

Rostocker Meeresbiologische Beiträge



**Bewertungsansätze
und Degradationsanalysen
von Küstengewässern der deutschen
Ostseeküste**

Heft 20



Rostocker Meeresbiologische Beiträge

**Bewertungsansätze und Degradationsanalysen von
Küstengewässern der deutschen Ostseeküste**

Heft 20

Beiträge zur

**„Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für
die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen
Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der
EU-Wasserrahmenrichtlinie“**

(BMBF - FKZ: 0330678)

**Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
2008**

HERAUSGEBER DIESES HEFTES: Uwe Selig
Sigrid Sagert
Hendrik Schubert

REDAKTION: Uwe Selig
Sigrid Sagert
Arne Schoor
Constanze Pehlke
Christian Porsche
Hendrik Schubert

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE:
Christian Porsche

CIP-KURZTITELAUFNahme Rostocker Meeresbiologische Beiträge / Universität
Rostock, Institut für Biowissenschaften. –
Rostock, 2008. – 202 S. –
(Rostocker Meeresbiologische Beiträge: 20)

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, 18051 Rostock

REDAKTIONSADRESSE: Universität Rostock
Institut für Biowissenschaften
18051 Rostock
e-mail: dagmar.heinrich@uni-rostock.de
Tel. 0381 / 498-6071
Fax. 0381 / 498-6072

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

DRUCK: Universitätsdruckerei Rostock xxx-xx

Umschlagfoto Titel: Luftbildaufnahme Hiddensee [H. Schubert]
Rückseite: Seegraswiese in der westlichen Ostsee [D. Schories]

Inhalt

	Seite
SCHUBERT, Hendrik Vorwort	5
SAGERT, Sigrid, Christian PORSCHE & Uwe SELIG Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste	7
SELIG, Uwe, Dirk SCHORIES, Constanze PEHLKE & Hendrik SCHUBERT Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ an der deutschen Ostseeküste	25
SAGERT, Sigrid, Uwe SELIG & Hendrik SCHUBERT Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee	45
SAGERT, Sigrid, Uwe SELIG & Hans-Georg WAGNER Bewertung von Strandseen anhand von Makrophyten	71
SELIG, Uwe & SIGRID SAGERT Vergleich der drei biologischen Qualitätskomponenten zur Bewertung der Küstengewässer – Analyse eines Gesamtansatzes	91
PORSCHÉ, Christian, Hendrik SCHUBERT & Uwe SELIG Rezente Verbreitung submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste	109
PEHLKE, Constanze, Uwe SELIG & Hendrik SCHUBERT Verbreitung und Ökophysiologie von Fucus-Beständen der Mecklenburger Bucht (südliche Ostseeküste)	123
SELIG, Uwe, Constanze Pehlke & Hendrik SCHUBERT Phytoplankton-Diversität als Indikator des ökologischen Zustandes der deutschen Ostsee-Küstengewässer	143
SCHORIES Dirk & Uwe SELIG Erarbeitung einer taxonomischen Gesamtartenliste und Datenbank für die Makroalgen und Angiospermen der deutschen Übergangs- und Küstengewässer	163
STEINHARDT Tim & Uwe SELIG Diasporen von Characeen und Angiospermen in Sedimenten von Küstengewässern der südlichen Ostseeküste	175
SELIG Uwe, Arne SCHOOR & Hendrik SCHUBERT Maßnahmenprogramme zur Sanierung von Küstengewässern – bisherige Erfahrungen und neue Strategien	191

Vorwort

Der vorliegende Band der „Rostocker Meeresbiologischen Beiträge“ enthält die Ergebnisse aus nahezu einem Jahrzehnt im Kontext der „Wasserrahmenrichtlinie“. Diese Einleitung überrascht natürlich zunächst - die EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde doch erst im Jahr 2000 erlassen -, trotzdem ist sie richtig. Zum Zeitpunkt der Verabschiedung der EU-WRRL hatte an den Universitäten Greifswald und Rostock, ausgehend von einer langjährigen Tradition in der Boddenforschung (siehe hierzu auch Heft 2 der RMB von 1994), bereits eine intensive Forschungsarbeit begonnen, die sich des Phänomens der Re-Mesotrophierung annehmen wollte. Mitte der 1990er Jahre erwartete man, dass infolge des verminderten Nährstoffeintrages ein Umschwung im Trophiezustand der Darß-Zingster Boddenkette unmittelbar bevorstünde. Selbstverständlich wollte man diese einzigartige Chance zur Beobachtung eines „system change“ nicht verpassen und bereitete daher ein intensives Untersuchungsprogramm vor.

Vor allem war hier die Frage interessant, ob eine Wiederbesiedelung mit Makrophytobenthos erfolgen bzw. in welcher Weise diese von statten gehen würde, nachdem über eine Dekade hinweg das Makrophytobenthos nur noch in kleinen Randarealen und mit eingeschränktem Artinventar beobachtet worden war. Zunächst konzentrierte man sich daher darauf, eine Erfassung der noch verbliebenen Bestände vorzunehmen und anhand historischer Daten eine Beschreibung des historischen Makrophytobenthosbestandes zu versuchen. Beide Arbeitsrichtungen brachten sofort Überraschungen zu Tage. So wurde in den Boddengewässern eine unerwartet reichhaltige und überraschend große Areale umfassende Besiedelung mit Characeen festgestellt. Offenbar war in den verstrichenen 5 Jahren seit der letzten Erfassung bereits ein Systemwandel erfolgt? Oder war diese Veränderung lediglich Ausdruck natürlicher Variabilität, die infolge der lückenhaften Untersuchungen bislang nur nicht erkannt worden war? Die in akribischer Kleinarbeit erfolgende Erfassung aller erreichbaren Herbarbelege und Literaturdaten zeigte schnell, dass man hier nicht so einfach weiterkam – taxonomische Probleme taten sich auf, Nachbestimmungen von Herbarmaterialien wurden notwendig und es wurde auch klar, dass eine vom Phytoplankton losgelöste Betrachtung des Makrophytobenthos wenig zielführend ist, wenn man ökologische Veränderungen detektieren und interpretieren möchte.

Die logische Konsequenz war eine im Verbund der Universitäten Greifswald und Rostock initiierte Projektpartnerschaft, um all die Prozesse, die im Zuge einer Verminderung der Nährstoffbelastung in Küstengewässern auftreten, zu untersuchen und „ökologische Zustände“ dieser Gewässer zu definieren und zu beschreiben. Es war, das sei hier angemerkt, zu einem großen Teil der Unterstützung des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern und seines Landesamtes (Landesamt für Umweltschutz, Naturschutz und Geologie) zu verdanken, dass diese Projektidee tatsächlich gefördert wurde. Dieses Engagement wurde, so hoffen die Herausgeber zumindest, dadurch „belohnt“, dass infolge dieses Projektes und der nachfolgenden aus Bundes-, Landes- und EU-Mitteln finanzierten Projekte nicht nur grundlegende Erkenntnisse über die Funktionsweise und die Struktur von brackigen Flachwasser-ökosystemen gewonnen wurden, sondern auch fundierte und robuste Bewertungsansätze für die EU-WRRL Qualitätskomponenten „Makrophytobenthos“ und „Phytoplankton“ entwickelt wurden. Die Arbeiten weiteten sich auch regional schnell aus – sowohl im Bereich Phytoplankton als auch beim Makrophytobenthos wurde auch die Küste Schleswig-Holsteins mit einbezogen. Mit einer intensiven Kooperation ging die finanzielle Unterstützung durch das Landesamt für Natur- und Umweltschutz (LANU)

Schleswig-Holstein einher. Die im internationalen Verbund durchgeführten Arbeiten, seien sie im Kontext von EU-Projekten (z. B. CHARM) oder innerhalb der traditionsreichen Zusammenarbeit im Rahmen der „Baltic Marine Biologists“ (BMB) erfolgt, werden hier nicht aufgeführt. Gleiches gilt für die im Rahmen des DBU-Stipendenschwerpunktes „Die südliche Ostsee und ihre Küsten im Wandel“ (RMB Heft 11 & 12) durchgeführten Untersuchungen. Die Fülle dieser Ergebnisse würde den Rahmen des Heftes sprengen. Trotzdem sei darauf verwiesen, dass auch diese interdisziplinären Arbeiten und die internationale Ausstrahlung ein wesentliches und wichtiges Ergebnis dieser Forschungsjahre sind.

Die hier vorgelegten Arbeiten sollen Rechenschaft ablegen, sie stellen aber nicht mehr als eine „Zwischenbilanz“ dar – die kommende Phase, die sich vor allem mit Restaurierungsansätzen beschäftigen wird, hat bereits begonnen. Drei Workshops, über deren Ergebnisse bereits in den RMB-Heften 14, 15 und 17 berichtet wurde, legen Zeugnis davon ab, dass wir eher am Beginn eines neuen Wegabschnittes sind.

Aber, und ich hoffe der Leser wird nach Lektüre des Heftes zustimmen, die Früchte der Arbeit rechtfertigen die Mühen und den Aufwand.

Rostock, November 2008

Hendrik Schubert

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock
hendrik.schubert@uni-rostock.de

Sigrid SAGERT*, Christian PORSCHE & Uwe SELIG

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock
sigrid.sagert@uni-rostock.de

Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste

Implications of biological classification systems on the Typology of German coastal waters

Abstract

For the purpose of the WFD implementation all water bodies of the Baltic coast were classified in types of similar characteristics based on a hierarchical system of biological and hydrological factors. This typology forms the basis for the development of classification approaches, the further monitoring programs and the future management plans. The development of the typology was a responsibility of national authorities at the beginning of the implementation process.

For the German Baltic coast, four main types were defined on basis of hydrogeographical, hydromorphological and hydrophysical conditions: oligohaline inner coastal water (B1), mesohaline inner coastal water (B2), mesohaline open coastal water (B3), meso-polyhaline and seasonally stratified open coastal water (B4). These main types were divided in further salinity based sub-types.

The typology is an artificial system, which was established before the evaluation systems of biological quality elements were developed, although the actual classification concepts for the main quality elements (phytoplankton, benthic macrofauna, and macrophytes) include the basic structure of the national typology. The investigations of the last years indicate a requirement for further differentiation in typology. Because of high seasonal and annual variability in salinity and high spatial diversity of sediments, an adjustment of water body types seems to be necessary, especially for the quality elements "benthic macrofauna" and "macrophytes". Hence, the article reviews the national typology for Baltic coastal waters, including coastal lakes, with respect to the requirements of the national classification systems of all biological quality elements.

Keywords: Baltic Sea, Water Framework Directive, typology, biological quality parameter, coastal water

1 Einleitung

Mit der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments (EU-Wasserrahmenrichtlinie – EU-WRRL, Eu 2000) wird das Erreichen des „guten“ ökologischen Zu-

standes aller Gewässer bis 2015 gefordert. Für die Umsetzung der Richtlinie erfolgt eine Klassifizierung der betreffenden Gewässer durch den Vergleich von Referenzzuständen und aktueller ökologischer Zustandseinschätzung. Wesentliche Grundlage der Klassifizierung ist die Typologie, welche vergleichbare Gewässer zusammenfasst und eine national und international abgestimmte Bewertung ermöglichen soll. Sie bildet die Basis aller weiteren Arbeitsschritte bei der Umsetzung der EU-WRRL.

Durch die EU-WRRL werden die Oberflächenwasserkörper in Fließgewässer, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer unterteilt. Die Haupteinheiten zur Bewirtschaftung der Wasserkörper sind die Flussgebietseinheiten, die im Wesentlichen den Einzugsgebieten der Flüsse entsprechen. In Deutschland werden zehn Flussgebietseinheiten unterschieden, wobei die Küstengewässer der Ostsee den Flussgebietseinheiten der Schlei / Trave und Warnow / Peene zuzuordnen sind.

Für die Typisierung der Küstengewässer der Nord- und Ostsee sind durch die EU-WRRL (Anhang II) zwei Systeme vorgeschlagen worden (Abb. 1). In Deutschland wurde durch das Bund-Länder-Messprogramm (BLMP) in Zusammenarbeit mit der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und unterschiedlichen Institutionen (GOSSELCK et al. 2003) die Ausarbeitung der Typologie nach dem System B unter Berücksichtigung der obligaten Faktoren geographische Lage, Salinität und Tidenhub sowie des fakultativen Faktors Sedimentbeschaffenheit favorisiert (Abb. 1). Die Typologie folgt mit diesen Faktoren einem hierarchischen System von physiko-chemischen Merkmalen, die letztlich zur Beschreibung verschiedener Typen und Wasserkörper führt, welche durch jeweils gleiche Strukturmerkmale der Biozönosen gekennzeichnet sind.

Typisierung der Küstengewässer	
System A	System B
Ökoregion Ostsee	Ökoregion Ostsee
<u>Salzgehalt</u>	<u>Obligate Faktoren</u>
Süßwasser	geographische Länge/Breite
oligohalin	Salzgehalt
mesohalin	Tiefe
polyhalin	
euhalin	<u>Optionale Faktoren</u>
	Strömungsgeschwindigkeit
<u>Durchschnittliche Tiefe</u>	Wellenexposition
<30 m	Durchmischungseigenschaften
30-200 m	Trübung
>200 m	Rückhaldedauer
	Zusammensetzung des Substrates
	Schwankung der Wassertemperatur

Abb. 1 Kriterien zur Typisierung der Küstengewässer nach EU-WRRL.

Die Ostsee ist ein nahezu gezeitenloses Binnenmeer. Der Tidenhub von weniger als 20 cm wurde für die Typisierung als nicht relevant angesehen. Der Salzgehalt der Ostsee wird vorrangig durch den Zustrom salzreichen Wassers aus der Nordsee und den landseitigen Süßwasserzustrom bedingt. Dadurch kommt es zu ausgeprägten Salinitätsgradienten entlang der deutschen Küste. Im westlichen Teil (Kieler Bucht) liegen die mittleren Salinitäten bei 15 PSU. Der östliche Teil weist Salinitäten

um 7 PSU (GOSSELCK et al. 2003) auf. Dieser West-Ost-Gradient wird zusätzlich durch die küstentypische Ausprägung von Fjorden, Bodden und Haffen überlagert, die durch den verminderten Wasseraustausch (natürliche Barrieren) aussüßen. Dieser Salinitätsgradient sowie die unterschiedlichen Austauschprozesse bilden die wesentliche Grundlage zur Einteilung verschiedener Küstengewässertypen. Im Sommer sind in den tieferen Bereichen thermohaline Schichten zu beobachten, die starken Einfluss auf Sauerstoff- und Nährstofftransporte in der Wassersäule haben. Darüber hinaus ist die Ostsee durch kleinräumige Unterschiede in der Sedimentbeschaffenheit geprägt.

Im Folgenden sollen die nationale Typologie, die zur Interkalibrierung im Ostseeraum verwendete Typologie und die Anwendbarkeit der Typologie im Kontext der verschiedenen Bewertungsmodelle für die biologischen Qualitätskomponenten diskutiert werden.

2 Typologie der Küstengewässer der Ostsee

Durch die EU-WRRL erfolgt eine spezifische Abgrenzung zwischen limnischen Fließgewässern (Salinitäten unter 0,5 PSU) und Übergangsgewässern (Salinitäten größer 0,5 PSU). Als Küstengewässer werden entsprechend der Richtlinie die Gewässer bezeichnet, welche sich entlang der landwärtigen Seite einer Linie erstrecken, auf der sich jeder Punkt eine Seemeile seewärts vom nächsten Punkt der Basislinie (Hoheitsgewässer) befindet (Ein-Seemeilen-Zone). Der Übergang vom Übergangsgewässer zum Küstengewässer ist durch die Richtlinie nicht explizit definiert. Im Gebiet der deutschen Ostseeküste wurden durch die zuständigen Landesämter alle küstennahen Gewässer als „Küstengewässer“ eingestuft (REIMERS 2005). Übergangsgewässer wurden ausschließlich für die großen tidebeeinflussten Ästuare (Ems, Weser, Eider, Elbe) im Nordseebereich ausgewiesen.

Auf Grundlage des Systems B sind für die deutsche Ostsee zunächst vier Gewässertypen (B1, B2, B3, B4) ausgewiesen worden (Abb. 2, Tab. 1). Die Ausweisung dieser Haupttypen folgt der Salinitätseinteilung nach CASPERS (1958). Der Typ B1 entspricht dem oligohalinen Salinitätsbereich. Im mesohalinen Bereich wird zusätzlich eine Unterteilung nach dem Austauschgeschehen vorgenommen, welches über Austrags- und Ablagerungsprozesse eine Determinante der Sedimentbeschaffenheit darstellt. Die Unterteilung erfolgt dabei in innere mesohaline (B2) und äußere mesohaline (B3) Küstengewässer. Die saisonal geschichteten, mixohalinen Gewässer sind dem Typ B4 zugeordnet (Tab. 1). Mit Ausnahme des Typs B4 (mixohaline Wasserkörper) sind alle Typen in zusätzliche salinitätsspezifische Untertypen eingeteilt.

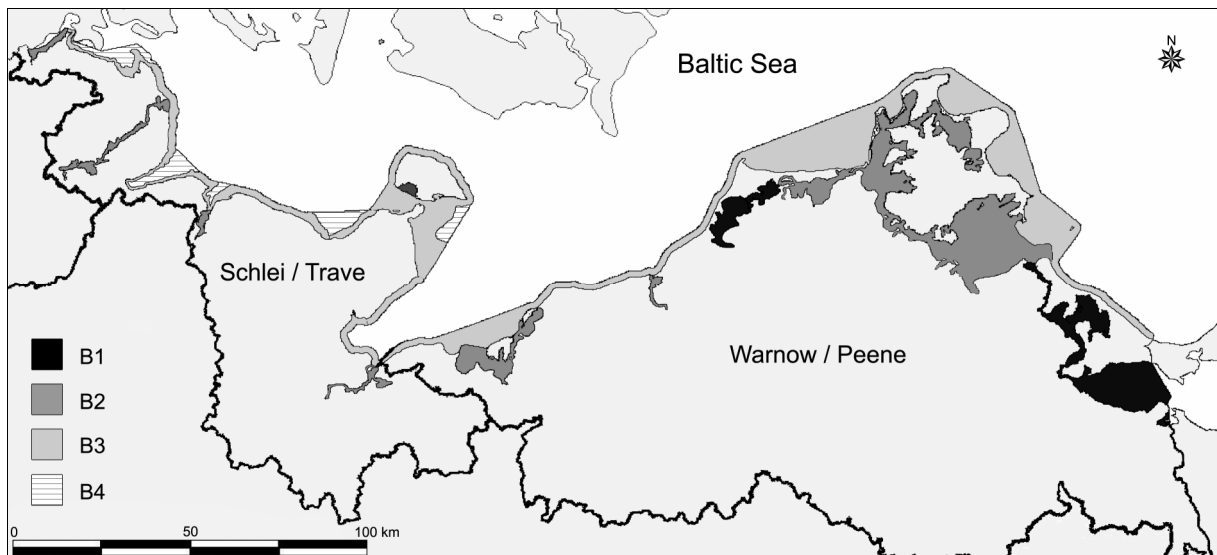


Abb. 2 Typisierung der Küstengewässer entlang der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL.

Während Wasserkörper des Typs B1 nur in Mecklenburg-Vorpommern definiert wurden, treten Gewässer des mixohalinen Typs nur in den westlichen Gebieten der deutschen Ostseeküste in Schleswig-Holstein auf (Abb. 2).

Diese Einteilung wird durch die Ausweisung von insgesamt 43 Wasserkörpern entlang der deutschen Ostseeküste weiter untersetzt (GOSSELCK et al. 2003).

3 Typologie der Strandseen

Strandseen sind hinsichtlich ihrer Morphologie und Hydrologie Resultat von natürlichen Küstenbildungsprozessen. Sie entstehen durch Abtrennung von Meeresbuchten, z. B. bei der Bildung von Nehrungen und Haffen. Die natürliche Verbindung zum Meer ist dabei in den Entwicklungsstufen unterschiedlich ausgeprägt und bestimmt den Wasseraustausch und die Salinitätsverhältnisse der abgetrennten Bereiche. Neben diesen natürlichen Verlandungsprozessen sind für den Wasserhaushalt der Strandseen auch anthropogene Eingriffe, besonders die Maßnahmen zum Hochwasserschutz, von entscheidender Bedeutung. Die Unterbindung der periodischen Überflutungen führte in nahezu allen Strandseen zum Rückgang der Salzwiesen- und Röhrichtgebiete sowie zur Aussüßung der Brackwasserseen.

Gemäß der EU-WRRL fallen Strandseen in die Bewertungskategorie der oberirdischen Standgewässer von mehr als 0,5 km². Sie nehmen jedoch auf Grund von Salinität und Morphologie eine Sonderstellung ein, da in Deutschland unter dieser Kategorie bisher ausschließlich limnische Gewässer typisiert wurden (MATHES et al. 2002). Obwohl ihre Hydromorphologie stark der von inneren Küstengewässern ähnelt, wurden Strandseen auch nicht in der Küstengewässertypologie berücksichtigt. Sie sind als eigener Seentypus einzig in Schleswig-Holstein ausgewiesen. Dort fallen - entsprechend ihrer Größe von mehr als 50 ha - sieben Seen in diese Kategorie, deren aktuelle Salinität von 0,1 bis 12 PSU reicht (SAGERT et al. 2007).

Tab. 1 Typisierung der inneren und äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste. Entwurf des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG MV) und des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU SH). Verändert nach VON WEBER et al. (2002) und REIMERS (2005).

Typ B1 oligohalin		Typ B2 mesohalin		Typ B3 mesohaline		Typ B4 mixohalin
innere Küstengewässer				äußere Küstengewässer		
ohne saisonale Sprungschicht					mit saisonaler Sprungschicht	
Untertyp B1a	Untertyp B1b	Untertyp B2a	Untertyp B2b	Untertyp B3a	Untertyp B3b	
β-oligohalin	α-oligohalin	β-mesohalin	α-mesohalin	β-mesohalin	α-mesohalin	meso-polyhalin
0,5-3 PSU	3-5 PSU	5-10 PSU	10-18 PSU	5-10 PSU	10-18 PSU	10-30 PSU
(nur in M.-V.)		(S.-H. und M.-V.)		(S.-H. und M.-V.)		(nur in S.-H.)
Wassertiefe:						
< 30 m		< 30 m		< 30 m		< 30 m
Tideregime:						
mikrotidal		mikrotidal		mikrotidal		mikrotidal
Exposition:						
geschützte Buchten		geschützte Buchten		exponiert		(mäßi)g exponiert
Wasseraustausch:						
gering		mäßig - gut		sehr gut		saisonal gering
Sediment:						
Schlick, Sand		Sand, Schlick		Sand (teilweise mit Kies und Steinen), Geschiebemergel u. organische Sedimente		Schlick, Mischsedimente
Besiedlung:						
überwiegend limnische Organismen		reduzierte marine Besiedlung; häufige Algenblüten		ausgeprägte marine Besiedlung; jahreszeitliche Algenblüten		teilweise reduzierte marine Besiedlung; jahreszeitliche Algenblüten
Peenestrom, Kleines Haff, Achterwasser, Ribnitzer See, Saaler Bodden		Kieler und Flensburger Innenförde, Schlei, Orther Bucht, Untertrave, vorpommersche Bodden, Unterwarnow, Wismarbuch		Außenförden und Küsten der Mecklenburger Bucht und der Kieler Bucht, offene Küsten MV		Förden und Buchten der Mecklenburger Bucht >15 m Tiefe

Für die Typbildung (SAGERT et al. 2007) wurde auf das für die Küstengewässer entwickelte Verfahren zurückgegriffen. Die Einteilung erfolgte in Analogie zu den Küstengewässern anhand der Salinität (CASPER 1958). Mit den für Schleswig-Holstein als bewertungsrelevant ausgewiesenen Strandseen wurde zunächst für die Typisierung der Salinitätsbereich 0-10 PSU berücksichtigt. Innerhalb dieses Salinitätsbereiches wurden für die Bewertung der Makrophyten vier Seentypen (ST 1-4) ausgewiesen (Abb. 3). Für die Bewertung des Phytoplanktons können nach aktuellem Kenntnisstand die Typen ST 1 und ST 2 zusammengefasst und mit dem limnischen Bewertungssystem bewertet werden. Die Typisierung erfolgt dann analog der Seentypisierung für norddeutsche Tieflandseen (NIXDORF 2006) unter Anwendung des Bewertungsinstrumentariums nach MISCHKE et al. (2007). Die Bewertung der Makrophyten wurde auf der Grundlage der Typisierung aus dem für limnische Standgewässer entwickelten Phylib-Verfahren (SCHAUMBURG et al. 2006) abgeleitet (SAGERT et al. 2007).

4 Interkalibrierung der baltischen Küstengewässer

Unabhängig von der nationalen Festlegung vergleichbarer Gewässertypen (vgl. Abschnitt 2) wurde für den Interkalibrierungsprozess eine ostseeweite Typologie der interkalibrierten Messstellen (EU 2005) festgelegt. Ziel der Interkalibrierung ist ein europaweit einheitliches Verständnis der biologischen Gewässerqualität, insbesondere zur Festlegung der Grenzen zwischen dem „sehr guten“, dem „guten“ und dem „mäßigen“ Gewässerzustand. In diesem Prozess bewerten die Mitgliedsstaaten die Gewässer in den verschiedenen Ökoregionen nach ihren national entwickelten Verfahren zur Einschätzung der biologischen Indizes oder nutzen gemeinsam erarbeitete Bewertungsverfahren bzw. Klassengrenzen. Die Abstimmung der Interkalibrierung erfolgt in sogenannten Geographical Intercalibration Groups (für die Ostsee: Baltic-GIG).

Deutschland hat im Jahr 2004 zwei Küstengewässer-Interkalibrierungsmessstellen festgelegt, die nach damaligem Kenntnisstand den Übergang von „gut“ zu „mäßig“ charakterisieren (Geltinger Bucht, Darsser Ort). Beide Messstellen entsprechen dem deutschen Typ B3b und liegen im internationalen Typ B12a. Vergleicht man die nationale Typisierung (Tab. 1) mit den international festgelegten Typen (Tab. 2), ist im letzteren Fall die Typbeschreibung etwas weiter gefasst und schließt zusätzlich den nationalen Typ B3a ein. Inwieweit die inneren Küstengewässer (B2a und B2b) ebenfalls dem Interkalibrierungstyp B12 zuzuordnen sind, ist derzeit nicht geklärt. Zumindest für den Typ B3 sind die durch die Baltic-GIG festgelegten Werte und Grenzen der einzelnen Qualitätskomponenten als verbindliche Größen anzusehen, die sich im nationalen Bewertungssystem widerspiegeln müssen. Dies birgt in den nationalen Bewertungssystemen Probleme, da die Referenzwerte und Klassengrenzen sowohl typspezifisch (Untertypen) als auch wasserkörperspezifisch entwickelt wurden und die von der Baltic-GIG vorgeschlagene Typausweisung über den Salinitätsbereich 8-22 PSU ökologisch nicht begründbar ist.

5 Umsetzung der Typologie bei der Bewertung von biologischen Qualitätskomponenten

5.1 Makrophyten

Für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ (im Folgenden als Makrophyten bezeichnet) wurde für die inneren Küstengewässer (B1, B2) durch SCHUBERT et al. (2003) ein Bewertungsmodell erarbeitet, welches durch SELIG et al. (2007) auf die Gewässer Schleswig-Holsteins übertragen wurde. Für die äußeren Küstengewässer wurde durch SCHORIES et al. (2006) ein erster Bewertungsansatz vorgelegt. In beiden Ansätzen wurde die hydrographische Typisierung grundsätzlich umgesetzt.

Tab. 2 Typisierung der Interkalibrierungsmessstellen im Gebiet der Ostsee (Stand Oktober 2006, unveröffentlicht). ¹ Länder, die für diesen Typ eine Interkalibrierungsmessstelle gemeldet haben. Der Typ kann unabhängig vom jetzigen Stand der Interkalibrierungsmessstellen in weiteren Ostseeanrainerstaaten vorhanden sein. (Eis: Eisbedeckung in Tagen)

Typ	Salinität	Exposition	Tiefe	Eis [d]	Lokalisation	Länder ¹
CW B0	0.5-3	geschützt	flach	> 150	Messstellen im Bottnischen Meerbusen (Nordkvarn)	Finnland Schweden
CW B2	3-6				Messstellen im Bottnischen Meerbusen	
CW B3 a	3-6	geschützt	flach	90-150	Messstellen in der Verlängerung des südlichen Bottnischen Meerbusen bis ins finnische Schärengebiet und den westlichen Finnischen Meerbusen	Finnland Schweden
CW B3 b	3-6	exponiert	flach	90-150		
CW B12 a Eastern Baltic Sea	5-8	geschützt	flach	-	Messstellen im Rigaischen Meerbusen	Estland
CW B12 b Western Baltic Sea	8-22	geschützt	flach	-	Messstellen an der südlichen schwedische Küste und in der südwestlichen Ostsee entlang der Außenküste Dänemarks und Deutschlands	Deutschland Dänemark Schweden
CW B13	6-22	exponiert	flach	-	Messstellen in den Küstengebieten Estlands, Litauens, Lettlands, Polens sowie Bornholms (Dänemark)	Dänemark Estland Litauen Lettland Polen
CW B14	6-22	geschützt	flach	-	Lagunen	Dänemark Polen
TW B13	6-22	exponiert	flach		Übergangsgewässer, Messstellen entlang der Litauischen und Polnischen Küste	Litauen Polen

5.1.1 Innere Küstengewässer

Die inneren Küstengewässer sind stark durch den Salinitätsgradienten und seine Variabilitäten gekennzeichnet. Die Bewertung der Makrophytenflora erfolgt in inneren Küstengewässern mit den Bewertungskriterien „untere Verbreitungsgrenze“ und „typspezifische Zusammensetzung der Artengemeinschaft“.

Die Referenzbedingungen des Kriteriums „untere Verbreitungsgrenze“ sind primär von den pristinen Lichtbedingungen der Gewässer abhängig, welche stark durch die Wasseraustauschprozesse beeinflusst werden. Mit Hilfe der Salinität, die als Äquivalent des Süßwasserzuflusses in Küstengewässern dienen kann, wurde durch DOMIN et al. (2004) ein Modell entwickelt, das in Abhängigkeit vom Austauschgeschehen die untere Verbreitungsgrenze von Makrophytenarten beschreibt. Die inneren Küstengewässer weisen innerhalb des jeweiligen Typs relativ starke Unterschiede der Morphologie und der Hydrologie auf, so dass keine einheitlichen Tiefengrenzen für die Vegetation in den B1- und B2-Gewässern festgelegt werden konnten. So erfolgte die Zuweisung der Referenzbedingungen (Tiefengrenzen) für jeden einzelnen Wasserkörper.

