Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Sanierungsstrategien in Küstengewässern

Heft 14

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Sanierungsstrategien in Küstengewässern

Heft 14

Universität Rostock
Fachbereich Biowissenschaften
2005

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005410

HERAUSGEBER DIESES HEFTES Hendrik Schubert

REDAKTION
Uwe Selig
Dirk Schories
Sigrid Sagert
Ralf Grunewald

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE: Ralf Grunewald

CIP-KURZTITELAUFNAHME
Sanierungsstrategien in Küstengewässern /
Univ. Rostock, Fachber. Biowissenschaften. -
Rostock, 2005. - 150 S. –
(Rostocker meeresbiologische Beiträge ; 14)

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Fachbereich Biowissenschaften, 18051 Rostock

REDAKTIONSADRESSE:
Universität Rostock
Fachbereich Biowissenschaften
18051 Rostock
e-mail: dagmar.heinrich@uni-rostock.de
Tel. 0381 / 498-60 71
Fax 0381 / 498-60 72

BEZUGSMÖGLICHKEITEN:
Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch,
18051 Rostock
e-mail: maria.schumacher@ub.uni-rostock.de

DRUCK: Universitätsdruckerei Rostock 395-05

Umschlagfoto	Titel:	Wreecher See, Nebengewässer des Greifswalder Boddens (Aufnahme: R. Grunewald, 1998)
	Rückseite:	Seesterne auf verendetem Dorsch, Schleimünde (Aufnahme: D. Schories, 2003)

Vorwort

Das Inkrafttreten der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) führte dazu, dass eine ganze Reihe von neuen Fragen an die aquatischen Wissenschaften gestellt wurden. Einige davon stellen echte Herausforderungen dar. Darüber hinaus ist in der Richtlinie ein Zeitplan vorgegeben, der langwierige Grundlagenforschungen nahezu ausschließt - was die Probleme noch verschärft. Schon der erste Punkt im Zeitplan, die Entwicklung von Klassifizierungssystemen, die erstmals auf einer Betrachtung aller wesentlichen biotischen Elemente des jeweiligen Ökosystems beruhen, ist, zumindest für den Bereich der Küstengewässer, ein Novum, für das keine fertigen Antworten existierten. Mittlerweile zeichnet sich ab, dass diese Klassifizierungssysteme termingerecht fertig gestellt werden können. Positiv daran ist, dass ein enormer Wissenszuwachs, auch auf dem Grundlagensektor, verzeichnet werden konnte – dafür hat sich die Kraftanstrengung schon gelohnt.

Aber noch etwas wurde in dieser ersten Phase klar – der ambitionierte Zeitplan der WRRL erfordert ein kontinuierliches Vorarbeiten und Vorausdenken. Sobald sich abzeichnete, dass u.U. einige Küstengewässer den „guten ökologischen Zustand" verfehlen würden, begann dementsprechend auch das Nachdenken darüber, wie hier Abhilfe geschaffen werden könnte. Im limnischen Bereich ist auf dem Gebiet der Gewässersanierung seit langem geforscht worden und es existieren eine ganze Reihe von Erfahrungen – guten und weniger guten. Anders stellt sich die Situation im Bereich der Küstengewässer dar – in der Literatur sind kaum Arbeiten publiziert – und die wenigen vorhandenen Untersuchungen wurden oft in sogenannter „grauer Literatur" veröffentlicht.

Daraus erwuchs der Gedanke einen Workshop zu organisierten, auf dem Erfahrungen bzw. alles, was u.U. relevant für die Entwicklung von Sanierungsstrategien für Küstengewässer sein könnte, vorgestellt und diskutiert werden kann (www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/aktuelles/Workshopbericht16_17.11.04HRO.pdf).

Der vorliegende Band der Rostocker Meeresbiologischen Beiträge fasst die Ergebnisse dieses Workshops in Form von eigenständigen Publikationen zusammen. Fertige Antworten zur Sanierung kann man daraus noch nicht erwarten – wohl aber eine ganze Reihe von Informationen zur Erfolgschance verschiedener aus limnischen Systemen bekannten Sanierungsstrategien unter Brackwasser-Bedingungen. Der besondere Wert dieses Heftes liegt dabei darin, dass hier auch weniger erfolgreiche Versuche beschrieben sind, die anders kaum in diesem klaren Kontext vorgestellt werden konnten. Der Workshop zeigte, dass wir tatsächlich noch einen großen Klärungsbedarf haben, bevor in großem Maßstab und mit hohem finanziellem Aufwand Sanierungsversuche bei vertretbarem Risiko unternommen werden können. Dieser Workshop ist damit als Startpunkt zu betrachten – die Suche nach geeigneten Sanierungsstrategien für Küstengewässer hat letztlich gerade erst begonnen.

Vor allem sei an dieser Stelle den Organisatoren des Workshops – Uwe Selig, Sigrid Sagert, Dirk Schories und Ralf Grunewald – nochmals ein herzliches Dankeschön gewidmet, sowohl Vorbereitung als auch die üblichen Nacharbeiten benötigen stets mehr Zeit als die eigentliche Durchführung, doch nur dafür konnte vor dem Auditorium gedankt werden.

Rostock, im März 2005 Hendrik Schubert

Inhalt

Seite

H. SCHUBERT 5
Vorwort und Einführung zum 1. Workshop „Sanierungsstrategien in Küstengewässern“

M. VON WEBER 7
Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 zur Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns

A. BACHOR 17
Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - eine Belastungsanalyse

S. BIELE, O. GEHM, B. VOIGT & M. KRECH 33
Praktische Aspekte der nachhaltigen Sanierung kleiner Einzugsgebiete am Beispiel des Saaler Baches (Landkreis Nordvorpommern, Mecklenburg-Vorpommern)

A. KLEEBERG 43
Effektivität gebaggerter Sedimentationsfallen zur Elimination von Phosphor und suspendiertem Material in Flussmündungsgebieten

C. FENSKE 55
Renaturierung von Gewässern mit Hilfe der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)

M. FEIBICKE 69
Konzept zur Renaturierung des Schlei-Ästuars

T. QUANDT & B. KNAACK 83
Entnahme und Unterbringung organikhaltiger Sedimente aus Saaler Bodden und Ribnitzer See – Ein Szenario

R. KAREZ & D. SCHORIES 95
Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe

S. NEHRING 109
Rüstungsaltlasten in den deutschen Küstengewässern - Handlungsempfehlungen zur erfolgreichen Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie

U. SELIG 125
Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie – Ansätze und Konzepte zur Erreichung des guten ökologischen Zustands für Küstengewässer

D. SCHORIES, U. SELIG, K. JEGZENTIS & H. SCHUBERT 135
Klassifizierung der äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste nach der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie anhand von Makrophyten – Eine Zwischenbilanz

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	7 - 15	Rostock 2005

Mario VON WEBER

Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns

Results of the status quo analysis 2004 for the implementation of the Water Framework Directive (WFD) in the Mecklenburg-Western Pomeranian coastal waters

Abstract

The implementation of the WFD requested a typology, reference conditions and a status quo analysis of the coastal waters by the end of 2004. All water bodies on the German Baltic coast were definite as coastal water by a draft typology and defined 4 types. Historical data, modeling techniques and expert judgement were used for definition of type-specific reference conditions.

Biological and chemical parameters were determined for status quo analysis in 2004. Results show that only 3 of the 19 water bodies on the Mecklenburg-Western Pomeranian coast probable could be achieve a good ecological status in 2015.

Keywords: Water Framework Directive, typology, reference conditions, anthropogenic impact

1 Einleitung

Am 22. Dezember 2000 trat die „Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (20.12.2000) - kurz Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - mit ihrem Erscheinen im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft in Kraft.

Ein wesentliches strategisches Ziel der WRRL ist die Schaffung einer kohärenten, nachhaltigen Wasserwirtschaft und einer modernen europäischen Wasserpolitik. Das operative umweltpolitische Ziel besteht in der Erreichung eines mindestens „guten Zustands“ der Oberflächengewässer und eines „guten quantitativen und chemischen Zustands“ des Grundwassers bis zum Jahr 2015 in der Europäischen Union. Für künstliche und erheblich veränderte Gewässer ist das „gute ökologische Potential“ zu erreichen. Daneben definiert die Richtlinie eine Anzahl weiterer Umweltziele. (WEBER 2004). Zur Umsetzung und Erreichung der Ziele schreibt die WRRL ein ver-

bindliches Ziele- und Fristenkonzept vor. Danach ist die Bestandsaufnahme bis Dezember 2004 abzuschließen. Über die Ergebnisse der Bestandsaufnahme sind das europäische Parlament und der Rat zu unterrichten.

2 Ergebnisse der Bestandsaufnahme

Die Bestandsaufnahme 2004 ist ein wesentlicher Meilenstein im Prozess der Umsetzung der WRRL. Sie ist in den Oberflächengewässern und im Grundwasser durchzuführen. Im Folgenden wird jedoch nur die Kategorie Küstengewässer abgehandelt.

Hinter dem Begriff Bestandsaufnahme verbergen sich an Arbeitsschritten:

- die Beschreibung der Flussgebietseinheit,
- eine Analyse der Merkmale der Flussgebietseinheit und Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten,
- die Beschreibung der Gewässertypen,
- die Ermittlung der typspezifischen Referenzbedingungen,
- die Abgrenzung der Wasserkörper,
- eine vorläufige Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Wasserkörper,
- die Erfassung der Belastungen der Wasserkörper und
- eine Einschätzung des Zustandes der Oberflächenwasserkörper.

Neben der allgemeine Beschreibung und der Analyse der Merkmale der Flussgebietseinheit ist eine wirtschaftliche Analyse der Wassernutzungen durchzuführen sowie ein Schutzgebietsverzeichnis aufzustellen.

2.1 Typologie und Referenzbedingungen

Die Typisierung ist die Basis für die Abgrenzung der Wasserkörper, die Definition der Referenzbedingungen und die Aufstellung der Bewertungs- und Klassifikationssysteme. Basierend auf der Brackwassernomenklatur von CASPERS (1959) legten die deutschen Küstenländer 2002 einen gemeinsamen Typologieentwurf vor (WEBER et al. 2002). Danach wurden alle inneren und äußeren Gewässer (Förden, Buchten, Bodden, Haffe) an der deutschen Ostseeküste einheitlich der Gewässerkategorie „Küstengewässer“ zugewiesen, da in ihnen eine windgetriebene Strömungsdynamik überwiegt, wie sie typisch für diese Kategorie ist (GUIDANCE DOCUMENT 2003). Die Abgrenzung der Typen erfolgt entsprechend den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie nach dem System B. Dafür sind ausgewählte physikalische und chemische Faktoren heranzuziehen, welche die Eigenschaften des Küstengewässers und damit die Struktur und Zusammensetzung der Biozönose bestimmen. Neben den obligatorischen Faktoren geographische Breite und Länge, Salzgehalt und Tiefe sind das die optionalen Faktoren Wellenexposition, Durchmischungseigenschaften, Rückhaltedauer und durchschnittliche Substratzusammensetzung. Biologische Befunde ergänzen die Beschreibung der Typen. Die Annahme, dass sich die Besiedlungsstruktur der Qualitätskomponenten „Makroalgen und Angiospermen“ und „benthische wirbellose Fauna“ in den vorgeschlagenen Küstengewässertypen signifikant voneinander

unterscheiden, wurde im Rahmen von zwei BMBF-Forschungsvorhaben (SCHUBERT et al. 2003, GOSSELCK et al. 2003) überprüft und bestätigt. Für die Qualitätskomponente „Phytoplankton“ musste der Typologie eine dynamische Komponente hinzugefügt werden, da die üblichen stationären Monitoringstationen dem Einfluss „pendelnder“ Wasserkörper ausgesetzt sind (SCHUBERT et al. 2003). Nach dieser geforderten biozönotischen Validation konnte für die deutsche Ostseeküste eine endgültige Typologie vorgelegt werden. Danach werden an der deutschen Ostseeküste vier Haupttypen mit sechs Untertypen unterschieden, die sich vor allem durch den Faktor Salzgehalt abgrenzen (Abb. 1). Eine ausführliche Darstellung der aktuellen Typologie der mecklenburg-vorpommerschen Küste ist in Vorbereitung (WEBER in prep., http://www.wrrl-mv.de).

Für alle Oberflächengewässer sind die typspezifischen Referenzbedingungen entsprechend der Beschreibung des sehr guten ökologischen Zustands festzulegen. Dieser soll einem weitgehend natürlichen Zustand entsprechen und wird im Zusammenhang mit der Bewertung mit dem besten Zustand bzw. der sehr guten Gewässerqualität gleichgesetzt. Die Referenzbedingungen sind die wesentliche Grundlage für die Entwicklung der ökologischen Bewertungssysteme, da sie den Ausgangspunkt für die Abgrenzung der verschiedenen Degradationsstufen bilden. Die Auswahl möglicherweise noch vorhandener Referenzgewässer erfolgt nach chemischen, hydromorphologischen und biologischen Eigenschaften. Da die meisten Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nach wie vor über ein sehr hohes Eutrophierungspotential verfügen - die Mehrzahl der Gewässer befindet sich heute in einem eu- bis polytrophen Zustand (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000/2001/2002 in prep.) - sind rezente Referenzgewässer heute nicht mehr vorhanden (SCHUBERT et al. 2003, GOSSELCK et al. 2004). Dieses Problem kann jedoch umgangen werden, indem zur Ermittlung der typspezifischen Referenzbedingungen historische Daten, Modellierungsergebnisse und Expertenwissen gemeinsam herangezogen werden. Entscheidend dabei ist, dass der Referenzzustand auf der Grundlage heute herrschender naturräumlicher geo- und hydromorphologischer Bedingungen ermittelt wird. Die Definition eines bestimmten historischen Zustands oder Leitbilds (z.B. Zustand der Küstengewässer um 1930) als Referenz ist unrealistisch und wird von der Wasserrahmenrichtlinie nicht gefordert. In der Regel ist ein historischer Zustand aufgrund der schlechten Datenlage auch nicht mehr exakt zu rekonstruieren. Für die Qualitätskomponenten „Phytoplankton“, „Makroalgen und Angiospermen“ und „benthische wirbellose Fauna“ wurden die Referenzbedingungen und -artenlisten größtenteils in Forschungsvorhaben erarbeitet (SCHUBERT et al. 2003, GOSSELCK et al. 2004). Eine Validation steht im Rahmen weiterer Vorhaben und Praxistests noch bevor.

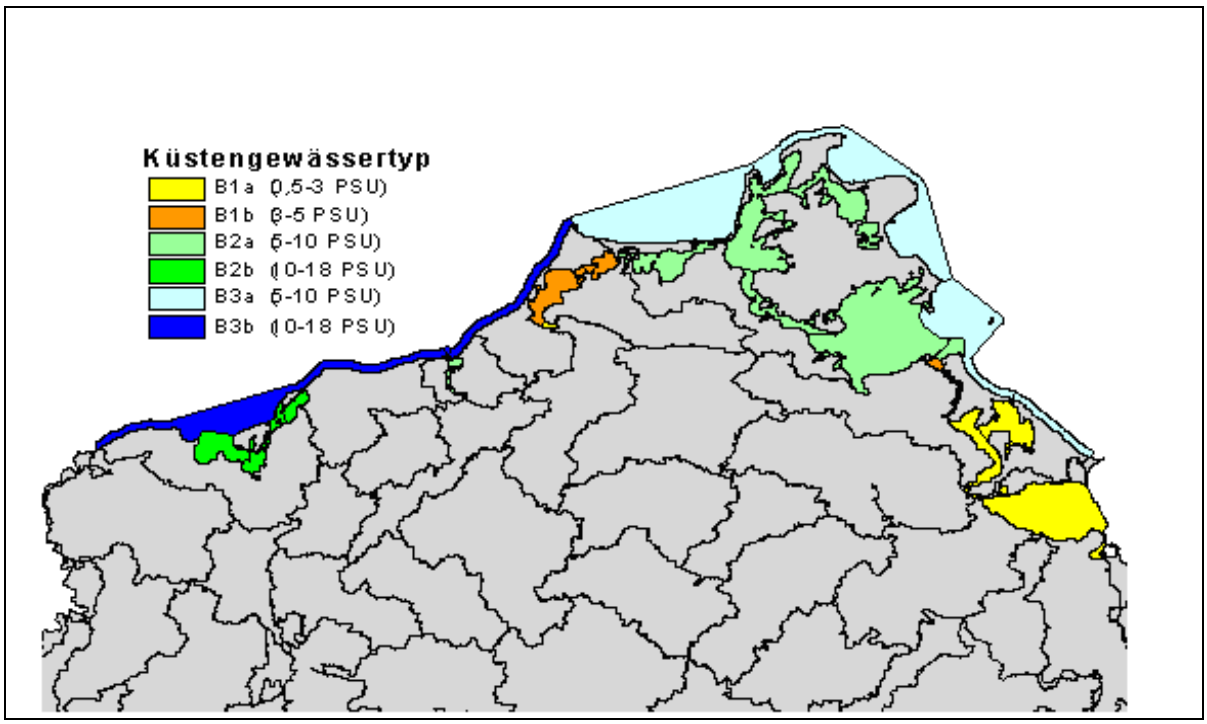


Abb. 1 Typen der Kategorie Küstengewässer der mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste

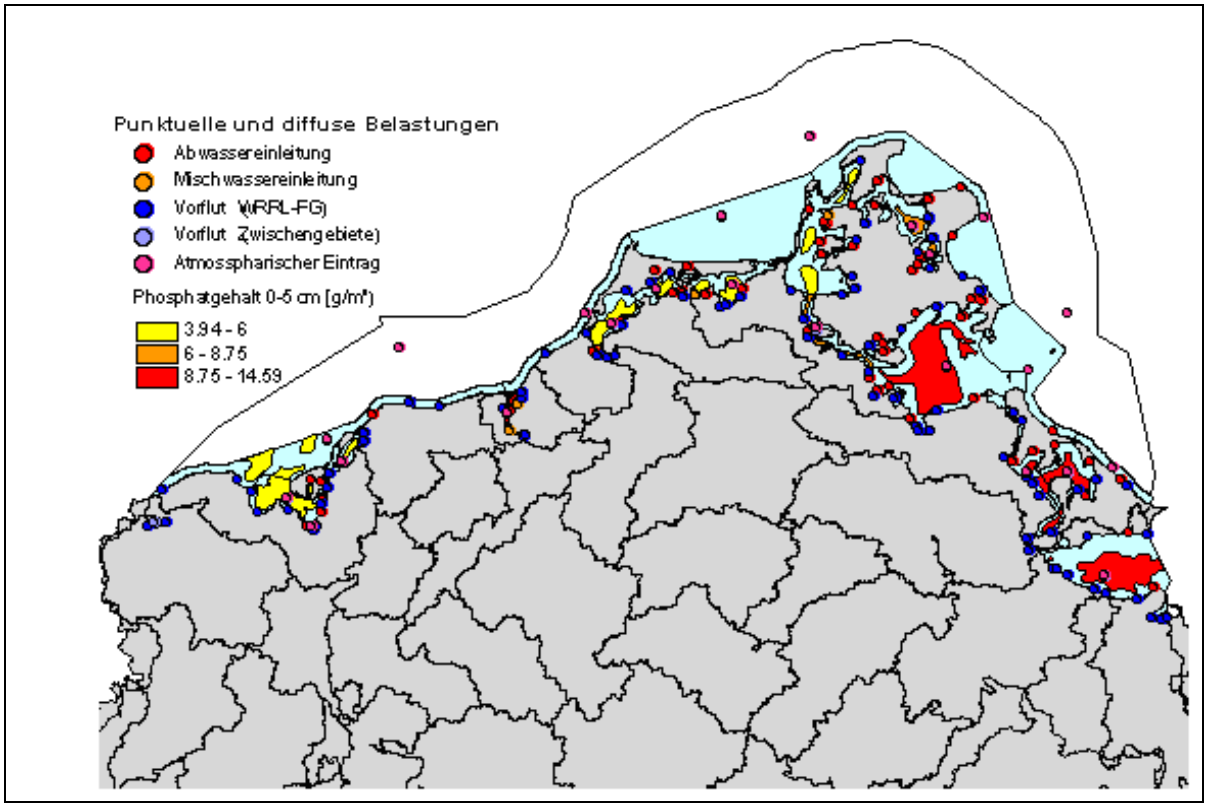


Abb. 2 Punktquellen und diffuse Belastungen an der mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste

2.2 Belastungsanalyse und Einschätzung des Zustands

Die Beurteilung der Auswirkungen von Belastungen auf die Küstengewässer und deren Zustandseinschätzung hat gemäß WRRL (Art. 5, Anhang II 1.4 und 1.5 WRRL) auf der Basis von Wasserkörpern zu erfolgen. Die Abgrenzung der Küstenwasserkörper erfolgt für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns anhand der Kriterien Gewässerkategorie (Küstengewässer), Gewässertyp/Untertyp, ökologischer und chemischer Zustand (Gewässergüteklassen nach der Küstengewässerklassifizierung MV) und hydromorphologische Eigenschaften. Insgesamt wurden 19 Wasserkörper festgelegt, von denen 2 (Unterwarnow und südliche Wismarer Bucht) infolge morphologischer Veränderungen als „vorläufig stark verändert“ (Heavily Modified Water Body - HMWB) ausgewiesen wurden. Zur Ermittlung der signifikanten anthropogenen Belastungen in den Küstenwasserkörpern erfolgt schwerpunktmäßig eine Analyse und Beschreibung der von städtischen, industriellen, landwirtschaftlichen und anderen Anlagen bzw. Tätigkeiten stammenden Verschmutzungen aus Punktquellen und diffusen Quellen. Weitere zu erfassende Belastungen sind Wasserentnahmen (mengenmäßiger Zustand der Oberflächengewässer), Abflussregulierungen, morphologischen Veränderungen der Wasserkörper sowie Bodennutzungsstrukturen und andere Belastungen. Die bis Ende 2006 aufzustellenden Überwachungsprogramme werden sich wesentlich an der Anzahl der Wasserkörper und ihrem wahrscheinlichen Zustand ausrichten.

Die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unterliegen den verschiedensten anthropogen verursachten Belastungen und Nutzungen (Tab. 1, Abb. 2). Nach heutigem Kenntnisstand zählen vor allem Nähr- und Schadstoffeinträge aus Flussgebieten und Kläranlagen zu den gravierenden Belastungen (BACHOR 2004). Daneben verursachen atmosphärische Einträge, Nähr- und Schadstofffreisetzungen aus belasteten Sedimenten sowie morphologische Degradationen nachweisbare signifikante Veränderungen in den Küstenökosystemen.

Für die Zustandseinschätzung der Wasserkörper wurde ein Belastungskatalog erarbeitet (ARCADIS CONSULT GMBH 2004, UMWELTPLAN GMBH 2004), der alle auf die Küstengewässer einwirkenden bekannten aktuellen Belastungen erfasst, wobei für viele Belastungsarten die Auswirkungen auf die Meeresumwelt bisher nicht genau bekannt sind. Ein Beispiel sind die Rüstungsaltlasten in den deutschen Küstengewässern (NEHRING 2005). Die bekannten Belastungen wurden anhand der vorliegenden Informationen in „nicht signifikant“ „potenziell signifikant“ und „signifikant“ differenziert. Eine potenziell signifikante bzw. signifikante Belastung ist dann gegeben, wenn sie dazu beitragen kann, dass ein Wasserkörper die Umweltziele laut Wasserrahmenrichtlinie - also den guten Zustand - verfehlt.

Tab. 1 nicht signifikante, potenziell signifikante und signifikante anthropogene Belastungen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Auswahl)

	nicht signifikante Belastung	**potentiell signifikante Belastung**	**signifikante Belastung**
Punktquellen	Schiffsreeden, Wärmeeinleitungen	Einträge aus Schöpfwerkspoldern	Einleitung von Abwasser, Misch- und Niederschlagswasser, Einträge aus Flüssen und benachbarten Wasserkörpern
diffuse Quellen	Verklappung von Baggergut (nicht belastet)		atmosphärische Einträge, Nähr- und Schadstofffreisetzung aus Sedimenten
Wasserentnahmen	6 Wasserentnahmen		
Abflussregulierungen			Abriegelung von Küstengewässern
morphologische Veränderungen und Bodennutzungsstrukturen			Küstenschutzanlagen und Einzelbauwerke, Häfen u. Werften, Fahrrinnenunterhaltung bzw. –vertiefung, Verklappung von Sedimenten, Sand- und Kiesabbau, Aufspülung der Schorre, Eindeichung von Küstenüberflutungsflächen
andere Belastungen	Fischerei	militärische Altlasten, Schadstoffemissionen aus Schiffswracks, Schiffsverkehr (Emissionen, Antifouling, Ballastwasser, Öl), Tourismus	

Als letzter Schritt der Bestandsaufnahme erfolgt die Beurteilung der Auswirkungen der Belastungen und die (Ein-) Schätzung, wie wahrscheinlich es ist, dass die Wasserkörper den guten ökologischen und chemischen Zustand bis zum Jahre 2015 erreichen oder verfehlen. Die Bewertung des ökologischen Zustands der Küstengewässer hat nach Anhang V WRRL anhand der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Großalgen und Angiospermen sowie benthische wirbellose Fauna unter Hinzuziehung von physikalisch/chemischen und morphologischen Parametern zu erfolgen. Der Einschätzung liegen hauptsächlich Daten der vom Land Mecklenburg-Vorpommern regelmäßig durchgeführten Gewässerüberwachung zu Grunde. Die bisher verwendeten Verfahren der Gewässerüberwachung entsprechen nicht den Verfahren, welche die WRRL zur Zustandsbestimmung voraussetzt. Da bisher für die Küstengewässer noch keine fertigen Klassifizierungs- und Bewertungssysteme vorliegen, wurde für die Beurteilung der Auswirkungen von Belastungen und die Einschätzung des Zustands der Küstenwasserkörper eine Systematik entwickelt (UMWELTPLAN GMBH 2005), die auf vorhandene Bewertungsansätze aus diversen Forschungsvorhaben zurückgreift (SCHUBERT et al. 2003, GOSSELCK et al. 2004, DAHLKE et al. 2004) (Tab. 2). Demzufolge ist es zum gegebenen Zeitpunkt nur mög-

lich, eine Einschätzung zu geben, nicht aber eine definitive Feststellung der Wasserkörperzustände (UMWELTMINISTERIUM/LUNG 2005).

Tab. 2 Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten der Küstengewässer (+ vorhanden, - nicht vorhanden, ± in Bearbeitung)

Qualitätskomponente	Gewässertyp			Quelle / Bemerkung
	B1	B2	B3	
Phytoplankton	±	+	+	Projekt ELBO (SCHUBERT et al. 2003)
Großalgen und Angiospermen	+	+	±	Projekt ELBO (SCHUBERT et al. 2003)
benthische wirbellose Fauna	±	±	±	GOSSELCK et al. 2004
Morphologie	-	-	-	Bewertung wenn relevant für Ökologie
allg. phys.-chem. Parameter	±	±	±	Ostsee-Projekt (DAHLKE et al. 2004, Teilbericht Nährstoffe)
spezif. synthetische Schadstoffe	-	-	-	keine ausreichende Datenlage
spezif. nicht synthet. Schadstoffe	±	±	±	Ostsee-Projekt (BRÜGMANN 2004, Teilbericht Schwermetalle in Dahlke et al. 2004)

Die Einschätzung des Gesamt-Zustands der Küstenwasserkörper erfolgt anhand des ökologischen und chemischen Zustands. Da für die Bestandsaufnahme noch keine fünfstufige Klassifizierung erforderlich ist, erfolgt eine Einstufung lediglich in die zwei Zustandskategorien „wahrscheinlich guter Zustand“ und „wahrscheinlich nicht guter Zustand“. Im Ergebnis dieser umfangreichen Analysen wird für 3 der 19 Küstenwasserkörper (Warnemünde bis Darß Ort, Darßer Ort bis Dornbusch/Hiddensee, Hiddensee bis Nordperd/Rügen) der Zustand „wahrscheinlich gut“ im Jahr 2015 angenommen. Der chemische Zustand zwischen der Einmeilenzone und der deutschen Hoheitsgrenze wird als „wahrscheinlich gut“ eingeschätzt. Es ist zu erwarten, dass sich diese Einschätzungen durch den Einsatz der WRRL- konformen Bewertungsverfahren noch ändern werden.

3 Weitere Arbeiten

Bis zum Dezember 2006 müssen die Programme, einschließlich der Parameter, Frequenzen und Messorte, zur Überwachung des ökologischen und chemischen Zustands der Küstengewässer erarbeitet werden. Ein Schwerpunkt der weiteren Arbeiten wird deshalb die Erarbeitung von Klassifikations- und Bewertungssystemen für die biologischen Qualitätskomponenten „Phytoplankton“, „Großalgen und Angiospermen“ sowie „benthische wirbellose Fauna“ sein. Unterstützend sind hydromorphologische und chemisch-physikalische Parameter heranzuziehen. Ziel ist es, die laufenden Monitoringprogramme fristgemäß mit den Anforderungen der WRRL zu harmonisieren.

Literatur

ARCADIS CONSULT GMBH (2004): Erarbeitung eines Konzeptes für die Vorgehensweise bei der Bestandsaufnahme von signifikanten anthropogenen Belastungen entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommern. - Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 46 S.

BACHOR, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. - Dissertation an der Universität Greifswald. 213 S. und 137 S. Anlagen.

CASPERS, H.(1959): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur („The Venice System"). -Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, **44** (2): 313-315.

DAHLKE, S.; SAGERT, S. & BRÜGMANN, L. (2004): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee. - Hrsg. Umweltbundesamt, Texte 38/04 (ISSN 0722-186X).

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000/2001/2002 (in prep.): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, - Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

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 BMBF-Projekt Förderkennzeichen: 0330041, 50 S.

GOSSELCK, F.; BÖNSCH, R.; BROSDA, K.; HÜBNER, J.; MEIßNER, K. & SORDYL, H. (2004): Entwicklung leitbildorientierter Bewertungsgrundlagen und Managementinstrumente für ausgewählte innere und äußere Küstengewässer der Ostsee – Bewertung Makrozoobenthos. - Forschungsbericht BMBF-Projekt Förderkennzeichen 0330027, 148 S.

GUIDANCE DOCUMENT NO 5 (2003): Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions, and Classification Systems. Produced by WG 2.4. – COAST. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities, 107 S.

NEHRING, S. (2005): Rüstungsaltlasten in den deutschen Küstengewässern – Handlungsempfehlungen zur erfolgreichen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 14: 109-124.

RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (20.12.2000). - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L327, 72 S.

SCHUBERT, H.; BLÜMEL C.; EGGERT, A.; RIELING, T.; SCHUBERT, M. & SELIG, U. (2003): Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. - BMB+F Forschungsbericht FKZ 0330014, und LUNG-Projekt Phytoplanktonanalyse, 166 S.

UMWELTMINISTERIUM/LUNG (2005): Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 der Richtlinie 2000/60/EG in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene. - Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, http://www.wasserblick.net, 61 S.

UMWELTPLAN GMBH (2004): Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen, die auf die Küstengewässer wirken. - Unveröff. Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 21 S.

UMWELTPLAN GMBH (2005): Systematik für die Beurteilung von Auswirkungen der Küstengewässerbelastungen auf die Küstenwasserkörper der Flussgebietseinheit Warnow/Peene. Unveröff. Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 23 S.

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. - In: SCHERNEWSKI, G. & M. WIELGAT (eds.) (2004): Baltic Sea Typology. Coastline Reports, **4** (ISSN 0928-2734).

WEBER, M. VON (2004): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – Ziele, Instrumente und Umsetzung in den Küstengewässern. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge , **13**: 233-239.

WEBER, M. VON (in prep.): Die Typologie der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, http://www.wrrl-mv.de.

Autor:

Dipl.-Biol. Mario von Weber
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Goldberger Straße 12
18273 Güstrow

Email: mario.von.weber@lung.mv-regierung.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	17 - 32	Rostock 2005

Alexander BACHOR

Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – eine Belastungsanalyse

Nutrient loads in the coastal waters of Mecklenburg-Western Pomerania – a status quo analysis

Abstract

In the 1990ies nutrient loads of the coastal waters of Mecklenburg-Western Pomerania could be significantly reduced. The decrease of the phosphorus load varies between 60 % in the lagoons of the Darß-Zingster Bodden and more than 90 % in the Lower Warnow (Unterwarnow) and the Strela Sound (Strelasund). Thus, the 50 % reduction goal of the pollution load agreed upon in the framework of the Helsinki Convention was reached in all coastal waters of Mecklenburg- Western Pomerania. However, the reduction goal for nitrogen was only partly met. Here the pollution load reductions range between 20 and 30 % in most waters. Only in the Lower Warnow and the Strela Sound a reduction of more than 50 % could be achieved. The effects of the modified external nutrient load on the different coastal waters must be evaluated separately for each water body. According to the classification results for the trophic situation, some waters show first signs of recovery towards mesotrophic conditions. However, these alterations are mainly caused by the decrease of the phosphorus concentrations. With only a few exceptions a significant reaction of these waters in terms of productivity could not be verified. Especially in the shallow lagoons nutrient recycling from remobilized sediments hinders a faster inversion of the eutrophication process.

Keywords: lagoons, eutrophication, nutrient recylcling

1 Einleitung

Gegenwärtig lebt etwa die Hälfte der Weltbevölkerung an der Küste (HOLLIGAN & DE BOOIS 1993). Küstengewässer und Randmeere, wie die Ostsee, sind daher in besonderem Maße anthropogenen Belastungen ausgesetzt. Die im letzten Jahrhundert stark gestiegenen landseitigen Nährstoffeinträge führten zu einer beschleunigten Eutrophierung der Ostsee. Hiervon waren die Küstengewässer besonders betroffen. Aus diesem Grunde beschlossen die Anrainerstaaten der Ostsee im Jahre 1988, die Einträge von Nährstoffen bis 1995 zu halbieren (HELCOM 1988). Zur Abschätzung der

Belastungsentwicklung wurden in allen Ostseeanliegerstaaten Programme zur Erfassung der landseitigen Belastung durchgeführt. Für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurde jüngst von BACHOR (2004) eine umfassende Belastungsanalyse vorgenommen.

2 Untersuchungsgebiete

Die vorgestellten Eintragsabschätzungen erfolgten für acht Küstengewässer bzw. Küstengewässerbereiche (Abb. 1). Zusammen nehmen diese Gewässer eine Fläche von 1.714 km^2 ein. Das entspricht etwa zwei Drittel der Größe des Saarlandes.

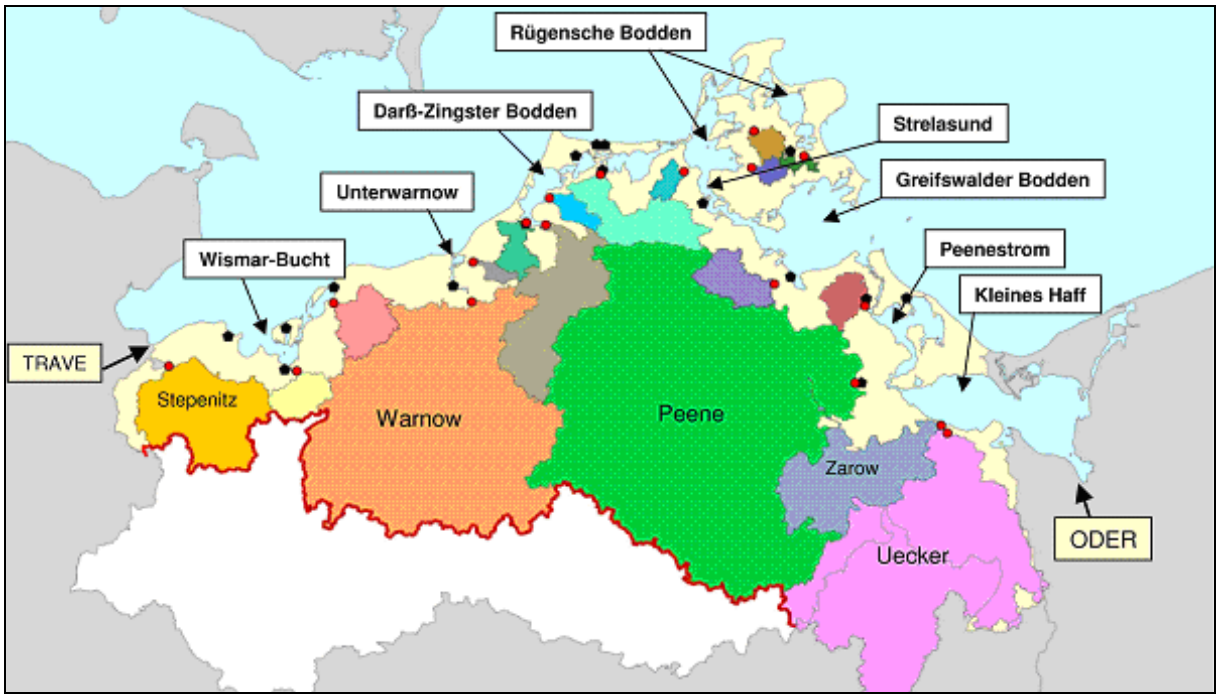


Abb. 1 Untersuchungsgebiete mit überwachten Zuflüssen und Kläranlagen (farbig unterlegt: Einzugsgebiete der überwachten Zuflüsse, der rote Punkt kennzeichnet die Lage der Bilanzmessstelle, hellgelb: nicht überwachtes Einzugsgebiet, weiß: zum Elbe-Einzugsgebiet gehörig, schwarzes Fünfeck: überwachte Kläranlage)

Mit nur 12,5 km^2 ist die Unterwarnow das mit Abstand kleinste und mit 510 km^2 der Greifswalder Bodden das größte der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Weite Teile dieser Gewässer, insbesondere die Bodden, sind sehr flach. Der zu erwartende Belastungsgrad der Küstengewässer lässt sich bereits aus dem Verhältnis von Gewässerfläche zu Einzugsgebietsfläche abschätzen. Je mehr dieses Verhältnis zugunsten des Einzugsgebietes verschoben ist, desto höher ist die zu erwartende landseitige Belastung (Tab. 1).

Tab. 1 Morphometrische und hydrographische Daten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, nach CORRENS & JÄGER (1979), modifiziert und ergänzt

Gewässer	Fläche in km²	Volumen in 106 m³	Mittlere Tiefe in m	Größte Tiefe in m	EZG[2)] in km²	Verhältnis Fläche : EZG
Wismar-Bucht	168,9	782,1	4,6	16,2	1.059	1:6
Unterwarnow	12,5	49,6	4,0	14,5	3.222	1:258
Darß-Zingster Bodden	186,6	383,4	2,1	16,5	1.578	1:8
Rügensche Bodden	329,9	854	2,8	10,3	718	1:2
Strelasund	64,4	252,5	3,9	16,0	238	1:4
Greifswalder Bodden	510,2	2.960	5,8	13,5	665	1:1
Peenestrom[1)]	163,9	429,3	2,6	16,0	5.772	1:35
Stettiner Haff davon Kleines Haff	686,9 277,2	2583 1.025,6	3,8 3,7	14,5[3)] 7,8	129.834 3.449[4)]	1:189
Summe	1.713,6[5)]	6.736,5			16.701	

[1)] mit Achterwasser, [2)] Einzugsgebiet, [3)] Tiefe des Schifffahrtskanals nach Stettin (MINNING 2004), [4)] deutsches Teileinzugsgebiet (Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg), [5)] ohne Großes Haff

3 Belastungen

Zur Abschätzung der landseitigen Belastungen der o.g. Küstengewässer wurden die Nährstoffeinträge aus den überwachten Zuflüssen und Direkteinleitern berechnet. Für die Zuflüsse war die Berechnung von Jahresfrachten ab Mitte der 1970er Jahre und für die Direkteinleiter ab Mitte der 1980er Jahre möglich. Neben den landseitigen Einträgen wurden die atmosphärischen Einträge abgeschätzt. Da die Jahresfrachten der Zuflüsse sehr stark von den meteorologischen und hydrologischen Bedingungen der einzelnen Jahre abhängen, wurden die Frachten über einen Zeitraum von 5 Jahren gemittelt (1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000). Bei den Direkteinleitern und bei den atmosphärischen Einträgen wurde analog verfahren.

3.1 Einträge aus kommunalen Direkteinleitern

Einträge aus kommunalen Direkteinleitern konnten für die Kläranlagen aller größeren Küstenstädte Mecklenburg-Vorpommerns ermittelt werden. Der Eintrag aus den sieben größten Direkteinleitern macht über 90 % des gesamten direkten Eintrages an der Küste des Landes aus, so dass sich die Berechnungen im Folgenden auf diese beschränken.

Die Nährstoffemissionen aus den kommunalen Kläranlagen konnten in den 1990er Jahren sehr stark reduziert werden. In der Summe der Frachten wurde für Phosphor eine 95 %ige, für Stickstoff eine 80 %ige Lastreduzierung erreicht (Tab. 2).

Tab. 2 Abwassermengen und Nährstoffemissionen aus Direkteinleitern; Mittelwerte 1986-1990 und 1996-2000

Kläranlage	Menge (in 10^3 m^3a^{-1})		Gesamt-P (in t a^{-1})		Gesamt-N (in t a^{-1})	
	1988-90	1996-00	1988-90	1996-00	1988-90	1996-00
Rostock	30.730	14.886	521	3,6	1.090	205
Stralsund	11.715	5.195	111	2,3	501	52
Greifswald	7.477	3.273	78	0,6	278	35
Wismar	6.081	3.430	63	4,9	471	198
Bergen	1.890	2.877	27	1,1	126	28
Körkwitz	1.193	1.505	7,9	1,2	18	13
Wolgast	1.287	645	17	0,4	114	7
Summe	60.373	31.811	825	14	2.598	538

Mehrere Umstände sind für diesen starken Emissionsrückgang verantwortlich. Zunächst setzte mit der politischen Wende im Jahre 1990 ein starker Rückgang des Abwasseranfalls ein (Halbierung der Jahresschmutzwassermenge), der durch die Schließung abwasserintensiver Industriebetriebe insbesondere der Lebensmittelverarbeitung (z.B. Molkereien und Zuckerfabriken) und einem geringeren Wasserverbrauch in den Privathaushalten begründet ist. Darüber hinaus kam es durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel und die Optimierung abwassertechnischer Maßnahmen zu einer Verringerung der Nährstoffemissionen. In den Jahresfrachten der Kläranlagen spiegeln sich diese Veränderungen deutlich wider, wobei ein zweistufiger Rückgang auffällt (exemplarisch für die Kläranlage Stralsund Abb. 2).

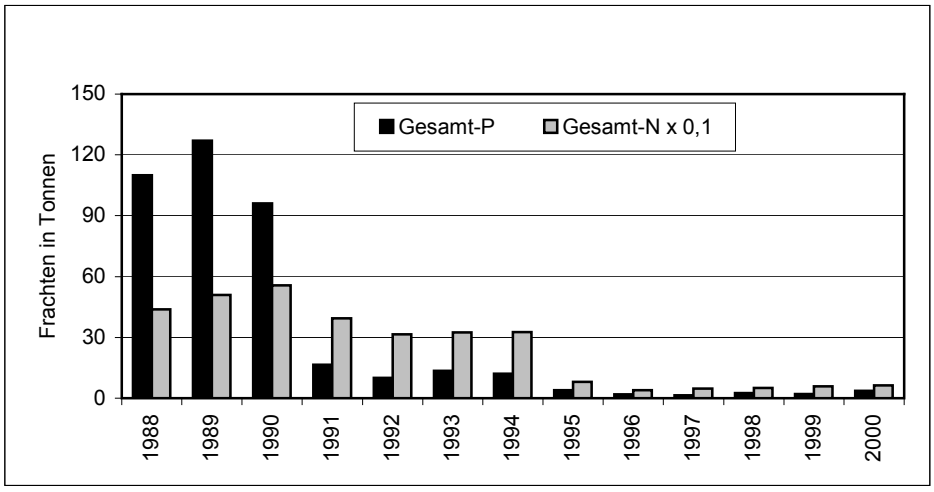


Abb. 2 Entwicklung der Jahresfrachten für Gesamt-P und Gesamt-N aus der Kläranlage Stralsund

Die erste Stufe der Belastungsabnahme zum Anfang der 1990er Jahre ist auf die oben genannte Verringerung des Abwasseranfalles und die Einführung phosphatfreier Waschmittel zurückzuführen. Daher ist der Rückgang der P-Frachten wesentlich stärker ausgeprägt als der der N-Frachten. Die zweite Stufe der Belastungsabnahme ist mit der Inbetriebnahme der neuen Kläranlage im Jahre 1995 verbunden, die insbesondere zu einer Verminderung der N-Frachten führte.

3.2 Einträge aus überwachten Einzugsgebieten

Nährstofffrachten konnten für 18 Ostseezuflüsse des Landes berechnet werden. Die Einzugsgebiete dieser Gewässer sind der Abb. 1 zu entnehmen. Die größten Zuflüsse sind Peene und Warnow mit überwachten Einzugsgebieten von 5.027 km^2 und 3.048 km^2. Neben den größeren und mittleren Fließgewässern wurden auch Nährstofffrachten von Bächen ermittelt, deren Einzugsgebiete weniger als 100 km^2 aufweisen. Solche Zuflüsse sind z.B. der Karower Mühlbach, der Sehrower Bach und die Duvenbäk auf Rügen, sowie der Prohner und Peezer Bach.

Die P-Frachten sind in den 1990er Jahren in allen Zuflüssen zurückgegangen, wobei in vielen ehemals stark durch Abwassereinleitungen beeinflussten Gewässern ebenfalls eine zweistufige Entwicklung zu erkennen ist (exemplarisch für die P-Jahresfrachten der Peene Abb. 3).

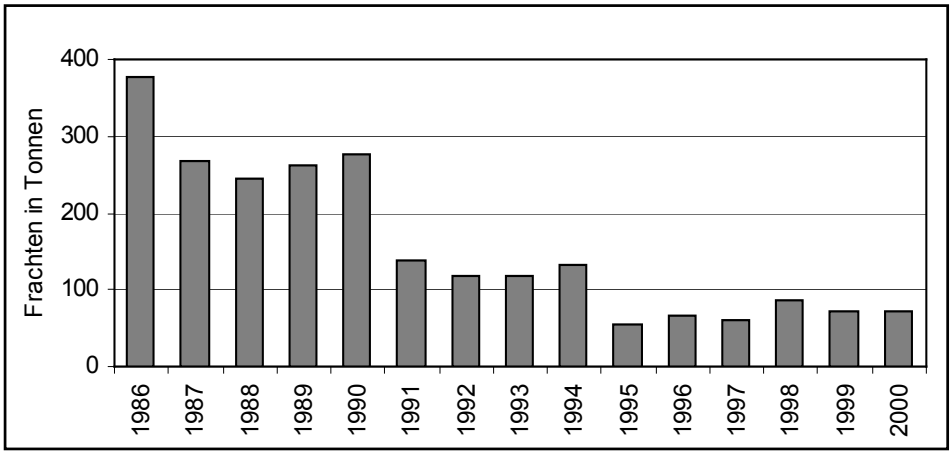


Abb. 3 Jahresfrachten für Gesamt-P der Peene

Die sprunghafte Abnahme der Frachten zu Beginn der 1990er Jahre lässt sich auf die bereits genannten Gründe zurückführen. Die zweite Stufe der Belastungsabnahme ist mit der Inbetriebnahme mehrerer neuer Kläranlagen im Einzugsgebiet Mitte der 1990er Jahre verbunden. In der Peene konnten die P-Frachten im gesamten Betrachtungszeitraum um etwa 75 % reduziert werden. Ähnlich hohe Lastreduzierungen sind für die P-Frachten von Uecker, Zarow, Barthe und Ryck zu verzeichnen. In den übrigen Zuflüssen wurden z.T. noch höhere (Ziese, Hellbach) aber auch niedrigere (Recknitz, Warnow) Frachtreduzierungen ermittelt. Im Mittel ergibt sich in den überwachten Zuflüssen ein Rückgang der P-Belastung um 65 %.

Demgegenüber weisen die N-Frachten der Zuflüsse kaum tendenzielle Entwicklungen auf. Lediglich in kleineren Gewässern, wie dem Peezer Bach, dem Karower Mühlbach, dem Körkwitzer und dem Sehrower Bach wurden Frachtreduzierungen von mehr als 50 % nachgewiesen. Diese können entweder einer verringerten Belastung aus einer maßgeblichen Belastungsquelle, wie dem Düngemittelwerk Poppendorf im Einzugsgebiet des Peezer Bachs, oder aber auf verringerte Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich (Rückgang der Viehbestände) zurückgeführt werden. In allen anderen Gewässern konnte kein eindeutig abnehmender Trend festgestellt werden; vielmehr zeigt sich bei den N-Frachten eine starke Wechselbeziehung zu den Abflüssen, die in nassen Jahren um mehr als das Dreifache ansteigen können (z.B. 1994 in der Peene; Abb. 4).

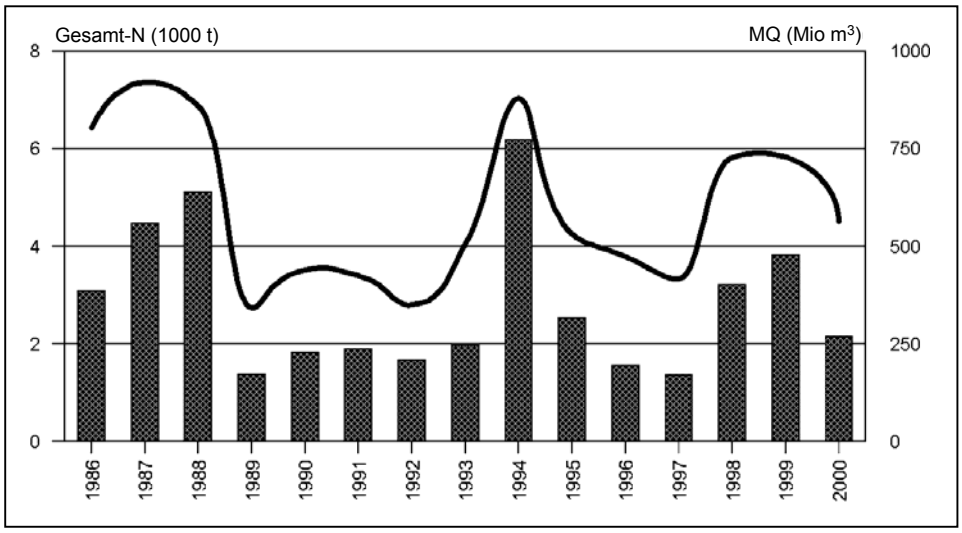


Abb. 4 Jahresabflüsse (MQ) und Jahresfrachten für Gesamt-N der Peene

Summiert man die N-Frachten aller überwachten Zuflüsse und vergleicht die mittleren Frachten der Zeiträume 1986-1990 und 1996-2000 miteinander, so ist ein Rückgang um etwa 30 % festzustellen.

3.3 Einträge aus nicht überwachten Einzugsgebieten

Mit den Frachten der 18 überwachten Fließgewässer wurden 70 % des Ostseeeinzugsgebietes Mecklenburg-Vorpommerns erfasst, wobei der Anteil des nicht überwachten Einzugsgebietes je Küstengewässer sehr unterschiedlich war. So wurden mit den Frachten von Warnow und Peene jeweils knapp über 90 % der Einzugsgebiete von Unterwarnow und Peenestrom erfasst. Auch der deutsche Teil des Einzugsgebietes des Kleinen Haffs wurde mit den Frachten von Uecker und Zarow zu über 90 % abgedeckt. Zur Erfassung der landseitigen Einträge in die Darß-Zingster Bodden wurden die Frachten der vier größten Zuflüsse Recknitz, Barthe, Körkwitzer Bach und Saaler Bach bestimmt. Diese Zuflüsse entwässern 71 % des Einzugsgebietes der Boddenkette. Wismar-Bucht, Rügensche Bodden und Greifswalder Bodden verfügen über eine nur geringe Süßwasserzufuhr. In allen drei Einzugsgebieten wurden zwar die wichtigsten, der meist kleinen Zuflüsse überwacht, jedoch konnte damit jeweils nur ein Drittel der betreffenden Einzugsgebiete abgedeckt werden. Der Strelasund besitzt mit 238 km^2 das kleinste Einzugsgebiet der betrachteten Küstengewässer, welches nur über sehr kleine und nicht überwachte Zuflüsse entwässert wird.

Die Einträge aus den nicht überwachten Zwischengebieten wurde im Analogieschluss zu benachbarten überwachten Flussgebieten abgeschätzt, d.h. es erfolgte eine Berechnung der Einträge auf der Basis der bekannten flächenbezogenen Stoffausträge. So wurden beispielsweise die Nährstoffeinträge in den Strelasund auf der Basis der flächenbezogenen Frachten von Prohner Bach, Duvenbäk und Sehrower Bach ermittelt. Je größer das nicht überwachte Einzugsgebiet um so größer ist der mögliche Fehler bei der Eintragsermittlung, können sich doch die flächenspezifischen Nährstofffrachten in Abhängigkeit von der Nutzung im Einzugsgebiet beträchtlich voneinander unterscheiden. So variierten die flächenspezifischen Nährstofffrachten

der 18 überwachten Gewässer um den Faktor 10. Andererseits ist eine 100 % Überwachung des Einzugsgebietes illusorisch, da die Überwachung aller küstennahen Zwischengebiete, die von einer sehr großen Anzahl kleinster Bäche und Gräben entwässert werden, mit einem unvertretbar hohem Aufwand verbunden wäre.

3.4 Atmosphärische Nährstoffeinträge

Die Abschätzung der atmosphärischen Einträge erfolgte auf der Grundlage von Literaturangaben zur N- und P-Deposition. Die N-Deposition hat sich für den südwestlichen Ostseeraum in den letzten 15 Jahren nicht wesentlich verändert.

Nach Angaben der Helsinki-Kommission betrug die N-Deposition in diesen Gebiet Mitte der 1980er Jahre 3,75 mg m^{-1} d^{-1} und Mitte der 1990er Jahre 3,15 mg m^{-1} d^{-1} (HELCOM 1997). Für die zweite Hälfte der 1990er Jahre werden für die gleiche Region 3,4 mg m^{-1} d^{-1} angegeben (BARTNICKI et al. 2003). Somit ist für die atmosphärischen Stickstoffeinträge in die Küstengewässer eine nur geringe Reduzierung zu verzeichnen.

Die P-Deposition wird nach wie vor nur selten gemessen. Für das Gebiet der neuen Bundesländer wird für die zweite Hälfte der 1980er Jahre eine mittlere P-Deposition von 0,7 kg ha^{-1} a^{-1} angegeben (BEHRENDT et al. 1999). Bezüglich der zeitlichen Veränderungen der P-Deposition muss von der Änderung der Hauptquellen der P-Emissionen ausgegangen werden. Hauptquelle der anthropogen verursachten P-Emissionen in der Luft ist einerseits die Verbrennung von Kohle und andererseits die Winderosion, wobei zwischen Staub- und P-Emission ein enger Zusammenhang besteht. Nach dem drastischen Rückgang der Staubemissionen um mehr als 90 % in den neuen Bundesländern gibt BEHRENDT et al. (1999) eine P-Deposition für das Jahr 1995 von 0,37 kg ha^{-1} a^{-1} an. Messungen der P-Deposition durch des Landesumweltamtes Brandenburg im Nordosten Brandenburgs ergaben für Ende der 1990er Jahre nur noch 0,20 kg ha^{-1} a^{-1} (SONNENBURG & BORCHARDT 1998). Die verringerten P-Depositionen schlagen sich in verringerten atmosphärischen P-Einträgen in die Küstengewässer nieder.

4 Raum-zeitliche Belastungsanalyse der Küstengewässer

4.1 Veränderungen der Gesamteinträge

Die Einträge aus den einzelnen Eintragspfaden wurden für die eingangs genannten Fünfjahreszeiträume gewässerbezogen aufsummiert. Zur Ermittlung der raum-zeitlichen Entwicklung der Gesamtbelastung der einzelnen Küstengewässer erfolgte eine Berechnung der prozentualen Lastveränderungen durch Vergleich der mittleren Belastung für den Zeitraum 1996-2000 mit der mittleren Belastung für den Zeitraum 1986-1990. Den Eintragsänderungen wurden die Konzentrationsänderungen gegenübergestellt. Sie wurden somit einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Im Ergebnis dieser gekoppelten Emissions- und Immissionsanalyse kann für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns ein Überblick zur Veränderung der externen Nährstoffbelastung gegeben werden.

Die Zielstellung der Helcom, eine Halbierung der P-Einträge, ist in allen Küstengewässern des Landes erreicht worden. Die größten Lastreduzierungen wurden im Strelasund und in der Unterwarnow mit über 90 % und die geringsten in den Darß-Zingster Bodden mit 60 % verzeichnet. Die Lastreduzierungen werden durch die berechneten Konzentrationsabnahmen bestätigt (Abb. 5).

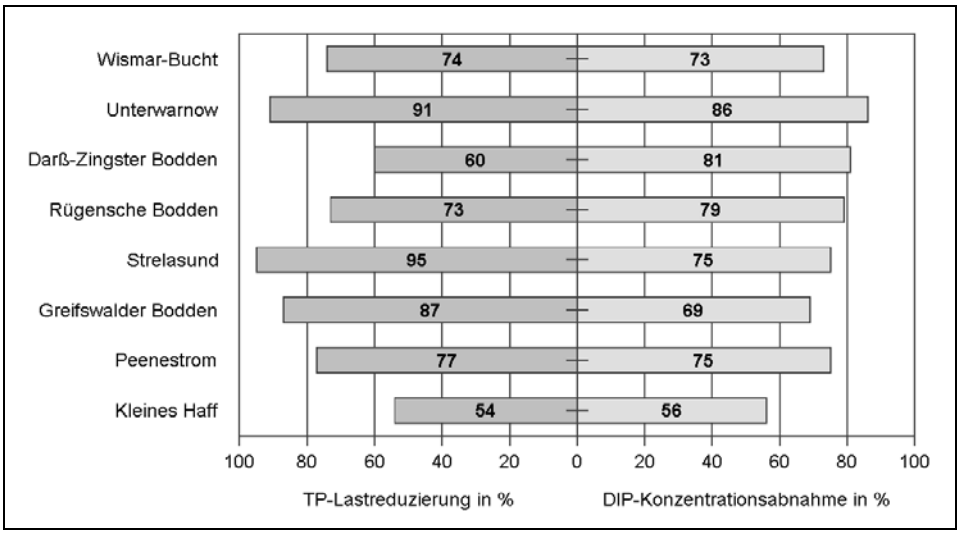


Abb. 5 Veränderungen der mittleren jährlichen P-Einträge (TP=Gesamt-P) und der mittleren jährlichen P-Konzentrationen (DIP=gelöster anorganischer P) von 1986-1990 zu 1996-2000

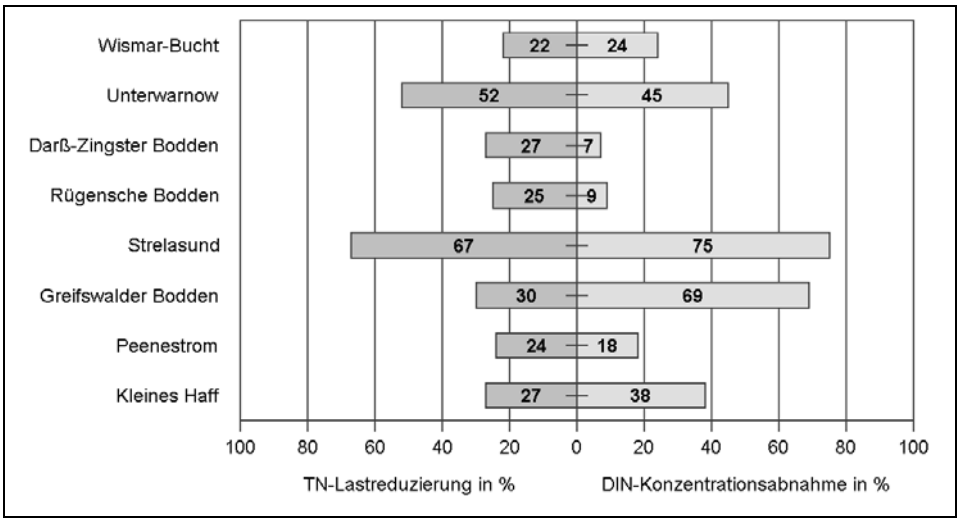


Abb. 6 Veränderungen der mittleren jährlichen N-Einträge (TN=Gesamt-N) und der mittleren jährlichen N-Konzentrationen (DIN=gelöster anorganischer N) von 1986-1990 zu 1996-2000

Für N-Einträge konnte die Zielstellung der Helcom nur im Strelasund und in der Unterwarnow erreicht werden. Im Strelasund wurde eine Lastreduzierung von etwa 70 % und in der Unterwarnow von etwa 50 % ermittelt. In beiden Gewässern wurden die Lastveränderungen durch die Konzentrationsveränderungen bestätigt. In allen anderen Gewässern liegen die Lastreduzierungen zwischen 20 und 30 % (Abb. 6).

4.2 Veränderungen der anteilmäßigen Zusammensetzung der Einträge

Der Vergleich der Eintragspfade zeigt, dass sich die anteilmäßige Zusammensetzung der drei Belastungspfade insbesondere beim Phosphor zugunsten der zuflussbedingten Einträge und der atmosphärischen Deposition verschoben hat (Abb. 7).

