999): Helcom Programm implementation task force. The Baltic Sea joint comprehensive environmental action programme. Annual Report 1999.
- Holtz, L. (1892): Die Characeen Neuvorpommerns und der Insel Rügen und der Insel. - *Mitt. Nat. Ver. Neuvorpommern und Rügen* 23: 99-156.
- Humborg, Ch., Schernewski, G., Bodungen, B.v., Dannowsk, R., Steidl, J., Quast, J., Wallbaum, V., Rudolph, K.-U., Mahlburg, S., Müller, C. & Erbguth, W. (2000): Oder Basin – Baltic Sea Interactions (OBBSI). Endbericht. Meereswissenschaftliche Berichte Nr. 41. Institut für Ostseeforschung Warnemünde.
- IfAÖ (1998): Wissenschaftliche Grundlagen zur Ausweisung und zum Management mariner off-shore-Schutzgebiete im Bereich der Hoheitsgewässer und der Ausschließlichen Wirtschaftszone Deutschlands in der Ostsee und deren Integration in das System von Baltic Sea Protected Areas. Endbericht zum F+E Vorhaben, im Auftrag des BfN.
- IKSO (2003): Das Makrozoobenthos der Oder 1998-2001, Internationale Kommission zum Schutz der Oder gegen Verunreinigung, Wrocław.
- IOP (International Odra Project) (2002): Die Belastung der Oder. Abschlussbericht

- IOW (1995): TRUMP - Transport- und Umsatzprozesse in der Pommerschen Bucht. Zwischenbericht 1995, Institut für Ostseeforschung Warnemünde. BMBF-Projekt.
- Jakóbi, A. & Mateuszuk, W. (1997): Fischerei in den polnischen Gewässern des Stettiner Haffs. In: Ergebnisse des deutsch-polnischen Seminars zur fischereilichen Bewirtschaftung des Stettiner Haffs und der Pommerschen Bucht, Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V., Rostock, S. 42-46 (<http://www.fischumwelt.de/html/jakobik.html>)
- Jansen, W. & Lauterbach, R. (1998): Fischarten und Fischerei im Stettiner Haff (Kleines Haff ), Mitteilungen der LFA für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern 17: 44-61.
- Jönsson, N., Busch, A., Lorenz, T. & Korth, B. (1998): Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar – Austauschprozesse (GOAP) - Greifswalder Geographische Arbeiten. 16.
- Köhler, R & Chojnacki, I. (1996): Die Oder – ein wichtiger Fluss an der südlichen Ostsee in Gefahr. In: Lozán & Kausch (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey Buchverlag Berlin.
- Lampe, R. & Meyer, H. (1995): Sedimentqualität und hydrographische Bedingungen – ein Vergleich verschiedener Boddengewässer. BODDEN Nr. 2/1995. 7-26.
- Lampe, R. (1998): Das Oderästuar als Filter und Transformator. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar – Austauschprozesse (GOAP) - Greifswalder Geographische Arbeiten. 16.
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern (Hrsg.): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern (2000/2001/2002), Ergebnisse der Gewässerüberwachung der Fließ- Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern.
- Leipe, T., Eidam, J., Lampe, R., Meyer, H., Neumann, T., Osadzik, A., Janke, W., Puff, T., Blanz, T., Gingele, F.X., Dannenberger, D. & Witt, G. (1998): Das Oderhaff, Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars, In: Meereswissenschaftliche Berichte 28, Warnemünde, S. 61 ff + Appendix.
- Leipe, T., Neumann, T. & Emeis, K.-C. (1995): Schwermetallverbreitung in holozänen Ostseesedimenten. Untersuchungen im Einflussbereich der Oder. Geowissenschaften 13 (1995). Heft 12. 470-478.