Die typspezifische Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften ist entlang des Salinitätsgradienten durch die physiologische Toleranz der Arten geprägt

(PORSCHKE et al. 2008). Die B1- und B2-Gewässer repräsentieren einen Salinitätsbereich von 0,5 bis 10 PSU, welcher von vielen Makroalgen und Angiospermen nur in sehr engen Toleranzbereichen besiedelt werden kann. Bedingt durch die morphologischen und hydrologischen Besonderheiten der einzelnen inneren Küstengewässer, die stark divergierende Standortbedingungen nach sich ziehen, erfolgte auch für dieses Bewertungskriterium die Ausweisung von Referenzbedingungen innerhalb der jeweiligen Wasserkörper, so dass für die jeweiligen Gewässertypen B1 und B2 im Referenzzustand unterschiedliche Pflanzengemeinschaften ausgewiesen wurden.

Eine Ausnahme von der bestehenden Typologie stellen die schmalen Förden (Innere Flensburger Förde und Kieler Innenförde) dar, die als B2-Gewässer typisiert werden (Tab. 1). Hier gibt es – auch bedingt durch die anthropogene Nutzung dieser Gewässer – kaum noch flache windgeschützte Buchten, in denen die für Gewässer dieses Typs charakteristischen Characeen-Gemeinschaften auftreten können. Für diese Gewässer wird derzeit alternativ geprüft, ob eine Bewertung auch mit dem Bewertungsverfahren der B3-Gewässer erfolgen kann.

5.1.2 Äußere Küstengewässer

Während die inneren Küstengewässer hinsichtlich ihrer Morphometrie durch natürliche Gewässergrenzen beschrieben werden, sind die äußeren Küstengewässer durch eine administrativ festgelegte Grenze zur offenen See abgegrenzt (Ein-Seemeilen-Zone). Dadurch werden die äußeren Küstengewässer formal nicht als abgeschlossene morphometrische Gebiete betrachtet, sondern als „Gewässerstreifen“ entlang der Küstenlinie (Abb. 2). Diese durch die EU-WRRL getroffene Festlegung ist für ökologische Betrachtungen problematisch. Orientiert man sich bei der Bewertung der B3-Wasserkörper strikt an der Ein-Seemeilen-Zone, so werden teilweise nur maximale Wassertiefen von 6 bis 8 m erreicht.

Auch für die äußeren Küstengewässer stellt die Tiefenausbreitung der Vegetation eines der Hauptkriterien des Bewertungsansatzes (SCHORIES et al. 2006) dar. Historische Daten weisen darauf hin, dass die Referenzwerte der Tiefenausbreitung von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* bei etwa 10 m liegen (SCHORIES et al. 2008). Um die Gewässerqualität untersuchen zu können, ist deshalb die Begrenzung auf eine Seemeile kontraproduktiv, da die maximale Eindringtiefe auf diese Weise nur für sehr wenige Standorte erfasst werden kann. Aus diesem Grund wurde vorgeschlagen, bei der Bewertung der B3-Wasserkörper die von der Typologie vorgegebene Ein-Seemeilen-Zone nicht zu berücksichtigen, sondern die Gewässer grundsätzlich bis zum Tiefenbereich von 10 m (Referenzwert) zu untersuchen.

Die ausgewiesenen B4-Gewässer schließen in der Typologie keine Uferbereiche ein. Dieser Typ beginnt per Definition erst in einem Tiefenbereich von 10 bis 15 m. Dadurch ist ein Großteil des Litorales als Lebensraum der Makrophyten nicht Bestandteil dieses Gewässertyps. Besonders der Rückgang der Tiefenverbreitung kann als Merkmal der Degradation somit nicht beurteilt werden. Aus diesem Grund wurde für die B4-Wasserkörper kein separater Bewertungsansatz entwickelt. Die Bewertung erfolgt im Zusammenhang mit den vorgelagerten B3-Wasserkörpern.

Durch SCHORIES et al. (2006) ist im ursprünglichen Entwurf des Bewertungsverfahrens für den Bewertungsparameter „Zusammensetzung des Phytals“ in B3-Wasserkörpern zwischen B3a- und B3b- Gewässern unterschieden worden, da davon auszugehen ist, dass aufgrund der unterschiedlichen Salinität andere Arten und Dominanzverhältnisse auftreten. In dem durch FÜRHAUPTER et al. (2006) modifizierten Ansatz wurde diese Unterteilung zunächst nicht mehr vorgenommen. Unab-

hängig von der mittleren Salinität wurden einheitliche Referenzartenlisten und entsprechende Abundanzverhältnisse ermittelt. In einer weiteren Überarbeitung werden jetzt die Referenzarten westlich und östlich der Darßer Schwelle differenziert ausgewiesen.

5.2 Phytoplankton

Für die Bewertung der biologischen Komponente „Phytoplankton“ wurden zwei Bewertungskonzeptionen erarbeitet. Das erste Bewertungskonzept zielt auf die Bewertung der Phytoplanktonfrühjahrsblüte (SCHUBERT et al. 2003, SAGERT et al. 2008b). Das zweite Bewertungskonzept fokussiert, mit Rücksicht auf die im baltischen Raum favorisierten Methoden, auf die saisonale Bewertung des Sommeraspektes (SAGERT et al. 2008a).

Die Bewertung des Frühjahrsaspektes beruht auf der Erfassung der maximalen Frühjahrsblüte, die im Bewertungsansatz durch das Frühjahrsmaximum der Chlorophyll *a*-Konzentration gekennzeichnet wird. Somit wird für diese Bewertung auf einen einzigen bewertungsrelevanten Wert im Jahresverlauf zurückgegriffen. Da entlang des natürlichen Salzgradienten der deutschen Küstengewässer natürlich bedingte Ein- und Ausstromsituationen, vor allem im Frühjahr und im Herbst, in relativ kurzen Zeiträumen stattfinden, und das Phytoplankton definitionsgemäß mit dem Wasserkörper transportiert wird, kann die in Tab. 1 dargestellte ortsgebundene Typisierung der Gewässer zu einer hohen Variabilität der Phytoplanktonparameter führen. Diese spiegelt in erster Linie die hydrographische Variabilität am entsprechenden Standort wider und lässt nicht zwangsläufig Rückschlüsse auf unterschiedliche Degradationszustände zu. Diese Problematik wird durch die einmalige Beprobung (Maximalwert) weiter verstärkt. Eine Typisierung anhand vergleichbarer Salinitäten berücksichtigt dieses Phänomen. Nach SCHUBERT et al. (2003) wurde deshalb für die Küstengewässer eine ortsunabhängige Typisierung zur Bewertung der Qualitätskomponente „Phytoplankton“ vorgeschlagen (Abb. 4), die ebenfalls auf der in Tab. 2 dargestellten Einteilung in Abhängigkeit von der Salinität beruht.

Eine Unterscheidung zwischen inneren und äußeren Küstengewässern erfolgt in diesem Ansatz nicht, da sich die geographische Trennung nicht in der Ausprägung der Biomasse und der Artzusammensetzung widerspiegelt (SCHUBERT et al. 2003).

Problematisch ist in diesem Ansatz die an Stationen bzw. Transekte gebundene Aufnahme von Makrophyten und Zoobenthos, welche ggf. bei stark abweichenden Salinitäten im Frühjahr einen anderen Gewässertyp beschreibt als den für die Phytoplanktonbewertung erhobenen.

Der zweite Bewertungsansatz zielt auf die Untersuchung des Phytoplanktons während der Sommermonate. Die Methodik der Sommerbewertung wird sowohl in Seen (MISCHKE et al. 2007) als auch im internationalen Interkalibrierungsprozess verbindlich angewandt. Vor diesem Hintergrund wurde auch für die deutschen Küstengewässer eine „Sommer-Bewertung“ des Phytoplanktons in direkter Abstimmung mit den Ergebnissen der Baltic-GIG angestrebt, welche vor allem auf den Berechnungen pristiner Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern beruht (SAGERT et al. 2008b).

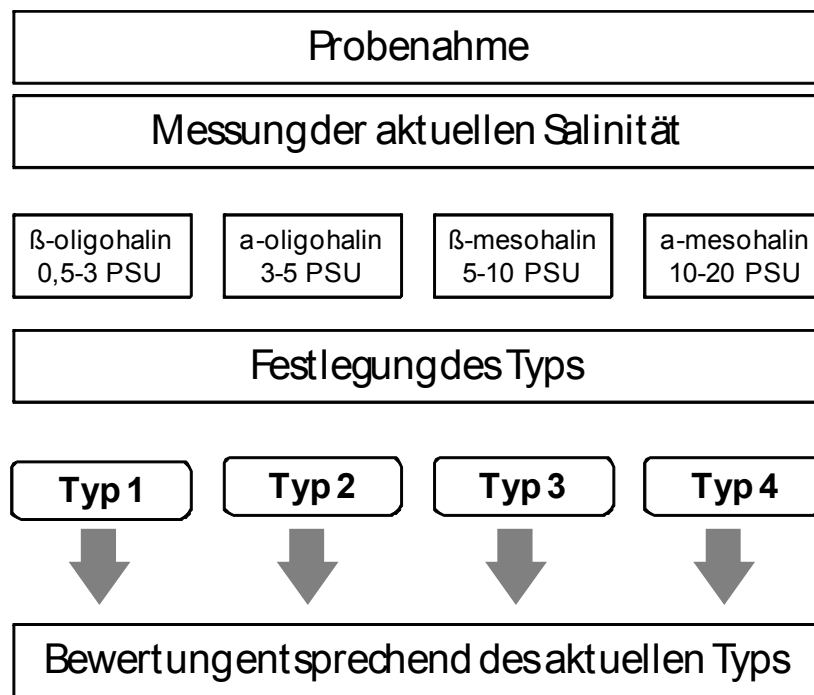


Abb. 4 Ortsunabhängige Typisierung des Phytoplanktons bei der Bewertung des Frühjahrsaspektes.

Die Zuordnung der Stationen zu den Gewässertypen erfolgt anhand der geographischen Zugehörigkeit (stationäre Typisierung) zu den in Tab. 1 angegebenen Typen, wobei die Zuordnung der Untertypen für die Bewertung des Phytoplanktons verbindlich ist. Aufgrund der statischen Einordnung ohne Berücksichtigung der durch Ein- und Ausstromsituation bedingten wechselnden Wasserkörper kann es zu Über- bzw. Unterschreitungen der typbestimmenden Salinitätsgrenzen kommen (Tab. 3). Betrachtet man einen potenziellen 6-Jahre-Bewertungszeitraum, für den bei minimal fünf Proben pro Bewertungssaison minimal 30 Beprobungen in die Bewertung einfließen, kann man jedoch davon ausgehen, dass die geringen Abweichungen bei der Mehrzahl der Stationen zu keiner signifikant veränderten Bewertung führen wird. Eine Ausnahme stellt die Station „Äußere Unterwarnow“ dar, bei der mehr als die Hälfte der Salinitätswerte über der Obergrenze des für den Typen B2a gegebenen Salinitätsbereiches (10 PSU) liegen. Im Mittel liegen die analysierten Proben um 1 PSU über der Grenze von 10 PSU. Die maximale Abweichung lag im untersuchten Zeitraum bei 4,3 PSU. Dies deutet darauf hin, dass die Station „Äußere Unterwarnow“ in Abweichung von der bisherigen Typisierung eher dem Typ B2b zuzuordnen wäre. Der anzunehmende stärkere Einfluss des vorgelagerten äußeren Gewässertyps könnte gegebenenfalls zu einer besseren Bewertung des Wasserkörpers führen. Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die Abweichungen der Salinität für den betrachteten Zeitraum und unter Berücksichtigung einer ausreichenden Zahl von Probenahmen nicht bewertungsrelevant sind.

Tab. 3 Abweichung der an den Probenahmestationen gemessenen Salinitäten (ausgewählte Stationen) von den durch die Gewässertypen vorgegebenen Salinitätsbereichen (Tab. 1) in den Jahren 1999 bis 2004. Die Abweichung in % beschreibt den prozentualen Anteil von Phytoplanktonproben deren Salinität nicht dem ausgewiesenen Typ entspricht. Dieser Prozentwert ist auf die Gesamtanzahl der analysierten Proben dieser Station bezogen (N). Die Abweichung in PSU gibt die mittlere und maximale Abweichung der Salinität von der definierten Typgrenze an.

Phytoplanktonstation	Typ	N	Abweichung [%]	Abweichung [PSU]	
				Mittelwert	Maximum
Greifswalder Bodden (GB19)	B2a	51	0,0	0	0
Kleines Haff (KHM)	B1a	29	3,7	-0,004	-0,1
Kieler Außenförde (225059)	B4	53	0,0	0	0
Kieler Bucht (225006)	B4	12	0,0	0	0
Außenküste Sassnitz (O11)	B3a	35	0,0	0	0
Außenküste Mecklenburger Bucht (O22)	B3b	34	17,9	-0,088	-1
Außenküste Rostock (O5)	B3b	34	37,0	-0,477	-2,1
Außenküste Pommersche Bucht (OB4)	B3a	38	6,7	-0,131	-1,7
Strelasund (S66)	B2a	27	0,0	0	0
Südl. Ochseninseln (225019)	B2b	18	28,6	0,360	1,7
Äußere Unterwarnow (UW 5)	B2a	20	65,0	0,995	4,3
Wismarbuch (WB3)	B2b	27	7,4	-0,019	-0,4

5.3 Makrozoobenthos

Durch MEYER et al. (2007) wurden für die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ eine Untergliederung nach Gebieten mit vergleichbarem Arteninventar (gleichen Referenzlisten) erarbeitet, welche die hydrographische Typologie (Tab. 1) nur mittelbar berücksichtigt (Tab. 4) und die Küstengewässer in 11 unterschiedliche Bewertungseinheiten aufteilt. Darüber hinaus wurden einige Änderungen hinsichtlich der von GOSSELCK et al. (2003) ausgewiesenen Wasserkörpern vorgenommen. So wurden die Wasserkörper „Mittlere Schlei“ auf der Höhe von Missunde sowie „Fehmarn Belt“ an der Fehmarnsundbrücke wegen der unterschiedlichen Salinität geteilt.

Weitere Probleme sahen die Autoren in der Zuordnung einiger Wasserkörper zur bestehenden Typologie. So merken sie an, dass die innere Schlei von Schleswig (Noore) bis zur Stexwiger Enge nach ihrem Salzgehalt ein B1-Gebiet ist, in der hydrographischen Typologie (Tab. 1) aber als B2-Gebiet gelistet wird. Die innere Flensburger Förde, die innere Kieler Förde und die Maasholmer Enge (Schlei) wurden in der neu erstellten Typologie für das Makrozoobenthos eher als B3-Wasserkörper betrachtet (ursprünglich B2). Auch die tiefen äußeren Teile der Wismarer Bucht sind nicht für die Bucht als Ganzes repräsentativ. Sie sollten deshalb eher den Status von B3-Gebieten bekommen.

Somit bildet sich für die Komponente „Makrozoobenthos“ eine eigenständige Typologie, die in ihren wesentlichen Merkmalen mit der hydrographischen Typologie übereinstimmt, aber unter Einbeziehung der anderen Qualitätskomponenten in Einzelfällen keinen direkten Vergleich der Wasserkörper erlaubt.

Tab. 4 Aufteilung des Untersuchungsgebietes in Bewertungseinheiten. Die Wasserkörper in eckigen Klammern sind Gebiete, deren Zuordnung unsicher ist. Für jede dieser Bewertungseinheiten wurde eine spezifische Referenzartenliste erstellt (MEYER et al. 2007). Die Referenzartlisten wurden anhand der angegebenen Salinitätsgrenzen (PSU) festgelegt. Tab. verändert nach MEYER et al. (2007).

Gewässertyp	PSU	Name	zugehörige WRRL-Wasserkörper
B1a	0-3	innerste Gewässer	innere Schlei + Ribnitzer See/Saaler Bodden + Kleines Haff [+ Peenestrom, Achterwasser (hier nur das Achterwasser)]
B1b	0-5	innere Gewässer	mittlere Schlei (hier nur Stexwiger Enge bis Missunde) + Koppelstrom/Bodstedter Bodden + Kleiner Jasmunder Bodden [+ Peenestrom, Achterwasser (hier nur der Peenestrom)]
B2a	5-10	mittlere Gewässer	mittlere Schlei (Missunde bis Lindaunis) + Barther Bodden/Grabow
B2b/B3b	10-14	Buchten	Schleimünde + Orther Bucht [+ Wismarbucht, Nordteil + Wismarbucht, Südteil] + Wismarbucht, Salzhaff
B2a/b		Ästuare	Travemünde + Pötenitzer Wiek + untere Trave + Unterwarnow
B2a	5-10	Bodden	Nord- und Westrügensche Bodden + Strelasund + Greifswalder Bodden
B2b/3b	15-18	Kieler Bucht	Flensburger Innenförde + Geltinger Bucht + Außenschlei + Eckernförder Bucht Rand + Bülk + Kieler Innenförde + Probstei + Putlos + Fehmarn Sund (hier nur Westteil) + Fehmarn Belt
B3b		Mecklenburger Bucht	Fehmarn Sund (hier nur Ostteil) + Grömitz + Neustädter Bucht + südliche Mecklenburger Bucht/Travemünde bis Warnemünde + südliche Mecklenburger Bucht/Warnemünde bis Darß
B2a/3a	5-10	Darß bis Polen	Prerowbucht/Darßer Ort bis Dornbusch + Nord- und Ostrügensche Gewässer + Pommersche Bucht
B4	20-30	Flensburger Förde	Flensburger Außenförde
B4	18-20	Becken	Eckernförder Bucht Tiefe + Kieler Außenförde + Hohwachter Bucht + Fehmarn Sund Ost

6 Typisierung unter dem Aspekt einer Gesamtbewertung

Der Leitparameter der hydrographischen Typisierung (Tab. 1) ist die Salinität. Bedingt durch den Einstrom des Nordseewassers weist die deutsche Ostseeküste fallende Salinitäten von West nach Ost auf. Durch landseitige Süßwasserzuflüsse sind zusätzlich zu diesem Gradienten fallende Salinitäten im Bereich der inneren Küstengewässer zu beobachten. Somit stellt sich die Hydrographie der Ostseeküste sehr heterogen dar. Darüber hinaus sind in nahezu allen Gebieten der deutschen Ostseeküste starke räumliche und zeitliche Variationen der Salinität zu beobachten. Neben den großräumigen Veränderungen während des Einstromes salzreichen Nordseewassers sind vor allem die inneren Küstengewässer von saisonal verstärkt auftretenden ab- und zuflussbedingten Veränderungen betroffen, die z. T. innerhalb von Stunden und Tagen zu typüberschreitenden Veränderungen in der Salinität führen können (Abb. 5).

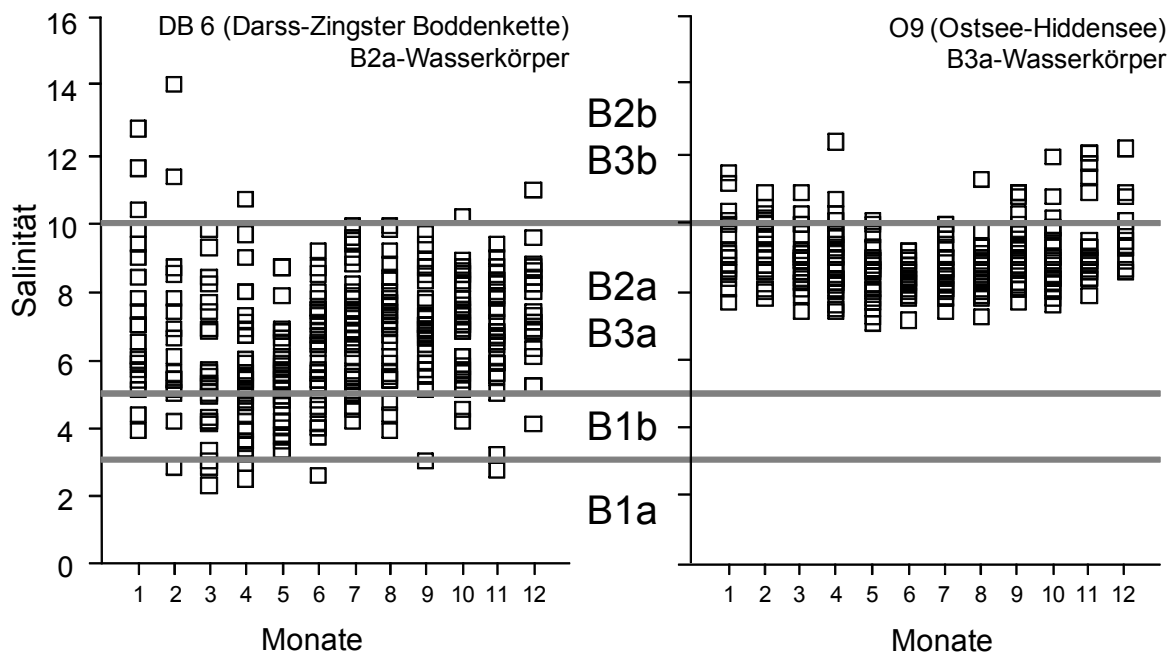


Abb. 5 Variabilität der Salinität an zwei ausgewählten Monitoringstationen der deutschen Ostseeküste. Die Werte stellen monatliche Messungen zwischen 1975 und 2006 dar. Die grauen Linien geben die salinitätsspezifische Grenze der Typologie an. DB 6: Station im Bodstedter Bodden, O9: Station im Außenküstenbereich nordwestlich Hiddensee

Alle biologischen Qualitätskomponenten greifen die Salinität in der Bewertung auf und legen den einzelnen Bewertungsinstrumentarien salinitätsspezifische Referenzlisten bzw. salinitätsspezifische Grenzwerte zu Grunde. Diese fußen auf den Salinitätstoleranzgrenzen der Arten und Gemeinschaften bzw. auf den durch die Salinität abgebildeten natürlichen Trophieunterschieden zwischen äußeren und inneren Küstengewässern (vgl. DAHLKE 2003, SAGERT et al. 2008b). Für die Qualitätskomponente „Makrophyten“ wurden darüber hinaus historische Beschreibungen für einzelne Küstengewässer (Wasserkörper) zur Bestimmung des Referenzzustands herangezogen. Die Referenzartlisten des Makrozoobenthos beruhen zum Teil auf Vergleichsstudien zur Besiedlung unterschiedlicher Wasserkörper. Durch die unterschiedlichen Herangehensweisen bei der Referenzwertbestimmung der einzelnen Qualitätskomponenten ergeben sich in den vorliegenden Bewertungsmodellen Abweichungen von der hydrographischen Typologie.

Für das Phytoplankton orientieren sich die entwickelten Bewertungssysteme an den vorgegebenen Salinitätstypen der geographisch festgelegten Wasserkörper. Problematisch wird diese ortsgebundene Einordnung der Proben jedoch, wenn die aktuelle Salinität über den gesamten Bewertungszeitraum (Mai-September) hinweg die durch die Typologie vorgegebenen Grenzen über- oder unterschreitet. Dies könnte zur Fehleinschätzungen der ökologischen Qualität führen. Auch die Bewertung der Makrophyten entspricht weitgehend den Salinitätsklassen der Typologie, jedoch sind in den letzten Überarbeitungsschritten des ursprünglichen Entwurfes die Untertypen nicht mehr berücksichtigt. Vielmehr finden – vor allem für die inneren Küstengewässer – gewässerspezifische Pflanzengemeinschaften Anwendung. Die Tiefengrenzen der Verbreitung wurden für jeden Wasserkörper selektiv berechnet und festgelegt. Diese Verfahrensweise trägt der unterschiedlichen Morphometrie bei gleichzeitig hoher zeitlicher Variabilität der Salinität Rechnung, die eine sehr viel kleinräumigere Bewertung der Makrophytengemeinschaften nötig macht. Gleiches

gilt für die äußeren Küstengewässer, für die ebenfalls keine Unterteilung in die Untertypen B3a und B3b erfolgt.

Tab. 5 Ausgewiesene Wasserkörper in den Küstengewässern der Ostsee Schleswig-Holsteins und die Zuordnung der hydrographischen Typologie sowie der Bewertungseinheiten durch die biologischen Qualitätskomponenten.

Code	Wasserkörper		Komponente			
	Name	Typ	Phytoplankton	Makrophyten	Makrozoobenthos	
9610.07.01	Flensburger Innenförde	B2	B2b	wie B3	B2b/B3b	Kieler Bucht
9610.07.02	Schleimünde	B2	B2b	B2	B2b	Buchten
9610.07.03	mittlere Schlei	B2	B2b	B2	B1b	innere Gewässer
9610.07.04	innere Schlei	B2	B2b	B2	B1a	innerste Gewässer
9610.07.05	Geltinger Bucht	B3	B3b	B3	B2b/B3b	Kieler Bucht
9610.07.06	Außenschlei	B3	B3b	B3	B2b	Buchten
9610.07.07	Eckernförder Bucht Rand	B3	B3b	B3	B2b/B3b	Kieler Bucht
9610.07.08	Flensburger Außenförde	B4	wie B3b	wie B3	B4	Flensburger Förde
9610.07.09	Eckernförder Bucht Tiefe	B4	wie B3b	wie B3	B4	Becken
9610.09.01	Kieler Innenförde	B2	B2b	B2	B2b/B3b	Kieler Bucht
9610.09.02	Orther Bucht	B2	B2b	B2	B2b	Buchten
9610.09.03	Neustädter Bucht	B3	B3b	B3	B3b	Mecklenburger Bucht
9610.09.04	Bülk	B3	B3b	B3	B2b/B3b	Kieler Bucht
9610.09.05	Probstei	B3	B3b	B3	B2b/B3b	Kieler Bucht
9610.09.06	Putlos	B3	B3b	B3	B2b/B3b	Kieler Bucht
9610.09.07	Fehmarn Sund	B3	B3b	B3	B4	Becken
9610.09.08	Fehmarn Belt	B3	B3b	B3	B2b/B3b	Kieler Bucht (Westteil)
					B3b	Mecklenburger Bucht (Ostteil)
9610.09.09	Grömitz	B3	B3b	B3	B3b	Mecklenburger Bucht
9610.09.10	Kieler Außenförde	B4	wie B3b	wie B3	B4	Becken
9610.09.11	Hohwachter Bucht	B4	wie B3b	wie B3	B4	Becken
9610.09.12	Fehmarn Sund Ost	B4	wie B3b	wie B3	B3b	Mecklenburger Bucht
9610.10.01	Travemünde	B2	B2b	B2b	B2a/b	Ästuare
9610.10.02	Trave Pötenitzer Wiek	B2	B2a	B2a	B2a/b	Ästuare
9610.10.03	Untere Trave	B2	B2a	B2a	B2a/b	Ästuare

Das Makrozoobenthos weist eine noch feingliedrigere Aufteilung in 11 Bewertungseinheiten auf, die sich in erster Linie auf morphometrische und sedimentologische Besonderheiten der Gewässer stützt, da viele Brackwasserarten eine relativ große Salinitätstoleranz aufweisen. Dabei sind dem Wasserkörper eines Untertyps bis zu drei verschiedenen Bewertungseinheiten zugeordnet (u. a. B2a: Ästuare, Boden, mittlere Gewässer, Tab. 5 und 6) bzw. die Trennung von inneren und äußeren Küstengewässern (B2 und B3) zum Teil aufgehoben (u. a. Bewertungseinheit „Kieler Bucht“).

Tab. 6 Ausgewiesene Wasserkörper in den Küstengewässern der Ostsee Mecklenburg-Vorpommerns und die Zuordnung der hydrographischen Typologie sowie der Bewertungseinheiten durch die biologischen Qualitätskomponenten.

Wasserkörper			Komponente			
Code	Name	Typ	Phytoplankton	Makrophyten	Makrozoobenthos	
OD_01	Kleines Haff	B1	B1a	B1	B1a	innerste Gewässer
WP_01	Wismarbucht, Südteil	B2	B2b	B2	B2b	Buchten
WP_02	Wismarbucht, Nordteil	B2	B2b	B2	B2b	Buchten
WP_03	Salzhaff	B2	B2b	B2	B2b	Buchten
WP_04	südl. Mecklenburger Bucht/ Trave bis Warnemünde	B3	B3b	B3	B3b	Mecklenburger Bucht
WP_05	Unterwarnow	B2	B2a	B2	B2a/b	Ästuar
WP_06	südl. Mecklenburger Bucht/ Warnemünde bis Darß	B3	B3b	B3	B3b	Mecklenburger Bucht
WP_07	Ribnitzer See Saaler Bodden	B1	B1a B1b	B1	B1a	innerste Gewässer
WP_08	Bodstedter Bodden Koppelstrom	B1	B1a	B1	B1b	innere Gewässer
WP_09	Barther Bodden Grabow	B2	B2b	B2	B2a	mittlere Gewässer
WP_10	Prerowbucht	B3	B3a	B3	B3a	Darß bis Polen
WP_11	Gr. Jasmunder, Breetzer, Kubitzer, Wiecker Bodden	B2	B2a	B2	B2a	Bodden
WP_12	Strelasund	B2	B2a	B2	B2a	Bodden
WP_13	Greifswalder Bodden	B2	B2a	B2	B2a	Bodden
WP_14	Kleiner Jasmunder Bodden	B2	B2a	B2	B1b	innere Gewässer
WP_16	Peenestrom	B1	B1a	B1	B1b	innere Gewässer
WP_17	Achterwasser	B1	B1a	B1	B1a	innerste Gewässer
WP_18	Pommersche Bucht, Nordteil	B3	B3a	B3	B3a	Darß bis Polen
WP_19	Pommersche Bucht, Südteil	B3	B3a	B3	B3a	Darß bis Polen

Für einige Wasserkörper werden sowohl durch die Makrozoobenthos- als auch die Phytobenthosbewertung gleichsinnige Veränderungen der Typisierung als notwendig angesehen. Dies betrifft z. B. den Wasserkörper der Flensburger Innenförde, der in der Besiedlungsstruktur eher einem äußeren Gewässertyp zuzuordnen wäre, da beispielsweise die vorhandenen Hartsubstrathabitate nicht dem Typus eines inneren Küstengewässers entsprechen, hingegen die für innere Küstengewässer typischen ruhigen Buchten zur Ansiedlung von Characeengemeinschaften fehlen. Dies ist allerdings auch als Folge der Degradation dieser Gewässer zu betrachten, da die potenziell verfügbaren Buchten einer Nutzung (Hafenanlagen) unterliegen.

Nach aktuellem Entwicklungsstand der Bewertungsverfahren ist eine Bewertung unter Berücksichtigung aller geforderten biologischen Komponenten für alle

ausgewiesenen Wasserkörper uneingeschränkt möglich. Es existieren jedoch keine einheitlichen Bewertungsansätze für die hydrographischen Typen bzw. Sybtypen, die eine Vergleichbarkeit der Wasserkörper innerhalb eines Typs ermöglichen würden. Vielmehr kann die Bewertung nur mit Hilfe des definierten Wasserkörpers erfolgen.

Dem Anspruch der kleinräumigen Bewertung kann die mit der internationalen Interkalibrierung vorgegebene Typologie (Abschnitt 4) derzeit nicht gerecht werden. Dort wurden die Salinitätsgrenzen nochmals auf den Bereich 8-22 PSU ausgeweitet. Eine Unterscheidung zwischen inneren und äußeren Küstengewässern erfolgt derzeit nicht. Für alle drei biologischen Komponenten erstreckt sich dieser Salinitätsbereich über mehrere Bewertungseinheiten. Die aktuell für diesen Typ (B12b, Tab. 2) festgelegten Referenzwerte des Phytoplanktons und Makrophytenbewuchses (Makrozoobenthos liegt nicht vor) entsprechen den Werten für Stationen der Außenküste (B3b). Sie sind jedoch keinesfalls auf innere (geringer Wasseraustausch mit der Ostsee) und oligo- bzw. α -mesohaline Gewässertypen der nationalen Typisierung übertragbar.