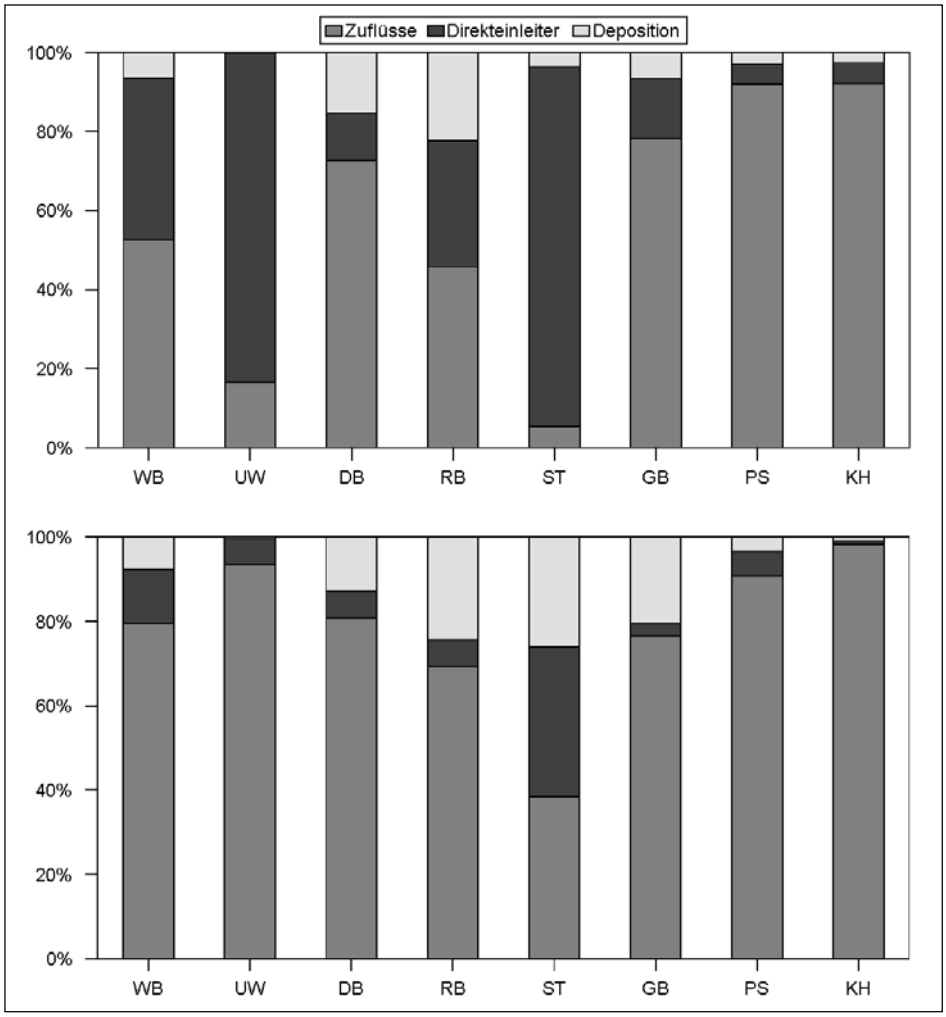


Abb. 7 Anteile der Eintragspfade für Phosphor im Zeitraum 1986-1990 (oben) und 1996-2000 (unten); (WB = Wismar-Bucht, UW = Unterwarnow, DB = Darß-Zingster Bodden, RB = Rügensche Bodden, ST = Strelasund, GB = Greifswalder Bodden, PS = Peenestrom, KH = Kleines Haff)

In allen Küstengewässern dominieren mittlerweile die zuflussbedingten Einträge aus den Einzugsgebieten die Gesamtbelastung. Der Anteil der atmosphärischen P-Deposition ist gering. Er liegt meist unter 10 %. Im Strelasund, den Rügenschen Bodden und dem Greifswalder Bodden können bis 20 % erreicht werden.

Die N-Belastung wird noch stärker als die P-Belastung durch die zuflussbedingten Einträge dominiert. An zweiter Stelle rangieren in allen acht Küstengewässern die atmosphärischen Einträge. Im Strelasund, den Rügenschen Bodden und dem Greifswalder Bodden erreichen sie gegenwärtig bereits 20 bis 25 % der Gesamtbelastung.

4.3 Vergleich der Nährstoff-Flächenbelastungen

Von großem Interesse ist die Angabe von Werten zur Nährstoff-Flächenbelastung, da über sie Aussagen zur Eutrophierung der einzelnen Gewässer getroffen werden können. Bereits VOLLENWEIDER (1968) gibt in Abhängigkeit von der Gewässertiefe Toleranz- und Gefährlichkeitsgrenzen für die Höhe der Nährstoff-Flächenbelastung von stehenden bzw. austauscharmen Gewässern an (Tab. 4).

Vergleicht man die jüngst von BACHOR (2004) für acht Küstengewässer bzw. Küstengewässerbereiche ermittelten Nährstoff-Flächenbelastungen (Tab. 5) mit diesen Grenzwerten, kann festgestellt werden, dass trotz der sehr starken Belastungsreduzierung bisher in keinem der Gewässer die tolerierbaren Grenzen erreicht wurden. Bei der P-Flächenbelastung wurden in den Rügenschen Bodden und im Strelasund die Gefährlichkeitsgrenzen immerhin bereits unterschritten und in den Darß-Zingster Bodden und im Greifswalder Bodden nahezu erreicht. Im Peenestrom und besonders im Haff sowie der Unterwarnow sind jedoch nach wie vor sehr deutliche Überschreitungen dieses Grenzwertes zu verzeichnen.

Tab. 4 Tolerierbare und gefährliche Grenzen für die Nährstoff-Flächenbelastung (in g m^{-2} a^{-1}) von Gewässern bis 10 m Wassertiefe (nach VOLLENWEIDER 1968)

mittlere	**Phosphor**		**Stickstoff**	
Gewässertiefe	tolerierbar	gefährlich	tolerierbar	gefährlich
bis 5 m	0,07	0,13	1,0	2,0
bis 10 m	0,10	0,20	1,5	3,0

Tab. 5 Nährstoff-Flächenbelastungen (in g m^{-2} a^{-1}) für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1986-1990 und 1996-2000

Gewässer	**Mittlere Tiefe**	**Gesamt-Phosphor**		**Gesamt-Stickstoff**	
		1986-1990	1996-2000	1986-1990	1996-2000
Rügensche Bodden	2,8 m	0,4	0,08	10	7
Strelasund	3,9 m	1,9	0,10	13	4
Darß-Zingster Bodden	2,1 m	0,5	0,18	12	9
Greifswalder Bodden	5,8 m	1,0	0,21	7	5
Wismar-Bucht	4,6 m	1,1	0,28	11	9
Peenestrom	2,6 m	2,3	0,5	24	18
Stettiner Haff	3,8 m	8,8	3,1	77	56
Unterwarnow	4,0 m	50	4,7	337	162

Noch ungünstiger sind die Verhältnisse bei den N-Flächenbelastungen. In allen Küstengewässern werden die Gefährlichkeitsgrenzen mehr oder weniger deutlich überschritten. Dabei liegen die Überschreitungen zwischen Faktor 2 im Strelasund und Faktor 50 in der Unterwarnow.

Da die Küstengewässer, anders als die überwiegende Anzahl der limnischen Standgewässer, durch den Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee gekennzeichnet sind, kann mittlerweile aber davon ausgegangen werden, dass in einigen Gewässern bereits Schwellenwerte erreicht wurden, die eine Veränderung der Trophie erwarten lassen.

SCHLUNGBAUM et al. (2000) haben eine Applikation des Vollenweider-Modells auf die Darß-Zingster Boddenkette vorgenommen. Aus dem Verhältnis von mittlerer Tiefe zur Wasseraufenthaltszeit einerseits und der flächenmäßigen Belastung andererseits wurden wahrscheinliche Trophiestufen für dieses Gewässer abgeleitet. Danach kann bei einer Flächenbelastung von 0,12 g P m^{-2} a^{-1} ein mesotropher und bei 0,23 g P m^{-2} a^{-1} ein eutropher Zustand erwartet werden.

5 Auswirkungen auf die Trophie der Küstengewässer

Die seit Mitte der 1980er Jahre durchgeführten Klassifizierungen nach einer im Jahre 1983 in der Wasserwirtschaftsdirektion Küste, einer Vorgängereinrichtung des LUNG, erarbeiteten Richtlinie (siehe GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1991), ergaben für die Trophiesituation der Küstengewässer alarmierende Resultate, die im wesentlichen auf die hohe landseitige Nährstoffbelastung zurückzuführen waren. Bisher mussten die meisten der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern als eu- bis polytroph, einige sogar als hypertroph eingeschätzt werden.

Mittlerweile liegen Klassifizierungsergebnisse nach der o.g. Richtlinie für einen Zeitraum von bis zu 15 Jahren vor. Die Zuordnung zu einer Trophieklasse wird an den Klassengrenzen oft durch die Nachkommastelle bestimmt. Die z.T. jährlichen Wechsel der Trophieklasse innerhalb eines natürlichen, meist durch Witterungsunterschiede bedingten Schwankungsbereiches sind normal. Aus kurzfristigen Wechseln der Trophieklassen auf eine Verbesserung oder Verschlechterung zu schließen wäre daher voreilig. Deshalb wurden die Klassifizierungsergebnisse mehrerer, einen größeren Gewässerbereich repräsentierende, Messstellen für 5-Jahreszeiträume zusammengefasst. Solche robusteren Klassenwerte wurden für insgesamt 19 Gewässerbereiche der inneren Küstengewässer und für 5 Küstenabschnitte der äußeren Gewässer für die Zeiträume 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 gegenübergestellt (Tab. 6).

In nahezu allen Gewässerbereichen ist tendenziell eine Abnahme der mittleren Klassenwerte zu verzeichnen, was im Wesentlichen auf die Abnahme der P-Konzentrationen zurückzuführen ist. Eine messbare Reaktion der Gewässer auf produktionsbiologischer Ebene (geringere Chlorophyll a-Konzentrationen (Chl a), höhere Sichttiefen) steht, von Ausnahmen abgesehen, noch aus. In den äußeren Gewässern sind im Küstenabschnitt zwischen Wustrow (Halbinsel Fischland) und Saßnitz (Rügen) mesotrophe Verhältnisse (Klasse 2) anzutreffen. In der Mecklenburger Bucht ist eine Entwicklung hin zur Mesotrophie erkennbar. Die Pommersche Bucht, insbesondere der unmittelbar von der Oder beeinflusste küstennahe Südteil, zeigt eine um eine Klassenstufe höhere Trophie (Klasse 3), wobei sich auch hier eine Remesotrophierung abzeichnet.

Tab. 6 Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nach „Trophie und organischer Belastung“

Gewässer	Gewässerbereich	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Äußere Küstengewässer:	Lübecker/Mecklenburger Bucht	2,9	2,6	2,2
	Fischland bis Kap Arkona	2,1	2,0	1,9
	Östlich Rügen	2,4	2,4	2,0
	Nördliche Pommersche Bucht	3,1	2,7	2,7
	Südliche Pommersche Bucht	3,6	3,2	3,2
Innere Küstengewässer:				
Wismar-Bucht	Äußere Wismar-Bucht	2,7	2,3	2,0
	Innere Wismar-Bucht	3,3	3,0	2,6
	Salzhaff	n.u.	n.u.	3,1
Unterwarnow	Südlicher Teil	5,0	4,9	4,3
	Nördlicher Teil mit Breitling	4,5	3,7	2,9
Darß-Zingster Bodden	Ribnitzer See	n.u.	5,0	5,0
	Saaler Bodden	n.u.	5,0	4,6
	Bodstedter Bodden	n.u.	4,5	4,4
	Barther Bodden	4,2	4,0	4,0
	Grabow	3,8	4,0	3,8
Rügensche Bodden	Kleiner Jasmunder Bodden	n.u.	5,1	4,1
	Großer Jasmunder Bodden	3,0	3,0	2,8
	Äußere Rügensche Bodden	2,8	2,9	2,7
Strelasund	Gesamter Bereich	3,2	3,0	2,9
Greifswalder Bodden	Nördlicher u. zentraler Bereich	3,2	3,0	2,5
	Südöstlicher Bereich	3,5	3,3	3,1
Peenestrom	Nördlicher Bereich	4,4	4,1	4,2
	Südlicher Bereich	4,5	4,4	4,4
Kleines Haff	Gesamter Bereich	4,9	4,5	4,5

n.u. = nicht untersucht, die Graustufen entsprechen den Klassenzuordnungen 2-5 (mesotroph, eutroph, polytroph, hypertroph)

Von den inneren Küstengewässern kann die äußere Wismar-Bucht inzwischen als mesotroph eingestuft werden. Die innere Wismar-Bucht verbleibt demgegenüber weiterhin im eutrophen Zustand (Klasse 3), wenn auch die Klassengrenze zum mesotrophen Zustand Ende der 1990er Jahre fast erreicht wurde. Das Salzhaff wird durch Makrophyten dominiert (SCHIEWER 2002, SCHUBERT & KRAUSE 2002), deren Biomasse bei dem Klassifizierungsansatz des LUNG nicht berücksichtigt wird. Trotz der sehr guten Sichttiefen und der geringen Chl a-Gehalte ist das Gewässer in Folge der hohen Nährstoffkonzentrationen als eutroph einzustufen. Ebenfalls eutrophe Gewässer sind die äußeren Rügenschen Bodden, der Strelasund, der Große Jasmunder und der Greifswalder Bodden. Die Veränderungen in der Klassenzuordnung sind in diesen überwiegend flachen Gewässern nur gering.

Stärker eutrophierte Gewässer (Klasse 4) sind der Barther Bodden, der Grabow und der Peenestrom. Trends in der Trophieentwicklung dieser Gewässer zeichnen sich jedoch nicht ab.

Positive Entwicklungen sind aber in einigen ehemals polytrophen Gewässern bzw. Gewässerbereichen festzustellen. So hat sich die Wasserbeschaffenheit der bis zur Mitte der 1990er Jahre polytrophen Unterwarnow (Klasse 5) deutlich verbessert. Im nördlichen Teil mit dem Breitling ist neben einer starken Abnahme der Nährstoff-

konzentrationen auch ein Rückgang der Chl a-Konzentrationen und ein Anstieg der Sichttiefen zu verzeichnen (Abb. 8). In Höhe Werft (Station UW4) hat sich die Sichttiefe von mittleren 1,4 m (1986-1990) auf durchschnittliche 2,6 m (1996-2000), also um über 1 m, erhöht. Gleichzeitig ist der mittlere Chl a-Gehalt um mehr als 50 % zurückgegangen; er liegt damit wieder auf dem Niveau Anfang der 1980er Jahre. Auch im Breitling (UW6) sind starke Veränderungen zu beobachten. Hier ging der mittlere Chl a-Gehalt von 8,4 $\mu g l^{-1}$ auf 3,7 $\mu g l^{-1}$ zurück und die mittlere Sichttiefe erhöhte sich von 2,8 auf 3,5 m. Diese signifikanten Veränderungen können einer stark verringerten landseitigen Nährstoffbelastung in den 1990er Jahren zugeordnet werden. Neben dem Neubau der Kläranlage Rostock ist dabei auch eine deutliche Reduzierung der Stickstoffeinträge aus dem kleinen Peezer Bach zu konstatieren. Mitte der 1980er Jahre führten die N-Emissionen aus dem Düngemittelwerk in Poppendorf zu einem drastischen Anstieg der N-Frachten dieses kleinen Gewässers. Durch den Peezer Bach wurden in dieser Zeit höhere N-Mengen in Breitling und Unterwarnow eingetragen als durch die Warnow. Infolgedessen stiegen die N-Konzentrationen im Breitling enorm an. Nachdem die N-Emissionen aus dem Düngemittelwerk Ende der 1980er und Anfang der 1990er Jahre stark verringert wurde, sanken auch die N-Konzentrationen im Breitling.

Neben den verringerten landseitigen Nährstoffbelastungen dürfen allerdings auch veränderte Bedingungen beim Wasseraustausch zwischen Unterwarnowgebiet und Ostsee nicht unberücksichtigt bleiben. Von 1996 bis 1998 wurde der Seekanal verbreitert und vertieft, wodurch sich der Salzgehalt im Mündungsgebiet der Unterwarnow im Durchschnitt um etwa 1 PSU erhöht hat. Dies hat sich mit Sicherheit auch auf die Nährstoff- und Lichtverhältnisse ausgewirkt. Welchen Anteil letztlich beide Faktoren an den Veränderungen in der nördlichen Unterwarnow und im Breitling haben, lässt sich nicht quantifizieren. Es sei aber darauf verwiesen, dass die Abnahme der Nährstoff- und Chl a-Konzentrationen, wie auch die Zunahme der Sichttiefen bereits vor Beginn der Baggermaßnahme einsetzte.

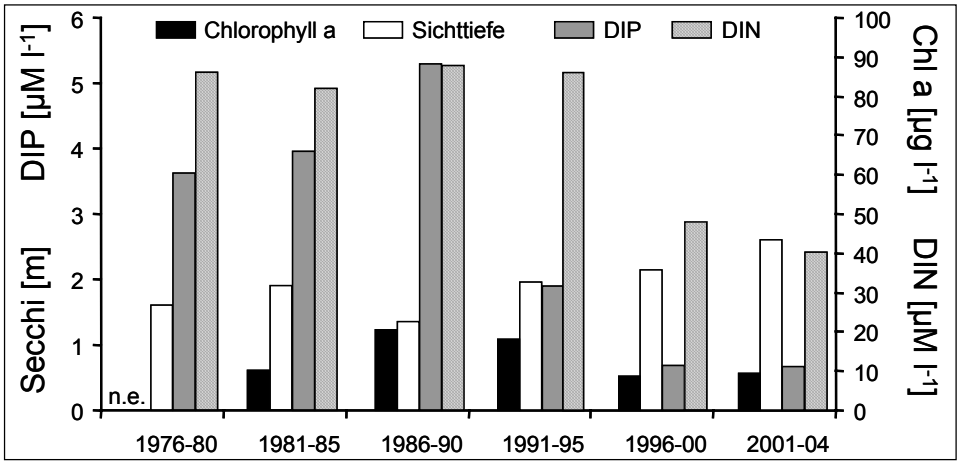


Abb. 8 Entwicklung von gelösten anorganischem Stickstoff und Phosphor, Chl a und Sichttiefe in der nördlichen Unterwarnow (Mittelwerte der Station UW4)

Von großem Interesse wäre eine weitergehende Auswertung der Untersuchungsbefunde in der Unterwarnow hinsichtlich möglicher Veränderungen in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons, zumal eine umfassende diesbezügliche

Auswertung für die Jahre 1979 und 1980 vorliegt (SCHMIDT 1990). Auch eine aktuelle Bestandsaufnahme der Makrophyten und deren Vergleich mit den Befunden von PORTER (1894) scheinen lohnenswert.

Wie stark die beiden Trophieindikatoren Chl a und Sichttiefe korrelieren zeigt Abb. 9. Beide Parameter weisen das äußere Salzhaff und die äußere Wismar-Bucht als mesotroph aus. Am weitesten fortgeschritten ist die Eutrophierung in den inneren Bodden der Darß-Zingster und der Rügenschen Boddenkette. Die extrem niedrigen Sichttiefen in den flachen Boddengewässern sind aber nicht nur auf die hohen Biomassekonzentrationen sondern auch auf die Resuspension von Schlicksedimenten zurückzuführen. Zwischen dem Gehalt an suspendiertem partikulären Material (SPM) und der Windgeschwindigkeit (WG) konnte in den flachen Bodden- und Haffgewässern eine enge positive Korrelation nachgewiesen werden (Tab. 7). Gleichzeitig zeigt sich in diesen Gewässern ein negativ korrelierter Zusammenhang zwischen SPM und Sichttiefe (ST). In den tieferen Gewässern bzw. Gewässerbereichen reicht die Seegangsausprägung und dessen Wirkungstiefe offenbar nicht aus, um über die Resuspension von Sedimenten eine Verringerung der Sichttiefe in der oberen Wassersäule herbeizuführen. In den flachen Küstengewässern ist mit dem windinduzierten Anstieg der SPM-Konzentrationen auch ein Anstieg der Nährstoffkonzentrationen verbunden.

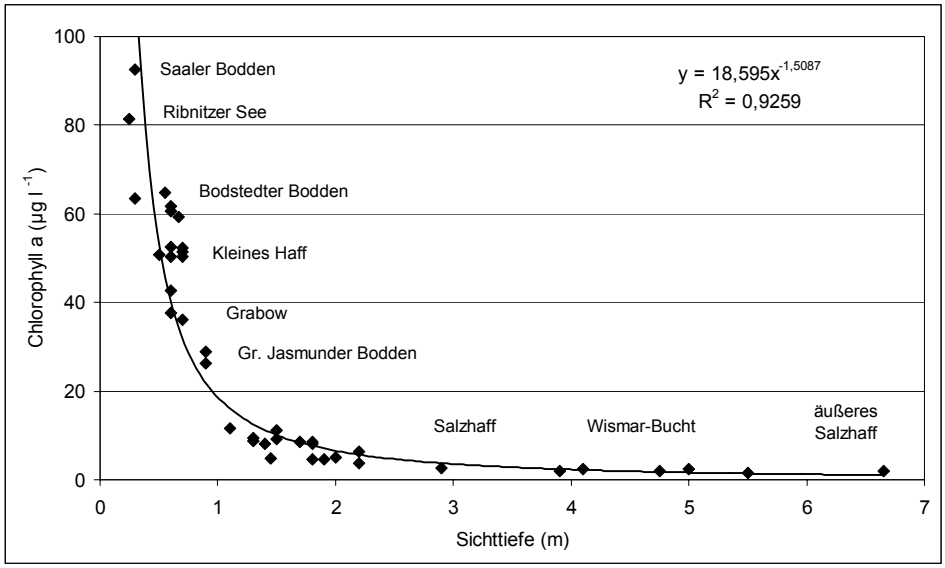


Abb. 9 Zusammenhang zwischen Sichttiefe und Chlorophyll a in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte für Gütemessstellen aus verschiedenen Gewässern für den Zeitraum 1996-2000

Mit der Remobilisierung der Sedimente werden die an sie gebundenen Nährstoffe wieder in den Wasserkörper eingetragen. Dabei wird sowohl der im Porenwasser gelöst vorliegende Anteil als auch die adsorbierte Phase spontan im Freiwasser verfügbar. Die erodierten Partikel unterliegen darüber hinaus der Elution. Eine Quantifizierung des mit der Resuspension von Sedimenten gekoppelten Nährstoffeintrages ist schwierig. Erste diesbezügliche Abschätzungen gehen von Verfügbarkeiten zwischen 10 (DAHLKE 2003) und 30 % (SCHLUNGBAUM et al. 2001) aus.

Tab. 7 Zusammenhang zwischen Schwebstoffgehalt (SPM) und Windgeschwindigkeit (WG), Sichttiefe (ST), Gesamt-P (TP) und Gesamt-N (TN) in ausgewählten Küstengewässern, Korrelationskoeffizienten für Datenreihen 1995-2002: *** α < 0,01, **α < 0,05, *α < 0,05

Gewässer	Station	Wassertiefe in m	N	SPM/WG	SPM/ST	SPM/TP	SPM/TN
Barther Bodden	DB6	2-3	75	0,44***	-0,56***	0,61***	0,34**
Kubitzer Bodden	KB90	3-4	88	0,36***	-0,57***	0,20*	0,33**
Kleines Haff	KHM	5	82	0,71***	-0,58***	0,38***	0,13
Greifswalder Bodden	GB19	9	140	0,23*	-0,50***	0,10	-0,03
Gr. Jasmunder Bodden	RB10	9	66	0,16	-0,48***	0,27*	0,18
Wismar-Bucht	WB3	9	80	0,22*	-0,13	0,16	-0,09
Unterwarnow	UW4	10	82	-0,08	-0,35**	0,05	-0,15

Auf der Grundlage umfangreicher Sedimentuntersuchungen in den Jahren 1995-2002 hat BACHOR (2004) Nährstoffinventare für die Schlicksedimente der eingangs genannten 8 Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns berechnet. Unter der Annahme, dass 10 % des in der obersten 5-cm-Schicht der Schlicksedimente akkumulierten Nährstoffinventars durch Resuspension verfügbar sind, wurden die „internen Einträge“ der Summe aus landseitigen und atmosphärischen Einträgen gegenübergestellt. In allen vorpommerschen Boddengewässern dominieren danach die internen gegenüber den externen Einträgen, was auch eine Erklärung für die geringen Veränderungen in der Trophielage dieser Gewässer ist. Für die Unterwarnow und das Kleine Haff sind die externen Einträge nach wie vor deutlich höher einzuschätzen als die internen. Beim Stickstoff dominiert in allen Küstengewässern der externe Eintrag.

6 Zusammenfassung

Die Nährstoffbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns konnte in den 1990er Jahren deutlich reduziert werden. Beim Phosphor liegt die Belastungsabnahme zwischen 60 % in den Darß-Zingster Bodden und über 90 % in Unterwarnow und Strelasund. Damit wurde die Zielstellung der Halbierung der Einträge gemäß Helsinki Konvention in allen Küstengewässern des Landes erreicht. Beim Stickstoff ist dies nur zum Teil der Fall. Die Lastreduzierungen liegen hier in den meisten Gewässern zwischen 20 und 30 %. Lediglich in Unterwarnow und Strelasund wurde eine Reduzierung um mehr als 50 % erreicht.

Die Auswirkungen der veränderten externen Nährstoffbelastung auf die Trophielage der einzelnen Küstengewässer sind unterschiedlich einzuschätzen. Entsprechend den Klassifizierungsergebnissen zur Trophie zeigen sich in einigen Gewässern erste Anzeichen einer Remesotrophierung. Diese Veränderungen sind allerdings überwiegend auf die Konzentrationsabnahme beim Phosphor zurückzuführen. Eine messbare Reaktion der Gewässer auf produktionsbiologischer Ebene steht, von Ausnahmen abgesehen, noch aus. Insbesondere in den flachen Boddengewässern verhindert das in den Sedimenten akkumulierte und leicht remobilisierbare Nährstoffpotential eine schnelle Umkehr des Eutrophierungsprozesses.

Literatur

BACHOR, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation, Universität Greifswald, 213 S.

BARTNICKI, J., A. GUSEN, K. BARRETT & D. SIMPSON (2003): Atmospheric Supply of Nitrogen, Lead, Cadmium, Mercury and Lindan to the Baltic Sea in the period 1996-2000. - http://www.emep.int/helcom2002/index.html

BEHRENDT, H., HUBER, P., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & R. UEBE (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Texte des Umweltbundesamtes 75/99, Berlin.

CORRENS, M.& F. JÄGER (1979): Beiträge zur Hydrographie der Nordrügenschen Bodden. I. Einführung in das Untersuchungsgebiet, Wasserstandsverhältnisse und Wasserhaushalt. Acta Hydrophysica, **24**: 149-177.

DAHLKE, S. (2003): Beitrag zur Analyse der Nordrügenschen und Hiddenseer Boddengewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (BASE), Forschungsbericht der Universität Greifswald im Auftrag des LUNG. 62 S.

GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1991 des Landes Mecklenburg-Vorpommern (1991). Hrsg. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 149 S.

HELCOM (1988): Activities of the Commission 1987. Including: Declaration on the Protection of the marine Environment of the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. **26**. 170 p.

HELCOM (1997): Airborne Pollution Load to the Baltic Sea 1991-1995. Baltic Sea Environment Proceedings No. **69**, 57 p.

HOLLIGAN, P. & H. DE BOOIS (Hrsg.) (1993): Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) Science Plan, IGBP Report No. 25, IGBP, Stockholm, 50 p.

MINNING, M. (2004): Der Einfluss des Schifffahrtskanals auf den Stoffhaushalt des Oderhaffs. In Schernewski & Dolch (Editors): The Oder Estuary - against the background of the European Water Framwork Directive. Marine Science Reports, **57**: 179-222.

PORTER, H. C. (1894): Abhängigkeit der Breitling- und Unterwarnowflora vom Wechsel des Salzgehaltes. Archiv Verein Freunde Naturgesch. Mecklenburg, **48:** 79-105.

SCHIEWER, U. (2002): Recent Changes in Northern German Lagoons with Special References to Eutrophication. in SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.): Baltic Coastal Ecosystems: structur, function and management. Ceedes, Springer Publ., 19-30.

SCHLUNGBAUM, G., H. BAUDLER, M. KRECH & B. KWIATKOWSKI (2001): Die Darß-Zingster Bodden – eine Sudie. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, 1/2001, 209 S.

SCHMIDT, I. (1990): Untersuchungen über das Phytoplankton der Unterwarnow 1979/1980. Limnologica (Berlin), **20**(1): 165-182.

SCHUBERT, H., & J. CH. KRAUSE (2002): Macrophytes in Coastal Lagoons of the Southern Baltic – Recent Knowledge and Developments. in SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.): Baltic Coastal Ecosystems: structur, function and management. Ceedes, Springer Publ., 31-41.

SONNENBURG, F. & H. BORCHARDT (1998): Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- und Sedimentphase und angrenzender Bereiche. Forschungsbericht, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, Band **20/21**, 199 S.

VOLLENWEIDER, R.A. (1968), Scientific Fundamentals of the Eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in Eutrophication, Paris, Rep. Organization for Economic Cooperation and Development, DAS/CSI/68.27, 192 p.

Autor:

Dr. Alexander Bachor
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg- Vorpommern
Abt. Wasser & Boden
Goldberger Str. 12
18273 Güstrow

Email: alexander.bachor@lung.mv-regierung.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	33 - 42	Rostock 2005

Steffen BIELE, Olaf GEHM, Burkhard VOIGT & Mathias KRECH

Praktische Aspekte der nachhaltigen Sanierung kleiner Einzugsgebiete am Beispiel des Saaler Baches (Landkreis Nordvorpommern, Mecklenburg-Vorpommern)

Practical aspects of sustainable redevelopment of small river catchment areas as shown for the Saaler Bach (County of Northern Pommerania, State of Mecklenburg-Western Pommerania)

Abstract

The current nutrient balance of the Darß-Zingst-Bodden chain as derived from a modelling approach still shows a very high nutrient input originating from diffuse sources within the river catchment area. Local farmers operating in the catchment area are very sceptical towards these results and regard other sources, like sewage water outlets and the sediments of rivers flowing into the Bodden chain as being the main factors causing nutrient pollution. A field study based on measurements of nutrient sources within a representative part of the catchment area of the Darß-Zingst-Bodden chain confirms that diffuse emissions from agricultural areas are the main nitrogen source. In contrast to this, the study seems to indicate that regarding total phosphorus input, the majority of emissions into the Darß-Zingst-Bodden chain originate in sewage work outlets. The aquatic sediments examined do not contribute significantly to the internal nutrient input.

Keywords: nutrient emission, diffuse sources, sediment, phosphorus, nitrogen, Baltic Sea, Darß-Zingst-estuary, Mecklenburg-Western Pomerania

1 Einleitung

Im Rahmen des Aktionsprogramms Lokale Agenda 21 wurde für die Region der Darß-Zingster Boddenkette unter Beteiligung einer breiten Öffentlichkeit (ca. 150 teilnehmende Akteure) ein leitbildorientiertes Entwicklungskonzept erarbeitet, das die regionalen Entwicklungsperspektiven und Zielvorstellungen hinsichtlich der Themenschwerpunkte Gewässerschutz, Landnutzung, Tourismus und Verkehr sowie Umweltbildung und Jugend berücksichtigt. Das Entwicklungskonzept setzt sich aus einem regionalen Leitbild, thematisch gegliederten Zielstellungen und Maßnahmenkatalogen zusammen. Verbindlichkeit erfuhr das Projekt durch einen Beschluss des

Kreistages des Landkreises Nordvorpommern vom 10.05.2004 (www.agenda-nvp.de.vu).

Zu den zentralen Zielstellungen der Konzeption gehört die nachhaltige Verbesserung der Gewässergüte des gegenwärtig hocheutrophen Boddensystems. Als wichtigste Handlungsfelder werden die weitere Verringerung der Nährstoff-Emissionsbelastungen, insbesondere der anhaltend hohen diffusen Stickstoffeinträge, sowie die Reduzierung der trophiebestimmenden internen Phosphor-Belastung angesehen (SCHLUNGBAUM et al. 2001a, 2001b, 2001c; KRECH 2003).

In Vorbereitung der Erarbeitung einer abgestimmten Maßnahmenkonzeption wurden bilaterale Treffen mit Vertretern der Land- und Forstwirtschaft durchgeführt. Der Schwerpunkt dieser Diskussionsrunden lag auf der Analyse diffuser Nährstoffemissionsquellen im Einzugsgebiet sowie der Erarbeitung möglicher Gewässerschutzmaßnahmen. Bereits beim ersten Treffen stellte sich heraus, dass den Landwirten die detaillierten Nährstoffbilanzen für die Teileinzugsgebiete der Darß-Zingster Bodden nicht zu vermitteln sind. Die im Einzugsgebiet tätigen Landwirtschaftsbetriebe sahen die Ursachen der Belastung nach wie vor in anderen Quellen, wie z.B. Kläranlagen oder auch den Sedimenten der Fließgewässer. Von Seiten der Landwirtschaft wurde deshalb eine flächenscharfe Emissionsanalyse gefordert, um die Belastungen quantitativ und damit für den betroffenen Betrieb nachvollziehbar darzustellen.

Die Wasserbehörden des Landkreises Nordvorpommern und das Staatliche Amt für Umwelt und Natur Stralsund gaben daher im November des Jahres 2003 ein zweijähriges Untersuchungsprogramm in Auftrag, dass die Quantifizierung diffuser Nährstoffemissionen aus der Landwirtschaft zum Inhalt hat. Als repräsentatives Untersuchungsgebiet wurde das Teileinzugsgebiet des Saaler Baches gewählt, dessen Nitrat-Belastung die Klasse IV der chemischen Güteklassifikation nach LAWA (1998) nur selten unterschreitet.

2 Material und Methoden

Die topographische Lage des Fließgewässers Saaler Bach im Einzugsgebiet der Darß-Zingster Boddenkette zeigt die Abb. 1. Das ca. 66 km^2 große Einzugsgebiet wird hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt (79 % Flächenanteil). Davon entfallen 73 % auf Ackerland bzw. 6 % auf Grünland. Wälder und Gehölze nehmen einen Flächenanteil von 13 % ein (LAUN 1991-1995).

Das Untersuchungsprogramm umfasste Durchfluss- und Gütemessungen an fünf Messstellen im Einzugsgebiet. Es wurden vier Teileinzugsgebiete ausgewählt, die sich durch eine weitgehend einheitliche Vegetations- und Flächennutzungsstruktur auszeichnen und keine Direkteinleitungen aufweisen (Tab. 1). Eine fünfte Messstelle im Unterlauf des Saaler Baches (MP5) repräsentiert die hydrologische und hydrochemische Situation des Gesamteinzugsgebietes. Die Lage der Messstellen und Teileinzugsgebiete zeigt die Abb. 2.

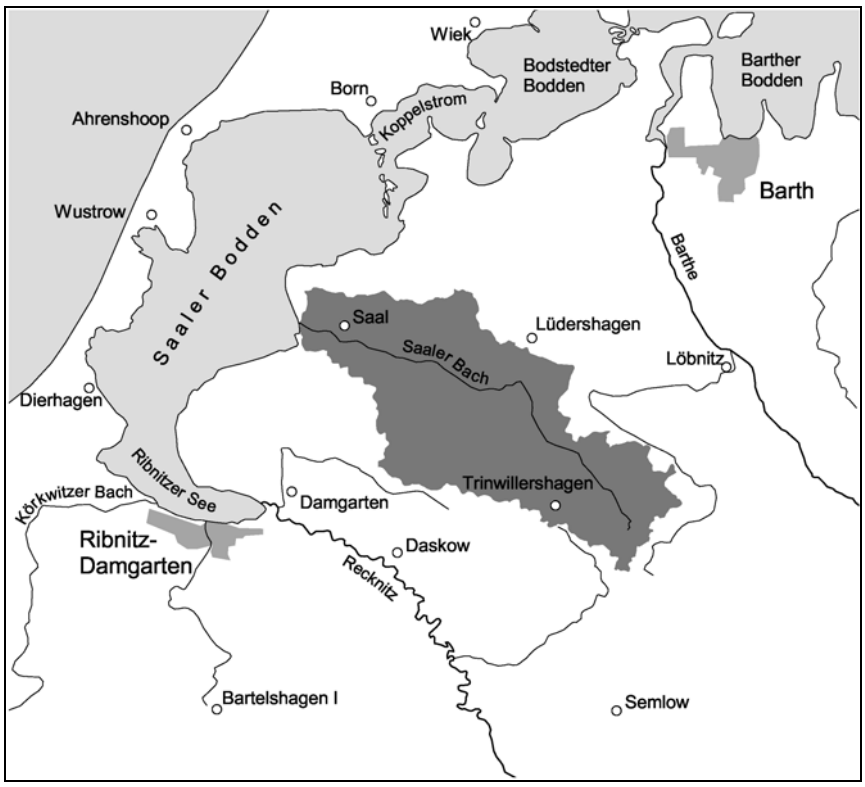


Abb. 1 Lage des Einzugsgebietes Saaler Bach in der Darß-Zingster Boddenlandschaft

Tab. 1 Charakterisierung der untersuchten Teileinzugsgebiete

Messstelle	Einzugsgebiet	Böden	Nutzung (2003/2004)
MP1	76 ha	Lehme, Tieflehme, Niedermoor	Acker (Winterweizen)
MP2	218 ha	Tieflehme, Lehme, Tone	Acker (Winterweizen)
MP3	64 ha	Lehme, Tieflehme	Acker (Winterweizen)
MP4	191 ha	Lehme, Tieflehme	Laubwald

Die Durchflussmessungen erfolgten über Messwehre, an denen über Drucksonden stündlich der Wasserstand aufgezeichnet wird. An der Messstelle im Unterlauf (MP5) befindet sich kein Messwehr, hier wurden die Durchflüsse mittels induktivem Strömungsmessgerät ermittelt.

Die Wasserbeschaffenheit (Sondenparameter, N- und P-Verbindungen) wurde wöchentlich untersucht. Auf der Basis der Durchfluss- und Beschaffenheitsdaten wurden kumulative Nährstofffrachten nach der folgenden, von LAMMEL (1990) übernommenen Formel berechnet:

$$\text{Fracht}\,(\text{kg}) = 10^{-3} \sum_{i=1}^{n} (c_i + c_{i-1})(Q_i - Q_{i-1}) \cdot 0{,}5$$

c_i = Konzentration der aktuellen Probe [mg l^{-1}]
Q_i = Abflusssumme bis zur Probe i [m^3]
n = Anzahl der Proben
i = aktuelle Probe

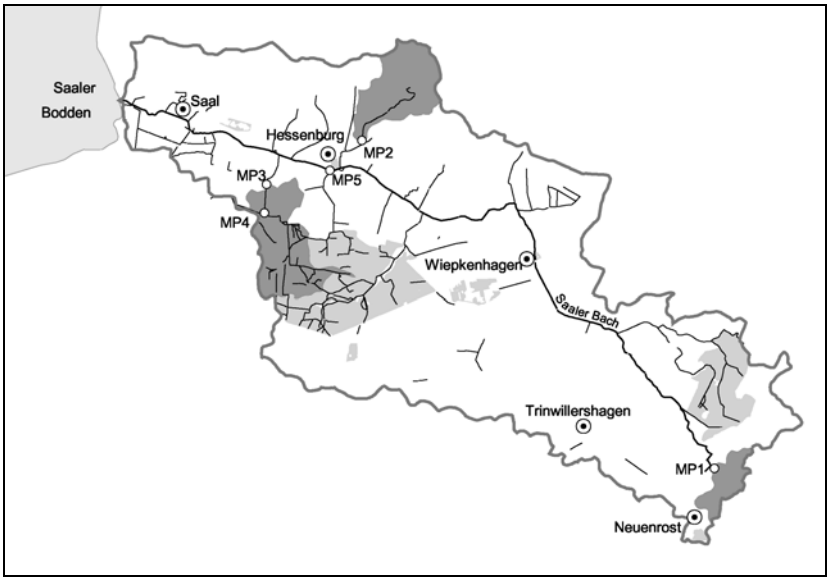


Abb. 2 Lage der Messpunkte und untersuchten Teileinzugsgebiete

Des Weiteren erfolgte eine Kartierung der Ausdehnung und Mächtigkeiten der organischen Sedimentablagerungen im Saaler Bach. Mittels Ekmann-Bodengreifer (Ausstichfläche 203 cm², Eindringtiefe 5 cm) wurden dabei insgesamt fünf Sedimentproben entnommen und laboranalytisch untersucht. Vor dem Hintergrund potenzieller Entschlammungsarbeiten, die mit einer gewässerexternen Verwertung des anfallenden Baggergutes verbunden wären, wurde entsprechend dem Entwurf BAGGERGUTKONZEPT MECKLENBURG-VORPOMMERN (2002) bei der Sedimentanalytik das Mindestuntersuchungsprogramm für die landseitige Verbringung von Sedimenten durchgeführt. Die Laboranalysen umfassten weiterhin die Bestimmung der Nährstoffgehalte (N, P, C) einschließlich der Ermittlung der Phosphor-Bindungsformen nach PSENNER et al. (1984) zur Abschätzung des Phosphor-Freisetzungspotentials.

Die jährliche Nährstoffemission durch Kommunalabwässer wurde unter Berücksichtigung einer P-Emission von 1,8 g P je Einwohner und Tag [(E d)$^{-1}$)] bzw. einer N-Emission von 11 g N (E d)$^{-1}$ sowie der Eliminationsleistungen der vorhandenen Klärtechnik über die spezifischen Phosphor- bzw. Stickstoffemission der einzelnen Gemeinden ermittelt (Methodik in Anlehnung an BEHRENDT et al. 1999).

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Sedimentbelastung

Die Sedimentkartierung im ca. 17 km langen Bachlauf ergab, dass die Sohle überwiegend durch geringmächtige Organo- und Silikatmudden gebildet wird. Schlammablagerungen beschränken sich auf einen Flächenanteil von 10 % der Gewässersohle. Größere Akkumulationsräume wurden nicht festgestellt, die Schlammmächtigkeiten erreichten maximal 10 cm.

Die Sedimentproben waren allgemein durch einen relativ hohen Salzgehalt und einen entsprechend hohen Leitfähigkeitswert gekennzeichnet (Tab. 2). An zwei Pro-

bestellen wurden bei den Schwermetallen Kupfer und Zink die Vorsorgewerte der BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (1999) überschritten, die das Aufbringen und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden regeln. Die ermittelten Nährstoffgehalte lagen bei Stickstoff zwischen 470 und 4.700 mg kg^{-1} Trockensubstanz. Für Phosphor ergaben sich Werte von 370 bis 2.000 mg kg^{-1}, der Anteil leicht rücklösbarer Phosphate erreichte 34 bis 79 %. Der Stickstoffvorrat aller organogenen Sedimente des Fließgewässersystems lässt sich auf 4 t bilanzieren und beträgt damit etwa 2 % der Jahresfracht im Untersuchungszeitraum 2003/2004. Die Größenordnung des gesamten mobilisierbaren Phosphor-Vorrates im Bachlauf lässt sich auf rund 115 kg schätzen, was etwa 25 % der ermittelten Jahresfracht entspricht.

Tab. 2 Ausgewählte Ergebnisse der Sedimentanalytik

Parameter/ Sedimentprobe		**S1**	**S2**	**S3**	**S4**	**S5**
Salzgehalt	mg kg^{-1}	930	3700	1900	1800	1800
Elektrische Leitfähigkeit	µS cm^{-1}	678	852	837	727	724
Rohdichte	g cm^{-3}	1,85	1,27	1,52	1,55	1,43
Trockenrückstand	%	72,1	31,3	54	57,7	47,8
Kohlenstoff, gesamt i.Tr.	%	1,4	7,2	3,8	3,3	4,6
Stickstoff, gesamt i.Tr.	mg kg^{-1}	470	4100	1700	1500	2900
Phosphor, gesamt i.Tr.	mg kg^{-1}	370	2000	1500	580	1200
Σ H20-P, BD-P, NaOH-NRP	%	34	79	72	50	56
Arsen	mg kg^{-1}	<1	5,2	2,4	2,1	8,8
Blei	mg kg^{-1}	2	12	8,4	4,2	9,5
Cadmium	mg kg^{-1}	<0,2	0,27	0,22	<0,2	0,32
Chrom	mg kg^{-1}	5,4	14	0,53	10	17
Kupfer	mg kg^{-1}	5,5	28*	22*	8,1	37
Nickel	mg kg^{-1}	3,5	8,8	5	6,4	16
Quecksilber	mg kg^{-1}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Zink	mg kg^{-1}	21	130*	120*	29	73

* Überschreitung der Vorsorgewerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung

Bei der Interpretation dieser auf Einzelmesswerten basierenden Nährstoffbilanzen für das Sediment ist zu beachten, dass es sich um Richtwerte zur Abschätzung der Nährstoffaustragspotenzials handelt, die bedeutend über den realen Austrägen liegen können. Grundsätzlich gilt, dass der autochthone Nährstoffumsatz im Bach selbst – verglichen mit der relativ hohen Menge an allochthonen anorganischen Stoffen aus dem Einzugsgebiet – von untergeordneter Bedeutung ist (LAMPERT & SOMMER 1993). Auch SCHWOERBEL (1987) geht davon aus, dass der Stoffhaushalt typischer Fließgewässer in viel stärkerem Maße durch das Einzugsgebiet und in geringerem Umfang durch internen Metabolismus gekennzeichnet ist, als es für stehende Gewässer der Fall ist. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse lassen auch für den Saaler Bach den Schluss zu, dass dem Sediment als Nährstoffquelle für das Gewässer nur eine untergeordnete Bedeutung zukommt.

4.2 Nährstoffaustrag

Das hydrologische Jahr 2003/2004 zeichnete sich insbesondere in den ackerbaulich genutzten Einzugsgebieten durch ein saisonal variables Abflussregime aus, wobei 94 bis 99 % des Gesamtabflusses und damit verbunden 80 bis nahezu 100 % des gesamten Stoffaustrages bereits im Winterhalbjahr erreicht waren. Die Abflüsse setzten z. T. erst Ende November ein; die höchsten Abflusswerte wurden im Februar erreicht. An den Messstellen MP2 bis MP4 wurde von Juni bis Mitte Oktober kein Abfluss festgestellt. Der Gesamtabfluss im hydrologischen Jahr 2003/2004 erreichte etwa 84 % eines Normaljahres.

Die Konzentrationswerte des Nitrats als dominierendem Anteil am Gesamt-Stickstoff zeigten an den Messstellen einen sehr ähnlichen Verlauf (Abb. 3). Mit steigenden Abflüssen im November und Dezember 2003 kam es zu einem sprunghaften Anstieg der Nitrat-N-Gehalte mit Maximalwerten bis zu 45 mg l^{-1}. Im Sommerhalbjahr lagen die Konzentrationen fast ausschließlich unter der Nachweisgrenze von 0,5 mg l^{-1}. Der Gesamt-P-Gehalt zeigte dagegen im Sommerhalbjahr die höchsten Werte, insbesondere bei stagnierenden Abflüssen oberhalb der Messwehre. Aufgrund der äußerst geringen Durchflüsse wurden die hohen Phosphor-Konzentrationen bis zu 680 µg l^{-1} in den Frachten kaum wirksam.

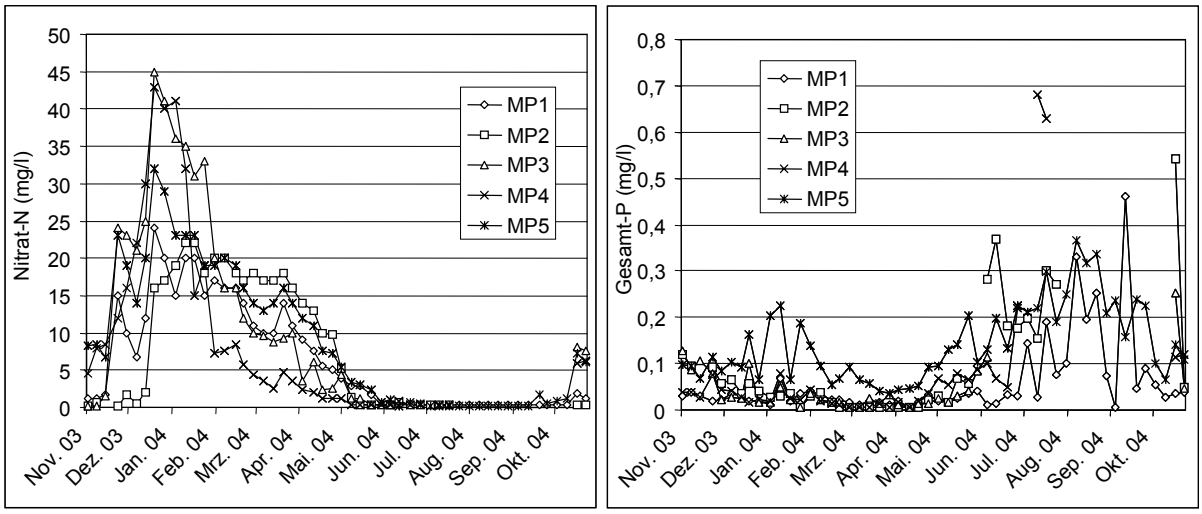


Abb. 3 Ganglinien der Nitrat-N und Gesamt-P Konzentrationen im hydrologischen Jahr 2003/2004

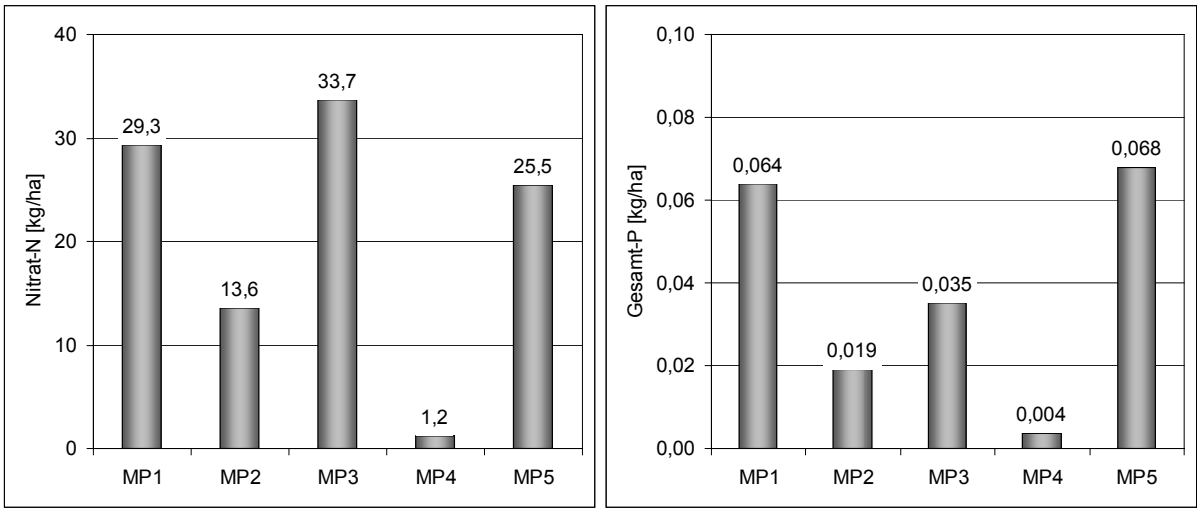


Abb. 4 Austräge an Nitrat-N und Gesamt-P im hydrologischen Jahr 2003/2004

Auf Grundlage der berechneten Jahresfrachten wurde für die Teileinzugsgebiete der Nährstoffaustrag pro Hektar bilanziert, welcher als flächenspezifischer Austrag bezeichnet wird. In Abb. 4 sind diese Austräge an Gesamt-Phosphor und Nitrat-Stickstoff im Abflussjahr 2003/2004 für die untersuchten Teilgebiete dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass die Austräge der Ackerflächen (MP1 - MP3) die des Waldeinzugsgebietes (MP4) erheblich übertreffen. Für Nitrat-Stickstoff ergeben sich bei den Ackerflächen 12- bis 30-mal höhere Austräge im Vergleich zum Wald, das Maximum wurde mit 33,7 kg N ha^{-1} a^{-1} für das Einzugsgebiet der Messstelle MP3 ermittelt. Bei den Phosphorausträgen wurden auf den Ackerflächen Werte bis zu 64 g P ha^{-1} a^{-1} ermittelt, was dem ca. 16-fachen Betrag des Waldgebietes entspricht.

Die Nährstofffracht des Saaler Baches für den Saaler Bodden (MP5) entspricht bei Nitrat-N mit 25,5 kg ha^{-1} a^{-1} etwa dem Mittelwert der diffusen Nährstoffausträge der untersuchten Ackerflächen. Bei Phosphor hingegen erreicht der Flächenaustrag für das Gesamteinzugsgebiet mit 68 g ha^{-1} a^{-1} einen höheren Wert als den der ermittelten diffusen Emissionen, was als Hinweis auf eine stärkere Bedeutung von Punktquellen gedeutet wird. Die unterschiedlichen Austräge der einzelnen Ackerstandorte sind auf der Grundlage des gegenwärtigen Kenntnisstandes nur schwer interpretierbar, da z. B. noch keine Angaben zum Dränflächenanteil bzw. zur Bewirtschaftungspraxis vorliegen.

4.3 Ermittelte Nährstoffemissionen und Gesamtfracht (Immission)

Die sich aus der Hochrechnung der ermittelten Nährstoffausträge auf das Gesamteinzugsgebiet ergebenden diffusen Emissionsbelastungen aus den Acker- und Waldflächen sind in der Abb. 5 den bilanzierten Vorräten im Sediment, dem geschätzten Eintrag aus Punktquellen und der berechneten Gesamtfracht des Saaler Baches (Immission) gegenübergestellt.

Für Nitrat-Stickstoff erweist sich der diffuse Austrag aus den Ackerflächen mit 123 t als bedeutendste Belastungsquelle im ersten Untersuchungsjahr. Punktuelle

Einträge aus kommunalen Kläranlagen sind mit 4 t nur von untergeordneter Bedeutung.

Die Bedeutung weiterer diffuser Eintragspfade wie Deposition und Streu, urbane Flächen sowie landwirtschaftliche Direkteinträge kann indirekt unter Berücksichtigung des Retentionsvermögens im Einzugsgebiet beurteilt werden. Nach einem Modellansatz von BEHRENDT (1996) für die Flussgebiete Mecklenburg-Vorpommerns, der vom Anteil der Gewässerfläche im Einzugsgebiet ausgeht, lässt sich für den Saaler Bach ein Verhältnis von N-Fracht zu N-Emission von 0,8 bestimmen. Danach wäre mit Gesamtemissionen von ca. 220 t zu rechnen, die zu 98 % aus diffusen Quellen verursacht werden.

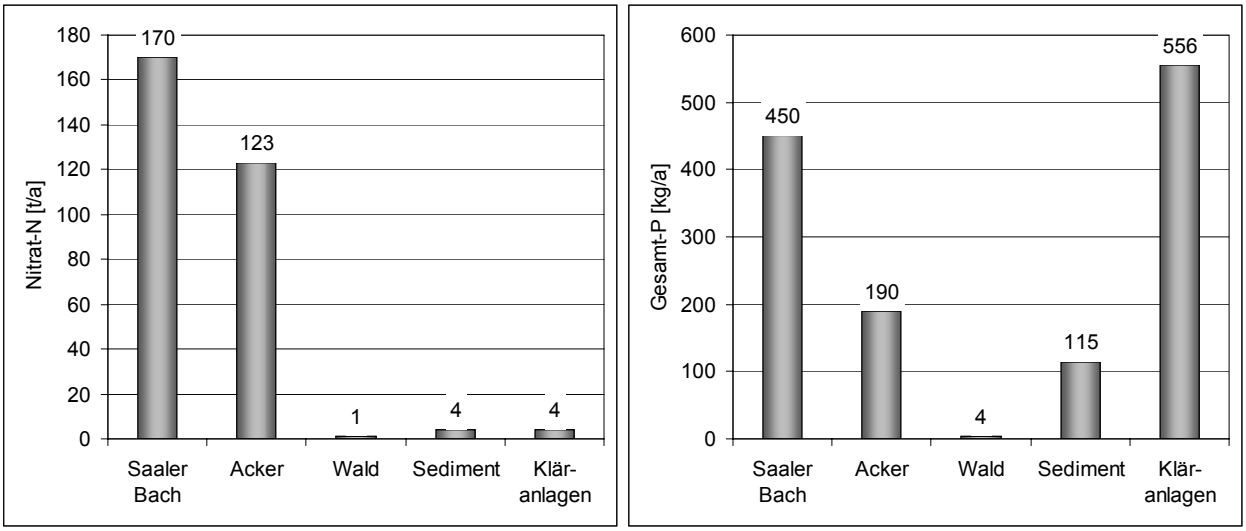


Abb. 5 Kalkulierte Gesamtfracht und die Eintragspfade für Nitrat und Gesamtphosphor

Für Gesamt-P zeichnen sich dagegen die Punktquellen deutlich als Hauptbelastungspfad ab. Die Ackerflächen erreichen mit 190 kg nur ein Drittel der geschätzten Emissionen aus kommunalen Kläranlagen. Auffällig an der Gegenüberstellung der Belastungsquellen ist der deutliche Unterschied zwischen Emissionen und Immission, zumal nicht alle diffusen Eintragspfade bilanziert worden sind. Das Einzugsgebiet des Saaler Baches zeichnet sich demnach durch ein hohes P-Rückhaltevermögen aus, welches nach BEHRENDT (1996) insbesondere von der Abflussspende bestimmt wird. Mit der für das hydrologische Jahr 2003/2004 ermittelten Abflussspende von 4,01 l s^{-1} km^{-2} lässt sich nach dem Ansatz von BEHRENDT ein theoretisches Verhältnis von P-Fracht zu P-Emission von 0,3 ermitteln, wobei die zugrunde liegende Beziehung für kleine Einzugsgebiete vermutlich nur eingeschränkt anwendbar ist.

5 Ausblick

Auf der Grundlage der bisher erzielten Ergebnisse sollten die Gespräche mit den landwirtschaftlichen Flächennutzern wieder aufgenommen und die Bedeutung des Sediments sowie die Konsequenzen der unterschiedlichen Nutzungsformen und

-intensitäten für die Nährstoffemissionen erneut diskutiert werden. In Kooperation mit den Landwirten ist dabei auch die Bewirtschaftungspraxis auf den untersuchten Teilflächen einzubeziehen, um z.B. die festgestellten Unterschiede im Stoffaustrag der einzelnen Standorte besser interpretieren sowie mit Ergebnissen ähnlicher Untersuchungen (z.B. BOCKHOLT et al. 1996, KAHLE & LENNARTZ 2003, LENGSFELD et al. 2004, LMS 2001) vergleichen zu können.

Danksagung

Das Projekt wird im Auftrag des Landkreises Nordvorpommern durchgeführt und durch das Staatliche Amt für Umwelt und Natur Stralsund finanziell unterstützt. Ein besonderer Dank gilt der Landwirtschaftsberatung Mecklenburg-Vorpommern/Schleswig-Holstein für die konstruktive Diskussion landwirtschaftlicher Aspekte des Projektvorhabens.

Literatur

BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten in Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, **2**: 78 S., Güstrow-Gülzow.

BEHRENDT, H.; HUBER, P.; OPITZ, D.; SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte, **75:** 288 S.

BAGGERGUTKONZEPT MECKLENBURG-VORPOMMERN. (2002): Überarbeitung des Entwurfs der Interministeriellen Arbeitsgruppe „Baggergutkonzept". 35 S., Schwerin, Stand: Mai 2002.

BOCKHOLT, R. ; KAPPES, K. & KÖNKER, H. (1996): Stoffaustrag über Entwässerungssysteme im Einzugsgebiet der Warnow - ein aktueller Vergleich zwischen Mineralbodenackerland und Niedermoorgrünland; Rostocker agrar- und umweltwissenschaftliche Beiträge, **5**: 145-149.

BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. BGBl. I 1999, S. 1554

KAHLE, P. & LENNARTZ, B. (2003): Stoffausträge aus gedränten landwirtschaftlichen Nutzflächen – Prozessidentifikation und Management. Handbuch Umweltwissenschaften. Ausgabe 2003/2004. ALPHA Informations-GmbH, Lampertheim: 217-222.

KRECH, M. (2003): Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation Universität Rostock. 169 S.

LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. Thieme, Stuttgart. 440 S.

LAMMEL, J. (1990): Nährstoffausträge durch Vorfluter und Dräne. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, H 386, Landwirtschaftsverlag; Münster-Hiltrup. 147 S.

LAUN – LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN (1991-1995): Biotop- und Nutzungstypenkartierung auf der Grundlage der CIR-Luftbildauswertung. Unveröffentlichter Datenbestand. Güstrow.

LAWA – LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuchverlag Berlin. 35 S.

LENGSFELD, H.; GELBRECHT, J. & OPITZ, D. (2004): Sanierungsmaßnahmen zur Erhöhung des Phosphorrückhaltes in einem kleinen Teileinzugsgebiet der Spree (Demnitzer Mühlenfließ). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, **13(3)**: 116-124.

LMS – LANDWIRTSCHAFTSBERATUNG MECKLENBURG-VORPOMMERN (2001): Gewässerschutzberatung in der Landwirtschaft – ein Pilotprojekt in Mecklenburg-Vorpommern. 5. Bericht, Endbericht. Bad Doberan. 218 S.

PSENNER, R., PUCSKO, R. & SAGER, M. (1984): Fraktionierung der Phosphorverbindungen von Sedimenten. Arch. Hydrobiol. Suppl., **70:** 112-149.

SCHLUNGBAUM, G., BAUDLER, H., KRECH, M. & KWIATOWSKI, G. (2001a): Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Heft **1**/2001: 209 S.

SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. & KRECH, M. (2001b): Das Eutrophierungsproblem der Darß-Zingster Bodden – Nährstoffeinträge/Nährstoffbilanzen. Meer und Museum, Stralsund, Band **16**: 25-34.
SCHLUNGBAUM, G.; KWIATKOWSKI, G. & KRECH, M. (2001C): Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee - eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse - eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, **8:** 63-112.
SCHWOERBEL, J. (1987): Einführung in die Limnologie. 6. überarb. Aufl. Fischer, Stuttgart. 269 S.
www.agenda-nvp.de.vu/: Homepage der Lokalen Agenda 21 Darß-Zingster Boddenlandschaft (Möglichkeit zum Download des Enddokuments)

Autoren:

Steffen Biele & Olaf Gehm
UmweltPlan GmbH Stralsund
Tribseer Damm 2
18437 Stralsund

Email: sb@umweltplan.de

Dr. Mathias Krech
Universität Rostock
Medizinische Fakultät
Ernst-Heydemann-Str. 6
18057 Rostock

Burkhard Voigt
Landkreis Nordvorpommern
Untere Wasserbehörde
Bahnhofstraße 12/13
18507 Grimmen

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	43 - 53	Rostock 2005

Andreas KLEEBERG

Effektivität gebaggerter Sedimentationsfallen zur Elimination von Phosphor und suspendiertem Material in Flussmündungsgebieten

Efficiency of dredged sedimentation traps for the elimination of phosphorus and suspended matter in river mouth areas

Abstract

The coastal waters of the federal state Mecklenburg-Vorpommern, Germany, have been excessively loaded by suspended particulate matter (SPM) and phosphorus (P) via rivers draining catchment-areas dominated by intensive agriculture. To reduce the matter and nutrient load three sedimentation traps were dredged between 1986 and 1988 south of Rostock in the course of River Warnow (mQ = 18 $m^3 s^{-1}$) and at the mouth area of rivers Recknitz (mQ = 4 $m^3 s^{-1}$) and Barthe (mQ = 2 $m^3 s^{-1}$). Seasonal studies in 1990 on SPM dynamic, mass balances, and sediments within and outside the traps revealed that these pits represent an effective sink which selectively eliminate fine SPM, rich in organic matter, Fe and P from the pelagic and near bottom transport. Elimination efficiency for SPM and P decreased with increasing age and degree of filling of traps. The river-specific efficiency of traps (Recknitz > Barthe > Warnow) was decisively determined by the trap's location, discharge and current velocity as well as quality (i.e., particle size, phytoplankton portion) of SPM transported. The durability of the traps of only 2.2 (Recknitz) to 4.2 years (Warnow) and the low retention of SPM (3-20 %) and P (3-15 %) in the traps in respect to the total load of the corresponding river clearly show that measures reducing matter and nutrient load in the catchment-area should be preferred.

Keywords: eutrophication, external loading, Warnow, Darß-Zingst Bodden chain, rehabilitation, SPM, iron

1 Einleitung

Die äußeren und inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurden insbesondere in den 1980er Jahren über die Flüsse mit einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebiet übermäßig mit suspendiertem partikulären Material (SPM) und Phosphor (P) belastet (z. B. SCHIEWER 1998, SCHLUNGBAUM et al. 2001, PASTUSZAK et al. 2003). Zur Entlastung wurden für die Warnow und die Darß-Zingster Boddenkette eine Reihe von Maßnahmen geplant bzw. umgesetzt (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1991, SCHLUNGBAUM et al. 2001). Jedoch die schwer umzusetzende,

langwierige und ökonomisch aufwendige Reduzierung der Belastung insbesondere aus diffusen P-Quellen (vgl. BEHRENDT 1996, MEWES 2004) machte begleitende oder alternative Maßnahmen erforderlich. Ein Möglichkeit sah man deshalb in der Vertiefung von Teilbereichen eines Gewässers um so Stoffsenken zu schaffen, die Laststoffe zurückhalten sollten. Die Mündung eines Flusses erschien für die Anlage einer gebaggerten Sedimentationsfalle aufgrund der natürlichen Verbreiterung des Querschnittes und der damit verbundenen nachlassenden Schleppkraft (WESTRICH 1988) für eine verstärkte Ablagerung von SPM prädestiniert. Erfahrungen dazu gab es bislang nicht. Die bereits 1986 in der Warnow sowie 1987 und 1988 im Mündungsbereich von Recknitz und Barthe gebaggerten Fallen wurden später vergleichend untersucht (DUKS 1990, KLEEBERG 1996).

Anliegen vorliegenden Beitrages ist es, die Effektivität dieser Sedimentationsfallen anhand aktueller Daten zur P-Belastung (MEWES 2004) neu zu bewerten. Dabei stehen folgende Fragen im Mittelpunkt:

1. In welcher Größenordnung können diese Fallen zur SPM- und P-Elimination beitragen?
2. Welche Faktoren bestimmen die Effizienz der Fallen und was lässt sich daraus ableiten?

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Warnow

Die Warnow mündet östlich von Rostock in die Ostsee. An der südlichen Stadtgrenze wird der Fluss durch eine Schleuse gestaut. Der 40 km lange rückgestaute Abschnitt der Oberwarnow weist ein Gefälle von nur 0,19 m auf. Dieser Teil wurde in der Vergangenheit stark mit Nährstoffen belastet, ist planktondominiert (SCHUMANN et al. 1992, BAHNWART et al. 1999) und weist demzufolge Merkmale eines eutrophen Sees auf (KLEEBERG & SCHLUNGBAUM 1993). Morphologische und hydrologische Daten sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tab. 1 Kenndaten der untersuchten Flüsse sowie der mittlere Abfluss (mQ) im Jahr 1990 und zum Zeitpunkt der SPM-Untersuchungen von Februar bis Mai 1990 (DUKS 1990, KLEEBERG 1996)

Parameter	Einheit	Warnow	Recknitz	Barthe
Länge	[km]	161	122	56
EZG	[km^2]	3,230	669	296
Fließgeschw.	[$m\ s^{-1}$]	0,05 - 0,25	0,02 - 0,1	0,01 - 0,05
mQ 1990	[$m^3\ s^{-1}$]	9,44	2,49	1,34
Februar	[$m^3\ s^{-1}$]	15,63	3,49	1,82
März	[$m^3\ s^{-1}$]	18,94	4,03	2,06
April	[$m^3\ s^{-1}$]	9,64	2,09	1,10
Mai	[$m^3\ s^{-1}$]	6,77	1,50	0,67

2.1.2 Recknitz und Barthe

Recknitz und Barthe (Tab. 1) sind Zuflüsse der Darß-Zingster Boddenkette - einem produktiven, stark strukturierten Ästuar mit vier zusammenhängenden Bodden (vgl. SCHIEWER 1998, BICK & BURGKHARDT 1989). Im Nordosten besteht eine Verbindung zur Ostsee. So nimmt die Salinität (ca. 8 ‰) von Ost nach West ab. Das Gesamtsystem hat eine Fläche von 196,7 km^2 (CORRENS 1976). Die Recknitz ist der größte Süßwasserzufluss der Boddenkette. Sie mündet südlich in den Ribnitzer See, dem südlichen Teil des Saaler Boddens (A = 80,9 km^2, z_{mean} = 2,2 m). Die Barthe fließt von Süden in den Barther Strom (A = 2,1 km^2, z_{mean} = 1,6 m) dem südlichen Teil des Barther Boddens (A = 19,4 km^2, z_{mean} = 1,8 m). Die Barthe stellt 2,1 % des gesamten Wasserbudgets und ca. 0,45 % der täglichen SPM-Fracht in den Barther Bodden (BICK & BURGKHARDT 1989). So sind der Ribnitzer See und der Barther Strom mit einer Netto-Primärproduktion von > 600 g C m^{-2} a^{-1} deutlich produktiver als die Gebiete mit einem Wasseraustausch mit der Ostee (100–135 g C m^{-2} a^{-1}) (SCHIEWER 1998). Dies spiegelt sich in der Zusammensetzung der Sedimente wider. So ist deren organischer Gehalt mit > 30 % in großen Teilen des Ribnitzer Sees deutlich höher als in den nördlichen Bereichen des Saaler Boddens mit ca. 5–10 % (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1991).

2.2 Wasseranalytik

Das SPM wurde oberhalb der jeweiligen Flussmündung von Februar bis Mai 1990 mit einer kontinuierlichen Durchflusszentrifuge (1,3 m^3 d^{-1}) gewonnen (DUKS 1990). Die SPM-Konzentration wurde über Filtration bestimmt (GEORGI 1983). Aus dessen Trockensubstanz (TS) wurde der partikuläre C (PC) und N (PN) durch Elementaranalyse (Heraeus©, CHN-O Rapid) sowie das partikuläre Fe (PFe) und P (PP) analog dem Sediment bestimmt (s. u.). Chlorophyll a (Chl a) wurde photometrisch bestimmt (LORENZEN 1967, JEFFREY & HUMPHREY 1975). Der Phytoplanktonanteil des SPM wurde aus der Chl a Konzentration und Koeffizienten von HEERKLOß & VIETINGHOFF (1981) berechnet. Die Gesamt-Fe- und P-Konzentration des Wassers wurde nach Aufschluss bestimmt (ROHDE & NEHRING 1979, LEGLER et al. 1986).

Die jährliche Elimination an SPM und TP durch die Fallen wurde mit den Mittelwerten des Abflusses zwischen Februar und Mai 1990 (Tab. 1) und den Mittelwerten der SPM- und TP-Konzentration berechnet.

2.3 Sedimentanalytik

Das Oberflächensediment (~5 cm) wurde mit einem Sedimentstecher (NAUSCH 1981) innerhalb und außerhalb der Fallen zwischen Mai und Juni 1990 beprobt. TS, Glühverlust (GV, 550 °C, 3 h) und mittlere Korngröße (mKG) wurde nach SCHLUNGBAUM (1982) bestimmt. Der TP- und TFe-Gehalt wurde aus dem Glührückstand nach Aufschluss mit heißer 1 N HCl bestimmt (ANDERSEN 1976, NAUSCH 1981). Aus der Aufschlusslösung wurde nach Neutralisation photometrisch der gelöste reaktive P (SRP) (MURPHEY & RILEY 1962, VOGLER 1975) und das gelöste Fe bestimmt (VOGLER 1976).

3 Ergebnisse

Die Sedimentationsfalle in einer Flusskrümmung der Warnow bei Kessin (54° 03' 46" N, 12° 10' 29" O), die der Recknitz im Ribnitzer See (54° 15' 07" N, 12° 27' 16" O) sowie die der Barthe an dessen Mündung im Barther Strom (54° 22' 19" N, 12° 41' 08" O) wurden zu verschiedenen Zeitpunkten gebaggert und wiesen unterschiedliche Abmessungen auf (Tab. 2).

Tab. 2 Zeitpunkte der Baggerung der Sedimentationsfallen von Warnow, Recknitz und Barthe sowie deren Kenndaten unmittelbar nach Fertigstellung.

Parameter	Einheit	Warnow	Recknitz	Barthe
Baggerung	---	Dez. 1986	Nov. 1987	Dez. 1988
Länge	[m]	100	106	160
Breite	[m]	30	70	30
Tiefe	[m]	5	4	4
Fläche	[m^2]	3.000	7.400	4.800
Volumen	[m^3]	15.000	29.900	19.200

Demzufolge war die Falle der Warnow die älteste und vom Volumen her kleinste der drei Fallen. Zwischen der Fertigstellung der Fallen und dem Zeitpunkt der Vermessung bzw. Sedimentbeprobung im Mai 1990 wurden sehr unterschiedliche Zeiträume betrachtet und die Fallen waren bereits in sehr unterschiedlichem Maße mit sedimentiertem Material gefüllt (Tab. 3). Bei sehr ungleicher SPM-Fracht (1990; Warnow: 19 t d^{-1} >> Recknitz: 1,1 t d^{-1} = Barthe 1 t d^{-1}) wurde die Recknitz-Falle etwa doppelt so schnell wie die der Barthe und vier mal so schnell wie die der Warnow mit SPM (Tab. 3) gefüllt.

Tab. 3 Betrachteter Zeitraum nach Fertigstellung der Fallen (Tab. 2), prozentualer Anteil des Volumens zum Zeitpunkt der Vermessung am ursprünglichen Volumen sowie Raten der Sedimentakkumulation und Sedimentation der Trockensubstanz (TS) und des Gesamtphosphors (TP) in den Fallen der Flüsse Warnow, Recknitz und Barthe 1990.

Parameter	Einheit	Warnow	Recknitz	Barthe
Füllzeitraum	[Monat]	30	25	17
Füllungsgrad	[% neu]	59,7	93,2	43,6
Sedimentakkumulation	[m^3 $Mo.^{-1}$]	267	1.080	490
Sedimentationsrate TS	[g m^{-2} d^{-1}]	367	622	395
Sedimentationsrate TP	[mg m^{-2} d^{-1}]	1,5	2,9	1,0

Aus den Raten der Sedimentakkumulation (Tab. 3) lässt sich die „Lebensdauer" der Fallen berechnen, d. h. nach nur 2,2 (Recknitz), 3,3 (Barthe) bzw. 4,2 Jahren (Warnow) wären die Vertiefungen im Sediment restlos verschwunden. Die Recknitz-Falle war, in Relation zur SPM-Befrachtung, mit einem Volumenzuwachs von 3,65 m^3 t^{-1} SPM die effektivste Falle. Setzt man diese Falle gleich 100 %, so erreicht die Barthe-Falle 86 % und die Warnow-Falle nur 5,9 %. In Abhängigkeit der Sedimentationsrate (Tab. 3) und dem P-Gehalt des SPM (Tab. 4) wurde partikulärer P in der Recknitz-Falle im Vergleich zu Warnow und Barthe mit der höchsten Rate akkumuliert (Tab. 3).

Es wird deutlich, dass mit dem unterschiedlichen Abfluss der Flüsse (Tab. 1) auch Unterschiede in Quantität und Qualität des transportierten Materials existieren (Tab. 4).

Tab. 4 Mittelwert und Standardabweichung von Parametern des suspendierten partikulären Materials (SPM) zwischen Februar und März 1990 (n = 16) nach Duks (1990).

Parameter	Einheit	Warnow	Recknitz	Barthe
SPM	[mg l^{-1}]	13,7 ± 2,6	2,5 ± 0,2	10,5 ± 1,5
Chlorophyll a	[µg l^{-1}]	61,4 ± 32,8	3,6 ± 1,1	7,3 ± 1,7
Phytoplankton	[% SPM]	40,5 ± 21,2	5,3 ± 2,2	5,2 ± 2,2
Partikel < 5 µm	[% SPM]	74,3 ± 22,0	94,5 ± 2,0	91,8 ± 3,5
Glühverlust	[% TS]	62,7 ± 1,2	58,7 ± 5,7	78,9 ± 1,0
PC	[mg g^{-1} TS]	201,3 ± 9,0	202,8 ± 45,9	118,0 ± 2,8
PN	mg g^{-1} TS]]	33,0 ± 1,9	33,1 ± 3,2	14,2 ± 0,2
PP	[mg g^{-1} TS]	4,7 ± 1,3	5,6 ± 1,6	0,9 ± 0,1
C:N:P	[atomar TS]]	102:22:1	332:24:1	110:16:1
PFe	[mg g^{-1} TS]]	17,6 ± 2,1	22,0 ± 6,4	13,6 ± 3,9

Für den Zeitraum Februar bis Mai 1990, in dem der Abfluss (Q) in allen drei Flüssen auf unterschiedlichem Niveau abnahm (Tab. 1), wurde der Zusammenhang zwischen Q und der SPM-Konzentration (n = 4, α = 0,05) untersucht.

Warnow: $Q\ [m^3\ s^{-1}] = -1{,}45 \times SPM\ [mg\ l^{-1}] + 39{,}51;\ R^2 = 0{,}99$ (1)

Recknitz: $Q\ [m^3\ s^{-1}] = 0{,}13 \times SPM\ [mg\ l^{-1}] + 2{,}22;\ R^2 = 0{,}66$ (2)

Während dieser Zusammenhang für die Warnow hochsignifikant und für die Recknitz signifikant war, war er für die Barthe nicht signifikant. Bei ähnlich hoher SPM-Konzentration in Warnow und Barthe wird sichtbar, dass der Chl a-Gehalt und der Phytoplanktonanteil des SPM in der Warnow am höchsten ist. Sie transportierte in erheblichem Maße Algenbiomasse im Vergleich zum Detritus von Recknitz und Barthe (vgl. C:N:P Verhältnis, Tab. 4).

In den Fallen wurde – im Vergleich zum Sediment außerhalb der Fallen – selektiv feinkörnigeres und wasserreiches Material akkumuliert (Tab. 5). Zugleich ist das Oberflächensediment in den Fallen durch einen höheren organischen Gehalt sowie höhere P- und Fe-Gehalte gekennzeichnet. Die Unterschiede sind bei der jüngsten Falle (Barthe, Tab. 2) am deutlichsten und bei der ältesten Falle (Warnow, Tab. 2) am geringsten ausgeprägt.

Tab. 5 Mittelwert von mittlerer Korngröße (mKG), Trockensubstanz (TS), Glühverlust (GV), Gesamteisen (TFe) und Gesamtphosphor (TP) des Sedimentes innerhalb und außerhalb der gebaggerten Sedimentationsfallen von Warnow, Recknitz und Barthe im Mai 1990. (n = Anzahl der Sedimentproben)

		Warnow		Recknitz		Barthe	
Größe	Einheit	innen	außen	innen	außen	innen	außen
mKG	[mm]	0,201	0,157	0,093	0,142	0,110	0,185
TS	[% FG]	16	14	11	25	17,5	34
GV	[% TS]	31	25	35	22	20	12
TFe	[mg g^{-1} TS]	38	32	40	29,5	28	17
TP	[mg g^{-1} TS]	4,1	3,8	2,1	1,7	1,3	0,85
n	---	20	20	19	20	21	21

Das Fe-Verhältnis Sediment : SPM betrug 1,99 für die Warnow, 1,82 für die Recknitz und 2,72 für die Barthe, d. h. der Fe-Gehalt des Sedimentes ist ca. zwei mal so hoch wie der des SPM. Das molare Fe:P Verhältnis erhöhte sich mit dem Übergang vom SPM zum Sediment für die Warnow von 3,7 auf 8,7, für die Recknitz von 3,9 auf 18,4 und für die Barthe von 15,1 auf 20,8 und damit für Recknitz und Barthe etwa zwei mal so hoch wie das der Warnow. Unter der Annahme, dass alles SPM sedimentiert, wurde in der Barthe kein P freigesetzt. In der Recknitz waren es 13 und bei der Warnow ca. 60 % des sedimentierten P. Das P-Verhältnis Sediment : SPM betrug 0,87 für die Warnow, 0,39 für die Recknitz und 1,44 für die Barthe. Für die Warnow scheint die Fe-P-Beziehung (Gl. 3) eher von untergeordneter Bedeutung zu sein.

Warnow: $TP\ [mg\ g^{-1}] = 0{,}32 + 0{,}10 \times Fe\ [mg\ g^{-1}]$, $R^2 = 0{,}58$, $n = 21$, $\alpha = 0{,}01$ (3)

Recknitz: $TP\ [mg\ g^{-1}] = 0{,}22 + 0{,}05 \times Fe\ [mg\ g^{-1}]$, $R^2 = 0{,}73$, $n = 20$, $\alpha = 0{,}001$ (4)

Barthe: $TP\ [mg\ g^{-1}] = 0{,}38 + 0{,}03 \times Fe\ [mg\ g^{-1}]$, $R^2 = 0{,}69$, $n = 19$, $\alpha = 0{,}001$. (5)

Zur Bewertung der Effektivität der Fallen hinsichtlich ihrer Eliminationsleistung ist die regionalspezifische P-Belastung der Küstengebiete dem Anteil der untersuchten Flüsse gegenübergestellt (Tab. 6). Die Warnow ist die Hauptbelastungsquelle für die Küste Mecklenburgs. Recknitz und Barthe zusammen sind zu einem Drittel für die P-Belastung der Küste Vorpommerns verantwortlich.

Tab. 6 Gesamte regionalspezifische Phosphor-Fracht, der prozentuale Anteil der untersuchten Flüsse daran sowie der prozentuale Anteil aus diffusen Quellen im Zeitraum 1993–1997 (Behrendt 1996, Mewes 2004).

Region **Fluss**	**gesamt** [t a^{-1}]	**Anteil** [% ges.]	**diffus** [% ges.]
Mecklenburg	138,2		
Warnow	134,4	97,2	86,5
Vorpommern	142,2		
Recknitz	37,4	26,3	91,9
Barthe	10,2	7,2	89,2

Für das Bilanzjahr 1990 wird deutlich, dass in den gebaggerten Sedimentationsfallen zwischen 3 und 20 % der SPM-Jahresfracht zurückgehalten wurde (Tab. 7).

Tab. 7 Frachten an suspendiertem partikulären Material (SPM) und Phosphor sowie Eliminationleistungen der Fallen für 1990.

	SPM		**Phosphor**		
Fluss	Fracht [t a^{-1}]	Elimination [%]	Fracht [t a^{-1}]	Elimination [%]	 [t a^{-1}]
Warnow	5.214	3	68	3	2,0
Recknitz	320	11	29	15	4,4
Barthe	663	20	17	11	1,9

In ähnlicher Größenordnung, d. h. zwischen 3 % (Warnow) und 15 % (Recknitz) der jährlichen Fracht wurde Phosphor eliminiert. Die 2 t P a^{-1}, die in der Warnow-Falle zurückgehalten wurden (Tab. 7), entsprechend nur 1,5 % dessen was über die

Warnow in die Ostsee eingetragen wurde (Tab. 6). In der Recknitz- und Barthe-Falle wurden insgesamt 6,3 t P a^{-1} zurückgehalten (Tab. 7), was einem prozentualen Anteil von nur 4,4 % an der P-Belastung der Küstengewässer Vorpommerns (Tab. 6) entspricht.

4 Diskussion

Der Vergleich der drei gebaggerten Sedimentationsfallen (Tab. 2) zeigt, dass die angelegten Vertiefungen im Sediment selektiv (Tab. 5) Material zurückhalten können (vgl. GRACA et al. 2004). Unabhängig von der SPM-Fracht des jeweiligen Flussabschnittes war die Effizienz der Fallen jedoch sehr unterschiedlich ausgeprägt. Die Eliminationleistung (Tab. 3 und 7) einer solchen Falle hängt folglich auch von anderen Einflussfaktoren ab.

4.1 Lage der Fallen

Flussmündungen stellen aufgrund der natürlichen Verbreiterung ihres Querschnittes und der damit verbundenen nachlassenden Schleppkraft des Flusses (EISMA 1986, DUKS 1990) prädestinierte Orte für die Anlage einer Sedimentationsfalle dar. Die Warnow-Falle (Tab. 2) in einer Flusskrümmung wurde aus hydrodynamischer Sicht an einem ungünstigen Ort angelegt. Hier wurde selbst bei geringen Fließgeschwindigkeiten (Tab. 1) und sehr hoher SPM-Fracht (Tab. 7) aufgrund einer geringen Sedimentationsrate (Tab. 3) nur vergleichsweise wenig Material in dieser Sedimentvertiefung zurückgehalten (Tab. 7).

Das Mündungsgebiet der Recknitz ist stark exponiert gegenüber windinduzierten Wellen aus dem offenen Saaler Bodden und der damit verbundener Turbulenz und Resuspension. Deshalb wird das von der Recknitz eingetragene Material nur teilweise in der Falle akkumuliert und, insbesondere mit zunehmender Füllung der Falle, weiter in den Saaler Bodden transportiert. Dies verdeutlicht auch die Verteilung des organischen Gehaltes im Sediment (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1991). Die Barthemündung im eher abgeschirmten südlichen Bereich des Barther Stromes war prädestiniert für die Lage der Falle.

4.2 Alter, Form und Füllungsgrad der Fallen

Ein ursprünglich größeres Volumen der Falle und eine größere Wassertiefe über dem Sediment (Tab. 2) begünstigt die Akkumulation in dieser strömungsberuhigten Zone. Obgleich die Sedimentakkumulationsraten (Tab. 3) als linear berechnet wurden, ist anzunehmen, dass die Volumenabnahme der Falle nicht linear verläuft, sondern mit zunehmendem Alter und Füllungsgrad deutlich abnimmt. Die Tatsache, dass die Fallen in etwa einem Jahr Abstand gebaggert wurden (Tab. 2) erschwert deshalb die Effizienzbewertung. Auch die ursprünglich größere und unterschiedliche Fläche, die effektiv für die Sedimentation zur Verfügung stand (Tab. 2), erschwert den Vergleich der Fallen hinsichtlich ihrer realen stofflichen Befrachtung (Tab. 4) bei zudem ungleichen hydrodynamischen Verhältnissen. Da ein erheblicher SPM-Anteil eines bestimmten Partikelspektrums bei entsprechenden Fließgeschwindigkeiten

theoretisch transportiert werden müsste (KLEEBERG 1996), ist die hohe Sedimentakkumulationsrate von 9 m^3 d^{-1} für die Warnow-Falle sicher teilweise dem bodennahen Feinpartikeltransport geschuldet und nicht ausschließlich das Ergebnis einer erhöhten Sedimentationsrate. In den flachen Bodden kommt noch ein Anteil aus der Resuspension hinzu. Beides führt zur Überschätzung der tatsächlichen pelagischen Eliminationsleistung der Fallen. So waren die Unterschiede zwischen dem Sediment inner- und außerhalb der Falle bei der jüngsten Barthe-Falle erwartungsgemäß am deutlichsten ausgeprägt.

4.3 Hydrologisches Regime des Flusses

Abfluss und Fließgeschwindigkeit bestimmen maßgeblich, welches Material transportiert, abgelagert oder wieder resuspendiert wird (vgl. KLEEBERG 1996). Die Fließgeschwindigkeiten (Tab. 1) der untersuchten Flachlandflüsse können als gering angesehen werden, begünstigen demzufolge die Ablagerung von Material in den Sedimentvertiefungen.

4.4. Quantität und Qualität des suspendierten partikulären Materials

Neben der Menge des transportierten Materials ist für dessen Ablagerung die Beschaffenheit der Schweb- und Sinkstoffe entscheidend. Der hohe organische Gehalt des SPM (Tab. 4) indiziert zum einen die hohe Biomasseproduktion (Warnow) und zum anderen die hohe organische Belastung aus landwirtschaftlichen Flächen und/oder Abwässern (Barthe). Im Fall der Warnow jedoch scheint die Masse des SPM nur einen untergeordneten Einfluss auf die Partikelsedimentation zu haben (vgl. KLEEBERG 1996), da das meiste Material in Form von (lebenden?) Planktonorganismen vorhanden ist (vgl. SCHUMANN et al. 1992, BAHNWART et al. 1999). Mit dem hohen Phytoplankton- und Chl a-Anteil (Tab. 4) war die Sedimentation in der Warnow-Falle auch am geringsten. Zudem indiziert auch der Anteil der Partikel < 5 µm die besten Sedimentationsbedingungen in der Recknitz und die ungünstigsten in der Warnow. Die etwa gleich großen Partikel von Recknitz und Barthe sedimentieren bei geringen Fließgeschwindigkeiten (Tab. 1) besser als die geringfügig größeren Partikel der Warnow bei höheren Fließgeschwindigkeiten (vgl. KLEEBERG 1996).

Nur für die Barthemündung ist ein geringer Salzgradient (Barthe/Barther Strom 2 ‰) nachweisbar, der das Wachstum von Mikroflocken (z. B. EISMA 1986, FORSGREN & JANSSON 1992) und damit die Ablagerung von organischem Material begünstigen könnte (DUKS 1990, KLEEBERG 1996).

Zu den Prozessen, die eine P-Akkumulation am Sediment begünstigen, gehört die Adsorption an Fe-Verbindungen (z. B. SCHLUNGBAUM 1982, FORSGREN & JANSSON 1992) und an Sedimentpartikel (KLEEBERG & SCHLUNGBAUM 1993). Das aussinkende Material, einschließlich der verschiedenen P-Formen wird mikrobiell umgesetzt und Phosphor teilweise freigesetzt, wohingegen die Fe-Sedimentation als eher konservativ anzusehen ist (z. B. KOZERSKI et al. 1993). Folglich ist das Eisen der bessere Indikator, um die Sedimentation zu quantifizieren. Die graduelle Zunahme des Fe-Verhältnisses Sediment - SPM von der Warnow zur Barthe zeigt, dass die günstigsten Sedimentationsbedingungen offensichtlich wiederum in der Barthemündung vorherrschend waren. Da P hauptsächlich mit organischem Material assoziiert ist

(KLEEBERG & Schlungbaum 1993, Graca et al. 2004), spielt die Fe-P-Beziehung für das Warnow Sediment nur eine untergeordnete Rolle (Gl. 3). Diese Tatsache schränkt jedoch die Aussagen zur deutlichen Fe-Akkumulation und P-Freisetzung beim Übergang vom SPM zum Sediment nicht ein. So war die P-Freisetzung aus dem SPM vor der Ablagerung im Sediment der Warnow im Vergleich zu dem der Barthe am höchsten. Dies erklärt auch die geringfügigen Unterschiede in den P-Bindungsformen innerhalb und außerhalb der Fallen (KLEEBERG 1996).

4.5 Nährstoffrücklösung aus den Fallen

In den Sedimenten der untersuchten Fallen kam es zur Anreicherung verschiedener Komponenten (Tab. 5). Dies wurde auch in einer aktuellen Studie von gebaggerten Vertiefungen (z_{max} = 11 m, z_{mean} = 7-8 m) in der inneren Puck Bucht der Ostsee belegt (GRACA et al. 2004). Durch das verkleinerte Verhältnis Oberfläche : Tiefe und eine verringerte Resuspension wurde in diesen Vertiefungen 3 mal mehr organischer Kohlenstoff (C_{org}), 3,5 mal mehr Gesamt-N (TN), 1,5 mal mehr organischer P (P_{org}) und 1,7 mal mehr Gesamt-P (TP) im Vergleich zu nicht gebaggerten Bereichen akkumuliert. Als eine Folge wurde in den akkumulierten Sedimenten der als Sedimentationsfallen wirkenden Löchern prozentual mehr der jährlichen Last mineralisiert als in den Sedimenten der nicht gebaggerten Bereiche (C_{org}: gebaggert 42 % / nicht gebaggert 11 %; TN: 44/44; P_{org}: 95/41; TP: 50/21). Der verstärkte Abbau des angereicherten Materials führte zu einer durchschnittlich 7 fachen Erhöhung der P-Freisetzung im Vergleich zu den naturbelassenen Bereichen und teilweise zur H_2S-Bildung und Akkumulation in den Vertiefungen (GRACA et al. 2004).

4.6 Bilanzbetrachtungen

Die Massebilanzbetrachtungen (Tab. 6 und 7) bekräftigen die Unterschiede in der Effizienz der Fallen (Tab. 3). Die Monatsmittelwerte im Untersuchungszeitraum sind mit denen früherer Studien vergleichbar (z. B. GEORGI 1983) und erlauben die Berechnung von Jahresfrachten. Der große Unterschied zwischen der P-Fracht für 1990 (Tab. 7) und der für den Zeitraum 1993–1997 (Tab. 6) ist darauf zurückzuführen, dass 1990 ein Jahr mit einem vergleichsweise geringen mittleren Abfluss war (vgl. Tab. 1).

5 Schlussfolgerungen

Gebaggerte Sedimentationsfallen sind selektiv eliminierende, punktuelle Senken für SPM mit einem hohen Anteil an organischem Material, Eisen und Phosphor. Die Eliminationleistung solcher Fallen ist gewässerspezifisch sehr verschieden. Sie ist abhängig von der Lage der Sedimentvertiefung im Gewässer, ihrer Morphometrie in Abhängigkeit von Alter und Füllungsgrad, dem Abfluss bzw. der Fließgeschwindigkeit des Flusses sowie der SPM-Beschaffenheit (Partikelgröße, Phytoplanktonanteil). Bei unverändert hoher externer Belastung (SPM, Phosphor) ist die Eliminationsleistung gebaggerter Sedimentationsfallen im Vergleich zur Gesamtbelastung nur gering. Aufgrund ihres geringen Lebensalters, d. h. ihrer schnellen Füllung, tragen die

Sedimentationsfallen nur temporär und in geringem Maße zur Reduktion der Belastung bei. Zudem ist eine erhöhte Mineralisierung und verstärkte P-Freisetzung aus dem angereicherten Material zu erwarten. Deshalb haben jegliche Maßnahmen im Einzugsgebiet zur Verringerung der externen Nährstoffbelastung Vorrang vor gewässerinternen Maßnahmen und sind einzig nachhaltig erfolgversprechend.

Literatur

ANDERSEN, J. M. (1976): An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. - Water Research, **10:** 329-331.

BAHNWART, M.; HÜBENER, T & SCHUBERT, H. (1999): Downstream changes in phytoplankton composition and biomass in a lowland river-lake system (Warnow River, Germany). - Hydrobiologia, **391**: 99-111.

BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Materialien zur Umwelt in M-V, Schwerin.

BICK, A. & BURGKHARDT, R. (1989): Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. - Mitteilungen des Zoologischen Museums Berlin, **65**: 237-247.

CORRENS, M. (1976): Charakteristische morphometrische Daten der Bodden- und Haffgewässer der DDR. - Vermessungstechnik, **24**: 459-461.

DUKS, P. (1990): Seston und sein Sedimentationsverhalten unter besonderer Berücksichtigung ökotechnologischer Maßnahmen zur Erhöhung der Sedimentationsrate in Fließgewässern und deren Mündungsbereichen. - Diplomarbeit, Univ. Rostock, FB Biologie. 66 S.

EISMA, D. (1986): Flocculation and deflocculation of suspended matter in estuaries. - Netherland Journal of Sea Research, **20**: 183-199.

FORSGREN, G. & JANSSON, M. (1992): The turnover of river-transported iron, phosphorus and organic carbon in the Vre estuary, northern Sweden. - Hydrobiologia, **235/236**: 585-596.

GEORGI, F. (1983): Untersuchungen zur Variabilität von Quantität und Qualität des Sestons in den Darß-Zingster-Boddengewässern. - Diss., Universität Rostock, FB Biologie. 148 S.

GRACA, B.; BURSKA, D. & MATUSZEWSKA, K. (2004): The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. - Water, Air, and Soil Pollution, **158**: 237-259.

HEERKLOß, R. & VIETINGHOFF, U. (1981): Liste von Biomasseäquivalenten und Koeffizienten für die einheitliche Berechnung bei Komplexexperimenten. - Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, **30**: 31-36.

JEFFREY, S. W. & HUMPHREY, G. (1975): New spectrophotometric equations for determining chlorophyll a, b, c in higher plants, algae and natural phytoplankton. - Biochemie und Physiologie der Pflanzen, **167**: 191-194.

KLEEBERG, A. (1996): Comparative investigations of the efficiency of dredged sedimentation traps for the elimination of phosphorus and suspended matter in river mouth areas: A case study. - Estuaries, **19**: 21-30.

KLEEBERG, A. & SCHLUNGBAUM, G. (1993): *In situ* phosphorus release experiments in the Warnow River (Mecklenburg/ northern Germany). - Hydrobiologia, **253**: 263-274.

KOZERSKI, H.-P.; GELBRECHT, J.& STELLMACHER, R. (1993): Seasonal and Long-term Variability of Nutrients in Lake Müggelsee. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, **78**: 423-437.

LEGLER, CH.; BREITIG, G.; STEPPUHN, G. & VOBACH, V. (1986): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung Band I, VEB Gustav Fischer Verlag Jena. 517 S.

LORENZEN, C. J. (1967): Determination of chlorophyll and phaeopigment: Spectrophotometric equation. - Limnology & Oceanography, **12**: 343-347.

MEWES, M. (2004): Nährstoffausträge in die Ostsee aus diffusen Quellen Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge, **12**: 89-102.

MURPHEY, J. & RILEY, J. P. (1962): A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. - Analytica Chimica Acta, **27**: 31-36.

NAUSCH, G. (1981): Die Sedimente der Darß-Zingster-Boddengewässer - Zustandsanalyse und Stellung im Phosphorkreislauf. - Dissertation, Universität Rostock, FB Biologie. 148 S.

NAUSCH, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1991): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, **76**: 451-463.

PASTUSZAK, M.; NAGEL, K.; GRELOWSKI, A.; MOHRHOLZ, V. & ZALEWSKI, M. (2003): Nutrient dynamics in the Pommeranian Bay (Southern Baltic): Impact of the Oder River outflow. - Estuaries, **26**: 1238-1254.

ROHDE, K. H. & NEHRING, D. (1979): Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. - Geodätische Geophysikalische Veröffentlichungen, Reihe IV, **22**: 1-69.

SCHIEWER, U. (1998): 30 years' eutrophication in shallow brackish waters – lessons to be learned. - Hydrobiologia, **363**: 73-79.

SCHLUNGBAUM, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 11: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. - Acta hydrochimica et hydrobiologica, **10**: 135-152.

SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; KRECH, M. & KWIATKOWSKI, B. (2001): Die Darß-Zingster Boddenkette – Eine Studie. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Schriftenreihe Heft **1**/2001: 1-209.

SCHUMANN, R.; SIEVERT, C. & SCHIEWER, U. (1992): Structural composition of pelagic communities in the river Warnow and their changes. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, **77**: 173-185.

VOGLER, P. (1975): Analysenautomation in Wasserlaboratorien mit flow-stream Automaten. - Acta hydrochimica et hydrobiologica, **3**: 145-158.

VOGLER, P. (1976): Analysenautomation in Wasserlaboratorien mit flow-stream-Automaten - Teil 5. - Acta hydrochimica et hydrobiologica, **4**: 115-127.

WESTRICH, B. (1988): Fluvialer Feststofftransport - Auswirkungen auf die Morphologie und Bedeutung für die Gewässergüte. - Schriftreihe Gas Wasser Fach - Wasser-Abwasser, **3**: 121-130.

Autor:

Andreas Kleeberg
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 301
12587 Berlin

Email: Kleeberg@igb-berlin.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	55 - 68	Rostock 2005

Christiane FENSKE

Renaturierung von Gewässern mit Hilfe der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)

Using zebra mussels (*Dreissena polymorpha* [Pallas, 1771]) for the restoration of water bodies

Abstract

Mussels are able to reduce the amount of suspended matter in the water, because their metabolism is based on filtering. By transforming it into biomass, they decrease the concentration of nutrients available for the phytoplankton which in turn leads to higher transparency and a lower trophic level. Moreover, mussel beds passively hold back suspended matter and offer a valuable habitat for many other species.

For restoration and amelioration of the water quality in the Odra Lagoon two measures are possible: 1) Using *Dreissena polymorpha* as a last step in water treatment plants or other dischargers into the Odra river ("bioremediation") 2) Supporting the settlement of *Dreissena polymorpha* in the Odra Lagoon ("restoration"), thus reducing the trophic status *in situ*. Both measures together could lead to a more nature-oriented situation of the Odra Lagoon. Today's polytrophic status could be converted into a self-stabilising eutrophic status.

By investigating settlement and filtration of *Dreissena polymorpha* in the Odra Lagoon, the preconditions for a supported mussel settlement were examined. Based on these results, the necessary size of mussel beds to use up the existing carbon surplus was estimated. Examination of the relevant legal framework showed that the supported settlement of *Dreissena polymorpha* would not collide with any national or international law applicable.

Keywords: nature restoration, *Dreissena polymorpha*, filtration, settlement, eutrophication, remesotrophication, Odra Lagoon

1 Einführung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie[1] (WRRL) verpflichtet die EU-Mitgliedsstaaten, bis zum Jahr 2015 einen „guten ökologischen Zustand“ für alle Oberflächengewässer und das Grundwasser zu erreichen. In Deutschland ist diese

[1] Offizieller Titel: „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“, in Kraft getreten am 22.12.2000, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L327, S. 1

Vorgabe nun im Wasserrahmengesetz (§25a) verankert. An die Stelle vieler einzelner sektoraler Richtlinien[2] tritt mit der Wasserrahmenrichtlinie nun ein ganzheitlicher Ansatz, nach dem die Gewässer flussgebietsbezogen zu bewirtschaften sind, d.h. von der Quelle bis zur Mündung mit allen Zuflüssen. Nicht Staats- und Ländergrenzen sind mehr ausschlaggebend, sondern die Grenzen der hydrologischen Einzugsgebiete.

Dies bietet die Chance, umfassende Konzepte zur Sanierung auch von Küstengewässern zu entwickeln. Beispielhaft soll hier ein Entwurf für die Renaturierung des an der deutsch-polnischen Grenze gelegenen Oderhaffs vorgestellt werden. Der Kern des Konzeptes ist die Nutzung der Filtrationsleistung der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771) zur Verbesserung der Wasserqualität. Dies wäre ein wichtiger Schritt auf dem Weg zum „guten ökologischen Zustand“ des Gewässers.

Das Oderhaff ist durch seine natürliche Lage am Ende des 866 km langen Oderflusses mit einem großen Einzugsgebiet von 118.780 km² (UMWELTBUNDESAMT 1994) und den vorgelagerten Inseln Usedom und Wollin dazu prädestiniert, viele im Wasser mitgeführte Substanzen zurückzuhalten. Lange Zeit sprach man von „Puffer- und Filterwirkung“ der Bodden und Haffe. Wie sich bei dem Forschungsprojekt GOAP (Greifswalder Bodden und Oderästuar-Austauschprozesse) jedoch zeigte, wird zwar die Strömungsgeschwindigkeit des Wassers weiterhin verlangsamt, aber von den Wasserinhaltsstoffen wird mittlerweile nur noch sehr wenig im Oderhaff zurückgehalten, nämlich etwa 2-5 % der Nährstoffe und 15 % der Schwermetalle (LAMPE 1998). Der größte Teil der Einträge fließt unverändert in die Ostsee, besonders im Winter, wenn aufgrund der niedrigen Temperaturen nur geringe biologische Umsätze stattfinden (LAMPE 1996).

Der größte Teil des Haffs ist schlickbedeckt, nur noch in Ufernähe gibt es einige Restbestände von Makrophyten, nämlich *Potamogeton pectinatus, P. perfoliatus, Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis* und *Cladophora sp.* (GÜNTHER 2000, unveröffentlicht).

2 Material und Methoden

Details zu der Methodik und den Ergebnissen der Experimente sind bei FENSKE (2003) dargestellt.

2.1 Makrozoobenthos-Probennahme

Zum Makrozoobenthos werden im Allgemeinen Tiere des Gewässerbodens gezählt, die größer sind als 1 mm.

Das Makrozoobenthos wurde 1996 und 1998 monatlich an fünf repräsentativen Stationen des Kleinen Haffs untersucht, dabei wurden je eine Schlickstation, eine Sandstation und drei Muschelbänke beprobt. Es wurde ein Kastengreifer verwendet

[2] z.B. Badegewässer-Richtlinie, Richtlinie zum Schutz der einheimischen Fischfauna, Richtlinie zum Schutz der Muschelgewässer usw.

mit einer Ausstechfläche von 60 cm² und einer Eindringtiefe in das Sediment von 25-30 cm. Pro Station wurden je drei parallele Proben genommen und an Bord gesiebt (500 µm Maschenweite). Anschließend wurden die Tiere im Labor bestimmt (lebend unter dem Binokular, Vergrößerung 10-40fach) und die Frisch- und Trockenmassen ermittelt.

2.2 Filtrationsexperimente

2.2.1 Geschlossenes System

Je 10 Wandermuscheln einer Größenklasse wurden in jeweils 3-5 Parallelen in definierten Wassermengen gehalten (1,5 l oder 2,2 l). Als Kontrolle diente ein Ansatz ohne Muscheln. Die Belüftung erfolgte über Aquariensprudelsteine.

Nach Fütterung mit je 0,2 g Bäckerhefe (*Saccharomyces cerevisiae*) pro Ansatz wurden in regelmäßigen Abständen (nach 30 Minuten, 1, 2, 4, 6, 10, 20 und 21 h) Wasserproben entnommen und auf ihre Trübung untersucht (620 nm, Nanocolor 200D). Als Standard wurde reine Hefelösung in verschiedenen Konzentrationen verwendet. Die Versuche wurden bei verschiedenen Temperaturen (13-25 °C) durchgeführt.

2.2.2 Durchflusssystem

Um die Filtrationsleistung bei möglichst natürlichen Bedingungen zu ermitteln, wurde ein selbst entwickeltes Durchflusssystem verwendet, bei dem die Muscheln stets mit frischem Haffwasser versorgt wurden (Abb. 1). In mehrtägigen Freilandversuchen im Herbst 1999 auf der Forschungsplattform Meta 2 (GKSS Forschungszentrum Geesthacht) und auf dem Forschungsschiff „Ludwig Prandtl“ wurde ein modifiziertes Abflussrohr als Versuchsanordnung verwendet (2,15 m lang, Durchmesser 20 cm, Volumen 47 l). Das Rohr war mit Spezialdeckeln an beiden Enden verschlossen, in der Mitte war ein durchsichtiger aufklappbarer Deckel angebracht. Ein Ende wurde erhöht aufgestellt, so dass ein langsamer gleichmäßiger Durchfluss gewährleistet war. Das eingeleitete frische Haffwasser wurde zur Erzeugung einer möglichst laminaren Strömung durch eine Scheibe mit gleichmäßigen Bohrungen (Durchmesser 10 mm) geführt, dann über die in der Mitte des Rohres platzierten Muscheln und schließlich über einen Wasserhahn am hinteren Ende des Rohres abgeführt. Es wurden natürliche Gemeinschaften von Muscheln verwendet mit einer Schalenlänge von 4-27 mm (Mittelwert 18 mm). Eine Versuchsserie lief mit 1100, die andere mit 1828 Muscheln.

50 ml-Wasserproben wurden vor und nach der Passage der Muscheln entnommen, um darin folgende Parameter zu messen:

- Trübung
- Seston (Schwebstoffe)
- organischer Kohlenstoff (TOC) und
- Chlorophyll a (nach GOCKE 1988).

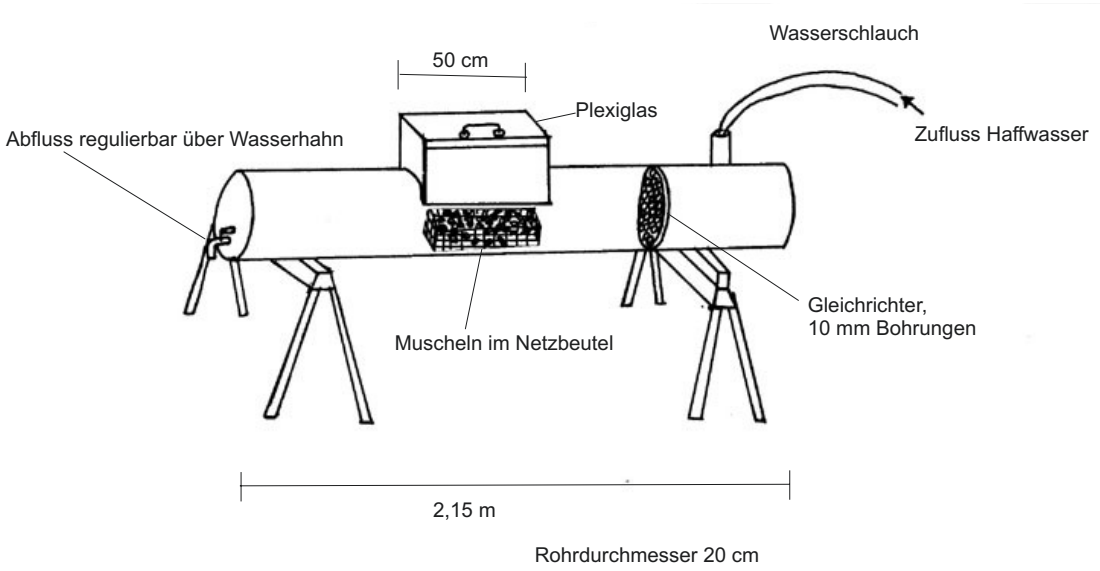


Abb. 1 Durchflussrohr zur Ermittlung der Filtrationsrate der Wandermuscheln

2.3 Ansiedlungsexperimente

An drei Stationen im Haff (im Westen, zentral und an der deutsch-polnischen Grenze gelegen) wurden fünf verschiedene Materialien in Bezug auf die Ansiedlung von *Dreissena*-Larven getestet: Holz (Fichte), Backsteine, Muschelschalen von *Mya arenaria*, Fischereinetze und PVC-Platten. Diese Materialien wurden für vier Monate (Juli-November 1998 und 1999) in verschiedenen Tiefen (1 bis 4 m) ausgebracht. Zwei der verwendeten Versuchsanordnungen sind in Abb. 2 und Abb. 3 dargestellt.

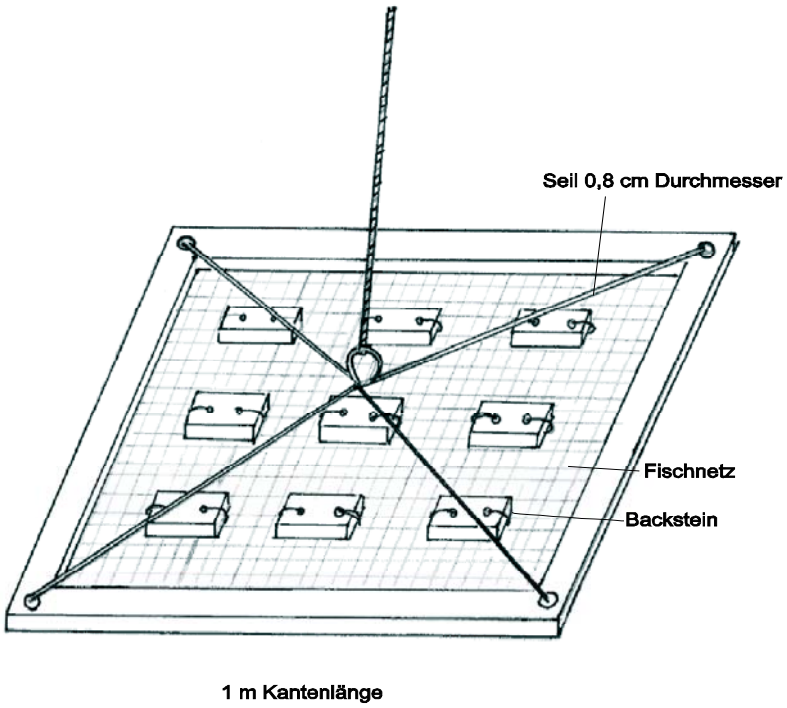


Abb. 2 Besiedlungsrahmen

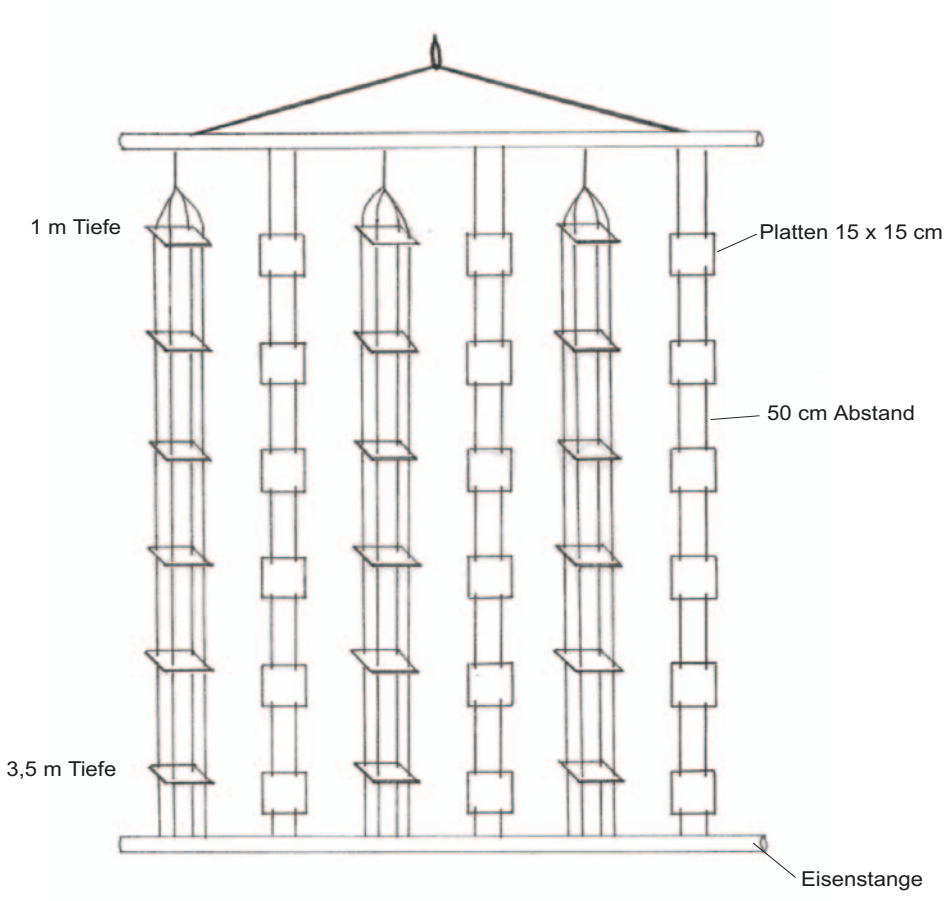


Abb. 3 Gerät zur Überprüfung der Ansiedlung von *Dreissena polymorpha*. An verschiedenen Stellen wurden je 36 Holz- oder PVC-Platten im Haff versenkt und nach vier Monaten wieder auf ihre Besiedlung mit Muscheln hin untersucht.

3 Ergebnisse

3.1. Ergebnisse der Wasseranalysen

Hier sollen nur ausgewählte Ergebnisse vorgestellt werden, für Details sei noch einmal auf FENSKE (2003) verwiesen.

Die **Wassertemperaturen** im Oderhaff liegen zwischen 0°C (Eisdecke in kalten Wintern) und 23°C im Sommer. Ab Ende April/Anfang Mai werden 10°C überschritten, dies ist die Voraussetzung für die erfolgreiche Befruchtung der Eier von *Dreissena polymorpha*; für die Larvalentwicklung sind 12-24°C nötig (SPRUNG 1993).

Aufgrund der geringen Wassertiefe (durchschnittlich 4,40 m) ist die **Sauerstoff**versorgung gut, es wurden Sättigungswerte von 106,3 % an der Oberfläche und 105,1 % am Gewässergrund erreicht (Mai-Nov. 1998). Die absoluten Sauerstoffgehalte lagen im Mittel bei 10,7-10,8 mg/l.

Die durchschnittliche **Salinität** schwankt zwischen 0,5 und 1,4 ‰ (Leitfähigkeit im Mittel 2,00 mS cm^{-1}), das Kleine Haff zählt damit zur β-mixo-oligohalinen Zone (0,5-3 ‰).

Die **Nährstoffanalysen** zeigen einen stark eutrophen bis polytrophen Zustand an, die **Sichttiefen** lagen im Mittel zwischen 80 und 90 cm.

Die **Chlorophyll a**-Konzentrationen erreichten 1996 einen Mittelwert von 21,40 µg l^{-1}, 1998 waren es 40,41 µg l^{-1}. Der durchschnittliche Gehalt an **organischem Kohlenstoff** lag 1998 bei 11,84 mg l^{-1}. Dies entsprach einem Drittel des Gesamtkohlenstoffgehalts (33,73 mg l^{-1}).

3.2. Makrozoobenthos an repräsentativen Stationen im Oderhaff

Bei der Besiedlung der drei großen Habitate Sand, Schlick und Muschelbänke gibt es große Unterschiede: Besonders hohe Abundanzen, bis über 40.000 Tiere m^{-2} wurden auf den Muschelbänken gefunden, die Sandbereiche liegen im Mittelfeld mit etwa 10.000 Tieren m^{-2}, und auf den Schlickflächen sind es maximal 2.700 Tiere m^{-2}.

Auf den *Dreissena*-Muschelbänken sind sowohl die meisten Arten als auch die meisten Individuen zu finden. Folgende 38 Taxa wurden insgesamt in allen Habitaten nachgewiesen:

Cnidaria
- Hydrozoa
  - *Hydra sp*.
  - *Pelmatohydra oligactis* (PALLAS)
  - *Cordylophora caspia* (PALLAS)

Plathelminthes
- Turbellaria, Tricladida
  - *Planaria torva* O.F. MÜLLER
  - *Dendrocoelum lacteum* (O.F. MÜLLER)
  - *Dugesia lugubris* (O. SCHMIDT)
  - *Polycelis tenuis* IJMA
  - *Bdellocephala punctata* (PALLAS)

Nemertini
- *Prostomatella obscura* (SCHULTZE)

Nemathelminthes
- Nematoda

Mollusca
- Bivalvia
  - *Dreissena polymorpha* (PALLAS)
  - *Pisidium spp*.
  - *Anodonta anatina* (L.)
- Gastropoda
  - *Bithynia tentaculata* (L.)
  - *Valvata piscinalis* (O.F. MÜLLER)
  - *Valvata cristata* O.F. MÜLLER
  - *Theodoxus fluviatilis* (L.)

Potamopyrgus antipodarum (SMITH)
Gyraulus crista (L.)
Radix ovata (DRAPARNAUD)

Annelida
Polychaeta
Marenzelleria viridis (VERRILL)
Clitellata
Oligochaeta
Criodrilus lactuum (HOFFMEISTER)
Stylaria lacustris (L.)
Potamothrix hammoniensis (MICHAELSEN)
Chaetogaster limnaei (v. BAER)
Hirudinea
Glossiphonia complanata (L.)
Glossiphonia heteroclita (L.)
Helobdella stagnalis (L.)
Erpobdella octoculata (L.)
Hemiclepsis marginata (O.F. MÜLLER)

Arthropoda
Crustacea
Cirripedia
Balanus improvisus DARWIN
Ostracoda
Malacostraca
Isopoda
Asellus aquaticus (L.)
Amphipoda
Gammarus sp.
Gammarus tigrinus SEXTON
Insecta
Ephemeroptera
Diptera
Chironomidae
Ceratopogonidae
Bezzia sp.

An den Schlickstationen setzte sich das Makrozoobenthos typischerweise zu 75 % aus Oligochaeten und zu 25 % aus Chironomiden zusammen. Die Sandstationen waren dominiert von *Marenzelleria viridis* (90 %). An den Muschelbankstationen variierte der Anteil von *Dreissena polymorpha* von 15 bis 54 % (vgl. Abb. 4).

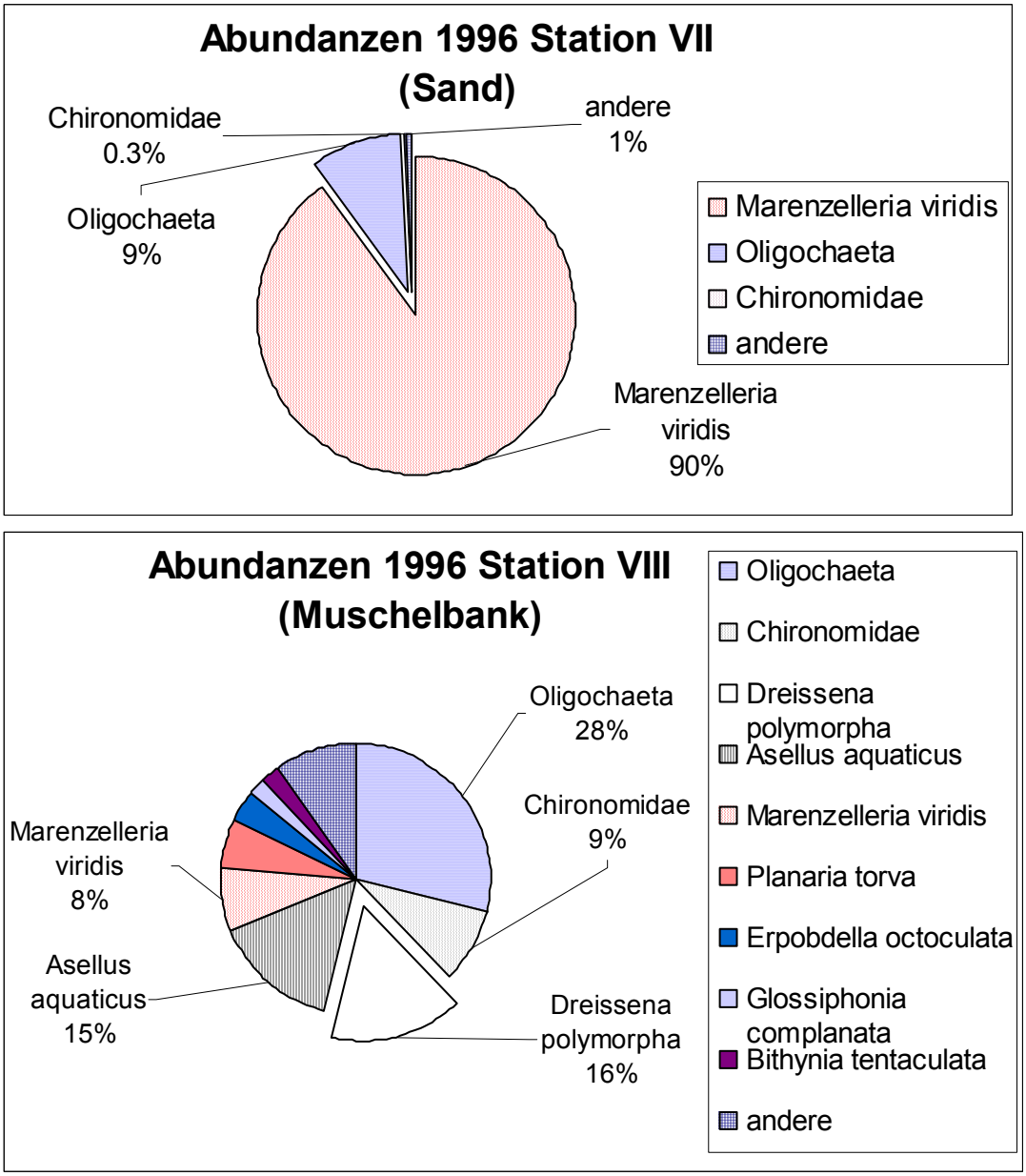


Abb. 4 Makrozoobenthos an ausgewählten Stationen im Oderhaff (durchschnittliche Abundanzen, basierend auf monatlichen Probenahmen von April bis November 1996)

Die **Frischmasse** (FM) des Makrozoobenthos im Jahresmittel 1996 lag auf den arten- und individuenarmen Schlickflächen bei 14,7 g m^{-2}, auf den Sandbänken wurden 1070,6 g/m² und auf den Muschelbänken durchschnittlich 2066 g/m² erreicht, an einer Station sogar 2752,6 g FM m^{-2}. Das heißt, dass auf den Sandflächen rund 73-mal mehr Biomasse als auf den Schlickflächen gebildet wurde und auf den Muschelbänken sogar 141-mal mehr. An der Muschelbank-Station IV, bei der *Dreissena* im Jahresdurchschnitt 1998 zahlenmäßig nur 15 % der Gesamtabundanz ausmachte, stellte sie dennoch den übergroßen Teil der Biomasse, nämlich 93 % bezogen auf die Frischmasse oder 79 % der Gesamttrockenmasse (ohne Muschelschalen!).