- Löffler, A., Leipe, T. & Emeis, K.-C. (2000): The “fluffy layer” in the Pomeranian Bight (western Baltic Sea): geochemistry, mineralogy and environmental aspects. In: *Meyniana* 52. 85 – 100.
- Löser, N. & Sekścińska, A. (2005): Integriertes Küste-Flusseinzugsgebiets-Management an der Oder/Odra: Hintergrundbericht. IKZM-Oder Berichte 14
- LUNG M-V (2004): Gewässergütebericht 2000/2001/2002. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie. Güstrow.
- LUNG M-V (Hrsg) (2005): Bestandsaufnahme 2004 nach Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene - Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 der Richtlinie 2000/60/EG. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- Majewski, A. (Hrsg.) (1980): Zalew Szczeciński. Warszawa, Institut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności.
- Messner, U. & Oertzen, J.-A. v. (1991): Long-term changes in the vertical distribution of macrophytobenthic communities in the Greifswalder Bodden. - *Acta Ichth. Piscat.* XXI (Suppl.): 135 - 143.
- Messprogramm Meeresumwelt (2005): Zustandsbericht 1999-2002 für Nord- und Ostsee
- Messprogramm Meeresumwelt (2005): Zustandsbericht 1999-2002 für Nord- und Ostsee
- Meyer, H., R. Lampe, P. Jonas, K. Buckmann (1998): Nährstoffe im Oderästuar - Transporte und Inventare. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar – Austauschprozesse (GOAP) - Greifswalder Geographische Arbeiten. 16.
- Meyer, Th., Berg, T. & Fürhaupter, K. (2008): Ostsee-Makrozoobenthos – Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. MARILIM.
- Minning, M. (2003): Der Schifffahrtskanal im Oderhaff – Eine Sediment-, Nähr- und Schadstofffalle?. Diplomarbeit. Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- Minning, M., Leipe, T. & Schernewski, G. (2003): Der Schifffahrtskanal im Oderhaff - Eine Senke für Sediment und Schwermetalle? In: Daschkeit, A. & Sterr, H (Hrsg.): Aktuelle Ergebnisse der Küstenforschung, Berichte Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel Nr. 28, Büsum.
- Morholz, V. (1998): Transport- und Vermischungsprozesse in der Pommerschen Bucht. Meereswissenschaftliche Berichte Nr. 33. Institut für Ostseeforschung Warnemünde.

- Musielak, S. & Osadczuk, A. (1993-1996): Sediments in the Szczecin Lagoon: Selected Elements and Macrozoobenthos. - Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse, R. Lampe (Hrsg.) Greifswald.
- Neubaur, R. (1927): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna des Stettiner Haffs und der Swinemünder Bucht. - Zeitschr. f. Fischerei, 25: 245-261.
- Neuhaus, E. (1933): Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. Untersuchungen über die allgemeinen und biologischen Verhältnisse. - Z. Fischerei. 31. 427-489.
- Osadczuk, A. & Wawrzyniak-Wydrowska, B. (1998): Sediments in the Szczecin Lagoon: Selected elements and macrozoobenthos. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar – Austauschprozesse (GOAP) - Greifswalder Geographische Arbeiten. 16.
- Rechlin, O. & Bagge, O. (1996): Entwicklung der Nutzfischbestände. In: LOZAN, J. L.; LAMPE, R.; Matthäus, W.; Rachor, R.; Rumohr, H. & von Westernhagen, H.: Warnsignale aus der Ostsee. Kapitel 3.3.2, Parey Verlag Berlin: 188-196.
- Remane, A. & Schlieper, C. (1958): Die Biologie des Brackwassers. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart. 1 Teil. Die Ökologie des Brackwassers: 1-216.
- Rödiger, S. (2003): Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaft des Stettiner Haffs (südliche Ostsee) vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Diplomarbeit. Universität Duisburg-Essen
- Rödiger, S. (2004): Die Makrofauna des Oderhaffs - Vorschläge für ein Monitoring nach EU-WRRL – In: Schernewski, G. & T. Dolch: The Oder Estuary – against the background of the European Water Framework Directive. Meereswissenschaftliche Berichte Nr. 57. Institut für Ostseeforschung Warnemünde.
- Röttger, A., Löser, N. & Schernewski, G. (2007): Wirkungsbeziehungen zwischen Küste und Einzugsgebiet der Oder. In: Schernewski, Glaeser, Scheibe, Sekścińska & Thamm (eds.): Coastal development: The Oder estuary and beyond Coastline Reports 8 (2007). 79 – 88.
- Saavedra-Perez, M. (1990): Bonitierung des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden. Diplomarbeit Univ. Rostock
- Suchau, A. (1994): Benthos. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse (GOAP). Zwischenbericht 1993/94. Teilprojekt 7:
- Sagert, S.; Schubert, H. & Rieling, T.: (2006): Umsetzung der WRRL an der deutschen Ostseeküste – Entwicklung eines Bewertungsansatzes für die Qualitätskomponente Phytoplankton auf der Basis von Langzeitmonitoringdaten. In: 11. Gewässersymposium des LUNG: Zum Zustand

der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – gestern, heute und morgen. Güstrow. Juni 2006. [www.lung.mv-regierung.de/dateien/a3\\_pub\\_gewsymp11\\_vortrag00\\_abstracts.pdf](http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/a3_pub_gewsymp11_vortrag00_abstracts.pdf)