Die Bewertung mit unterschiedlichen Bewertungseinheiten (Gewässertypen) birgt darüber hinaus noch ein weiteres Problem. So wird die Interkalibrierung der biologischen Komponenten untereinander zusätzlich erschwert. Diese Interkalibrierung verfolgt das Ziel, die durch die einzelne Komponente angezeigte ökologische Qualität mit den anderen Komponenten abzustimmen. Grundlage dieses Verfahrens ist meist die Herstellung einer gemeinsamen Schnittmenge entlang des Belastungsgradienten. Dieser Vergleich wird erschwert, wenn die Bewertungssysteme der biologischen Komponenten unterschiedlich stark auf typspezifische Veränderungen reagieren. So stehen beispielsweise der typspezifischen Beschreibung des „sehr guten ökologischen Zustands“ durch die Komponente Phytoplankton im Typ B2b mehrere wasserkörperspezifische Zustandsszenarien des Makrozoobenthos und der Makrophyten gegenüber.

Inwieweit dies zu unterschiedlich definierten trophischen Referenzzuständen und damit zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen durch die einzelnen Komponenten führen kann, ist derzeit nicht abschließend geklärt, da nur für einzelne Wasserkörper bewertungsrelevante Daten aller Qualitätskomponenten vorliegen (SELIG & SAGERT 2008). Ohne diese Daten, die ein abgestimmtes Monitoring aller Komponenten in allen ausgewiesenen Wasserkörpern voraussetzen, ist die Evaluierung der bestehenden Typologie in den nächsten Jahren kaum möglich.

Danksagung

Die Arbeit wurde durch das BMBF Projekt „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) gefördert.

Für die Bereitstellung der hydrographischen Angaben zu den Gewässern danken wir dem Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie MV (Mario von Weber) und dem Landesamt für Natur und Umwelt SH (Dr. Rolf Karez).

Literatur

- Caspers, H., 1958. Vorschläge einer Brackwassernomenklatur („The Venice System“). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 44: 313-315.
- 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 29925265/02. 175 pp.

- Domin, A., H. Schubert, J. C. Krause & U. Schiewer, 2004. Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514: 29-39.
- EU, 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. veröffentlicht am 22.12.2000. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327/1
- EU, 2005. ABl. Nr. L 243 vom 19.09.2005. Entscheidung 2005/646/EG der Kommission vom 17. August 2005 über die Erstellung eines Verzeichnisses von Orten, die das Interkalibrierungsnetz gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates bilden sollen (Aktenzeichen K(2005) 3140).
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Makrophytenmonitoring - Praxistest zum Makrophytenmonitoring 2006 in Schleswig-Holstein. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 199 pp.
- Gosselck, F., R. Bönisch, K. Brosda, J. Hübner, K. Meißner & H. Sordyl, 2003. Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen, Teil B Ostsee. BMBF Forschungsbericht 0330041. 156 pp.
- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg, 2002. Die Typisierung der Seen in Deutschland zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich, (eds), Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. *Limnologie aktuell* 11: 28-36.
- Meyer, T., T. Reincke & K. Fürhaupter, 2007. Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Teilprojekt 1 - Referenzartenlisten. Teilprojekt 2 – Bewertungsmodell. MARILIM im Auftrag der Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie. 99 pp.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2007. Bundesweiter Praxistest – Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Seen zur Umsetzung der WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O5.05. 114 pp.
- Nixdorf, B., 2006. Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht LAWA, 190 pp.
- Porsche, C., H. Schubert & U. Selig, 2008. Rezente Verbreitung submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 109-122
- Reimers, H.-C., 2005. Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich, (eds), Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. *Limnologie aktuell* 11: 37-45.
- Sagert, S., H.-G. Wagner & U. Selig, 2007. Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytoplankton. Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (4121.3-2006-511F). 64 pp.
- Sagert, S., T. Rieling, A. Eggert & H. Schubert, 2008a. Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). *Hydrobiologia* 611: 91-103.
- Sagert, S., U. Selig & H. Schubert, 2008b. Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 25-69.
- Schaumburg, J., U. Schmedtje, B. Köpf, C. Schranz, S. Schneider, D. Stelzer & G. Hofmann, 2006. Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos - Stand September 2006. Bayerisches Landesamt für Umwelt. 45 pp.
- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste, Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL Teil A: Äußere Küstengewässer. Bericht zum Forschungsvorhaben der LAWA. 187 pp.
- Schories, D., C. Pehlke & U. Selig, 2008. Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. *Ecological Indicators*, doi 10.1016/j.ecolind.2008.08.010.
- Schubert H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, Rostock. (www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/archives/Endbericht_ELBO.pdf). 183 pp

- Selig, U., A. Eggert, D. Schories, M. Schubert, C. Blümel & H. Schubert, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the Southern Baltic Sea. *Ecological Indicators* 7: 665-678.
- Selig U. & S. Sagert, 2008. Vergleich der drei biologischen Qualitätskomponenten zur Bewertung der Küstengewässer – Analyse eines Gesamtansatzes. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 91-108.
- von Weber, M., H. C. Reimers & J. Voß, 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 (http://www.wrrl-mv.de/pages/co_2004_kg_typo.htm).

Uwe SELIG*, Dirk SCHORIES, Constanze PEHLKE & Hendrik SCHUBERT

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock
uwe.selig@uni-rostock.de

Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ an der deutschen Ostseeküste

Classification approaches of macroalgae and angiosperms on the German Baltic Coast

Abstract

A classification system of macroalgae and angiosperms for the inner and outer coastal waters of the German Baltic coast was developed according to the guidelines of the European Water Framework Directive. These guidelines ask for a five step classification scheme (high, good, moderate, poor, bad) of the ecological state based on submerged macrophytes.

For the inner coastal water the approach is based on the comparison of the occurrence and distribution of plant communities in 1999-2003 with historical data of submerged macrophytes and their community structure. Despite the fact of very heterogeneous salinities (0.5 - 20.0 psu) in the study area, two general main criteria were identified as appropriate indicators of eutrophic degradation of the inner coastal waters: (1) the lower distribution depth of plant communities and (2) the loss of charophyte-dominated plant communities. The depth limit boundaries of charophyte plant communities and spermatophyte plant communities between the ecological classes were calculated by reduction of the water transparency.

A multimetric assessment system for sublittoral macrophytobenthos was developed for the outer German Baltic coast. This approach based on the depth limit distribution of *Zostera marina* and *Fucus vesiculosus*. In addition to these parameters different biomass ratios at specific depth levels (e. g. opportunistic algae versus eelgrass, opportunistic algae versus perennial algae) were integrated in the classification approach.

Keywords: charophytes, angiosperms, macroalgae, *Zostera marina*, *Fucus vesiculosus*, coastal water, Baltic Sea, Water Framework Directive

1 Einführung und Zielsetzung

Mit der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) soll bis 2015 für alle Oberflächengewässer der gute ökologische Zustand erreicht werden. Neben den Fließgewässern und den Seen umfassen die Oberflächen-

gewässer auch die Übergangs- und Küstengewässer, welche nach den Vorgaben der EU-WRRL beurteilt werden müssen. Dazu sind entsprechende Bewertungsverfahren erforderlich. Während für limnische Gewässer bereits deutschlandweite verbindliche Bewertungsverfahren existierten (u. a. LAWA 1998), gab es bis zum Jahr 2000 keine einheitlichen Bewertungsverfahren für die Übergangs- und Küstengewässer. In Mecklenburg-Vorpommern erfolgte die Bewertung nach einer Vorgabe des Landesamtes für Umwelt und Geologie (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MV 1991/1992), welche auf einem TGL-Entwurf der ehemaligen DDR basierte; als biologische Komponente wurde das Phytoplankton anhand seiner Biomasse mit einbezogen.

Untersuchungen zur submersen Vegetation erfolgten seit 1996 mittels eines Monitoringprogramms an Standorten entlang der deutschen Außenküste im Rahmen des HELCOM Programmes. In die Bewertung der Gewässer wurden diese Daten nicht mit einbezogen. Darüber hinaus entsprach das bisherige Gewässermonitoring nicht den Anforderungen der EU-WRRL. Aus diesem Grund bestand die Aufgabenstellung eine ökologische Bewertungsgrundlage für die biologische Qualitätskomponente „Großalgen/Angiospermen“ (im Folgenden als „Makrophyten“ zusammengefasst) für die Küstengewässer der südlichen Ostsee zu erstellen. Im Rahmen zweier Forschungsprojekte - BMBF-Projekt ELBO sowie LAWA-Projekt „Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach WRRL“- wurden erste Klassifizierungsansätze für die inneren (Gewässertyp B1, B2) und äußeren (Gewässertyp B3, B4) Küstengewässer der Ostsee erstellt. Schwerpunkte der Forschungsarbeiten bildeten die Erfassung der rezenten Vegetation und die Zusammenstellung und Analyse aller verfügbaren historischen Daten. Diese Bewertungsansätze wurden ab 2004 in Rahmen von Praxistests durch die Landesämter erprobt und weiterentwickelt.

Im Rahmen dieser Publikation wird die Herleitung und der derzeitige aktuelle Stand der Entwicklung beider Bewertungsverfahren vorgestellt.

2 Bewertungungsverfahren für die inneren Küstengewässer

Nach der Typisierung durch die Landesämter entsprechend der EU-WRRL wurden die Förden, Bodden und Haffe entlang der Ostseeküste als innere Küstengewässer der Gewässertypen B1 und B2 eingestuft (SAGERT et al. 2008). Aus diesen Gewässern lagen keine Monitoringuntersuchungen vor dem Jahr 2000 vor, so dass hier mit Beginn der Umsetzung der EU-WRRL erst eine Bestandsanalyse erfolgen musste.

2.1 Festlegung des Referenzzustandes

Durch BLÜMEL et al. (2002) wurden umfangreiche Analysen der historischen Daten der submersen Vegetation durchgeführt. Dazu wurden die Herbarien der Universitäten Greifswald, Berlin (FU), Rostock und Hamburg sowie des Müritz-Museums Waren und des Meeresmuseums Stralsund ausgewertet. Wasserpflanzenbelege aus der Zeit von 1750 bis 2000 konnten Fundstellen an der deutschen Ostseeküste zugeordnet werden. Dabei musste aufgrund der umfangreichen Belege eine Beschränkung auf Characeen sowie höhere Pflanzen (Spermatophyten) erfolgen. Für die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurden so insgesamt 80 Taxa submerser Makrophyten nachgewiesen. Zusätzlich wurden

Literaturangaben zu Fundorten im Untersuchungsgebiet ausgewertet. Insgesamt konnten auf diese Weise 2869 Nachweise von Makrophyten einzelner Standorte in den Küstengebieten Mecklenburg-Vorpommerns zugeordnet werden. Aus diesen historischen Belegen über die Makrophyten der Boddengewässer wurde ein historisches Leitbild entwickelt und Pflanzengemeinschaften als Referenzen definiert (SCHUBERT et al. 2007).

Aus den historischen Makrophytenbefunden können keine oder nur sehr wenige Aussagen über die pristinen unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten getroffen werden. In den Herbarien und historischen Literaturangaben fehlen i. d. R. Angaben zur Sammeltiefe bzw. Tiefenverbreitung der Arten. Aus diesem Grund existieren nur sehr wenige Angaben zur Tiefenverbreitung in den inneren Küstengewässern (Tab. 1).

Tab. 1 Historische Angaben zur unteren Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns.

Art	Gewässer	Tiefe	Quelle
Characeen	Bodstedter Bodden	4 m	HOLTZ (1861)
Characeen	westl. DZBK	0,8 m	BEHRENS (1982)
<i>Chara liljebladii</i>	Großer Jasmunder Bodden	4-6 m	TRAHMS (1940)
Rotalgen	Greifswalder Bodden	90% Bedeckung	SEIFERT (1938)
<i>Tolypella nidifica</i>	westl. Ostsee	5-15 m	REINKE (1889)
<i>Tolypella nidifica</i>	Darß-Zingster Boddenkette	2,4 m	LINDNER (1972)

Zur Berechnung pristiner unterer Verbreitungsgrenzen wurde durch DOMIN et al. (2004) ein Berechnungsmodell entwickelt. Mit Hilfe dieses Modells wurden aus den maximal erreichbaren Lichteindringtiefen die historischen Lichtbedingungen, d. h. (2) die pristinen Lichtattenuationskoeffizienten, der einzelnen Gewässer abgeschätzt und dann, unter Heranziehung von (1) Oberflächen-Tageslichtdosen eines Referenzjahres und (3) artspezifischen Lichtansprüchen, die pristinen unteren Verbreitungsgrenzen (uVg) der Makrophyten rekonstruiert (Abb. 1).

Für die Rekonstruktion des unbekanntes historischen Unterwasserlichtklimas wurde ein auf aktuellen Messdaten beruhender mathematischer Algorithmus entwickelt. In den inneren Küstengewässern sind neben der Eigenabsorption des Wassers die lichtabsorbierenden Gelbstoffe (auch cDOM: *coloured dissolved organic matter*) und das Phytoplankton die Hauptkomponenten der Lichtattenuation (SCHUBERT et al. 2001). Das mit den Bächen und Flüssen in die inneren Küstengewässer fließende Süßwasser (100% cDOM) durchmischt sich mit dem Wasserkörper der offenen Ostsee (0% cDOM). Dies führt zu einer Verdünnung der mit dem Süßwasser einströmenden Gelbstoffe und die Lichtattenuation nimmt mit steigendem Ostseewasseranteil ab, d. h. der Lichtattenuationskoeffizient k_0 ist eine Funktion des Mischungsverhältnisses. Die potenziellen (pristinen) Eindringtiefen des Lichtes wurden anhand der für jedes Gewässer bestimmten k_0 -Werte berechnet. Entsprechend der differenzierten Lichtansprüche der Makrophyten wurden zunächst fünf verschiedene relative Eindringtiefen (85, 40, 10, 1 und 0,1% - SCHUBERT et al. 2003) unterschieden. Diese Ausbreitungsgrenzen spiegeln aber nur grob die Lichtansprüche der einzelnen Arten wider. So sind Pflanzen u. a. in der Lage, sich an unterschiedliche Lichtintensitäten anzupassen.

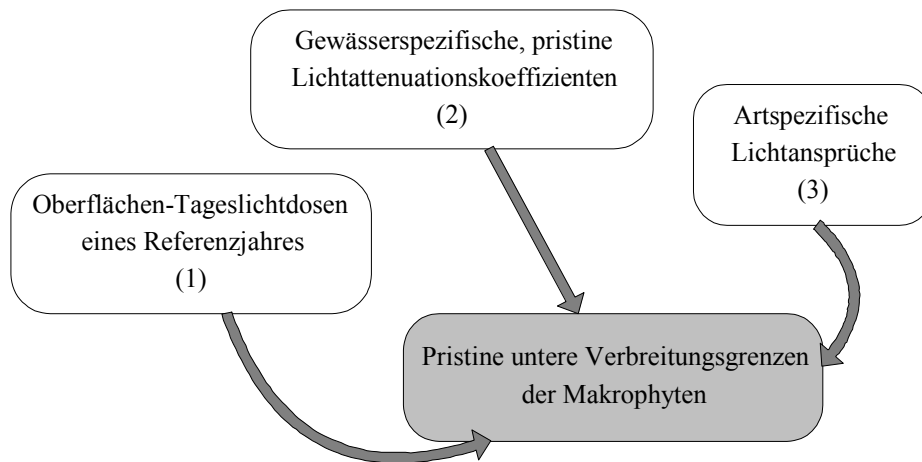


Abb. 1 „Pristines Lichtmodell“ zur Bestimmung der pristinen unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten – Abbildung aus Schubert et al. (2003).

Anhand der modellierten pristinen Lichteindringtiefen, den Oberflächen-Tageslichtdosen eines Referenzjahres und der Lichtansprüche der Makrophyten (als % des Oberflächenlichtes) wurden pristine untere Verbreitungsgrenzen berechnet. Hierbei wurden andere abiotische und biotische Faktoren wie z. B. Temperaturabhängigkeit, mechanische Beschädigung, Konkurrenz, Infektion und Fraßdruck nicht berücksichtigt.

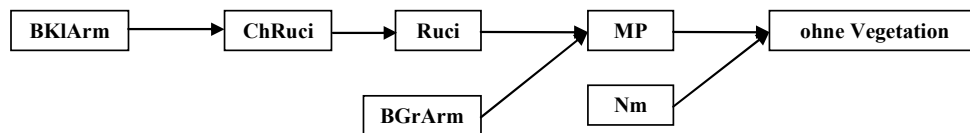
2.2 Charakterisierung der Degradationsindikatoren

Der Rückgang und Ausfall der submersen Vegetation ist eine Folge der Degradation der Gewässer. BEHRENS (1982) beschrieb bereits den Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze in der Darß-Zingster-Boddenkette (DZBK) als ein Effekt der Eutrophierung in diesen Küstengewässern. Er dokumentierte einen Rückgang der bewachsenen Fläche der Boddengewässer zwischen 1970 (LINDNER 1972) und 1979 um 5 bis 25%. Anhand dieser Daten und auch den vorliegenden Bewertungsverfahren anderer Ostseeanrainer wird die untere Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation als geeigneter Indikator zur Bewertung des ökologischen Zustandes angesehen.

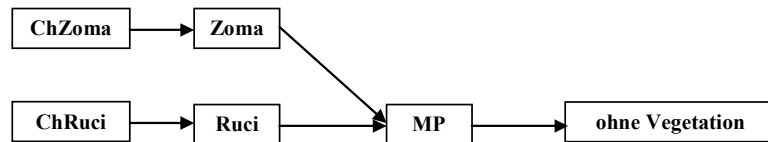
Als zweites Bewertungskriterium für den ökologischen Zustand fungiert die Präsenz bzw. der Ausfall von Pflanzengemeinschaften. Hierzu wurden im ELBO-Projekt Degradationsreihen für die einzelnen Gewässer aufgestellt (Abb. 2).

Bei einer Degradation kommt es zuerst zum Ausfall der Characeengemeinschaften. Im weiteren Verlauf sind es dann alle zusätzlich historisch beschriebenen Spermatophyten-Gemeinschaften. Eine weitere Stufe der Degradation stellt die Gemeinschaft aus *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* dar, welche historisch nicht beschrieben wurde (BLÜMEL et al. 2002), rezent aber vorgefunden wird (SCHUBERT et al. 2003). Rudimente der Vegetation bzw. vegetationslose Gewässer stellen die letzte Stufe der Degradationsreihe dar.

Darß-Zingster Boddenkette



Greifswalder Bodden



Salzhaff

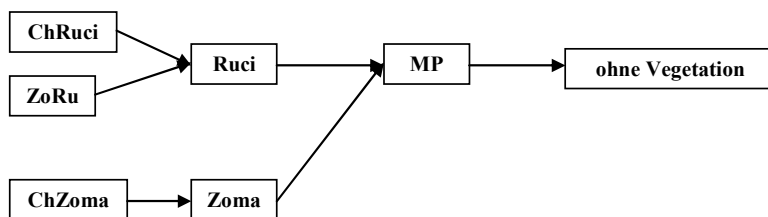


Abb. 2 Darstellung der Degradationsreihen der Pflanzengemeinschaften für drei Küstengewässer nach BLÜMEL (unveröffentlicht) – Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 4.

Durch das ELBO-Projekt wurde auch eine Beschreibung des Phytals (Hartbodengemeinschaft) vorgenommen. Die vorhandenen, insbesondere historischen Daten, reichen aber nicht aus, um eine differenzierte fünfstufige Bewertung vorzunehmen. Aus diesem Grund fließen die Daten zurzeit nicht weiter in den Bewertungsansatz ein, sie sollten aber regelmäßig mit erhoben werden.

2.3 Bewertung

2.3.1 Berechnung der unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten

Im Zuge der Praxistests 2004 bis 2006 hat sich deutlich gezeigt, dass neben der maximalen unteren Verbreitungsgrenze eine spezifische Verbreitungsgrenze für die Characeengemeinschaften ausgewiesen werden muss, um hier den unterschiedlichen artspezifischen Lichtansprüchen gerecht zu werden. Dieses war im ELBO-Bewertungsverfahren so vorgesehen, wurde jedoch nicht konsequent bei der Erstellung der Bewertungstabellen für die einzelnen Gewässer umgesetzt. In einer weiteren Überarbeitung wurde für die Spermatophytengemeinschaften ein Lichtbedarf von 10% und für die Characeengemeinschaften ein Lichtbedarf von 40% des Oberflächenlichtes angenommen. Der pristine Referenzwert wurde nach dem unter 2.1 beschriebenen Modell ermittelt. Die Klassengrenzen wurden mit einer Abnahme der Eindringtiefe des Lichtes um 1, 5, 25 und 50% in Anlehnung an SELIG et al. (2007) definiert. Diese Berechnungen wurden für alle ausgewiesenen Wasserkörper anhand der jeweiligen Salinitätswerte vorgenommen, so dass jetzt für jeden dieser Wasserkörper die Verbreitungsgrenzen für Spermatophyten und Characeengemeinschaften vorliegen (Tab. 2, 3).

Tab. 2 Berechnete Verbreitungsgrenzen (Angaben in Metern) für die Spermatophyten-gemeinschaften in den inneren Küstengewässern an der deutschen Ostseeküste.

EQR_normiert	Ref	sg/g	g/m	m/u	u/s	s
	1,0	0,8	0,6	0,4	0,2	0
Mecklenburger Bucht MV						
Wismarbucht	8,0	7,6	6,3	3,5	1,8	0
Salzhaff (Mitte)	5,2	4,6	3,5	1,7	0,9	0
Unterwarnow	6,4	6,0	5,0	2,6	1,4	0
Nordrügensche Boddengewässer						
Libben	7,5	7,2	6,2	3,6	1,9	0
Vitter Bodden	6,1	5,8	5,1	3,0	1,6	0
Schaproder Bodden	6,0	5,7	4,8	2,6	1,3	0
Kubitzer Bodden	7,2	6,7	5,3	2,7	1,4	0
Rassower Strom	6,0	5,8	5,0	2,9	1,6	0
Breetzer Bodden	5,5	5,3	4,5	2,5	1,3	0
Gr. Jasmunder Bodden	5,5	4,7	3,5	1,7	0,8	0
Kl. Jasmunder Bodden	2,7	2,2	1,5	0,7	0,4	0
Strelasund	5,0	4,6	3,7	1,9	1,0	0
Greifswalder Bodden	7,3	7,0	5,9	3,3	1,7	0
Oderzufluss						
Achterwasser	3,2	1,9	1,3	0,6	0,3	0
Peenestrom	3,3	2,6	1,8	0,9	0,4	0
Kleines Haff	3,0	1,9	1,3	0,6	0,3	0
DZBK						
Grabow	4,0	3,6	2,8	1,4	0,7	0
Barther Bodden	3,2	2,6	1,8	0,9	0,4	0
Bodstedter Bodden	3,0	2,5	1,8	0,8	0,4	0
Saaler Bodden	3,0	2,1	1,4	0,6	0,3	0
Ribnitzer See	3,0	1,7	1,1	0,5	0,3	0
Schleswig-Holstein						
Flensburger Binnenförde	8,0	7,4	5,9	3,0	1,5	0
Kieler Förde	6,0	5,7	4,7	2,5	1,3	0
Trave	5,4	4,2	2,9	1,4	0,7	0
Orther Bucht	5,2	5,0	4,5	2,7	1,5	0
Schleimünde	5,0	4,3	3,1	1,5	0,8	0
Mittlere Schlei	3,6	3,2	2,4	1,2	0,6	0
Innere Schlei	2,8	2,1	1,4	0,7	0,3	0

Basierend auf dem ELBO-Verfahren fallen Characeengemeinschaften als erste Pflanzengemeinschaften aus und sind nicht mehr im „unbefriedigenden“ und „schlechten“ ökologischen Zustand der inneren Küstengewässer anzutreffen. Aus diesem Grund wurden nur für die Klassengrenzen bis zum „mäßigen“ Zustand (Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“) Verbreitungstiefen angegeben (Tab. 3). Dies bedeutet, dass für die Klassengrenze „sehr gut/gut“ ein 5%-iger und für die Klassengrenze „gut/mäßig“ ein 25%-iger Rückgang der Eindringtiefe des Lichtes angesetzt werden. Die Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“ wird für alle Gewässer unabhängig des gewässerspezifischen Lichtattenuationskoeffizienten auf 0,5 m festgelegt.

Tab. 3 Berechnete Verbreitungsgrenzen (Angaben in Metern) für die Characeengemeinschaften in den inneren Küstengewässern an der deutschen Ostseeküste.

EQR_normiert	Ref 1	sg/g 0,8	g/m 0,6	m/u 0,4	u 0
Mecklenburger Bucht MV					
Wismarbucht	5,2	4,5	2,8	0,5	0
Salzhaff (Mitte)	3,6	2,9	1,6	0,5	0
Unterwarnow	3,8	3,3	2,1	0,5	0
Nordrügensche Boddengewässer					
Libben	4,5	4,0	2,7	0,5	0
Vitter Bodden	4,0	3,6	2,3	0,5	0
Schaproder Bodden	4,0	3,5	2,1	0,5	0
Kubitzer Bodden	4,2	3,6	2,2	0,5	0
Rassower Strom	3,5	3,2	2,1	0,5	0
Breetzer Bodden	3,5	3,1	2,0	0,5	0
Gr. Jasmunder Bodden	3,5	2,8	1,5	0,5	0
Kl. Jasmunder Bodden	2,1	1,4	1,0	0,3	0
Strelasund	3,5	2,9	1,7	0,5	0
Greifswalder Bodden	5,0	4,4	2,7	0,5	0
Oderzufluss					
Achterwasser	2,2	1,2	1,0	0,3	0
Peenestrom	2,4	1,7	1,0	0,4	0
Kleines Haff	2,0	1,2	1,0	0,3	0
Darß-Zingster Boddenkette					
Grabow	3,0	2,4	1,3	0,5	0
Barther Bodden	2,6	1,7	1,2	0,4	0
Bodstedter Bodden	2,4	1,6	1,2	0,4	0
Saaler Bodden	2,2	1,4	1,1	0,3	0
Ribnitzer See	2,0	1,2	1,0	0,3	0
Schleswig-Holstein					
Flensburger Binnenförde	4,0	3,5	2,2	0,5	0
Kieler Förde	3,8	3,3	2,0	0,5	0
Trave	3,5	2,5	1,3	0,5	0
Orther Bucht	3,8	3,4	2,2	0,5	0
Schleimünde	3,2	2,5	1,4	0,5	0
Mittlere Schlei	2,8	2,1	1,1	0,5	0
Innere Schlei	2,5	1,4	0,9	0,3	0

Diese beschriebene Vorgehensweise konnte nicht auf die B1-Wasserkörper angewendet werden, da die daraus resultierenden sehr geringen Verbreitungstiefen den „guten“ ökologischen Zustand bereits widerspiegeln würden, was jedoch nicht den realen Bedingungen entspricht. Aus diesem Grund musste hier eine „Aufwertung“ der Klassengrenze „sehr gut/gut“ bzw. „gut/mäßig“ für die Tiefenverbreitung erfolgen. Diese orientierte sich am 1%-igen bzw. 5%-igen Rückgang des Oberflächenlichtes. Die Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“ wurde mit einem 50%-igen Rückgang der Lichteindringtiefe festgesetzt. Die Ausweisung von Tiefengrenzen in den sehr flachen B1-Wasserkörpern ist weiterhin als problematisch zu betrachten. SCHUBERT et al. (2003) entwickelten aus diesem Grund auch nur ein dreistufiges Verfahren für diese oligohalinen Gewässer bzw. berücksichtigten die B1a-Wasserkörper nicht in ihrem ersten Bewertungsansatz. Die geringe Tiefe und die

ebenfalls vorhandenen natürlichen Wasserstandsschwankungen in diesen Gewässern lassen nur schwer Abgrenzungen zwischen fünf Zustandsklassen zu. Hier sind deutlich die Grenzen (Schwächen) des vorliegenden Bewertungsansatzes zu sehen. SAGERT et al. (2007) entwickelten für salzwasserbeeinflusste Seen (Strandseen) ein Bewertungsverfahren in Anlehnung an das Phylib-Verfahren für limnische Gewässer. Eine Anwendung dieses Verfahrens für die oligohalinen, flachen Küstengewässer ist möglich und sollte für spätere Evaluierungen des Bewertungsverfahrens genutzt werden.

Für die Verrechnung der Verbreitungsgrenzen miteinander und mit der Pflanzengemeinschaft werden die Tiefengrenzen in einen normierten EQR transformiert (als EQR_{Tr-Sp} für die Spermatophytengemeinschaften und EQR_{Tr-Ch} für die Characeengemeinschaften). Die Berechnung erfolgt durch Interpolieren zwischen den beiden Klassengrenzen, in der sich die ermittelte Tiefengrenze der Vegetation bzw. Pflanzengemeinschaft befindet. Die Klassengrenze „unbefriedigend/schlecht“ ($EQR_{norm} 0,2$) wird für die untere Verbreitungsgrenze der Characeengemeinschaften nicht ausgewiesen, da diese nur bis zum „mäßigen“ Zustand vorkommen. Die Verrechnung des EQR unterhalb des „mäßigen“ Zustandes erfolgt dann über die Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“ ($EQR_{norm} 0,4$) und der unteren Klassengrenze des „schlechten“ Zustandes ($EQR_{norm} 0,0$) (Tab. 3).

2.3.2 Definition von Pflanzengemeinschaften

Neben den unteren Verbreitungsgrenzen der Vegetation ist die Ausweisung von Pflanzengemeinschaften ein wesentliches Kriterium für die Bewertung der inneren Küstengewässer. So wurden anhand von historischen Analysen durch BLÜMEL et al. (2002) 13 Pflanzengemeinschaften ausgewiesen: acht wurzelnde Pflanzengemeinschaften und fünf Gemeinschaften aus Makroalgen.

Neben diesen historischen Gemeinschaften wurde durch SCHUBERT et al. (2003) noch eine weitere rezent vorkommende Pflanzengemeinschaft definiert (*Myriophyllum-Potamogeton*-Gemeinschaft). MERTENS (2006) definierte *Phragmites*-Bestände als eine weitere typische Pflanzengemeinschaft in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. Im Bewertungsverfahren werden aber nur noch submerse Gemeinschaften berücksichtigt. Die Auswertung der Ergebnisse aus den Praxistests von 2004 bis 2007 zeigte, dass eine eindeutige Zuordnung der Vegetationsaufnahmen zu den ausgewiesenen Pflanzengemeinschaften nicht immer möglich war. Dies betraf vor allem auch die B1-Wasserkörper, welche nicht im Rahmen des ELBO-Projekts erfasst wurden. Nach Vorlage der Daten aus dem Praxistest wurden die Aufnahmen ausgewertet und weitere Pflanzengemeinschaften definiert. Dabei konzentrierte man sich auf wurzelnde, submerse Gemeinschaften, weil nur diese in dem Bewertungsverfahren Berücksichtigung finden. Die Definition der Pflanzengemeinschaften orientierte sich an denen von BERG et al. (2001) für Mecklenburg-Vorpommern und BEHRENS (1982) für die Darß-Zingster-Boddenkette.