3.3 Filtrationsleistung von *Dreissena polymorpha*

Je höher die Temperatur desto größer war die Anzahl zurückgehaltener Zellen. Eine Muschel mit 22-25 mm Schalenlänge filterte bei 13 °C 59,6 $\cdot 10^6$ Hefezellen h^{-1} l^{-1} aus dem Wasser, bei 20 °C wurden 193,5 $\cdot 10^6$ Zellen h^{-1} l^{-1} und bei 25 °C 206,7 $\cdot 10^6$ Zellen h^{-1} l^{-1} herausgefiltert. Die individuellen Filtrationsraten wurden nach COUGHLAN (1969) berechnet, dazu wurden die drei Parallelen und die Ergebnisse für mehrere Zeitpunkte (1 h, 2h, 4h …) gemittelt (Abb. 5).

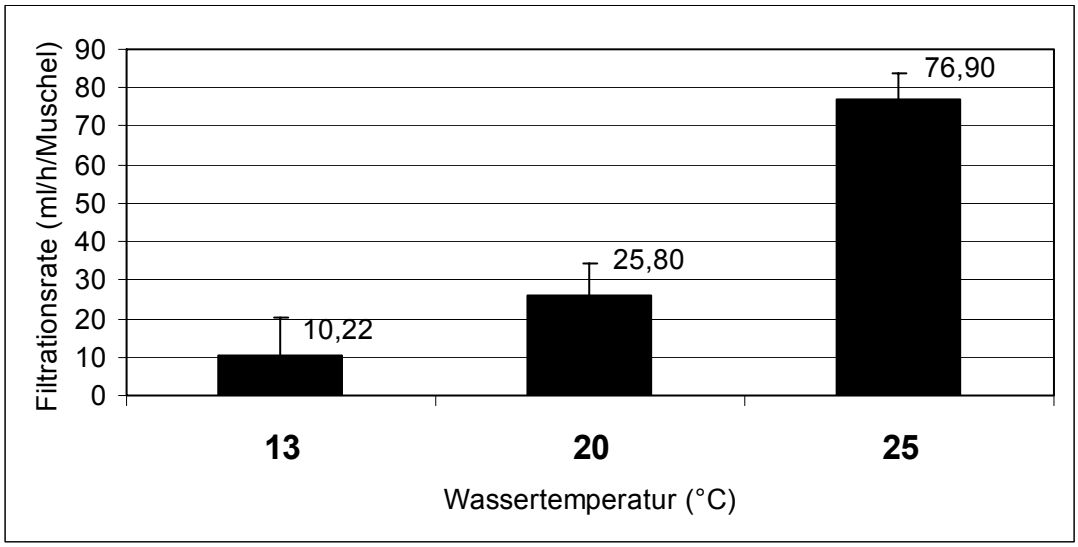


Abb. 5 Individuelle Filtrationsleistung bei verschiedenen Temperaturen (Mittelwerte und Standardabweichung), berechnet aus den Filtrationsversuchen im geschlossenen System

Bei den Durchflussexperimenten ergab sich unter Berücksichtigung aller Parameter (Chlorophyll, Seston, TOC, Trübung) bei 12 °C eine Filtrationsrate von 16,3 ± 6,2 ml Muschel^{-1} h^{-1} und bei 20 °C 13,0 ± 6,1 ml Muschel^{-1} h^{-1}.

Somit wurden im geschlossenen und im Durchflusssystem ähnliche Filtrationsraten erzielt (im Temperaturbereich bis 20 °C rund 10-25 ml Muschel^{-1} h^{-1}).

3.4 Ansiedlung von *Dreissena polymorpha* an verschiedenen Materialien

Bezogen auf die durchschnittliche Anzahl neu angesiedelter Muscheln ergab sich folgende Rangfolge in der Attraktivität der Substrate: Netz > Holz > Steine > PVC > *Mya*-Muschelkette. Auf dem Fischnetz lag die durchschnittliche Besiedlungsdichte bei 6388 Muscheln m^{-2}, die maximale Besiedlungsdichte (Einzelwert) bei 15771 Tieren m^{-2}. Die horizontal ausgerichteten Materialien wurden signifikant stärker besiedelt als die vertikal ausgerichteten (ANOVA, Games-Howell post hoc Test p= 0,029). Zwischen den Tiefen gab es keine signifikanten Unterschiede.

4 Diskussion

Das schwach salzhaltige Wasser des Oderhaffs schränkt die an limnische Verhältnisse angepassten Wandermuscheln in ihrer Filtrationsleistung bereits etwas ein. Im Vergleich mit Werten aus der Literatur (z.B. KLEE 1971, REEDERS & BIJ DE VAATE 1990) liegen die im Oderhaff erzielten Raten (10-25 ml Muschel^{-1} h^{-1}) eher am unteren Ende. Bei einer mittleren Abundanz von 14600 Muscheln m^{-2} (FENSKE & GÜNTHER, unveröffentl. Daten 1996-99) und einer Gesamtmuschelfläche im Kleinen Haff von 38,5 km² (Mittelung der Ergebnisse von GÜNTHER (1998) und der auf Videountersuchungen basierenden Bestandserfassung von ANDRES 1993) könnten die Muscheln theoretisch das gesamte Wasser des Kleinen Haffs (1,026 km³ - BUCKMANN et al. 1998) in sieben Tagen filtrieren. Könnte man die Muschelflächengröße auf 50 km² vergrößern, so wären die Muscheln bei derselben Abundanz in der Lage, das Wasser des Haffs in fünf Tagen zu filtern. Bei 61 km² wären es vier Tage. Praktisch wird jedoch nicht der gesamte Wasserkörper filtriert, da das Wasser nicht stagniert, sondern das Haff durchströmt oder an ruhigen Tagen ein Teil des Wassers über den Muschelbänken mehrfach filtriert wird.

Vorschläge zur Renaturierung

Zur Verbesserung der Wasserqualität des Oderhaffs müssten zunächst die Nähr- und Schadstoff-Einträge in das Oderhaff gesenkt werden. Das Einzugsgebiet der Oder liegt zu 89 % in Polen, 6 % in Tschechien und 5 % in Deutschland (UMWELTBUNDESAMT 1994). Der Neubau und Ausbau von Kläranlagen in Polen könnte daher die Einträge schon deutlich senken. Als Ergänzung konventioneller Anlagen könnte man *Dreissena polymorpha* als biologischen Wasserfilter mit einsetzen. KUSSEROW et al. (2002) testeten textile Aufwuchsträger (Käfige mit 1x1x1m Kantenlänge mit dicht hineingehängten Netzen) in Schönungsteichen von Kläranlagen. Die Pilotprojekte erwiesen sich als sehr erfolgreich. Auf den grob gewirkten Netzen aus Polypropylen mit großer Oberfläche (12 m² m^{-2}) siedelten sich in zuvor ausgewählten Gewässern im Schnitt 75000 *Dreissena*-Muscheln m^{-2} und auch eine Vielzahl anderer Organismen an. Die Käfige wurden dann in die Schönungsteiche gebracht und bewirkten dort eine starke Reduktion der Schwebstoffe. In Laborexperimenten wurde gezeigt, dass auch Enterokokken, *E. coli* und Phagen weitgehend eliminiert wurden (KUSSEROW et al. 2004).

Solche Aufwuchsträger wären auch geeignet, um z.B. in Gräben Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen zu reduzieren. Kompakte Käfige bieten, im Gegensatz zu größerflächig eingebrachten Steinen oder anderen Substraten, den Vorteil, dass sie auch relativ gut wieder aus dem Wasser entfernt werden könnten.

Für das Oderhaff bietet sich als Restaurierungsmaßnahme das Einbringen von horizontalen, grob gewirkten Netzen an (Abb. 6), die etwas über dem Sediment schweben sollten (mit Hilfe von Schwimmleinen, Bojen und Ankern). Auf diesen könnten sich junge Muscheln anheften und kleine Muschelklumpen bilden. Falls sich bei Sturm oder sehr dichter Besiedlung Muschelklumpen vom Netz lösen, könnten diese wieder neuer Ansiedlungspunkt für andere Muscheln sein. Potentiell könnte die *Dreissena*-Population im Haff viel größer sein, wenn nur genügend Anheftungssubstrat vorhanden wäre. Eine vergrößerte Population könnte, wie oben angegeben, die

Schwebstoffe im Haff deutlich reduzieren und damit zu mehr Sichttiefe und einer besseren Wasserqualität beitragen. Größere Sichttiefen würden es auch Makrophyten erlauben, sich wieder anzusiedeln, vorausgesetzt, das Sediment ist nicht zu schlickig. Der Überschuss an Nährstoffen würde in den Makrophyten und den Muschelkörpern festgelegt oder z.T. in Form von Fäzes oder Pseudofäzes wieder ausgeschieden werden. Da diese Ausscheidungen von einer feinen Membran umgeben sind, sind die Nährstoffe nicht mehr so leicht verfügbar, als wenn sie frei im Wasser schweben. Das Phytoplanktonwachstum würde daher reduziert.

Pseudofäzes sind reich an Bakterien und stellen eine wertvolle Nahrungsquelle für Chironomidenlarven dar (IZVEKOVA & LVOVA-KATCHANOVA 1972). Auch die sich auf den Muscheln ansiedelnden anderen Makrozoobenthosarten, insbesondere die Filtrierer und Detritusfresser, könnten den vorhandenen Kohlenstoffüberschuss aus der hohen Primärproduktion noch weiter reduzieren und damit die Wirkung der Muscheln verstärken.

Die ungeplanten Freilandexperimente, die sich durch die Einschleppung von *Dreissena polymorpha* in die nordamerikanischen Gewässer ergaben, zeigten nach der Besiedlung mit *Dreissena* oft enorme Vergrößerung der Sichttiefen (z.B. von 1,40 auf 3,00 m im Huron-See) und Verringerung der Konzentrationen von Gesamtphosphor und von Chlorophyll (um 48 bzw. 66 %) (FAHNENSTIEL et al. 1995).

Von natürlichen Miesmuschelbänken sind recht hohe Freisetzungsraten von Ammonium bekannt (ASMUS & ASMUS 1991), jedoch wurden bei kultivierten, frei hängenden Muscheln keine solch hohen Nährstofffreisetzungen beobachtet (SMAAL 1991).

Fazit: Die Unterstützung der *Dreissena*-Population könnte das System in Gang setzten, sich in Richtung einer niedrigeren trophischen Ebene zu bewegen und sich dort zu stabilisieren. Das Selbstreinigungspotential des Gewässers könnte auf diese Weise deutlich verbessert werden.

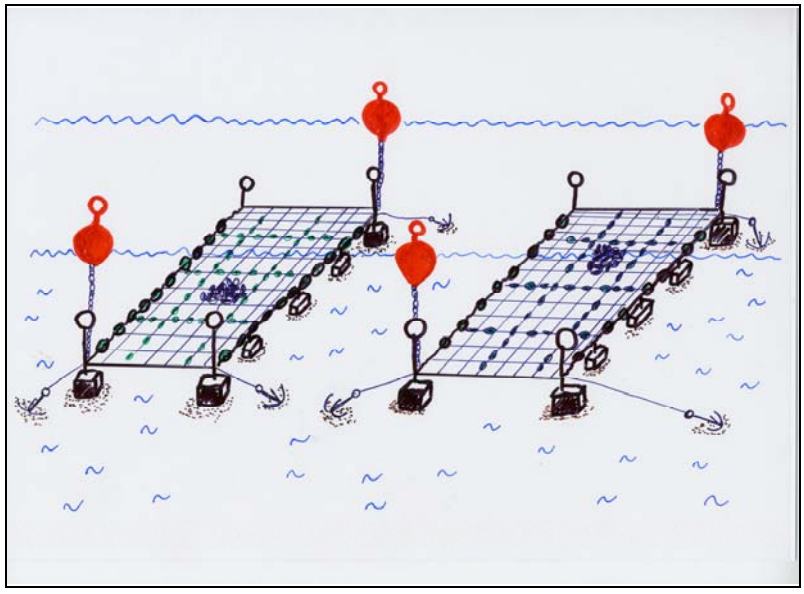


Abb. 6 Schwimmnetze zur unterstützten Ansiedlung von Dreissena polymorpha im Oderhaff

Die Kosten für 10 solcher Schwimmnetze (Abb. 6) aus Jute (Größe: 200 x 2 m) würden inklusiv der benötigten Gewichte, Anker, Bojen, Schwimmleinen, Bootskosten und Taucher bei etwa 20000 € liegen. Bei Verwendung von unverrottbaren Polyamidnetzen ergäben sich rund 42000 €. Letztere hätten den Vorteil, dass man sie, mitsamt den darauf angesiedelten Muscheln, auch nach längerer Zeit wieder aus dem Gewässer entfernen kann, so dass Biomasse, und damit auch Nährstoffe aus dem System genommen werden.

Um den Erfolg der Maßnahme beurteilen zu können, sollte in regelmäßigen Abständen

- die Populationsentwicklung von *Dreissena*,
- die Trophie im Oderhaff und
- die Bestände der Makrophyten erfasst werden.

Wenn die Muscheln aus dem Gewässer entnommen und eventuell weiterverwendet werden sollen, muss außerdem ihr Gehalt an Schwermetallen und anderen Schadstoffen überprüft werden.

Gebietsfremde Art?

Die Förderung einer Art, in diesem Falle *Dreissena polymorpha*, setzt die gewissenhafte Prüfung voraus, ob diese Art nicht ein störender Eindringling in einem funktionierenden System wäre. Man sollte vermeiden, neue Arten anzusiedeln, da auf diese Weise bestehende Gleichgewichte gestört werden können. *Dreissena polymorpha* wird oft als Neozoon bezeichnet; Neozoen sind Tiere, die seit Beginn der Neuzeit (1492) unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein neues Gebiet gelangt sind und dort neue Populationen aufgebaut haben (Definition nach KINZELBACH 1996).
Da sich *Dreissena*, unterstützt durch den Bau von Kanälen und intensiven Schiffsverkehr, im Laufe des 19. Jahrhunderts in Deutschland ausbreitete, würde sie nach dieser Definition als Neozoon zählen. Anders als in Nordamerika kann *Dreissena* in Norddeutschland jedoch nicht uneingeschränkt als neue invasive Art gewertet werden, da sie bereits vor der letzten Eiszeit hier vertreten war (MEISENHEIMER 1901). Das Verbreitungsareal der Art nimmt nun also wieder die ursprüngliche Ausdehnung an (postglaziale Remigration). *Dreissena polymorpha* ist daher als heimische Art anzusehen. Eine mögliche Verfälschung oder Gefährdung der heimischen Fauna ist somit nicht gegeben.

Juristische Prüfung

Die Förderung der *Dreissena*-Bestände im Haff durch Bereitstellung geeigneten Besiedlungssubstrates wurde auf wasserrechtliche und naturschutzrechtliche Anforderungen geprüft (FENSKE 2003). Nach derzeitigem Recht stünde die Maßnahme vollkommen im Einklang mit den Geboten und Verboten z.B. des Wassergesetzes des Landes Mecklenburg-Vorpommern und dem Landesnaturschutzgesetz. Es bedürfte lediglich einer Genehmigung durch die obere Naturschutzbehörde (das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie).

Zusammenfassung

Muscheln sind aufgrund ihrer filternden Lebensweise in der Lage, den Schwebstoffgehalt im Wasser zu reduzieren und Nährstoffe durch Umwandlung in Biomasse festzulegen. Zudem halten Muschelbänke passiv Schwebstoffe zurück und bieten wertvollen Lebensraum für weitere Arten.

Zur Renaturierung und zur Verbesserung der Wasserqualität im Oderhaff bieten sich daher zwei Möglichkeiten an: zum einen der Einsatz von *Dreissena polymorpha* nachgeschaltet in Kläranlagen oder anderen Einleitern in die Oder („Sanierung"), zum anderen die unterstützte Ansiedlung von *Dreissena* im Oderhaff („Restaurierung"), um dort die Trophie zu senken. Beide Maßnahmen zusammen könnten zu einem naturnäheren Zustand des Oderhaffs führen („Renaturierung"). Statt der heutigen polytrophen Situation könnte ein sich selbst stabilisierender eutropher Status erreicht werden.

Mit Ansiedlungs- und Filtrationsexperimenten im Kleinen Haff wurden die Voraussetzungen für eine unterstützte Muschelansiedlung geprüft und darauf aufbauend Berechnungen durchgeführt, wie groß die Muschelbänke sein müssten, um den vorhandenen Kohlenstoffüberschuss aufzuzehren. Die Prüfung der zu berücksichtigenden Rechtsgrundlagen ergab, dass die vorgeschlagene Maßnahme einer unterstützten Ansiedlung von *Dreissena* im Oderhaff nicht als Eingriff in Natur und Landschaft zu bewerten wäre und sich auch aus anderen maßgeblichen rechtlichen Vorschriften keine negative Bewertung ergäbe.

Literatur

ANDRES, D. (1993): Video- und Fotodokumentation der Bestände von *Dreissena polymorpha* PHALLAS (sic!) im Oderhaff. Aldebaran Marine Research and Broadcast, 24143 Kiel, 29 S.

ASMUS, R.M. & ASMUS, H. (1991): Mussel beds – limiting or promoting phytoplankton. - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **148(2)**: 215-232.

BUCKMANN, K.; GEBHARDT, U.; WEIDAUER, A.; PFEIFFER, K.D.; DUWE, K.; FEY, A.; HELLMANN, B. & POST, J. (1998): Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und angrenzenden Küstengewässern. - Greifswalder Geographische Arbeiten, **16**: 12-41.

COUGHLAN, J. (1969): The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. - Marine Biology, **2:** 356-358.

FAHNENSTIEL, G.L., LANG, G.A., NALEPA, T.F. & JOHENGEN, T.H. (1995): Effects of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) Colonization on Water Quality Parameters in Saginaw Bay, Lake Huron. - Journal Great Lakes Research, **21(4):** 435-448.

FENSKE, C. (2003): Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) im Oderhaff und ihre Bedeutung für das Küstenzonenmanagement. - Dissertation an der Universität Greifswald, 2003.

GOCKE, K. (1988): Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the third stage. Baltic Sea Proceedings 27 A-D, HELCOM, Helsinki.

GÜNTHER, B. (1998): Die Bedeutung des Makrozoobenthos für den Kohlenstoffumsatz im Sediment. - Greifswalder Geographische Arbeiten, **16**: 286-315.

IZVEKOVA, E.I. & LVOVA-KATCHANOVA, A.A. (1972): Sedimentation of suspended matter by *Dreissena polymorpha* Pallas and ist subsequent uitilization by Chironomidae larvae. - Pol. Arch. Hydrobiol., **19(2)**: 203-210.

KINZELBACH, R. (1996): Die Neozoen. In: GEBHARDT, H.; KINZELBACH, R.; SCHMIDT-FISCHER, S.: Gebietsfremde Tierarten. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, 316 pp.

KLEE, O. (1971): Die größte Kläranlage im Bodensee: eine Muschel. Mikrokosmos 60. Jg., Heft 5: 129-132.

KLEE, O. (1993): Wasser untersuchen. Biologische Arbeitsbücher. Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.

KUSSEROW, R.; MÄHLMANN, J.; MÖRTL, M.; RÖSKE, I.; ARNOLD, R.; FUCHS, H. (2002): Biologischer Wasserfilter. grünForum. LA, no. 9: 48-49.
KUSSEROW, R.; SCHRÖTER-BOBSIN, U.; MÄHLMANN, J.; & RÖSKE, I. (2004): Application of the benthic filter feeder *Dreissena polymorpha* to filter and monitor fecal pollution. Poster, 6th International Conference Waste Stabilisation Ponds, Avignon, France, 28 Sept.-1. Oct. 2004.
LAMPE, R. (1996): Die Küsten der Ostsee und ihre Dynamik. In: LOZÁN, J.L.; LAMPE, R.; MATTHÄUS, W. M; RACHOR, E.; RUMOHR, H.M.; VON WESTERNHAGEN, H. (eds.): Warnsignale aus der Ostsee. Parey, Berlin, 385 S.
LAMPE, R. (1998): Das Oderästuar als Filter und Transformator. Endbericht des Projektes „Greifswalder Bodden und Oderästuar-Austauschprozesse". - Greifswalder Geographische Arbeiten, **16**: 451-483.
MEISENHEIMER, O. (1901): Entwicklungsgeschichte von *Dreissena polymorpha* Pall. - Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie, **69(1)**: 1-137.
REEDERS, H.H. & BIJ DE VAATE, A. (1990): Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. – Hydrobiologia, **200/201**: 437-450.
SMAAL, A.C. (1991): The ecology and cultivation of mussels – new advances. - Aquaculture, **94(2-3**): 245-261.
SPRUNG, M. (1993): The other life: an account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*. NALEPA, T.F. & SCHLOESSER. D.W. (eds.): Zebra Mussels. Biology, Impact, and Control. Lewis Publishers CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida: 39-53.
UMWELTBUNDESAMT (1994): Die Oder und ihr Einzugsgebiet. Umwelt 10/1994: 376-380.

Autorin:

Dr. Christiane Fenske
Institut für Chemie und Biochemie
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
Soldmannstr. 16
17489 Greifswald

Email: fenske@uni-greifswald.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	69 – 82	Rostock 2005

Michael FEIBICKE

Konzept zur Restaurierung des Schlei-Ästuars

Concept for restoration of the Schlei estuary

Abstract

The Schlei is one of the most nutrient enriched brackish fjord systems of North Germany (Baltic Sea). Especially in the innermost part of the Schlei high primary production and sedimentation rates and a permanent bloom of phytoplanktic cyanobacteria during summer are established. Reasons for this have been municipal sewage effluents since the end of the 19th century as well as inputs from the surrounding farming area in the last five decades.

In the course of a research project intensive monitoring studies and out-door experiments were carried out to propose a package of restoration measures, which are described here exemplarily.

Besides high external nutrient loadings from the catchment area also the internal P-remobilization has reached a high extent (8 - 14 mg P m^{-2} d^{-1}) in summer when nitrate in the water body is depleted und sulfate reduction in the upper sediment layer takes place. Total phosphorus level above 0,5 mg l^{-1} is often found in the water body of the innermost Schlei during summer.

Using *in-situ* enclosures in flow-through mode and by addition of nitrate the denitrification in the sediment increased up to 1 g N m^{-2} d^{-1} (mean 0,4 - 0,5 g N m^{-2} d^{-1}). As a consequence, the P-mobilization was largely reduced compared to the Schlei and untreated reference enclosures.

If the trophic situation of the Schlei has to be improved in the future, measures will have to be taken to reduce external loadings, especially from non-point sources in the catchment. By additional discharging nitrified and de-phosphorized effluents from a municipal sewage treatment plant or by injection of nitrate solution directly into the sapropelic sediment the internal P-mobilization would be reduced accelerating the recovery process of the whole ecosystem.

Keywords: Schlei estuary, nutrient budget, nitrogen, phosphorus remobilization, denitrification, sulfate reduction, sediment, restoration measures

1 Lage und Hydrographie

Die Schlei ist eine flache, 43 km lange Brackwasserförde der Ostsee im Schleswig-Holsteiner Hügelland (Abb. 1, Tab. 1). Ihr innerster Bereich, die Innere Schlei, ist seenartig erweitert.

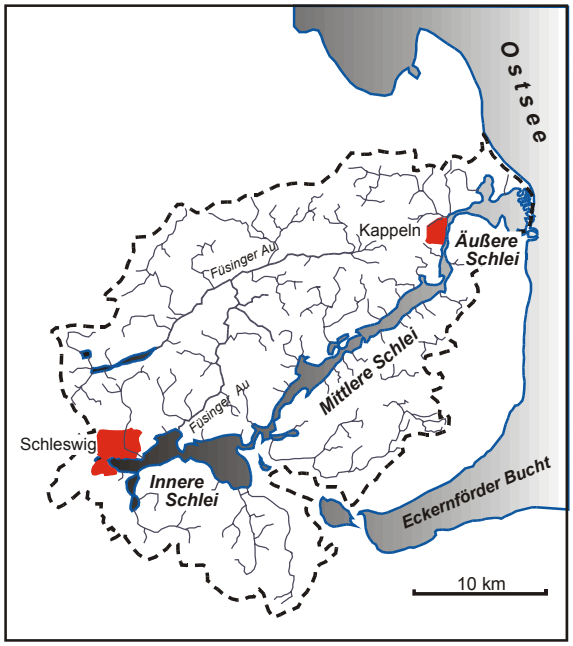


Abb. 1 Lage und räumliche Gliederung der Schlei und ihres Einzugsgebietes (nach LAWAKÜ 1978, modifiziert)

Hier mündet auch die Füsinger Au, die als wichtigster Zufluss etwa ein Drittel des gesamten Einzugsgebietes (243 km^2) sowie des Süßwasserabflusses (112 Mill. m^3) stellt. Durch den Einstrom von Ostseewasser an der Schleimündung sowie dem Zufluss von Süßwasser aus dem Einzugsgebiet bildet sich auf der gesamten Länge ein Salzgradient aus, der im inneren Bereich etwa 3 - 8 ‰ Salinität und im äußeren etwa 15 - 20 ‰ erreicht. Die Öffnung zur Ostsee ist durch nehrungsähnliche Landzungen stark eingeengt, was den Wasseraustausch insbesondere auch in der Inneren Schlei stark einschränkt (Tab. 1). Bei Einstromlagen dringt Ostseewasser mit höherer Dichte sohlnah in die innersten Bereiche vor, vertikale Salzgradienten >1 ‰ sind dort jedoch nur kurzzeitig nachzuweisen (u.a. RHEINHEIMER 1970, RIPL 1986).

Tab. 1 Kenndaten zur Schlei (nach KÖNIG in RHEINEIHMER 1970, RIPL 1986, Wi: Winter, So: Sommer)

	Innere Schlei	**Schlei gesamt**
Wasserfläche (km^2)	19,5	53,4
mittlere Wassertiefe (m)	2,5	2,5
Volumen (Mill. m^3)	47,4	132
Einzugsgebiet (km^2)	440	667
Süßwasserzulauf (Mill. m^3)	ca. 202	ca. 307
theoretische Austauschzeit (d)	Wi: 30, So: 150	- / -
Einzugsgebiet : Wasserfläche	22,6	12,5

Im innersten Teil der Schlei liegt die Stadt Schleswig, die 1980 mit ca. 30.000 EW etwa ein Drittel aller Einwohner im Einzugsgebiet stellte. Etwa 75 % der Fläche im Einzugsgebiet werden landwirtschaftlich genutzt. Durch die vorherrschenden schweren Böden wird ein hoher Flächenanteil drainiert (STALASH 1986, BOJE & DELLING 1986). Etwa 70 % der Fließgewässer im Einzugsgebiet sind verrohrt (LANU 2001).

2 Folgen jahrzehntelanger Nährstoffbelastungen

Durch hohe landwirtschaftliche und kommunale Nährstoffeinträge sowie einem stark reduzierten Wasseraustausch treten starke Nährstoffanreicherungen in der Inneren Schlei auf. Diese Nährstoffgehalte sinken von den inneren zu den äußeren Bereichen der Schlei durch Stoffwechselumsatz, Sedimentation und Austrag ab (u.a. RHEINHEIMER 1970, LAWAKÜ 1978). Entsprechende Gradienten zeigen sich auch beim Bakterio-, Phyto- und Zooplankton (u.a. RHEINHEIMER 1970, GOCKE & RHEINHEIMER 1994). Im Hochsommer treten regelmäßig intensive Cyanobakterien-Blüten auf (KÄNDLER 1953, RIPL 1986). Diese werden durch *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing dominiert (RIPL 1986, FEIBICKE 1994a). Insgesamt erweist sich die Innere Schlei als der am stärksten nährstoffbelastete Bereich.

Die Arbeitsgruppe von Prof. W. Ripl (TU Berlin) erhielt 1981 den Auftrag, in einem mehrjährigen Forschungsvorhaben einen Restaurierungsvorschlag für die Innere Schlei zu erstellen (RIPL 1986). Im folgenden werden Ergebnisse ausgesuchter Teilprojekte dargestellt.

2.1 Langfristige Entwicklungen in der Inneren Schlei

Aus paläolimnologischen Analysen eines 4,5 m langen Bohrkerns aus dem innersten Bereich der Schleswiger Bucht am Schleiturm ließen sich 3 Entwicklungsphasen ableiten:

Die untersten Schichten, die bis etwa 4000 BP zurückgingen, wiesen eine mittlere Sedimentationsrate von ca. 1 mm a^{-1} auf. Vor 2000 Jahren drang dann wiederholt Salzwasser durch die Landsenkung ein, hier reduzierte sich die Sedimentationsrate auf ca. 0,5 mm a^{-1}. In der letzten Periode, die etwa vor 120 Jahren einsetzte, stiegen die Sedimentationsraten sprunghaft auf 8 mm a^{-1} an. Dieser Anstieg ging einher mit einer gesteigerten Trockenstoff-, Glühverlust-, Stickstoff- und Phosphor- sowie Alkali-, Erdalkali- und Schwermetalldeposition (Fe, Mn, Zn, Cd, Cu, Cd, Cr, Pb) (LÖWENSTEIN 1985, RIPL 1986, WENDKER 1990).

Dieser Anstieg korrespondiert mit historischen Befunden und Berichten zur Entwicklung von Schleswig: Im Sommer 1874 wurde die Schlei in den Berichten der "Preussischen Kommission zur Untersuchung der Deutschen Meere" noch als Gewässer mit hoher Sichttiefe beschrieben (KARSTEN 1876), die in den inneren Bereichen ausgedehnte Unterwasserwiesen mit Braun- und Armleuchteralgen sowie Laichkräuter aufwiesen (MAGNUS 1875). Erste auffällige Cyanobakterienblüten im Plankton wurden ebenfalls beschrieben (1874 *Nodularia* spec., 1897/98 *Microcystis aeruginosa*) und

mit den Abwässern der Stadt Schleswig in Zusammenhang gebracht (MAGNUS 1875, HENSEN 1897, ZACHARIAS 1898), jedoch setzten rapide Veränderungen erst mit dem Ausbau der Mischkanalisation seit 1884 ein, mit dem die Abwasserzufuhr durch die Einleitung ungeklärter Haushalts- und Straßenabwässer anstieg (PHILIPPSEN 1927). Um 1931 traten große Fischsterben auf, die durch stoßweise Einleitung von Haushalts- und Gewerbeabwässern verursacht wurden und starke Sauerstoffzehrungen auslösten (NEUBAUR 1931).

Neben großen Beständen der Unterwasservegetation mit einer entsprechend artenreichen Begleitfauna trat bereits 1935 die "enorme Produktionskraft" des Planktons in den Vordergrund. Auf einen Produktivitätsanstieg in dieser Zeit deutet auch die Zunahme der Fangergebnisse bei Fischen und beim Vogelbestand hin. Erste Faulschlammlager, gekennzeichnet durch Schwarzfärbung, H_2S-Geruch und eine artenverarmte Chironomiden-Besiedlung, begannen sich zunächst in turbulenzarmen Buchten und in der Fahrrinne auszubreiten (NEUBAUR & JAECKEL 1936/37).

Durch die stark gesteigerte Primärproduktion und Sedimentation kam es rasch zur Ausbreitung von Faulschlammlagern, die eine ehemals artenreiche Zoobenthosgemeinschaft in diesen Bereich veröden ließ (u.a. BOCK 1960, NELLEN 1967). Die ausgedehnte Unterwasservegetation in den inneren Teilen der Schlei war durch zunehmende Phytoplanktontrübung ab 1947 weitgehend verschwunden (BOCK 1960, NELLEN 1967). Seit dem entsprechen Höhe und Jahresgang von pH-Wert, Sauerstoffsättigung und Phosphorgehalt weitgehend den heutigen Verhältnissen (vgl. KÄNDLER 1953, LAWAKÜ 1978, RIPL 1986).

Erst 1956 ging in der Inneren Schlei das Schleswiger Klärwerk in Betrieb. Die zunächst nur mechanische Reinigung wurde 1961 durch eine biologische und 1976 durch eine chemische Stufe (P-Simultanfällung) erweitert (PREUßNER 1985).

Die Einträge aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden vor 1945 noch als gering bewertet (LÖWENSTEIN 1985, RIPL 1986). Deutlich gesteigerte Austräge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen traten in den letzten 50 Jahren durch eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion auf, die u.a. durch Bodenmelioration, Flurbereinigung und Erhöhung der Düngung sowie Gewässerausbau begleitet wurden.

2.2 Belastungssituation in den 80er Jahren - Bilanzen von Phosphor und Stickstoff in der Inneren Schlei

Die Phosphor- und Stickstoffeinträge wiesen mit hohen Frachtanteilen im Winterhalbjahr und geringen im Sommerhalbjahr eine hohe Kopplung zum Abfluss auf (Abb. 2a) und erreichten auf Jahresbasis etwa 3,8 g Ges-P m^{-2} a^{-1} bzw. 84 g Ges-N m^{-2} a^{-1}. Der landwirtschaftliche Anteil belief sich beim Phosphor jährlich auf etwa 85 % und beim Stickstoff auf 90 % der externen Gesamteinträge. Zwar war die Bedeutung kommunaler Einträge der Stadt Schleswig (Klärwerk, Überläufe Mischkanalisation, Trennkanalisation) im Jahresmittel relativ gering, ihr Anteil stieg jedoch während der abflussarmen Sommerperiode auf über 30 % des Gesamteintrages an (RIPL 1986).

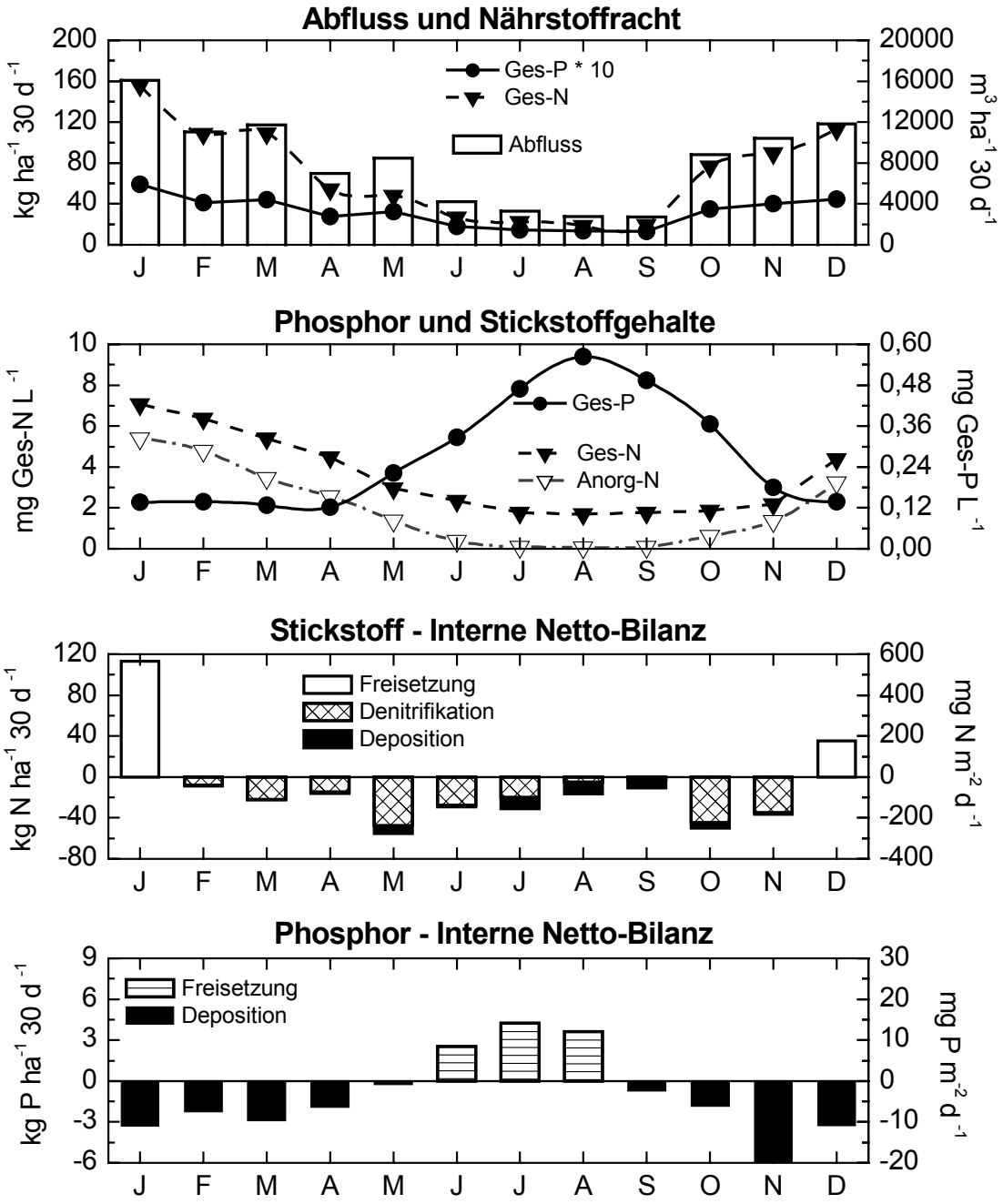


Abb. 2 Frachten (a), Konzentrationen (b) und interne Nettobilanzen des Stickstoffs (c) und des Phosphors (d) in der Inneren Schlei (mehrjährige Monatsmittel Mai 1981 - Okt. 1983)

Die Ganglinie des Gesamt-Stickstoffs in der Inneren Schlei erreichte wie die Frachteinträge (Abb. 2b) im Winter mit 6 - 8 mg Ges-N l^{-1} das Maximum (Nitrat-Anteil: 70 - 80 %). Im Sommer wurde bei nahezu völliger Aufzehrung der anorganischen N-Fraktionen mit etwa 1 - 2 mg Ges-N l^{-1} ein Minimum erreicht. Die Ganglinie des Gesamt-Phosphors wies hingegen ein winterliches Minimum (0,1 - 0,2 mg Ges-P l^{-1}, 0,02 - 0,05 mg PO_4-P l^{-1}) und ein sommerlichen Maximum (0,5 - 0,6 mg Ges-P l^{-1}, 0,3 - 0,5 mg PO_4-P l^{-1}) auf (RIPL 1986, FEIBICKE 1995).

Ausgehend von einer Wasserbilanz wurden die gewässerinternen Prozesse nach Abzug der externen Transportprozesse (Externe Bilanz = Zufluss - Abfluss) bemessen und anhand einer internen Nettobilanz aus den Stoffzuwächsen und Verlusten der Wassersäule abgeleitet (Abb. 2c, d).

Aus der internen Nettobilanz für den Ges-Stickstoff wurden im Winter (Abb. 2c) Freisetzungen aus dem Sediment ins Freiwasser ausgewiesen, die durch den Rückgang der Deposition organischer Substanz (Rückgang der Primärproduktion) sowie durch eine gesteigerte Sauerstoffversorgung an der Sediment-Wasser-Kontaktschicht durch turbulentere Bedingungen begünstigt wurden. Stickstoffverluste wurden vor allem im Frühjahr und Herbst bilanziert und auf Denitrifikation und Sedimentation zurückgeführt. Mit Hilfe von Sedimentuntersuchungen ließ sich eine Stickstoffdeposition von etwa 5 g N m^{-2} a^{-1} ableiten. Die Denitrifikation erreichte danach etwa 23 g m^{-2} a^{-1}. Die planktische Stickstofffixierung war mit etwa 0,1 - 0,2 g m^{-2} a^{-1} im Spätsommer bilanzmäßig unbedeutend (RIPL 1986, RIPL & FEIBICKE 1992).

Anhand der internen Nettobilanz des Ges-Phosphors wurden im Winter während der abflussreicheren Jahreszeit überwiegend Verluste ausgewiesen, die mit ca. 8 mg P m^{-2} d^{-1} (Mittel) auf eine P-Festlegung in den Sedimenten und eine Partikel gebundene Deposition (Abb. 2d) zurückgeführt wurden. Im Sommer kam es mit ca. 12 mg Ges-P m^{-2} d^{-1} (Mittel) zu einem starken Anstieg im Wasserkörper, der nicht auf externe Transportprozesse zurückführbar war, sondern auf P-Freisetzungen aus den Faulschlammsedimenten basierte. Auf jährlicher Basis wurde knapp ein Drittel des Phosphors, der im Bilanzraum Innere Schlei verblieb, wieder freigesetzt und stand für eine Nutzung der Primärproduktion zur Verfügung.

2.3 Kohlenstoff-Bilanz, Faulschlammablagerungen und Sedimentprozesse

Die Bruttoprimärproduktion (BPP) des Phytoplanktons erreichte etwa 850 g C m^{-2} a^{-1} (SCHIEMANN 1974, FEIBICKE 1994a), wobei davon rund 57 % durch „community respiration“ in der Wassersäule wieder veratmet wurden. Der Rest von 365 g C m^{-2} a^{-1} sedimentierte. An der Sediment-Wasser-Kontaktzone wurden etwa 26 % BPP aerob veratmet. Der weitere anaerobe Abbau wurde zu etwa 6 % BPP (50 g C m^{-2} a^{-1}) durch die Desulfurikation gestellt; Denitrifikation und Methangärung erreichten etwa je 2 % (20 g C m^{-2} a^{-1}). Die restlichen 7 % BPP, die etwa 60 g C m^{-2} a^{-1} erreichten, wurden im Neuschlamm deponiert (WOLTER 1985, RIPL 1986, FEIBICKE 1994a, b).

Auf der Basis einer Sedimentkartierung mit 28 Transekten und 280 Bohrkernen wurde eine Karte der Faulschlammmächtigkeit erstellt (Abb. 3). Etwa 60 % der Wasserfläche der Inneren Schlei waren 1981 mit Faulschlämmen bedeckt und erreichten etwa 1,3 Mill. m^3 Volumen. Die durchschnittliche Mächtigkeit betrug 29 cm. Anhand der Stadtgeschichte Schleswigs und Chromanreicherungen (Kap. 2.1) ließ sich eine mittlere Sedimentationsrate von 3 - 4 mm a^{-1} für die Gesamtwasserfläche ableiten (LÖWENSTEIN 1985, RIPL 1986). Bezogen auf die Fläche der Inneren Schlei wurden damit jährlich 50.000 - 60.000 t Neuschlamm deponiert.

Aus sedimentchemischen Analysen von knapp 30 Sedimentkurzkernen (0 - 25 cm Sedimenttiefe), die flächendeckend in der Bucht bei Schleswig und der Kleinen Breite untersucht wurden, erreichten die Festgehalte von Phosphor etwa 1,1 g P kg^{-1} TS und von Eisen etwa 25,5 g Fe kg^{-1} TS bei einem mittleren Trockenstoffgehalt von 22 % (RIPL 1986).

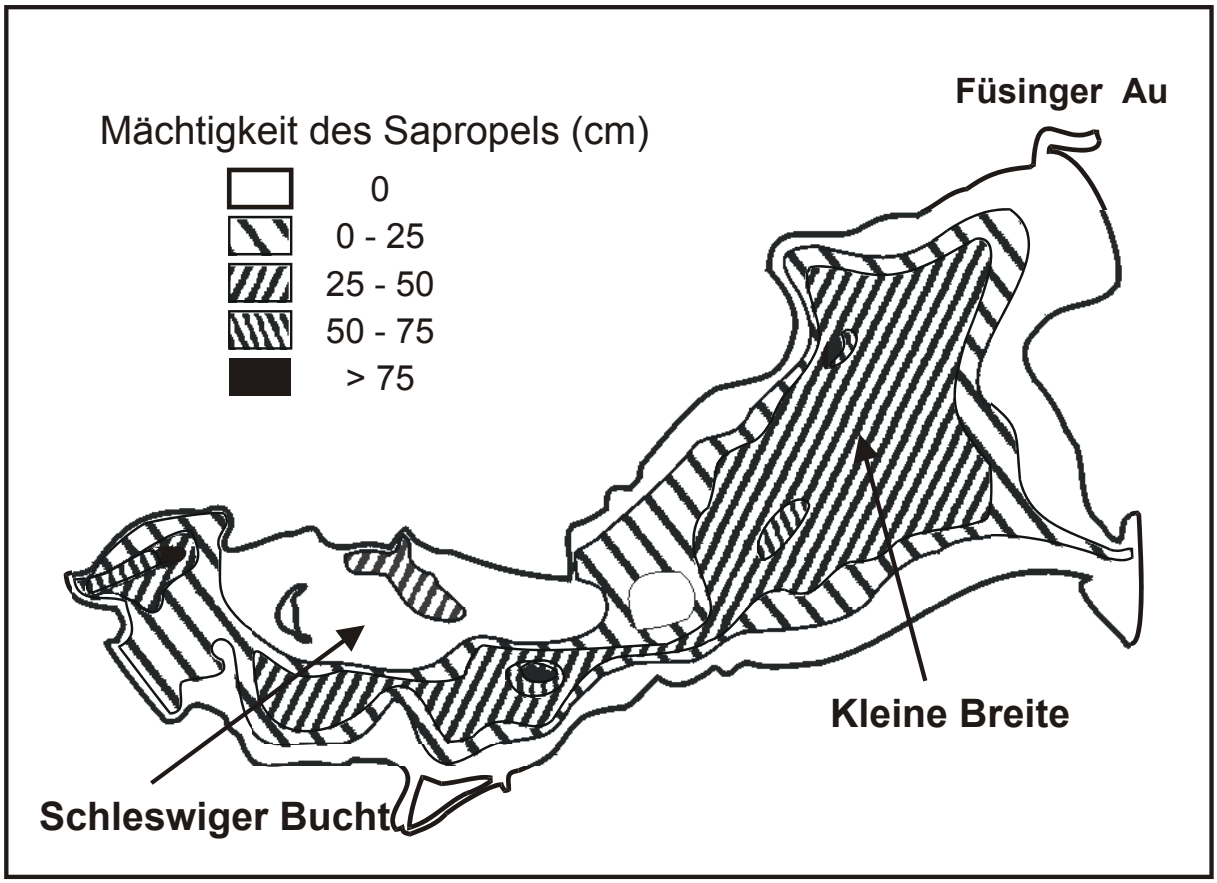


Abb. 3 Lage und Mächtigkeit der Faulschlammsedimente in der Schleswiger Bucht und der Kleinen Breite (Innere Schlei) (nach RIPL 1986)

Im Jahresverlauf erfolgte der rapide Anstieg der Phosphat-Gehalte im Freiwasser erst nach der Aufzehrung des Nitrats (Abb. 2b) und war an die Desulfurikation im Sediment gekoppelt. Durch die H_2S-Produktion sulfatreduzierender Bakterien und durch die Bildung von schwerlöslichem Eisensulfid wurde Phosphat auch an der Sedimentoberfläche aus seiner Bindung zum Eisen freigesetzt, reicherte sich im Porenwasser an und trat auch ins überstehende Freiwasser aus (Abb. 2d). Insgesamt wurde im Sommer rund 1 g P m^{-2} aus den Sedimenten der Inneren Schlei freigesetzt; dies entsprach einer Menge von ca. 20 t P für die Fläche der Inneren Schlei. Die Prozesse wurden auch durch Einsatz einer Dialysetechnik im Porenwasser der Sedimente beobachtet und stützen die aus der Bilanzierung gezogenen Schlussfolgerungen (WOLTER 1985, RIPL 1986). Die Abb. 4 zeigt die zeitlich- und räumliche Entwicklung der Sulfat- und Phosphatkonzentration im Porenwasser der Inneren Schlei (Schleswiger Hafen) unter *in-situ*-Bedingungen von April 1983 bis März 1984. Die Versorgung der Sedimente mit dem Elektronen-Akzeptor Sulfat erfolgt über das salzreiche überstehende Freiwasser. Der Rückgang der Sulfatkonzentration in den Se-

dimenthorizonten 0 - 10 cm im Juni und Juli wies auf einen Anstieg der Desulfurikation hin, bei dem Sulfat gezehrt wurde. Im gleichen Zeitraum stiegen auch die Phosphatgehalte oberflächennah stark an und führten zu erheblichen Freisetzungen im Freiwasser (Abb. 2d). Das Vordringen von Sulfat in tiefere Sedimentzonen im Oktober 1983 war auf eine kurzzeitige Einstromlage zurückzuführen, bei dem salzreicheres Ostseewasser von der Schleimündung bis in die Innere Schlei vordrang.

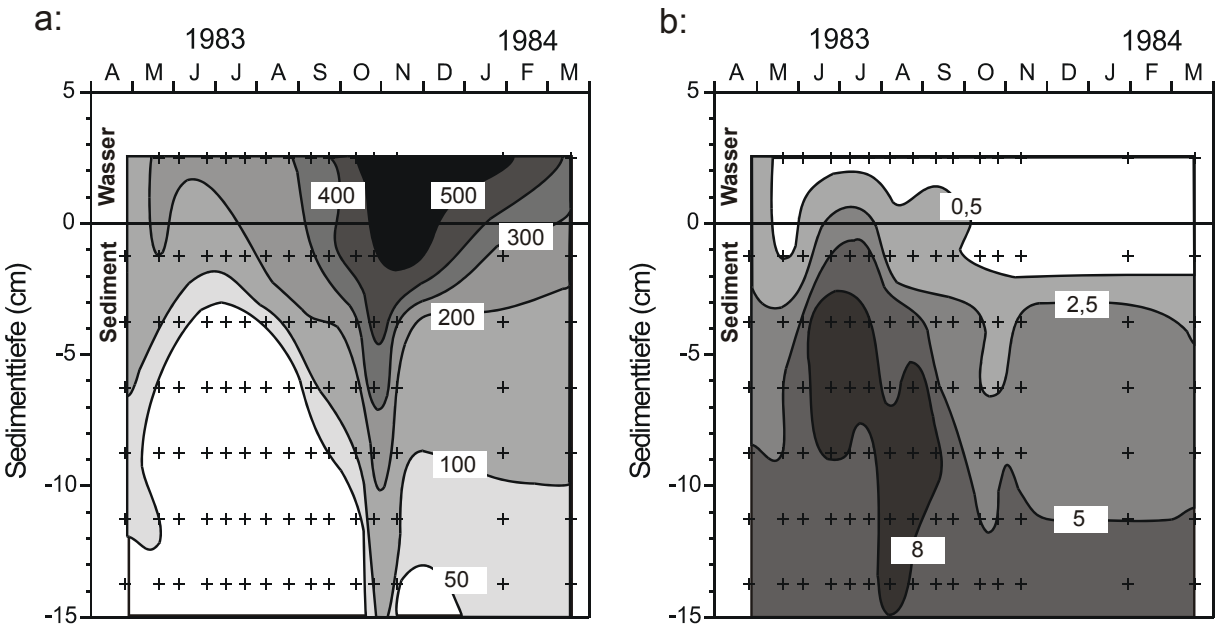


Abb. 4 Sulfat (a)- und Phosphat-Isoplethen (b) aus der Inneren Schlei (Schleswiger Hafen, April 1983 - März 1984) im Freiwasser (2,5 - 0 cm) und Sedimentporenwasser (0 - 15 cm) mittels *in-situ*-Dialyse-Technik (Isolinien: je mg l^{-1} als SO_4 bzw. PO_4-P) (nach WOLTER 1985, RIPL 1986)

2.4 Enclosure-Versuche

Ziel der outdoor-Versuche war es, den Einfluss von entphosphatisierten und nitrifizierten Klärwerksabläufen auf die Planktongemeinschaft sowie die Faulschlammsedimente zu studieren, um den Einfluss einer späteren Erweiterung des Klärwerks in Schleswig zu simulieren.

Mit Hilfe eines gesteigerten Nitratangebotes aus den Klärwerksabläufen sollte die Denitrifikation in den Faulschlammsedimenten der Inneren Schlei gestärkt werden, um den bakteriellen Abbau fäulnisfähiger organischer Substanz zu fördern. Gleichzeitig war zu prüfen, in wie weit durch die so gesteigerte Verfügbarkeit oxidierter Eisenoxid-hydroxid-Komplexe Phosphat aus dem Porenwasser an Sedimentpartikel gebunden werden konnte, um die P-Rezirkulation durch die Freisetzung in den Wasserkörper zu drosseln. Durch die Anhebung des Redoxpotentials durch das Nitrat sollte gleichzeitig die bakterielle Desulfurikation aus den oberflächennahen Sedimentschichten verdrängt und dort die Sulfatzehrung reduziert werden (RIPL 1978, RIPL & LINDMARK 1978).

Insgesamt wurden 1982 und 83 je sechs Enclosures im Durchfluss (Wasseraustausch 10^{-1} pro Tag) mit 4 bzw. 5 Nitratbecken und 1 bzw. 2 Referenzbecken als Kaskaden in der Inneren Schlei betrieben. Wasser aus der Schlei wurde mit Nitrat dotiert und ins Freiwasser des ersten Nitratbeckens gefördert. Von dort wurde es mit dem Wasserdurchfluss in die Folgebecken transportiert. Die Referenzbecken erhielten unbehandeltes Schleiwasser und dienten als Kontrolle zur Bemessung von Enclosure-Effekten (weitere Details s. RIPL 1986). Durch ein umfangreiches Monitoring im Freiwasser und Sediment der Enclosure wurden die Effekte dokumentiert und eine Bilanzierung der Nährstoffe analog zu der für die Innere Schlei durchgeführt (Kap. 2.2).

Die Untersuchungen zeigten, dass weder 1982 noch 1983 eine relevante Steigerung der Phytoplanktonbiomasse durch die Nitratzugabe als Düngeeffekt erfolgte. Auch die Primärproduktion wurde nicht signifikant gesteigert, da das Lichtangebot als produktionslimitierender Faktor wirkte (RIPL 1986, FEIBICKE 1994a).

1983 wurde das Phytoplankton in den Nitrat behandelten Becken zeitweise durch ein Massenvorkommen von *Daphnia magna* Straus stark überprägt, so dass sich Klarwasserstadien einstellten (Sichttiefe Nitratbecken: >1,6 m, Referenzbecken: ca. 0,3 m). Erst ein Besatz mit Stichlingen führte im Herbst zum Rückgang der Daphnien und zur Ausbildung einer artenreichen Phytoplanktongemeinschaft (RIPL 1986).

Die Tabellen 2 und 3 fassen die Ergebnisse der Enclosure-Versuche von 1982 und 83 für Phosphor und Stickstoff zusammen.

Die P-Freisetzungsraten der Referenzbecken lagen in einem sehr ähnlichen Bereich, wie sie für die Innere Schlei mit 0,008 - 0,014 g P m^{-2} d^{-1} in den Sommermonaten bilanziert wurden (Abb. 2d). Die teils erhebliche Streubreite der Versuchsdaten wurde bei den einzelnen Becken auf kleinräumige Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung sowie 1983 auf die zeitweise Massenentwicklung von Cladoceren (s.o.) in den Nitratbecken zurückgeführt. Bei typischen Bestandsdichten von 10 - 100 Ind l^{-1} kam es auch zu einer erheblichen Exkretion von Phosphat und Ammonium durch Grazing von Wandbecken- und Sedimentzonen (vgl. RIGLER 1961), die als Netto-Freisetzung bei der P-Bilanz erfasst wurden. Vergleicht man jedoch die Mittelwerte aus Referenz- und Nitratbecken von 1982 und 1983, zeigte sich insgesamt durch die Zugabe von Nitrat ins Oberflächenwasser eine erhebliche Drosselung der P-Freisetzung.

Tab. 2 Mittlere Phosphorgehalte und Freisetzungsraten im Freiwasser bei Enclosure-Studien in der Inneren Schlei (WOLTER 1985, RIPL 1986, Daten der Enclosure-Versuche neu berechnet) (1982: 1 Referenzbecken, 5 Nitratbecken, 89 d Versuchsdauer, 1983: 2 Referenzbecken, 4 Nitratbecken, 210 d Versuchsdauer) (Gehalt: Range, Freisetzung: Mittelwert und Range, bei Nitratbecken teilweise Freisetzung als Festlegung mit negativem Vorzeichen)

Versuche	**Ges-P-Gehalt (g m^{-2})**	**Freisetzung (g P m^{-2} d^{-1})**
Enclosure 1982 Referenzbecken	1,3	0,018
Enclosure 1983 Referenzbecken	0,9 - 1,0	0,016 (Range 0,010 - 0,023)
Enclosure 1982 Nitratbecken	1,0 - 1,7	0,0 (Range -0,16 - 0,007)
Enclosure 1983 Nitratbecken	0,4 -0,5	0,004 (Range -0,004 - 0,011)

Diese Interpretation wird auch durch die Befunde der Sedimentporenwassergehalte von Sulfat und Phosphat gestützt. Die Ganglinien beider Parameter ähneln denen, die 1983 zeitgleich in der Schlei (Abb. 4) gemessen wurden. Jedoch zeigen sich im Sommer unter dem Einfluss von Nitrat in den obersten Sedimenthorizonten höhere Sulfat- und niedrigere Phosphatkonzentrationen als in der Schlei, was auf eine Verdrängung der Desulfurikation in tiefere Sedimentschichten und auf eine Bindung von Phosphat an Sedimentpartikel in den Zonen mit Denitrifikation schließen lässt.

Durch die hohe Nitratverfügbarkeit lagen die mittleren Stickstoffzehrungsraten der Nitratbecken mit 0,4 bis 0,5 g N m^{-2} d^{-1} deutlich über die für die Innere Schlei bilanzierten Raten, die etwa 0,15 - 0,16 g N m^{-2} d^{-1} erreichten. Bei einem Sediment-Großversuch, bei dem 50 t Calciumnitratlösung auf 3,5 ha direkt in die Sedimente injiziert wurde, sowie bei Laborversuchen ließen sich teilweise höhere Raten erzielen (RIPL 1986, FEIBICKE 1997), was auf eine veränderte Nitratzuführung und Dosierung sowie größere Eindringtiefe (z.B. durch die Injektion) zurückzuführen ist.

Tab. 3 Mittlere Stickstoffgehalte und Zehrungsraten im Frei- und Sedimentporenwasser aus Labor- und Feldstudien der Inneren Schlei (WOLTER 1985, RIPL 1986, FEIBICKE 1997, Daten der Enclosure-Versuche neu berechnet) (Enclosure 1982/83: Angaben nur für Nitratbecken, Sediment-Großversuch 1984: Ges-N-Gehalt = Wiederfindung, Gehalt: Range, Zehrung: Mittelwert und Range)

Versuche	Ges-N-Gehalt (g m^{-2})	Zehrung (g N m^{-2} d^{-1})	Nitratzufuhr via
Enclosure 1982	4 - 19	0,4 (Range 0,1 - 1,0)	Wasserkörper
Enclosure 1983	13 - 28	0,5 (Range 0,3 - 0,7)	Wasserkörper
Sediment-Großversuch	57	0,8	Einfache Nitrat-Injektion ins Sediment
Sediment-Großversuch	129	1,8	Doppelte Nitrat-Injektion ins Sediment
Laborversuche 1982	140	1,1 - 1,3	Überstandswasser des Sedimentkernes

3 Sanierung - Ziel und Ansätze

Ziel der 1986 vorgelegten Sanierungsvorschläge war es, ausgeglichene Produktions- und Respirationsleistungen in der Schlei mittel- und langfristig zu erzielen und die Faulschlammneubildung spürbar zu senken (RIPL 1986). Dazu wurden Maßnahmen vorgeschlagen, die zur Senkung der externen Nährstoffeinträge und der Gewässer internen Phosphor-Freisetzung aus den Faulschlämmen beitragen sollten. Folgende Maßnahmen standen hier im Zentrum:

1) Zur Senkung der diffusen Einträge aus dem Einzugsgebiet sollte im Mündungsgebiet der Füsinger Au, dem wichtigsten Zufluss des überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes, ein Vorbecken mit einem Volumen von etwa 300.000 m^3 errichtet werden, in dem partikelgebundene Nährstoffe (z.B. Phosphor) bei einer Aufenthaltszeit von etwa 3 - 6 Tagen im Sommer sedimentieren sollen. Gelöste Nährstoffe können noch innerhalb der Vorsperre vom Phytoplankton aufgenommen werden, die dort ebenfalls sedimentieren würden. Mit einer stärkeren Faulschlamm-

bildung ist nicht zurechnen, da die im Zufluss mitgeführten Nitratfrachten zum Abbau des sedimentierten Algenmaterials dienen würden.