- Schabelon, H., Meissner, K., Brosda, K., Schulz, A. & Sordyl, H. (2007): GIS-basierte ökologische Daten als Grundlage für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündungsregion. In: Schernewski, G., Janssen, H. & Löser, N. (Hrsg): Forschung in der Odermündungsregion: Ergebnisse 2004-2007. IKZM-Bericht 30. Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde ISSN 1614-5968. 55 – 71.
- Schernewski, G. & Wielgat, M. (2001). Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modelling, management and the impact of weather. In: Brebbia, C. A. (ed.) Coastal Engineering V : computer modelling of seas and coastal regions. Southampton, Boston: WITPress: 87-98
- Schernewski, G., H. Behrendt und T. Neumann (in press.): Managing Nitrogen Fluxes in the large Oder/Odra River Basin - Coast - Sea System: A Scenario and Modelling Approach, Landscape online
- Schernewski, G., Löser, N. & Sekoecińska, A. (2005): Integrated Coastal Area and River Basin Management (ICARM): The Oder/Odra case study. in: Glaeser, Sekoecińska & Löser (eds.): Integrated Coastal Zone Management at the Szczecin Lagoon: Exchange of experiences in the region Coastline Reports 6 (2005), ISSN 0928-2734. 43 – 54
- Schernewski, G., Neumann, T. & Wielgat, M. (2006): Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 15. 7-23.
- Schiewer, U. & Glocke, K. (1996): Ökologie der Bodden und Förden. In: Rheinheimer, G. (ed.): Meereskunde der Ostsee. 2. Auflage. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Schmid, U. (1999): Das Makrozoobenthos des Unteren Odertals – Faunenzusammensetzung und Besiedlungsdynamik in einer Flussaue. - in: Dohle, W.; Bornkamm, R. & Weigmann G. (ed.) Das untere Odertal. Limnologie aktuell Bd. 9: 317-336.
- Schubert H.; Bahnwart M.; Blümel C.; Eggert A.; Krause J.; Rieling T.; Sagert S.; Schubert M. & Selig U. (2005): Ökologische Bewertung innerer Küstengewässer mittels Phytoplankton und Makroalgen und Angiospermen. In: Feld, C.; Rödiger, S.; Sommerhäuser, M.; & Friedrich, G., Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 151-164
- Schulz, N. (1997): Besatz- und Wiedereinbürgerungsmaßnahmen des Ostseeschnäpels (*Coregonus lavaretus balticus*) in der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Ergebnisse des deutsch-polnischen Seminars zur fischereilichen Bewirtschaftung des Stettiner Haffs und der Pommerschen Bucht. Rostock 08.-10.12.1997: 24-27.

- Selig, U. (2005): Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie – Ansätze und Konzepte zur Erreichung des guten ökologischen Zustand für Küstengewässer - Implementation of the EU Water Framework Directive – basis approach and restoration strategy to archive the good ecological status for coastal waters. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Heft 14. S. 125-134.
- Selig, U., Schories, D. & Schubert, H. (2006): Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an der deutschen Ostseeküste - Erarbeitung eines Bewertungsansatzes und Monitoringschemas für die biologische Qualitätskomponente Makroalgen und Angiospermen. In: 11. Gewässersymposium des LUNG: Zum Zustand der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – gestern, heute und morgen. Güstrow. 2006. [www.lung.mv-regierung.de/dateien/a3\\_pub\\_gewsymp11\\_vortrag00\\_abstracts.pdf](http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/a3_pub_gewsymp11_vortrag00_abstracts.pdf)
- Stavenhagen, P. (2006): Anwendung ökologischer Indikatoren zur Beschreibung der Umweltqualität von inneren Küstengewässern, am Beispiel des Stettiner Haffs. IKZM-Oder Berichte 26.
- Suchau, A. (1994): Benthos. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse (GOAP). Zwischenbericht 1993/94. Teilprojekt 7:
- Von Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns.
- UM M-V (1992): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1991 – Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- Umweltbundesamt (2003): Generelle Vorgehensweise für die Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials. Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Gemeinsame Umsetzungsstrategie. Arbeitsgruppe 2 A. Ökologischer Zustand (ECOSTAT). Deutsche Übersetzung. [http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl\\_chronologie2.htm](http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_chronologie2.htm)
- Umweltministerium Mecklenburg Vorpommern (o. J.): 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).
- UmweltPlan & EMAU Greifswald (2001): Möglichkeiten zur nachhaltigen Entwicklung der vorpommerschen Ostseeküste im Bereich des EU-Vogelschutzgebietes „Greifswalder Bodden“ unter besonderer Berücksichtigung touristischer Nutzungen. Stralsund und Greifswald. Usedom. Mitt. Nat. Ver. Neuvorpommern und Rügen 23. 99-156.
- Waterstraat, A. & Krappe, M. (2000): Beiträge zur Ökologie und Verbreitung von FFH-Fischarten und Rundmäulern in Mecklenburg-Vorpommern: 1. Das Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis* L. im Peenesystem). Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern; 35 : 64-79.