Ergänzend zu den historischen und rezenten Pflanzengemeinschaften wurden weitere Zustände der Vegetation definiert, welche die Degradationsstufen der submersen Vegetation kennzeichnen. So wurde ein Characeen-Bestand definiert, welcher nur aus einer Art besteht. Analog wurde das Auftreten einer Spermatophytenart als Spermatophyten-Bestand definiert. Treten diese Bestände oder auch Pflanzengemeinschaften nur noch rudimentär auf (Bedeckungsgrad kleiner 10%), so erfolgt die Definition nicht als Bestand oder Pflanzengemeinschaft, sondern wird mit „keine Pflanzengemeinschaft“ ausgewiesen.

Als letzte Degradationsstufe wurde „keine Vegetation“ definiert. Daraus ergeben sich jetzt 16 Pflanzengemeinschaften, Pflanzenbestände bzw. Zustände der submersen Vegetation, welche in die Bewertung einfließen (Tab. 4). Alle vorkommenden Pflanzengemeinschaften wurden entsprechend ihrer Zuordnung einer Degradationsstufe mit einem ökologischen Wert (ecological value EV_{PG}) zugeordnet, um eine Verrechnung mit den beiden Tiefengrenzen zu ermöglichen. Diese Gemeinschaften wurden den Wasserkörpern (B1 und B2) anhand ihrer historischen Beschreibung, rezentem Verbreitung und Salztoleranz der Arten entsprechend dem heutigen Wissensstand zugeordnet (Tab. 5).

2.3.3 Erarbeitung eines Berechnungsmodells

In dem bisherigen Bewertungsvorschlag wurde keine Verrechnung der Einzelparameter vorgenommen (Pflanzengemeinschaften und Tiefengrenze), sondern eine Entscheidungspriorität getroffen (SELIG & MARQUARDT 2007). Diese Festlegungen haben sich nicht als vollständig praxistauglich erwiesen, da die vorliegenden Monitoringuntersuchungen ein weiteres Variationsspektrum aufwiesen als im Bewertungsmodul vorgesehen war. Außerdem sollte nach den Vorgaben der EU-WRRL eine Verrechnung als EQR (ecological quality ratio) angestrebt werden. Nach der Überarbeitung der Tiefengrenzen und Definition der Pflanzengemeinschaften liegen nun drei Einzelwerte vor, welche in einen EQR-Wert transformiert werden können (EQR_{norm}) bzw. als ökologischer Wert definiert sind. Diese drei Indizes werden mittels Median verrechnet (EQR für Makrophyten). Durch SELIG & SAGERT (2008) wird eine erste Berechnung nach diesem neuen Verrechnungsmodus für drei Gewässer vorgenommen und mit Daten zum Phytoplankton und Makrozoobenthos verglichen.

Tab. 4 Definition der submersen Pflanzengemeinschaften innerer Küstengewässer nach SCHUBERT et al. (2003) sowie deren Erweiterung nach SELIG & PORSCHKE (2008). Für jede Pflanzengemeinschaft erfolgte eine Zuordnung der ökologischen Wertigkeit (EV_{PG}) entsprechend der Degradationsreihen. * Nach dem heutigen taxonomischen Wissensstand ist eine Trennung von *Chara baltica* und *C. liljebladii* nicht eindeutig gegeben.

Pflanzen-gemeinschaft	diagnostische Arten nach ELBO für Mecklenburg-Vorpommern SCHUBERT et al. (2003)	Veränderungen der diagnostische Arten für alle Gewässer (MV und SH) SELIG & PORSCHKE (2008)	EV_{PG}
Bodden-Großarm-leuchteralgen (BGrArm)	<i>Chara tomentosa</i> und <i>C. liljebladii</i>	<i>Chara tomentosa</i> und <i>C. liljebladii</i> bzw. <i>C. baltica</i> *, <i>C. horrida</i> (mindestens 2 Arten)	0,9
Bodden-Kleinarm-leuchteralgen (BKIArm)	<i>Chara aspera</i> und/oder <i>C. baltica</i> und/oder <i>C. canescens</i> (mindestens 2 Arten)	<i>Chara aspera</i> , <i>C. baltica</i> , <i>C. canescens</i> , <i>Lamprothamium papulosum</i> , <i>Tolypella nidifica</i> (mindestens 2 Arten)	0,9
Characeen- <i>Ruppia cirrhosa</i> (ChRuci)	<i>Chara aspera</i> und/oder <i>C. baltica</i> und/oder <i>C. canescens</i> und <i>Ruppia cirrhosa</i>	2 der o.g. Characeenarten sowie <i>Ruppia cirrhosa</i> und/oder <i>R. maritima</i>	0,8
Characeen- <i>Zostera marina</i> (ChZoma)	<i>Zostera marina</i> und <i>Tolypella nidifica</i> und/oder <i>Chara aspera</i> , <i>C. baltica</i> , <i>C. canescens</i> , <i>C. liljebladii</i>	<i>Zostera marina</i> und 2 der o.g. Characeenarten	0,8

Pflanzen- gemeinschaft	diagnostische Arten nach ELBO für Mecklenburg- Vorpommern SCHUBERT et al. (2003)	Veränderungen der diagnostische Arten für alle Gewässer (MV und SH) SELIG & PORSCHE (2008)	EV_{PG}
<i>Myriophyllum- Potamogeton</i> (MP)	ausschließlich <i>Myriophyllum spicatum</i> und/oder <i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i> und/oder <i>Potamogeton pectinatus</i> ohne Characeen, <i>Najas</i> , <i>Zostera</i> , <i>Ruppia</i>	0,3
<i>Najas marina</i> (Nm)	<i>Najas marina</i>	ohne Veränderungen	0,6
<i>Ruppia cirrhosa</i> (Ruci)	<i>Ruppia cirrhosa</i> ohne indikatorische Begleiter	<i>Ruppia cirrhosa</i> und/oder <i>R. maritima</i> ohne indikatorische Begleiter	0,5
<i>Zostera marina</i> (Zoma)	<i>Zostera marina</i> ohne indikatorische Begleiter	ohne Veränderungen	0,5
<i>Zostera noltii- Ruppia cirrhosa</i> (ZoRu)	<i>Ruppia cirrhosa</i> mit <i>Zostera noltii</i>	<i>Ruppia cirrhosa</i> und/oder <i>R. maritima</i> mit <i>Zostera noltii</i>	0,5
Characeen-Bestand (CharaB)		nur eine Characeenart tritt auf, mit und ohne Begleitarten wie <i>Ruppia</i> sp. und <i>Zostera marina</i>	0,6
<i>Ceratophyllum- Potamogeton</i> (CeraPot)		<i>Ceratophyllum submersum</i> mit <i>Potamogeton crispus</i> und/oder <i>P. pectinatus</i>	0,5
<i>Ranunculus</i> (Ranu)		<i>Ranunculus baudotii</i> , <i>Schoenoplectus</i>	0,4
<i>Potamogeton</i> (Potamo)		<i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. lucens</i> , <i>P. perfoliatus</i> ,	0,5
<i>Spermatophyten- Bestand</i> (SpermB)		nur eine Art mit einer Stetigkeit/ Bedeckung > 2 bzw. 10%	0,2
keine Pflanzengemeinschaft (kPG)		nur Einzelpflanzen mit Stetigkeit und Bedeckung ≤2 bzw. 10%	0,1
Keine Vegetation (kV)		keine einzige Art vorkommend	0,0

Tab. 5 Zuordnung der Pflanzengemeinschaften zu den Wasserkörpern B1 und B2.

Pflanzengemeinschaft	0,5-3 PSU (B1a)	3-5PSU (B1b)	5-10 PSU (B2a)	10-18 PSU (B2b)
Bodden-Großarmleuchteralgen (BGrArm)	X	X	X	
Bodden-Kleinarmleuchteralgen (BKIArm)	X	X	X	
Characeen- <i>Ruppia cirrhosa</i> (ChRuci)	X	X	X	x
Characeen- <i>Zostera marina</i> (ChZoma)		X	X	X
<i>Myriophyllum-Potamogeton</i> (MP)		X	x	x
<i>Najas marina</i> (Nm)	X	X	X	
<i>Ruppia cirrhosa</i> (Ruci)	X	X	X	X
<i>Zostera marina</i> (Zoma)		X	X	X

Pflanzengemeinschaft	0,5-3 PSU (B1a)	3-5PSU (B1b)	5-10 PSU (B2a)	10-18 PSU (B2b)
<i>Zostera noltii</i> - <i>Ruppia cirrhosa</i> (ZoRu)		X	X	X
Characeen-Bestand (CharaB)	X	X	X	X
<i>Ceratophyllum-Potamogeton</i> (CeraPo)	X			
<i>Ranunculus</i> (Ranu)	X	X	X	
<i>Potamogeton</i> Gemeinschaft (Pota)	X	X		
Spermatophyten-Bestand	X	X	X	X
keine Pflanzengemeinschaft (kPG)	X	X	X	X
keine Vegetation (kV)	X	X	X	X

3 Bewertungsverfahren für die äußeren Küstengewässer

3.1 Auswertung historischer Daten

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) kam 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). Für die Zustandsbewertung der Ostsee entsprechend der EU-WRRL muss zwischen erranter und adnater Flora unterschieden werden. Während die adnante mehrjährige Flora zumindest auf stabilen Hartsubstraten Auskunft über langfristige Bestandsentwicklungen geben kann, ist die Einschätzung der erranten Flora schwieriger, da sich durch Verdriftung und Zusammenlagerung die Vegetationsverhältnisse nicht standortgebunden auftreten. Verkompliziert wird die Bewertung durch die Entwicklung ephemerer Algen wie *Chaetomorpha linum*, *Ulva* spp. und *Pylaiella littoralis*, die sich frühzeitig in ihrer Entwicklung vom Substrat lösen oder aus überwinterten 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 *Z. marina* als geeigneter Parameter für die Bewertung entsprechend der EU-WRRL spiegelt sich bereits in den Empfehlungen des schwedischen Umweltamtes und dänischen Untersuchungen wider (KRAUSE-

JENSEN et al. 2000, 2003). Dabei wird davon ausgegangen, dass Veränderungen in der Tiefenverteilung von *Z. marina* auf die 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 dass dies als Verschlechterung bzw. Verbesserung des ökologischen Zustandes bewertet werden darf.

Die Arbeiten von REINKE (1889) und REINBOLD (1889, 1890) wurden als Grundlage für die Beschreibung eines historischen Leitbildes zur Makroalgenvegetation der westlichen Ostsee genutzt. Für den östlichen Bereich, insbesondere östlich der Darßer Schwelle, wo zahlreiche Arten ihre Verbreitungsgrenze finden, bilden die Arbeiten von LAKOWITZ (1907, 1929) die Grundlage für die Erstellung eines Leitbildes.

In nahezu 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 30 m, LAKOWITZ (1929) gibt 25 m als größte Tiefe für Rotalgen an. Nach BREUER (1989) lag die licht- und substratspezifische Vegetationsuntergrenze in der Kieler Bucht im Jahr 1989 etwa bei 22 m Tiefe. Als unzureichend untersucht muss der Zeitraum von 1990 bis jetzt 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.

Da das Seegras *Zostera marina* und der Blasentang *Fucus vesiculosus* die beiden verbreitetsten Arten entlang des Salzgradienten der Ostsee sind, wurde insbesondere für diese beiden Arten eine Analyse über die historische Tiefenverbreitung vorgenommen. Danach wird eine Verbreitungstiefe von 10 m entlang der deutschen Ostseeküste als historisch gesichert angesehen (SCHORIES et al. 2008).

3.2 Beschreibung von Degradationsindikatoren

Auf Grundlage der Auswertung der historischen Daten lassen sich folgende Degradationsanzeiger definieren: Rückgang der Verbreitungsgrenzen, Ausfall von Arten und Veränderungen der Lebensgemeinschaften sowie das Auftreten von Neophyten.

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 beiden Jahrzehnten durchgeführt (DENNISON 1985, 1987, DENNISON & ALBERTE 1985, PEDERSÉN & KRAUSE-JENSEN 1996, KRAUSE-JENSEN et al. 2000, 2003). Allerdings wurde nicht für die gesamte Ostsee ein Rückgang der *Zostera*-Bestände beobachtet. BOSTROEM et al. (2002) konnten in

einem historischen Vergleich keine negative Entwicklung bezüglich der *Zostera*-Dichten bei Tvaerminne, SW Finnland, feststellen.

Neben dem Rückgang der Verbreitungstiefe wird eine Veränderung auf Art- und Gemeinschaftsebene als Folge der Gewässerdegradation angesehen. Es stellt sich derzeit aber die Frage, ob sich diese Veränderungen zur Bewertung entsprechend der EU-WRRL anwenden lassen. Dazu ist der Wissensstand sehr gering. BREUER (1989) beschreibt als einzige den Aufbau der Vegetation sehr intensiv und vergleicht die eigenen Untersuchungen mit SCHWENKE (1964). Danach lässt sich aufzeigen, dass zwischen den sechziger und den achtziger Jahren des 20. Jahrhunderts die Biomasse in der Kieler Bucht oberhalb 12 m Wassertiefe anstieg, während sie in den tieferen Bereichen zurückgegangen war. Geschlossene *Zostera*-Wiesen kamen in den sechziger Jahren bis in 6 m Wassertiefe vor. Die Braunalge *Fucus serratus* und die Rotalgen *Furcellaria lumbricalis* und *Ceramium* spp. dominierten den Tiefenbereich bis 8 m. In 8-10 m Wassertiefe kamen *Furcellaria lumbricalis* sowie *Saccharina latissima* häufig vor. Nach BREUER (1989) wird die sublitorale Vegetation ab 6 m zu 93% der Biomasse von überwiegend mehrjährigen Rotalgen-Gemeinschaften gebildet und 5% von den Brauntangen *Laminaria digitata* und *Saccharina latissima*, 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 und 18 m Tiefe kam die Rotalge *Phycodrys rubens* vor. Zusammen mit *Coccotylus truncatus* bildete sie 56% der Biomasse. Am auffälligsten sind die lichtbedingte Abnahme der roten Feinalgen sowie die Zunahme der Blattbuscharten. Bei Feinalgen wird eine Lichtgrenze in 14 m Tiefe bei $11 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ im Jahresmittel oder 3% der Oberflächeneinstrahlung angenommen. Im Tiefenbereich bei 18 m sind die Artengemeinschaften auf *Coccotylus truncatus*, *Phycodrys rubens*, *Delesseria sanguinea*, *Laminaria digitata* und *Saccharina latissima* beschränkt.

Die Veränderungen des Arteninventars sind nicht nur auf die Effekte der Eutrophierung, sondern auch teilweise auf das Einwandern von Neophyten zurückzuführen. So müssen *Fucus evanescens* und *Dasya baillouviana* bereits als etabliert und weit verbreitet im westlichen Teil der deutschen Ostsee angesehen werden (JANSSON 1994, NIELSEN et al. 1995). Die Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* wurde im August 2005 erstmals an der deutschen Ostseeküste gefunden (SCHORIES & SELIG 2006) und breitet sich seitdem weiter ostwärts aus. Rückgängig sind dagegen die Bestände von *Fucus vesiculosus*, *F. serratus*, *Laminaria digitata* und *Saccharina latissima*. 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 mehr.

3.3 Bewertungsansatz

3.3.1 Bewertungsvorschlag durch SCHORIES et al. (2006)

Im Rahmen des LAWA-Projektes „Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach WRRL“ wurde in einem zweijährigen Forschungsvorhaben ein erster Klassifizierungsansatz für die äußeren Küstengewässer der Ostsee (Gewässertyp B3a, B3b, B4) entwickelt. Dabei bildet die Tiefenverbreitung der Vegetation die

Grundsäule des Bewertungsansatzes (Basisparameter). Zwei Indikator-Arten, das Seegras *Zostera marina* als auch der Blasentang *Fucus vesiculosus*, können für die Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässertypen B3a und B3b herangezogen werden. Anhand der historischen Daten lässt sich zeigen, dass beide Arten bis in 10 m Wassertiefe entlang der deutschen Ostseeküste vorgekommen sind (SCHORIES et al. 2008). Die Klassifizierung des ökologischen Zustandes anhand von *Zostera* und *Fucus* erfolgte über die Berechnung der Lichtminderung in Prozent der ursprünglichen Verbreitungstiefe (10 m) und dem benötigten Lichtbedarf über die Vegetationsperiode. Die Grenzen wurden mit 1, 5, 25 und 75% Lichtreduzierung festgelegt (SCHORIES et al. 2008). Aufgrund der maximalen Verbreitungsgrenzen von 10 m können diese beiden Indikatorarten für die mixohalinen, tiefen B4-Wasserkörper nicht angewendet werden. Hier soll die Bewertung anhand der Untergrenze des Phytals erfolgen. Als historische Verbreitungstiefe (Referenzzustand) wurde eine Tiefe von 22 m (entspricht 0,5% Lichteindringtiefe) angesetzt. Die Berechnung der Klassengrenzen für das Phytal erfolgte in Anlehnung an den *Z. marina*/*F. vesiculosus* Ansatz. So wurde für den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ ökologischen Zustand eine Verbreitungstiefe von 16 m berechnet (Tab. 6). Dies entspricht einem theoretischen Habitatverlust von mehr als 16%, sofern ein linear abfallender Küstenverlauf zugrunde liegen würde.

Ergänzend zu den unteren Verbreitungstiefen als Basisparameter werden Begleitparameter, u. a. die Dominanzverhältnisse der Arten (annuell/perennierend) und die Epiphyten-Trockenmasse, erhoben (Tab. 6). Diese charakterisieren die Flora in ihrer Zusammensetzung und Struktur. Leider konnten durch die Literaturrecherchen und in Datensätzen der letzten zehn Jahre aus dem Helcom-Monitoring keine belastbaren Daten gefunden werden, welche eine sichere Bewertungsgrundlage bzw. Festlegung von Referenzzuständen und Klassengrenzen ermöglicht hätten. Daher existieren für diese Parameter keine Festlegungen für alle Klassengrenzen und sie wurden in diesem ersten Bewertungsansatz auch nicht in die Berechnung des ökologischen Zustandes mit einbezogen.

Neben den unteren Verbreitungsgrenzen und den Begleitparametern wurde in dem Bewertungsansatz auch das Vorkommen der Neophyten integriert. Dies erfolgte vor dem Hintergrund, dass dies in den Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer (COAST 2003, Kapitel 4.8) explizit gefordert wird. Im Bewertungsansatz werden die Neophyten bezüglich ihres Anteils an der Gesamtbiomasse berücksichtigt. Dadurch führt das „bloße“ Vorkommen der Neophyten nicht gleich zu einem „mäßigen“ oder „unbefriedigenden“ Zustand, sondern erst wenn diese Arten die Biomasse des Phytals dominieren.

Bei der Verrechnung der Einzelkomponenten wird in diesem Bewertungsansatz davon ausgegangen, dass bei Erfüllung einer der Kriterien für den „guten“ oder „sehr guten“ ökologischen Zustand die am besten beurteilte Komponente für die Gesamtbewertung ausschlaggebend ist („one in – all in“-Prinzip). Dadurch wurde versucht dem Umstand Rechnung zu tragen, dass gegebenenfalls nicht alle Einzelparameter an einem Standort erfasst werden können, und zum anderen, dass es zahlreiche natürliche Wechselwirkungen gibt, die sich auch direkt in der Verbreitungsgrenze eines Algen-Bestandes widerspiegeln. So ist die „Hartsubstratarmut“ an der deutschen Ostseeküste als eine Ursache dafür anzusehen, dass die Ausbreitung des Bewertungsindikators *Fucus vesiculosus* begrenzt wird. Hier sollte aber zumindestens erwähnt werden, dass diese Hartsubstratarmut größtenteils anthropogen durch die Steinfischerei bedingt ist (KAREZ & SCHORIES 2005). Keine Berücksichtigung des „one in - all in“-Prinzips findet die Bewertungskomponente

Neophyten, die abhängig von ihrer Ausprägung immer eine Verschlechterung darstellt. Somit kann die Gesamteinschätzung des ökologischen Zustandes nie besser als die Einzelkomponente Neophyten sein.

Tab. 6 Bewertungsparameter für die äußeren Küstengewässer nach SCHORIES et al. (2006). Die Tiefenangaben der Basisparameter spiegeln die Tiefengrenze des Bestandes wider, die in Klammern den der Einzelpflanzen. TM = Trockenmasse

	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Basisparameter					
Tiefengrenze	10,0-8,0	8,0-7,0	7,0-4,5	4,5-0,5	0,5-0,0
<i>Zostera marina</i> B3 [m]	[10,0-9,5]	[9,5-8,5]	[8,5-7,0]	[5,0-1,0]	[1,0-0,0]
Tiefengrenze	10,0-8,0	8,0-7,0	7,0-4,5	4,5-0,5	0,5-0,0
<i>Fucus vesiculosus</i> B3 [m]	[10,0-9,5]	[9,5-8,5]	[8,5-7,0]	[5,0-1,0]	[1,0-0,0]
Tiefengrenze Phytal B4 [m]	19,0-18,5	18,5-16,0	16,0-9,0	9,0-5,0	5,0-0,0
Begleitparameter					
Epiphyten TM [g/m ²] im <i>Zostera</i> Bestand	0-10	10-50	50-100	> 100	>> 100
<i>Fucus</i> Dominanz	dominant bis 5 m	<i>Fucus/Pilayella</i> Assoziation	<i>Fucus</i> z. T. durch andere Algen verdrängt	<i>Fucus</i> mit Driftalgen überwuchert	kein <i>Fucus</i>
Verhältnis TM annuell/perennierend in 5-8 m	TM _{ann} << TM _{per}	TM _{ann} < TM _{per}	TM _{ann} > TM _{per}	TM _{ann} >> TM _{per}	TM _{ann} 75% TM _{per} 25%
Artenreduktion in 5-8 m	kein Artenausfall	kein Artenausfall	-	erster Ausfall perennierender Arten	75% Ausfall der perennierenden Arten
Neophyten					
TM [% Anteil]	Einzelpflanzen	1-5	5-25	25-75	75-100

3.3.2 Bewertungsverfahren durch FÜRHAUPTER et al. (2006)

Das von SCHORIES et al. (2006) vorgeschlagene Verfahren wurde in einem ersten Praxistest 2006 überprüft. Basierend auf den ersten Ergebnissen erfolgte eine Modifizierung des vorliegenden Verfahrens, welches durch FÜRHAUPTER et al. (2006) in Abstimmung mit den Landesämtern erfolgte. In Tab. 7 sind die dort modifizierten Parameter aufgelistet. Die Veränderungen beruhen auf folgenden Punkten:

- Die Tiefengrenzen von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* wurden nach einer Interkalibrierung im Rahmen der Geographical Intercalibration Group (GIG) angepasst.
- Die ursprünglichen Begleitparameter wurden hinsichtlich ihrer Referenzwerte und Klassengrenzen überarbeitet und in die Bewertungsberechnung integriert. Weiterhin wurde ein zusätzlicher Parameter aufgenommen (Biomasse von *Furcellaria lumbricalis*) und Gruppierungen der Arten verändert (annuell/perennierend in Opportunisten/Referenzarten).

- Die Neophyten wurden aus dem derzeitigen Bewertungsverfahren herausgenommen. Trotz der Vorgaben der Richtlinie werden hier zunächst die internationalen Vorgaben abgewartet.
- Die Bewertung erfolgt nicht mehr nach dem „one in - all in“-Prinzip. Die Einzelparameter werden über einen genormten EQR verrechnet und der Median ermittelt. Bisher ist offen, ob noch eine Wichtung zwischen den Parameter erfolgen soll.

Tab. 7 Bewertungsparameter für die äußeren Küstengewässer nach FÜRHAUPTER et al. (2006) bzw. FÜRHAUPTER et al. unpubl..

	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
EQR_{norm}	1,0 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0,0
Tiefengrenze <i>Z. marina</i> [m]	9,4-8,5	8,5-7,0	7,0-4,5	4,5-0,5	0,5-0,0
Opportunisten in <i>Z. marina</i> [% Biomasse]	0,5-1	1-10	10-30	30-75	75-100
Tiefengrenze <i>F. vesiculosus</i> [m]	9,4-8,5	8,5-7,0	7,0-4,5	4,5-0,5	0,5-0,0
<i>Fucus</i> Dominanz in 1-2 m [% Bedeckung]	80-75	75-50	50-10	10-0,5	0,5-0
Opportunisten in 5-7 m [% Biomasse]	0,5-1	1-10	10-30	30-75	75-100
<i>Furcellaria lumbricalis</i> in 5-7 m [% Biomasse]	40-30	30-20	20-5	5-0,5	0,5-0
Anzahl Referenzarten in 5-7 m, östlich Darßer Schwelle	7	5-6	3-4	1-2	0
Anzahl Referenzarten in 5-7 m, westlich Darßer Schwelle	10-9	8-7	6-4	3-2	1-0

Nach dem jetzt vorliegenden Bewertungsverfahren ist eine Bewertung der B4-Wasserkörper mittels Makrophyten nicht möglich. Durch die Typisierung wurde diesen Wasserkörpern ein Großteil des Litorales „abgeschnitten“, weshalb insbesondere die Degradationsstufen nicht mehr erfasst werden können. Aus diesem Grund wurde bereits durch SCHORIES et al. (2006) eine gekoppelte Bewertung und Beprobung der B4-Wasserkörper mit dem vorgelagerten B3-Wasserkörper empfohlen. Weiterhin ist bisher wenig Hartsubstrat in den B4 Wasserkörpern vorgefunden wurden, so dass nach dem ersten Praxistest 2006 eingeschätzt wurde, dass die Hartsubstratverfügbarkeit derzeit die Ausbreitungsgrenzen des Phytals bestimmt.

4 Monitoring

4.1 Beprobung der inneren Küstengewässer

Bisherige Aufnahmen der Vegetation in den inneren Küstengewässern haben gezeigt, dass die Vegetation sehr mosaikartig verteilt ist und somit auch eine sehr große räumliche Heterogenität besteht, welche sich aber primär auf das Vorkommen der Vegetation, nicht aber auf ihre Artenzusammensetzung bezieht. Darum sollte vor Beginn der Transektbeprobung sichergestellt werden, dass diese räumliche Hetero-

genität erfasst wird, um die Flächenkartierungen an repräsentativen Stellen durchzuführen. Dies kann nur erreicht werden, wenn auch mehrere Untersuchungstransecte pro Wasserkörper beprobt werden. Für Wasserkörper mit einem ausgeprägten Salinitätsgradienten (> 5 PSU) ist eine Beprobung entlang dieses Gradienten erforderlich. Solange keine gesicherten Kenntnisse über die natürliche Variabilität der submersen Vegetation existieren, wurde zunächst ein jährliches Monitoring empfohlen (SCHUBERT et al. 2003). Die Beprobung sollte im Zeitraum Juli bis August stattfinden. Gewässer mit *Tolypella nidifica* sollten möglichst vor dem 15. Juli beprobt werden, damit diese Art mit erfasst wird. In den letzten Jahren hat sich bereits gezeigt, dass ein jährliches Monitoring nicht finanzierbar ist. Die natürlichen Variabilitäten der Küstengewässer erfordern aber ein intensiveres Überwachungsmonitoring als von der EU-WRRL verlangt. In der Richtlinie wird auch darauf verwiesen, dass die Überwachungsfrequenz den natürlichen Gegebenheiten der Gewässer angepasst werden muss.

Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete ist darauf zu achten, dass es zum einen beruhigte wenig exponierte Standorte sind, bei denen sich auf Weichböden eine submerse Vegetation ausbilden kann, zum anderen aber auch die für das Gewässer als Referenztiefe ausgewiesene Tiefengrenze mit erfasst werden kann. Für fast alle Untersuchungsgebiete/Wasserkörper liegen bereits Untersuchungen aus den Praxistests von 2004 bis 2007 vor, welche bei der Auswahl der Untersuchungsstandorte berücksichtigt werden können. Vorschläge zu den Untersuchungstransecten wurden durch FÜRHAUPTER et al. (2007) erarbeitet. Die Beprobungen erfolgten als Transectkartierungen nach SCHUBERT et al. (2003). Dazu wurde die submerse Vegetation in definierten Tiefenstufen von 0,25 m, 0,5 m, 0,75 m, 1,00 m, 1,50 m und 2,00 m sowie jeden weiteren Meter bis zur unteren Verbreitungsgrenze kartiert. Es wurden alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden Makrophyten erfasst und dokumentiert. Die vorgefundenen Pflanzenarten wurden in Abschätzung ihrer Bedeckung der Untersuchungsfläche nach der BRAUN-BLANQUET-Skala (1964) oder in Prozent (FÜRHAUPTER et al. 2007) aufgenommen.

Für die inneren Küstengewässer wird derzeit die vorläufige Handlungsanweisung (SELIG & MARQUARDT 2007) überarbeitet. Eine Grundlage dafür bilden die im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms erarbeiteten standardisierten Methodenhandbücher (SOP).

4.2 Beprobung der äußeren Küstengewässer

Im zukünftigen Monitoring der äußeren Küstengewässer sollten folgende Aspekte grundsätzlich Berücksichtigung finden:

- Die Begrenzung der Untersuchungsgebiete auf die Ein-Seemeilen-Zone ist aufzuheben, da die Untersuchung der Tiefenausbreitung der Arten unbedingt erfolgen muss. Die Beprobung muss also immer bis zur unteren Verbreitungsgrenze - unabhängig von der Ein-Seemeilen-Zone - durchgeführt werden.
- Aufgrund der hohen natürlichen Variabilität (Salzgehalt, Eiswinter) ist eine jährliche Beprobung erforderlich. Zur Bewertung sollten jedoch immer mehrere Jahre herangezogen werden.

- Neben der eigentlichen Zielstellung des Monitorings - der Klassifizierung der Wasserkörper - sollte durch das neue Monitoring auch eine Datenbasis geschaffen werden, welche eine spätere Evaluierung des Klassifizierungsansatzes und Interkalibrierung mit den anderen Ostseeanrainern ermöglicht. So wurde durch SCHORIES et al. (2006) mehrfach auf die schlechte Datengrundlage zum Arteninventar hingewiesen. Durch das neue Monitoring sollte unbedingt eine bessere Datengrundlage geschaffen werden, damit die jetzt ausgewiesenen Klassengrenzen überprüft werden können.

Im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL und des neuen Bund-Länder-Messprogramms sind für die einzelnen Untersuchungen standardisierte Methodehandbücher (SOP) erarbeitet wurden, welche Grundlage für die weiteren Monitoringarbeiten bilden. Auf dieser Basis wird für die äußeren Küstengewässer eine spezielle Handlungsanweisung ausgearbeitet (FÜRHAUPTER et al. unpubl.).