Eine ähnliche Wirkung zur Senkung diffuser Einträge lässt sich auch durch Einrichtung künstlicher Feuchtgebiete, z.B. im Unterlauf der Füsinger Au, erzielen. In diesen „constructed wetlands“ könnte sowohl eine Festlegung von Phosphor als auch von anderen Mineralstoffen im Boden erfolgen. Stickstoff würde zum großen Teil im Boden durch Denitrifikation eliminiert. Um langfristig eine hohe Retentionsleistung dieser Systeme zu gewährleisten, wären jedoch auch extensive Bewirtschaftungsmaßnahmen z.B. zur Entfernung von Schilftorf oder partielle winterliche Schilfmahd notwendig. Entsprechende Erfahrungen zur Retentionsleistung und Dimensionierung solcher Feuchtgebiete oder Schilfpolder liegen zahlreich vor (u.a. HEY et al. 1994, JANSON et al. 1994, PHIPPS & CRUMPTON 1994).

Die Einrichtung von Wasserabstandsflächen ist nur dort sinnvoll, wo keine Drainagen verlegt sind, da sonst die Abstandsflächen untertunnelt würden.

2) Die Senkung der lokalen Einträge durch die Stadt Schleswig sollten durch eine Umrüstung und Erweiterung des Klärwerks erfolgen: Die Kapazität sollte von 10.000 $m^3 d^{-1}$ auf 15.000 $m^3 d^{-1}$ erhöht werden, um auch die aus der Mischkanalisation anfallenden Regenüberläufe weitgehend zu reinigen. Bei Stossregenereignissen sollten Stapelteiche zur Aufnahme und Zwischenlagerung der Regenwässer dienen.

Außerdem sollte die Phosphateliminierung des Klärwerks von damals 1 mg P l^{-1} (Flächenbelastung ca. 500 mg P $m^{-2} a^{-1}$) auf mindestens 0,2 mg P l^{-1} angehoben werden. Der relative Anteil städtischer Nährstoffeinträge steigt im Sommer bei geringem Wasseraustausch (Aufenthaltszeit 150 d) während der Vegetationsperiode an und hat durch die Zuführung von pflanzenverfügbaren Phosphor unmittelbar Auswirkungen auf die Phytoplanktonentwicklung.

Basierend auf dem Konzept von RIPL & LINDMARK (1978) sollte zur Senkung der gewässerinternen Phosphorfreisetzungen anstelle stark sauerstoffzehrender, Ammonium haltiger Klärwerksabläufe, die oberflächennah ins Gewässer abfließen, nitrifizierte Klärwerksabläufe den Faulschlammlagern in der Schlei bodennah zugeführt werden.

Das Nitrat wäre so durch die Denitrifikation zum Faulschlammabbau zusätzlich genutzt worden. Aus den oberen reduzierten, fäulnisfähigen organischen Ablagerungen würden oxidierte und weitergehend mineralisierte Sedimenthorizonte gebildet werden, die das Ausmaß und die Wahrscheinlichkeit für gewässerinterne Phosphatfreisetzungen langfristig entscheidend senken würden. Durch eine zusätzliche Nitrifizierungsstufe im Klärwerk sollte der Ablauf etwa 20 - 30 mg l^{-1} Nitrat-N enthalten. Entsprechende Versuche mit einer solchen Nitrifizierungsstufe wurden im Klärwerk der Stadt durchgeführt und ihre Machbarkeit bestätigt. Das aus dem Ammonium gebildete Nitrat hätte jährlich etwa 100 - 150 t Kohlenstoff im Faulschlamm zusätzlich abgebaut und wäre unter Bildung von N_2 aus dem Gewässer entfernt worden (RIPL 1994).

Die entphosphatisierten und nitrifizierten Klärwerksabläufe sollten über eine Unterwasserrohrleitung an den innersten und wasseraustauschärmsten Bereich der Schlei (in der Nähe des Schleiturms) zugeführt werden, um sedimentnah auszutreten und die Faulschlämme zunächst in der Bucht in Schleswig abzubauen.

3) Besonders mächtige Faulschlammlager (>0,5 m Mächtigkeit), die bei Schleswig auf einer Gesamtfläche von 1 km^2 an vier Stellen anstehen (Abb. 3), sollten durch direkte und einmalige Injektion konzentrierter Nitratlösungen ins Sediment behandelt werden. Diese Maßnahme würde die Umwandlung der Faulschlämme wesentlich beschleunigen.

4 Aktueller Zustand und eingeleitete Maßnahmen seit 1986

Die kommunale Kläranlage der Stadt Schleswig wurde seit 1998 um eine Denitrifikationsstufe erweitert (LANU 2001), so dass das im Klärwerk anfallende Nitrat wesentlich zum Abbau des betriebsinternen Klärschlamms, jedoch nicht zum Abbau der Faulschlämme in der Schlei genutzt wird.

Öffentliche und gewerbliche Klär- und Kleinkläranlagen im Einzugsgebiet wurden weiter ausgebaut und senken die punktförmigen Einträge von Phosphor und Stickstoff (LANU 2001).

Hingegen scheinen die Einträge aus diffusen Quellen in den letzten Jahrzehnten kaum entscheidend gesenkt worden zu sein. So weist die Füsinger Au, der wichtigste Zufluss der Inneren Schlei, noch immer hohe Jahresfrachten auf, die je nach Abflussmenge beim Phosphor zwischen 6 - 16 t und beim Stickstoff zwischen 218 - 1006 t betragen (LANU 2001).

Auch in der Schlei selbst zeigen sich in Bezug auf das Nährstoffniveau und deren saisonale und räumliche Verteilung sowie auf die Prozesslage im Wasserkörper und Sediment seit den 80er Jahren kaum entscheidende Verbesserungen. Während sich bei ersten Trendanalysen langjähriger Zeitreihen (1980 - 1999) ein schwacher Rückgang beim Phosphor andeutet, zeigt sich beim Stickstoff eher ein Anstieg (LANU 2001). Nach wie vor kommt es zu erheblichen P-Freisetzungen im Hochsommer und Spätherbst, dem zuvor jeweils eine Aufzehrung des Nitrats voran gegangen ist. Auch die Phytoplanktongemeinschaften zeigen ähnliche saisonale Abfolgen und sommerliche Dominanzen von Cyanobakterien wie sie bereits auch vor Jahrzehnten ermittelt wurden (RHEINHEIMER 1970, SCHIEMANN 1974, FEIBICKE 1994a, MEYERHÖFER 1997, 2000).

Wie sich der Ausbau der kommunalen Kläranlage in Schleswig auf die trophischen Verhältnisse auswirken wird, bleibt abzuwarten. Jedoch scheinen wesentliche Maßnahmen zur Senkung diffuser Einträge im Einzugsgebiet sowie zur Drosselung der internen Düngung noch auszustehen.

Danksagung

Das Projekt wurde vom Bundesministerium für Forschung und Technologie, dem Umweltbundesamt sowie dem Land Schleswig-Holstein finanziert und in Kooperation mit dem Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten (Monitoring des Einzugsgebiets) durchgeführt.

Literatur

BOCK, K.J. (1960): Biologische Untersuchungen, insbesondere der Ciliatenfauna, in der durch Abwässer belasteten Schlei (westliche Ostsee). - Kieler Meeresforschung, **9**: 57-68.

BOJE, S. & DELLING, D. (1986): Untersuchungen zum Nährstoffeintrag in die Schlei. - Kiel: Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Ed.), D 6. 52 S. + Abbildungen

FEIBICKE, M. (1994a): Strukturelle und funktionelle Studien zum Phytoplankton und Zooplankton in einer hypertrophen Brackwasserförde (Innere Schlei. Westliche Ostsee). - Dissertationes Botanicae, **225**.

FEIBICKE, M. (1994b): Einfluss Nitrat behandelter Sedimente auf Planktonzönosen. Experimentelle Feldstudie in einem flachen Brackwasserästuar (Schlei, Schleswig-Holstein). - 10. DGL-Tagung vom 26.-30.9.94 in Hamburg, **11**: 652-656.

FEIBICKE, M. (1994c): Innere Schlei. Stoffeinträge und Prozesse. - Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands, **1**: 66-73.

FEIBICKE, M. (1995): Wege und Verbleib des Kohlenstoffs in der Inneren Schlei. - Ökosystem Boddengewässer. - Bodden, **2**: 205-220.

FEIBICKE, M. (1997): Impact of nitrate addition on phosphorus availability in sediment and water column and on plankton biomass - experimental field study in the shallow brackish Schlei flord (Western Baltic, Germany). - Water, Air and Soil Pollution, **99**: 445-456.

GOCKE, K. & RHEINHEIMER, G. (1994): Eutrophierung der Schlei. Vergangenheit und Gegenwart. – Bodden, **1**: 31-49.

HEY, D. L.; KENIMER, A.L. & BARRETT, K.R. (1994): Water quality improvement by four experimental wetlands. - Ecological Engineering, **3**: 381-397.

JANSSON, M.; ANDERSSON, R.; BERGGREN, H. & LEONARDSON, L. (1994): Wetlands and lakes as nitrogen traps. - Ambio, **23**: 320-325.

HENSEN, V. (1897): Was sind die Bedingungen für den Zug der Heringe in die Schlei. - 20. Jber. d. Central Fischerei-Vereins für Schleswig-Holstein (Rendsburg): 54-65.

KARSTEN, G. (1878): Die Beobachtungen über die physikalischen Eigenschaften des Wassers der Ostsee und Nordsee. - [In:] KÖNIGL. PREUß. MINISTERIUM LANDWIRTSCH. ANGELEGENHEITEN (Ed.): Jahresberichte der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel, **4/6** (1878): 253-285.

KÄNDLER, R. (1953): Hydrographische Untersuchungen zum Abwasserproblem in den Buchten und Förden der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. - Kieler Meeresforschungen, **9**: 176-200.

LANU (Landesamt für Natur und Umweltschutz des Landes Schleswig-Holstein (2001): Ergebnisse langjähriger Wasseruntersuchungen in der Schlei. - Kiel: 23 S., 20 Abb. ISBN 3-923339-70-4.

LAWAKÜ (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten) (Ed.) (1978): Die Schlei. Bericht über die Untersuchung des Zustandes und der Benutzung von August 1974 bis Dezember 1977. **1-2**. - Kiel.

LÖWENSTEIN, J. (1985): Schwermetallablagerungen in den Sedimenten der "Inneren Schlei" als Ausdruck für den anthropogenen Einfluß auf das Ökosystem. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Freie Universität, Berlin.

MAGNUS, P. (1875): Bericht über die botanischen Ergebnisse der Untersuchung der Schlei vom 7. bis 10. Juni 1874. - Verh. bot. Ver. Prov. Brandenburg, **17**: 1-8.

MEYERHÖFER, M. (1997): Bericht über die Pilotphase des Projektes Untersuchung des Auftretens und der Verbreitung der Cyanobaktieren in der Schlei sowie ihrer Rolle im Hinblick auf die zeitliche Sukzession der Phytoplankton-Gemeinschaften unter Anwendung des Konzeptes von Markerpigment-Analysen mittels HPLC. - [In:] LANU (2001): Ergebnisse langjähriger Wasseruntersuchungen in der Schlei. - Kiel: Anhang, 18 S.

MEYERHÖFER, M. (2000): Die Zusammensetzung und Sukzession des Phytoplanktons in der Schlei in den Jahren 1997 bis 2000, ermittelt durch HPLC-Analysen der Photosynthesepigmente. - Bericht im Auftrage des LANU, 32 S.

NELLEN, W. (1967): Ökologie und Fauna (Makroevertebraten) der brackigen und hypertrophen Ostseeförde Schlei. – Archiv für Hydrobiologie, **63**: 273-309.

NEUBAUR, R. (1931): Großes Fischsterben in der Schlei. - Fischerei-Zeitung (Neudamm) **34**: 475.

NEUBAUR, R. & JAECKEL, S. (Eds.) (1936/37): Die Schlei und ihre Fischereiwirtschaft. I-III. - Schr. Nat. Ver. Schlesw.-Holst., **21**: 314-360, 440-482, **22**: 190-249.

PHILIPPSEN, H. (1927): Die Entwicklungsgeschichte der Stadt Schleswig vom Jahre 1870 bis auf die Gegenwart. - Schleswig: Johannsen.

PHIPPS, R. G. & CRUMPTON, W. G. (1994): Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. - Ecological Engineering, **3**: 399-408.

PREUßNER (1985): Ausbauplanung der Kläranlage Schleswig. Vortrag des Ing. Büro Preußner im Rahmen des Kolloquium "Pilotversuche zur Gewinnung von Bemessungsparametern für Anlagen zur Nitrifikation-Denitrifikation-Phosphatelimination" am 27.2.1985 in Schleswig, Plessenhof. - Mitschrift.

RHEINHEIMER, G. (Ed.)(1970): Chemische, mikrobiologische und planktologische Untersuchungen in der Schlei im Hinblick auf deren Abwasserbelastung. - Kieler Meeresforschungen, **26**: 105-216.

RIGLER, F.H. (1961) The uptake and release of inorganic phosphorus by *Daphnia magna* Straus. - Limnology & Oceanography, **6**: 165-174.

RIPL, W. (1978): Oxidation of lake sediments with nitrate - a restoration method for former recipients. - Lund (Coden LUNBDS/NBLI 1001) Institute of Limnology (ISSN 0348-0798).

RIPL, W. (1986): Restaurierung der Schlei. Bericht über ein Forschungsvorhaben. - Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten, Kiel: D 5. 86 S. + Abbildungen

RIPL, W. (1994): Sediment treatment. - [In]: EISELTOVÁ, M. (Ed.): Restoration of lake ecosystems. A holistic approach. - International Waterfowl and Wetlands Research Bureau Publication, **32**: 75-81.

RIPL, W. & FEIBICKE, M. (1992): Nitrogen metabolism in ecosystems. A new approach. - Internationale Revue gesamte Hydrobiologie, **77**: 5-27.

RIPL, W. & LINDMARK, G. (1978): Ecosystem control by nitrogen metabolism in sediment. – Vatten, **34**: 135-144.

SCHIEMANN, S. (1974): Die Primärproduktion des Phytoplanktons der Schlei und des Windebyer Noors im Jahre 1972. - Dissertation, math.-nat. Fakultät, Christian-Albrechts-Uni., Kiel. 173 S.

STALASH (Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein) (1986): Nutzungsarten der Bodenflächen in Schleswig-Holstein. Ergebnisse der Flächenerhebung 1985. - Statistische Berichte des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holstein. - Kiel.

WENDKER, S. (1990): Untersuchungen zur subfossilen und rezenten Diatomeenflora des Schlei-Ästuars (Ostsee). - Bibliotheca Diatomologica, **20**. Stuttgart: Cramer.

WOLTER, K.-D. (1985): Stoffwechselprozesse in den Faulschlammsedimenten der Schlei. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Freie Universität, Berlin. 58 S.

ZACHARIAS, O. (1898): Das Potamoplankton. - Zoologischer Anzeiger, **21**: 41-48.

Autor:

Dr. Michael Feibicke
Umweltbundesamt
FG IV 2.5, Versuchsfeld Marienfelde
Schichauweg 58
D-12307 Berlin

Email: michael.feibicke@uba.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	83 – 94	Rostock 2005

Toralf QUANDT und Birgit KNAACK

Entnahme und Unterbringung organikhaltiger Sedimente aus Saaler Bodden und Ribnitzer See – Ein Szenario

Dredging and placement of organic sediments from Saaler Bodden and Ribnitzer See - a scenario

Abstract

Saaler Bodden and Ribnitzer See are the most productive parts of the Darss Zingster – Boddenkette. Drastic minimization of extern nutrient-input during the last decade could not reduce significantly the level of primary production. This is attributed to the quantity of soluble reactive sediment-P so that dredging P-rich sediments is seen as the most promising technique to reduce the trophic level. Facing the sediment quantities to dredge and place realising a scenario should help to find the best strategy for sediment placing in this area also in terms of cost effectiveness. For the analysed area it could be demonstrated that on shore placing of pre-treated sediments is the most expensive strategy due to transport costs. Pre-treatment capacity is not available. The most feasible technologies regarding technical and cost effectiveness seem to be direct placement of dredged sediments on poldered agricultural area as also placement on an aquatic depot what furthermore can be used as a habitat for protected species. These strategies should be privileged in the further phases of planning.

Keywords: eutrophication, placement strategies, on shore placing, aquatic depot

1 Einführung

Saaler Bodden und Ribnitzer See bilden mit ca. 80 km² Oberfläche den größten Teilbodden und aufgrund des polytrophen Zustands gleichsam den problematischsten Abschnitt der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK, Abb. 1). Nach aktuellem Bewertungsstand gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) muss mit Wahrscheinlichkeit von einer Einstufung jenseits des guten ökologischen Zustands ausgegangen werden (KOLLATSCH 2004, pers. Mitt.).

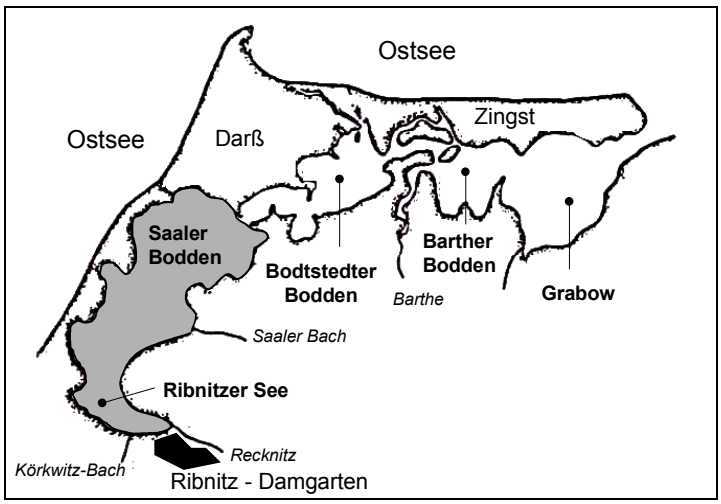


Abb. 1 Übersicht Darß-Zingster-Boddenkette, Untersuchungsgebiet: Saaler Bodden/Ribnitzer See (stark verändert aus KRECH 2002)

Der forcierte Ausbau der Klärwerkstechnik, Industriestilllegungen und der Strukturwandel der Landnutzung im Einzugsgebiet haben innerhalb der letzten zwei Jahrzehnte zur deutlichen Reduzierung der N- und P-Einträge geführt (BACHOR 2004). Eine Verbesserung des Trophiestatus resultierte daraus bislang jedoch nicht. Angesichts dieser Situation, die u.a. mit erheblichen Einschränkungen gewässertypischer Nutzungen (Fischerei, Tourismus) verbunden ist, ist die Verbesserung der Bodden-Gewässergüte einerseits für das Erreichen der in der WRRL abstrakt postulierten Zielvorstellungen geboten und gleichsam konkretes Entwicklungsziel im Rahmen einer nachhaltigen Regionalentwicklung (s. LANDKREIS NORDVORPOMMERN 2002). Die Durchführung jeder Sanierungs-/Restaurierungsmaßnahme hängt neben einer begründeten Erfolgsaussicht letztlich von der Finanzierbarkeit ab. So lässt die WRRL etwa für bestimmte Gewässerkörper auch die Verwirklichung weniger strenger Umweltziele zu, wenn ein Erreichen des Maximalzieles unverhältnismäßig teuer wäre (vgl. Artikel 4, Abs. 5, WRRL 2000).

Als Erfolg versprechende Restaurierungsmaßnahme für die DZBK wird bereits seit den 1980er Jahren die Entnahme von schlickigen Sedimenten diskutiert (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1991). Diese Argumentation wird noch dadurch verstärkt, dass die interne Nährstoffbelastung derzeit höher als die externen Nährstoffeinträge ist (SCHLUNGBAUM et al. 2001). Vor diesem Hintergrund und mit Blick auf die Zielstellungen von Agenda 21 und WRRL soll im Folgenden die Machbarkeit einer solchen Maßnahme aus ökologisch-wirtschaftlicher Perspektive betrachtet werden. Im Mittelpunkt eines auf die Gewässerabschnitte Saaler Bodden/Ribnitzer See angelegten Szenarios stehen dabei die Möglichkeiten und Kosten für die Entnahme und Unterbringung großer Mengen nährstoffreicher Sedimente. Die hierbei erzielten Ergebnisse bilden die Basis für weitere Planungen und ein Beurteilungshilfsmittel bei der Suche nach einer ökologisch und wirtschaftlich effektiven Gesamtstrategie zur Qualitätsverbesserung der DZBK.

2 Gewässerzustand und Restaurierungskonzept

Die Darß-Zingster-Boddenkette ist morphogenetisch das Ergebnis der Überflutung niedrig gelegener Grund- und Endmoränen durch eiszeitlich verursachten Meeresspiegelanstieg und besitzt grundsätzlich die Tendenz zur Verlandung (zit. in KRECH 2003). Geologische Profilschnitte zeigen, dass neben dem Vorhandensein ausgedehnter Mergel- und Sandformationen der Untergrund der gesamten Boddenkette von einem Schlickgraben mit mehreren Metern Tiefe und bis zu einigen hundert Metern Breite durchzogen ist (Abb. 2A). Allein im Zeitraum der vergangenen 50 Jahre nahm, was ein Wassertiefenvergleich anhand der Seekarten von 1950 und 2004 zeigt, die Schlickmächtigkeit flächig im Mittel um 0,40 m zu (Abb. 2B) – Indiz für den in diesem Zeitraum exzessiv angestiegenen Nährstoffeintrag und damit korrespondierender Zunahme der Primärproduktion.

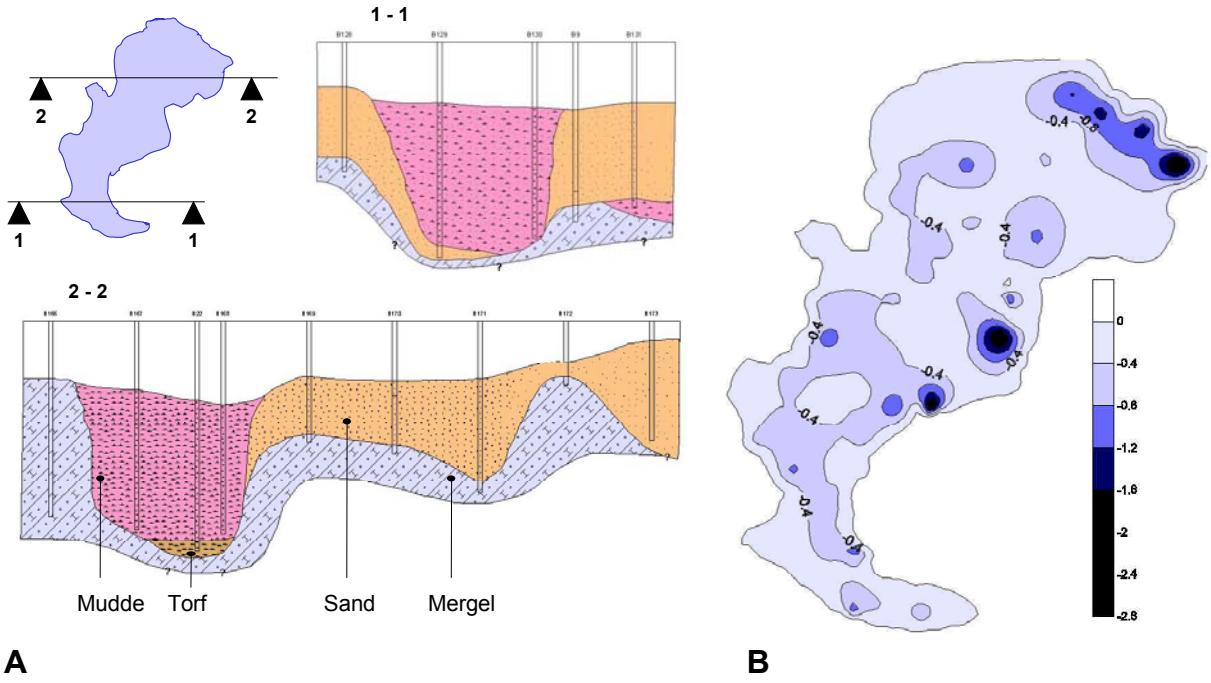


Abb. 2 Geologische Situation (A) und Entwicklung der Wassertiefe - 1950 bis 2004 (B), verändert aus: KNAACK 2004)

Übereinstimmend mit der flächigen Verteilung des o.g. Schlickgrabens sind etwa die Hälfte der Gewässersohle des Saaler Boddens und 90 % der Ribnitzer See von Schlickboden (> 5 % org. Anteil) bedeckt. Schlick mit mehr als 20 % organischer Substanz machte daran bereits in den 80er Jahren ca. 18 % (≈14 km²) der Gesamtfläche dieser Gewässer aus (NAUSCH 1981). Mit steigendem Gehalt an organischer Substanz im Schlicksediment nehmen Wassergehalt, Gesamtphosphor und HCl-lösliches Eisen zu und die mittlere Korngröße ab (SCHLUNGBAUM et al. 1994). Die hochorganischen Schlicke weisen somit tendenziell das größte P-Freisetzungspotential, eine erhebliche Zehrwirkung und die geringste Lagestabilität auf. Folgen der Trophiezunahme sind neben der beschleunigten Verlandungstendenz u.a. die Gewässertrübung sowie Änderungen der Artenstruktur, was sich beispielsweise spürbar in der Bandbreite und Bestandsstruktur der Fischarten wider-

spiegelt (LANDKREIS NORDVORPOMMERN 2002). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Hauptquelle der gegenwärtigen Nährstoffbelastung und Eutrophierung die in den Boddensedimenten gespeicherten und leicht mobilisierbaren P-Verbindungen darstellen. Nach vorläufiger Prüfung aller im Kontext der Restaurierung von Standgewässern entwickelten Behandlungstechnologien und weiterer standortspezifischer Maßnahmemöglichkeiten auf Anwendbarkeit zeichnet sich die Entnahme der im o.g. Sinne problematischsten Sedimentanteile als die vorteilhafteste Lösungsvariante ab. Geht man in einem ersten Quantifizierungsansatz von der erforderlichen Entnahme einer im Mittel 0,50 m mächtigen Lamelle der Schlickareale mit einem Organikanteil >20 % aus, so ergibt sich eine Menge von etwa 7 Mio. m³. Zweifellos sind die Entnahmebereiche und –mengen im Verlauf der Restaurierungsplanung auf Basis detaillierter Sedimentanalysen und Prognoseansätze zu konkretisieren. Ungeachtet dieser Notwendigkeit verdeutlicht die genannte Zahl jedoch mit ausreichender Genauigkeit die zu erwartende Dimension der Gesamtaufgabe und das Problem der Unterbringung solch enormer Sedimentmengen. Die Festlegung der tatsächlich zu bewegenden Sedimentmenge wird somit letztlich im Spannungsfeld und als Kompromiss zwischen ökologisch/wirtschaftlich erforderlicher Entnahmemenge und ökologisch/wirtschaftlich vertretbarer Unterbringungsmenge erfolgen.

3 Sedimententnahme und -unterbringung

3.1 Allgemeines

Grundsätzlich ist die Entnahme und Unterbringung von Gewässersedimenten eine technische Aufgabe, die in Abhängigkeit von der gewählten Unterbringungsstrategie durch die Verkettung technischer Einzelprozesse realisiert wird. Anhand der in Abb. 3 dargestellten technologischen Kette für die Entnahme und Unterbringung aquatischer Sedimente ist ersichtlich, dass mit deren Verkürzung prinzipiell die Einsparung technischer Kapazitäten und eine Reduzierung von Kosten und sekundären Umweltauswirkungen erreicht werden kann.

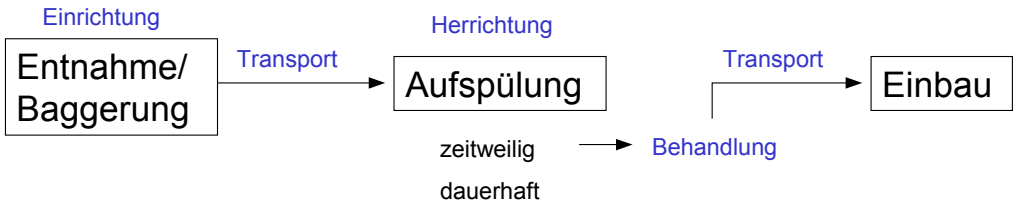
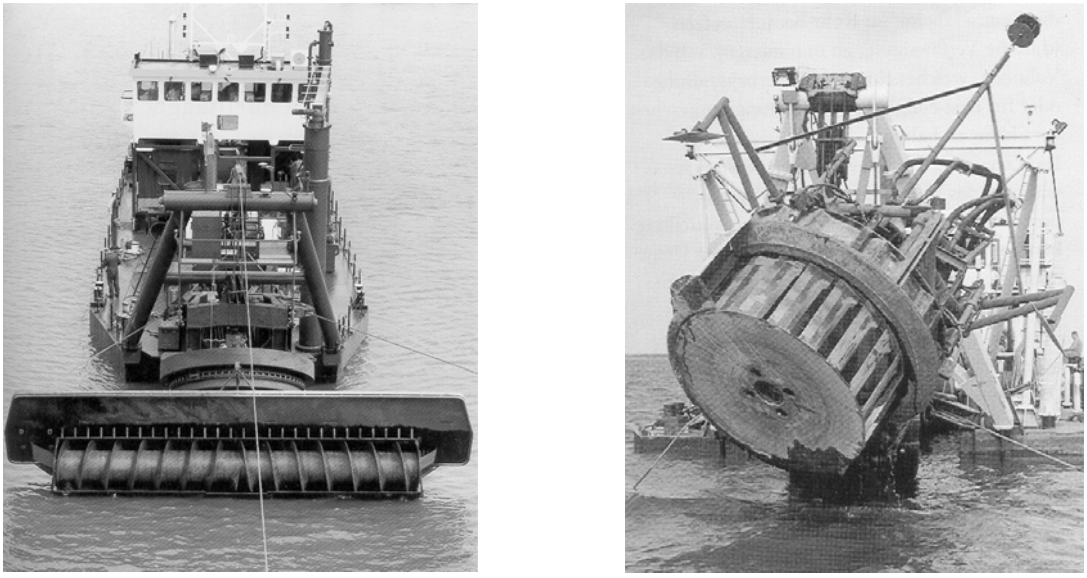


Abb. 3 Technologische Kette der Sedimententnahme und -unterbringung

Vor diesem Hintergrund ist die gemeinhin angestrebte Zielstellung nach Baggergutverwertung zu relativieren, auch wenn aus Sicht der stofflichen Eigenschaften und bislang vorliegender Schadstoffanalysen (vgl. SCHLUNGBAUM et al. 2001, BRÜGMANN 2001, HENNEBERG 2000) eine Verwendung für Zwecke des Landschaftsbaues oder die Nutzung als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft praktikabel erscheint.

3.2 Sedimententnahme

Die Auswahl der für die Sedimententnahme geeigneten Geräte hängt von der Beschaffenheit des Baggerguts, den vorhandenen Navigationsbedingungen, der geforderten Baggergenauigkeit und den Anforderungen an die Umweltverträglichkeit der Baggermaßnahme ab. Schlicke sind von weicher Konsistenz und lassen sich mit hydraulisch arbeitendem Baggergerät gewinnen. Die Lösung und der horizontale Weitertransport des Baggerguts erfolgen, kombiniert mit zweckentsprechendem Schneidwerkzeug bzw. Saugmund, über Rohre unter Einsatz von Zentrifugalpumpen.



A **B**

Abb. 4 Schneckenbagger (A) und Scheibenbagger (B) – Quelle: IADC/CEDA 1998

Schnecken- und Scheibenbagger (Abb. 4) sind Beispiele für Geräte, die eigens für die Entfernung kontaminierter und i.a. weicher Sedimente entwickelt wurden. Sie arbeiten mit hoher Abtragsgenauigkeit bei minimaler Verwirbelung und erreichen Leistungen um 500 $m^3\ h^{-1}$ (IADC-CEDA 1998).

3.3 Sedimentunterbringung

3.3.1 Prinzipielle Strategien

Für Sedimente der Darß-Zingster-Boddenkette kommt prinzipiell die land- oder wasserseitige Unterbringung in Frage. Schließt man eine Beseitigung im Sinne einer dauerhaften Ablagerung (Deponierung) aus, verbleiben als wesentliche landseitige Verwertungsmöglichkeiten der Einsatz als Bau- bzw. Rekultivierungsmaterial im Landschaftsbau oder als Bodenverbesserungsmittel im Garten- und Landbau.

Durch Vorbehandlung kann die zweckentsprechende Konditionierung des Baggerguts erreicht werden. Diese kann sich auf einfache Materialentwässerung zur Herstellung der Transportfähigkeit beschränken oder in einer vergleichsweise aufwendigen Umwandlung des Baggerguts in ein vollwertiges, festes Bodenverbesserungssubstrat durch Reifung bestehen.

In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass Unterbringungsstrategien, die eine Baggergutverwertung beinhalten, sich nur verwirklichen lassen, wenn für das zu verwertende Produkt ein Markt besteht, der sich in Bedarf und Nachfrage darstellt. Diese Voraussetzung wurde für die folgenden Betrachtungen zunächst als gegeben angenommen, ist in weiteren Planungsschritten jedoch detailliert zu prüfen.

Die wasserseitige Unterbringung des Baggerguts kann als dauerhafte Ablagerung (oder besser Umlagerung) in einem Unterwasser-Depot oder durch Verwendung zur Herstellung von Auflandungen erfolgen. Alle Unterbringungsformen sind mit der Beanspruchung von Flächen verbunden, wobei bei einer Vorbehandlung zusätzliche Flächen und Kapazität für Einrichtung und Betrieb entsprechender Anlagen erforderlich sind.

Die Übertragung der dargestellten Strategien auf das Gewässer und den umgebenden Raum mit dem Ziel, Umsetzbarkeit und Kosten zu beurteilen, erfordert in einer ersten Betrachtung notwendigerweise eine realistische Abgrenzung des Suchraumes. Für Formen der Baggergutunterbringung ohne vorherige Behandlung wird daher der Bodden und ein angrenzender Streifen von 3 km Breite betrachtet, der durch den sinnvollen Einsatz von Spülleitungen begrenzt ist. Für Unterbringungsmöglichkeiten von Baggergut mit vorgeschalteter Behandlung erstreckt sich der Suchraum auf einen Radius von bis zu 40 km, da sich hier der Baggerguttransport vorwiegend mittels LKW auf der Straße vollziehen wird und größere Transportentfernungen aus ökonomischer und ökologischer Sicht unverträglich werden.

3.3.2 Vorbehandlungskapazität

Die Vorbehandlung erfordert Flächenkapazität für das Einspülen (Spülfeld) und in Abhängigkeit vom Behandlungsziel für Reifung und Aufbereitung. Die im Umfeld des Saaler Boddens/Ribnitzer See vorhandene Spülfeldkapazität ist auch bei etwaiger Erweiterung maximal zur vorübergehenden Aufnahme geringer Baggergutmengen ausreichend: Ein 1997 in Wustrow angelegtes Spülfeld steht ausschließlich der Unterbringung von Baggergut aus dem örtlichen Sportboothafen zur Verfügung. Das vom Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund genutzte Spülfeld Körkwitz dient der dauerhaften Unterbringung von Baggergut aus der Fahrrinnenfreihaltung. Behandlungsmöglichkeiten im Sinne einer IAA (Industriellen Aufbereitungsanlage) fehlen momentan gänzlich, so dass diese zu schaffen wären, was zunächst mit einem entsprechenden Standortsuchverfahren und Investitionen für die Herrichtung verbunden wäre.

3.3.3 Landseitige Unterbringung

Landschaftsbau, Kompostwirtschaft

Zeitnah zu realisierende Bauvorhaben, bei denen Baggergutmengen in größeren Mengen einsetzbar wären, stehen im Untersuchungsraum nicht an, zumal für die Verwertung im Landschaftsbau (z.B. Deichbau o.ä.) aufgrund der bodenmechanischen Anforderungen vorwiegend Sande und Mischbodenfraktionen erforderlich sind. Reine Mudden könnten nach entsprechender Trocknung in Rekultivierungs-

schichten, etwa von Deponien, eingebaut werden, für welche gegenwärtig und mittelfristig allerdings kein Bedarf besteht.

Der momentan einzige nennenswerte Standort für die Nutzung von Nassbaggergut zur Kompostherstellung ist ein in Sanitz / Horst ansässiges Kompostwerk mit einer Transportentfernung von ca. 30 km zur südlichen Boddenrand. Die vorhandene Kapazität ist lediglich für die jährliche Annahme einer Menge von 10.000 bis 15.000 m³ stichfesten Materials (*in situ* ca. 20.000 bis 30.000 m³) ausreichend, das den LAGA-Anforderungen der Zuordnungsklasse ZO bis Z1.1 zu entsprechen hat. Für Transport (durch den Entsorger), Annahme und Einlagerung entstünden ohne Einrechnung der erforderlichen Vorbehandlung spezifische Kosten von ca. 10,0 € je m³ Baggergut.

Das Vorhandensein einer Aufbereitungsanlage in unmittelbarer Boddennähe könnte zu einer erheblichen Reduzierung des Transportanteils und somit der Gesamtkosten beitragen.

Unterbringung Landwirtschaft

Die Unterbringung von Baggergut im Landbau erscheint aufgrund der hohen Flächenverfügbarkeit als attraktiver Verwertungsweg. Allein im unmittelbaren Umfeld von Saaler Bodden und Ribnitzer See (3 km-Streifen) ist eine landwirtschaftliche Nutzfläche von ca. 7.500 ha vorhanden. Die tatsächlich nutzbare Fläche ist unter Anwendung fachspezifischer Ausschluss- und Einschränkungskriterien (Wasserwirtschaft, Naturschutz) und Berücksichtigung der individuellen Bodenqualität, der Nutzungsansprüche und technisch - technologischer Voraussetzungen zu ermitteln. Grundlegende Voraussetzung bildet die Akzeptanz durch die betreffenden Landwirte. Hierfür ist neben einem überzeugenden Nachweis der Vorteilhaftigkeit eine erschöpfende stoffliche Deklaration des aufzubringenden Baggerguts in Übereinstimmung mit den Forderungen der Bodenschutzgesetzgebung unabdingbar. Im Zuge der differenzierten Ausweisung der Baggergebiete sind schadstoffbezogen „hot spot“-Areale etwa im Bereich ehemaliger Industrieabwassereinleiter (z.B. ehem. Faserplattenwerk Ribnitz) auszugrenzen und gesondert zu bewerten.

Die Kosten für die landwirtschaftliche Verwertung von Baggergut variieren erheblich in Abhängigkeit von der gewählten Verfahrensweise. Die Aufbringung gereiften Baggerguts erfordert zwingend Vorbehandlungskapazität und einen verhältnismäßig hohen Flächenbedarf, da das Material nur bis zu ca. 10 cm Auftragsdicke optimal einarbeitbar ist. Durch die Vorbehandlung wird das Material transportfähig und läßt sich damit weitgehend standortvariabel in größerer Entfernung einsetzen.

Bei einer Direktaufspülung von Baggergut erfolgt keine Konditionierung des Baggerguts. Das spülfähige Material wird über Transportleitungen unmittelbar auf eingedeichte Flächen verspült oder flächenhaft mit einem geeigneten Ausbringwerkzeug verteilt. Für die am Boddenrand vorhandenen gepolderten Grünlandstandorte, die größtenteils infolge meliorationsbedingter Moorsackung bis zu 0,5 m und mehr unter ihrem ursprünglichen Geländeniveau liegen, ist bei minimalem Herrichtungsaufwand (Bau und/oder Erhöhung der Polderdeiche) eine maximale Sediment-Aufspülhöhe von 1,0 m denkbar. Moorsackungen ließen sich somit ausgleichen und Schöpfwerkskapazität einsparen; bei einem ggf. später erfolgenden Rückbau der Polderdeiche ließen sich die ursprünglichen, d.h. natürlichen Überflutungsverhältnis-

se wiederherstellen. Eine Stilllegungszeit von mindestens drei Jahren erfordert Kompensationsaufwendungen, denen standortbezogen differenziert Einsparungen an Schöpfwerksleistung (Energie, Wartung, Instandhaltung) gegenüberstehen. Die genehmigungstechnische Machbarkeit einer solchen Maßnahmen ist durch das Beispiel des Spülfeldes Malchin belegt, wo ca. 25.000 m³ nicht verklappbaren Baggerguts aus der Vertiefung des Peenekanals zwischen der Stadt Malchin und dem Kummerower See auf ein ca. 6 ha großes Spülfeld aus eingepoldertem Weideland gebracht wurde (pers. Mitteilung des WSA Stralsund, 2003- zit. in WASTRA PLAN/ UMWELTPLAN 2003).

Für eine Direktaufspülung von Nassbaggergut auf Ackerflächen liegen momentan sehr wenige Anwendungsbeispiele und Erfahrungen vor. Aktuelles Beispiel für einen solchen Verwertungsweg stellt die Restaurierung des Schmachter Sees auf der Insel Rügen dar, bei der eine Entnahmemenge von ca. 300.000 m³ Seeschlamm bis 2006 über Spülleitungen von bis zu 8 km Länge auf ca. 700 ha. Ackerfläche verbracht werden sollen. Die unmittelbare Aufbringung erfolgt mittels Traktor und Sprühbalken (ähnlich der Gülleausbringung), die über einen flexiblen Leitungsabschnitt an die Spülleitung angeschlossen sind. Die Aufbringung kann nur außerhalb von Vegetations- und Niederschlagsperioden erfolgen; bei Gesamtkosten von ca. 3,15 Mio. € belaufen sich die spezifischen Kosten auf etwa 10 € je m³ Sediment.

3.3.4 Wasserseitige Unterbringung

Im Kontext der wasserseitigen Unterbringung soll hier beispielhaft die Verwendung von Baggergut für Auflandungszwecke skizziert werden. Diese kann gemäß Abb. 5A prinzipiell in drei Formen erfolgen, wobei bei einer Insellösung wahrscheinlich mit den geringsten Auswirkungen auf schützenswerte Biotope, wie etwa Uferzonen, zu rechnen ist. Zahlreiche, z.T. bis in die 80er Jahre zurückreichende Beispiele aus den USA zeigen, dass aus Baggergut hergestellte Inseln gezielt als Habitat für Wasservögel entwickelt werden können (Vgl. USACE 1987, s. Abb. 5B).

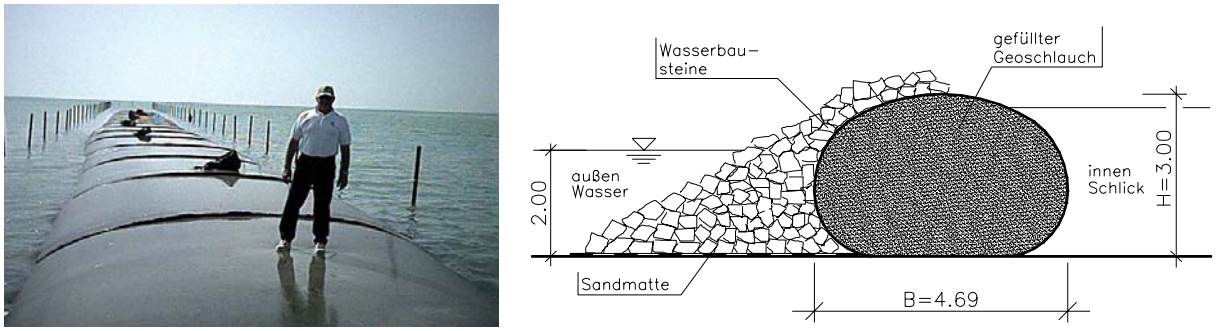
A B

Abb. 5 Schematische Darstellung von Auflandungsformen (A) und Beispiel für eine aquatische Unterbringung (B - Gaillard Island, Mobile Bay, AL – USA, Quelle: www.sam.usace.army.mil/PA/envir.htm) .

Die wasserseitige Unterbringung von Baggergut erfordert keine externen Flächen bei gleichzeitig hoher gewässerinterner Platzverfügbarkeit. Es werden keine Fremdstoffe in das Wasser eingebracht, aber es wird eine Nährstoffimmobilisierung erreicht. Entnahmemengen und -zeiten gestalten sich durch hydraulische Förderung und Transport bei vergleichsweise kurzen Transportdistanzen hocheffektiv. Die gewässerinterne Unterbringungsfläche muss durch eine zweckgemäße Umschließung hergerichtet werden – wofür grundsätzlich Spundwandbauweisen, Erdstoffdämme oder geotextile Schläuche bzw. Kombinationen daraus in Betracht kommen. Der Standort für ein derartiges Bauwerk ist in einem differenzierten Verfahren nach naturschutzfachlichen, technologischen und geotechnischen Gesichtspunkten zu optimieren. Als Beispiele für Auswahlkriterien seien genannt: spezifische Anforderungen an eine Habitatentwicklung, die Nähe zum Baggerareal, das Vorhandensein verwendbarer Materialien (Sand), die Wassertiefe sowie die Tragfähigkeit des Untergrundes. Ein Kostenvergleich, dem eine Einlagerungsmenge von 2,5 Mio. m³ und eine kreisförmige Unterbringungsfläche mit einer endgültigen Ausbauhöhe von 1m über dem Mittelwasserspiegel (~1,0 mHN) zugrunde lag, ergab auch unter Berücksichtigung der Wassertiefe, in der das Bauwerk errichtet wird, die größte Wirtschaftlichkeit für eine Umschließung mit Geoschläuchen (Tabelle 1, Abb. 6).

Tab. 1 Kostenschätzung für unterschiedliche Formen von Umschließungsbauwerken

	Art der Umschließung		
Randbedingungen	Spundwand	Sanddamm	Geoschlauch
Wassertiefe: 2 m - Umfang: 3,14 km	4,3 Mio €	3,9 Mio €	2,7 Mio €
Wassertiefe: 4 m - Umfang: 2,43 km	5,1 Mio €	5,1 Mio €	4,5 Mio €



A **B**

Abb. 6 Geoschläuche in der praktischen Anwendung (A - „Amwaj Island“) und Umschließungsbauwerk aus Geoschlauch und Steinschüttung (B - Prinzipskizze), Quelle: KNAACK 2004

Durch das Zusammenwirken aus einem geotextilen Schlauch zur Zugkraftübertragung und dem Füllmaterial Sand, der in Randbereichen des Boddens gewonnen werden kann, ist die Herstellung eines tragfähigen Stützbauwerks gegeben, das schnell und mit vergleichsweise unerheblichem externen Materialaufwand herzustellen ist.

4 Kosten

Für einen ersten Aufwandsvergleich wurden die Strategien Direktaufspülung Landwirtschaft (i), Unterbringung Land- u. Kompostwirtschaft nach Vorbehandlung (ii) und die Unterbringung im Gewässer (iii) anhand folgender Hauptpositionen unter Zugrundelegung einer zu entfernenden *in situ* - Sedimentmenge von 2,5 Mio m³ kostenmäßig verglichen:

a) Vorbereitung der Unterbringungsfläche (Spülfeldeinrichtung, -herrichtung)
b) Sedimententnahme (Baustelleneinrichtung, Baggerleistung, Transportleitungen, Pumpstation)
c) Nutzungsausfälle (Flächenstilllegung)
d) Spülfeldbewirtschaftung
e) Rücklaufwasserbehandlung (Zuleitungen, Wehre, P-Elimination)
f) Transport (zum Verwerter)

Die Ergebnisse dieser Betrachtung ergaben, dass die Vorbereitung der Unterbringungsfläche bei einer Unterbringung im Gewässer gegenüber den anderen Strategien einen mehrfach größeren Aufwand erfordert. Bezüglich der Sedimententnahme sind die landseitigen Unterbringungsstrategien wegen des intensiven Pumpaufwands (Direktaufspülung) und des diskontinuierlichen Baggerbetriebes (Unterbringung mit Vorbehandlung) kostenmäßig am intensivsten. Nutzungsausfälle ergeben sich in erster Linie bei der Direktaufspülung auf Grünland, hier kann bei mehrjähriger Flächenstilllegung von Kosten zwischen 2-5 Cent m^{-2} a^{-1} ausgegangen werden. Vergleichsweise hohe Aufwendungen für die Spülfeldbewirtschaftung verursacht die Unterbringung mit vorgeschalteter Behandlung wegen ebendieser, während die Kosten für eine eventuelle Rücklaufwasserbehandlung bei allen Unterbringungsstrategien als relativ gleich hoch angesetzt wurden. Transportaufwendungen zum Endverwerter machen einen bedeutenden Teil der Gesamtaufwendungen aus und fallen lediglich bei der Unterbringung vorbehandelten, also transportfähigen Baggergutes an. Hierbei wurde von LKW-Transporten mit einer durchschnittlichen Entfernung von 30 km und Kosten für den Transport und die Abnahme/Einlagerung von ca. 10 € m^{-3} ausgegangen.

In der Summe ergaben sich ohne Berücksichtigung von Planungs- und Ausgleichsaufwendungen folgende geschätzte Nettokosten:

- Direktaufspülung Landwirtschaft : 8,8 Mio €
- Unterbringung nach Vorbehandlung in Land- u. Kompostwirtschaft: 20,9 Mio €
- Unterbringung im Gewässer: 10,2 Mio €

Eine Direktaufspülung auf Landwirtschaftsflächen oder die Unterbringung im Gewässer stellen demnach die kostenmäßig günstigsten Unterbringungsstrategien dar.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der für die Verwertung von Baggergut im Landschaftsbau und in der Kompostwirtschaft existierende gewerbliche Markt ist unbedeutend und erforderte in jedem Fall die Vorbehandlung bzw. die Schaffung o.g. Voraussetzungen. Der Einsatz von gereiftem Baggergut auf Ackerstandorten ist nur dann ein gangbarer Verwertungsweg, wenn Behandlungskapazität durch Errichtung einer industriellen Aufbereitungsanlage (IAA) geschaffen wird. Die Verteilung des aufbereiteten Materials auf die Ackerstandorte verursacht erhebliche Transportaufwendungen, so dass diese Lösung sehr teuer und nur über lange Zeiträume realisierbar ist. Die Direktaufspülung von Sediment auf boddennahe Polderflächen (pot. 3.800 ha Polderfläche) ist unter Berücksichtigung der regional differenzierten Schutzwürdigkeit und Qualität von landwirtschaftlich geprägten Biotop- und Nutzungsstrukturen wegen geringer Transport- und Einrichtungsaufwendungen als landseitige Vorzugsvariante zu betrachten. Vorrangig sollten degradierte, gepolderte Niederungsbereiche am südlichen Ufer des Saaler Boddens genutzt werden. Nutzungsausfälle durch übergangsweise Flächenstilllegung sind einzukalkulieren.

Als Gesamtfazit kann gezogen werden, dass unter der Prämisse der zeitnahen Realisierung der Entnahme und Unterbringung großer Sedimentmengen (Größenordnung bis zu mehrere Mio. m³) lediglich die Direktaufspülung von Sediment auf Polderflächen sowie wasserseitig die Auflandung eines Umschließungsbauwerkes (Damm, Spundwand, Geoschlauch) realistisch und vergleichsweise kostengünstig sind. Unterbringungsformen, die einer vorherigen Aufbereitung bedürfen, sollten planerisch nicht vordergründig verfolgt werden (ebenso die Betrachtung der technischen Umschließungsvariante Stahlspundwand). Die Kostenschätzung der Vorzugsvarianten ergab unter Zugrundelegung einer Entnahmemenge von 2,5 Mio. m³ Aufwendungen für Förderung/Baggerung und Unterbringung von ca. 5 € je m³ liegendes Sediment. Bei höheren Entnahmemengen reduzieren sich die spezifischen Entnahmekosten, wobei die Größenordnung nicht wesentlich unterschritten werden dürfte.

Es wird weiterhin deutlich, dass eine Gewässerrestaurierung auf dem Wege der Sedimententnahme aus technologischen und finanziellen Überlegungen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht in zwei bis drei Jahren zu leisten ist, sondern sich eher über den Zeitraum eines Jahrzehnts vollziehen lässt. Bereits für die erforderlichen Detailplanungen, einschließlich der notwendigen Genehmigungsverfahren (die DZBK unterliegt diversen naturschutzrechtlichen Beschränkungen), ist mit einem erheblichen Zeitaufwand zu rechnen - umso mehr, je weniger ein pragmatisches Vorgehen zur Maxime wird.

Literatur

BACHOR, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation, Universität Greifswald, 213 S.

BRÜGMANN, L. (2001): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten und Sedimentkernen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie des Landes Mecklenburg-Vorpommern, 35 S.

EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG DES EUROPÄISCHHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000.

HENNEBERG, M .(2000): Vom „Hafenschlick“ zum wertvollen Bodenmaterial – Forschungsergebnisse zur Nassbaggergutverwertung, speziell in der Landwirtschaft. In: 1. Rostocker Baggergutseminar 5./6. Oktober 2000, Tagungsband, ohne Seitenangaben.

IADC/CEDA (1998): Umweltaspekte in der Nassbaggerei. Maschinen, Methoden und die Verminderung der Umwelteinflüsse. Heft 4. Hrsg.: Internationale Vereinigung der Naßbaggerunternehmen (IADC), Den Hag, NL; Zentrale Nassbaggerorganisation (CEDA), Delft, NL. 80 S.

KNAACK, B. (2004): Geotechnische Untersuchungen zur aquatischen Unterbringung organischer Sedimente im Gebiet der Darß-Zingster-Boddenkette. - Diplomarbeit. FB f. Landeskultur und Umweltschutz, Inst. f. Bauwesen (ehem. FB Bauwesen), Universität Rostock, 118 S.

NAUSCH, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1991): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. Internationale Revue gesamte Hydrobiologie, **76/3:** 451-463.

KRECH, M. (2002): Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation. Universität Rostock. 173 S.

LANDKREIS NORDVORPOMMERN (2002): Lokale Agenda 21 Darß-Zingster-Boddenlandschaft – Leitbild, Zielstellungen und Maßnahmevorschläge für die Region der Darß-Zingster Boddenlandschaft (unveröffentlicht).

NAUSCH, G. (1981): Die Sedimente der Darss-Zingster Boddengewässer – Zustandsanalyse und Stellung im Phosphorkreislauf. - Dissertation. Universität Rostock. FB für Biowissenschaften, 148 S.

NAUSCH, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1991): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. Internationale Revue gesamte Hydrobiologie, **76/3:** 451-463.

SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. & NAUSCH, G. (1994). Die Darß-Zingster Boddenkette – ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge, **2:** 27-40.

SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H., KRECH, M.& KWIATKOSKI, B. (2001): Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Heft **1**, 209 S.

USACE (1987): Beneficial Uses of Dredged Material. Engineer Manual EM 1110-2-5026. - U.S. Army Corps of Engineers. Washington, D.C. 20314-1000.

WASTRA PLAN/ UMWELTPLAN (2003): Weiterführende Untersuchungen sowie ökologisch-wirtschaftliche Betrachtungen einschließlich Kostenvergleichsrechnungen für die Verwendung der nährstoffreichen Sedimente der Darß-Zingster-Bodden. - Studie im Auftrag des LUNG M-V, 31 S.

Korrespondenzautor:

Dr.-Ing. Toralf Quandt
WASTRA-PLAN Ingenieurgesellschaft mbH
Oll-Päsel-Weg 1
18069 Rostock

Email: t.quandt@wastra-plan.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	95 - 107	Rostock 2005

Rolf KAREZ & Dirk SCHORIES

Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe

Stone extraction and its importance for the re-establishment of *Fucus vesiculosus* along its historical reported depths

Abstract

The glacial deposits represent the main hard substrata for macroalgae development in the Baltic Proper. The limited data from the Baltic Sea have until recently hindered investigation about the importance of these deposits for long-term establishment of specific macroalgae communities. Between 1850 and 1970 stone extraction ('stone fishery') were an important source of money income for the local fishery and industry. Large stones were craned with assistance from divers and used for port and road construction. At least 3.5 million tons of stones were extracted in ecologically sensitive areas along the coast of Schleswig-Holstein. *Fucus* spp. declined from 1950 to 1990 by nearly 95 % in the Kiel Bight due to eutrophication and loss of habitat. While the bladder wrack *Fucus vesiculosus* is still abundant in the upper 2 meters of the littoral zone, it lacks in all other historical reported depths up to 8 ms. Most probably, *Fucus* will be one of the target species for the new EU Water Framework Directive; however the man-made absence of glacial deposits in wide areas of the near-shore environment may complicate the calculation of depth zonation of *Fucus* in future monitoring programs. The authors discuss the loss of habitat due to stone fishery as well as the potential for the re-establishment of *Fucus* below its current depth zonation. It is challenged if *Fucus* is able to spread out without (1) the insertion of additional substrata or (2) artificial transplantation from the uppermost eulittoral zone.

Keywords: *Fucus vesiculosus*, stone extraction, Water Framework Directive, re-establishment, eutrophication

1 Einleitung

Die flacheren Bereiche der deutschen Ostsee, besonders Schleswig-Holsteins, wurden durch die historische Steinfischerei, also durch die kommerzielle Entnahme großer Steine und Findlinge, massiv in ihrer Sediment- und damit Besiedlungsstruktur verändert. Für Naturschutz- und Umweltbehörden im Ostsee-Küstenbereich sind

Hartsubstrate in der Ostsee, beziehungsweise deren Fehlen, in mindestens drei Zusammenhängen von Bedeutung. Zum ersten wird, zumeist von Tauchvereinen, regelmäßig der Wunsch an die Behörden herangetragen, durch Einbringen von künstlichen Hartsubstraten (z.B. Reefballs) den oft eher einförmigen Sand- oder Schlickboden durch Hartbodenflora und –fauna sporttaucherisch interessanter zu gestalten. Dabei sollen z.T. auch Fischbestände ein Refugium erhalten oder Miesmuschelbänke den erforderlichen Untergrund für die Larvalansiedlung. Zum zweiten sind verschiedentlich künstliche Riffe aus Naturstein im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen aufgeschüttet worden. Diese bieten, durch Wiedergutmachen der Folgen der Steinfischerei im kleinen Maßstab, eine Gelegenheit, Verursachern einen konkreten Ausgleich für ihre Eingriffe anzubieten. Diese Maßnahmen wurden in Einzelfällen (z.B. Steinriffe bei Falckenstein, Wik, Flensburger Förde (Tab. 1)) schon durchgeführt, jedoch existiert noch kein standardisiertes Verfahren, um z.B. wirklich geeignete Ausgleichsflächen zu ermitteln. Drittens verlangt auch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eine Auseinandersetzung mit dem Fehlen von Hartsubstrat in der Ostsee. Die WRRL fordert die Erreichung eines mindestens „guten ökologischen Zustandes“ auch der Küstengewässer bis zum Jahr 2015. Der gute Zustand orientiert sich dabei an einem „sehr guten“ Zustand, dem so genannten Referenzzustand, der aus einem historischen Leitbild entwickelt werden soll. Für die photische Zone der Ostseeküste bedeutet diese Zielerreichung aber ein erhebliches Problem, da die Makroalgenphytale, die vor etwa 100 Jahren noch viele Küsten der Ostsee dominierten, heute nicht genügend Hartsubstrat zur Verfügung hätten, um selbst bei Rückgang der Eutrophierung entsprechend dichte Bestände wieder aufzubauen.

Aus diesen Gründen ist eine Beschäftigung mit dem Thema ‚Hartsubstrate in der Ostsee‘ heute unumgänglich, und wir müssen uns daher im Einzelnen fragen:

- Welchen Umfang hatte die Steinfischerei?
- Welche Gebiete waren besonders betroffen und in welcher Tiefe wurden Steine entnommen?
- Welchen Anteil an der Gesamtmenge von Hartsubstraten hat die Steinfischerei entnommen?
- In welchem Umfang werden Hartsubstrate natürlich nachgeliefert?
- Wie viele Hartsubstrate gegenüber der historischen Menge stehen heute zur Verfügung?
- Welche Auswirkung hatte die Steinfischerei auf Makroalgenbestände?
- Sind Wiedereinbringungen von Hartsubstraten nötig und sinnvoll, und wenn ja, wo, mit welchen Substraten und in welchem Umfang sollte dies geschehen?
- Welchen Erfolg bei der Wirkung von wiedereingebrachten Substraten auf die Ansiedlung von Makroalgen können wir unter den heutigen Bedingungen erwarten?

Den Antworten auf diese Fragen soll der vorliegende Beitrag nachspüren.