- Weber, M. von (2005): Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Heft 14. Rostock.
- Weber, M. von., Reimers, H. C. & Voß, J. (2002): Draft typology. German Sea Coast. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Güstrow, Germany & Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), Flintbek, Germany. Manuscript.
- Wiegalt, M. & Schernewski, G. (2002): Impact of the Odra River nutrient load reductions on the trophic state of the Szczecin Lagoon: A modelling approach. – The Sec79 and International Conference Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe. 21-24 April 2002, Miedzyzdroje, Poland.
- Wielgat, M. & Witek, Z. (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 (Hrsg.): The Oder estuary, against the background of the Water Framework Directive. In: Mar. Sci. Rep. 57, 99-125.
- Wielgat, M. (2002). Compilation of nutrient loads for the Szczecin Lagoon (southern Baltic). In: Baltic coastal ecosystems : structure, function and coastal zone management. Ed. by G. Schernewski and U. Schiewer. Berlin: Springer: 75-91.
- Winkler, H. (1991): Changes of structure and stock in exploited fish communities in estuaries of the Southern Baltic Coast (Mecklenburg-Vorpommern, Germany). In: Int. Rev. ges. Hydrobiol. 76 (3), 413-422.
- Wysokiński, A. (1998): Fishery management in the Szczecin Lagoon. In: Bulletin of the Sea Fisheries Institute 3 (145), 65-79
- Yousef, M., Schubert, H. & Nordheim, H. von (2001): Charophytes in the Baltic Sea – Threats and Conservation. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 72: 1–44.

Internetquellen (Stand: Februar 2008)

Homepage des Umweltbundesamtes [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

Homepage der Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern [http://www.wrrl-mv.de/index\\_allgemeines.htm](http://www.wrrl-mv.de/index_allgemeines.htm)

Informations-, Lern-, und Lehrmodule zu den Themen Küste, Meer und Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM) <http://www.ikzm-d.de>

Homepage des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz [http://www.lu.mv-regierung.de/pages/umweltrecht\\_wasser.htm](http://www.lu.mv-regierung.de/pages/umweltrecht_wasser.htm)

Homepage des Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW)  
[http://www.io-warnemuende.de/research/de\\_zustandbio\\_04.html](http://www.io-warnemuende.de/research/de_zustandbio_04.html)

## 7. Anhang

Tabelle 22: Chemische Qualitätskomponenten für Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustands (Quelle: Gewässerqualitätszielverordnung - GQZVO M-V)