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des durch das BMBF geförderte Forschungsvorhaben „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) finanziert. Die Autoren danken Dr. Rolf Karez und Mario von Weber für die Bereitstellung der Messdaten aus den Monitoringprogrammen der Landesämter Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns.

Literatur

- Berg, C., J. Dengler, A. Abdank & M. Isermann, 2001. Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 661 pp.
- Behrens, J., 1982. Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darss-Zingster-Boddengewässer. Dissertation, Universität Rostock, 139 pp.
- 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-Meeressboden 44: 1-144.
- Blümel, C., A. Domin, J. C. Krause, M. Schubert, U. Schiewer & H. Schubert, 2002. Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 10: 5-111.
- Bostroem, C., E. Bonsdorff, P. Kangas & A. Norkko, 2002. Long-term changes of a brackish-water eelgrass (*Zostera marina* L.) community indicate effects of coastal eutrophication. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55: 795-804.
- Braun-Blanquet, J., 1964. Pflanzensoziologie. Springer Verlag, 864 pp.
- Breuer, G., 1989. Vegetationsstruktur, Biomasse und Produktivität der sublittoralen Rotalgengemeinschaften der Restsedimentgebiete in der Kieler Bucht. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 247 pp.
- COAST, 2003. Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer. 107 pp.
- Dennison, W. C., 1985. The effects of light on photosynthesis and distribution of seagrasses. Estuaries 8: 14A.
- Dennison, W. C., 1987. Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. Aquatic Botany 27: 15-26.
- Dennison, W. C. & R. S. Alberte, 1985. Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). Marine Ecology Progress Series 25: 51-61.

- Domin, A., H. Schubert, J. C. Krause & U. Schiewer, 2004. Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514: 29-39.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Praxistest zum Makrophytenmonitoring in Schleswig-Holstein 2006. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 199 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken & T. Meyer, 2007. WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Gewässergütebericht, 1991/1992. Mecklenburg/Vorpommern, Methoden, Meßprogramme, Daten.
- Holtz, L. 1861. Herbaral records, Herbarium Ernst-Moritz Arndt University of Greifswald, Germany.
- Jansson, K., 1994. Alien species in the marine environment. Swedish environmental protection agency, Report 4357: 3-68.
- Karez, R. & D. Schories, 2005. Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 95-107.
- Krause-Jensen, D., A. L. Middelboe, K. Sand-Jensen & P. B. Christensen, 2000. Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool. *Oikos* 91: 233-244.
- Krause-Jensen, D., M. F. Pedersén & C. Jensen, 2003. Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries* 26: 866-877.
- Lakowitz, K., 1907. Die Algenflora der Danziger Bucht. *Berichte des Westpreussischen Botanisch-Zoologischen Vereins*, Danzig, 141 pp.
- 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 pp.
- LAWA, 1998. Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Richtlinie zur Bewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 74 pp.
- Lindner, A., 1972. Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Universität Rostock, 201 pp.
- Mertens, M., 2006. Landschaftsökologische Untersuchungen zu Makrophyten (einschließlich Makroalgen) in ausgewählten inneren Küstengewässern Schleswig-Holstein. Diplomarbeit, Universität Greifswald, 108 pp.
- Nielsen, R., A. Kristiansen, L. Mathiesen & H. Mathiesen, 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Botanica Fennici* 155: 1-51.
- Pedersén, M. F. & D. Krause-Jensen, 1996. Regulation of vertical and horizontal distribution of eelgrass. In Kaas, H. & F. Møhlenberg (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*. Faglig rapport fra DMU 179: 73-79.
- Reinbold, T., 1889. Die Rhodophyceen (Florideen) (Rothtange) der Kieler Förde. *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein* 9: 111-143.
- Reinbold, T., 1890. Die Cyanophyceen (Blautange) der Kieler Förde. *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein* 8: 163-185.
- Reinke, J., 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. Schmidt & Klaunig, Kiel. 101 pp.
- Sagert, S., H.-G. Wagner & U. Selig, 2007. Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytoplankton. Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (4121.3-2006-511F). 64 pp.
- Sagert, S., C. Porsche & U. Selig, 2008. Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 7-24.
- Schories, D., 1995. Populationsökologie und Massenentwicklung von *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) im Sylter Wattenmeer. *Berichte des Institutes für Meereskunde Kiel* 271: 145 pp.
- Schories, D. & U. Selig, 2006. Die Bedeutung eingeschleppter Arten (*alien species*) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 15: 147-158.
- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil A: Äußere Küstengewässer. Forschungsbericht. 187 pp.

- Schories, D., C. Pehlke & U. Selig, 2008. Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. *Ecological Indicators*, doi 10.1016/j.ecolind.2008.08.010.
- Schubert, H., S. Sagert & R. M. Forster, 2001. Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. *Helgoland Marine Research* 55:12-22.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 pp.
- Schubert, H., M. Schubert & J. C. Krause, 2007. Development of ecological quality standards for submersed macrophytes of coastal lagoons of the German Baltic Sea. *Sea and Environment* 1: 16-27.
- Schwenke, H., 1964. Vegetation u. Vegetationsbedingungen 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.
- Seifert, R., 1938. Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Ein Beitrag zur Ökologie der Brackwasserfauna. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 34: 221-271.
- Selig, U. & R. Marquardt, 2007. Vorläufige Handlungsanweisung zur Erfassung der Angiospermen- und Makroalgenbeständen in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste – Bewertung entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Qualitätskomponente Makrophyten, 24 pp.
- Selig, U., A. Eggert, D. Schories, M. Schubert, C. Blümel & H. Schubert, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the Southern Baltic Sea. *Ecological Indicator* 7: 665-678.
- Selig, U. & S. Sagert, 2008. Vergleich der drei biologischen Qualitätskomponenten zur Bewertung der Küstengewässer – Analyse eines Gesamtansatzes. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 91-108.
- Selig, U. & C. Porsche, 2008. Evaluierung des Bewertungsansatzes „Makroalgen und Angiospermen“ für innere Küstengewässer (B1, B2) der deutschen Ostseeküste. Forschungsbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 24 pp.
- Short, F. T. & S. Wyllie-Echeverria, 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* 23: 17-27.
- Trahms, O. K., 1940. Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackwässer. 2. Die Bodenfauna und Bodenflora des Großen Jasmunder Boddens. *Archiv für Hydrobiologie* 36: 1-35.
- Välikangas, I., 1933. Über die Biologie der Ostsee als Brackwassergebiet. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 62-112.

Sigrid SAGERT*, Uwe SELIG & Hendrik SCHUBERT

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock
sigrid.sagert@uni-rostock.de

Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee

Phytoplankton indicators for ecological classification of coastal waters along the German Baltic coast

Abstract

The key feature of the European Water Framework Directive (EU-WFD) is the measurement of water quality with respect to ecological categories, e. g. in terms of community structure and functioning of natural ecosystems. Among other quality elements, the future water quality assessment of coastal waters requires consideration of the phytoplankton community in order to define anthropogenically induced eutrophication.

The general problem in determining phytoplankton-based indicators of eutrophication along the German coast is caused by the high variability of hydrological and geochemical parameters in inner and outer coastal waters. The potential indicators do not only change in response to anthropogenic pressure but also in response to natural variability on spatially small and highly diverse temporal scales.

The investigations aimed on the development of a phytoplankton-based indication system which defines reference conditions and ecological class values for chlorophyll, Secchi depth and biovolume for all water types of the German Baltic Sea. For this purpose, long term phytoplankton data series, which covered a broad spectrum of oligo- to mesohaline sites (10380 data sets from 84 sites), were analysed with statistical methods to obtain potentially indicative phytoplankton parameters for different stages of eutrophication.

Keywords: phytoplankton, chlorophyll a, biovolume, assessment, Baltic Sea, European water framework directive, eutrophication

1 Einleitung

Die Charakterisierung und Bewertung des ökologischen Status von aquatischen Ökosystemen unter dem Gesichtspunkt der anthropogenen Belastung ist ein wesentliches Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). In diesem Prozess sind biologische Determinanten des Ökosystems in Form der Qualitätskomponenten Makrophyto- und Makrozoobenthos, Fischfauna und Phytoplankton einbezogen.

Das Phytoplankton stellt neben dem Makrophytobenthos die energetische Basis der aquatischen Ökosysteme dar, so dass ihm in der Bewertung eine zentrale Bedeutung zukommt. Darüber hinaus ist das Phytoplankton aufgrund seiner hohen Wachstumsraten sehr gut geeignet, sowohl die externen, als auch die internen Belastungsimpulse anzuzeigen. Es reagiert auf Nährstoffeinträge unmittelbar mit Biomassezuwachs und der Veränderung seiner taxonomischen Zusammensetzung und kann somit, bei kontinuierlicher Überwachung, im Gegensatz zu den anderen Ökosystemkomponenten für die Detektion von akuten Nährstoffbelastungen genutzt werden.

In den letzten Jahrzehnten wurden diverse Phytoplanktonindikatorsysteme für die Beschreibung der anthropogen bedingten Nährstoffzunahme in aquatischen Ökosystemen entwickelt, die den Zusammenhang von Nährstoffverfügbarkeit und verschiedenen Biomasseparametern aufzeigen (ABDULLAH & DANIELSEN 1992, NIXON 1995, KARYDIS 1996, ZURLINI 1996, VOLLENWEIDER et al. 1998, AGUILERA et al. 2001, CLOERN 2001). Demgegenüber liegen taxonomisch basierte Bewertungssysteme, die trophiebedingte Veränderungen in der Struktur des Phytoplanktons beschreiben können, für marine Systeme kaum vor (SCHIEWER et al. 1994, SAGERT et al. 2005, SCHUBERT et al. 2005, DEVLIN et al. 2007, SAGERT et al. 2008a) und zielen in der Regel auf Veränderungen der Diversität (TSIRTSIS & KARYDIS 1998, DANILOV & EKELUND 2001, ARHONDITSIS et al. 2003).

Darüber hinaus unterliegen die Küstengewässer im gesamten baltischen Raum seit Jahrzehnten hohen anthropogenen Belastungen (ROSENBERG et al. 1990, NEHRING 1992, BONSDORFF et al. 1997, SCHIEWER 1998, ANDREN 1999, WASMUND & UHLIG 2003), die vergleichende Untersuchungen oder Rückgriffe auf Referenzgebiete und historische Referenzwerte, welche eine wesentliche Grundlage der Referenzwertermittlung für limnische Standgewässer darstellen (MISCHKE et al. 2007), unmöglich machen.

Die WRRL-konforme Klassifizierung und Bewertung der Küstengewässer auf Basis der Abundanz, der Biomasse und der taxonomischen Struktur des Phytoplanktons stellt sich für die hochvariablen und durch limnische als auch marine Einflüsse geprägten Küstengewässer der Ostsee im Detail als sehr komplex dar (RIELING et al. 2003). Insbesondere die Überlagerung von natürlicher Phytoplankton-sukzession, natürlicher hydrologischer Variabilität und trophieinduzierter Variabilität erschwert die Bestimmung geeigneter Indikatoren (WASMUND & KELL 1991, WASMUND et al. 2000). Vor allem die Sommermonate sind in den deutschen Küstengewässern durch wechselnde Limitation gekennzeichnet (SCHIEWER 2008), die entscheidenden Einfluss auf das Sukzessionsgeschehen sowie die Ausprägung des Biovolumens und der Abundanz von Phytoplanktongemeinschaften haben. Die dabei wirkenden Faktoren sind sowohl anthropogen als auch natürlich bedingt. Um derartige Einflüsse zu minimieren und den Einfluss des trophiebestimmenden Nährstoffeintrages auf die Phytoplanktonentwicklung abschätzen zu können, entwickelten SAGERT et al. (2008a) eine Methode zur Bewertung des Frühjahrsmaximums der Phytoplanktonentwicklung, das nach winterlicher Lichtlimitation direkt die Biomasseentwicklung unter Nährstofflimitation charakterisiert. Im Jahr 2007 wurde durch die EU-Kommission zur Interkalibrierung im Baltischen Raum (Baltic Geographical Inter-calibration Group, Baltic-GIG) die Bewertung mittels sommerlicher Chlorophyll a-Werte favorisiert und als verbindliche Methode eingeführt. Vor diesem Hintergrund wurde auch für die deutschen Küstengewässer eine sommerliche Bewertung des Phytoplanktons in direkter Abstimmung der Ergebnisse der Baltic-GIG angestrebt, die im Wesentlichen auf den Berechnungen pristiner Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern beruht.

Verschiedene Autoren haben in den letzten Jahren Referenzwerte für Makro-nährstoffkonzentrationen in Seen (MISCHKE et al. 2007) und Küstengewässern modelliert und definiert (DAHLKE & SAGERT 2003, SCHERNEWSKI et al. 2006, LAWA 2007). Auf Basis dieser Werte ergibt sich die Möglichkeit über Korrelationsanalysen biologische Indikationssysteme abzuleiten.

Ausgehend von einem umfangreichen Datensatz der Monitoringprogramme in Schleswig-Holstein (SH) und Mecklenburg-Vorpommern (MV) wurde über Korrelationsanalysen ein WRRL-konformes Bewertungssystem für die Qualitätskomponente Phytoplankton entwickelt, das die ausgewiesenen Wasserkörper anhand der Summenparameter Chlorophyll a (Chl a), Gesamtbiovolumen und dem Biovolumen einzelner taxonomischer Gruppen klassifiziert.

2 Datengrundlage

Aus dem landesweiten Küstengewässermonitoring zwischen 1980 und 2007 standen insgesamt 10380 Datensätze zur Gewässerchemie und zur Chl a-Konzentration zur Verfügung. Die 84 untersuchten Stationen umfassen den gesamten Bereich der für die deutsche Ostseeküste ausgewiesenen Wasserkörper (REIMERS 2005, SAGERT et al. 2008b). Jeder Gewässertyp wird in der Regel durch mehrere Stationen (Tab. 1) repräsentiert, wobei nur einzelne Stationen über den gesamten Zeitraum beprobt wurden. 17 der 84 Stationen liegen im Küstengebiet Schleswig-Holsteins. Ihr Anteil am Gesamtdatensatz der Sommerwerte (Mai-September) beträgt etwa 8%.

Tab. 1 Datengrundlage des Küstenmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein. Definition der Gewässertypen in SAGERT et al. (2008b). Die Salinität ist als unteres Quartil (25%), Median (M) und oberes Quartil (75%) aller verfügbaren Werte angegeben. N: Anzahl beprobter Stationen, W: Anzahl der Werte, A: Anteil der verfügbaren Daten pro Gewässertyp (bezogen auf den Gesamtdatensatz der Sommerwerte)

Gewässertyp	Chl a und TN			Biovolumen			Salinität		
	N	W _{gesamt}	W _{Mai-Sept.}	N	W _{Mai-Sept.}	A	75%	M	25%
B1a	12	1981	1001	2	109	9%	2,3	1,9	1,2
B1b	2	289	128	0	0	0 %	4,8	4,2	3,6
B2a	27	4097	1930	12	423	36%	8,7	7,4	7,2
B2b	14	1036	465	3	85	7%	15,6	13,7	12,0
B3a	10	1544	732	6	284	24%	7,8	8,0	6,7
B3b	11	1374	614	5	229	19%	14,6	13,1	11,0
B4	8	368	160	2	53	4%	18,8	15,7	14,8
Gesamt	84	10689	5030	30	1183	100%			

Für die Auswertung erfolgte keine geographische und zeitliche Auswahl der Daten. Da die anthropogen bedingte Eutrophierung mit Beginn der 1980er Jahre in allen Gewässern der deutschen Ostseeküste ihren Höhepunkt bereits erreicht hatte, sollte durch die Betrachtung der Gesamtheit der Daten die natürliche Variabilität in die Berechnungen eingehen.

Die Erfassung der Daten zur Gewässerchemie und zur Chl a-Konzentration erfolgt über landesspezifische Monitoringprogramme. In der Regel werden alle Stationen einmal monatlich in mindestens zwei Tiefenzonen beprobt. Um eine einheitliche Messgrundlage zu gewährleisten, wurden ausschließlich oberflächennahe Proben (bis 1 m Wassertiefe) in die Auswertung einbezogen.

Das Biovolumen und die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons werden ebenfalls im Rahmen der Landesmonitoringprogramme erfasst. Dieses art-spezifische Monitoring wird nur an ausgewählten Stationen durchgeführt. Der Datensatz umfasst 30 Stationen, wobei allein 12 Stationen und 36% der Werte dem Typ B2a zuzuordnen sind. Die Gewässertypen B1, B4 und B2b sind mit je 9, 4 und 7% Anteil am Gesamtdatensatz des Biovolumens deutlich unterrepräsentiert (Tab. 1).

Die in unterschiedlichen Größenordnungen und für unterschiedliche Zeiträume vorliegenden Literaturwerte der Hintergrundkonzentrationen des Gesamtstickstoffs (TN) für einzelne Küstengewässer wurden über Korrelationsanalysen des gesamten Datensatzes auf den durch die Baltic-GIG festgelegten Bewertungszeitraum (Mai - September) normiert. Dazu wurde der vorliegende Gesamtdatensatz zunächst auf saisonale Korrelationen geprüft (Tab. 2). Die Umrechnung der verschiedenen TN-Hintergrundkonzentrationen (Tab. 3) erfolgte dann über die in Tab. 2 dargestellten signifikanten Zusammenhänge. Alle nachfolgenden Analysen und Berechnungen sind ausschließlich auf die Vegetationsperiode Mai bis September bezogen. Die Korrelationsanalysen wurden mit NCSS (HINTZE 2001) durchgeführt.

Tab. 2 Regressionsgleichungen und R^2 -Werte für die Umrechnung von originalen TN-Referenzwerten verschiedener Autoren in vergleichbare saisonale Mittelwerte (MW) der Vegetationsperiode Mai bis September. Für die Korrelation der Jahresmaxima wurden die verwendeten Höchstwerte auf $< 400 \mu\text{mol l}^{-1}$ eingeschränkt.

	R^2	n	p	Berechnung für die Vegetationsperiode (Mittelwert Mai – Sept.)
Jahresmaxima TN	0,672	1329	<0,001	$y = 0,3773x + 12,8756$
Jahresmittelwerte TN	0,889	1387	<0,001	$y = 0,7734x + 5,0586$
MW (Apr.-Sep.) TN	0,936	1387	<0,001	$y = 0,8511x + 4,2654$

3 Ableitung der Referenzwerte für die Chl a-Konzentration und die Sichttiefe

3.1 Referenzwerte der Gesamtstickstoffkonzentration

Die nachfolgenden Korrelationsanalysen basieren auf modellierten Konzentrationen für Referenzwerte des TN. Während für Gewässer des Typs B2, B3 und B4 ausschließlich die durch BROCKMANN (2007, mdl. Mitt.) unter Berücksichtigung des Moneris-Modells (BEHRENDT & HUBER 1999) errechneten Flusseinträge zur Verfügung stehen (LAWA 2007), sind für B1-Wasserkörper in den letzten Jahren verschiedene Modellrechnungen vorgenommen worden, die im Folgenden kurz umrissen werden sollen (Tab. 3).

Tab. 3 Zusammenstellung der Referenzwerte für den Parameter TN. In keinem der angeführten Modelle erfolgt die Berücksichtigung des atmosphärischen Eintrages. Die Werte für TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$] stellen entweder Jahresmaximalwerte (¹), Jahresmittelwerte (²) oder saisonale Werte: April - September (³), Mai - September (⁴) dar.

Gewässer- typ	Autoren	Bezugsgewässer	TN $\mu\text{mol l}^{-1}$ Original	TN $\mu\text{mol l}^{-1}$ normiert (⁴)
B1	SCHLUNGBAUM & KRECH (2001)	Großes Haff	325 (¹)	135
	DAHLKE & SAGERT (2003)	B1 ca. 3-4 PSU	<65 (²)	55
	SCHERNEWSKI et al. (2006)	Kleines Haff	30 (³)	30
		Großes Haff	42 (³)	40
	MISCHKE et al. (2007)	Seentyp 11.2	k.A.	
	BACHOR et al. (1991)	mesotrophes Küstengewässer	<30 (¹)	24
	BACHOR et al. (1991)	eutrophes Küstengewässer	<100 (¹)	51
	LAWA (2007)	B1 1,8 PSU	10 (²)	12,8
		B1 3,5 PSU		
	B2	LAWA (2007)	B2 5 PSU	12,9 (²)
B2 18 PSU			7,9 (²)	11,2
B3	LAWA (2007)	B3 6,5 PSU	12,1 (²)	14,4
		B3 15 PSU	9,3 (²)	12,3
B4	LAWA (2007)	B4 10,5-20 PSU	10 (²)	12,8

Die Wasserkörper des oligohalinen Typs (B1) sind ausschließlich in Mecklenburg-Vorpommern ausgewiesen und umfassen die Gewässer Ribnitzsee und das Kleine Haff mit seinen angrenzenden Zu- und Abflüssen (Peenestrom und Achterwasser). Die Wasserkörper sind süßwasserdominiert und in der Regel sehr flach (Kleines Haff: mittlere Tiefen von 4 m). Darüber hinaus weisen sie rezent hypertrophe Bedingungen auf.

Das Trophieprognosemodell von SCHLUNGBAUM & KRECH (2001) basiert auf einem 3-stufigen Trophieprognosekatalog. Die Autoren beschreiben auf Basis dieser Werte das Oderhaff im Referenzzustand als polytroph (TN-Jahresmaxima: $325 \mu\text{mol l}^{-1}$).

Eine weitere Möglichkeit der Trophieprognose ergibt sich über die Hydrographie der Gewässer, die in erheblichem Maße durch limnische Einflüsse geprägt sind und nur geringe Salinitäten aufweisen. Da für limnische Standgewässer bereits verifizierte Trophieprognosen existieren, scheint eine Übertragung dieser Werte sinnvoll. Insbesondere die Gewässer Kleines Haff und Achterwasser ähneln in ihren Austauschraten, Tiefen und Einzugsgebieten stark den norddeutschen Flachseen. Legt man die Typisierungsmerkmale für Seen zugrunde, würde das Achterwasser in Verbindung mit dem Peenestrom dem Typ 11.2 und das Oderhaff als Gesamtgewässer dem Typ 11.1 entsprechen. Laut Seenkonzept (MISCHKE et al. 2007) sind beide Typen mit einer Referenztrophy von „mesotroph 2“ auszuweisen. Auf Grundlage der durch die Seebewertung vorgegebenen Referenztrophyen sind in diesem Konzept die saisonalen Mittelwerte der Chl a-Konzentration zwischen $5,1$ und $6,8 \mu\text{g l}^{-1}$ festgelegt worden (Tab. 4). Entsprechend der landesinternen Richtlinie zur trophischen Belastung von Küstengewässern in MV (BACHOR et al. 1991) würde der mesotrophe Zustand der Mecklenburg-Vorpommerschen Küstengewässer mit TN-Maximalwerten von $30 \mu\text{mol l}^{-1}$ zu beschreiben sein (Tab. 3).

DAHLKE & SAGERT (2003) haben Hintergrundwerte der Makronährstoffe auf Basis der rezenten Korrelation von Salinität und jeweiligem Nährstoff sowie unter

Hinzuziehung der LAWA-Referenzwerte für Fließgewässer modelliert (Regressionsmodelle). Daraus abgeleitet ergeben sich TN-Jahresmittelwerte von maximal $65 \mu\text{mol l}^{-1}$.

Unter Nutzung eines Boxmodells, welches zwischen dem Großen und Kleinen Haff differenziert (WIELGAT & WITEK 2004) wurden von SCHERNEWSKI et al. (2006) die Hintergrundkonzentrationen von Nährstoffen um das Jahr 1900 errechnet. Die in diesem Modell errechnete Abnahme der Nährstoffkonzentrationen spiegelt den Rückgang der Frachten durch die wesentlichen Zuflüsse wider. Im Falle der Oder betragen die historischen Frachten von Stickstoff und Phosphor zwischen April und September (im Vergleich zu denen der 1990er Jahre) etwa 27 bzw. 18% (SCHERNEWSKI et al. 2006). Die modellierten Referenzwerte für Chl a, sind im Durchschnitt 70% geringer als die der 1990er Jahre. Die abgeleiteten TN-Konzentrationen betragen zwischen 30 und $40 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Tab. 3). Die Modellierung durch BROCKMANN (2007, mdl. Mitt.) unter Berücksichtigung des Moneris-Modells gibt Hintergrundkonzentrationen von $10 \mu\text{mol l}^{-1}$ an und liegt damit oberhalb der Werte für innere Küstengewässer des Typs B2a. Nach SCHERNEWSKI et al. (2006) sind TN-Werte unterhalb von $12,7 \mu\text{mol l}^{-1}$ durch das speziell für das Oderhaff entwickelte Boxmodell selbst bei Simulationen von vollständig ungestörten Bedingungen (für das Oderhaff etwa vor 1500 Jahren) nicht zu erreichen.

Da das Boxmodell von SCHERNEWSKI et al. (2006) derzeit das einzige B1-spezifische Modell darstellt und zudem die besonderen hydrologischen Gegebenheiten im Odereinzugsgebiet berücksichtigt, scheinen die dort empfohlenen TN-Referenzwerte derzeit als wissenschaftlich begründete Grundlage für die Klassifizierung am ehesten geeignet. Darüber hinaus deuten die historischen Makrophytenbefunde von BRANDT (1896) für das Gebiet des Kleinen Haffs auf Tiefengrenzen von 2,5 m bis 3 m, die in etwa den prognostizierten Sichttiefen bei sommerlichen TN-Konzentrationen von $40 \mu\text{mol l}^{-1}$ entsprechen. Unter der Annahme, dass für Gewässer des Typs B1 am ehesten ein eutropher Zustand zu erwarten ist, wird für die weitere Betrachtung ein allgemeiner TN-Referenzwert von $40 \mu\text{mol l}^{-1}$ vorgeschlagen.

3.2 Korrelationsanalysen auf Basis rezenter Werte

Basierend auf den modellierten Referenzwerten der TN-Konzentration (Tab. 3) lassen sich über rezente Korrelationen Referenzwerte herleiten. Dazu wurden die Chl a-Werte und Secchitiefen-Werte als Saisonmittel (Mai - September) mit den Saisonmitteln der TN-Konzentration (Mai - September) verrechnet (Abb. 1). Die Beziehung beider Parameter ist trotz großer Streubreite signifikant. Aus den Regressionsgleichungen (Gl. 1 und 2) wurden im Folgenden die in Tab. 4 dargestellten Referenzwerte abgeleitet.

$$\text{Chl a}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = 0,0209 \left[\frac{\mu\text{g}}{\mu\text{mol}} \right] \cdot \text{TN}_{(\text{Mai-Sep})}^{1,6285} \left[\frac{\mu\text{mol}}{\text{l}} \right] \quad (1)$$

$$\text{Chl a}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = 26,626 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l} \cdot \text{m}} \right] \cdot \text{Sichttiefe}_{(\text{Mai-Sep})}^{-1,3306} [\text{m}] \quad (2)$$

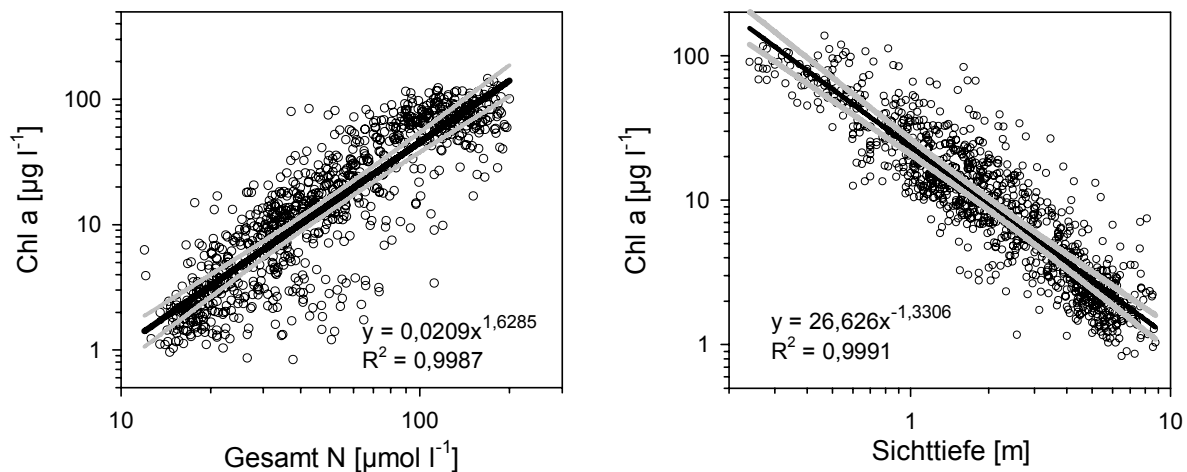


Abb. 1 Regressionsanalysen der Parameter TN, Chl a und Secchi-Tiefe. Verwendet wurden saisonale Jahresmittel (Mai - September). Alle Regressionen sind signifikant bei $p < 0,001$. Die grauen Linien zeigen das 95%-Konfidenzintervall der Regressionsgerade.

Für Gewässer des Typs B2 und B3 sind ausschließlich durch das Arbeitspapier der LAWA (2007) Hintergrundwerte der TN-Konzentration festgelegt worden (Moneis-Modell). Diese variieren in Abhängigkeit von der Salinität. Unter Annahme einer linearen Beziehung von Salinität und TN in den vorgegebenen Eckwerten der Salinität (Tab. 3) und TN-Konzentration lassen sich die TN-Referenzwerte zu jeder gegebenen Salinität ableiten (Abb. 2, Gl. 3)

Tab. 4 Berechnete Referenzwerte der Parameter Chl a sowie die resultierende Secchi-Tiefen (Abb. 1) basierend auf den Referenzwerten für TN verschiedener Autoren (normiert auf die Vegetationsperiode Mai - September). ^{*1}Angaben zum Chl a-Wert von Seen Typ 11.1 und 11.2 (MISCHKE et al. 2007); ^{*2}Aus den Werten von MISCHKE et al. (2007) errechnete Sichttiefen laut Gl. 2.

Gewässer- typ	Autoren	Bezugsgewässer	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Secchi- tiefe [m]
B1	SCHLUNGBAUM & KRECH (2001)	Großes Haff	135	61,6	0,5
	DAHLKE & SAGERT (2003)	B1 ca. 3-4 PSU	55	14,3	1,6
	SCHERNEWSKI et al. (2006)	Kleines Haff	30	5,3	3,4
		Großes Haff	40	8,5	2,4
	MISCHKE et al. 2007	Seentyp 11.2		5,1-6,8 ^{*1}	3,5-2,8 ^{*2}
	BACHOR et al. (2001)	mesotrophes Küstengewässer	24	3,7	4,4
	BACHOR et al. (2001)	eutrophes Küstengewässer	51	12,6	1,8
	LAWA (2007)	B1 1,8 PSU B1 3,5 PSU	12,8	1,3	9,5
B2	LAWA (2007)	B2 5 PSU	15,0	1,7	7,8
		B2 18 PSU	11,2	1,1	11,2
B3	LAWA (2007)	B3 6,5 PSU	14,4	1,6	8,2
		B3 15 PSU	12,3	1,2	10,0
B4	LAWA (2007)	B4 10,5-20 PSU	12,8	1,3	9,5

$$\begin{aligned}
 \text{B2: } \text{TN}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{mol}}{\text{l}} \right] &= -0,30 \cdot \text{Salinität} + 16,6 \\
 \text{B3: } \text{TN}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{mol}}{\text{l}} \right] &= -0,25 \cdot \text{Salinität} + 16,0
 \end{aligned}
 \tag{3}$$

Auf dieser Grundlage können unter Verwendung von Gl. 1 salinitätsspezifische Referenzwerte der Chl a-Konzentration im Gradienten der Küstengewässer bestimmt werden. Für die weiteren Berechnungen wurden aus dem oben genannten Datensatz jeweils die mittleren Salinitäten des Gewässertyps (Tab. 1) verwendet.