Tab. 1 Übersicht der in die deutsche Ostsee eingebrachten künstlichen Riffe. AGM = Ausgleichsmaßnahme, F = Förderung von Fischbeständen, TT = Tauchtourismus, KF = Kieler Förde. (Angaben aus den genannten Berichten und aus persönlichen Mitteilungen)

Ort	Initiator/ Errichtung	Tiefe [m]	Substrat	Größe und Struktur	Zweck	Literatur
Falckenstein, KF	Umweltschutzamt Stadt Kiel 2001 (2005)	4 – 7	ca. 250 Steine, je ca. 1 m ø bzw. 1,5 t (Ergänzung um weitere 270 Steine in 2005)	50 x 4 m, gestapelt mit Höhlen	AGM	KUNZ 2004; v. JUTERZENKA & SCHMID 2004
Wik KF	Umweltschutzamt Stadt Kiel 1995-2001	2	157 Findlinge, je ca. 1,5 t	gestapelt mit Höhlen	AGM	v. JUTERZENKA & SCHMID 2004
Hasselfelde KF	Umweltschutzamt Stadt Kiel 2000-2001	1-8	Bunker-Trümmer alter Beton	ca. 3.000 m² (in Kombination mit angelegter Flachwasserzone und Uferzone)	AGM	HEISE et al. 2001
Flensburger Innenförde	Stadt Flensburg 2001	7-9	118 t norwegischer Syenit, Findlinge mit 50-100 cm ø	ca 8 x 14 m, gestapelt, 3 m hoch	AGM	BARNEKOW 2004
Dänisch Nienhof Schönberg Suhrendorf	LANU und Leibniz-Institut f. Meeresw.	2,5	Pro Standort: 5 t = 350 Steinquader 20 cm Kantenlänge	Pro Standort: 6 Einzelflächen á ca. 6 m² mit versch. Mustern	wiss. Test von AGM	ROHDE 2004
Hörn-Süd KF	Umweltschutzamt Stadt Kiel	0,5	Steine	ca 5.300 m² (in Kombination mit Böschung)	AGM, F Heringslaichplatz	
Timmendorfer Strand	Sea Life Center 1998	8	60 t Felsblöcke aus Öresund (je 0,3-0,5 m³)	17 x 3 m, 1.5 m hoch	Renaturierung, TT	VOCE in prep.
Seebadeanstalt Holtenau, KF	MariLim; Kiel 2001	4-5	12 BayBalls* (Beton-Halbschalen)		TT	
Falckenstein, KF	Baltic Dive Center 2001-2002	14	25 ReefBalls* (Beton-Halbschalen)		TT	
Nienhagen bei Rostock	Verein Fisch und Umwelt M.-V. 1996 2003	11-12	diverse Strukturen (Steine, Röhren, Netze, Tetrapoden, Ringe, Kegel)	Gesamtfläche 4 ha	F, wiss. Unters., TT	MOHR & SCHULZ 2003

2 Die historische Steinfischerei in Schleswig-Holstein

Von etwa 1800 bis 1974 wurden an der schleswig-holsteinischen Küste kommerziell Steine gefischt. Über das Ausmaß gab es bisher nur wenige, weit auseinander liegende Schätzungen und keine zusammengefasste Übersicht über die Größenverteilung der entnommenen Steine und über die besonders betroffenen Gebiete. Die Schätzungen der Menge der gefischten Steine erstreckten sich von 1,5 Mio. t zwischen 1930-1970 in der Kieler Bucht (BREUER & SCHRAMM 1988) bis zu 100 Mio. t (= 100 km² Siedlungsfläche) in 2-15 m Wassertiefe zwischen 1920-1965 in der gesamten Ostsee (ZANDER 1991). Um hier zu genaueren Erkenntnissen zu gelangen, hat das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU) 2003 eine Studie in Auftrag gegeben, in der über die noch verfügbaren Quellen das Ausmaß der Steinfischerei möglichst ortsgenau ermittelt werden sollte (BOCK 2003, BOCK et al. 2004). Diese Studie hat v.a. durch Zeitzeugenbefragungen und Tonnagen von Steinfischerei-Booten Werte ermittelt, die mit 3,5 Mio. Tonnen Gesamtmenge in der schleswig-holsteinischen Ostsee deutlich unter der nur auf mündliche Mitteilungen einer Einzelperson begründeten Schätzung von ZANDER (1991) bleiben (Tab. 2).

Bereits seit Ende des 19. Jahrhunderts war die Entnahme von Steinen in der Nähe des Ufersaumes gesetzlich verboten. Nach BOCK (2003) wurde in der Folgezeit offiziell in Tiefen von 6 – 20 m gefischt. Unterhalb von bestimmten Grenzen war das Ernten von Steinen erst ab einer Größe von 20 cm Durchmesser und nur für lizenzierte Steinfischer in bestimmten Gebieten erlaubt. Unterhalb von 20 m war die Steinfischerei technisch zu schwierig, um rentabel zu sein. Die Blütezeit der Steinfischerei war in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts, 1974 wurde sie aus Unrentabilität noch vor ihrem Verbot im Jahr 1976 eingestellt.

Tab. 2 Der schleswig-holsteinischen Ostseeküste entnommene Hartsubstrate. Die Gewichtsklassen und ihre Anteile nach Zeitzeugen. Weitere Berechungen beziehen sich modellhaft auf kugelförmige Steine, von deren Oberfläche 25 % im Sediment stecken. Die Angaben können nur als grobe Abschätzung angesehen werden (aus BOCK 2003).

Gewichts-klasse Min (**Mittel**) Max **(t)**	**Durchmesser (Kugel) (m)**	**Oberfl. (Kugel) (m²)**	**Volumen (Kugel) (m³)**	**Anteil (%)**	**Stück**	**75 %-Oberfl. alle (km²)**
0.3 –(**0.40**)– 0.5	0.60 –(**0.66**)– 0.71	**1.37**	**0.15**	5	437.500	0.45
0.5 –(**0.75**)– 1.0	0.71 –(**0.81**)– 0.89	**2.08**	**0.28**	15	700.000	1.09
1.0 –(**2.00**)– 3.0	0.89 –(**1.12**)– 1.29	**4.01**	**0.75**	70	1.225.000	3.69
3.0 –(**4.00**)– 5.0	1.29 –(**1.42**)– 1.53	**6.36**	**1.51**	10	87.500	0.42
Summe					**2.450.000**	**5.65**

Ehemals große und reiche Steinfelder, auf denen die Steine in Ausnahmefällen auch „in Haufen“ lagen, wurden nach Zeitzeugenaussagen völlig leergefischt. Teilweise wurden diese nach wenigen Jahrzehnten wieder aufgesucht und auch die in der Folgezeit freigespülten Steine geerntet. Bei all diesen Angaben ist davon auszugehen, dass auch illegal Steine aus flacheren, küstennäheren Bereichen gefischt wurden, so dass die von BOCK (2003) ermittelten Zahlen eher als konservativ anzu-

sehen sind. Hinzu kommen die (ab etwa 1883 illegalen) Entnahmen aus dem Flachwasserbereich für den Eigenbedarf der Bevölkerung.

Nach den Schätzungen von BOCK (2003) wurden etwa 2,45 Mio. Stück Steine gefischt. Nach einem eigenen Berechnungsmodell (über Stückzahlen von Größenklassen statt über Anteile am Gesamtgewicht) ergeben sich etwa 1,8 Mio. Steine. Die Steine hatten Massen von etwa 0,3 – 5 t (entspricht 60 – 153 cm Kugeldurchmesser), wobei die Modalklasse bei Steinen von 1 – 3 t (89 – 129 cm) liegt (Tab. 2). Dies entspricht insgesamt etwa 5,6 km² für die Besiedlung u.a. durch Makroalgen verlorener Oberfläche. Diese stehen einer Gesamtfläche von etwa 1700 km² der Außenküste Schleswig-Holsteins im Bereich zwischen 6 und 20 m gegenüber. Neben der von BOCK (2003) bearbeiteten legal-kommerziellen gab es noch illegale Steinfischerei sowie Entnahmen für den Privatgebrauch. Die Steinfischerei war nicht gleichmäßig über die Küste verteilt, sondern auf folgende Gebiete konzentriert (nach BOCK 2003):

- Brodtener Ufer
- Walkyriengrund
- Nordostküste Wagriens (Dahmeshöved bis Fehmarn)
- Sagasbank
- Staberhuk bis Marienleuchte
- Nördlich Todendorf
- Nördlich Schönberg
- Bülk bis Dänisch Nienhof
- Stoller Grund
- Eckernförde bis Olpenitz

3 Heutige Mengen an natürlichen Hartsubstraten

Über die heute vorhandenen Mengen an Hartsubstraten existieren bisher nur ungenügende Angaben. Bei durch das LANU in Auftrag gegebenen Studien über die Verteilungen und unteren Verbreitungsgrenzen von Makrophyten (z.B. FÜRHAUPTER et al. 2003, MEYER et. al. 2004, REUTER 2004) hat sich gezeigt, dass oft das Fehlen entsprechender Hartsubstrate das tiefere Vorkommen von perennierenden Makroalgen, insbesondere von *Fucus* spp., verhindert und echte untere Verbreitungsgrenzen aus diesem Grund nur an wenigen Orten ermittelbar sind. Auch die Nennung von Steingründen in Seekarten war hierbei im Einzelfall keine verlässliche Angabe, um vor Ort taucherisch Steine zu finden und deren Besiedlung aufzunehmen.

Aus diesem Grund besteht zwischen dem LANU und dem Geologischen Institut der Universität Kiel eine Kooperation mit dem Ziel, die natürliche Nachlieferung von Steinen durch Erosion und die heutige Substratverteilung in der Ostsee zu ermitteln.

Seit Herbst 2003 führt das Institut für Geowissenschaften (IfG) der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel im Auftrag des LANU eine Untersuchung der Hartsubstrate im schleswig-holsteinischen Teil der westlichen Ostsee durch. Bestandteil dieses Untersuchungsprogramms sind einerseits Abrasionsmessungen vor ausgewählten Steiluferbereichen, mit denen die Arbeiten des F&E Projektes „Einfluss der Steiluferabbrüche an der Ostsee auf die Prozessdynamik angrenzender Flachwasserbereiche“ fortgesetzt werden. Hiermit soll die Dynamik solcher Gebiete beurteilt und die

Freisetzung weiterer Hartsubstrate abschätzt werden. Des Weiteren sollen Seitensicht-Sonar-Aufzeichnungen, die im Hydroakustik-Archiv des IfG liegen, in Bezug auf „Steinvorkommen“ ausgewertet und die Ergebnisse visualisiert werden.

Ein wesentliches Ergebnis der Untersuchungen auf den Abrasionsflächen war, dass im Gegensatz zur bisherigen Meinung die Restsedimentdecken die Abrasion effektiv weder behindern noch unterbinden. Kiese und selbst Steine mit einer Größe von über 25 cm bewirken durch ihre Mobilität in den untersuchten Tiefen bis 6,5 m eine Tieferlegungen des Seegrundes von 1,2 – 4,6 cm pro Jahr.

Im Rahmen der Sidescan-Sonar-Auswertung wurden analoge Sonogrammschriebe der Jahre 1976 – 1992, die einer Gesamttransektlänge von weit über 1500 sm entsprechen, digitalisiert und zusammen mit den jüngeren digitalen Aufzeichnungen ausgewertet. Im Zuge der Auswertung wurde klar, dass es weder national, noch international Algorithmen oder Kriterien gibt, anhand welcher eine flächenhafte Mindestdichte von Steinen definiert werden kann, um sogenannte Steinfelder abgrenzen zu können. Ein möglicher Ansatz wurde im Rahmen dieser Untersuchungen vorgestellt (SCHWARZER 2004).

4 Künstliche Riffe in der deutschen Ostsee

In der deutschen Ostsee gibt es mittlerweile eine Reihe durch den Menschen eigens zum Zwecke der biogenen Besiedlung eingebrachter Hartsubstrate. Diese stellen entweder Ausgleichsmaßnahmen für Eingriffe im Küstenbereich dar, sollen Fischen als Schutz und Laichplatz dienen, sind primär zu Forschungszwecken eingebracht worden oder dienen dem Tauchsport-Tourismus (s. Tab. 1).

Ob die eingebrachten Hartsubstrate ihren Zweck erfüllen, ist dabei von Fall zu Fall zu entscheiden. So sind z.B. die Reefballs bei Falckenstein bei der Ausbringung in eine zu große Tiefe auf Schlickgrund abgerutscht und daher nur mäßig besiedelt. Das Steinriff bei Falckenstein ist im Vergleich zu natürlichen Steinen nur verarmt besiedelt, das Flensburger Steinriff erleidet offenbar manchmal im unteren Bereich akuten Sauerstoffmangel und das Timmendorfer Steinriff scheint seine Struktur zu verlieren und zu versanden (div. mündl. Mitteilungen und BARNOW 2004, KUNZ 2004).

Eine echte Renaturierungsmaßnahme im Sinne der WRRL stellt jedoch keines der in Tab. 1 aufgeführten künstlichen Riffe dar. Die von Tauchern und ähnlichen Verbänden eher unter (tauch)touristischen Gesichtpunkten ausgebrachten Reefballs mit ihrem Hohlraum haben in der Ostsee kein Pendant in der Natur. Daher stellen sie keine geeignete Renaturierungsmaßnahme dar, obwohl diese Argumentation bei der Antragstellung oft aufgeführt wird. Das vergleichsweise große und durch intensive Forschung begleitete Riff aus verschiedensten Materialien und Formen (Röhren, Netze, Tetrapoden, Blöcke, Steine) bei Nienhagen soll als Schutzraum und Laichplatz die Fischbestände in der Ostsee fördern. Bereits nach einem halben Jahr wurden signifikant mehr Fische am Riff als in der Umgebung festgestellt (MOHR & SCHULZ 2003). Allerdings ist kaum davon auszugehen, dass das Riff in so kurzer Zeit den Fischbestand signifikant gefördert, sondern nur die schon vorhandenen Fische angezogen hat. Selbst durch die Felder aus natürlichem Gestein, als Ausgleichsmaßnahme ausgeführt, wird zumeist versucht, durch ein Übereinanderlegen der

Steine Höhlen zu schaffen, die wahrscheinlich in der pristinen westlichen Ostsee eher die Ausnahme waren. Hierzu gibt es zwar keine wirklich gesicherten Erkenntnisse, doch scheint dies angesichts des Verhältnisses der entnommenen Oberfläche zur maximalen Fläche des betroffenen Meeresbodens von etwa 5:1700 unrealistisch. Es ist daher anzunehmen, dass Steine verschiedener Größen (vergl. Tab. 2) auf dem Meeresboden verstreut lagen und ein durch die größere Eindringtiefe des Lichtes üppiges auf den Steinen siedelndes Phytal perennierender Makroalgen den Fischen Schutzraum und einer reichen assoziierten Flora und Fauna Siedlungsmöglichkeit bot.

Bei der Wahl des geeigneten Materials kann davon ausgegangen werden, dass die meisten Flora- und Fauna-Arten fast jedes stabile Substrat (teilweise nach einem gewissen Aufbereitungsprozess der Oberfläche) besiedeln würden (z.B. WAHL & MARK 1999). Besonders mit dem Ziel der Förderung der Fischbestände wird daher weltweit eine Vielzahl von künstlichen Strukturen ins Meer versenkt. Die Palette umfasst Reefballs, Betonblöcke, Autoreifen, Bauschutt und Schrott bis hin zu Schiffswracks, Eisenbahnwaggons und ausrangierten Panzern. Diese bieten nicht nur Siedlungsoberfläche für Algen und sessile Tiere, sondern auch vielfältige Verstecke für Fische und Krebse. Aber hier liegt zum einen eine große Gefahr, dass unter dem Deckmantel der Naturförderung Müllentsorgung betrieben wird, zum anderen käme an Land auch (fast) niemand auf die Idee, Wälder und Wiesen z.B. mit alten Bussen vollzustellen, um Vögeln und Reptilien Schutz- und Nistplätze zu bieten, sondern entsprechende Maßnahmen werden so natürlich wie möglich gestaltet. Gesetzgeber und Regulierungsbehörden tun nach unserer Auffassung gut daran, solchem Ansinnen von vorneherein einen gesetzlichen Riegel vorzuschieben – wird ein künstliches Substrat genehmigt oder gar öffentlich gefördert, so gibt es von der Annahme des Substrats durch die Organismen her kein Argument mehr, nicht auch andere zu genehmigen (wenn diese nicht z.B. toxische Substanzen enthalten). Wenn Tauchvereine im Einzelfall kleinen Rahmen und auf eigene Kosten Reefballs ausbringen wollen, so richtet dies sicherlich keinen Schaden an, sondern kann diesen Tourismus und Wassersport auf wenige Orte kanalisierten und deren Naturkenntnis und damit –liebe fördern. Nach unserer Meinung sollten aber öffentlich gefördert und als Ausgleichs- oder Renaturierungsmaßnahmen nur Riffe aus natürlichen Steinen ausgebracht werden dürfen Hierfür sehen wir allerdings unter den Vorgaben der WRRL einen starken Bedarf.

5 „*Fucus*“-Ökologie

5.1 Historische Bestandsentwicklung von *Fucus vesiculosus*

Erste Algensammlungen für den deutschen Teil der Ostsee gehen auf das Jahr 1819 (LYNGBYE 1819) zurück, aber erst Ende des 19. Jahrhunderts stellt REINKE (1889) einen umfassenden Überblick über die Algenflora und ihre Verbreitung entlang der westlichen Ostsee zusammen. *Fucus vesiculosus* ist die einzige dominante mehrjährige Großalge, die entlang der deutschen Ostsee vorkommt und selbst die geringen Salinitäten der nördlichen Ostsee erträgt (WALLENTINUS 1991, KAUTSKY et al. 1992). Der dramatische Rückgang von *Fucus* entlang der Kieler Bucht von ehemals 45.000 t auf 2.400 t wurde von VOGT & SCHRAMM (1991) anhand von histori-

schen Vorkommen aus den 50er, 60er und 70er Jahren beschrieben (HOFFMANN 1952, SCHWENKE 1969). Eine im Auftrag des LANU durchgeführte Kartierung aus dem Jahr 2003 bestätigt diese Angaben (FÜRHAUPTER et al. 2003). Bis auf wenige einzelne Individuen wird *Fucus* rezent lediglich oberhalb von 3 m Wassertiefe gefunden, während HOFFMANN (1952) noch 10 m als untere Verbreitungstiefe angibt. Das Fehlen bestimmter Makrophyten-Komponenten im Tiefenbereich der Ostsee beziehungsweise das Heraufwandern von Rotalgen in flachere Bereiche ist seit über zwanzig Jahren bekannt (BREUER 1989). Trotz Reduzierung der Nährstoffeinleitungen in die Ostsee, konnte dieser bedenkliche Zustand bisher nicht umgekehrt und eine Erhöhung der Sichttiefen erreicht werden (Tab. 3).

Tab. 3 Historische und aktuelle Vorkommensgrenzen einiger Makrophyten

Wassertiefe	Historische Grenze	Aktuelle Grenze	Quelle
Allgemeine Algenuntergrenze	20 m*	20 m	SCHWENKE 1964, 1965, 1969, BREUER 1989, SCHORIES et al. 2004
Fucus vesiculosus	10 m	2,00 m; 3,25 m; 3,80**m	SCHWENKE 1964, 1965, 1969, VOGT & SCHRAMM, 1991, FÜRHAUPTER et al. 2003, SCHORIES et al. 2004
Zostera marina (mittl. Tiefenbegrenzung)	8-10 m, vereinzelt bis 17m	6 m	REINKE, 1889; FELDNER, 1977, GRÜNDEL 1975, BREUER 1989; SCHORIES et al. 2004
Rotalgen-Obergrenze		1-2 m	BREUER, 1989, SCHORIES et al. 2004
Laminaria saccharina Obergrenze	4 m	3,50 m	SCHWENKE 1964, 1965, 1969, SCHORIES et al. 2004

* Andere Tiefenangaben werden von den Autoren als fehlerhaft bezeichnet
* in Einzelfällen wurde bei SCHORIES et al. (2004) *Fucus* noch bis in 6 m Wassertiefe gefunden

Für die erfolgreiche Umsetzung der WRRL und die damit gesetzlich verankerte mittelfristige Verbesserung des ökologischen Gesamtzustandes der Ostsee muss dieser bedenkliche Zustand deutlich verändert werden. Bei der damit verbundenen Abnahme an Phytoplankton und Detritus erhofft man sich auch eine Wiederansiedlung von *Fucus* bis hin zu den historisch bekannten Begrenzungstiefen.

5.2 Rekrutierungspotential von *Fucus vesiculosus*

Trotz aller Versuche die Steinfischerei in der Westlichen Ostsee zu quantifizieren, ist die Dunkelziffer illegaler Fischerei im küstennahen Bereich kaum abzuschätzen. So liegen nur wenige Angaben aus den Anfängen der Steinfischerei am Beginn des 19. Jahrhunderts vor. Wie anhand der Chronik des Ortes Burgstaaken (Fehmarn) deutlich wird, kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Steinfischerei zunächst mit Flachbooten und Flößen in unmittelbarer Küstennähe betrieben wurde. Die Fischer segelten dabei möglichst nah ans Ufer oder direkt an Steinriffe heran und nahmen nur solche Steine auf, die ein Mann allein heben und ins Boot

befördern konnte. Erst ab Mitte des 19. Jahrhunderts wandelte sich dann wie zuvor dargestellt das Bild.

Bevor man daher der Frage nachgeht, wie lange es noch dauern wird, bis *Fucus* die vorhandenen glazialen Restsedimente in bis zu 6 m Tiefe wiederbesiedeln wird, ist zu klären, ob ihre Verbreitungsstrategie eine Ansiedlung über größere Distanzen überhaupt zulässt. Es kann auch sein, dass durch die Steinfischerei eine kritische Menge an Steinen entfernt worden ist, so dass *Fucus*-Sporen die zu besiedelnden tiefer gelegenen Steine nicht erreichen können, da es ihnen an Siedlungsmöglichkeiten im dazwischen liegenden Bereich mangelt.

Fucus vesiculosus ist trotz des verminderten Salzgehaltes auch in der Ostee hochgradig fertil. Einzelne Pflanzen können über 1000 Rezeptakel (CARLSON 1991) ausbilden, die Millionen von Gameten enthalten. An die drei Monate dauert das Heranreifen der Rezeptakel bevor die Gameten entlassen werden. Nach BERGER et al. (2001) pflanzt sich *Fucus* zu zwei Jahreszeiten in der Ostsee fort, zum einen im frühen Sommer, zum anderen im späten Herbst. *Fucus* entlässt seine Gameten an das umgebende Seewasser vor allem unter ruhigen Wetterbedingungen (SERRÃO *et al*. 2000). Während im Sommer vor allem kleinere Eier, dafür aber zahlreichere, produziert werden, sind sie im Herbst größer (BERGER et al. 2001). Unterschiede in dem Rekrutierungserfolg zwischen im Frühjahr bzw. Herbst produzierten Gameten und Eiern sind allerdings nicht bekannt.

Der Befruchtungsvorgang selbst wird nicht als kritische Größe in der Entwicklung von *Fucus* spp. angesehen (SERRÃO *et al*. 2000). Die Zygoten entwickeln sich, nachdem sie sich auf dem Substrat niedergelassen haben, in unmittelbarer Nähe der Eltern-Pflanzen (ALBRECHT 1995). Wie bei allen Arten mit hoher Eizahl ist die Sterblichkeit in der Anfangsphase extrem hoch. In diesem frühen Entwicklungsstadium entscheidet vor allem die Verfügbarkeit eines geeigneten Substrats über das weitere Schicksal der Zygoten, während das Überleben der Keimlinge von zahlreichen anderen Faktoren beeinflusst wird. In dichten *Fucus*-Beständen stellt die Beschattung der juvenilen Pflanzen durch die Elternpflanzen eine wesentliche Entwicklungsbarriere (VADAS et al. 1992) dar. Eine Erhöhung des Nährstoffangebotes führt zu einer verstärkten Ansiedlung bzw. Entwicklung von Epiphyten auf *Fucus* (WORM & SOMMER 2000). Diese schnell wachsenden Epiphyten sind zudem wesentlich toleranter gegenüber Sedimentation als *Fucus*-Keimlinge. So beeinträchtigen die hohen Phytoplanktondichten (HORSTMANN & HÜBEL 1996, THAMM et al. 2004) selbst die Entwicklung ideal platzierter Keimlinge im Tiefenbereich der Ostsee und erklären, warum es dort nicht zu einer Wiederbesiedlung kommen kann (ERIKSSON & JOHANSSON 2002). Da es in flacheren Gebieten kaum quantifizierbare Anzeichen für eine Abnahme von *Fucus* gibt, müssen die Gründe für dessen Rückgang in den Faktoren liegen, die sich über die Tiefe ändern. Hier ist vor allem das Lichtangebot und die Substratverfügbarkeit zu nennen. In Teilen von Mecklenburg-Vorpommern wird von Fischern und Hafenmeistern sogar über eine Zunahme von *Fucus* berichtet. Diese Beobachtung wird auf die eisfreien Winter zurückgeführt. Der Eisgang soll in früheren Jahren entsprechend das obere Litoral frei von perennierenden Makroalgen gehalten haben. Wir deuten das Verschwinden von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe hingegen als klares Degradationskriterium, auch wenn biologische Interaktionen lokal von entscheidender Bedeutung sein können. Der Wegfraß von *Fucus* Keimlingen durch die Assel *Idotea baltica* sowie die Strandschnecke *Littorina littorea* verkomplizieren allgemeingül-

tige Voraussagen über die Entwicklungschancen von *Fucus*. Je nach Nahrungsangebot fressen die beiden Weidegänger direkt an den adulten *Fucus*-Pflanzen und weiden ihre Keimlinge ab oder reduzieren die Epiphyten-Biomasse auf ihnen (ENGKVIST et al. 2000, KOTTA et al. 2000).

5.3 Erholung der Bestände versus Wiederansiedlung

Die Bewertung von Makroalgen-Populationen für die WRRL muss unter dem Gesichtspunkt erfolgen, dass langfristige Veränderungen in der mengenmäßigen Zusammensetzung von Populationen bis hin zu ihrem totalen Zusammenbruch normalen Schwankungen unterliegen. Diese können auf instabilen dynamischen Prozessen, Interaktionen oder auf demoskopischen Schwankungen beruhen (GÅRDMARK et al. 2003). Für die Kriterien eines Klassifizierungsansatzes für die WRRL sind vor allem die direkten und indirekten Veränderungen wichtig, die durch das Eingreifen des Menschen hervorgerufen worden sind. So hat der Mensch direkt durch die Steinfischerei in die substratbedingten von jeher dünnen Makroalgen-Bestände im oberen Eulitoral eingegriffen. Dieses Problem ist bereits vor über 100 Jahren wahrgenommen worden (REINKE 1896). Mit zunehmender Intensivierung der Landwirtschaft und Industrialisierung erfolgte dann in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts der Wandel von einem Makrophyten dominierten System hin zu einem Plankton dominierten. Wir gehen davon aus, dass als Folge dessen *Fucus* aus dem Tiefenbereich verschwunden ist. Andererseits vermuten wir aber auch, dass eine Verbesserung des ökologischen Zustandes nicht mit der Wiederbesiedlung von *Fucus* im Tiefenbereich einhergehen wird, da die Dynamik stabiler Makroalgen-Gesellschaften vor allem über die Überlebensrate der adulten Pflanze gesteuert wird. Insbesondere bei den *Fucus*-Beständen ist anzunehmen, dass sie sich nicht wieder alleine in der Tiefe ausbreiten, wenn nicht unterstützende Maßnahmen in Form von Steinschüttungen in intermediären Bereichen sowie Labor-Anzuchten von juvenilen Pflanzen getroffen werden. Die Suche nach geeigneten kontinuierlich in die Tiefe hinabverlaufenden Hartsubstraten und deren Bewuchs mit *Fucus* mag ein erster Schritt sein, um eine Verbesserung des ökologischen Zustandes wahrzunehmen und dann gezielt weitere Renaturierungsmassnahmen einzuleiten. Aber auch dieser Ansatz ist nur erfolgversprechend, wenn die untere Verbreitungsgrenzen an den ausgewählten Standorten tatsächlich durch das Licht definiert werden und nicht durch komplexe biologische Interaktionen. Hier herrscht zurzeit noch erheblicher Forschungsbedarf.

6 Ausblick auf Maßnahmen

Die Ausbreitungsökologie von *Fucus* spp. ist insbesondere in der Ostsee noch nicht vollständig geklärt. Es ist aber als gesichert anzusehen, dass heute zu wenige Hartsubstrate vorhanden sind, um die ursprünglichen Phytalbestände, insbesondere von *Fucus vesiculosus*, wieder zu erreichen. Es wird technisch und finanziell nicht möglich sein, die Steinfischerei rückgängig zu machen und etwa 3.5 Mio. Tonnen Granit in die deutsche Ostsee auszubringen. Aber es erscheint uns angesichts des großen Mangels an zusammenhängenden und mehrere Tiefenstufen überstreichenden Steinfeldern angebracht, wenigstens an einigen geeigneten Standorten wieder

Steinfelder im km²-Bereich zu schaffen. Hierbei sollten Steine eher verstreut als gestapelt werden, um bei gleicher Menge eine größere Phytalfläche und damit mehr Schutz und Siedlungssubstrat für assoziierte Organismen zu ermöglichen. Solche zusammenhängenden Phytalbereiche würden sicher einen ganz anderen, wertvolleren Lebensraum für viele Organismen als die heutigen verstreuten Vorkommen bieten, mit stabileren, weil größeren und genetisch vielfältigeren Populationen. Abgesehen vom Nutzen, den diese Steinfelder für die Ökologie der Ostsee und auch für die menschlich genutzten Fischbestände hätten, würden sie den mit der WRRL befassten Wissenschaftlern und Behörden das Beobachten des geradezu „Wiederhinabkletterns" von perennierenden Arten mit einer Verbesserung der Wasserqualität ermöglichen.

Ein Wiedereinbringen von Steinen ist sicherlich mit Kosten, technischen Schwierigkeiten und auch mit einer vorübergehenden Umweltbelastung (durch Energieverbrauch, Beschaffung der Steine und damit verbundener Landschaftszerstörung, Aufwirbelung von Sediment) verbunden. Allerdings sind dies alles Schwierigkeiten, die jederzeit gemeistert werden, wenn es gilt, für den Menschen- oder Warentransport einen Damm oder eine Brücke jedweder Dimension zu bauen.

Nach einer Phase, in der im kleineren Maßstab solche Einbringungen getestet und wissenschaftlich begleitet und in der geeignete Gebiete für dauerhaften Erfolg ermittelt werden, könnten also einige große Steinfelder wieder geschaffen werden und würden die einmalige Anstrengung durch Bindung von CO_2 (durch perennierende Algenbestände) und erhöhte Sedimentation (durch filtrierende Miesmuscheln) bald zumindest ausgeglichen haben.

Literatur

ALBRECHT, A. (1995): Gemeinschaftsökologie von Makroalgen auf Miesmuschelbänken (*Mytilus edulis* L.) im Wattenmeer. - Schriftenreihe Naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse, Hamburg **27:** 156 S.

ARRONTES, J. (2002): Mechanisms of range expansion in the intertidal brown alga *Fucus serratus* in northern Spain. - Marine Biology. **141:** 1059–1067.

BARNEKOW, D. (2004): Ist die Anlage eines künstlichen Steinriffs auf Weichboden in der Flensburger Förde eine sinnvolle Naturschutzausgleichsmaßnahme? Schlussfolgerungen aus der Besiedlungsfolge der ersten zwei Jahre. - Dissertation an der Univ. Flensburg, 100 S.

BERGER, R.; MALM, T. & KAUTSKY, L. (2001): Two reproductive strategies in Baltic *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae). - European Journal of Phycology, **36:** 265-273.

BOCK, G. M. (2003): Quantifizierung und Lokalisation der entnommenen Hartsubstrate vor der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Eine historische Aufarbeitung der Steinfischerei. Studie im Auftrag des LANU, 52 S.

BOCK, G. M.; THIERMANN, F.; RUMOHR, H. & KAREZ, R. (2004): Jahresbericht Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) 2003, 111-116.

BREUER, G. (1989): Vegetationsstruktur, Biomasse und Produktivität der sublitoralen Rotalgengemeinschaften der Restsedimentgebiete in der Kieler Bucht. - Christian-Albrechts-Universität Kiel, Dissertation, 247 S.

BREUER, G. & SCHRAMM, W. (1988): Changes in macroalgal vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. - Kieler Meeresforschungen, Sonderheft **6:** 241-255.

CARLSON, L. (1991): Seasonal variation in growth, reproduction and nitrogen content of *Fucus vesiculosus* in the Öresund, Southern Sweden. Botanica Marina, **34:** 447-453.

ENGKVIST, R.; MALM, T. & TOBIASSON, S. (2000): Density dependent grazing effects of the isopod *Idotea baltica* Pallas on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. - Aquatic Ecology 34: 253–260.

ERIKSSON, B. K. (2002): Long-term changes in macroalgal vegetation on the Swedish coast. An evaluation of eutrophication effects with special emphasis on increased organic sedimentation. - Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive summaries of Uppsala Dissertations from the faculty of Science and technology, Uppsala. ISBN 91-554-5394-5 746, 34 S.

ERIKSSON, B. K. & JOHANSSON, G. (2003): Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. – European Journal of Phycology, **38:** 217-222.

FELDNER, J. (1977): Ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Seegras *Zostera marina* L. in der Kieler Bucht (Westliche Ostsee). Reports Sonderforschungsbereich 95, Universität Kiel **30:** 1-170.

FÜRHAUPTER, K.; WILKEN, H. & MEYER, T. (2003): Kartierung mariner Pflanzenbestände im Flachwasser der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. - Bericht für LANU, Schleswig-Holstein, 250 S.

GÅRDMARK, A.; ENBERG, K.; RIPA, J.; LAASKO, J. & KAITALA, V. (2003): The ecology of recovery. - Annales Zoologici Fennici, **40:** 131-144.

GRÜNDEL, E. (1975): Qualitative und quantitative Untersuchungen an einem Ökosystem „*Zostera*-Wiese“ vor Surendorf (Kieler Bucht, westliche Ostsee). - Diplomarbeit, Universität Kiel, 1-161.

HEISE, S.; KOCH, C.; KROST, P. & PIKER, L. (2001): Dritter Zwischenbericht zur wissenschaftlichen Begleituntersuchung des künstlichen Riffs bei Hasselfelde. - Im Auftrag der Seehafen Kiel GmbH, 16 S.

HOFFMANN, C. (1952): Über das Vorkommen und die Menge industriell verwertbarer Algen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. - Kieler Meeresforschungen **9:** 5-14.

HORSTMANN, U. & HÜBEL, H. (1996): Die Primärproduktion des Phytoplanktons. – [In:] J. LOZAN, J.; LAMPE, R.; MATTHÄUS, W.; RACHOR. E.; RUMOHR, H. & WESTERNHAGEN, H. von (ed.): Warnsignale aus der Ostsee, Parey, Berlin, 135-137.

KIIRIKKI, M. & A. RUUSKANEN (1996): How does *Fucus vesiculosus* L. survive ice scraping? - Botanica Marina **39:**133-139.

KAUTSKY, H.; KAUTSKY, L.; KAUTSKY, N.; KAUTSKY, U. & LINDBLAD, C. (1992): Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. - Acta phytogeographica Suecica, **78:** 33-48.

KOTTA, J.; PAALME, T.; MARTIN, G. & MÄKINEN, A. (2000): Major changes in macroalgae community composition affect the food and habitat preference of *Idotea baltica*. - International review of hydrobiology, **85(5–6):** 697–705.

KUNZ, U. (2004): Ein künstliches Riff vor Falckenstein im Vergleich mit natürlichem Hartsubstrat. Bericht für LANU, Schleswig-Holstein, 6 p. Juterzenka, K. von & Schmid, M. (2004) Marinökologisches Gutachten – Kontrollbetauchung Steinschüttungen Falckenstein und Kiel-Wik. Im Auftrag des Umweltschutzamtes der Stadt Kiel, 13 S.

LYNGBYE, H. C. (1819): Tentamen Hydrophytologiae Danicae Continens omnia Hydrophyta Cryptogama Daniae, Holsatiae, Faeroae, Islandiae, Groenlandiae hucusque cognita, Systematice Disposita, Descripta et iconibus illustrata, Adjectis Simul Speciebus Norvegicis. Hafniae. 248 S.

MEYER, T.; BEYER, K. & FÜRHAUPTER, K. (2004): BSPA-Monitoring. Teil 2: Makrophytenuntersuchungen der Geltinger Bucht und der Orther Bucht. - Bericht für LANU, Schleswig-Holstein, 52 S.

MOHR, T. & SCHULZ, N. (2003): Die Errichtung des „Großriff Nienhagen“ an der Außenküste Mecklenburgs – eine Methode zur Erhaltung der fischereilichen Ressourcen in küstennahen Seegebieten. - Fischerei & Fischmarkt in M-V, **4:** 23-34.

REINKE, J. (1889): Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. - Bericht der Kommission zur Wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel 6, III-XI: 1-101.

REINKE, J. (1896): Zur Algenflora der westlichen Ostsee. - Wissenschaftliche Meresuntersuchungen,**1,2:** 1-6.

REUTER, P. (2004): Tiefenverteilung der Makrophyten in der Ostsee. - IfM-Geomar, Studie im Auftrag des LANU, Schleswig-Holstein, 19 S.

ROHDE, S. (2004): Ausbringung von Hartsubstrat als Ausgleichsmaßnahme im marinen Bereich. - Bericht für LANU, Schleswig-Holstein, 11 S.

SCHORIES, D.; SELIG, U. & SCHUBERT, H. (2004): Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste. - Jahresbericht des von der LAWA geförderten Forschungsvorhabens: „Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL“, 100 S.

SCHWARZER, K. (2004): Unveröffentlichter Statusbericht zum Projekt „Hartsubstrat in der westlichen Ostsee“ im Auftrag des LANU, Schleswig-Holstein. 17 S.
SCHWENKE, H. (1964): Vegetation u. Vegetationbedingungen in der westl. Ostsee (Kieler Bucht). - Kieler Meeresforschungen, **20:** 157-168.
SCHWENKE, H. (1965): Beiträge zur angewandten marinen Vegetationskunde der westlichen Ostsee (Kieler Bucht). - Kieler Meeresforschungen 21: 144-152.
SCHWENKE, H. (1969): Meeresbotanische Untersuchungen in der westlichen Ostsee als Beitrag zu einer marinen Vegetationskunde. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, **54:** 35-94.
SERRÃO, E. A.; KAUTSKY, L.; LIFVERGREN, T. & BRAWLEY, S.H. (2000): Gamete dispersal and pre-recruitment mortality in Baltic Fucus vesiculosus (Abstract only). -Phycologia, **36 (Suppl.)**: 101-102.
THAMM, R.; SCHERNEWSKI, G.; WASMUND, N. & NEUMANN, T. (2004): Spatial phytoplankton pattern in the Baltic Sea. [In:] SCHERNEWSKI, G. & WIELGAT, M. (eds.): Baltic Sea Typology Coastline Reports, **4:** 85-109.
VADAS R. L.; JOHNSON S. & NORTON, T.A. (1992): Recruitment and mortality of early post-settlement stages of benthic algae. - British Phycology Journal, **27:** 331-351.
VOCE, J. (in prep.): laufende Dissertation über das künstliche Timmendorfer Riff im Vergleich zu natürlichen Steinfeldern, Universität Hamburg.
VOGT, H. & SCHRAMM, W. (1991): Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? - Marine Ecology Progress Series, **69:**189-194.
WAHL, M. & MARK, O. (1999): The predominantly facultative nature of epibiosis: experimental and observational evidence. - Marine Ecology Progress Series, **187:** 59-66.
WALLENTINUS, I. (1991): The Baltic Sea gradient. - [In:] Mathieson, A.C. & Nienhuis, P. H. (eds). Intertidal and littoral ecosystems. Ecosystems of the world 24. Elsevier. Amsterdam, 83-108.
WORM, B. & SOMMER, U. (2000): Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte-grazer system. - Marine Ecology Progress Series, **202:** 283-288.
ZANDER, C. D. (1991): Die biologische Bedeutung der Lebensgemeinschaft „Miesmuschelgürtel“ in der Ostsee. - Seevögel 12, Sonderheft **1:** 127-131.

Autoren:

Rolf Karez

Landesamt für Umwelt und Natur
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek

Email: rkarez@lanu.landsh.de

Dirk Schories
Institut für Biowissenschaften
AG Ökologie
Universität Rostock
Albert-Einstein-Str.3
18051 Rostock

Email: dirk.schories@biologie.uni-rostock.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	109 - 123	Rostock 2005

Stefan NEHRING

Rüstungsaltlasten in den deutschen Küstengewässern - Handlungsempfehlungen zur erfolgreichen Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie

Warfare-related hazardous sites in German coastal waters - Recommendations for a successful implementation of the EC Water Framework Directive

Abstract

In the German coastal waters of the North Sea, there are still at least 400,000 tons and up to 1.3 million tons of conventional munition, which were dumped there after the end of World War II mainly. Chemical munition was also dumped in low quantities near Helgoland. On the German Baltic Sea coast all sorts of munition were dumped, too, whereby definite information about their amounts is not available up to now. 25 of the 26 currently on the nautical charts of the German North- and Baltic Sea coast as “Foul (explosives)” marked areas are located in the territorial validity of the EC Water Framework Directive. In principle, warfare-related hazardous sites possess a danger potential for human beings and environment, which cannot be ignored. They are to classified provisionally as significant diffuse source for harmful substances and their bottom use pattern as a significant pressure. However, for a successful implementation of the Water Framework Directive further investigations and analyes are necessary, for which three recommendations are pronounced.

Keywords: North Sea, Baltic Sea, World War, chemical munition, conventional munition, dumping, status assessment, risk assessment

1 Einleitung

Mit dem Ende des 2. Weltkrieges wurden die gewaltigen Munitionsvorräte in Nordeuropa größtenteils nicht mehr benötigt und es galt, sie kostengünstig auf möglichst einfache Art schnell zu entsorgen. Die damals übliche Art zur endgültigen Vernichtung der Kampfmittel war ihre direkte Sprengung oder Verbrennung, was aber extrem zeitaufwendig und für das verantwortliche Personal nicht ungefährlich und mit vielen weiteren Risiken verbunden war. Im Vergleich zu diesen Maßnahmen an Land war die Versenkung von Munition auf See wesentlich effizienter und sicherheitstechnisch unproblematisch. Fragen des Meeresschutzes stellten sich damals noch nicht.

Die Angaben über die Gesamtmengen und die Art der im Meer versenkten Kampfmittel schwanken und basieren zum Teil mehr auf Schätzungen als auf konkreten Unterlagen. Die beiden größten Versenkungsgebiete für chemische Kampfstoffmunition (u.a. Clark, Lost, Phosgen, Tabun) waren das Skagerrak und das Bornholmbecken (BSH 1993, HELCOM 1994). Nach vorliegenden Erkenntnissen wurde dagegen der größte Teil konventioneller Munition (Explosivstoff- und Brisanzmunition) in den deutschen Küstengewässern versenkt (LIEBEZEIT 2002, OSPAR 2004). Aufgrund von Schadensfällen vor allem in der Fischerei setzte Mitte der 1980er Jahre in Deutschland und in anderen europäischen Ländern eine Diskussion über mögliche Gefährdungen von Mensch und Umwelt durch versenkte Kampfmittel ein. Anfang der 1990er Jahre wurden erste Bestandsaufnahmen von Rüstungsaltlasten in ausgewählten Gebieten der Nord- und Ostsee durchgeführt. Vorläufige Einschätzungen kamen zum Schluss, dass längerfristige Gefährdungen der Meeresumwelt nicht auszuschließen seien und bestehende Erkenntnislücken durch gezielte Untersuchungsprogramme geschlossen werden sollten (KULTURTECHNIK 1990, BSH 1993, HELCOM 1994, 1995).

Im Dezember 2000 trat die Europäische-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zur Neuausrichtung der europäischen Wasser- und Gewässerschutzpolitik in Kraft (EG 2000). Die Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten, in einem Zeitraum von 15 Jahren den guten Zustand aller Oberflächengewässer und des Grundwassers zu erreichen (Art. 4 WRRL). Die Instrumente zur Zielerreichung sind dafür geeignete Maßnahmenprogramme, die in den Bewirtschaftungsplänen dargestellt und bis zum Jahr 2009 aufgestellt sein müssen (Art. 11 WRRL). Vor dem Hintergrund des engen zeitlichen Rahmens zur Umsetzung der WRRL ist es notwendig, die bisherigen Erkenntnisse und Erfahrungen zu den verschiedensten Belastungsquellen zusammenzuführen, Defizite aufzuzeigen und dringend erforderlichen Forschungsbedarf zu konkretisieren. Am Fallbeispiel der Rüstungsaltlasten in den deutschen Küstengewässern, die als diffuse Schadstoffquellen erkannt sind (LIEBEZEIT 2002, NEHRING et al. 2004), wird im Nachfolgenden ihre Problematik vorgestellt und es werden zielgerichtete Handlungsempfehlungen für eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL gegeben.

2 Material und Methoden

Die vorliegende Studie basiert auf vorhandenen Daten, Unterlagen und allgemein zugänglicher Literatur, die vor allem im Rahmen des Pilotprojektes „Ermittlung und Beurteilung der Auswirkungen von Belastungen in Oberflächenwasserkörpern am Beispiel des Küstengewässers Elbe“ recherchiert wurden (vgl. NEHRING et al. 2004).

In der Literatur werden verschiedene Angaben zum Gewicht der versenkten Kampfmittel verwendet. Es kann sich hierbei um das Bruttogewicht an Munition (Munitionskörper und Inhaltsstoffe) oder aber auch nur um das Nettogewicht an Inhaltsstoffen (Kampfstoffe, Explosivstoffe, Füllstoffe) handeln, wobei die Zuordnung nicht immer eindeutig ist. In der vorliegenden Studie wird durchgehend das Bruttogewicht verwendet. Nach Angaben in BSH (1993) lagen die Füllmengen an Kampfstoff, bezogen auf das Bruttogewicht der jeweiligen Munition, zwischen 3 % und 60 % bei einem Mittelwert insgesamt von 15 %. Eine erste Prüfung von alten Datenblättern

(DR 1939-1944) zeigte, dass sich diese Angaben zur Kampfstoffmunition wahrscheinlich größtenteils nur auf Granaten beziehen. Bei Bomben lag die Menge der Kampfstoffe zwischen 30 % und 75 % und im Mittel deutlich über 60 % des Gesamtgewichtes (NEHRING unpubl.). Für konventionelle Munition konnten in der publizierten Literatur keine näheren Angaben gefunden werden. Nach alten Datenblättern (DR 1939-1944) konnten die Füllmengen hier zwischen 6 % und 88 % des Gesamtgewichtes betragen, wobei die Füllmenge bei Granaten im allgemeinen <15 %, bei Panzerfäusten jedoch oft >20 % und bei Bomben und Minen sogar oft >50 % war (NEHRING unpubl.). Die chemischen Bestandteile der Zünder besaßen im allgemeinen einen Anteil von deutlich unter 1 % an der Gesamtfüllmenge der Inhaltsstoffe (HOLLMANN & SCHULLER 1993).

3 Rüstungsaltlasten in der deutschen Nord- und Ostsee

3.1 Nordsee

Direkt nach dem 1. Weltkrieg fanden erste Versenkungen von Munition im Bereich der deutschen Nordsee statt. Nach bisherigem Kenntnisstand handelte es sich jedoch nur um geringe Mengen. Konkret ist nur die Versenkung von Leuchtmunition bei Helgoland (wahrscheinlich im Jahr 1920) dokumentiert (THIEME 1999). Im Bereich der Jade wurden 1954 bei Bergungsarbeiten vereinzelt Granaten gefunden, bei denen Besatzungsmitglieder typische Hautschädigungen erlitten, die auf einen Kontakt mit dem Kampfstoff Schwefellost zurückzuführen sind. Es wird vermutet, dass es sich hierbei um versenkte Kampfstoffmunition aus dem 1. Weltkrieg gehandelt haben könnte (RAPSCH & FISCHER 2000).

Kurz vor Ende des 2. Weltkrieges wurden undokumentierte Versenkungen vor allem von Kampfstoffmunition im Meer durch das deutsche Militär vorgenommen, um sie dem Zugriff der gegnerischen Streitkräfte zu entziehen (POLITZ 1994). Nach der Kapitulation Deutschlands begannen die Siegermächte mit der Demilitarisierung, verbunden mit Munitionsbeseitigungsmaßnahmen. Von 1945 bis 1947 (vereinzelt auch bis 1962) wurden unter Kontrolle alliierter Dienststellen erhebliche Mengen an Munition aus deutscher und auch alliierter Fertigung größtenteils per Bahn zu verschiedenen Häfen transportiert und auf Schiffe bzw. Schuten verladen. Im Gegensatz zur konventionellen Munition wurde Kampfstoffmunition in aller Regel nicht auf offener See über Bord geworfen, sondern zusammen mit dem Schiff als ganze Schiffsladung versenkt. Kampfstoffe wurden hierbei in der Nordsee überwiegend außerhalb des deutschen Hoheitsgebietes im Bereich des Skaggerak versenkt, wo bis heute ca. 170.000 t Kampfstoffmunition auf dem Meeresgrund lagern (MISSIAEN & HENRIET 2002). Eine Ausnahme stellt die 1949 bei Helgoland im Versenkungsgebiet N6 (Abb. 1) erfolgte über Bord Verbringung von mindestens 6.000 Granaten mit einem Gesamtgewicht von 90 t dar, die Tabun enthielten, einen Nervenkampfstoff, der zur Atemlähmung führt (KULTURTECHNIK 1990).

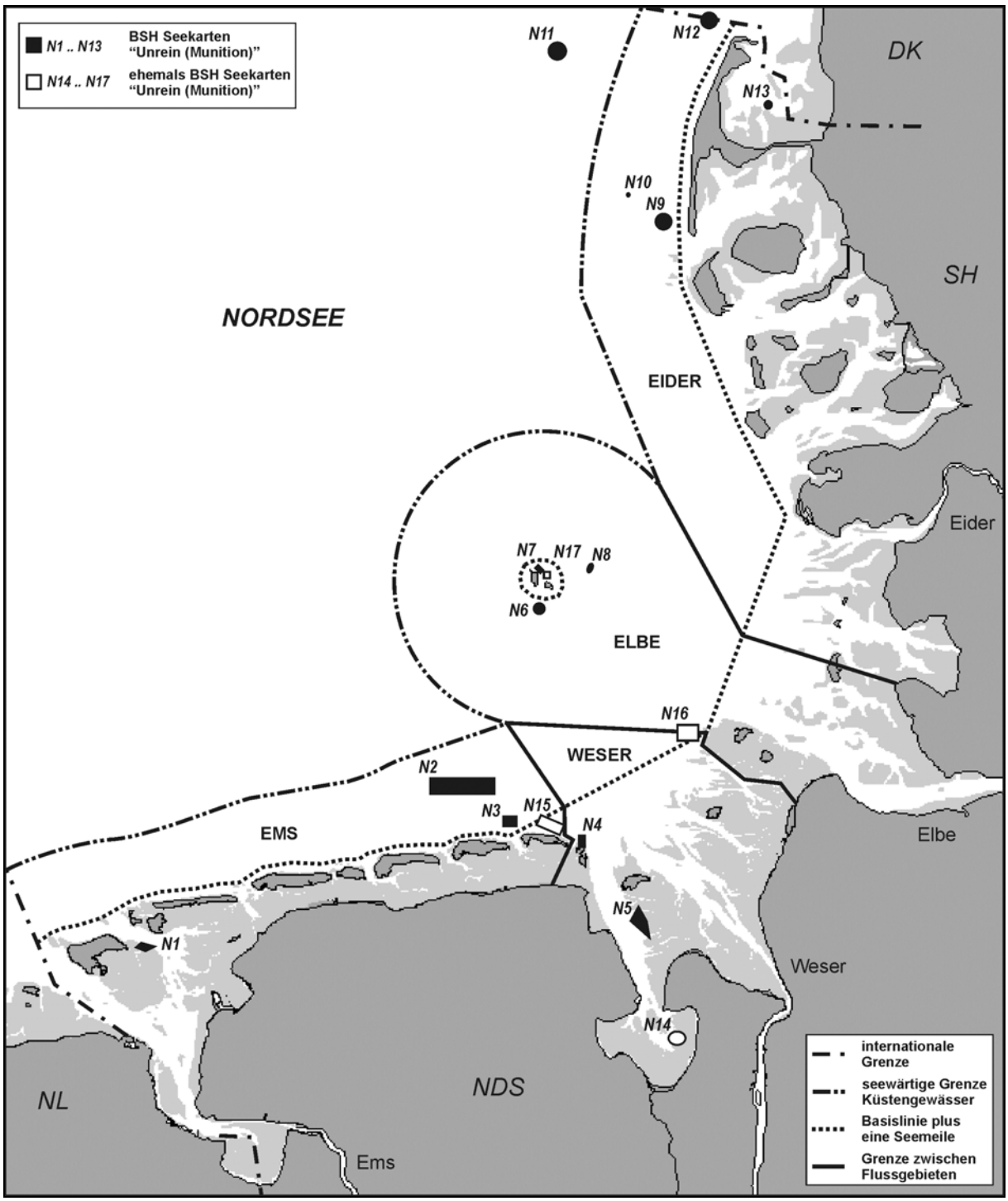


Abb. 1 Ausgewiesene Gebiete mit Munitionsbelastung und Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie an der deutschen Nordseeküste

In der Deutschen Bucht wurde schwerpunktmäßig konventionelle Munition (Granaten, Minen, Panzerfäuste, Patronen etc.) versenkt, für die spezielle Versenkungsgebiete ausgewiesen worden waren. Die Angaben über die Munitionsmenge sind sehr widersprüchlich, da keine genauen Aufzeichnungen existieren. Im Minimum wird von 750.000 t Kampfmitteln ausgegangen, die bei Helgoland und Sylt und zu rund 75 % in die niedersächsischen Küstengewässer eingebracht wurden. Es gibt

aber Hinweise, dass die Gesamtmenge an versenkter konventioneller Munition dort auch bis zu 1,5 Mio. t Munition betragen haben könnte (KULTURTECHNIK 1990). Obgleich spezielle Versenkungsgebiete ausgewiesen worden waren, wurde nach Zeitzeugenberichten Munition schon während der Fahrt zu den Versenkungsgebieten über Bord entsorgt (KULTURTECHNIK 1990). Abschätzungen gehen davon aus, dass ca. 50 % der Munition auf diese Art und Weise wild verklappt wurde, da die Fahrten zu den Versenkungsgebieten pauschal abgerechnet wurden und Kontrollen nicht durchgehend erfolgten (KULTURTECHNIK 1990).

Ab 1947 wurde zuerst illegal und ab 1952 gezielt versenkte Munition zur Gewinnung von Buntmetallen und Eisenschrott wieder geborgen. Auch der in konventioneller Munition vorherrschende Explosivstoff Trinitrotoluol (TNT) konnte gewinnbringend weiter verwertet werden. Vor allem mit Fischkuttern wurden vorzugsweise im Bereich der ausgewiesenen Versenkungsgebiete größere Mengen auf dem Meeresboden freiliegender Munition mit Schleppnetzen abgefischt. Teilweise wurden auch schwere Elektromagnete sowie große Bodengreifer eingesetzt, mit denen auch nicht zu tief eingesandete Munition geborgen werden konnte. Insgesamt sollen zeitweise bis zu 200 Boote im Einsatz gewesen sein. Genaue Aufzeichnungen über die abgesammelten Gebiete und die Menge an geborgener Munition sind jedoch nicht vorhanden. Abschätzungen nach sind etwa 250.000 t bis 350.000 t einer Verwertung zugeführt worden (KULTURTECHNIK 1990). Die Delaborierung der Kampfmittel erfolgte in kleineren und größeren Firmen, aber auch Einzelpersonen wagten sich an diese gefährliche Arbeit. Nicht wirtschaftlich recyclebare oder besonders gefährliche Munition (z. B. Torpedosprengköpfe) wurde, wie auch nicht weiter zerlegbare Munitionsbestandteile (z. B. Zünder), an ausgewiesenen Positionen rückversenkt. Insgesamt wurden hierdurch bis zu 50.000 t Munition und Munitionsbestandteile wieder im Meer entsorgt (KULTURTECHNIK 1990). 1958 wurden aus wirtschaftlichen Gründen die Bergung von Munition in der Deutschen Bucht und auch die Rückversenkung offiziell eingestellt. Seit 1960 werden Bergungen im allgemeinen nur noch unter dem Gesichtspunkt der Verkehrssicherheit im geringen Umfang durchgeführt. Durch Fischereiaktivitäten werden jedes Jahr jedoch unbeabsichtigt Kampfmittel als „Beifang“ an Bord genommen. Im Normalfall ist aus Sicherheitsgründen die Munition nach festgelegten Verhaltensmaßregeln außerhalb von Schifffahrtswegen sofort wieder zu versenken (SBG 1992). Durch entsprechend beauftragte und ausgerüstete Fischkutter werden aber seit 1995 gezielt Munitionsversenkungsgebiete nach Munition befischt. 1999 konnten so 4,6 t Munition in der Deutschen Bucht geborgen werden (RAPSCH & FISCHER 2000). Eine großräumige Bergung bzw. zumindest eine kurzfristige Teilräumung der besonders belasteten Bereiche ist zurzeit aber nicht geplant.

Insgesamt sind 12 direkt nach dem zweiten Weltkrieg offiziell eingerichtete Versenkungsgebiete in der Deutschen Bucht bekannt (KULTURTECHNIK 1990). Zusätzlich gibt es fünf weitere Gebiete, in denen in den nachfolgenden Jahren durch Strandungen oder gezielte Einbringungen Munition verbracht wurde und die Aufnahme in Seekarten gefunden haben. Aktuell sind insgesamt 13 Gebiete offiziell in den BSH-Seekarten (Stand 2004) durch den Hinweis „Unrein (Munition)“ eingezeichnet (N1-13, Abb. 1), die bis auf ein Gebiet (N11) alle im Geltungsbereich der WRRL liegen. Bei den vier „ehemaligen“ Gebieten handelt es sich um Flächen, deren Belastung mit Munition heute nicht mehr vorhanden ist oder aber eine bestimmte Höhe nicht überschreitet (N14-17, Abb.1). So konnte durch die 1991-1992 in den niedersächsischen

Küstengewässern durchgeführten Untersuchungen festgestellt werden, dass z. B. im Versenkungsgebiet N16 wahrscheinlich nur noch weniger als 5 t Munition lagern. Es wurde daher vorgeschlagen, diese Eintragung auf Seekarten entfallen zu lassen, da diese Munitionsbelastung auf einer Fläche von ca. 10 km² nicht über der der gesamten deutschen Küstengewässer liegt (BBS CONSULTING 1993).

Auf Grundlage der vorhandenen Erkenntnisse ist davon auszugehen, dass insgesamt noch mindestens 400.000 t und bei einer „*worst case*“ Betrachtung im Maximum sogar 1,3 Mio. t konventionelle Munition in der Deutschen Bucht vor allem in küstennahen Bereichen lagern. Kampfstoffmunition ist aktuell wahrscheinlich nur in geringen Mengen, wie sie oben beschrieben wurden, vorhanden (Tab. 1). In den Untersuchungen Anfang der 1990er konnten an sieben ausgewiesenen Versenkungsgebieten nur 10.000 t Kampfmittel aller Art nachgewiesen werden (BBS CONSULTING 1993). Es wurde vermutet, dass sich der größte Teil der Munition nicht in den offiziellen Versenkungsgebieten befindet, sondern sich auf einer Fläche von einigen hundert km² verteilt und zum größten Teil „versandet“ sein dürfte (BBS CONSULTING 1993). Durch Sedimentumlagerungen wird Munition aber auch immer wieder freigelegt und verlagert (Abb. 2A). Langjährige Beobachtungen zeigen, dass in jüngster Zeit vermehrt Munition an die Strände gespült wird (THAMM 2002). Das liegt zum einen an der Verdriftung von entfernt abgelagerten Kampfmitteln selbst, die erst jetzt die Küste erreichen, und zum anderen an den jetzt nach Jahren durchkorrodierten Packgefäßen der Kampfmittel. Der Schwerpunkt liegt an den niedersächsischen Stränden, wo z. B. 1998 insgesamt 243 Munitionsfunde gemeldet wurden (RAPSCH & FISCHER 2000). In der Regel handelt es sich bei den angespülten Kampfmitteln um Rohrwaffenmunition, die durch ihre zylindrische Form von der Meeresströmung vergleichsweise leicht bewegt werden kann. Vor allem nach Sturmwetterlagen werden gelegentlich aber auch Torpedoköpfe und Seeminen angeschwemmt (Abb. 2B).

Tab. 1 In den deutschen Küstengewässern der Nordsee während und nach Ende des 2. Weltkrieges verbrachte Munition, heute noch vorhandene Mengen und Angaben zum aktuellen Schadenspotenzial (nach diversen Quellen, siehe Text).

Nordsee	**Munition**			**aktuelles Schadenspotenzial**	
	direkte Kriegsfolge	**nach Kriegsende versenkt**	**heute noch vorhanden**	**ökologische Schäden**	**Personenschäden**
chemische Munition	unbekannt	mind. 90 t	mind. 90 t	ja (?)	möglich
konventionelle Munition	ja	750.000 - 1,5 Mio. t	400.000 - 1,3 Mio. t	ja (?)	möglich
Seeminen	mind. 500.000 St.*	ja	wenige	ja (?)	möglich

* gesamte Nordsee inkl. Englischer Kanal

Durch Bombardierungen vor allem von Hafenstädten und strandnahen Kriegseinrichtungen wurden umliegende Gewässerbereiche auch mit einer Vielzahl von nicht detonierten Kampfmitteln als direkte Kriegsfolge belastet. So wurden z. B. 1988 rund 520 t konventionelle Munition aus nur 12 m Wassertiefe rund um Helgoland geborgen. Zusätzlich wurden während des ersten Weltkrieges mindestens 100.000 und während des zweiten Weltkrieges über 500.000 Seeminen und Sperrschutzmittel in der Nordsee inkl. Englischer Kanal ausgelegt (THAMM 2002).