EG-Nr.	Stoffname	QZ	Einheit
2	2-Amino-4-chlorphenol	10	µg/l
3	Anthracen	0,01	µg/l
4	Arsen	40	mg/kg
7	Benzol	10	µg/l
8	Benzidin	0,1	µg/l
9	Benzylchlorid(alpha-Chlortoluol)	10	µg/l
10	Benzylidenchlorid (alpha,alpha-Dichlortoluol)	10	µg/l
11	Biphenyl	1	µg/l
14	Chloralhydrat	10	µg/l
15	Chlordan	0,003	µg/l
16	Chloressigsäure	10	µg/l
17	2-Chloranilin	3	µg/l
18	3-Chloranilin	1	µg/l
19	4-Chloranilin	0,05	µg/l
20	Chlorbenzol	1	µg/l
21	1-Chlor-2,4-dinitrobenzol	5	µg/l
22	2-Chlorethanol	10	µg/l
24	4-Chlor-3-methylphenol	10	µg/l
25	1-Chlornaphthalin	1	µg/l
26	Chlornaphthaline (techn. Mischung)	0,01	µg/l
27	4-Chlor-2-nitroanilin	3	µg/l
28	1-Chlor-2-nitrobenzol	10	µg/l
29	1-Chlor-3-nitrobenzol	1	µg/l
30	1-Chlor-4-nitrobenzol	10	µg/l
31	4-Chlor-2-nitrotoluol	10	µg/l
(32)	2-Chlor-4-Nitrotoluol	1	µg/l
(32)	2-Chlor-6-Nitrotoluol	1	µg/l
(32)	3-Chlor-4-Nitrotoluol	1	µg/l
(32)	4-Chlor-3-Nitrotoluol	1	µg/l
(32)	5-Chlor-2-Nitrotoluol	1	µg/l
33	2-Chlorphenol	10	µg/l
34	3-Chlorphenol	10	µg/l
35	4-Chlorphenol	10	µg/l
36	Chloropren (2-Chlorbuta-1,3-dien)	10	µg/l
37	3-Chloropropen (Allylchlorid)	10	µg/l
38	2-Chlortoluol	1	µg/l

EG-Nr.	Stoffname	QZ	Einheit
39	3-Chlortoluol	10	µg/l
40	4-Chlortoluol	1	µg/l
41	2-Chlor-p-toluidin	10	µg/l
(42)	3-Chlor-o-Toluidin	10	µg/l
(42)	3-Chlor-p-Toluidin	10	µg/l
(42)	5-Chlor-o-Toluidin	10	µg/l
43	Coumaphos	0,07	µg/l
44	Cyanurchlorid (2,4,6-Trichlor-1,3,5-triazin)	0,1	µg/l
45	2,4-D	0,1	µg/l
(47)	Demeton	0,1	µg/l
(47)	Demeton und Verb.	0,1	µg/l
(47)	Demeton-o	0,1	µg/l
(47)	Demeton-s	0,1	µg/l
(47)	Demeton-s-methyl-sulphon	0,1	µg/l
48	1,2-Dibromethan	2	µg/l
49-51	Dibutylzinn-Kation	100	µg/kg
49-51	Dibutylzinn-Kation	0,01	µg/l
(52)	2,4-&2,5-Dichloranilin	2	µg/l
(52)	2.3-Dichloranilin	1	µg/l
(52)	2.4-Dichloranilin	1	µg/l
(52)	2.5-Dichloranilin	1	µg/l
(52)	2.6-Dichloranilin	1	µg/l
(52)	3.4-Dichloranilin	0,5	µg/l
(52)	3.5-Dichloranilin	1	µg/l
53	1,2-Dichlorbenzol	10	µg/l
54	1,3-Dichlorbenzol	10	µg/l
55	1,4-Dichlorbenzol	10	µg/l
56	Dichlorbenzidine	10	µg/l
57	Dichlordiisopropylether	10	µg/l
58	1,1-Dichlorethan	10	µg/l
60	1,1-Dichlorethylen (Vinylidenchlorid)	10	µg/l
61	1,2-Dichlorethylen	10	µg/l
62	Dichlormethan	10	µg/l
(63)	1.2-Dichlor-3-nitrobenzol	10	µg/l
(63)	1.2-Dichlor-4-nitrobenzol	10	µg/l
(63)	1.3-Dichlor-4-nitrobenzol	10	µg/l
(63)	1.4-Dichlor-2-nitrobenzol	10	µg/l
64	2,4-Dichlorphenol	10	µg/l
65	1,2-Dichlorpropan	10	µg/l
66	1,3-Dichlorpropan-2-ol	10	µg/l
67	1,3-Dichlorpropen	10	µg/l
68	2,3-Dichlorpropen	10	µg/l