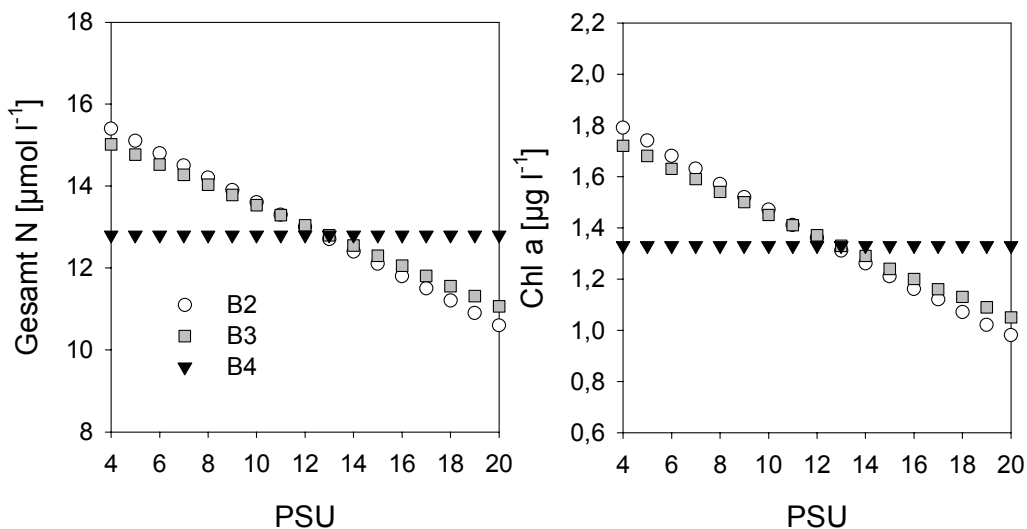


Abb. 2 Potenzielle Referenzwerte der Parameter TN (links) und Chl a (rechts) auf Basis der durch die LAWA (2007) festgelegten Werte (Vegetationsperiode Mai - September). Die Abnahme der TN-Konzentration mit steigender Salinität wurde für die vorgegebenen Eckwerte vereinfacht als linear angenommen (Gl. 3). Die resultierenden Chl a-Referenzwerte ergeben sich aus Gl. 1.

Nach WASMUND et al. (2008) liegt der Referenzwert für historische Biomassen des Phytoplanktons (zu Beginn des 20. Jhd.) in der Kieler Bucht (Gewässertyp B3 bzw. B4) bei etwa 55 mg C m^{-3} . Nach Umrechnung in Chl a (Näherungswerte bei Faktor 50, SOMMER 1994), liegen diese Werte mit $1,1 \mu\text{g Chl a l}^{-1}$ nahe den von der LAWA (2007) angegebenen Werten (Tab. 4).

Eine weitere Möglichkeit der Referenzwertbestimmung für Chl a ist potenziell über die Verrechnung historischer Sichttiefen gegeben. Historische Sichttiefen liegen zwar für den küstennahen Bereich der Ostsee nicht vor (SCHORIES et al. 2006), jedoch deuten historische Befunde (1903-1965) in der offenen Ostsee auf Sommermittelwerte von 9,5 m (Standardabweichung = 1,89, n = 161, nach SCHORIES et al. 2006).

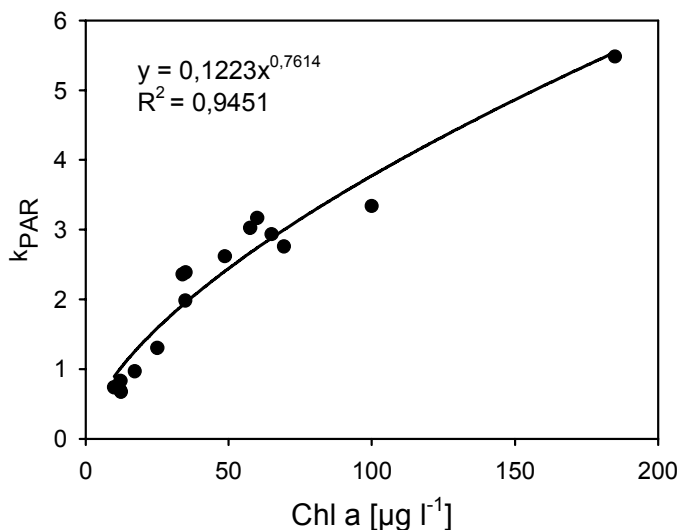
Darüber hinaus sind gute Belege für die historische Tiefenverbreitung der Makrophyten bekannt. So beschreibt (REINKE 1889) die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* im Gebiet der deutschen Küstengewässer (Typ B3b und B4) mit etwa 10 m. In den letzten Jahren wurden für den Ostseeraum verschiedene Modelle für den Zusammenhang von Sichttiefe und Makrophytentiefengrenzen publiziert

(zusammenfassend in KRAUSE-JENSEN et al. 2007). Nach SAGERT et al. (2005) würde die Tiefengrenze von 10 m einer Sichttiefe von 10,3 m entsprechen.

NIELSEN et al. (2002) geben für den gleichen Zusammenhang 8,2 m Sichttiefe an. Nach SCHORIES et al. (2006) sind bei *Zostera*-Standorten um 10 m Sichttiefen oberhalb von 9 m zu erwarten und DENNISON et al. (1993) führen aus, dass die Tiefengrenze von *Zostera marina* in etwa der Sichttiefe entspricht.

Über die Korrelation von Chl a und Secchitiefe (Gl. 2) lassen sich so aus den historischen Angaben der *Zostera*-Tiefenausbreitung (10 m) Chl a-Konzentrationen von $1,2 \mu\text{g l}^{-1}$ (vergleiche Tab. 4, B3 bei einer Salinität von 15 PSU) ableiten. Den gleichen Referenzwert hat die Baltic-GIG im Jahr 2007 (unveröffentlicht) als vorläufigen Referenzwert für die Komponente „Phytoplankton“ in den äußeren Küstengewässern (8-22 PSU, B12) der südlichen Ostsee definiert.

Der Referenzwert der Sichttiefe lässt sich zudem gut durch den Zusammenhang von Chl a, Attenuation und Sichttiefe (KIRK 1994) verifizieren. Nach KIRK (1994) besteht zwischen Attenuation (Lichtschwächung, k) und Sichttiefe der Zusammenhang $ST=1,44 k^{-1}$. Eine Referenzsichttiefe von 10 m würde demnach einem Attenuationskoeffizienten von 0,144 entsprechen. In Messungen entlang der Ostseeküste wurden in den letzten Jahren von verschiedenen Autoren kombinierte Attenuations- und



Chlorophyllmessungen durchgeführt (unveröffentlicht), die trotz ihrer geringen Zahl den in Abb. 3 dargestellten Zusammenhang signifikant wiedergeben. Aus dieser Regression lässt sich für den Attenuationskoeffizienten von 0,144 (10 m Sichttiefe entspricht dem potenziellen B3 Referenzwert) durch Umformung eine Chl a-Konzentration von $1,24 \mu\text{g l}^{-1}$ errechnen.

Abb. 3 Abhängigkeit des k_{PAR} vom Chlorophyllwert am Beispiel verschiedener Ostseestationen.

Somit können für B3/B4-Wasserkörper (15 PSU) die Referenzwerte der Chl a-Konzentration, als auch der Sichttiefe über unabhängige Verfahren verifiziert werden.

4 Festlegung der Klassengrenzen („Boundary setting procedure“) für die Chl a-Konzentration

Zur Festsetzung der Klassengrenzen sind unterschiedliche Wege vorgeschlagen. Sofern keine historischen Belege oder ökologische Gradienten mit Schwellenwerten vorliegen, müssen die Grenzen pragmatisch und möglichst auf Expertenwissen gestützt festgelegt werden.

So ist im Rahmen der Baltic-GIG für B3/B4-vergleichbare Wasserkörper (Typ B12, 8-22 PSU), die Grenze zwischen „gutem“ und „mäßigem“ Zustand mit dem 1,5-fachen des Referenzwertes festgelegt worden ($1,8 \mu\text{g l}^{-1}$). Dieser Wert würde bei einer Ausgangssalinität von 15 PSU einer 25-27%igen Abnahme der Sichttiefe entsprechen (Tab. 5). Die ebenfalls für diese Wasserkörper festgelegte Grenze

zwischen „sehr gutem“ und „gutem“ Zustand ($1,3 \mu\text{g l}^{-1}$) würde bei 15 PSU eine Abnahme der Sichttiefe um 4-8% bedeuten.

Die Spannbreite der Reduktion ergibt sich aus der rechnerischen Spannbreite der Sichttiefe, die für eine Chl a-Konzentration von $1,3 \mu\text{g l}^{-1}$ zwischen 9,9 und 9,5 m liegt (Tab. 5). Eine genauere Angabe der Sichttiefe (unterhalb 0,1 m) wäre methodisch nicht sinnvoll (Messgenauigkeit mit der Secchischeibe), so dass hier gewisse Toleranzen akzeptiert werden müssen.

Tab. 5 Vorgehensweise zur Festlegung der Klassengrenzen für Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$] am Beispiel äußerer Küstengewässer (B3/B4 einer gegebenen Salinität von 15, vgl. Abb. 2). Die Klassen spiegeln die zahlenmäßige ökologische Zustandsklasse zwischen „sehr gut“ und „schlecht“ wider. Der Referenzwert bezieht sich auf eine Salinität von 15 PSU. Die prozentuale Abnahme der Sichttiefe (%ST) errechnet sich aus der schrittweisen Reduktion der Sichttiefe (ST) in 0,1 m-Schritten (es sind nur die oberen und unteren Werte der gerundeten Chl a-Werte dargestellt). Die Chl a-Konzentration (Chl a) wurde über Gl. 2 aus den Sichttiefen berechnet. Die Klassengrenzen 1/2 und 2/3 sind durch die Baltic-GIG (vergleiche Text) festgelegt. TN gibt die Gesamtstickstoffkonzentration in $\mu\text{mol l}^{-1}$ nach Gl. 1 an. Die gezeigte Klasseneinteilung entspricht der Referenzklassifizierung für den Wasserkörper B12 der Baltic-GIG.

Salinität 15 PSU				
Klasse	ST [m]	% ST	TN	Chl a
Referenzwert	10,3	0	12,0	1,2
1 (sehr gut)	10,2	1	12,1	1,2
	10,0	3	12,3	1,2
	9,9	4	12,4	1,3
	9,5	8	12,9	1,3
	9,4	9	13,0	1,4
2 (gut)	9,0	13	13,4	1,4
	8,9	14	13,6	1,5
	8,6	17	13,9	1,5
	8,5	18	14,1	1,6
	8,2	20	14,5	1,6
	8,1	21	14,6	1,7
	7,8	24	15,1	1,7
	7,7	25	15,3	1,8
3 (mäßig)	7,5	27	15,6	1,8
	7,4	28	15,8	1,9
	7,2	30	16,1	1,9
	5,3	49	20,7	2,9
4 (unbefriedigend)	5,2	50	21,1	3,0
	5,1	51	21,4	3,1
	5,0	52	21,8	3,2
	1,8	83	50,5	12,4
5 (schlecht)	1,7	84	53,0	13,4
	<1,6	>85	>55,7	>14,6

Um die Festlegung der Klassengrenzen für alle Gewässertypen gleichermaßen zu gestalten, wurde unter Berücksichtigung der Maßgaben der Baltic-GIG (2007, unveröffentlicht) für alle Gewässertypen eine einheitliche Grenzziehung vorgenommen, die in Tab. 5 beispielhaft dargestellt ist. Diese definiert die Grenze zum „guten“ Zustand generell mit einer Abnahme der Sichttiefe zwischen 5 und 8%,

wobei zur Grenzziehung die Chl a-Konzentration auf eine Kommastelle gerundet wurde (Tab. 5). Die Grenze zum „mäßigen“ Zustand wurde für alle Wasserkörper als das 1,5-fache des Referenzwertes festgelegt (Tab. 5 und 6).

Tab. 6 Referenzwerte der Chl a-Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Vergleich zur Basisgröße TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$] und den abgeleiteten Größen zur Klassenbildung (Sichttiefe [m] und prozentuale Abnahme der Sichttiefe bezogen auf den jeweiligen Chl a-Wert im Vergleich zum Referenzwert der Sichttiefe [%ST]). Die Werte geben jeweils die Grenze zwischen zwei Klassen an: H/G („sehr gut/gut“), G/M („gut/mäßig“), M/P („mäßig/unbefriedigend“), P/B („unbefriedigend/schlecht“). Z_C : *Zostera marina*-Tiefengrenze. Die Salinitätsangaben entsprechen der Bezugsgröße für die Berechnung der angegebenen Werte.

Typ	PSU	Parameter	Referenzwert	H/G	G/M	M/P	P/B
B1	1,8	TN	40	43	51	71	180
		Chl a	8,5	9,3	12,7	21,5	115
		Sichttiefe	2,5	2,2	1,7	1,1	0,3
		%-ST	0	8	26	51	86
B2a	7,5	TN	14,5	15,4	18,5	25,6	71,0
		Chl a	1,6	1,8	2,4	4,2	21,5
		Sichttiefe	8,3	7,6	6,1	4,1	1,2
		%-ST	0	8	27	51	86
B2b	13,7	TN	12,9	13,4	16,1	22,1	58,4
		Chl a	1,3	1,4	1,95	3,2	15,7
		Sichttiefe	9,8	9,0	7,2	4,9	1,5
		%-ST	0	4-8	25-27	50	85
B3a	8,0	TN	14,0	14,6	18,0	24,3	64,5
		Chl a	1,5	1,6	2,3	3,8	18,5
		Sichttiefe	8,5	8,1	6,3	4,3	1,3
		%-ST	0	3-7	26-28	50	85
B3b	13,1	TN	12,8	13,4	16,1	22,1	58,8
		Chl a	1,3	1,4	1,9	3,2	15,9
		Sichttiefe	9,7	9,0	7,2	4,9	1,5
		%-ST	0	3-7	24-26	49-50	85
B3b/B12	15,0	TN	12,0	12,9	15,6	21,1	55,7
		Chl a	1,2	1,3	1,8	3	14,6
		Sichttiefe	10,3	9,5	7,5	5,2	1,6
		%-ST	0	4-8	25-27	50	85
B4	15,7	TN	12,8	13,4	16,1	22,1	58,8
		Chl a	1,3	1,4	1,9	3,2	15,9
		Sichttiefe	9,7	9,0	7,2	4,9	1,5
		%-ST	0	3-7	24-26	49-50	85
errechnete <i>Zostera</i> -Tiefengrenze B3b, Salinität: 13,1 PSU; Gl. 4 (SAGERT et al. 2005)							
		Z_C	9,3	8,6	6,7	4,2	0,6
<i>Zostera</i> -Tiefengrenze geschlossener Bestände (SCHORIES et al. 2006)							
		Z_C	>8,1	8,1	7,2	4,3	0,8

Da für die Klassenbildung des „unbefriedigenden“ und „schlechten“ Zustandes ebenfalls keine historischen Werte zu Grunde gelegt werden konnten, wurde in Anlehnung an das von SCHORIES et al. (2006) und SELIG et al. (2007) entwickelte Verfahren für Makrophyten die Grenzziehung ebenfalls über die Verringerung der Sichttiefe vorgenommen. Die verminderten Sichttiefen wurden dann in Chl a-Konzentrationen umgerechnet. Für die Grenze „mäßig/unbefriedigend“ wurde in allen Wasserkörpern eine Verringerung der Sichttiefe um 50% festgelegt. Die Grenze zum „schlechten“ Zustand wird durch eine 85%ige Verringerung der Sichttiefe markiert.

Da die mittlere Salinität der B3b-Wasserkörper der Ostsee mit 13,1 PSU unterhalb der im Beispiel (Tab. 5) angeführten Salinität liegt und sich daraus erhöhte Referenzwerte für Chl a und TN ergeben (Abb. 2), wurden im Folgenden die Klassengrenzen für B3b-Wasserkörper sowohl für die mittlere Salinität (13,1 PSU) als auch für den international abgestimmten Chl a-Referenzwert von $1,2 \mu\text{g l}^{-1}$ (entspricht Salinität 15 PSU) aufgeführt (Tab. 6).

Die aus dieser Klassenbildung abgeleiteten Sichttiefenwerte (Tab. 6) lassen sich über die Gl. 4 in *Zostera*-Tiefengrenzen (Z_C) umrechnen.

$$Z_C = 0,97 + 1,06 \cdot ST \rightarrow R^2 = 0,668 \quad (p < 0,001) \quad (4)$$

Vergleicht man diese für den Typ B3b errechneten Werte mit den von SCHORIES et al. (2006) festgelegten Grenzen für geschlossene *Zostera*-Bestände in äußeren Küstengewässern (Tab. 6), kann für die Grenzen „mäßig/unbefriedigend“ und „unbefriedigend/schlecht“ eine gute Übereinstimmung festgestellt werden. Gleiches gilt für die Grenze „gut/mäßig“, die bei SCHORIES et al. (2006) mit 7,2 m angegeben wird und nach Umrechnung einem Chl a-Wert von $1,8 \mu\text{g l}^{-1}$ entsprechen würde.

5 Ableitung weiterer spezifischer Phytoplanktonparameter

Neben der signifikanten Korrelation von sommerlichen Chl a-Konzentrationen und sommerlichen TN-Konzentrationen konnten aus dem taxonomisch bearbeiteten Phytoplanktondatensatz (Tab. 1) weitere phytoplanktonspezifische Kenngrößen abgeleitet werden. Auf Grund der geringeren Datenbasis (Tab. 1) insbesondere für B1- und B4-Wasserkörper und der allgemein hohen Streubreite der Werte, wurde auch für diese Korrelationsanalyse (Spearman-Rank-Korrelation) der Gesamtdatensatz aller verfügbaren Stationen unabhängig von ihrer Typzugehörigkeit genutzt.

Für die Analyse lagen 903 kombinierte Datensätze (einschließlich TN-Konzentration) vor. Als Eutrophierungsparameter diente die TN-Konzentration. Als potenzielle Parameter wurden zunächst das Gesamtbiovolumen, sowie die im Sommer zu erwartenden Algenklassen getestet. Darüber hinaus waren im gesamten Datensatz 159 Taxa vertreten (Spezies, Gattungen). Von diesen 159 Taxa wurden nur jene in die Analyse einbezogen, die in mindestens 5% der Proben gezählt wurden ($n > 45$, 18 Taxa), um eine sichere Korrelation zu gewährleisten. Von den getesteten Parametern zeigten das Gesamtbiovolumen ($R=0,778$, $p < 0,001$), das Biovolumen der Cyanophyceae ($R=0,697$, $p < 0,001$) sowie das Biovolumen der Chlorophyceae ($R=0,497$, $p < 0,001$) und Cryptophyceae ($R=0,397$; $p < 0,01$) eine signifikante Korrelation zur TN-Konzentration (Abb. 4). Die 18 getesteten Spezies (Gattungen) zeigten keine signifikante Korrelation zur TN-Konzentration. Dies dürfte zum einen in der Eurypotenz vieler dominanter Ostseearten und zum anderen in der großen Streubreite der Einzelbestimmungen (RIELING et al. 2003) begründet sein.

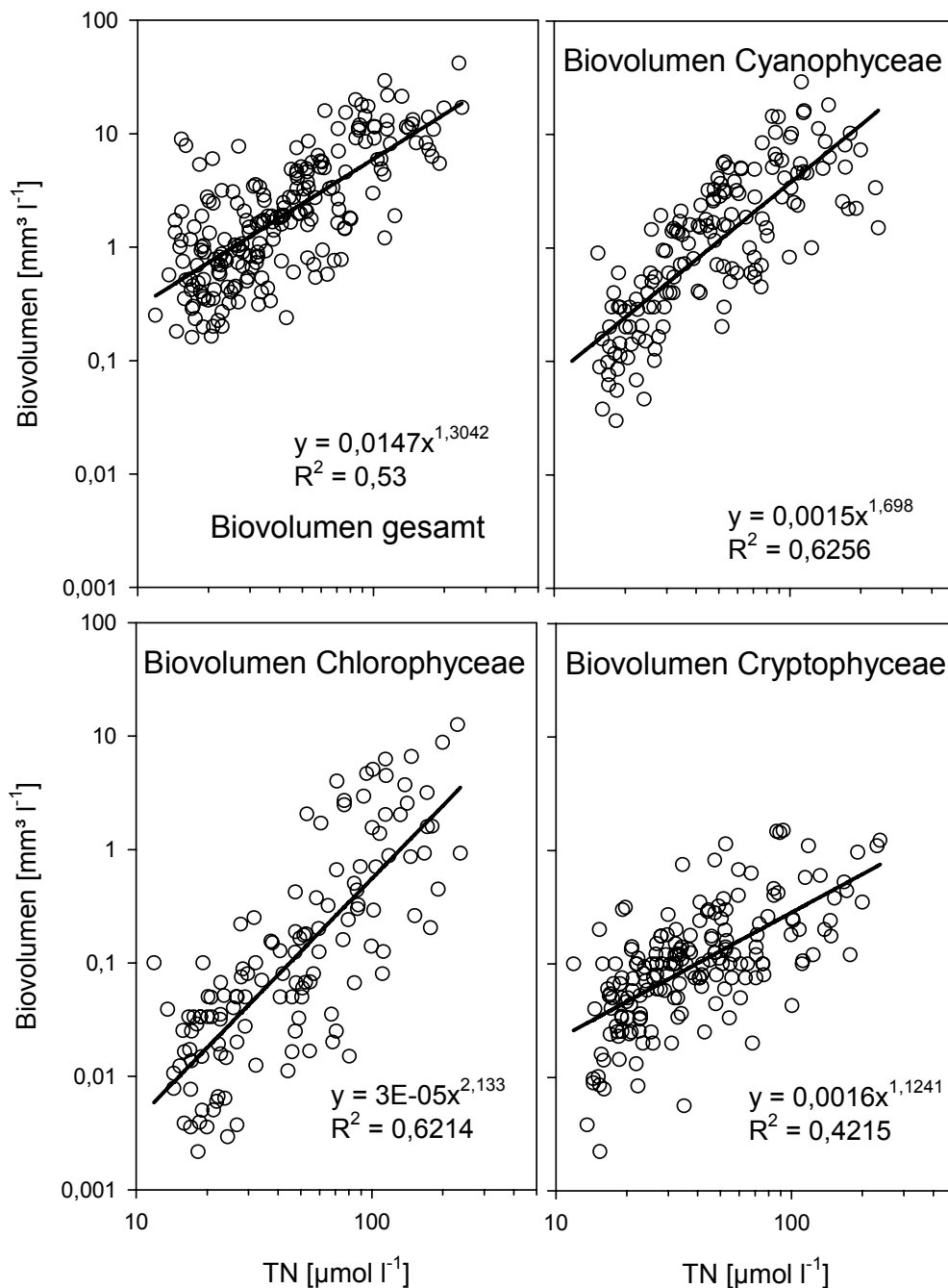


Abb. 4 Verhältnis von phytoplanktonspezifischen Indizes zur TN-Konzentration. Saisonmittel Mai-September (n=209).

Ausgehend von den für die Chl a-Konzentration festgelegten Klassengrenzen (Tab. 6) erfolgte die Klasseneinteilung der weiteren phytoplanktonspezifischen Kenngrößen auf Basis der zugehörigen Chl a-TN-Wertepaare (Tab. 6). Unter Berücksichtigung der in Abb. 4 dargestellten Regressionen ergeben sich für die einzelnen Gewässertypen die in Tab. 7 dargestellten Klassengrenzen. Die Cryptophyceae zeigen zwar im gesamten Trophiegradienten eine deutliche Zunahme, jedoch legt die Analyse nahe, dass sie bis zum „unbefriedigenden“ Zustand von sehr untergeordneter Bedeutung sind (Werte $<0,01 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, Abb. 4). Auf eine Einbeziehung dieser Algenklasse in das Bewertungsschema wurde deshalb zunächst verzichtet. Die Chlorophyceae sind auf Grund der geringen Veränderungen in der „sehr guten“ und

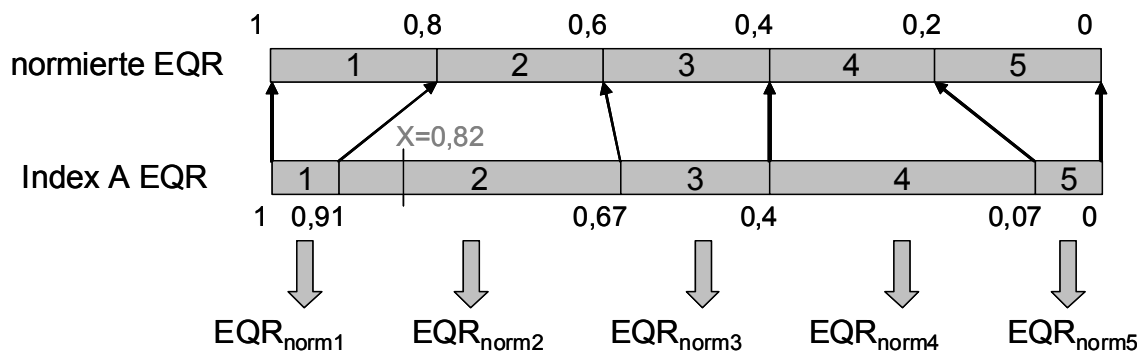
„guten“ Zustandsklasse nur zur Indikation ab dem „mäßigen“ Zustand geeignet. Generell ist zu beobachten, dass sich die Biovolumen im Bereich geringer TN-Konzentration durch die zu Grunde liegenden Potenzfunktion (Abb. 4) kaum differenzieren lassen, so dass hier gewisse Unsicherheiten in der Bewertung bestehen. Darüber hinaus ist der Einfluss der Cyanophyceae und Chlorophyceae in stärker salinen Wasserkörpern geringer (WASMUND et al. 2008), so dass die Bewertung dieser Komponenten in der westlichen Ostsee als unsicherer einzustufen ist.

Tab. 7 Referenzwerte und Klassengrenzen des Gesamtbiovolumens, des Biovolumens der Cyanophyceae und der Cryptophyceae. Die Klassenbildung basiert auf den in Tab. 6 angegebenen Klassengrenzen für TN. Die Werte geben jeweils die Grenze zwischen zwei Klassen an: H/G („sehr gut/gut“), G/M („gut/mäßig“), M/P („mäßig/unbefriedigend“), P/B („unbefriedigend/schlecht“).

Typ	Einzelindex	Referenzwert	H/G	G/M	M/P	P/B
B1	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	40	43	51	71	180
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	1,8	2	2,5	3,9	13,3
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,8	0,9	1,2	2,1	10,1
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,078)	(0,091)	0,132	0,267	1,939
B2a	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	14,5	15,4	18,5	25,6	71
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,48	0,52	0,66	1,01	3,89
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,14	0,16	0,21	0,37	2,1
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,009)	(0,010)	0,015	0,030	0,267
B2b	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	12,9	13,4	16,1	22,1	58,4
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,4	0,45	0,55	0,85	3
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,11	0,12	0,17	0,29	1,5
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,007)	(0,008)	0,011	0,022	0,176
B3a	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	14	14,6	18	24,3	64,5
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,45	0,5	0,65	0,95	3,4
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,13	0,14	0,2	0,34	1,77
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,008)	(0,009)	0,014	0,027	0,217
B3b/B4 (B12)	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	12,8	13,4	16,1	22,1	58,8
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,4	0,45	0,55	0,85	3
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,11	0,12	0,17	0,29	1,52
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,007)	(0,008)	0,011	0,022	0,178

6 Erstellung eines Gesamtindex

Zur Erstellung des Gesamtindex (PPI_{cw} -phytoplanktonindex for coastal waters) werden die dargestellten Einzelkomponenten miteinander verrechnet. Dazu muss zunächst für jede der vier Einzelkomponenten die EQR (ecological quality ratio) bestimmt werden. Sie ergibt sich aus dem Quotienten des Referenzwertes und des aktuell gemessenen Wertes ($\text{EQR} = \text{Referenzwert/aktueller Messwert}$). Danach erfolgt für die weitere Berechnung des PPI_{cw} die Normierung der EQR pro Einzelkomponente (Abb. 5). Diese Normierung ermöglicht die Vergleichbarkeit und das Zusammenführen der Einzelkomponenten zum Gesamtindex.



$$EQR_{norm1-5} = (EQR_{Index1-5} - Min_{Index1-5}) \cdot \frac{(Max_{norm1-5} - Min_{norm1-5})}{(Max_{Index1-5} - Min_{Index1-5})} + (Min_{norm1-5})$$

Beispiel : EQR des Index A erreicht aktuellen Wert von 0,82

$$EQR_{Index A}_{X_{norm2}} = (0,82 - 0,67) \cdot \frac{(0,8 - 0,6)}{(0,91 - 0,67)} + (0,6)$$

$$EQR_{Index A}_{X_{norm2}} = 0,725$$

Abb. 5 Normierung EQR je Einzelkomponente auf eine lineare Skala von 0-1. Die normierte EQR gibt 5 äquale Qualitätsklassen (Klasse 1 bis 5) wieder. Die EQR des Index A stellt die aktuell ermittelte EQR für eine der 4 Bewertungskomponenten dar. Der Wert X stellt einen Beispielwert einer aktuellen Bewertung dar. Min: Minimum der Klassengrenze, Max: Maximum der Klassengrenze, $norm$: normierter Wert bezogen auf die Klassengrenzen der Qualitätsklassen 1 bis 5, $Index$: Wert des betrachteten Einzelindex bezogen auf die Klassengrenzen der Qualitätsklassen 1 bis 5.

Für den Index Chlorophyceae können zwar auf Grundlage der abgeleiteten Klassengrenzen (Abb. 4, Tab. 7) die EQR aller Klassen bestimmt werden, jedoch erfolgt keine Bewertung der Klassen „sehr gut“ und „gut“. Die angegebenen Grenzen dieser Klassen (Tab. 7) dienen ausschließlich der Bestimmung der EQR ab Klasse „mäßig“, Tab. 8).

Die Zusammenführung der dargestellten Einzelkomponenten zum Gesamtindex PPI_{cw} erfolgt durch Verrechnung der gewichteten EQR_{norm} der Einzelkomponenten. Da die Chl a-Konzentration zum gegenwärtigen Zeitpunkt den einzig kalibrierten Parameter darstellt, ist eine alleinige Bewertung auf Basis der Chlorophyllmittelwerte möglich, jedoch nicht empfohlen, da die Relation von Chl a und Planktonbiomasse durchaus schwanken kann (AGUSTI 1991). Zudem ist durch die EU-WRRL ausdrücklich die Berücksichtigung von Abundanz und/oder Biomasse vorgesehen.