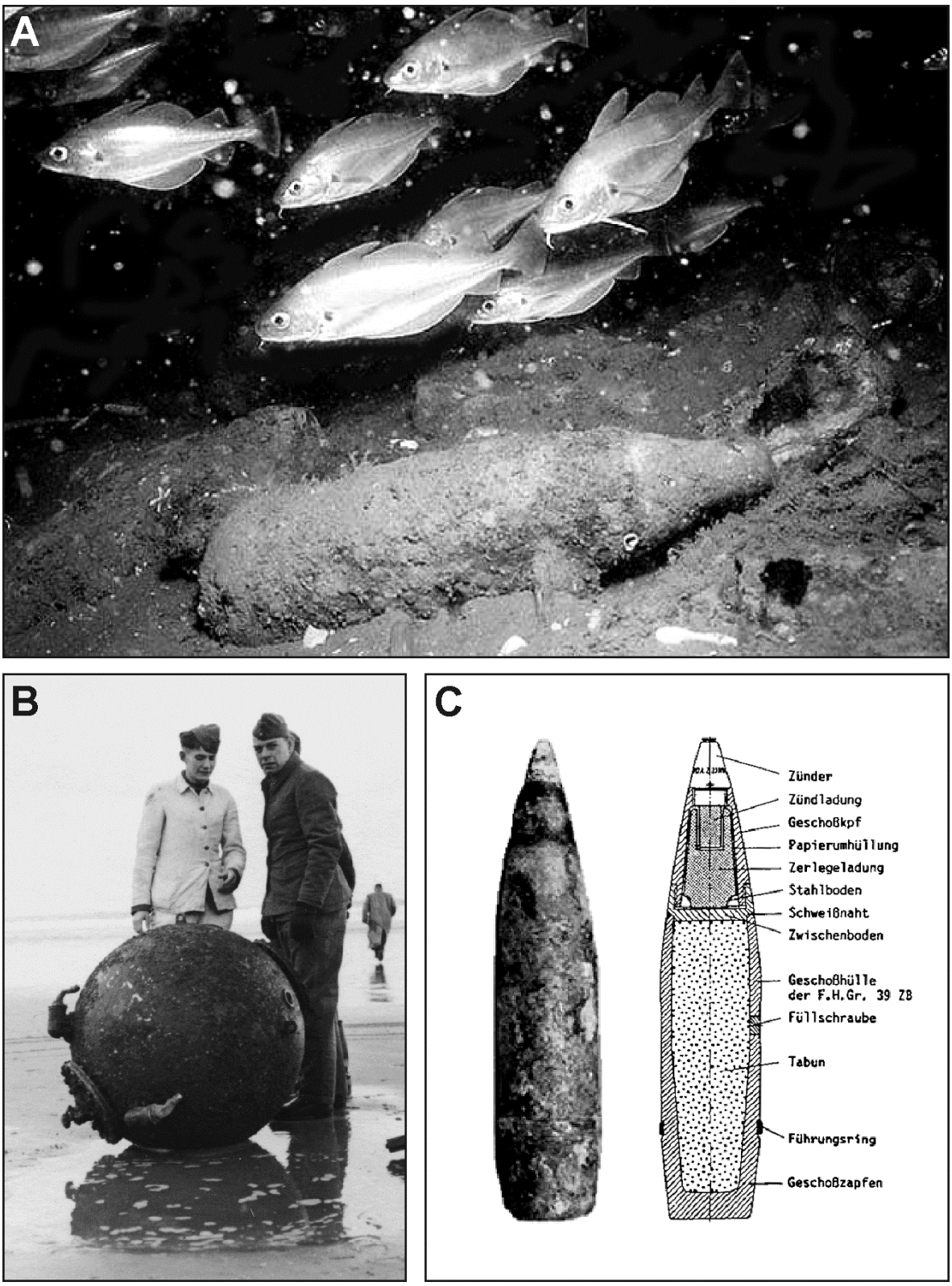


Abb. 2 **A)** Frei auf dem Meeresgrund in der Deutschen Bucht liegende Munition (aus RAPSCH & FISCHER 2000)
B) Im Wattenmeer angeschwemmte englische Ankertaumine
C) In der Ostsee geborgene ca. 50 cm lange Kampfstoffgranate (Tabun) und schematische Zeichnung des Munitionskörpers

Im Gegensatz zur Lage von Ankertauminensperren, die nach Kriegsende relativ gut bekannt waren, gab es zu den von Flugzeugen abgeworfenen Minen mit Akustik- und Magnetzündern, die deutsche Häfen blockieren sollten, kaum zuverlässige Pläne. Jeweils direkt nach Ende der Kriege wurden jedoch verstärkte Anstrengungen unternommen, die Seewege von allen Minen zu räumen. Innerhalb weniger Jahre wurde ein Großteil der Minen beseitigt, so dass 1971 die Minensuche in Deutschland offiziell eingestellt wurde. Bis heute wird jedoch die Bundesmarine vor allem bei Verlegung von Unterwasserkabeln oder anderen Maßnahmen eingesetzt, um noch vorhandene Seeminen zu räumen. So mussten zwischen 1993 und 1997 an der deutschen Nordseeküste noch mehr als 60 Seeminen geräumt bzw. als „Strandgut“ beseitigt werden (THAMM 2002).

3.2 Ostsee

Über Versenkungen von deutscher Munition in der Ostsee nach Ende des 1. Weltkrieges gibt es nur eine bekannte Aktennotiz aus dem Jahr 1920, in der berichtet wird, dass am 28.9. nahe des Hafens von Kiel auf der Höhe von Stein ein mit Munition zur Versenkung beladener Dampfer des Munitionsdepots Dietrichsdorf explodiert ist (THIEME 1999). Im Gegensatz zur Nordseeküste liegen für die Ostseeküste bisher nur sehr wenige direkt verfügbare Informationen zu Munitionsversenkungen nach Ende des 2. Weltkrieges vor. Es gibt aber u. a. bei THAMM (2002) mehrere Hinweise, dass in verschiedenen behördlichen und privaten Archiven noch weitere wichtige Informationen zum Themenbereich vorliegen (z. B. Bundesarchiv, Bundeswehr, Munitionsräumdienste der Länder, Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, Pressearchive, Lokalhistoriker). Eine zielgerichtete differenzierte Aufarbeitung fehlt aber bisher, wie auch durch den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in ihrem neuesten Sondergutachten bemängelt wurde (SRU 2004).

Anfang der 1990er Jahre wurden in einer Bund/Länder Arbeitsgruppe erste Recherchen durchgeführt, die sich aber ausschließlich auf Kampfstoffmunition konzentrierten, die zudem größtenteils außerhalb des deutschen Hoheitsgebietes in der Ostsee versenkt worden ist (BSH 1993). Auf Veranlassung alliierter Dienststellen wurden 1947/48 mehrere Schiffe mit insgesamt ca. 58.300 t deutscher Kampfstoffmunition in den Seegebieten östlich und südwestlich von Bornholm versenkt (BSH 1993). 1947 wurden zusätzlich 2.000 t Kampfstoffmunition südlich von Gotland versenkt (BSH 1993). Nach Augenzeugenberichten ist es sehr wahrscheinlich, dass hierbei auf dem Weg von den beiden Verladehäfen Wolgast und Peenemünde Nord nach Bornholm und Gotland bei schlechtem Wetter oder einfach aus Zeitgründen schon weit vor Erreichen der angeordneten Versenkungsstelle Kampfstoffmunition über Bord gegeben wurde. So wurde durch die HELCOM (2002) in der Ostsee für die Transportwege der Kampfstoffschiffe eine „risk area“ ausgewiesen, die direkt an der deutschen Ostseeküste bei Usedom beginnt und in der mit einem erhöhten Vorkommen von Kampfstoffmunition zu rechnen ist (Abb. 3). Zwischen 1994 und 1997 wurden die Strecken der Transportwege, die sich auf deutschem Gebiet befinden, auf das Vorhandensein von Munition untersucht. Hierbei konnten vier Munitionskörper entdeckt werden, die auf der Sedimentoberfläche lagen. Weitere 130 Metallobjekte wurden im Sediment detektiert, deren genauere Beschaffenheit aber nicht näher untersucht wurde (SCHULZ-OHLBERG et al. 2002).

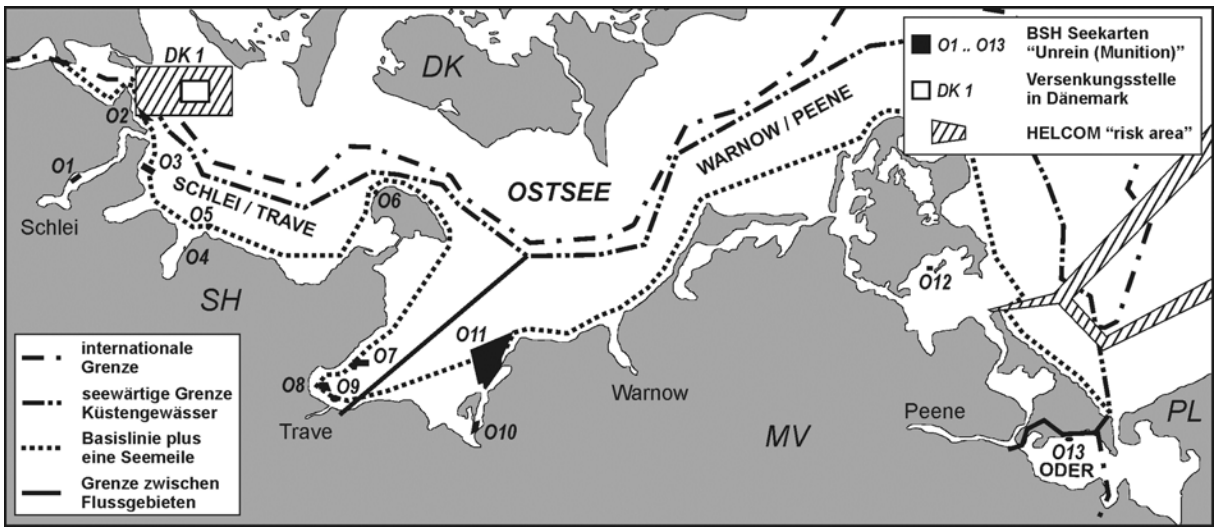


Abb. 3 Ausgewiesene Gebiete mit Munitionsbelastung und Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie an der deutschen Ostseeküste

Knapp außerhalb des deutschen Gebietes befindet sich in dänischen Gewässern im Kleinen Belt eine Versenkungsstelle (DK 1, Abb. 3), an der von der deutschen Kriegsmarine kurz vor Kriegsende zwei Schiffe mit insgesamt ca. 69.000 Tabun-Granaten und zusätzlich noch weitere 5.000 t Bomben und Granaten, gefüllt mit Phosgen und Tabun, versenkt wurden (BSH 1993). In den Jahren 1959 bis 1960 wurden die Tabun-Granaten aus den Schiffen geborgen, in Betonkörper eingegossen und zusammen mit weiteren Kampfstoffgranaten, die am Ausgang der Kieler Förde vor der Probstei gehoben worden sind, im Golf von Biskaya über Bord gegeben (BSH 1993, POLITZ 1994, SHL 2001). Vor allem auf Grund von Fischereiaktivitäten ist mit einer weitflächigeren Umlagerung der im Kleinen Belt verbliebenen 5.000 t Kampfstoffmunition zu rechnen, so dass sich hier die durch die HELCOM (2002) festgelegte „risk area“ bis an die deutsche Ostseeküste erstreckt (Abb. 3). In Untersuchungen Anfang der 1970er Jahre wurden hier 28 Bomben und 15 Granaten geborgen. Die dünnwandigen Bomben waren größtenteils durch Korrosion zerstört, die Granaten hingegen waren noch funktionsfähig (Abb. 2C). Bei der Öffnung einer Granate konnte eine Mischung aus 72 % Tabun, 20 % Chlorbenzol sowie 8 % an Füllstoffen festgestellt werden (OBERHOLZ 1991, BSH 1993). Genauere Informationen zum aktuellen Vorkommen und zur Menge von Kampfstoffmunition in den deutschen Küstengewässern der Ostsee liegen aber nicht vor. Weitere bisher nicht bekannte Vorkommen sind jedoch nicht grundsätzlich auszuschließen. Dienststellen der DDR versenkten zwischen 1953 und 1965 ca. 200 t Kampfstoffmunition an unbekannter Stelle in der Ostsee (OBERHOLZ 1991). 1964 wurden durch Zufall 462 Tabun-Granaten im Hafenbecken von Wolgast entdeckt, die anschließend sofort geborgen, in Blöcke einzementiert und im Europäischen Nordmeer in 3100 m Tiefe versenkt wurden (BSH 1993).

Im Vergleich zur Kampfstoffmunition sind die Erkenntnisse zum Vorkommen und zur Menge von konventioneller Munition in den deutschen Küstengewässern der Ostsee noch ungenauer und unübersichtlicher. Nach THAMM (2002) wurden direkt nach Ende des Krieges von Schleswig-Holstein aus mehr als 100.000 t Kampfmittel aller Art in die Ostsee versenkt (Tab. 2). Bei der Munition handelte es sich überwie-

gend um Torpedos, Fliegerbomben, Seeminen, Granaten sowie Kleinmunition (SHL 2001). Aber auch hier wurde kurze Zeit später bis Anfang der 1950er Jahre, da die Schrottpreise stiegen und die versenkte Munition vielfach zugänglich blieb, eine unbestimmte Menge Kampfmittel wieder geborgen und verwertet (THAMM 2002). In der Lübecker Bucht wurden in den 1950er Jahren wahrscheinlich aus verkehrstechnischen Gründen gezielt Versenkungsgebiete vor Pelzerhaken und Grömitz, an denen große Mengen von Munition verbracht worden waren, so weit wie möglich geräumt (OBERHOLZ 1991).

Tab. 2 In den deutschen Küstengewässern der Ostsee während und nach Ende des 2. Weltkrieges verbrachte Munition, heute noch vorhandene Mengen und Angaben zum aktuellen Schadenspotenzial (nach diversen Quellen, siehe Text).

Ostsee	**Munition**			**aktuelles Schadenspotenzial**	
	direkte Kriegsfolge	nach Kriegsende versenkt	heute noch vorhanden	ökologische Schäden	Personenschäden
chemische Munition	unbekannt	ja	möglich	möglich	möglich
konventionelle Munition	ja	mind. 100.000 t	ja	ja (?)	ja
Seeminen	ca. 100.000 St.*	ja	wenige	ja (?)	möglich

* gesamte Ostsee

Aktuell sind in den BSH-Seekarten (Stand 2004) für den Bereich der deutschen Ostseeküste insgesamt 13 Gebiete offiziell durch den Hinweis „Unrein (Munition)“ eingezeichnet (O1-13, Abb. 3), an denen verstärkt mit Vorkommen von konventioneller Munition zu rechnen ist. Alle Flächen liegen im Geltungsbereich der WRRL. Aber auch außerhalb der gekennzeichneten Gebiete ist eine Kampfmittelbelastung sehr wahrscheinlich. Munition in signifikanten Größenordnungen wird vornehmlich entlang der Fahrstrecken vermutet, weil auch hier mit Verklappungen schon während der Fahrt zu den Versenkungsgebieten begonnen wurde (SHL 2001). Darüber hinaus werden insbesondere dort in Landnähe (hauptsächlich unter Brücken und an Anlegestellen) Kampfmittelbelastungen befürchtet, wo es ohne größeren Aufwand möglich war, sich der Munition zu entledigen (SHL 2001). Im bisher nicht frei zugänglichen „Altlastenatlas Ostsee (Baltic Sea Ordnance Plot)“, der im Jahre 2000 durch die Deutschen Marine erstellt wurde (SHL 2001), finden sich weitere Hinweise auf das Vorkommen von Kampfmitteln. So gilt hiernach u. a. ein größeres Seegebiet direkt vor Zingst, das in den BSH Seekarten mit dem Hinweis „unrein Ankern & Fischen gefährlich“ eingezeichnet ist, als munitionsbelastet (LUNG, von Weber pers. Mitt.). Da es auf den Seekarten weitere Gebiete gibt, die mit derartigen oder ähnlichen Hinweisen bezeichnet sind, sind weitere munitionsbelastete Flächen sehr wahrscheinlich.

Im Zuge von Küstenschutzmaßnahmen wurde bei Rerik 1997 eine künstliche Düne mit Sand aus der Ostsee aus Munitionsgebiet O11 aufgespült. Kurze Zeit später wurde festgestellt, dass hierdurch auch 1.600 Granaten und 20 t Kampfmittelfragmente mit an Land gelangt sind, die anschließend geräumt werden mussten (THAMM 2002). Auch bei einer Strandaufspülung auf der nahe gelegenen Insel Poel wurden diverse Kampfmittel gefunden, die geborgen werden mussten. Allgemein werden bis heute besonders bei Sturmwindlagen viele Kampfmittel an die Strände

vor allem in Mecklenburg-Vorpommern gespült (THAMM 2002). Ein besonderes Problem stellt hierbei das Anschwemmen von phosphorhaltigen Brandmitteln dar, durch die seit Jahrzehnten bis heute eine Vielzahl von Personen zu Schaden gekommen ist. Auf das Gebiet um Peenemünde, wo sich im 2. Weltkrieg eine Heeresversuchsanstalt befand, wurde 1943 ein Bombenangriff geflogen, bei dem über 100 t phosphorhaltige Brandbomben weit an den Zielmarkierungen vorbei ins Ostseewasser fielen (OBERHOLZ 1991). Tritt das Brandmittel nun z. B. durch Korrosion der Munitionshülle aus, bildet es im Seewasser eine gallertartige Masse, die zur Küste aufgeschwemmt werden kann. Zudem schossen in späteren Jahren Soldaten der NVA mit phosphorhaltiger Leuchtspurmunition in zahlreichen Übungen auf Wracks vor Peenemünde. Angespülte Brandmittel aus Phosphor ähneln sehr stark Bernstein, der gern an Stränden gesammelt wird. Sobald der Phosphor aber (in der Hosentasche) getrocknet ist, entzündet er sich bei ca. 20 °C von selbst, wodurch zuletzt im Herbst 2004 eine Touristin bei Peenemünde schwere Verbrennungen erlitt (OZ 2004). Auch aus der Kieler Förde gibt es einen Hinweis auf Phosphorfunde am Strand von Laboe, Schadensfälle sind hier aber bisher nicht bekannt geworden (WIBBERENZ 1992).

Während des zweiten Weltkrieges wurden ca. 100.000 Minen und Sperrschutzmittel in der Ostsee ausgelegt (THAMM 2002). Auch hier gab es sofort nach Ende des Krieges umfangreiche Räumungen, so dass innerhalb weniger Jahre ein Großteil der Schifffahrtswege gefahrlos benutzt werden konnte. Eine letzte größere Minenbeseitigung in deutschen Gewässern fand 1972 vor Kiel statt, als die Regattastrecken für die Olympischen Spiele freigeräumt wurden (THAMM 2002). Bis heute ist aber weiterhin mit dem Vorkommen von Minen zur rechnen. So mussten zwischen 1993 und 1997 an der Küste von Mecklenburg-Vorpommern insgesamt noch 24 Seeminen geräumt bzw. als „Strandgut“ beseitigt werden (THAMM 2002). Vor allem im Bereich der Baltischen Länder werden aktuell sogar noch internationale Räumeinsätze mit deutscher Beteiligung durchgeführt, bei denen während 10 Einsätzen innerhalb von acht Jahren 286 Seeminen geborgen werden konnten (MARINE 2004).

4 Gefahrenpotenzial

Auf Grundlage der vorhandenen Erkenntnisse ist davon auszugehen, dass insgesamt noch mindestens 400.000 t und im Maximum 1,3 Mio. t konventionelle Munition in der Deutschen Bucht lagern (Tab. 1). Der größte Teil dieser Munition verteilt sich weiträumig, so dass hier allgemein das Vorkommen von 0,5 t Munition je km² als normale Belastung gilt. Deutlich höhere Belastungen mit Munition sind an den 13 auf Seekarten als „Unrein (Munition)“ ausgewiesenen Gebieten an der Nordseeküste zu erwarten. Genauere Informationen zum aktuellen Vorkommen und zur Menge von konventioneller Munition liegen hier aber nicht vor, ebenso für die 13 an der Ostseeküste auf Seekarten ausgewiesenen Gebiete. Auch in der Ostsee ist außerhalb der gekennzeichneten Gebiete mit einer relevanten Kampfmittelbelastung zu rechnen (Tab. 2). Neben den bei Helgoland vorhandenen 90 t Tabun-Granaten sind durch die HELCOM an der deutschen Ostseeküste „risk areas“ ausgewiesen worden, in denen Kampfstoffmunition vermutet wird. Zudem wurde in den letzten Jahrzehnten an verschiedenen anderen Stellen vereinzelt Kampfstoffmunition gefunden. Genauere Informationen zum aktuellen Vorkommen und zur Menge von Kampfstoffmunition in

den deutschen Küstengewässern liegen bisher nicht vor. Erste Untersuchungen haben aber gezeigt, dass am Meeresboden noch heute voll funktionsfähige Munition lagert, Hüllen jedoch auch vollständig korrodiert sein können und keine Inhaltsstoffreste mehr enthalten (BBS CONSULTING 1993, BSH 1993). Quantifizierbare Angaben über den Zustand der Munition liegen aber bisher nicht vor.

4.1 Personenschäden

Vor allem lange Zeit eingesandete Munition ist oft noch funktionsfähig und stellt für Fischereibesatzungen und Strandbesucher bei unsachgemäßer Handhabung eine latente Gefahr dar (Tab. 1, Tab. 2). Durch die Einwirkung mechanischer Kräfte kann bei einem Großteil der versenkten Munition eine Detonation ausgelöst werden, wobei sich in den kommenden Jahren diese Gefahr in Folge zunehmender Korrosion deutlich erhöhen wird (BBS CONSULTING 1993). Die Gefahr einer Selbstdetonation ist dagegen für die meisten versenkten Kampfmittel aus technischen Gründen zu vernachlässigen, Munition kann aber durch chemische Reaktionen unter erhöhtem Innendruck stehen (BSH 1993, RAPSCH & FISCHER 2000). In der jüngeren Vergangenheit ist es in Schleswig-Holstein insbesondere bei Sporttauchern zu Unfällen mit leichten und schweren Verletzungen gekommen (SHL 2001).

Im Gegensatz zu den Seegebieten um Bornholm, wo es durch aufgefischte Kampfstoffmunition wiederholt zu gravierenden Verletzungen bei Fischern u.a. auch aus Deutschland gekommen ist (KASPEREK 1999), sind bisher keine derartigen Fälle aus den deutschen Küstengewässern bekannt. Grundsätzlich ist eine Gefährdung aber nicht auszuschließen, wie auch nicht das Vorhandensein von Kampfstoffen an deutschen Stränden. Im Jahr 1954 wurde am Selliner Strand auf Rügen eine angespülte intakte Kampfstoffbombe gefunden, die höchstwahrscheinlich in den Jahren zuvor schon während der Fahrt zu den Versenkungsgebieten entsorgt worden ist (BSH 1993). Durch die relativ küstennahe Verbringung von Tabun-Granaten in Deutschland könnte theoretisch der Nervenkampfstoff Tabun hier angeschwemmt werden. Tabun ist leichter als Brack- und Meerwasser und kann an die Wasseroberfläche aufsteigen und dort verdriftet werden (KOPECZ 1996). Auf Grund einer Halbwertszeit im Wasser von 7 h bei 20 °C (KOPECZ 1996) ist eine echte Gefährdung der Küsten durch Tabun aber relativ unwahrscheinlich.

Im Gegensatz hierzu stellt vor allem im Bereich Usedom angeschwemmter Phosphor aus konventionellen Brandbomben seit Jahrzehnten eine reale Gefahr für Strandbesucher dar. Schon 1979 wurde dieses Problem durch DDR-Dienststellen auf Grund wiederholter Personenschäden aktenkundig gemacht (OBERHOLZ 1991), bis heute sind aber außer dem vor kurzem gerichtlich verfügten Aufstellen von Warnschildern am Strand keine näheren Informationen über die Belastungssituation vorhanden. Das Gebiet ist jedoch nicht als „Unrein (Munition)“ in Seekarten eingetragen.

4.2 Umweltschäden

Viele gefundene Kampfmittel zeigen deutliche Korrosionsschäden mit kleinen bis großen Leckagen, wodurch es zu einer kontinuierlichen Freisetzung von erheblichen Mengen von Schadstoffen u. a. nach Anh. VIII WRRL (EG 2000) kommt (Sprengstoffe, Kampfstoffe, spezielle Zusatzstoffe sowie Treibladungsmittel). Zusätz-

lich gelangen nach Anh. X WRRL (EG 2001) prioritäre gefährliche Stoffe (Blei und Quecksilber) aus den Zündladungen in die Umwelt. Ebenfalls werden Bestandteile der Sprengstoffe und Treibladungsmittel freigesetzt, die in vielen Fällen als toxisch, krebserzeugend und/oder erbgutverändernd eingeschätzt werden und komplexen biotischen Abbauprozessen (Bildung von Metaboliten) unterworfen sind. Diese Metabolite können durchaus langlebiger und giftiger als die Ausgangsstoffe sein und sind in ihrer toxikologischen Wirkung häufig nur unzureichend untersucht (HOLLMANN & SCHULLER 1993, HAAS 1996, KOPECZ 1996, MISSIAEN & HENRIET 2002).

Je nach Lagerungsbedingung erfolgt die Freisetzung dieser Stoffe entweder durch unmittelbaren Kontakt zum freien Wasserkörper oder durch Diffusion in das Porenwasser des Sediments. Umfassende Untersuchungen zu direkten Umweltbelastungen durch Rüstungsaltlasten in den deutschen Küstengewässern liegen bisher nicht vor, aus anderen munitionsbelasteten Seegebieten sind aber relevante Schadstoffkonzentrationen bekannt (z. B. HELCOM 1994, TØRNES et al. 2002). Es gibt erste Laborhinweise, dass bestimmte Munitionsinhaltsstoffe signifikante ökotoxikologische Wirkungen bei Invertebraten schon unterhalb der chemischen Nachweisgrenze zeigen (MISSIAEN & HENRIET 2002). Vor allem für den benthischen Bereich wird gegenwärtig durch eine Vielzahl von schon durchkorrodierten Kampfmitteln von einer erheblichen Belastung auch der deutschen Küstengewässer ausgegangen (HOLLMANN & SCHULLER 1993) (Tab. 1, Tab. 2), wobei der Einfluss durch Munitionsinhaltsstoffe auf die Meeresumwelt nur schwer einzuschätzen und bis heute in keinem Falle ausreichend dokumentiert ist (LIEBEZEIT 2002, MISSIAEN & HENRIET 2002). Hier besteht Forschungsbedarf.

5 Fazit und Handlungsempfehlungen

Rüstungsaltlasten besitzen ein nicht zu vernachlässigendes Gefahrenpotenzial für Mensch und Umwelt und sind als ‚Hot Spots' zu klassifizieren. 25 der 26 aktuell auf Seekarten offiziell ausgewiesenen Gebiete an der deutschen Nord- und Ostseeküste liegen im Geltungsbereich der WRRL. Alle sieben für die Küste festgelegten Flussgebietseinheiten und eine Vielzahl der ausgewiesenen Wasserkörper sind direkt betroffen. Auf Grund der vorhandenen Daten- und Erkenntnislage ist eine Verschmutzungsrelevanz der Rüstungsaltlasten im Sinne der WRRL nicht auszuschließen (vgl. LAWA 2003), so dass vorläufig alle Rüstungsaltlasten als signifikante diffuse Schadstoffquelle und ihre Bodennutzungsstruktur als signifikante Belastung zu bewerten sind. Zur Klärung des Sachverhaltes sind weitergehende Untersuchungen und Analysen unabdingbar. Direkte Sanierungsmaßnahmen an Rüstungsaltlasten mit ihren spezifischen Stoffbelastungen könnten eine wesentliche Unterstützung zur Erreichung der Umweltziele nach Art. 4 WRRL darstellen.

Für eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL werden daher für die deutschen Küstengewässer folgende Handlungsempfehlungen ausgesprochen:

Empfehlung 1: Die Erkenntnisse zum Vorkommen, zur Menge und zum Zustand der Munition sollten unter Verwendung geeigneter Vor-Ort-Untersuchungen sowie durch eine umfassende Archivrecherche und Auswertung weiterer Unterlagen präzisiert werden.

Empfehlung 2: Die Umweltauswirkungen von Munitionsinhaltsstoffen und ihren Abbauprodukten sollten durch Installation eines geeigneten Monitoringprogrammes sowie durch gezielte chemische und ökotoxikologische Laboruntersuchungen präzisiert werden.

Empfehlung 3: Auf Grund der erheblichen Mengen von Munition und des Gefahrenpotenzials für Mensch und Umwelt sollte aus Vorsorgegründen eine zeitnahe Erarbeitung eines Sanierungskonzeptes für die Rüstungsaltlasten erfolgen.

Literatur

BBS Consulting (1993): Untersuchung der Munitionsversenkungsgebiete in den niedersächsischen Küstengewässern. - 35 S., 9 Anl.; Clausthal-Zellerfeld (BBS Consulting).

BSH (1993): Chemische Kampfstoffmunition in der südlichen und westlichen Ostsee - Bestandsaufnahme, Bewertung und Empfehlung. - 70 S.; Hamburg (Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie).

DR (1939-1944): Ringbücher der Deutschen Munition. - Loseblattsammlungen; Berlin (Deutsches Reich).

EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Brüssel.

EG (2001): Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Brüssel.

HAAS, R. (1996): Explosivstofflexikon. - Umweltbundesamt, Texte **26/96**: 1-378; Berlin.

HELCOM (1994): Report on chemical munitions dumped in the Baltic Sea. - HELCOM, 15/5/1: 1-38; Helsinki.

HELCOM (1995): Final Report of the Ad Hoc Working Group on Dumped Chemical Munition. - HELCOM, 16/10/1: 1-20; Helsinki.

HELCOM (2002): Response to accidents at sea involving spills of hazardous substances and loss of packaged dangerous goods. - HELCOM Response Manual, Volume **2**: 1-184; Helsinki.

HOLLMANN, B. & SCHULLER, D. (1993): Ökotoxikologische Bewertung Rüstungsaltlasten ‚Munitionsversenkungsgebiete in der Nordsee'. - 129 S.; Oldenburg (ARSU GmbH).

KASPEREK, T. (1999): Chemical weapons dumped in the Baltic Sea. - 121 S.; Warschau (Ministry of National Defence).

KOPECZ, P. (1996): Kampfstofflexikon. - Umweltbundesamt, Texte **27/96**: 1-301. Berlin.

KULTURTECHNIK (1990): Bericht zur Erfassung und Erkundung der Rüstungsaltlasten in der Nordsee. - 118 S., 6 Anl.; Bremen (Kulturtechnik GmbH).

LAWA (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - 123 S., 4 Anl.; Düsseldorf (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser).

LIEBEZEIT, G. (2002): Dumping and re-occurrence of ammunition on the German North Sea coast. . - [In:] MISSIAEN, T. & HENRIET, J.-P. (eds.): Chemical munition dump sites in coastal environments. - Belgian Ministry of Social Affairs, Public Health and the Environment: 13-25; Brussels.

MARINE (2004): Open Spirit. - http://www.marine.de/open_spirit, 19.10.2004.

MISSIAEN, T. & HENRIET, J.-P. (EDS.) (2002): Chemical munition dump sites in coastal environments. - 167 S.; Brussels (Belgian Ministry of Social Affairs, Public Health and the Environment).

NEHRING, S.; BEYER, K. & REIMERS, H.-C. (2004): Küstengewässer Elbe - ein Pilotprojekt zur Bestandsaufnahme nach Art. 5 EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Wasser und Abfall, 9: 16-19.

OBERHOLZ, A. (2001): Tödliche Gefahr aus der Tiefe. - 224 S.; Recklinghausen (Kommunal-Verlag).

OSPAR (2004): Overview of past dumping at sea of chemical weapons and munitions in the OSPAR maritime area. - OSPAR Commission, Biodiversity Series: 1-11; London.

OZ (2004): "Bernstein" verletzte Urlauberin. - http://www.ostseezeitung.de, 14.10.2004.

POLITZ, F. (1994): Zeitbombe Ostsee. - 134 S.; Berlin (Ch. Links Verlag).

RAPSCH, H.-J. & FISCHER, U. (2000): Munition im Fischernetz. - 80 S.; Oldenburg (Isensee Verlag).

SBG (1992): Merkblatt über Munitionsfunde auf See. - 22 S.; Hamburg (See-Berufsgenossenschaft).

SCHULZ-OHLBERG, J.; LEMKE, W. & TAUBER, F. (2002): Tracing dumped chemical munitions in Pomeranian Bay (Baltic Sea) at former transport routes to the dumping areas off Bornholm Island. -

[In:] MISSIAEN, T. & HENRIET, J.-P. (eds.): Chemical munition dump sites in coastal environments. - Belgian Ministry of Social Affairs, Public Health and the Environment: 43-51; Brussels.
SHL (2001): Kampfmittel in Küstengewässern. Antwort der Landesregierung auf eine kleine Anfrage. - Schleswig-Holsteinischer Landtag, Drucksache **15/1226**: 1-7; Kiel.
SRU (2004): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. - 265 S.; Baden-Baden (Nomos Verlagsgesellschaft).
THAMM, W. (2002): 55 Jahre Kampfmittelbeseitigung in der Bundesrepublik Deutschland 1945-2000. - 437 S.; Bissendorf (Biblio Verlag).
THIEME, J. (1999): Umweltrelevante und technische Aspekte der Zerlegung von Munition und Waffen nach dem 1. Weltkrieg. - Umweltbundesamt, Texte **3/99**: 1-171, Berlin.
TØRNES, J.A.; VOIE, O.A.; LJØNES, M. ; OPSTAD, A.M. ; BJERKESETH, L.H. & HUSSAIN, F. (2002): Investigation and risk assessment of ships loaded with chemical ammunition scuttled in Skagerrak. - 76 S.; Oslo (Statens Forurensningstilsyn).
WIBBERENZ, G. (1992): Gefährdungen durch Giftgas in der Ostsee. - PKK-Texte **20**: 1-25, Kiel.

Autor:

Dr. Stefan Nehring
AeT umweltplanung
Bismarckstraße 19
56068 Koblenz, Germany

Email: nehring@aet-umweltplanung.de
www.aet-umweltplanung.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	125 - 134	Rostock 2005

Uwe SELIG

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

Abstract

The aim of the EU Water Framework Directive is to reach a “good ecological status” of all water bodies until the year 2015. The reason and effects of the degradation of the coastal waters are well known, but knowledge about management activities to reverse the actual impact is sparse. Present activities for improvement are aimed at reducing the external nutrient input. With the implementation of the HELCOM agreement the input of phosphorus and nitrogen was reduced by 61 % and 23 % respectively along the German Baltic Coast. Today the internal P pool of most coastal waters is much higher than the external P load. Therefore a good ecological state cannot be achieved within the next 10 years without the reduction of the internal P load. Since little is known about restoration strategies in coastal waters, the development of suitable management plans must start as soon as possible to guarantee the good ecological state in 2015.

Keywords: coastal water, Water Framework Directive, eutrophication, restoration strategy, nutrient load

1 Einleitung und Problemstellung

Küstengewässer sind einerseits Randgewässer der Meeere und Ozeane, anderseits Übergangszonen von Binnengewässersystemen (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2000). Als „Vorfluter“ der Meere sind sie besonders stark den Auswirkungen der anthropogenen Nutzungen ausgesetzt, da sich über die Zuflüsse meist ein großes Einzugsgebiet (EZG) in diese Gewässer entwässert. Trotzdem standen die Küstengewässer bisher kaum im Blickpunkt des Gewässerschutzes, während sowohl für limnische Gewässer als auch für den Meeresschutz umfangreiche Programme existieren. So gibt es bisher wenige Ansätze und Erfahrungen bei der Sanierung/Restaurierung von Küstengewässern. Dagegen gab es für die limnischen Gewässer mehrere größere Verbundvorhaben in den 1990er Jahren, welche sich sowohl mit der Sanierung von Fließgewässern als auch Standgewässern befassten

(JÄGER & KOSCHEL 1995, HUPFER & SCHARF 2002, THIELE & MEHL 1995). Im Meeresschutz wurde durch internationale Vereinbarungen wie das HELCOM Abkommen für die Ostsee (HELCOM 1988) die Reduzierung der externen Nährstoffeinträge beschlossen. Erst seit ungefähr fünf Jahren werden verstärkt Bestrebungen unternommen, die Küstengebiete nachhaltig zu managen und die Gesamtheit der vielen Systeme, die einen starken Einfluß auf die Dynamik der Küstengebiete haben, gleichberechtigt zu betrachten (Strategiepapier der EU zum Integrierten Küstenzonenmanagement - IKZM 1999 sowie SCHERNWESKI & VON BODUNGEN 2000). Diese Bestrebungen dürften mit der Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) noch intensiviert werden, weil das Erreichen des guten ökologischen Zustandes für alle Gewässer bis 2015 gefordert wird. Die Grundlage für die Umsetzung der WRRL ist die Klassifizierung der Küstengewässer. Der gute / sehr gute ökologische Zustand wird über den Vergleich der rezenten Organismengemeinschaft mit einem Referenzzustand definiert. Ursachen für die Abweichung vom guten ökologischen Zustand ist die anthropogene Nutzung der Gewässer und ihres Einzugsgebietes, die sich aus stofflicher, struktureller und toxischer Degradation zusammensetzen. Diese anthropogenen Veränderungen haben die Flora und Fauna in den Gewässern bzw. ihre Ausbreitungsgrenzen (Wirkung) verändert. Als Folge der Eutrophierung wurde bereits in den 1970er Jahren ein Rückgang der submersen Makrophyten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen (LINDNER 1978) und die Zunahme der pelagischen Primärproduktion aufgezeigt (SCHIEWER 1998).

Die Beseitigung der Quellen (Ursachen) der Degradation bleibt die unabdingbare primäre Voraussetzung für die Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer. Mit der WRRL wird aber eine neue Prämisse für den Gewässerschutz umgesetzt, der die Erfolgskontrolle betrifft. Während sich alle bisherigen Maßnahmen im Gewässerschutz an der Senkung der Nährstoff- und Schadstoffeinträge als Erfolgskontrolle orientierten, so werden durch die WRRL die Flora und Fauna als Maß für die Einschätzung des Gewässerzustandes angesetzt (Abb.1). So tritt selbst nach der Beseitigung der Degradationsursache nicht notwendigerweise unmittelbar eine Verbesserung des ökologischen Zustandes ein.

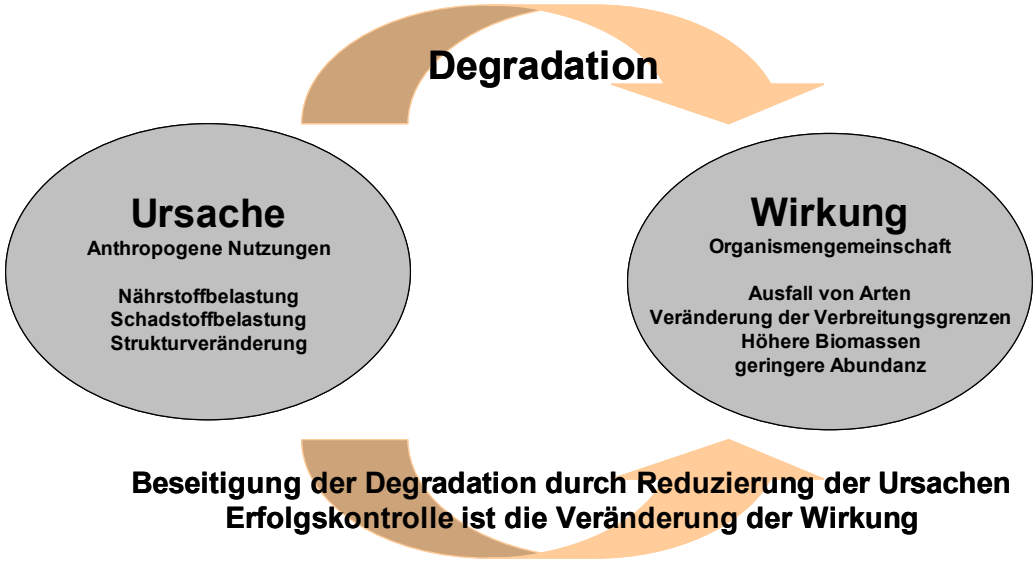


Abb. 1 Schematische Darstellung von Ursachen und Wirkung der Degradation in Gewässern

Durch die WRRL wird für die Umsetzung weiterhin ein strikter Zeitplan vorgegeben, welcher u.a. die Erstellung von Maßnahmenplänen innerhalb von drei Jahren (2007 bis 2009) vorsieht. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über bestehende Konzepte und Ansätze für die Sanierung von Küstengewässer, um entsprechende Maßnahmenpläne erstellen zu können.

2 Reduzierung der externen Nährstoffeinträge

Aufgrund der HELCOM Vereinbarungen aller Ostseeanrainer-Staaten wurde 1988 eine 50 % Senkung der N und P Einträge in die Ostsee beschlossen (HELCOM 1988). So konnten die Nährstoffeinträge zwischen 1983/87 und 1993/97 um 61 % für Phosphor und 23 % für Stickstoff gesenkt werden (BEHRENDT et al. 1999). Die Vorgabe der HELCOM Vereinbarungen – Senkung aller Einträge um 50 % - konnte somit nur für Phosphor erreicht werden. Die starke Senkung der P Einträge basiert auf dem Ausbau der kommunalen Kläranlagen. So konnte der P Eintrag aus den sieben größten Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern um über 95 % gesenkt werden (BACHOR 2004). Die Vorgaben für die Senkung der N-Einträge wurden durch keinen einzigen Anrainerstaat der Ostsee erreicht, obwohl auch der N-Eintrag durch kommunale Einleiter um etwa 80 % gesenkt wurde. Dies liegt darin begründet, dass nicht die kommunalen Einleiter Hauptquelle des Stickstoffeintrages sind, sondern durch die landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes der Hauptanteil des Stickstoffs eingetragen wird (KRECH 2003). So liegt gegenwärtig der diffuse N-Eintrag für die Darß Zingster Boddenkette (DZBK) bei 86 % des Gesamteintrages.

Trotz der Reduzierungen der Nährstoffeinträge ist die Nährstoffbelastung für die Küstengewässer weiterhin hoch – auch für Phosphor. BEHRENDT et al. (1999) bilanzieren die aktuellen Nährstoffeinträge aus den einzelnen Flussgebieten für die deutsche Ostseeküste mit einem Nährstoffeintrag von 16.270 t N a^{-1} und 500 t P a^{-1}. Die gegenwärtigen Nährstoffbelastungen liegen damit ca. dreimal höher für Stickstoff und fünfmal höher für Phosphor als 1940. DAHLKE (2003) erstellte Referenzwerte für die winterlichen Nährstoffkonzentrationswerte für alle Küstengewässertypen. Danach liegen die gegenwärtigen winterlichen Nitratkonzentrationen noch deutlich über den ermittelten Referenzkonzentrationen. Eine analoge Aussage trifft KRECH (2003) bei seinen Analysen zu den Background-Nährstoffeinträgen der einzelnen Küstengewässer. Zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes wird daher eine weitere Senkung der externen Nährstoffeinträge erforderlich sein. Eine weitere Reduzierung der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen ist aber zurzeit technisch kaum möglich und wird nicht die notwendige Reduzierung bringen, weshalb eine Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge – auch beim Phosphor – notwendig ist. Aus diesem Grund muss über eine Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzung und eine Erhöhung der Nährstoffretention im EZG nachgedacht werden. Hier sind die Fragestellungen und Probleme die gleichen wie im Binnenland und müssen auch dort – im EZG der Zuflüsse - umgesetzt werden. Als Anleitung bzw. Richtlinie für die Verminderung der diffusen Stoffeinträge liegen Stellungnahmen mehrerer Verbände und Gesellschaften vor ,welche eine Umorientierung der Agrarpolitik mit der Zielkonformität zwischen Agrar- und Umweltpolitik beinhalten. Neben der direkten Reduzierung der Immissionen muss das Retentionspotential der Zuflüsse wieder erhöht werden.

Im Rahmen von Renaturierungsprogrammen wurden bereits in den 1980er Jahren verschiedene Projekte durchgeführt, die aber nicht unbedingt die von ihnen erwartete ökologische Zielsetzung erfüllen konnten (GUNKEL 1996).

Eine entscheidende Fragestellung ist, welche weitere Senkung der externen Nährstoffeinträge erforderlich ist, um eine Verbesserung des ökologischen Zustandes zu erreichen. Aus den Monitoringaufzeichnungen der letzten Jahrzehnte kann zwar der Verlauf der Eutrophierung aufgezeigt werden. Es können aber nicht automatisch daraus Rückschlüsse auf die Remesotrophierung geschlossen werden. So ist über die Eutrophierung der Gewässer bekannt, das es keinen linearen Zusammenhang zwischen der Nährstoffkonzentration und dem Trophiegrad gibt, sondern Schwellenkonzentrationen überschritten werden müssen, um einen anderen trophischen Zustand zu erreichen (SCHIEWER 1998). Bei flachen Gewässern werden zudem bistabile Zustände beschrieben, bei denen bei gleicher Nährstoffkonzentration verschiedene Dominanzen zwischen Makrophyten (benthische Primärproduktion) und Phytoplankton (pelagische Primärproduktion) auftreten können (SCHEFFER 1998). Dieser Dominanzwechsel ist mittlerweile auch für Küstengewässer beschrieben (u.a. DAHLGREN & KAUTSKY 2004). Diese Fragestellungen müssen bei der Umsetzung der WRRL berücksichtigt werden, um die Zielstellung einen guten ökologischen Zustand nach den Vorgaben der Richtlinie zu erreichen auch erfüllen zu können.

3 Reduzierung der internen Nährstoffbelastung - Therapiemaßnahmen

Mit den verstärkten Nährstoffeinträgen in die Gewässer wurden auch die internen Nährstoffkreisläufe gestört. Es kommt zur verstärkten Akkumulation von organischem Material und damit von Nährstoffen im Sediment. Die dadurch induzierte höhere Sauerstoffzehrung verändert die Sauerstoffverhältnisse im/am Sediment, was wiederum zu einer P-Freisetzung führt. Diese internen Kreisläufe ermöglichen so eine schnelle Rückführung der remineralisierten Nährstoffe. In den Küstengewässer wurden solche Effekte insbesondere bei den Gewässern beobachten, wo der Austausch mit der vorgelagerten Ostsee sehr gering ist. Dies trifft für die deutsche Ostseeküste u.a. auf die innere Schlei (FEIBICKE 1997), den inneren Teil der DZBK (SCHLUNGBAUM & NAUSCH 1988), den Jasmunder Bodden (DAHLKE 2004) und das Oderhaff (WILLE 1998) zu. So liegen aus mehreren Küstengewässer Angaben über P-Freisetzungsraten aus Sedimenten vor, welche sich in analogen Größenordnungen bewegen und meistens unter anaeroben Bedingungen ermittelt wurden (Tab. 1).

Schwierig ist eine genaue flächenbezogene Bilanzierung der P-Freisetzungen aus dem Sediment, weil in den flachen Gewässerteilen ständige Sedimenttransportprozesse stattfinden und die P-Freisetzung nicht nur unter anaeroben Bedingungen stattfindet.

Tab. 1 P Freisetzungsraten aus den Sedimenten der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste

Gewässer	P-Freisetzungsrate	Quelle
Darß Zingster Boddenkette	max. 14,5 mg m^{-2} d^{-1}	BAADER & SCHLUNGBAUM (1982)
Greifswalder Bodden, Kleines Oderhaff	21,1- 46,4 mg m^{-2} d^{-1}	WILLE (1998)
Innere Schlei	max. 30 mg m^{-2} d^{-1}	RIPL (1990)
Kieler Bucht	max. 20,99 mg m^{-2} d^{-1}	BALZER (1978)

SCHLUNGBAUM et al. (2001) bilanzierten eine interne P-Freisetzung von 360-400 t P a^{-1} für die DZBK, was eine vierfache höhere Belastung gegenüber der derzeitigen externen P-Eintrag darstellt (Abb.2). DAHLKE (2004) extrapoliert aus Laborexperimenten und der Sedimentverteilung der Nordrügenschen Boddengewässer eine mögliche Freisetzungsrate von 127,4 t P a^{-1} aus den Sedimenten, welche ebenfalls bedeutend höher als der berechnete externe Eintrag ist. BACHOR (2004) bestätigt dies in seiner Bilanzierung für alle vorpommerschen Küstengewässer, während er für die Unterwarnow und die Wismarbucht weiterhin höhere externe Einträge beschreibt. Diese Angaben verdeutlicht zum einen die Erfolge bei der Reduzierung der externen P Einträge, aber belegen auch, dass allein mit der Senkung der externen Einträge kurz- und mittelfristig keine wirkliche Reduzierung der verfügbaren Nährstoffe erreicht werden wird.

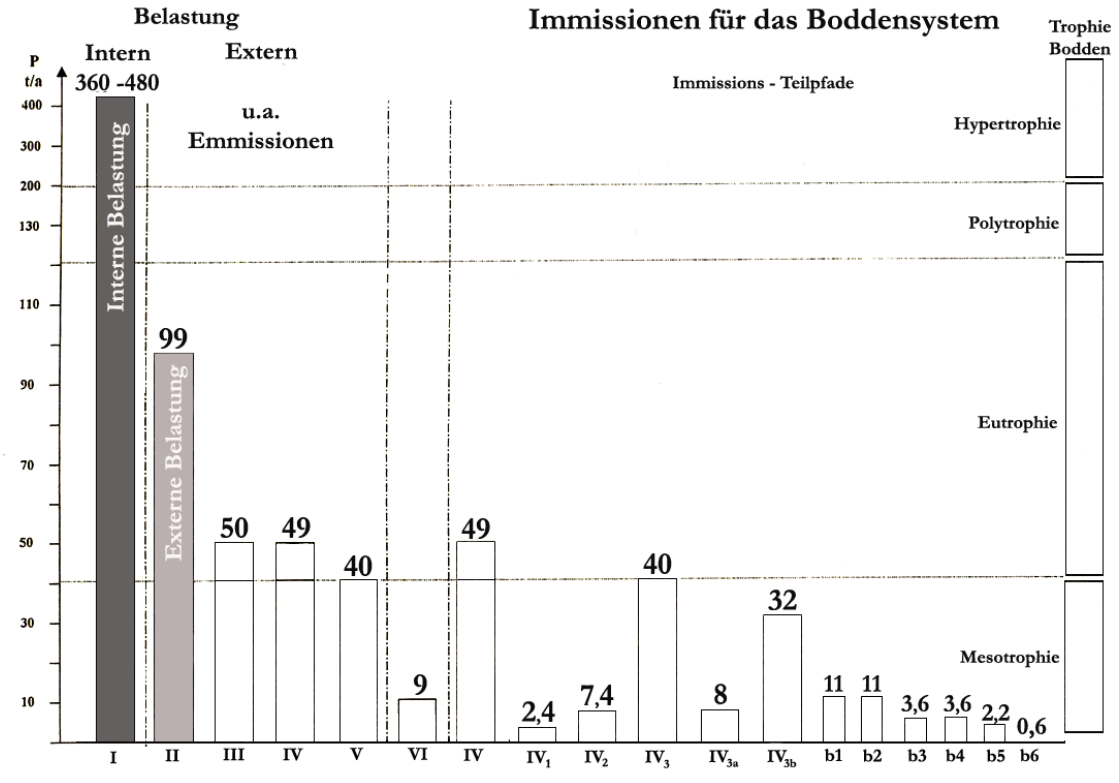


Abb. 2 Bilanzierung der externen und internen Nährstoffeinträge in die Darß-Zingster Boddengewässer – übernommen aus SCHLUNGBAUM et al. (2001)

Deshalb ist analog zu den limnischen Gewässern auch für die inneren Küstengewässer keine sofortige Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit zu erwarten. Aufgrund 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 erfolgen kann. Aus zahlreichen Projekten zur Seentherapie sind verschiedene Methoden und Technologien zur internen Sanierung limnischer Standgewässer bekannt. Nicht alle diese Methoden dürften für Küstengewässer anwendbar sein, weshalb eine Erfolgsgarantie immer zu prüfen ist. Die Erfahrungen bei limnischen Gewässern haben auch gezeigt, dass eine umfangreiche Analyse vor der Auswahl des Therapieverfahrens und die Festlegung des Sanierungszieles entscheidend für einen Erfolg sind. Durch SCHAUSER et al. (2002) wurde ein Modell entwickelt, welches eine Entscheidungshilfe bei der Auswahl eines geeigneten Therapieverfahrens für limische Gewässer ermöglichen soll.

Durch VIETINGHOFF et al. (1990) sowie NAUSCH & SCHLUNGBAUM (1991) wurde bereits in den 1980er Jahren die Anwendbarkeit bisher in der Limnologie angewendeter Therapieverfahren diskutiert. Hintergrund für die Anwendung von internen Sanierungsmaßnahmen war damals neben der starken Akkumulation von Nährstoffen in den Sedimenten der Fakt, das aufgrund der politischen Situation eine Reduzierung der externen Nährstoffeinträge in der damaligen DDR nicht möglich bzw. politisch nicht gewollt war. Insbesondere die Intensivierung der Landwirtschaft hatte stark zugenommen. Aus diesem Grund wurde über Therapiemaßnahmen nachgedacht, welche zur Entlastung und Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit beitragen konnten.

Praktische Untersuchungen im Labormaßstab als auch in Freilanduntersuchungen wurden durch SCHLUNGBAUM et al. (2001) durchgeführt. In jener Studie werden die eigenen Forschungsergebnisse bezüglich deren Anwendung von internen Sanierungsmaßnahmen für die flachen Boddengewässer ausgewertet (Tab. 2). Danach sehen die Autoren nur die partielle Entschlammung sowie eine Erhöhung des Stoffaustrages in die Ostsee als geeignete Methoden an. Die Nährstofffällung, Sedimentoxidation und die Biomanipulation werden aufgrund eigener Untersuchungen als ungeeignete Methoden ausgewiesen. Die partielle Entschlammung über Sedimentationsräume ist eine Therapiemaßnahme, welche nicht aus der Limnologie übernommen wurde, sondern für die Flussmündungsgebiete in den Küstengewässer erstmalig in den 1980er Jahren anhand von drei Sedimentfallen erprobt wurde (KLEEBERG 1996). Diese drei Fallen hatten eine Eliminationsleistung von 3 bis 21 % an suspendiertem Material und nur bis zu 4 % an Phosphor (KLEEBERG 2005). GRACA et al. (2004) untersuchten künstliche Sedimentationsräume in der Puck Bay (Polen). Hier wurde ebenfalls eine bedeutend höhere Akkumulationsleistung in den Rinnen festgestellt, aber auch eine 7fach höhere P-Freisetzung als aus den umliegenden Sedimenten. SCHLUNGBAUM et al. (1998) versuchten durch Zugabe von Fällungs- und Oxidationsmittel eine Stabilisierung des organischen Materials in den Sedimentfallen zu erreichen. Die dazu durchgeführten Untersuchungen waren aber nicht erfolgreich. Nach KLEEBERG (2005) ist die Eliminationleistung solcher Sedimentationsfallen gewässerspezifisch sehr verschieden und von vielen Faktoren abhängig, u.a. von der Lage der Sedimentvertiefung im Gewässer, ihrer Morphometrie, dem Abfluss bzw. der Fließgeschwindigkeit des Flusses sowie der Partikelgröße und -beschaffenheit.

Tab. 2 Übersicht zur Anwendung von gewässerinterne Seensanierungsmöglichkeiten in den Küstengewässern der Ostsee – SCHLUNGBAUM et al. (2001), hervorgehoben die relevanten Angaben für die inneren Küstengewässer

Zeichenerklärung: ++ : Quelle wird entfernt
+ : Symptonbekämpfung (+) : unzureichend
- : kein Erfolg gesichert / nicht geeignet ? : Erfolg ungewiß
x : ohne Erfolg, Untersuchungen erfolgten am Beispiel der Boddengewässer

Oberfläche des Sees (km²)	>1				<1			
größte Tiefe (m) / mittlere Tiefe (m)	>5		<5		>5		<5	
theoretische Wassererneuerungszeit (a)	>5	<5	>5	<5	>5	<5	>5	<5
Entschlammung	-	-	-	-	++	++	++	++
partielle Entschlammung	+	+	++	++	++	++	++	++
Tiefenwasserableitung	?	(+)	-	-	?	(+)	-	-
Ostseewasserzuleitung (Stoffaustrag)	++	++	++	++	++	++	++	++
Tiefenwasseraufbereitung	?	?	-	-	++	++	-	-
ganzjährige Destratifikation	+	+	-	-	+	+	-	-
Unterstützung der Zirkulation	+	+	-	-	+	+	-	-
hyperlimnische Belüftung	+	+	-	-	+	+	-	-
mechanische Entkrautung	-	-	-	-	-	-	?	?
Sedimentabdeckung	-	-	-	-	+	+	-	-
Beschattung	-	-	-	-	-	-	+	-
chemische Nährstofffällung im Sediment	+	+	-	x	+	+	-	-
Sedimentoxidation mit NO_3^-	+	+	-	x	+	+	-	-
Kalkung	-	-	-	-	(+)	-	(x)	-
Nitratelimination	+	+	-	-	+	+	-	-
Biomanipulation	+	+	+	x	+	+	+	+

Im Gegensatz zu limnischen Standgewässern sind Küstengewässer nicht hydrologisch abgeschlossen, sondern stehen mit der Ostsee in einem Wasseraustausch. Zu einem erfolgt durch den Einstrom von Küstengewässer eine Verdünnung der vorhandenen Nährstoffe, zum anderen ermöglicht ein starker Ausstrom den Austrag von Nährstoffen in die Ostsee. SCHLUNGBAUM et al. (1994) beschreiben die hohe Sedimentdynamik in der DZBK und ständige Verlagerung von schlickigen Sedimenten, welche sowohl durch die windbedingte Resuspensionen in den Flachgewässern als auch Ausstromprozesse erfolgt. Untersuchungen von PETERSEN (2004) belegen, dass durch die Erhöhung der Austauschrate eines dänischen Fjordes mit der Ostsee eine deutliche Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit (höhere Sichttiefe, geringe Phytoplanktonentwicklung, tiefere Ausbreitungsgrenzen der Makrophyten) auftrat, ohne das es zu einer Reduzierung der Nährstoffeinträge kam. Als Ursache wird das verstärkte Auftreten des Filtrierers *Mya arenaria* aufgrund der höheren Salinität genannt. Solche Maßnahmen – hier die Vertiefung des Gewässers - sind aber auch nur bedingt anwendbar bzw. führen auch nur bedingt zum gewünschten Erfolg. So würde in Gewässern mit einem von der Ostsee abweichendem Salzgehalt sich dieser bei erhöhtem Austausch entsprechend verändern und zu einer völlig anderen Flora und Fauna als der natürlichen führen! Dieser entspricht dann nicht dem Referenzzustand und so kann für das Gewässer auch kein guter ökologischer Zustand ausgewiesen werden.

Alle bisherigen Therapiemaßnahmen beziehen sich auf die Senkung des internen Nährstoffpools bzw. auf dessen Fixierung im Sediment. Mit der Anreicherung

nährstoffreicher, organischer Sedimente wurde aber nicht nur ein Nährstoffreservoir gebildet, sondern auch der benthische Lebensraum stark verändert. Die Sedimentbeschaffenheit spielt eine große Rolle für die Besiedlung mit Phyto- und Zoobenthos und ist nach dem Salzgehalt und Licht (für das Phytobenthos) der abiotische Parameter, welcher für die Ausbreitung in den Küstengewässer relevant ist (BLÜMEL et al. 2002). Somit kann auch das Fehlen geeigneter Substrate ein Grund dafür sein, dass trotz Beseitigung der Degradationsursachen keine Besiedlung mit der natürlichen Vegetation und Fauna erfolgt. Somit stellen die schlickigen Substrate nicht nur ein Nährstoffpool dar, sondern auch einen teilweise veränderten Lebensraum für die Organismen. Aus diesem Grund kann die Entnahme von schlickigen Sedimenten nicht nur zur Eliminierung der internen Nährstoffquellen dienen, sondern auch zur Schaffung natürlicher Lebensräume für Flora und Fauna.

Neben der Verschlickung stellt der Verlust an Hartsubstraten ein sehr spezifisches Problem für die Küstengewässer dar. Durch die Steinfischerei wurden bis 1976 etwa 3.5 Mio. t Steine aus den äußeren Schleswig-Holsteinischen Küstengewässern entnommen (KAREZ & SCHORIES 2005). Für die Mecklenburger Küste liegen keine Daten vor. Als Ausgleichsmaßnahmen gegen den Hartsubstratverlust wurden künstliche Riffe angelegt. Diese Maßnahmen werden aber sehr kleinräumig angewendet, weshalb ihre Wirkung auf das gesamte Gewässer auch nur als gering einzuschätzen ist. In den meisten Fällen sind bisherige Arbeiten als Modellprojekte bzw. Naturschutzausgleichmaßnahmen zu werten, bei denen die biologische Besiedlung dieser Riffe untersucht wurde (BARNEKOW 2004).

Zusammenfassung

Während die Ursachen und Wirkungen der Degradation der Küstengewässer weitestgehend bekannt sind, so ist der Wissenstand über effiziente Maßnahmen zur Beseitigung der Degradation derzeit begrenzt und die Reaktion der Organismengemeinschaften darauf völlig unbekannt. Alle bisherigen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit waren an der Reduzierung der externen Nährstoffeinträge orientiert. Trotz einer bereits starken Senkung der externen Nährstoffeinträge ist bisher keine oder eine nur geringfügigen Verbesserungen der Gewässerbeschaffenheit zu verzeichnen. Aus diesem Grund ist es nicht ausreichend, nur die primären Ursachen der Degradation (externe Eintragsquellen) zu beseitigen, um kurz- bzw. mittelfristig (zeitliche Vorgabe der WRRL ist das Jahr 2015) den guten ökologischen Zustand für alle Küstengewässer zu erreichen. Insbesondere für die inneren Küstengewässer mit nur begrenztem Wasseraustausch mit der Ostsee ist die Einbeziehung interner Belastungsquelle unabdingbar für die zeitnahe Umsetzung der WRRL. Abgesehen von diesen internen Belastungsquellen wird eine verzögerte Reaktion der Küstengewässer für die Maßnahmen generell durch die natürliche Variabilität und Stabilität der Küstenökosysteme, die Dynamik der Gewässer sowie der Sukzession und dem Wiederbesiedlungspotential (unterschiedliche Vermehrungsstrategien) der Organismen beeinflusst.