EG-Nr.	Stoffname	QZ	Einheit
69	Dichlorprop	0,1	µg/l
72	Diethylamin	10	µg/l
73	Dimethoat	0,1	µg/l
74	Dimethylamin	10	µg/l
75	Disulfoton	0,004	µg/l
78	Epichlorhydrin	10	µg/l
79	Ethylbenzol	10	µg/l
(82)	Heptachlor	0,1	µg/l
(82)	Heptachloreoxid	0,1	µg/l
86	Hexachlorethan	10	µg/l
87	Isopropylbenzol	10	µg/l
88	Linuron	0,1	µg/l
90	MCPA	0,1	µg/l
91	Mecoprop	0,1	µg/l
93	Methamidophos	0,1	µg/l
94	Mevinphos	0,0002	µg/l
95	Monolinuron	0,1	µg/l
96	Naphthalin	1	µg/l
97	Omethoat	0,1	µg/l
98	Oxydemeton-methyl	0,1	µg/l
(99)	Benzo-a-pyren	0,01	µg/l
(99)	Benzo-b-fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Benzo-g,h,i-perylen	0,025	µg/l
(99)	Benzo-k-fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Indeno-1.2.3-cd-pyren	0,025	µg/l
(101)	PCB-101	20	µg/kg
(101)	PCB-118	20	µg/kg
(101)	PCB-138	20	µg/kg
(101)	PCB-153	20	µg/kg
(101)	PCB-180	20	µg/kg
(101)	PCB-28	20	µg/kg
(101)	PCB-52	20	µg/kg
103	Phoxim	0,008	µg/l
104	Propanil	0,1	µg/l
105	Pyrazon (Chloridazon)	0,1	µg/l
107	2,4,5-T	0,1	µg/l
108	Tetrabutylzinn	40	µg/kg
108	Tetrabutylzinn	0,001	µg/l
109	1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	1	µg/l
110	1,1,2,2-Tetrachlorethan	10	µg/l
112	Toluol	10	µg/l

EG-Nr.	Stoffname	QZ	Einheit
113	Triazophos	0,03	µg/l
114	Tributylphosphat(Phosphorsäuretributylester)	10	µg/l
116	Trichlorfon	0,002	µg/l
119	1,1,1-Trichlorethan	10	µg/l
120	1,1,2-Trichlorethan	10	µg/l
(122)	2,4,5-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	2,4,6-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	2.3.4-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	2.3.5-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	2.3.6-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	3.4.5-Trichlorphenol	1	µg/l
123	1,1,2-Trichlortrifluorethan	10	µg/l
128	Vinylchlorid (Chlorethylen)	2	µg/l
(129)	1.2-Dimethylbenzol	10	µg/l
(129)	1.3-Dimethylbenzol	10	µg/l
(129)	1.4-Dimethylbenzol	10	µg/l
132	Bentazon	0,1	µg/l

Tabelle 23: Umweltqualitätsnormen für die Einstufung des chemischen Zustands (Quelle: Gewässerqualitätszielverordnung - GQZVO M-V)

EG-Nr.		QN WRRL	Einheit
1	Aldrin	0,01/0,005*)	µg/l
3	Anthracen	0,01	µg/l
7	Benzol	10	µg/l
12	Cadmium	1/0,5*)	µg/l
13	Tetrachlorkohlenstoff	12	µg/l
23	Chloroform (Trichlormethan)	12	µg/l
46	4,4-DDT	10	µg/l
59	1,2-Dichlorethan	10	µg/l
62	Dichlormethan	10	µg/l
71	Dieldrin	0,01/0,005*)	µg/l
77	Endrin	0,01/0,005*)	µg/l
83	Hexachlorbenzol	0,03	µg/l
84	Hexachlorbutadien	0,1	µg/l
85	Hexachlorcyclohexan	0,05/0,02*)	µg/l
92	Quecksilber	1/0,5/0,3*)	µg/l
96	Naphthalin	1	µg/l
(99)	Benzo(a)pyren	0,01	µg/l
(99)	Benzo(b)fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Benzo(ghi)perylene	0,025	µg/l
(99)	Benzo(k)fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Fluoranthen	0,025	µg/l
(99)	Ideno(1.2.3-cd)pyren	0,025	µg/l

102	Pentachlorphenol	2	µg/l
111	Tetrachlorethen	10	µg/l
(117)	1,2,3-Trichlorbenzol	0,4	µg/l
(117)	1,3,5-Trichlorbenzol		
(117), 118	1,2,4-Trichlorbenzol		
121	Trichlorethen	10	µg/l
130	Isodrin	0,01/0,005*)	µg/l
	Nitrat	50	mg/l

\*) = in Küstengewässern