In Anlehnung an die Güte der Korrelationsanalyse und unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheiten werden zunächst folgende Wichtungsfaktoren für die Einzelindizes vorgeschlagen. Diese sollten jedoch in nachfolgenden Praxistests geprüft werden.

Chl a [$\mu g l^{-1}$]:	4,0	Cyanophyceae [$mm^3 l^{-1}$]:	1,0
Biovolumen [$mm^3 l^{-1}$]:	2,0	Chlorophyceae [$mm^3 l^{-1}$]:	0,5

Der Gesamtindex errechnet sich nach folgender Formel:

$$PPI_{cw} = \frac{\sum(\text{Einzelkenngröße} \cdot \text{Wichtungsfaktor})}{\sum(\text{Wichtungsfaktoren})} \quad (5)$$

Die Zuordnung der Qualitätsklassen erfolgt über den ermittelten Gesamtwert des PPI_{cw} :

Qualitätsklasse		PPI_{cw}
sehr gut	1	< 1; > 0,8
gut	2	> 0,6; ≤ 0,8
mäßig	3	> 0,4; ≤ 0,6
Unbefriedigend	4	> 0,2; ≤ 0,4
schlecht	5	> 0,0; ≤ 0,2

Tab. 8 EQR der Bewertungsgrenzen für die vier Einzelindizes: A – Chl a, B – Gesamtbiovolumen, C – Biovolumen Cyanophyceae und D – Biovolumen Chlorophyceae.

Typ	Einzelindex	H/G	G/M	M/P	P/B
B1a	EQR Index A	0,91	0,67	0,40	0,07
	EQR Index B	0,90	0,72	0,46	0,14
	EQR Index C	0,89	0,67	0,38	0,08
	EQR Index D		0,59	0,29	0,04
B1b	EQR Index A	0,91	0,67	0,40	0,07
	EQR Index B	0,90	0,72	0,46	0,14
	EQR Index C	0,89	0,67	0,38	0,08
	EQR Index D		0,59	0,29	0,04
B2a	EQR Index A	0,89	0,67	0,38	0,07
	EQR Index B	0,92	0,73	0,48	0,12
	EQR Index C	0,88	0,67	0,38	0,07
	EQR Index D		0,60	0,30	0,03
B2b	EQR Index A	0,93	0,67	0,41	0,08
	EQR Index B	0,89	0,73	0,47	0,13
	EQR Index C	0,92	0,65	0,38	0,07
	EQR Index D		0,64	0,32	0,04
B3a	EQR Index A	0,94	0,65	0,39	0,08
	EQR Index B	0,90	0,69	0,47	0,13
	EQR Index C	0,93	0,65	0,38	0,07
	EQR Index D		0,57	0,30	0,04
B3b/(B12)	EQR Index A	0,92	0,67	0,40	0,08
	EQR Index B	0,89	0,73	0,47	0,13
	EQR Index C	0,92	0,65	0,38	0,07
	EQR Index D		0,64	0,32	0,04
B4	EQR Index A	0,93	0,68	0,41	0,08
	EQR Index B	0,89	0,73	0,47	0,13
	EQR Index C	0,92	0,65	0,38	0,07
	EQR Index D		0,64	0,32	0,04

7 Anwendung und zukünftiges Monitoring

Auf Basis der Daten 2000-2005 wurde das entwickelte Bewertungsschema erstmals angewendet (Abb. 5). Diese Erstanwendung hat jedoch den Nachteil, dass es sich nicht um unabhängige Daten handelt, da für die Entwicklung in Einzelfällen Daten bis 2007 eingearbeitet wurden. Ein weiterer unabhängiger Test in möglichst allen verfügbaren Wasserkörpern ist deshalb in naher Zukunft dringend erforderlich.

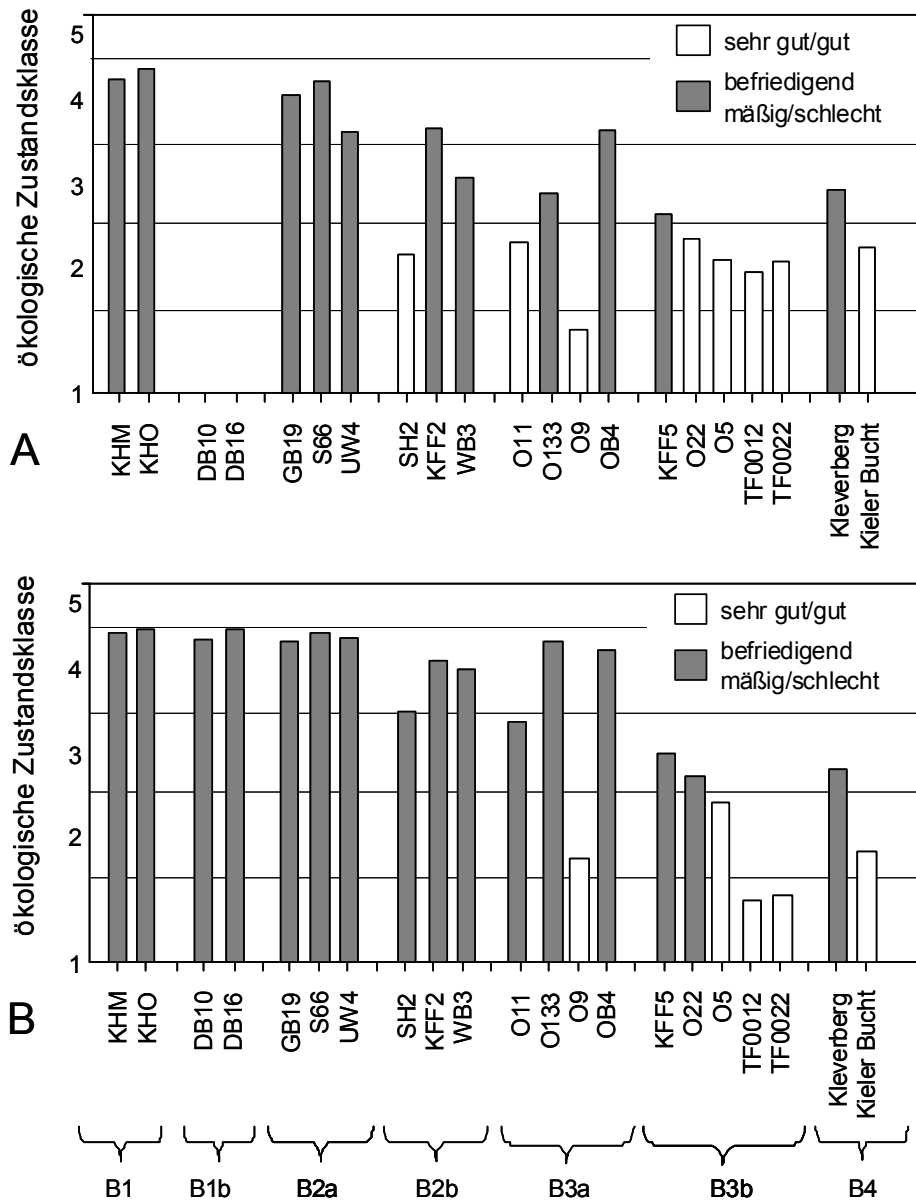


Abb. 5 Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse ausgewählter Monitoringstationen für die Jahre 2000-2005. A: Ökologische Zustandsklasse bestimmt über PPI_{cw} (gewichtetes Mittel der Einzelindizes). Für den Typ B1b liegen keine Phytoplanktondaten vor. B: Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse über den Einzelparameter Chl a.

Für die Bewertung über den PPI_{cw} sind zunächst die saisonalen Mittelwerte der Einzelkomponenten auf Basis eines Beprobungsjahres zu berechnen. Diese werden dann in EQRs überführt (Tab. 8, Abb. 5) und normiert. Die normierten EQR der vier

Einzelindizes werden dann nach Gl. 5 für jedes Probenahmejahr verrechnet. Für die Gesamtbewertung des sechs Jahre umfassenden Bewertungszeitraumes sind die Jahreswerte im Folgenden zu mitteln, wobei die Rundung auf ganzzahlige Güteklassen erst im letzten Schritt erfolgt.

International kommt in der Phytoplanktonbewertung bisher nur die Einzelkenngröße Chl a zum Einsatz. Der Vergleich der Bewertungsergebnisse des multi-metrischen PPI_{cw} und dem Einzelindex Chl a ergibt ein deutlich schlechteres Abschneiden der untersuchten Gewässer als bei alleiniger Betrachtung der Chl a-Konzentration. Dies ist besonders bei den Typen B2b und B3a zu beobachten (Abb. 5).

Der wesentliche Einflussfaktor für diese Diskrepanz liegt in der Bewertung durch den Index „Gesamtbiovolumen“. Auffallend ist, dass sich die Werte hinsichtlich ihrer Bearbeiter unterscheiden. So indiziert das Gesamtbiovolumen im LUNG-Monitoring (MV) in der Regel bessere Klassenwerte als das Chl a (LUNG Messstationen: KHM, KHO, DB, GB19, S66, UW4, SH2, WB3, O), während die Stationen des LANU (KFF2, KFF5, TF, Klevenberg, Kieler Bucht) generell schlechtere Bewertungen durch die Metric Gesamtbiovolumen liefern (Abb. 6). Dies kann zum einen in Unterschieden in der methodischen Erfassung der Biovolumina begründet sein (Erfassung kleiner Arten, Erfassung aller oder nur dominanter Arten), zum anderen aber auch auf ungünstigere Biovolumen zu Chl a-Verhältnisse (Flagellaten) in der westlichen Ostsee hindeuten. Ohne ein weiteres gezieltes Monitoring mit entsprechend genauer Erfassung des Gesamtbiovolumens, sind hier keine abschließenden Bewertungen zur Güte des Verfahrens möglich. Gleichzeitig zeigen derartige Differenzen die mit verschiedenen Bearbeitern verbundenen Risiken der Bewertung. Die bisherige Kontinuität in der Bearbeitung ist auch für die Zukunft dringend angeraten, wobei eine länderübergreifende Qualitätskontrolle erfolgen sollte.

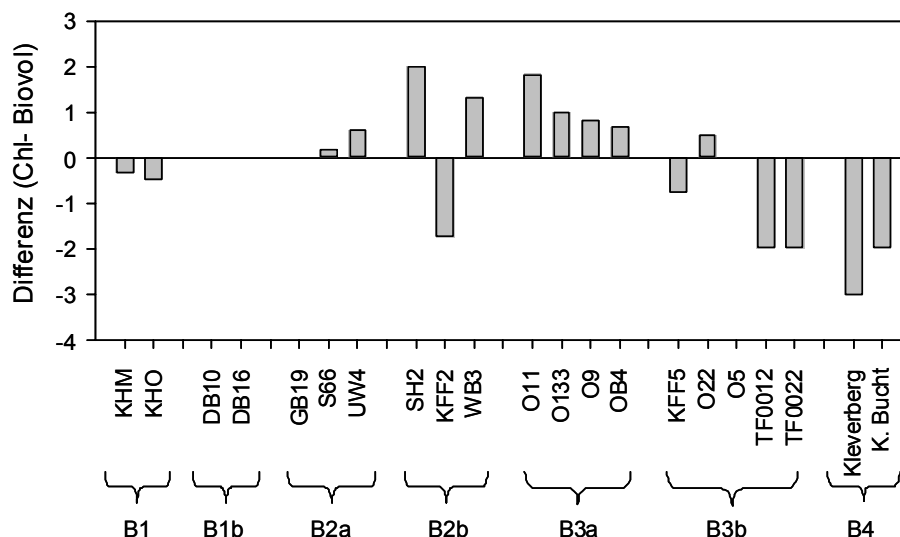


Abb. 6 Differenzermittlung zwischen ökologischer Bewertung des Einzelindex „Chl a“ und des Einzelindex „Gesamtbiovolumen“. Positive Werte charakterisieren eine um die angegebene Anzahl von Klassen schlechtere Bewertung durch Chl a und negative Werte eine um die angegebene Anzahl Klassen schlechtere Bewertung durch das Gesamtbiovolumen.

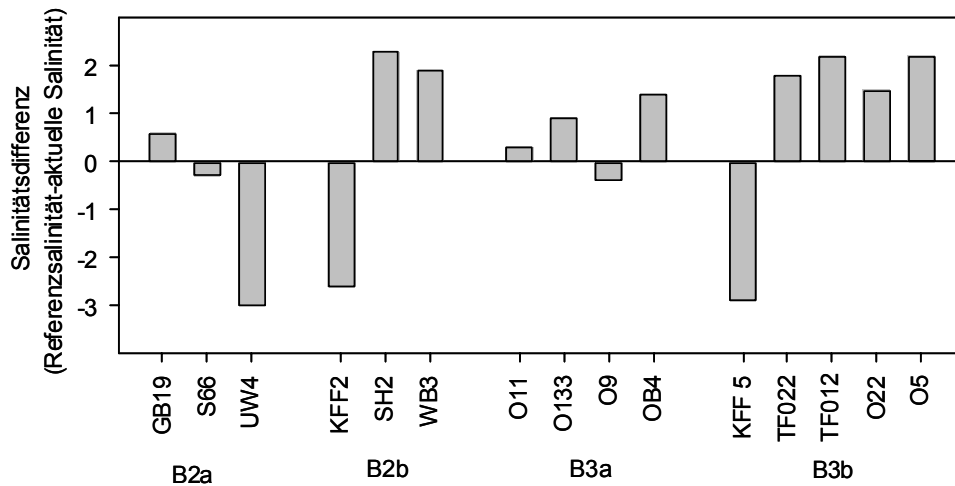


Abb. 7 Differenzermittlung zwischen aktueller Salinität (Mittelwert 2000-2005) und der für die Bewertung zu Grunde gelegten mittleren Salinität (Tab. 6, alle verfügbaren Werte). Positive Werte charakterisieren geringere aktuell gemessene Werte (höhere Referenzwerte), negative Salinitäten charakterisieren höhere aktuelle Messwerte.

Für Gewässer des Typs B2 und B3 sind die Referenzwerte TN in Abhängigkeit von der Salinität angegeben (LAWA 2007). Eine derartige Abstufung, die auch Auswirkungen auf die Chl a-Konzentration haben würde, ist international nicht vorgesehen, so dass in Abb. 7 überprüft wurde, ob Abweichungen in der Salinität Rückschlüsse auf die Bewertung zulassen. Bei aktuell höheren Salinitäten (im Vergleich zur Referenzsalinität) sollte potenziell eine positivere Bewertung erfolgen, während aktuell geringere Salinitäten zur Abwertung der Bewertung führen würden. Potenziell zu positiv bewertete Stationen wären demnach UW4, KFF2, KFF5 und O9. Die Abweichung in der Salinität der mit „gut“ bewerteten Station O9 beträgt jedoch nur 0,4 PSU. Diese Abweichung würde den Chl a-Referenzwert nur um $0,02 \mu\text{g l}^{-1}$ senken, so dass hier von einer methodisch korrekten Bewertung ausgegangen werden kann. Die Stationen KFF und UW4 zeigen auch bei erhöhter Salinität nur „mäßige“ bis „unbefriedigende“ Bewertungen. Die aktuell niedrigeren Salinitäten im Vergleich zum Referenzwert sind mit maximal 2 PSU Abweichung vor allem in den Typen B2b und B3b in den östlich gelegenen Gewässern zu finden. Hier würden 2 PSU einen Unterschied im Referenzwert von etwa $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ ausmachen. Einzig die Station O5 würde von der Anhebung des Referenzwertes profitieren. Hier würde die Bewertung von 2,5 auf 2,2 sinken und somit eine Verbesserung des Zustandes bewirken.

Vergleicht man die modellierten Referenzwerte für TN und Chl a mit den aktuell gemessenen Werten, liegen die größten Diskrepanzen im Bereich der oligohalinen und β -mesohalinen Wasserkörper (Abb. 8). Insbesondere die im Vergleich zu TN sehr hohen Chlorophyllwerte zeigen, dass der in Abb. 1 dargestellte Zusammenhang von Chl a und TN in diesen Gewässern unter den jetzigen Trophiebedingungen nur bedingt gilt.

In Bezug auf die abgeleiteten Chl a-Referenzwerte erreichen die B3b/B4-Wasserkörper in den letzten Jahren vereinzelt den postulierten Referenzzustand. Die Lage des Referenzwertes im 25%-Quartil der aktuellen Werte lässt jedoch nicht eindeutig auf einen „sehr guten“ ökologischen Zustand schließen. Vielmehr müssen hier Schwächen in der Modellierung sowie in der Genauigkeit bei geringen Chl a-

Konzentrationen berücksichtigt werden. Dies wird durch die in Abb. 1 vorgenommene Darstellung der Regression und ihrer Konfidenzintervalle im Bereich von $10 \mu\text{mol l}^{-1}$ deutlich. Um eine zuverlässige Regression in diesem Bereich zu gewährleisten, reichen die derzeit vorhandenen Werte nicht aus, so dass das Bewertungsmodell bei Vorliegen weiterer Daten gegebenenfalls angepasst werden sollte.

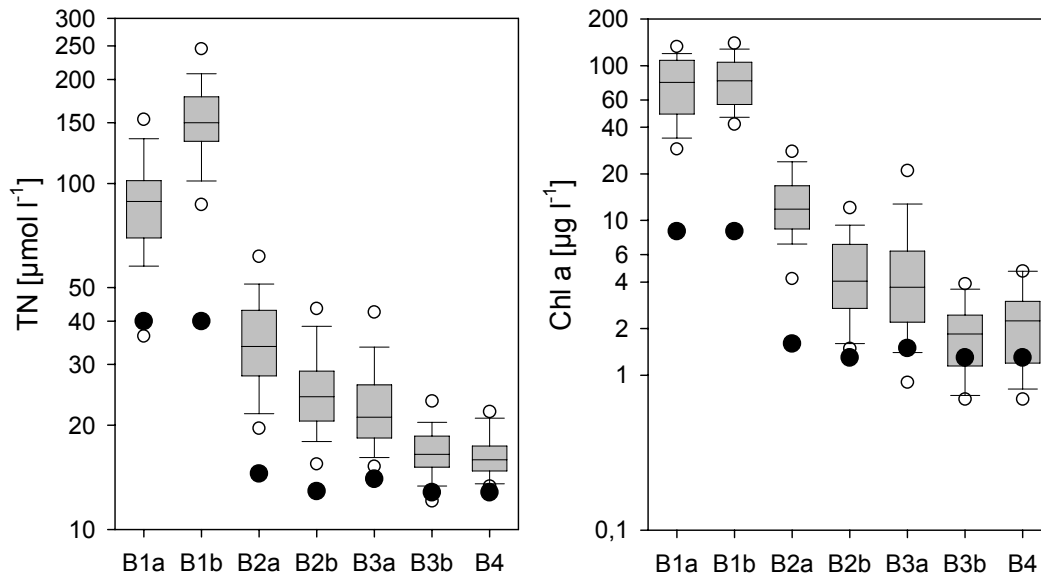


Abb. 8 Vergleich der Sommerreferenzwerte (schwarze Kreise) für TN sowie für Chl a mit aktuell gemessenen Werten der Jahre 2000-2005 (Boxplots).

Einen weiteren wesentlichen Einflussfaktor bildet in diesem Zusammenhang die natürlich bedingte Variabilität der Gewässer, die ggf. auch bei weiterer Datenerhebung keine besseren Modellierungen zulassen würde. Die Sommermonate bergen als Bewertungszeitraum ein hohes Risiko der Fehlbestimmung und Fehlinterpretation von Phytoplanktonsummenparametern, da in dieser Zeit wechselnde Limitationen auftreten (SCHIEWER 2008). Auch WASMUND et al. (2008) konnten zeigen, dass die Eutrophierung mit Frühjahrswerten des Chl a belegt werden kann, während durch Betrachtung des Sommeraspektes trotz geringerer Variabilität der Daten keine derartigen Trends nachweisbar waren. Es scheint deshalb sinnvoll, den für β -mesohaline Wasserkörper (5-10 PSU) entwickelten Frühjahrsansatz (SAGERT et al. 2008a, Tab. 9) an ausgewählten Stationen des operativen Monitorings zu berücksichtigen, um direkte Bewertungen der Nährstoffverfügbarkeit über die Phytoplanktonentwicklung ableiten zu können.

International ist gegenwärtig für die Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse im Bereich Phytoplankton ausschließlich der Parameter Sommer-Chl a vorgesehen. Ziel der weiteren Interkalibrierung (bis 2012) ist jedoch die Berücksichtigung der Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons, sowie der Häufigkeit und Frequenz von Phytoplanktonblüten. Aus diesem Grunde wurde versucht weitere phytoplanktonspezifische Bewertungsparameter in das System zu integrieren. Die Fokussierung auf den Sommeraspekt (im Gegensatz zum ursprünglichen Frühjahrsansatz; RIELING et al. 2003, SAGERT et al. 2008a) und die geringe Datendichte im gesamten Salinitäts- und Eutrophierungsgradienten erschweren die Identifizierung statistisch sicherer Indikatorgruppen und Organismen. Darüber hinaus wird im brackigen

Lebensraum, anders als in limnischen Standgewässern, durch die Gegenläufigkeit von Salinität und Eutrophierungsgradient die Definition von Indikatorspezies (BRAARUD 1974, DE JONGE 1988) erschwert.

Tab. 9 Klassifizierungssystem für β -mesohaline Wasserkörper (5-10 PSU B2, B3) zur Bewertung des Frühjahrsaspektes. Der Faktor wichtet die Einzelkomponente innerhalb des Bewertungssystems.

Parameter	ökologische Klasse					Wichtungsfaktor
	1	2	3	4	5	
Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	< 1	1-5	5-10	10-30	> 30	3
Chlorophyceae [%]	< 5	5-10	10-30	30-60	> 60	1
Diatomeen [%]	> 80	30-80	10-30	5-10	< 10	1,5
Dinoflagellaten [%]	< 1	1-5	1-5	5-30	> 50	1
Secchitiefe [m]	> 5	3-5	1,5-3	0,8-1,5	< 1,5	2
Chlorophyceae <10 μm [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	< 0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-10	> 10	0,5
Chlorophyll a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	< 5	5-10	10-25	25-60	> 60	2

$$\text{PPI}_{\text{cw}} = \frac{\sum (\text{Einzelkenngröße} \cdot \text{Wichtungsfaktor})}{\sum (\text{Wichtungsfaktoren})}$$

Das durch SAGERT et al. (2005) postulierte indikative Potenzial von *Myrionecta rubra* (in dänischen Küstengewässern) konnte durch fehlende kontinuierliche Zählungen im vorliegenden Datensatz nicht nachgewiesen werden. Die beiden Indikatorgruppen Cyanophyceae und Chlorophyceae sind in ihrer Aussagekraft derzeit sehr beschränkt, da sie insbesondere die Klassen „sehr gut“ bis „mäßig“ nur schlecht abbilden können und gegebenenfalls unter höheren Salinitäten nicht indikativ sind (WASMUND et al. 2008). Darüber hinaus sind gerade die Zählungen des zu diesen Gruppen gehörenden Picoplanktons in inneren Küstengewässern methodisch sehr aufwendig und exakte Biomassebestimmung deshalb äußerst schwierig. Hier besteht großer Forschungsbedarf sowie die Notwendigkeit der methodischen Abstimmung. Unter diesem Aspekt ist eine weitere artspezifische Zählung auch in Zukunft dringend angeraten, da nur so die Defizite des Bewertungssystems in naher Zukunft behoben werden können.

Die durch die EU-WRRL geforderte Bewertung der Phytoplanktonblüten ist bisher im Monitoring nicht berücksichtigt. Dies würde eine quantitative Erfassung erfordern, die in wesentlich höherer Auflösung bzw. „event-basiert“ erfolgen müsste. Dazu fehlen sowohl die technischen als auch die materiellen Voraussetzungen. Empfehlenswert zur Erfassung wären sondengesteuerte Chlorophyllmessungen an ausgewählten Stationen. Eine tagesaktuelle Datenanalyse (z. B. über Funkübertragung), würde dann eine gezielte Beprobung zum Zeitpunkt sich aufbauender Maxima zulassen. Alternativ wäre ein dezentrales Monitoring sich aufbauender Phytoplanktonblüten (sofern makroskopisch sichtbar) über verschiedene Küstenüberwachungsprogramme denkbar. Derzeit sind derartige Überwachungsprogramme nicht vorhanden. Das Programm „ALGFES“ (Schleswig-Holstein) führt gegenwärtig nur eine Überblicksüberwachung zu potenziell toxischen Phytoplanktonblüten durch, die nur zum geringen Teil quantitative Daten liefert und nicht im Bewertungsraum küstennaher Gewässer angesiedelt ist.

Das Monitoring sollte im vorliegenden Modell im Zeitraum Mai bis September mindestens einmal monatlich in möglichst gleichmäßigen Abständen erfolgen. Dringend empfohlen werden jedoch 14-tägige Messungen, um insbesondere in den inne-

ren Küstengewässern der Variabilität des Planktons gerecht zu werden. Ein enger Beprobungsrhythmus (7-14 Tage) könnte darüber hinaus im Zeitraum Juni/Juli/August (je nach Hochsommerlage), die Erfassung der saisonalen Sommerblüten wesentlich unterstützen, um so die Datenbasis für das Auftreten potenziell toxischer Phytoplanktonblüten zu erweitern. Zu saisonalen Blüten zählen ebenfalls die Frühjahrs- und Herbstblüten des Phytoplanktons. Diese werden bei monatlicher Beprobung schlecht erfasst und ggf. bei zukünftig erfolgreicher Sommerbeprobung nicht mehr berücksichtigt. Es sollte deshalb sichergestellt werden, dass an mindestens einem ausgewählten Standort jeden Gewässertyps ein vollständiger Jahresverlauf in möglichst dichten Probenabständen realisiert wird.

Die einzelnen Wasserkörper sollten in den nächsten Jahren jährlich beprobt werden, um eine ausreichende Testphase zu ermöglichen. Darüber hinaus können nur ausreichend dichte Daten zur notwendigen Weiterentwicklung des Modells beitragen. Für beide Aufgabenstellungen ist die Bestimmung der Nährstoff- und Chlorophyllverhältnisse aus entsprechenden Unterproben der Phytoplanktonbestimmung unabdingbar.

Die anzuwendende Methodik sollte sich an den Richtlinien der HELCOM orientieren, um eine ostseeweite Vergleichbarkeit der Werte zu gewährleisten. Da die artspezifische Indikation bisher schlecht beleuchtet ist, sollten in den nächsten Jahren die quantitative Zählung aller Arten einer Probe sowie die präzise artspezifische Biomassebestimmung im Vordergrund stehen.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ durch das BMBF (FKZ: 0330678) gefördert.

Dr. Norbert Wasmund hat in den letzten Jahren die Entwicklung verschiedener Bewertungsansätze kritisch begleitet und immer wieder durch Diskussionen und Anregungen vorangebracht. Dafür sei ihm, genauso wie Dr. Mandy Bahnwart, für die unschätzbare Hilfe bei der Aufbereitung der Daten herzlich gedankt.

Für die Bereitstellung der Daten der Landesmonitoringprogramme danken wir dem Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie MV (Frau Christine Schöppe, Herr Mario von Weber) und dem Landesamt für Natur und Umwelt SH (Frau Jeanette Göbel).

Literatur

- Abdullah, M. I. & M. Danielsen, 1992. Chemical criteria for marine eutrophication with special reference to Oslofjord, Norway. *Hydrobiologia* 235-236: 711-722.
- Aguilera, P. A., H. Castro, A. Rescia & M. F. Schmitz, 2001. Methodological development of an index of coastal water quality: Application in a tourist area. *Environmental Management* 27: 295-301.
- Agusti, S., 1991. Light environment within dense algal populations - cell-size influences on self-shading. *Journal of Plankton Research* 13: 863-871.
- Andren, E., 1999. Changes in the composition of the diatom flora during the last century indicate increased eutrophication of the Oder estuary, south-western Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48: 665-676.
- Arhonditsis, G., M. Karydis & G. Tsirtsis, 2003. Analysis of phytoplankton community structure using similarity indices: A new methodology for discriminating among eutrophication levels in coastal marine ecosystems. *Environmental Management* 31: 619-632.

- Bachor, A., M. von Weber & C. Schöppe, 1991. Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer. In Gewässergütebericht 1991-Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern, Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 1-140.
- Behrendt, H. & P. Huber, 1999. Nutrient emissions into river basins of Germany. Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin: 288 pp.
- Bonsdorff, E., E. M. Blomqvist, J. Mattila & A. Norkko, 1997. Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 63–72.
- Braarud, T., 1974. The natural history of the Hardangerfjord. 2. The fjord effect upon the phytoplankton in late autumn to early spring, 1955–56. *Sarsia* 55: 99–114
- Brandt, K., 1896. Über das Stettiner Haff. *Wissenschaftl. Meeresuntersuchungen. Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel, Bd. 1, Heft 2: 107-130.*
- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- Dahlke, S. & S. Sagert, 2003. Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee - Teilbericht Makrophyten und Phytoplankton. UFOPLAN 299 25 265/02: 56 pp.
- Danilov, R. A. & N. G. A. Ekelund, 2001. Comparative studies on the usefulness of seven ecological indices for the marine coastal monitoring close to the shore on the Swedish East coast. *Environmental Monitoring and Assessment* 66: 265-279.
- De Jonge, N., 1988. The abiotic environment. In Baretta, J.W. & P. Ruardij (eds), *Tidal Flat Estuaries Simulation and analyses of the Ems estuary*. Springer-Verlag, Berlin: 14–27.
- Dennison, W. C., R. J. Orth, K. A. Moore, J. C. Stevenson, V. Carter, S. Kollar, P. W. Bergstrom & R. A. Batiuk, 1993. Assessing water-quality with submersed aquatic vegetation. *Bioscience* 43: 86–94.
- Devlin, M. J., M. Best, D. Coates, E. Bresnan, S. Boyle, R. Park, J. Silke & J. Skeats, 2007. Establishing boundary classes for classification of marine waters using phytoplankton communities - the first step in establishing a link between nutrient pressure and the marine plant community. *Marine Pollution Bulletin* 55: 91–104.
- Hintze, J., 2001. NCSS und PASS number cruncher. Statistical systems Kaysville, Utah, www.ncss.com
- Karydis, M., 1996. Quantitative assessment of eutrophication: A scoring system for characterising water quality in coastal marine ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 41: 233-246.
- Kirk, J. T. O., 1994. *Light and photosynthesis in the aquatic environment*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Krause-Jensen, D., S. Sagert, H. Schubert & C. Boström, 2007. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators* 8: 515-529.
- LAWA, 2007. AO-Rahmenkonzeption Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen (Arbeitspapier II) Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten Stand 7.03.2007: 1-13.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2007. Bundesweiter Praxistest-Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Seen zur Umsetzung der WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O5.05. 1-114.
- Nehring, D., 1992. Inorganic phosphorus and nitrogen compounds as driving forces for eutrophication in semi-enclosed seas. *ICES. Marine Science Symposia* 195: 507-514.
- Nielsen, S. L., K. Sand-Jensen, J. Borum & O. Geertz-Hansen, 2002. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025–1032.
- Nixon, S. W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199–219.
- Reimers, H.-C., 2005. Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (eds), *Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern*. *Limnologie aktuell* 11: 37-45.