Aufgrund der geringen Erfahrungen bei der Sanierung/Restaurierung von Küstengewässern und der vorhandenen Wissensdefizite besteht ein Handlungsbedarf

bereits schon vor 2007, um geeignete Maßnahmenpläne zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes aufzustellen.

Literatur

BAADER, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR.- Teil XII: Untersuchungen zur Phosphatfreisetzung und zur Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in flachen eutrophen Küstengewässern. - Acta hydrochimica et hydrobiologica, **10/2**: 153 - 166.

BACHOR, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation, Universität Greifswald, 213 S. und 134 S. + Anlagen.

BARNEKOW, D. (2004): Ist die Anlage eines künstlichen Steinriffes auf Weichboden in der Flensburger Förde eien sinnvolle Naturschutzausgleichmaßnahme! Schlussfolgerungen aus der Besiedlungsfolge der ersten zwei Jahre. Dissertation der Universiät Flensburg, 101 S.

BEHRENDT, H.; BACH, M.; HUBER, P.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; PAGENKOPF, W.G.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G.; SCHWEIKART, U. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. - Texte des Umweltbundesamtes, Berlin, 288 S.

BLÜMEL, C.; DOMIN, A.; KRAUSE, J.C.; SCHUBERT, M.; SCHIEWER, U. & SCHUBERT, H. (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge, **10:** 5-111.

DAHLGREN, S. & KAUTSKY, L. (2004). Can different vegetative statzes in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal levels ans external nutrient load? - Hydrobiologia, **514:** 249-258.

DAHLKE, S. (2003): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee. - Forschungsbericht im Auftrage des Umweltbundesamt, 175 S.

DAHLKE, S. (2004): Beitrag zur Analyse der Nordrügenschen und Hiddenseer Boddengewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (BASE). - Forschungsbericht der Universität Greifswald im Auftrag des LUNG, 62. S. + Anlage.

FEIBICKE, M. (1997): Impact of Nitrate Addition on Phosphorus Availability in Sediment and Water Column and on Plankton Biomass: Experimental Field Study in the Shallow Brackish Schlei Fjord (Western Baltic, Germany). - Water, Air and Soil Pollution, **99**: 445-456.

GRACA, B.; BURSKA, D. & MATUSZEWSKA K. (2004): The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. - Water, Air, and Soil Pollution, **158:** 237-259.

GUNKEL, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. - Gustav Fischer Verlag, 471 S.

HELCOM (1988): Activities of the Commission 1987. Including: Declaration on the Protection of the marine Environment of the Baltic Sea. - Baltic Sea Environment Proceedings, 26: 170 S.

HUPFER, M. & SCHARF, B. (2002): Seentherapie: Interne Maßnhamen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. - In: Handbuch Angewandte Limnologie/ Hrsg.: Steinberg, Calmano, Klapper, Wilken.- ecomed-Verlag, Landsberg Kap. VI-2.1.: 1-67.

IKZM (1999): Schlussfolgerungen aus dem Demonstrationsprogramm der Europäischen Kommission zum Integrierten Küstenzonenmanagement (IKZM). - Europäische Kommission (Hrsg.)

KAREZ, R. & SCHORIES D. (2005): Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge, **14**: 95-108

KLEEBERG, A. (1996): Comparative investigations of the efficiency of dredged sedimentation traps for the elimination of phosphorus and suspended matter in river mouth areas: A case study. - Estuaries, **19**: 21-30.

KLEEBERG, A. (2005): Effektivität gebaggerter Sedimentationsfallen zur Elimination von Phosphor und suspendiertem Material in Flussmündungsgebieten. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge, **14**: 43-54.

KRECH, M. (2003): Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock. 169 S.

JÄGER, D. & KOSCHEL R. (1995): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. - Limnologie Aktuell, Band **8:** 330 S.

LINDNER, A. (1978): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). - Limnologica, **11**: 229-305.

NAUSCH, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1991): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. Internationale Revue gesamte Hydrobiologie, **76/3:** 451-463.
PETERSEN, J.K. (2004): Pitfalls in interpretation of monitoring data and conflicts with other EU directives: a case study. - CHARM Workshop, Towards operational management of coastal eutrophication in Europe, Tallinn, Estonia, August 23-25, 2004.
RIPL, W. (1990): Restaurierung der Schei. - Bericht über ein Forschungsvorhaben. Okosystemforschung und Gewässerbewirtschaftung, **1**: 86 S.
SCHAUSER, I.; MATHES, J.; SCHARF, B. & HUPFER, M. (2002): Entscheidungsfindung und Entscheidungshilfen bei der Seentherapie. - Wasser & Boden, **54/9**: 14-20.
SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes. - Population and community Biology Series 22. Chapman & Hall, New York, 357 S.
SCHERNEWSKI, G. & VON BODUNGEN, B. (2000): Integrative, transdisziplinäre Forschung zum Küstenzonenmanagement: Eine kritische Bestandsaufnahme. Integrated transdisciplinary research for coastal management: A critical review. - Meereswissenschaftliche Berichte, **41**: 67-72.
SCHIEWER, U. (1998): 30 years´eutrophication in shallow brakisch waters – lesson to be learned. - Hydrobiologia, **363**: 73-79.
SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. & BAUDLER, H. (1994): Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß Zingster Boddengewässer. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, **2**: 27-40.
SCHLUNGBAUM, G. & NAUSCH, G. (1988): Nutrient turnover at the sediment/water interface in shallow eutrophic coastal waters. - Kieler Meeresforschungen, **6:** 184-190.
SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. & NEUMANN, R. (1998): Sanierungs- und Restaurierungskonzepte für die Bodden und Haffe : Oxidative Schlammbehandlung mit Nährstofffestlegung in hocheutrophen flachen Küstengewässern der Ostsee (Mecklenburg - Vorpommern). - DBU-Forschungsprojekt Az 03791, 80 S.
SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, H. (2000): Struktur und Funktion der Küstengewässer. Kap. 1.2 - In GUDERIAN, R.; GUNKEL, G. (Ed): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie Bd. III/1, Springer Verlag Heidelberg, 45-80.
SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; KRECH, M. & KWIATKOWSKI, B. (2001): Die Darß Zingster Boddenkette – Eine Studie. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Schriftenreihe, Heft **1**: 1-209.
THIELE, V. & MEHL, D. (1995): Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern). - Endbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 0339517A, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern **2:** 1-158 + Anhang.
VIETINGHOFF, U.; PUTA, H.; KLAPPER, H.; STENDER, M.; HUBERT, M.-L. & KUNTZE, B. (1990): Ecosystem management in estuaries: cost and benefits. – Limnologica, **20/1**: 157-163.
WILLE, A. (1998): Untersuchungen zu Nährstoffaustauschraten an der Sediment-Wasser-Grenzschicht in Flachwasserökosystemen – ein Beitrag zur Bilanzierung des Stoffaustausches im Oderästuar. – Dissertation, Universität Greifswald, 134 S.

Autor:

Dr. Uwe Selig
Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
AG Ökologie
Albert Einstein Str. 3
18051 Rostock

Email: uwe.selig@biologie.uni-rostock.de

Rostock. Meeresbiolog. Beitr.	Heft 14	135 - 150	Rostock 2005

Dirk SCHORIES, Uwe SELIG, Kati JEGZENTIS & Hendrik SCHUBERT

Klassifizierung der äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste nach der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie anhand von Makrophyten – Eine Zwischenbilanz

Classification of outer coastal waters of the German Baltic Sea coast according to the EU Water Framework Direktive using macrophytes - a current status report

Abstract

The Water Framework Directive (WFD) introduces new principles of modern water management with the spatial integration of river basins and coastal waters and its focus on biological ecosystem quality elements. Historical changes of the macrophytobenthos distribution along the German Coast of the Baltic Sea are described and the consequences for the WFD are discussed. The Baltic Sea supports far fewer macroalgae species compared to the North Sea because of its lower salinity. However, several species adapted in various degrees to the brackish-water conditions, although others live near the border of their area, under constant salinity stress conditions. This limited macroalgae community suffered from various aspects of anthropogenic impact during the last decades – an intense stone extraction from glacial relicts was realized between the beginnings of the 19th century up to 1970 and resulted in an important habitat loss. The situation has been intensified by increased supply of nutrients and decreased light conditions caused by intense phytoplankton blooms during spring and summer months. Today, the upper eulittoral hard substrata vegetation is predominantly composed of bladder wrack (*Fucus vesiculosus*), whereas *Fucus* lacks in its historical reported depth range from 2-6m. During the 19th century shallow soft substrata with sandy or muddy bottoms consisted of eel-grass banks (*Zostera marina*) down to depths of 6 - 8 m. Today, eel-grass is still abundant in shallow areas, but its depth distribution declined signicantly. Both, *Fucus vesiculosus* and *Zostera marina* are key species for the German classification approach.

Keywords: coastal water, Water Framework Directive, classification, marcophyte, Fucus, Zostera

1 Einleitung

Mit der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 (Europäische Wasserrahmenrichtlinie – WRRL) wird das Erreichen des guten ökologischen Zustandes aller Gewässer bis zum Jahr 2015 gefor-

dert. Die Grundlage für die Umsetzung dieser Richtlinie ist die Klassifizierung der betreffenden Gewässer, auf deren Grundlage eine Einschätzung des ökologischen Zustandes erfolgen kann. Entsprechend den Vorgaben der WRRL muss in einem ersten Schritt, der so genannten Typisierung, jeder Wasserkörper einem bestimmten Typ von Oberflächengewässer zugewiesen werden. Nachfolgend müssen für jeden Typ spezifische Referenzbedingungen aufgestellt werden. Diese Bedingungen sollten den „sehr guten ökologischen Zustand“ abbilden; d. h. dies ist ein Zustand ohne oder mit nur geringfügigen Abweichungen vom historischen Referenzzustand. Nach Identifizierung der Degradationserscheinungen in Abhängigkeit von den jeweiligen Belastungsarten und -intensitäten müssen die Grenzen zwischen den fünf ökologischen Zustandsklassen definiert werden. Anhand dieses Klassifikationssystems erfolgt nun die Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer anhand eines Vergleichs der aktuell ermittelten Werte mit denen des Referenzzustandes.

Hier soll ein erster Klassifizierungsansatz für die äußeren Küstengewässer der Ostsee vorgestellt werden. Die Basis dafür bildeten die Analysen aller verfügbaren historischen und rezenten Daten sowie eigene Felduntersuchungen. Während aus der Kieler Bucht viele Daten aus verschiedenen Zeitepochen vorliegen, so sind östlich der Darßer Schwelle bedeutend weniger Daten vorhanden.

Im Jahre 1889 erschien von REINKE eine erste ökologisch kommentierte Florenliste und die Unterscheidung bewachsener und unbewachsener Flächen für den westlichen Teil der Deutschen Ostsee. Obwohl einzelnen Arten Angaben wie „häufig“ oder „selten“ beigefügt worden sind, können im nachhinein keine Bestandsabschätzungen anhand dieser Daten vorgenommen werden, da die Standortangaben zu ungenau wiedergegeben sind. Erst SCHWENKE (1964) hat 75 Jahre später eine Bewuchsdichte-Kartierung der Kieler Bucht unter Berücksichtigung der Dänischen Gewässer durchgeführt. Seit diesen Untersuchungen ist zumindest für die Kieler Bucht bekannt, dass die Vegetation direkt von den locker verteilten Geröllsubstraten und großräumig von deren fleckenhafter Anhäufung auf den glazialen Restsedimentfeldern abhängt. Dabei besiedeln die Rotalgengemeinschaften den größten Flächenanteil der Phytalgebiete in der Kieler Bucht unterhalb von 5 m Wassertiefe (SCHWENKE 1964, 1969; BREUER 1989). SCHWENKE (1964) kommt zu dem Ergebnis, dass die Vegetation, bedingt durch geringe Substratdichte, eine schwache Profilneigung des Meeresbodens, instabile Substrate und einen großen Anteil losgerissener Algen ein mosaikartiges, schwer zu erfassendes, wenn nicht häufig sogar zufälliges Verteilungsmuster aufweist; ein Bild, dass in den nachfolgenden Jahren wiederholt bestätigt worden ist (BLACK 1978; BREUER 1989; FÜRHAUPTER et al. 2003; SCHORIES et al. 2004). Für die Zustandsbewertung der Ostsee entsprechend der WRRL muss zwischen erranter und adnanter Flora unterschieden werden. Während die adnante mehrjährige Flora zumindest auf stabilen Hartsubstraten Auskunft über langfristige Bestandsentwicklungen geben kann, ist die Bewertung der erranten Flora schwieriger, da sich durch Verdriftung und Zusammenlagerung die Vegetationsverhältnisse nicht Standort gebunden auftreten. Verkompliziert wird die Bewertung durch die Entwicklung ephemeraler Algen wie *Chaetomorpha linum, Ulva* spp. und *Pylaiella littoralis*, die sich frühzeitig in ihrer Entwicklung vom Substrat lösen oder aus überwinternden Thallus-Fragmenten entstehen und sofort als driftende Form heranwachsen (SCHORIES 1995).

Auf den Weichböden ist vor allem das Seegras *Zostera marina* weit verbreitet. Die Bedeutung der Tiefengrenze von *Zostera marina* als geeigneter Parameter für die Bewertung entsprechend der WRRL spiegelt sich bereits in den Empfehlungen des schwedischen Umweltamtes (SEPA, 2004) und Dänischen Untersuchungen wider (KRAUSE-JENSEN et al. 2000, 2003). Dabei wird davon ausgegangen, dass Veränderungen in der Tiefenverteilung von *Zostera marina* auf Eutrophierung zurückzuführen sind. Allerdings darf nicht außer Acht gelassen werden, dass *Zostera* sich über verschiedene Mechanismen kurzfristig stark ausbreiten kann (Rhizome, abgerissene Pflanzenteile, Samen). So können ihre Bestände auch natürlich von Jahr zu Jahr stark schwanken, ohne das dies als Verschlechterung bzw. Verbesserung des ökologischen Zustandes bewertet werden darf. Ein weiteres Problem für die Berücksichtigung von *Zostera* in den WRRL stellt die Ermittlung des historischen Referenzzustandes dar. Ebenfalls unklar ist, welche Makroalgen mit *Zostera* natürlicherweise assoziiert gewesen sind und wie hoch ihre Biomasse gewesen ist.

In diesem Artikel werden erste Vorschläge zur Klassifizierung der äußeren Küstengewässer an der Deutschen Ostseeküste vorgestellt. Beide Ansätze, sei es über Makroalgen oder Seegräser, sind somit nicht als abgeschlossen zu betrachten, sondern müsssen durch weitere Forschungsarbeiten abgesichert werden.

2 Makroalgen und assoziierte Fauna

Die eigenen Makroalgen-Kartierungen wurden 2004 an insgesamt sieben Standorten in maximal zwei Tiefenbereichen durchgeführt (Tab. 1). Aufgrund der auch kleinräumig stark ausgeprägten Heterogenität der Sedimente wurden in jedem Gebiet nur Flächen mit möglichst hohem Hartsubstratanteil beprobt. Diese sind dadurch möglicherweise weniger für das umliegende Habitat typisch, favorisieren aber die optimale Auswahl bewachsener Substrate. In jeder Tiefenstufe wurde der Aufwuchs von vier Flächen á 1 m^2 mit je 4 Unterproben von 0,25 m^2 nach BRAUN-BLANQUET (1964) kartiert. Der Anteil der einzelnen Komponenten wurde zweidimensional erfasst. Die Bedeckung der Untersuchungsflächen mit *Mytilus edulis* wurde ebenfalls aufgenommen. Im Feld nicht identifizierbare Pflanzen wurden im Labor nachbestimmt.

Die Bedeckung der Untersuchungsflächen mit primären Hartsubstraten (Restsedimenten) schwankte an den Untersuchungsstandorten zwischen 25 % (Glowe 13 m) und 90 % (Glowe 6 m), obwohl anhand der Frühjahrskartierung zum einen nur die Orte mit höchstem Restsedimentanteil, zum anderen Unterwasser nur Flächen mit hohem Hartsubstratanteil beprobt wurden. Eine Korrelation zwischen Hartsubstrat-Anteil und Vegetationsbedeckung konnte anhand des Datenmaterials nicht ausgemacht werden. So wies der Standort Thiessow eine Phytobenthos-Bedeckung von 26 % bei einem mittleren Hartsubstratanteil von 80 % auf, während vor der Steilküste östlich Glowe bei 6m Wassertiefe beide Werte mit je 90 % gleich hoch waren. Die Miesmuschel *Mytilus edulis* war an sechs von neun Standorten mit Bedeckungsgraden zwischen 36 % (Thiessow) und 81 % (Glowe, 6 m) vorhanden. Eine Korrelation zwischen Miesmuschel-Dichte und Makrophytenbewuchs unter Berücksichtigung der Substratverfügbarkeit konnte anhand der Daten nicht erstellt werden. Es war jedoch auffällig, dass der flächenmäßige Anteil an perennialen Algen über annuelle

Algen nur in dem Tiefenbereich ab 10 m und an den Standorten ohne Miesmuschelbewuchs dominant war.

Tab. 1 Zusammenfassung der Ergebnisse zu dem Makroalgenbewuchs auf Hartsubstraten. 1. Hartsubstratanteil der Beprobungsflächen m^{-2}; 2. Phytobenthosbedeckung m^{-2}; 3. Anteil perennialer Algen an der Phytobenthos-Bedeckung; 4. Anteil annueller Algen; 5. Bedeckung der Untersuchungsflächen mit Mytilus edulis; 2/1 Verhältnis Phytobenthos / Hartsubstrat; 5/1 Anteil Mytilus edulis / Hartsubstrat

Standort	Tiefe	1 Substrat	2 Phytobenthos	3 Perenniale Algen	4 Annuelle Algen	5 *Mytilus edulis*	2 / 1	5 / 1
	[m]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]		
Thiessow	4	80	26	(-)	100	36	0,32	0,45
Glowe	6	90	90	(-)	100	81	1,00	0,90
Meschendorf	6	57	6	32	68	66	0,11	1,16
Staberhuk	7	51	6	(-)	100	62,5	0,12	1,22
Lippe	5	60	18	(-)	100	-	0,30	-
Glowe	13	25	32	12	88	72	1,28	2,88
Walkriengrund	13	37	28	7	93	40	0,76	1,08
Staberhuk	14	85	59	100	(-)	-	0,69	-
Surendorf	10	47	51	85	15	-	1,09	-

Die Arbeiten von REINKE (1889) und REINBOLD (1889, 1890) bilden die Grundlage für das historische Leitbild zur Makroalgenvegetation der Westlichen Ostsee. Für den östlichen Bereich, insbesondere östlich der Darsser Schwelle, wo zahlreiche Arten ihre Verbreitungsgrenze finden, geben die Arbeiten von LAKOWITZ (1907, 1929) Aufschluss über die mögliche damalige Besiedlung. Das von Reinke sowie von weiteren Sammlern Ende des 19.Jhdt. genommene Material (Herbarium, Universität Kiel) wurde rezent von R. Kuhlenkamp gesichtet und taxonomisch neu geordnet. Des Weiteren wurden die wesentlichen historischen Arbeiten von REINKE (1889), HAUCK (1885) und LAKOWITZ (1887, 1907, 1929) auf Standortangaben hin durchgesehen.

In sämtlichen historischen Arbeiten werden Tiefenangaben zum Vorkommen von Makrophyten gemacht, die aufgrund der dort vorherrschenden Substratverhältnisse, heutzutage als unrealistisch eingestuft werden müssen. Höchstwahrscheinlich sind vorwiegend errante Formen in den tiefen Becken gesammelt worden, da diese Komponente mit zunehmender Tiefe, insbesondere ab 11 m Wassertiefe, stark zunimmt (BREUER 1989). Nach KOLDERUP-ROSENVINGE (zitiert in VÄLIKANGAS 1933) ist 38 m die größte Tiefe, in denen Algen noch festwachsend angetroffen werden, nach REINKE (1889) liegt die Tiefengrenze bei 30m, LAKOWITZ (1929) gibt 25m als größte Tiefe für Rotalgen an. Nach BREUER (1989) lag die licht- und substratspezifische Vegetationsuntergrenze in der Kieler Bucht im Jahr 1989 etwa bei 22m Tiefe. Daran hat sich nach unseren eigenen Untersuchungen und der Sichtung von Video-Transekten nichts geändert. Als unzureichend untersucht muss der Zeitraum von 1990 bis heute bezeichnet werden, da die Schwerpunkte der Monitoring-Programme von Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern nicht auf die vollständige Erfassung der taxonomischen Gruppen ausgerichtet waren, sondern nur auf Struktur-Komponenten.

Tab. 2 Mögliche historische Veränderungen in dem Vorkommen der häufigsten Makroalgenarten der Westlichen Ostsee innerhalb des letzten Jahrhunderts. Zeichenerklärung: + selten oder nur von wenigen Standorten beschrieben (Daten lückenhaft); ++ regelmäßig vorkommend oder starkes Vorkommen an einigen Standorten beschrieben; „?“ aktuelle Daten nicht vorhanden oder Art nicht gefunden; „-“ keine Angabe; ☐ Bestand in Teilbereichen oder Tiefenzonen kritisch; ☐ Sehr starker Rückgang oder Verlust im Gebiet; ☐ Neophyten mit starker Entwicklung.

Anmerkung: Lediglich aufgrund der unsicheren Datenlage und des momentanen Bearbeitungsstandes wurde davon abgesehen weitere Arten als akut gefährdet in ihrem Bestand einzustufen.

Chlorophyceae	**19. Jhdt**	**1970-1990**	**2004**
Blastophysa rhizopus Reinke	+	++	?
Blidingia minima (Nägeli ex Kützing) Kylin	+	++	+
Bolbocoleon piliferum N. Pringsheim	++	+	?
Bryopsis plumosa (Hudson) C. Agardh	+	++	+
Chaetomorpha linum (O.F. Müller) Kützing	+	++	?
Chaetomorpha melagonium (F. Weber & D. Mohr) Kützing	++	++	+
Cladophora sericea (Hudson) Kützing	+	++	+
Cladophora glomerata (Linnaeus) Kützing		++	?
Cladophora rupestris (Linnaeus) Kützing	+	++	+
Monostroma grevillei (Thuret) Wittrock	++	++	++
Ulothrix flacca (Dillwyn) Thuret		++	?
Ulothrix speciosa (Carmichael) Kützing		++	?
Ulva compressa Linnaeus	++	+	?
Ulva flexuosa Wulfen	+	++	+
Ulva intestinalis Linnaeus	++	++	++
Ulva linza Linnaeus	+	++	?
Ulva procera (K. Ahlner) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland		++	?
Ulva prolifera O.F. Müller		++	+
Ulvaria fusca Ruprecht	++	+	?
Urospora penicilliformis (Roth) Areschoug	+	++	+
Urospora wormskioldii (Mertens ex Hornemann) Rosenvinge	+	+	+
Phaeophyceae	**19. Jhdt**	**1970-1990**	**2004**
Chorda filum (Linnaeus) Stackhouse	++	++	++
Desmarestia aculeata (Linnaeus) J.V. Lamouroux	+	+	+
Desmarestia viridis (O.F. Müller) J.V. Lamouroux	++	++	+
Dictyosiphon chordarius Areschoug	++	+	?
Dictyosiphon foeniculaceus (Hudson) Greville	++	+	?
Ectocarpus siliculosus (Dillwyn) Lyngbye	++	++	+
Ectocarpus fasciculatus Harvey	-	++	?
Elachista fucicola (Velley) Areschoug	++	++	+

(Fortsetzung Tab. 2)

Fucus evanescens C. Agardh	-	+	++
Fucus serratus Linnaeus	+	+	R
Fucus vesiculosus Linnaeus	++	++	++
Hecatonema terminale (Kützing) Kylin	++	-	?
Laminaria digitata (Hudson) J.V. Lamouroux	+	++	R
Laminaria saccharina (Linnaeus) J.V. Lamouroux	+	++	+
Leptonematella fasciculata (Reinke) P.C. Silva	++	+	?
Lithoderma fatiscens Areschoug	++	-	?
Mikrosyphar porphyrae Kuckuck	-	++	?
Myrionema balticum (Reinke) Foslie	++	-	?
Myrionema magnusii (Sauvageau) Loiseaux	-	++	?
Petalonia fascia (O.F. Müller) Kuntze	++	+	R
Petroderma maculiforme (Wollny) Kuckuck	-	++	?
Pseudolithoderma extensum (P.L. Crouan & H.M. Crouan) S. Lund	-	++	?
Pseudolithoderma rosenvingei (Waern) S. Lund	-	++	?
Punctaria tenuissima (C. Agardh) Greville	++	++	R
Pylaiella littoralis (Linnaeus) Kjellman	+	++	++
Ralfsia verrucosa (Areschoug) Areschoug	++	++	?
Scytosiphon lomentaria (Lyngbye) Link	++	++	R
Spermatochnus paradoxus (Roth) Kützing	++	-	?
Sphacelaria arctica Harvey	++	-	?
Sphacelaria cirrosa (Roth) C. Agardh	++	-	?
Sphacelaria radicans (Dillwyn) Harvey	++	+	?
Sphacelaria racemosa Greville	++	-	?
Spongonema tomentosum (Hudson) Kützing	+	++	+
Stragularia clavata (Harvey) G. Hamel	++	+	?
Rhodophyceae	**19. Jhdt**	**1970-1990**	**2004**
Brongniartella byssoides (Goodenough & Woodward) F. Schmitz	++	+	++
Callithamnion corymbosum (J.E. Smith) Lyngbye	+	++	+
Ceramium tenuicorne (Kützing) Waern	++	+	?
Ceramium circinatum (Kützing) J. Agardh	++	-	?
Ceramium virgatum Roth	++	++	++
Coccotylus truncatus (Pallas) M.J. Wynne & J.N. Heine	++	++	++
Cystoclonium purpureum (Hudson) Batters	+	++	+
Dasya baillouviana (S.G. Gmelin) Montagne	-	+ (unattched)	++
Delesseria sanguinea (Hudson) J.V. Lamouroux	++	++	+
Dumontia contorta (S.G. Gmelin) Ruprecht	++	++	+
Furcellaria lumbricalis (Hudson) J.V. Lamouroux	++	+	+

(Fortsetzung Tab. 2)

Hildenbrandia rubra (Sommerfelt) Meneghini	++	+	+
Membranoptera alata (Hudson) Stackhouse	+	+	R
Nemalion helminthoides (Velley) Batters	++	+	-
Phycodrys rubens (L.) Batt.	++	++	+
Phyllophora pseudoceranoïdes (S.G. Gmelin) Newroth & A.R.A. Taylor	-	++	++
Polysiphonia fucoides (Hudson) Greville	+	++	++
Polysiphonia elongata (Hudson) Sprengel	+	++	+
Polysiphonia fibrillosa (Dillwyn) Sprengel	+	++	?
Polysiphonia fucoides (Hudson) Greville	++	++	++
Polysiphonia stricta (Dillwyn) Greville	+	++	++
Rhodochorton purpureum (Lightfoot) Rosenvinge	++	+	?
Rhodomela confervoides (Hudson) P.C. Silva	++	++	++
Rhodophysema georgei Batters	-	++	?
Spermothamnion repens (Dillwyn) Rosenvinge	++	++	?

Als Neophyten sind *Fucus evanescens* und *Dasya baillouviana* im Westlichen Teil der Deutschen Ostsee etabliert und weit verbreitet (JANSSON 1994, NIELSEN et al. 1995). Rückgängig sind die Bestände von *Fucus vesiculosus*, *F. serratus* sowie von *Laminaria* spp.. Des Weiteren wird ebenfalls ein starker Rückgang von *Membranoptera alata* als auch *Punctaria tenuissima* angenommen. Für *Nemalion helminthoides* gibt es aus den letzten Jahren keine sicheren Nachweise für den Westlichen Teil der Deutschen Ostsee.

Neben den historischen Veränderungen auf Art-/Gemeinschaftsebene stellt sich die Frage, ob sich der Vegetationsaufbau für die WRRL eindeutig beschreiben lässt. BREUER (1989) beschreibt den Aufbau der Vegetation im Vergleich zu SCHWENKE (1964) und anderen historischen Arbeiten für die Kieler Bucht im Detail. Da sich ihre Aussagen bei gleicher Sedimentbeschaffenheit auf weite Teile der Mecklenburger Bucht übertragen lassen, wird an dieser Stelle kurz auf diese Arbeit genauer eingegangen.

Zwischen den sechziger und den achtziger Jahren ist die Biomasse in der Kieler Bucht oberhalb 12 m Wassertiefe angestiegen, während sie in den tieferen Bereichen rückläufig war. Geschlossene *Zostera*-Wiesen kamen in den sechziger Jahren bis in sechs Meter Wassertiefe vor. Die Braun- und Rotalgen *Fucus serratus, Furcellaria lumbricalis*, und *Ceramium* spp. dominierten den Tiefenbereich bis 8 m. In 8 - 10 m Wassertiefe kamen *Furcellaria lumbricalis* sowie *Laminaria saccharina* häufig vor. Nach BREUER (1989) wird die sublitorale Vegetation ab 6 m zu 93 % der Biomasse von überwiegend mehrjährigen Rotalgen-Gemeinschaften gebildet; 5 % gehörten zur Gattung *Laminaria*, 1 % waren saisonale Braunalgen. Bei der Artenzusammensetzung wurden mit 18 Arten (bzw. Gattungen) fast 100 % der Biomasse erreicht. Nach E. KAMINSKI (unveröffentlicht, zitiert in BREUER 1989) sind für den von Breuer untersuchten Tiefenbereich etwa 85 Arten sicher bestimmt. 79 % des Arteninventars sind demnach quantitativ unbedeutend. Als häufigste Art der Restsedimentgebiete zwischen 6 - 18 m Tiefe kam die Rotalge *Phycodrys rubens* vor. Zusammen mit *Coccotylus truncatus* bildete sie 56 % der Biomasse. Am auffälligsten ist die lichtbedingte Abnahme der roten Feinalgen sowie die Zunahme der Blattbuschar-

ten. Bei Feinalgen wird eine Lichtgrenze in 14 m Tiefe bei 11 µE $m^{-2}s^{-1}$ im Jahresmittel oder 3 % der Oberflächeneinstrahlung angenommen. Im Tiefenbereich bei 18 m sind die Artengemeinschaften auf *Coccotylus truncatus*, *Phycodrys rubens*, *Delesseria sanguinea* und *Laminaria* spp. beschränkt.

Fucus vesiculosus ist die einzige dominante mehrjährige Großalge in der Ostsee, die selbst die geringen Salinitäten der nördlichen Ostsee erträgt (WALLENTINUS 1991, KAUTSKY et al. 1992). Damit ist sie ein idealer Kandidat für einen Klassifizierungsansatz für die gesamte Deutsche Ostseeküste. Ebenso wie *Zostera marina* ist der Blasentang *Fucus vesiculosus* bereits von der SEPA (Swedish Environmental Protection Agency) als Schlüsselart für die Definition von Wasserbelastungen herangezogen worden (siehe KAREZ & SCHORIES 2005 für Details).

Die Miesmuschel *Mytilus edulis* dominiert die tierische Biomasse in der zentralen Ostsee auf Hartsubstraten im Sublitoral (JANSSON & KAUTSKY 1977), während *Dreissena polymorpha* in Gebieten unter 5 PSU vorherrscht (SEGERSTRÅLE 1957, KAUTSKY 1981, ÖST & KILPI 1997). Obwohl die Faktoren für die Ausbildung von Muschelbänken vielfältig sind (KOTTA 2004), kann davon ausgegangen werden, dass sowohl *Mytilus* als auch *Dreissena* von einer starken Wassertrübung und dem dadurch erhöhtem Nahrungsangebot profitieren und sich erfolgreicher rekrutieren können. Eine erhöhte Dichte von *Mytilus edulis* in Beständen ephemeraler Algen im Vergleich zu der in *Fucus vesiculosus* Beständen wird von KRAUFVELIN & SALOVIUS (2004) berichtet. Ob die im Jahr 2004 beobachteten hohen Abundanzen von *Mytilus edulis* auf den Restsedimenten entlang der Deutschen Ostseeküste indirekt auch eine Folge des Wandels von *Fucus* dominierten Gemeinschaften hin zu einjährigen Arten ist, muss noch geklärt werden. Dies hätte dann auch direkte Auswirkungen auf die langfristige Bestandsentwicklung auf den Hartsubstraten.

3 Seegras-Bestände

Zostera marina Wiesen wurden bei unseren Untersuchungen entlang der gesamten Deutschen Ostseeküste zumindest fleckenhaft gefunden, häufig in dichten Beständen. In den zehn Untersuchungsgebieten entlang der gesamten Deutschen Ostseeküste wurden jeweils nur die optisch dichtesten Bestände beprobt. Die ermittelten Werte sowie die Variabilität zwischen den Proben sind somit ausdrücklich nur um das Optimum einer theoretischen Normalverteilung angesiedelt. Ein geographischer Gradient in Bezug auf die Strukturparameter existiert nicht. Sprossdichte, Anzahl von Halmen pro Sproß sowie die Halmbreite und –länge zeigen kein einheitliches Bild (Tab. 3).

Die Sprossdichte von *Zostera marina* unterschied sich zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten signifikant ($F=41{,}88$, $FG=9$, $p<0{,}001$). Unmittelbar westlich des Sportboothafens von Glowe kam *Zostera* im Sommer 2004 mit bis zu 960 Sprossen m^{-2} vor und unterschied sich damit signifikant von allen anderen Untersuchungsgebieten. Die Standorte Thiessow, Wackerballig & Waabs wiesen mittlere Dichten (366-451 Sprosse m^{-2}) auf, während die übrigen Standorte nur geringe *Zostera*-Dichten aufzeigten (118-232 Sprosse m^{-2}). Die mittlere Blattbreite unter-

schied sich signifikant zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten (F=59,89, FG=8, p<0,001), allerdings ohne eine Korrelation zu anderen Strukturparametern zu zeigen. In der Orther Bucht lag die mittlere Blattbreite bei 3,94±0,83 cm, während sie bei Schleimünde mit 2,65±0,59 cm am niedrigsten lag. Die Blattlängen waren am Standort Waabs mit 71,07±33,56 cm am höchsten, bei Glowe, dem Standort mit der höchsten Sprossdichte hingegen am niedrigsten (31,35±15,13 cm). Die mittlere Anzahl an ausgebildeten Blättern pro Spross lag in allen Gebieten einheitlich zwischen 4,3 und 4,8 Blättern. Als Extremwert wurden bei Gelting 11 Blätter an einem Spross gezählt.

Tab. 3 Anzahl der Sprosse und Blätter von Zostera marina sowie die mittleren Blattlängen und -breiten an den Untersuchungsstandorten

Standort	Anzahl von Sprossen m^{-2}	Blattlänge in cm Mittelwert ± SD	Blätter Spross^{-1} Mittelwert ± SD	Sprossbreite in cm Mittelwert ± SD
Thiessow	366	66,54 ± 30,88	4.31 ± 0.98	k. A.
Glowe	960	31,35 ± 15, 13	4.79 ± 1.09	2,75 ± 0,71
Zingst	232	36,76 ± 28, 36	4.80 ± 1.13	2,93 ± 0,77
Grömitz	181	68,47 ± 17, 87	4.56 ± 0.70	3,70 ± 0,78
Orther B.	226	63,01 ± 16,82	4.47 ± 0.87	3,94 ± 0,83
Waabs	451	71,07 ± 33, 56	4.76 ± 0.89	3,64 ± 0,84
Schleim.	167	28,09 ± 19,50	5.21 ± 0.86	2,66 ± 0,59
Gelting	118	49,72 ± 15, 87	5.65 ± .104	3,76 ± 0,78
Wackerb.	412	31,96 ± 22,99	5.53 ± 0.86	2,80 ± 0,67
Holnis	132	35,74 ± 22,98	5.10 ± 0.91	3,39 ± 0,92

SHORT & WYLLIE-ECHEVERRIA (1996) geben an, dass die vom Menschen herbeigeführten Störungen von *Zostera* im Vergleich zu natürlichen Störungen erheblich zugenommen haben, wobei an erster Stelle die Abnahme der Sichttiefe im Wasser genannt werden muss. Zahlreiche Untersuchungen über die Verbreitungstiefe von *Zostera marina* in Abhängigkeit vom Lichtangebot und anderen physikalischen Faktoren wurden in den letzten Jahren durchgeführt (DENNISON 1985, 1987, DENNISON & ALBERTE 1985, PEDERSEN & KRAUSE-JENSEN 1996, KRAUSE-JENSEN et al. 2000, 2003, BIBER et al *in review*). Aus diesen Untersuchungen lassen sich Rückschlüsse bezüglich kritischer Tiefengrenzen herleiten, welche in einen Bewertungsansatz Berücksichtigung finden können.

Nicht für die gesamte Ostsee wurde ein Rückgang der Bestände gemeldet. BOSTROEM et al. (2002) konnten in einem historischen Vergleich keine negative Entwicklung bezüglich der *Zostera*-Dichten bei Tvaerminne, SW Finnland, feststellen. REINKE (1889) gibt eine Vorkommenstiefe von 8-10 m an, wobei Einzelfunde sogar bei bis zu 17m gelegen haben. Ob diese Angaben auch für den Zeitraum nach dem Ausbruch der „Seegras-Krankheit“ (*Labyrinthula zosterae* [MUEHLSTEIN 1989, 1991]) in den 30er Jahren gelten, ist nicht bekannt. WHELAN & CULLINANE (1985) geben die maximale Tiefengrenze von *Zostera marina* in Nordwest-Europa bei Südwest Irland (Ventry Bay) mit 13 m an.

Rezent haben wir *Zostera marina* entlang der Deutschen Ostseeküste allgemein bis 6 m Wassertiefe in geschlossenen Beständen gefunden, bei Bokniseck sogar bis 7 m. Während die Tiefenverbreitung des Seegrases als geeigneter Parameter für einen Bewertungsansatz angesehen werden kann, ist dies die flächenmäßige Ausbreitung der Seegraswiesen jedoch nicht. Aufgrund verschiedener Verbreitungsstrategien (Rhizome, abgerissene Pflanzenteile sowie über Samen) schwanken die Bestände von Jahr zu Jahr stark. Hier ist eine gesicherte Beurteilung der Bestände nur über Langzeitreihen möglich. So sind Anaerobia letal für *Zostera*-Samen (HOOTSMANS et al. 1987). Solche Anaerobia kommen jedoch entlang der Deutschen Ostseeküste gerade in den Sommermonaten immer wieder auch in relativ flachen Bereichen vor (ab 8 m Wassertiefe teilweise auch großflächig). Während für die Auskeimung von *Zostera* sich sowohl ein niedriger Salzgehalt als auch höhere Temperatur positiv auswirken, ist für das Überleben junger Pflanzen eine niedrige Temperatur von Vorteil (HOOTSMANS et al. 1987). Obwohl im Allgemeinen davon ausgegangen werden muss, dass die Tiefenverteilung von *Zostera marina* bei zunehmender Eutrophierung reduziert wird, bedeutet dies nicht, dass damit die Bestandsdichte von *Zostera* im flachen Bereich negativ beeinflusst wird. Die Zugabe von Nährstoffen in das Sediment kann das Wachstum von Jungpflanzen fördern (Anstieg der Sprosse/ Pflanze sowie der Blattlänge) (ROBERTS et al. 1984).

4 Ansätze zur Bewertung der äußeren Küstengewässer

Anhand der vorab dargestellten Datengrundlage werden im Folgenden erste Bewertungsansätze nach der WRRL für die äußeren Küstengewässer vorgestellt.

4.1 Bewertungsansatz für den Gewässertyp 3b, glaziale Restsedimente

Im Jahr 2004 wurde anhand eigener Feldarbeiten als auch über Literaturstudien festgestellt, dass die natürliche Variabilität auf den Restsedimenten sowohl großräumig als auch kleinräumig extrem hoch ist. BREUER (1989) gibt Minimalareale für die Erfassung von Makrophyten-Bestände an, die abhängig von den Dichtestufen für quantitative Untersuchungen zwischen $6 \leq n \leq 12$ schwanken. Sowohl ihre als auch die eigenen Untersuchungen haben gezeigt, dass nur relativ wenige Arten von der Biomasse her von Bedeutung sind.

Der historische Referenzzustand lässt sich auf Artebene in Bezug auf das Rotalgenphytal gerade innerhalb der für die WRRL wichtigen 1 Seemeilen Zone nur unzulänglich beschreiben. Das historisch belegte häufige Vorkommen einzelner, lokal verzeichneter Arten in den küstennahen Bereich, deren Bestände jetzt aber selten oder erloschen sind (z. B. *Chordaria flagelliformis*, *Nemalion helminthoides*), lässt sich nicht auf größere Küstenabschnitte übertragen. Gerade bei der Angabe dieser lokalen Fundorte wäre es jedoch wichtig festzustellen, inwieweit noch Restbestände bzw. Sporenbänke der ehemals beschriebenen Arten vorhanden sind. Ansonsten erscheint eine Wiederbesiedlung auch bei verbesserter Wasserqualität kaum gegeben. Als wichtigstes Charakteristikum wird der Wandel von der Dominanz mehrjähriger Arten hin zu einjährigen Arten zwischen 5-10 m Wassertiefe angesehen (Tab. 4).

Das Biomasseverhältnis von ein- zu mehrjährigen Arten mit ansteigender Tiefe könnte daher eine geeignete Messgröße sein, um anthropogene Belastungen zu detektieren. Diese Hypothese muss aber durch weitere Untersuchungen belegt werden.

Die Veränderungen in der Tiefenverteilung von *Fucus vesiculosus* sowie das Auftreten von *F. serratus* und *Laminaria saccharina* sowie *L. digitata* im Sublitoral ist historisch gut beschrieben (u.a. SCHORIES et al. 2004, KAREZ & SCHORIES 2005). Ein Vorkommen von *Fucus vesiculosus* oder *F. serratus* bis 6 m Wassertiefe definiert dabei den ökologisch guten Zustand (Tab. 4). Eine sehr gute Zustandsbeurteilung ist für historisch bekannte als auch neue Standorte möglich, bei denen die *Fucus*-Vorkommen bis in 10 m Wassertiefe hinabreichen.

Funde von *Laminaria saccharina* im Flachwasserbereich (3-4 m bei Schilksee) oder anderenorts lassen keine Auskunft zur Wasserqualität zu, da historisch keine vergleichenden Daten vorliegen. Bei einem Vorkommen von *Laminaria saccharina* und *L. digitata* in 18-20 m kann jedoch von einem guten ökologischen Zustand ausgegangen werden, da dies eine wesentliche Verbesserung zu dem von BREUER (1989) beschriebenen Zustand wäre.

Das gemeinsame Vorkommen von *Delesseria sanguinea*, *Phycodrys rubens* und *Membranoptera alata* bei gleichzeitig niedrigem Anteil an annuellen Pflanzen kann als Kriterium für einen zumindest guten Gewässerzustand in einem Tiefenbereich zwischen 8-12 m bis hin zur Darsser Schwelle benutzt werden (Tab. 4). Dabei wird berücksichtigt, dass *Membranoptera alata* je nach Salzgehaltslage womöglich schon deutlich westlich der Darsser Schwelle ihre physiologische Verbreitungsgrenze erreicht.

Tab. 4 Bewertungsansatz für den Gewässertyp 3b (Äußere Küstengewässer), Glaziale Restsedimente, Salzgehalt über 10 PSU

Klasse	Beobachtung
1	Dichte Beständen von *Fucus vesiculosus* von 0,5 bis 6 m, vereinzeltes Vorkommen bis 10m Wassertiefe. *Fucus serratus* in der Regel ebenfalls vertreten, aber in geringeren Abundanzen, bildet die untere *Fucus*-Grenze. Die Bedeckung epiphytischer Braun- und Rotalgen nimmt im August ab, nahe der Oberfläche auch Aufwuchs von Grünalgen. Im späteren Verlauf der Saison verstärktes Auftreten von *Callithmanion corymbosum* und *Brongiartella byssoides*, jedoch kein Massenvorkommen. Die Bodenvegetation endet in 20-22 m Tiefe. *Coccotylus, Phyllophora, Delesseria* und *Rhodomela confervoides* dominieren im Tiefenbereich von 8-12 m, *Membranoptera alata* kommt in gemischten Beständen mit *Phycodrys* und *Delesseria* ab 8 m Wassertiefe vor. Die Tiefengrenze von *Halosiphon tomentaria* bis 10 m Wassertiefe, *Cladophora* rupestris ebenfalls anwesend. *Laminaria saccharina* und *L. digitata* sind an den historisch nachgewiesenen Fundorten Schleswig-Holsteins ab 8m Wassertiefe anzutreffen.
2	Dichte Bestände von *Fucus vesiculosus* von 0,5 bis 2-3 m, vereinzelte Vorkommen noch bis 6 m Wassertiefe nachweisbar. Auf *Fucus* regelmäßiger Bewuchs mit epiphytischen Braunalgen, gewöhnlich über die ganze Saison. Moderater Bewuchs mit epibenhtischen Zoobenthos-Arten (Balanus, Electra). Unterwuchs vorwiegend Braunalgen, aber auch *Ceramium* und *Polysiphonia*. Rotalgen der Genera *Coccotylus* und *Phyllophora* weniger häufig. *Furcellaria lumbricalis* lokal stark vertreten.
3	Vereinzeltes Vorkommen von *Fucus vesiculosus* in 0,5 bis 2–3 m, zum Teil stark überwachsen. Der *Fucus*-Gürtel wird zum großen Teil durch andere Algen ersetzt. Grünalgen sind sowohl im oberflächen nahen Bereich als auch in der Tiefe häufig. Die Genera Coccotylus and Phyllophora fehlen auf den ersten vier Tiefenmetern. *Membranoptera alata* fehlt im Tiefenbereich. In dem tiefer liegenden Bereich völliges Fehlen von *Fucus*. Verschiedene filamentöse Algenarten lösen sich in ihrer Entwicklung teilweise miteinander ab. Dichte Teppiche von losen Algen kommen vor, die nicht einfach wieder fortgespült werden können Pilavella und Ceramium spp. dominieren. Annuale Pflanzen dominieren im Tiefenbereich ab 8m über perenniale Arten.
4	Kein *Fucus* mehr vorhanden. Verschiedene Arten von filamentösen Algen, die sich teilweise im Verlauf der Saison miteinander abwechseln. Dichte Teppiche von losen Algen kommen, vor die nicht einfach wieder fortgespült werden können. *Pylaiella littoralis* und *Ceramium* spp. dominieren.
5	Massen von Driftalgen ersticken die stationäre Vegetation, insbesondere in Buchten und Vertiefungen, in denen dann die errante Flora liegen bleibt. Dünner Belag von filamentösen Grün- und Blaualgen, Auftreten von Schwefelbakterien, teilweise in sehr großen Bereichen.
Bewertungsparameter	Tiefenverbreitung von *Fucus vesiculosus* und anderer Makrophyten. Die Tiefengrenze einzelner *Fucus*-Individuen sowie des geschlossenen *Fucus*-Gürtels wird separat aufgenommen. Quantitatives Verhältnis von annualen zu perennialen Pflanzen

4.2 Bewertungsansatz für den Gewässertyp 3b, Seegraswiesen, Weichböden und geschützte Buchten

Die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* wird in den Gebieten wo seewärtig ungestörte Bestände der Art vorkommen, als geeignetes Mittel für die Beurteilung der WRRL angesehen (Tab. 5). Dichtes Wachstum von *Zostera* bis mindestens 6 m Wassertiefe charakterisiert einen sehr guten ökologischen Zustand, eine geringere Wachstumsdichte einen guten Zustand. Obwohl Seegras historisch wohl noch tiefer vorgekommen ist, halten wir in der 6 m Tiefenlinie den sehr guten Zustand für gegeben. Wir nehmen an, dass eine Verbreitungsdichte, wie sie um die Wende zum 20ten Jahrhundert vorgeherrscht haben mag, nach dem Einbruch der Population durch die „Seegras-Krankheit" (*Labyrinthula zosterae*) in den 1930er Jahren (PETERSEN 1934, Rasmussen 1977) nicht mehr erreicht worden ist (DEN HARTOG 1987). Die absolute *Zostera* Tiefenbegrenzung in der Ostsee liegt bei ungefähr 7 m. Einzelne Pflanzen können möglicherweise tiefer vorkommen, aber in den eigenen Untersuchungen 2004 war dies jedoch nicht der Fall (max. Tiefe war 7 m bei Bokniseck). Die Anfälligkeit von *Zostera* gegenüber Epiphytenbewuchs wie *Ceramium, Ectocarpus* und *Enteromorpha* ist vor allem aus dem Wattenmeer beschrieben (DEN HARTOG 1987, 1994). Wir haben während unserer Untersuchungen kaum Epiphyten auf dem Seegras gefunden, was daran liegen mag, dass die Vegetationsperiode der bedeutendsten schnellwachsenden Alge *Pylaiella littoralis* vor der eigentlichen Entwicklungszeit von *Zostera* liegt.

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, sehen wir das größte Problem für die Berücksichtigung von *Zostera* in den WRRL die fehlenden Angaben zur großräumigen Verbreitung von *Zostera* und deren Variabilität. So konnten BOSTROEM et al. (2002) in einem historischen Vergleich keinen negativen Effekt auf *Zostera*-Dichten bei Tvaerminne, SW Finnland, feststellen. Sie machten allerdings keine Angaben bezüglich ihrer räumlichen Verbreitung. Im Experiment konnten WORM & REUSCH (2000) ebenfalls keine Auswirkungen von Nährstoffanreicherung auf das Wachstum von *Zostera* feststellen. Zurzeit ist unklar, welche Makroalgen mit Zostera natürlicherweise assoziiert gewesen sind. Das Vorhandensein historischer Angaben über Bestandsdichte, Blattzahl, - breite oder Blattflächenindex ist unwahrscheinlich.

Tab. 5 Bewertungsansatz für den Gewässertyp 3b; (Äußere Küstengewässer) Seegraswiesen, Weichböden und geschützte Buchten

Klasse	Beobachtung
1	Dichtes Wachstum von *Zostera marina* in größeren Tiefen als 6 m. In seichten Buchten gemeinsames Vorkommen mit *Zostera noltii* und *Potamogeton pectinatus*, *Ruppia* spp, *Zanichellia palustris*, *Chara* spp. und *Lamprothamnion papulosum* möglich.
2	Dichtes Wachstum von *Zostera marin*a bis in Tiefen von 4 m, lockere Bestände bis in 6m Wassertiefe. Ausfall der unter **1** genannten Begleitarten (falls historisch vorhanden) analog dem Ansatz für die inneren Küstengewässern (SCHUBERT et al. 2003). Filamentöse Algen sind vereinzelt auf dem Seegras vorhanden.
3	*Zostera marina* bis in 3 m Wassertiefe; filamentöse driftende Algen ebenfalls häufig. Ausfall der unter **1** genannten Begleitarten (falls historisch vorhanden) analog dem Ansatz für die inneren Küstengewässern.
4	Einzelne Individuen von *Zostera marina* vorhanden; filamentöse Algen dominieren, vor allem *Pylaiella littoralis* und *Ceramium* spp. (Die Untersuchungen sollte im Juni stattfinden); Ausfall der unter **1** genannten Begleitarten (falls historisch vorhanden) analog dem Ansatz für die inneren Küstengewässern.
5	vegetationsloser Seeboden, Abwesenheit von stationärer Vegetation. Eventuell Zusammenlagerungen loser Algenmassen. Am Boden ausgeprägte Ansammlungen weißer Schwefelbakterien.
Bewertungsparameter	Tiefenverbreitung von *Zostera marina* und Begleitarten, Biomasse, Sprossdichte

5 Zusammenfassung

Auf Grundlage der Auswertung von Datenmaterial und der gezielten Untersuchungen zur aktuellen Vegetation innerhalb der 1 Seemeilenzone an der Deutschen Ostseeküste wurden zwei erste Ansätze zur Bewertung der äußeren Küstengewässer aufgestellt. Im Mittelpunkt der beiden Ansätze stehen die Tiefenausbreitung von *Fucus versiculosus* (Hartböden) und *Zostera marina* (Weichböden). Die Festlegung der Klassengrenzen und die Einbeziehung von weiteren Begleitparametern müssen durch aktuelle Untersuchungen und Datenrecherchen abgeglichen werden, um einen Klassifizierungsansatz zu erarbeiten, der den Erfordernissen der WRRL gerecht wird.

Literatur

BIBER, P. D.; PAERL, H.W.; GALLEGOS, C.L.; KENWORTHY, W.J. & FONSECA, M.S. (in review): Evaluating indicators of seagrass stress to light limitation in North Carolina. – [In] BORTONE, S.A. (ed.): Proceedings of Estuarine Indicators Workshop, Sanibel, FL. Oct 29-31, 2003. http://www.marine.unc.edu/Paerllab/research/seagrass/Biberetal_Seagrass.pdf Stand: 12:2004

BLACK, H. J. (1978): Vegetationsdynamische Untersuchungen an epilithischen Algengemeinschaften im Sublittoral der westlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der produktionsbiologischen Bestandsabschätzungen. - Report Sonderforschungsbereich 95: Wechselwirkungen Meer-Meeresboden, **44:** 1-144.

BOSTROEM, C.; BOSNDORFF E.; KANGAS P. & NORKKO, A. (2002): Long-term changes of a brackish water (*Zostera marina* L.) community indicate effects of coastal eutrophication. - Estuarine Coastal Shelf Science, **55(5):** 795-804.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964) : Pflanzensoziologie. - Springer Verlag, 864 S.

BREUER, G. (1989): Vegetationsstruktur, Biomasse und Produktivität der sublitoralen Rotalgengemeinschaften der Restsedimentgebiete in der Kieler Bucht. - Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 247 S.

DENNISON, W. C. (1985): Effects of light on photosynthesis and distribution of seagrasses. - Estuaries **8**(2B): 14A.

DENNISON, W. C. (1987): Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. - Aquatic Botany, **27:** 15-26.

DENNISON, W. C. & ALBERTE, R. S. (1985): Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). - Marine Ecology Progress. Series, **25:** 51-61.

FÜRHAUPTER, K. & MEYER, T. (2004): Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Erprobung einer neuen Monitoringstrategie für die EU Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht eines Monitoringauftrages des LUNG, 85 S.

JANSSON, K. (1994): Alien Species in the Marine Environment. Introductions to the Baltic Sea and the Swedish West Coast. - Solna, Swedish Environmental Protection Agency, 68 S.

HAUCK, F. (1885) Die Meeresalgen Deutschlands und Österreichs. - Rabenhorst, Kryptogamenflora, 2, Kummer edit., Leipzig. 575 S.

HOOTSMANS, M. J. M.; VERMAAT, J. E. & VIERSSEN, W. van (1987): Seed bank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from The Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii.* - Aquatic Botany, **28:** 275-285.

KAREZ, R. & SCHORIES, D. (2005): Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 14: 95-108.

KAUTSKY, N. (1981): On the role of blue mussel *Mytilus edulis* L. in the Baltic ecosystem. - Doctoral dissertation. Stockholm University, Sweden, 22 S.

KAUTSKY, H.; KAUTSKY, L.; KAUTSKY, N.; KAUTSKY, U. & LINDBLAD, C. (1992): Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. - Acta Phytogeographica Suecica, **78:** 33-48.

KOLP, O. (1966): Die Sedimente der westlichen und südlichen Ostsee und ihre Darstellung. - Beiträge zur Meereskunde, **17-18:** 9-60.

KOTTA, J. (2004): Habitat choice and feeding activity of benthic suspension feeders and mesograzers in the Northern Baltic Sea. Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensis, Tartu. **89:**1-52.

KRAUFVELIN, P. & SALOVIUS, S. (2004): Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? - Estuarine, Coastal and Shelf Science, **61:** 369–378.

KRAUSE-JENSEN, D.; MIDDELBOE, A. L.; SAND-JENSEN, K. & CHRISTENSEN, P. B. (2000): Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool. – Oikos, **91(2)**: 233-244.

KRAUSE-JENSEN, D.; PEDERSEN, M. F. & JENSEN, C. (2003): Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. – Estuaries, **26**: 866-877.

LAKOWITZ, K. (1887): Die Vegetation der Ostsee im Allgemeinen und Algen der Danziger Bucht im Speziellen. - Berichte des Westpreussischen Botanisch-Zoologischen Vereins**,** Danzig, **10:** 36-44.

LAKOWITZ, K. (1907): Die Algenflora der Danziger Bucht. - Berichte des Westpreussischen Botanisch-Zoologischen Vereins, Danzig, 1-141.

LAKOWITZ, K. (1929): Die Algenflora der gesamten Ostsee (ausschl. Diatomeen). - Herausgegeben vom West- preußischen Botanisch-Zoologischen Verein mit Unterstützung der Notgemeinschaft der Deutschen Wissenschaft, Danzig 474 S.

MUEHLSTEIN, L. K. (1989): Perspectives on the wasting diseaseof eelgrass *Zostera marina*. - Diseases of Aquatic Organisms, **7:** 211-221.

MUEHLSTEIN, L. K.; PORTER, D. & SHORT, F. T. (1991): *Labyrinthula zosterae* sp. nov., the causal agent of the wasting disease of eelgrass, *Zostera marina*. – Mycologia, 183:190.

NIELSEN, R.; KRISTIANSEN, A.; MATHIESEN, L. & MATHIESEN, H. (1995): Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. - Acta Botanica Fennica, **155**: 1-51.

ÖST, M. & KILPI, M. (1997): A recent change in size distribution of blue mussels (*Mytilus edulis*) in the western part of the Gulf of Finland. - Annales Zoologici. Fennici, **34**: 31–36.

PEDERSEN, M.F. & KRAUSE-JENSEN, D. (1996): Regulation of vertical and horizontal distribution of eelgrass. – [In:] KAAS, H. & MØHLENBERG, F. (eds): Marine Areas. Danish Inlets - State of the Environment, Trends and Causal Relations. The Monitoring Programme under the Action Plan for the Aquatic Environment 1994 (In Danish). Faglig rapport fra DMU, **179:** 73-79.

PETERSEN, H. E. (1934): Studies on a parasitic fungus in the Eelgrass, *Zostera marina* L. - Botanisk Tidskrift, **43**: 1-9.
RASMUSSEN, E. (1977): The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina* L.) and its effect on environmental factors and fauna. - In: Seagrass Ecosystems: A Scientific Perspective. M. DEKKER, New York: 51 S.
REINBOLD, T. (1889): Die Rhodophyceen (Florideen) (Rothtange) der Kieler Föhrde. - Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 9: 111-143.
REINBOLD, T. (1890): Die Cyanophyceen (Blautange) der Kieler Föhrde. - Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein, **8(2)**: 163-185.
REINKE, J. (1889): Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. - Bericht der Kommission zur Wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel 6: III-XI, 1-101.
ROBERTS, H. M.; ORTH, R. T.; & MOORE, K. A. (1984): Growth of *Zostera marina* L. seedlings under laboratory conditions of nutrient enrichment. - Aquatic Botany, **20**: 321-328.
SCHORIES, D. (1995): Populationsökologie und Massenentwicklung von *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) im Sylter Wattenmeer. – Berichte des Institutes für Meereskunde Kiel 271: 145 S.
SCHORIES, D.; SELIG, U. & SCHUBERT, H. (2004): Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die . – Forschungsbericht des LAWA Projektes Klassifizierung der Ostsee, 101 S.
SCHUBERT, H.; BLÜMEL C.; EGGERT, A.; RIELING, T.; SCHUBERT, M. & SELIG, U. (2003): Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. - BMB+F Forschungsbericht FKZ 0330014, Rostock.
SCHWENKE, H. (1964): Vegetation u. Vegetationbedingungen in der westl. Ostsee (Kieler Bucht). - Kieler Meeresforschungen, **20:** 157-168.
SCHWENKE, H. (1969): Meeresbotanische Untersuchungen in der westlichen Ostsee als Beitrag zu einer marinen Vegetationskunde. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, **54**: 35-94.
SEGERSTRÅLE, S. G. (1957): Baltic Sea. - Memoirs Geological Society, America, **67:** 751–800.
SEPA (2004): http://www.internat.naturvardsverket.se/index.php3?main=/documents/legal/assess/assedoc/coastdoc/macroveg.htm - Stand: 12/2004
SHORT, F. T. & WYLLIE-ECHEVERRIA, S. (1996): Natural and human-induced disturbance of seagrasses. - Environmental Conservation, **23:** 17—27.
VÄLIKANGAS, I. (1933): Über die Biologie der Ostsee als Brackwassergebiet. - Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, 62-112.
WALLENTINUS, I. (1991): The Baltic Sea gradient. - [In:] MATHIESON, A.C. & NIENHUIS, P. H. (eds). Intertidal and littoral ecosystems. Ecosystems of the world 24. Elsevier. Amsterdam. 83-108.
WHELAN, P.M. & CULLINANE, J. P. (1985): The algal flora of a subtidal *Zostera* bed in Ventry Bay, South-west Ireland. - Aquatic Botany, **23:** 41-51.
WORM, B. & REUSCH, T. B. H. (2000): Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? - Marine Ecology Progress Series, **200:** 159-166.

Autoren:

Dirk Schories, Uwe Selig, Kati Jegzentis & Hendrik Schubert
Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
AG Ökologie
Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock

Email: dirk.schories@biologie.uni-rostock.de

14/2005

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Sanierungsstrategien in Küstengewässern

Heft 14

Rostocker Meeresbiologische Beiträge