- Reinke, J., 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie, Kiel, Schmidt & Klaunig. 1-101.
- Rieling, T., S. Sagert, M. Bahnwart, U. Selig & H. Schubert, 2003. Definition of seasonal phytoplankton events for analysis of long term data from coastal waters of the southern Baltic Sea with respect to the requirements of the European Water Framework Directive. In Brebbia, C. A., D. Almorza & D. Sales (eds.), *Water Pollution VII – Modelling, Measuring and Prediction*, WIT Press, Boston: 103-114.
- Rosenberg, R., R. Elmgren, S. Fleischer, P. Jonssen, G. Persson & H. Dahlin, 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 19: 102-108.
- Sagert, S., D. K. Jensen, P. Henriksen, T. Rieling & H. Schubert, 2005. Integrated ecological assessment of Danish Baltic Sea coastal areas by means of phytoplankton and macrophytobenthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63: 109-118.
- Sagert, S., T. Rieling, A. Eggert & H. Schubert, 2008a. Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). *Hydrobiologia*: 611: 91-103.
- Sagert, S., C. Porsche & U. Selig, 2008b. Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 7-24
- Schernewski, G., T. Neumann & M. Wielgat, 2006. Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 15: 7-23.
- Schiewer, U., 1998. 30 Years' eutrophication in shallow brackish waters-lessons to be learned. *Hydrobiologia* 363: 73-79.
- Schiewer, U., R. Schumann, R. Heerkloss & G. Klinkenberg, 1994. Hypertrophication of the Darß-Zingst Bodden chain - structural and functional changes in plankton. *Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette - Struktur- und Funktionsveränderungen im Plankton. Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 2: 149-177.
- Schiewer, U., 2008. Ecology of Baltic coastal Waters - Darß-Zingst-Boddens, Northern Rügener Boddens and Schlei. *Ecological Studies* 197: 35-86.
- Schlungbaum, G. & M. Krech, 2001. Ostsee-Übergangsgewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Hintergrundkonzentrationen für Nährstoffe in Förden, Bodden und Haffen. *Wasser und Abfall* 5: 16-23.
- Schories D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste - Teil A: Äußere Küstengewässer“. Forschungsbericht zum LAWA Projekt: Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. 1-187.
- Schubert, H., M. Bahnwart, C. Blümel, A. Eggert, J. Krause, T. Rieling, S. Sagert, M. Schubert & U. Selig, 2005. Ökologische Bewertung innerer Küstengewässer mittels Phytoplankton und Makroalgen und Angiospermen. In Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich, (eds), *Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. Limnologie aktuell* 11: 151-163.
- Selig, U., A. Eggert, D. Schories, M. Schubert, C. Blümel & H. Schubert, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the Southern Baltic Sea. *Ecological Indicators* 7: 665-678.
- Sommer, U., 1994. *Phytoplanktologie*. Springer Berlin, Heidelberg u. a. 1- 274.
- Tsirsis, G. & M. Karydis, 1998. Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 50: 255-269.
- Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari & A. Rinaldi, 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW-Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9: 329-357.
- Wasmund, N. & V. Kell, 1991. Characterization of brackish coastal waters of different trophic levels by means of phytoplankton biomass and primary production. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 76: 361-370.
- Wasmund, N., G. Nausch, L. Postel, Z. Witek, M. Zalewski, S. Gromisz, E. Lysiak-Patuszak, I. Olenina, R. Kavolyte, A. Jasinskaite, B. Müller-Karulis, A. Ikauniece, A. Andrushaitis, H. Ojaveer, K. Kallaste & A. Jaanus, 2000. Trophic status of coastal and open areas of the south-eastern Baltic Sea based on nutrient phytoplankton data from 1993-1997. *Marine Science Reports* 38: 1-86.

- Wasmund, N. & S. Uhlig, 2003. Phytoplankton trends in the Baltic Sea. *Ices Journal of Marine Science* 60: 177-186.
- Wasmund, N., J. Göbel & B. von Bodungen, 2008. 100-years-changes in the phytoplankton community of Kiel Bight (Baltic Sea). *Journal of marine Systems* (in press). DOI: 10.1016/j.jmarsys2006.09.09.009
- Wielgat, M. & Z. Witek, 2004. A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget. In G. Schernewski & T. Dolch (eds.). *The Oder Estuary – against the background of the European Water Framework Directive*, Marine Science Report: 99-125.
- Zurlini, G., 1996. Multiparametric classification of trophic conditions. The OECD methodology extended: Combined probabilities and uncertainties - Application to the North Adriatic Sea. *Science of the total environment* 182: 169-185.

Sigrid SAGERT, Uwe SELIG & Hans-Georg WAGNER

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock
sigrid.sagert@uni-rostock.de

Bewertung von Strandseen anhand von Makrophyten

Biological assessment of macrophyte in non-tidal coastal lakes along the Western Baltic Sea (Germany)

Abstract

A classification system of macrophytobenthos for nontidal coastal lakes at the Baltic coast of Schleswig-Holstein (Germany) was developed according to guidelines of the European Water Framework Directive. The assessment system is based on the freshwater classification system for German lakes (Phylib). The species list for limnic systems was adapted to the specific conditions of shallow brackish systems. All potential species were grouped into three ecological categories: reference indicators, tolerant species, and disturbance indicators. The indicative capability of each species was derived from ecophysiological knowledge, historical observations, and recent mapping in seven coastal lakes at Schleswig-Holstein.

The new approach allows the registration of the disturbed state, regarding the depth distribution of macrophyte vegetation. The specific lists of reference species shows a balanced relation of reference species and disturbance indicator. The classification approach was tested in seven coastal lakes in 2007.

Keywords: coastal lakes, macrophytes, phytobenthos, ecological classification, Water Framework Directive

1 Einleitung

Strandseen sind hinsichtlich ihrer Morphologie und Hydrologie das Resultat von natürlichen Küstenbildungsprozessen. Sie entstehen durch Abtrennung einer Meeresbucht, z. B. bei der Bildung einer Nehrung. Die natürliche Verbindung zum Meer ist dabei je nach Entwicklungsstufe unterschiedlich ausgeprägt und bestimmt den Wasseraustausch und die Salinitätsverhältnisse der abgetrennten Bereiche.

Neben diesen natürlichen Verlandungsprozessen sind für den Wasserhaushalt der Strandseen auch anthropogene Eingriffe von entscheidender Bedeutung. So wurden insbesondere zu Beginn des 20. Jahrhunderts durch umfangreiche Maßnahmen zum Hochwasserschutz (Deichbauten, Dünenschüttungen und Wehre) große Teile des überflutungsgefährdeten Hinterlandes der Ostsee nahezu vollständig abgeriegelt. Die darauf folgende Verhinderung der periodischen Überflutungen (meist gekoppelt mit Drainage oder Schöpfwerksbetrieb) führte im Bereich der Strandseen zum Rückgang der ausgedehnten Salzwiesen- und Röhrichtgebiete bis hin zur

vollständigen Umwandlung des Gewässerumlandes in landwirtschaftliche Nutzflächen. Durch die veränderte Nutzung des Einzugsgebietes (EZG) und die zunehmende Aussüßung wurden die ehemals oligo- bis mesotrophen Strandseen zu eutrophen bis polytrophen Flachgewässern.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) sieht eine Bewertung aller oberirdischen Standgewässer von mehr als 0,5 km² vor. Auf Grund ihrer Salinität und Morphologie nehmen Strandseen dabei eine Sonderstellung zwischen den limnischen Standgewässern und den brackigen Küstengewässern der Ostsee ein. Da große Strandseen in Deutschland nur in geringer Anzahl vorhanden sind, ist sowohl die Datenlage als auch die Kenntnis dieser Gewässer sehr gering. Dies dürften die Gründe dafür sein, dass Strandseen weder in den schon erarbeiteten Bewertungsinstrumentarien zu Küstengewässern (SCHUBERT et al. 2003) noch in denen für Seen (NIXDORF 2006; SCHAUMBURG et al. 2006; MISCHKE et al. 2007) berücksichtigt wurden. Letzteres schließt auf Grund des stark verminderten Artenspektrums „versauerte und versalzte bzw. natürlich stark salzhaltige Seen“ explizit von der Bewertung aus.

Somit bestehen für Strandseen aktuell erhebliche Defizite für die fristgerechte Umsetzung der EU-WRRL. Im Rahmen eines durch das Landesamt Schleswig-Holstein initiierten Projektes wurde deshalb für sieben Strandseen ein Bewertungsmodell für die Makrophytenvegetation erarbeitet (SAGERT et al. 2007), das sich an der Vorgehensweise für limnische Standgewässer orientiert.

2 Charakterisierung der Seen

Die sieben Strandseen befinden sich an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (Abb. 1). Mit Ausnahme des Sehlendorfer Binnensees, sind alle Strandseen durch bauliche Maßnahmen in ihrem Austausch mit der Ostsee reguliert (LARSEN & POHL 2006), so dass die Seen hinsichtlich ihrer Salinität von nahezu limnisch bis zu α -mesohalin eingruppiert werden können (SAGERT et al. 2008).

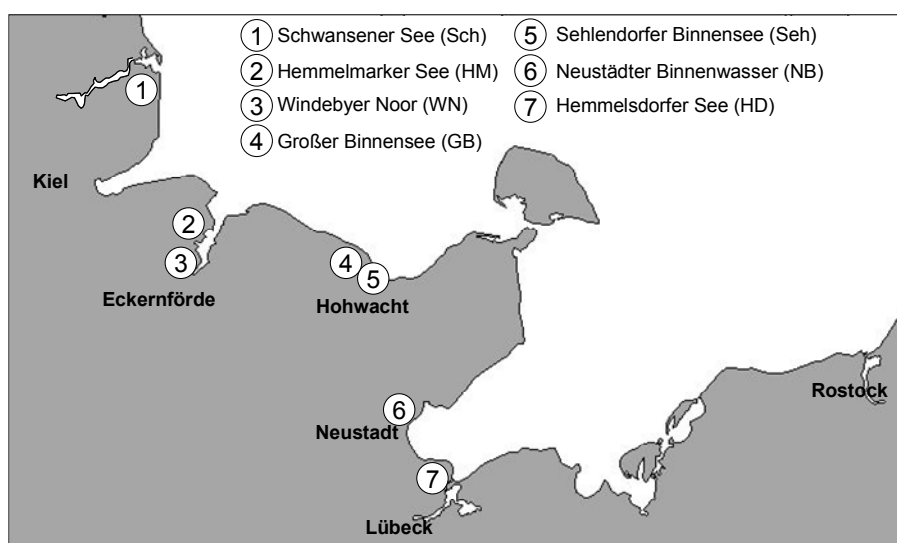


Abb. 1 Lage der untersuchten Strandseen entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste.

Tab. 1 Hydrologisch-morphologische Parameter der untersuchten Strandseen (Seensteckbriefe des Landes Schleswig-Holstein, <http://www.umweltdaten.landsh.de>, Abkürzungen siehe Abb. 1). Die Salinitätsdaten basieren auf Messwerten des Seenmonitorings (in der Regel monatliche Beprobung von April bis September) des Landes Schleswig-Holstein (1:1996, 2:1997, 3:2001, 4:2002, 5:2006).

Name See	GB ⁴	HM ^{2,5}	HD ^{1,5}	NB ⁴	SchS ^{3,5}	SehS ^{3,5}	WN ⁴
Fläche des Sees [km ²]	4,8	0,8	4,6	1,5	1,1	0,8	3,9
Fläche des EZG [km ²]	146,0	7,2	36,0	134,0	21,2	68,6	16,9
Seevolumen [10 ⁶ m ³]	9,0	2,5	23,9	1,4	0,9	0,4	25,0
Volumenquotient EZG / V _{See}	16,2	2,9	1,5	95,7	23,1	171,5	0,7
Austauschzeiten [d]	72	388	768	11	37	7	1741
maximale Tiefe [m]	3,0	6,2	39,0	1,6	1,2	1,1	14,0
mittlere Tiefe [m]	1,9	3,1	5,2	0,9	0,85	0,5	6,4
mittlere Salinität [PSU]	0,4	0,8	0,7	6,2	4,5	8,5	1,4

Die unterschiedliche Hydrographie sowie die Größe des Einzugsgebietes (Tab. 1) spiegeln sich in den Salinitäten der Seen wider (Abb. 2). Vier der sieben Seen zeigen Salinitäten zwischen 0 und 3 PSU und sind damit als stark limnisch geprägt einzustufen. Der Sehlendorfer Binnensee, der Schwansener See und das Neustädter Binnenwasser sind durch den Austausch mit der vorgelagerten Ostsee gekennzeichnet.

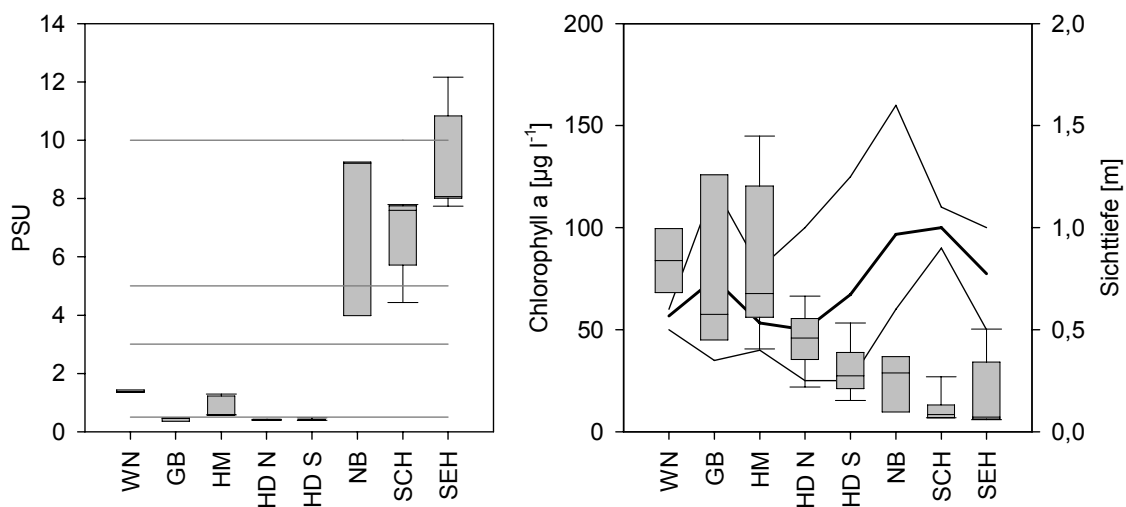


Abb. 2 Salinitäts- und Chl a-Werte der sieben untersuchten Seen. Dargestellt sind die Monitoringergebnisse der Monate Juli bis September aller Untersuchungsjahre eines Sees (siehe Tab. 1). Die Linien des Salinitätsdiagramms (linke Grafik) geben die Salinitätsgrenzen des Venedig-Systems an (CASPERs 1959). Salinität- und Chl a-Werte sind als Box-Whisker-Plots dargestellt, wobei die Boxen den Median (horizontale schwarze Linie) und das 25 bzw. 75 Perzentil darstellen. Die vertikalen T-Linien zeigen das 5 bzw. 95 Perzentil. Die Sichttiefe (rechte Grafik) ist als Mittelwert und Maximal- und Minimalband der untersuchten Jahre dargestellt.

Die sommerlichen Chlorophyll a-Werte (Chl a) weisen geringere Werte bei hohen Salinitäten (Abb. 2: SEH; SCH) auf, jedoch ist in allen Seen eine relativ große Variabilität zu beobachten. Die mittleren Sichttiefen liegen in allen Seen unterhalb von einem Meter, wodurch die Tiefenausbreitung der Makrophyten gegebenenfalls gehemmt werden könnte.

3 Typisierung

Der unterschiedlich große marine Einfluss in den untersuchten Strandseen (Abb. 2) zieht nicht nur eine Variabilität der Salinität nach sich, die für das Artenspektrum von entscheidender Bedeutung ist, sondern führt je nach Ausprägung des Wassereinzugsgebietes und dessen Nutzung auch zu unterschiedlichen Nährstoff- und Phytoplanktonverhältnissen.

Für eine Bewertung der Seen ist es deshalb unerlässlich, sie in vergleichbare Typen zu unterteilen. Sowohl für limnische Standgewässer als auch für Küstengewässer wurden die Typisierungen vorerst abgeschlossen (MATHES et al. 2002; REIMERS 2005). Da die Strandseen in ihren morphologisch-hydrologischen Eigenschaften zwischen diesen Gewässerkategorien stehen, wurde zunächst eine eigene Typologie entwickelt (SAGERT et al. 2008).

Tab. 2 Typologie der untersuchten Strandseen für das Untersuchungsjahr 2007. Die angegebenen Salinitäten geben den saisonalen Mittelwert des Untersuchungsjahres an (Sommer).

	ST 1	ST 2	ST 3	ST 4
	limnisch <0,5 PSU	β-oligohalin 0,5-3 PSU	α-oligohalin 3-5 PSU	β-mesohalin 5-10 PSU
Großer Binnensee	0,4 PSU			
Hemmelmarker See	0,1 PSU			
Hemmelsdorfer See	0,1 PSU			
Neustädter Binnenwasser				8,3 PSU
Schwansener See				8,4 PSU
Sehlendorfer Binnensee				9,2 PSU
Windebyer Noor		1,9 PSU		

Der Leitparameter der Typologie ist die Salinität, da sie die Artenzusammensetzung der Makrophyten als auch die Phytoplanktonbiomasse und das daraus resultierende Unterwasserlichtangebot (Sichttiefe) entscheidend prägt. Die unter die Umsetzung der EU-WRRL fallenden Seen zeigen eine potenzielle Salinitätsspanne von 0,5 bis etwa 10 PSU. Innerhalb dieser Spanne wurden vier Typen (ST 1 bis ST 4) festgelegt (Tab. 2). Da das hydrodynamische Regime der Strandseen annuellen Schwankungen unterliegt (vergleiche Tab. 1 und 2), wird die Typisierung des Sees spezifisch für die Gegebenheiten des Untersuchungsjahres vorgenommen.

4 Entwicklung des Makrophyten-Bewertungsverfahrens für Strandseen

Die Entwicklung des Bewertungsverfahrens für Strandseen erfolgte auf Basis des schon etablierten Phylib-Verfahrens zur Bewertung von Stillgewässern

(SCHAUMBURG et al. 2006). Dieses Verfahren zielt auf das Aufzeigen einer Gewässerdegradation als Abweichung von einem gewässertypspezifischen Optimalzustand (Referenzzustand). Dabei wird für die Qualitätskomponente Makrophyten der Referenzzustand eines Seentyps nicht direkt beschrieben. Die Bewertung erfolgt vielmehr anhand einer Beschreibung der quantitativen und qualitativen Ausbildung der Unterwasservegetation. Dies basiert auf der Eingruppierung der Arten in Referenzarten (A-Arten), Störungszeiger (C-Arten) und tolerante Arten (B-Arten). Der daraus abgeleitete zahlenmäßige Referenz-Index (RI) ist das Verhältnis der Summe der jeweiligen Bedeckung (Kohlerskala in KOHLER 1978) von A- und C-Arten zur Gesamtbedeckung aller Arten. Die Zuordnung einer Art zu einer der drei ökologischen Kategorien basiert im Wesentlichen auf der Indikation der Art gegenüber der Trophie. Grundlage dieses Bewertungskonzeptes war der von MELZER & SCHNEIDER (2001) erarbeitete Makrophytenindex zur Beschreibung der Trophie in bayrischen Seen.

Da für die untersuchten Strandseen keine historischen Daten vorlagen, sollte der limnische Ansatz einer Bewertung über spezielle Indikatorspezies auch für Strandseen geprüft werden. Auf Grund der Salinität der Gewässer und deren Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung der Vegetation waren jedoch umfangreiche Anpassungen notwendig, die sowohl die typspezifischen Artenlisten als auch die Kategorisierung der neu aufzunehmenden Arten betraf. Wegen der Besonderheiten in der Morphometrie der Gewässer (Flachheit) waren darüber hinaus auch Anpassungen der Kartierungs- und Berechnungsmethodik notwendig. Im Folgenden sollen die einzelnen Schritte bei der Anpassung des Verfahrens erläutert werden.

4.1 Erstellung der typspezifischen Artenlisten

4.1.1 Makrophytenbegriff

Im Phylib-Verfahren für limnische Standgewässer werden unter dem Begriff Makrophyten alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden makrophytischen Wasserpflanzen (Characeen, Wassermoose und Gefäßpflanzen) verstanden (SCHAUMBURG et al. 2006). Abweichend hiervon fassen WEBER-OLDECOP (1974), WIEGLEB (1991), VAN DE WEYER (1999) und VAN DE WEYER (2006) alle makrophytischen Phanerogamen (Blütenpflanzen) und Kryptogamen (Farnpflanzen, Moose, Rotalgen, Armeleuchteralgen, Grünalgen und Flechten sowie die Braunalgen, wenn sie zumindest teilweise submerse Formen ausbilden) unter dem Begriff Makrophyten zusammen. Für Strandseen wurde in Anlehnung an diese Definition und auf Basis des zu erwartenden natürlichen Arteninventars der im Phylib-Verfahren definierte Makrophyten-Begriff um die Großalgen verschiedener systematischer Gruppen erweitert.

Aus dieser Erweiterung des Makrophyten-Begriffs als auch auf Grund des veränderten Arteninventars im Vergleich zu limnischen Standgewässern ergab sich die Notwendigkeit der Erstellung neuer Artenlisten für Strandseen, die die vier salinitätsdifferenzierten Seentypen (Tab. 2, ST 1-4) berücksichtigen. Ausgehend von der Phylib-Taxaliste des Typs TKP (Tieflandseen Norddeutschlands) wurde das potenzielle Artenspektrum von Strandseen über die Sichtung umfangreicher Literatur- und Felddaten ermittelt. Dabei wurde zunächst eine Gesamtartenliste für Brackwasserseen erstellt. Die Aufspaltung der Gesamtliste in typspezifische Artenlisten erfolgte in einem nächsten Schritt.

4.1.2 Arteninventar der Strandseen

Das Phylib-Verfahren bewertet Seen des Typs TKP mit Hilfe von 75 submersen Makrophyten-Arten (SCHAUMBURG et al. 2006). Ausgehend von dieser Artenliste waren aus chorologischen (arealkundlichen), ökologischen und historischen Gründen Ergänzungen bzw. Streichungen notwendig. Ferner führte die kritische Auslegung der Definition von Makrophyten zur Neuaufnahme weiterer Arten.

Zunächst wurde geprüft, ob chorologische Gründe für das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von Arten in Schleswig-Holstein sprechen. So wurden z. B. für *Chara filiformis*, *Elatine hexandra* und *Elatine triandra* weder aktuelle noch historische Angaben (CASPER & KRAUSCH 1980, 1981; KORNECK et al. 1996; HAMANN & GARNIEL 2002) aus dem Gebiet Schleswig-Holsteins gefunden, was zur Streichung dieser Arten führte (Tab. 3). Weiterhin konnten einige *Potamogeton*-Hybriden nicht berücksichtigt werden, deren Auftreten zwar auf Grund des Vorkommens der Elternarten für Schleswig-Holstein nicht völlig auszuschließen ist, für die jedoch belastbares Datenmaterial fehlt. Zusätzlich aufgenommen wurde hingegen die bei Phylib nicht bewertete Buckel-Wasserlinse (*Lemna gibba*), die in nährstoffreichen Stillgewässern weit verbreitet ist.

Daran anschließend wurden Literaturangaben zu rezent vorkommenden Arten ausgewertet (Tab. 3). Als rezent werden dabei Nachweise aus den vergangenen 20 Jahren angesehen (RAABE 1987; KORNECK, et al. 1996; CHRISTENSEN et al. 2000; STUHR 2000, 2001, 2002; HEINZEL & MARTIN 2006). Im Zuge dieser Analysen wurden vor allem Brackwasserarten wie *Ruppia cirrhosa* und *Zostera marina* in die Taxaliste der Strandseen integriert.

Tab. 3 Im Phylib-Verfahren bewertete Makrophyten des Seentyps TKP, die aus chorologischen (c), ökologischen (ö) oder sonstigen (s) Gründen (Fehlen morphologischer Sonderformen) oder aufgrund des Fehlens rezenter Angaben aus Strandseen (r) nicht in die Artenliste für Strandseen übernommen wurden.

<i>Chara filiformis</i> (c)	<i>Nitella syncarpa</i> (ö)	<i>Potamogeton rutilus</i> (c / ö)
<i>Elatine hexandra</i> (c)	<i>Nymphoides peltatus</i> (c / ö)	<i>Potamogeton trichoides</i> (s)
<i>Elatine hydropiper</i> (c / ö)	<i>Potamogeton acutifolius</i> (r)	<i>Potamogeton x nitens</i> (c)
<i>Elatine triandra</i> (c)	<i>Potamogeton alpinus</i> (ö)	<i>Potamogeton x zizii</i> (c)
<i>Eleocharis acicularis</i> (c / ö)	<i>Potamogeton compressus</i> (r / ö)	<i>Ranunculus peltatus</i> (r)
<i>Fontinalis antipyretica</i> (r / ö)	<i>Potamogeton x cooperi</i> (c)	<i>Ranunculus trichophyllus</i> (ö)
<i>Littorella uniflora</i> (ö)	<i>Potamogeton filiformis</i> (ö)	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (s)
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	<i>Potamogeton gramineus</i> (ö)	<i>Sagittaria sagittifolia</i> (s)
<i>Nitella capillaris</i> (ö)	<i>Potamogeton nodosus</i> (c / ö)	<i>Stratiotes aloides</i> (ö)
<i>Nitella flexilis</i> (ö)	<i>Potamogeton obtusifolius</i> (ö)	<i>Utricularia australis</i> (ö)
<i>Nitella gracilis</i> (ö)	<i>Potamogeton natans</i> (ö)	<i>Utricularia intermedia</i> (r)
<i>Nitella opaca</i> (ö)	<i>Potamogeton praelongus</i> (ö)	<i>Utricularia vulgaris</i> (r)

Weiterhin wurde die Gesamtartenliste für Strandseen um Arten erweitert, die für Strandseen in Schleswig-Holstein historisch beschrieben wurden. So gab es sichere Nachweise von *Chara baltica* im Sehlendorfer Binnensee (SEEMANN 1960), *Najas intermedia* im Hemmeldorfer See (CASPER & KRAUSCH 1980), *Ranunculus baudotii* und *Ruppia maritima* im Sehlendorfer Binnensee (SEEMANN 1960; RAABE 1987; HÄRDITTE 1984; CHRISTENSEN et al. 2000).

Anschließend wurde geprüft, ob die Autökologie von Arten ein Vorkommen in Strandseen zulässt. Trotz ihres Vorkommens in Schleswig-Holstein wurden deshalb

z. B. *Littorella uniflora* (atlantisch verbreiteter Weichwasserbewohner), *Stratiotes aloides* (wellenschlagempfindliche Art der Verlandungszone von Alt- und Kleingewässern), *Myriophyllum alterniflorum* (Weichwasserart), *Utricularia australis* (Schwerpunkt in meso- bis schwach eutrophen limnischen Gewässern) oder *Fontinalis antipyretica* (Hartsubstratbewohner) von der ursprünglichen Phylib-Liste (TKP) gestrichen. Analog dazu wurden Arten aufgenommen, deren Vorkommen in den Strandseen aufgrund ihrer Ökologie und Verbreitung anzunehmen ist. Das wesentliche Auswahlkriterium war die Salinitätstoleranz der Arten. Beispiele für neu aufgenommene Arten sind u. a. *Chara canescens*, *Chara connivens* und *Chara horrida*. *Chara liljebladii* wurde dabei in Anlehnung an BLÜMEL & RAABE (2004) als Form von *Chara baltica* eingeordnet.

In Anlehnung an die Definition von Makrophyten wurden zudem potenziell oder rezent auftretende Großalgen in die Gesamtartenliste integriert. Wegen der naturgemäßen Artenarmut von Strandseen gegenüber limnischen Gewässern, die mit steigender Salinität noch weiter zunimmt, hätte die von Phylib vorgegebene Beschränkung auf Farn- und Blütenpflanzen sowie Characeen eine Bewertung unsicher gemacht. In diesem Kontext sind *Ulva lactuca*, *Ulva intestinalis* (syn. *Enteromorpha intestinalis*), *Fucus vesiculosus*, der im Sommer 2007 im Sehlendorfer Binnensee gefundene Neophyt *Gracilaria vermiculophylla*, Grünalgen der Gattung *Cladophora* und zwei Krustenrotalgen der Gattung *Hildenbrandia* aufgenommen. Aufgrund aktueller Funde in den Untersuchungsgewässern sind zudem das Wasser-Netz *Hydrodictyon reticulatum* und die regelmäßig im Brackwasser zu findende *Chaetomorpha linum* in die Listen eingefügt worden.

Als Sonderfall waren einige auch in Schleswig-Holstein durchaus weit verbreitete Arten zu streichen, die nur bei Auftreten in einer flutenden Form in der Phylib-Bewertung zu berücksichtigen sind. Über derartige morphologische Abweichungen liegen aus Strandseen noch keine gesicherten Daten vor. Zu nennen sind *Schoenoplectus lacustris* und *Sagittaria sagittifolia*.

Im Resultat dieser Auswertungen wurden von den 75 Arten der Phylib-Liste 36 Arten gestrichen (Tab. 3) und 27 Arten neu aufgenommen (Tab. 4).

Tab. 4 Neu in die Artenliste für Strandseen aufgenommene Taxa. Hinter den Artnamen ist das potenzielle (p: auf Grund autökologischer, historischer Befunde) und rezente (r: Kartierungen 2000, 2001, 2002, 2007) Vorkommen der Art in den sieben untersuchten Seen angegeben.

<i>Bangia atropurpurea</i> (r)	<i>Cladophora sericea</i> (r)	<i>Pylaiella littoralis</i> (p)
<i>Ceramium diaphanum</i> (r)	<i>Fucus vesiculosus</i> (r)	<i>Ranunculus baudotii</i> (p)
<i>Chaetomorpha linum</i> (r)	<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (r)	<i>Ruppia cirrhosa</i> (r)
<i>Chara baltica</i> (p)	<i>Hildenbrandia rivularis</i> (r)	<i>Ruppia maritima</i> (p)
<i>Chara connivens</i> (p)	<i>Hildenbrandia rubra</i> (r)	<i>Tolypella nidifica</i> (p)
<i>Chara canescens</i> (p)	<i>Hydrodictyon reticulatum</i> (r)	<i>Ulva lactuca</i> (r)
<i>Chara horrida</i> (p)	<i>Lamprothamnium hansenii</i> (p)	<i>Ulva intestinalis</i> (r)
<i>Cladophora glomerata</i> (r)	<i>Lamprothamnium papulosum</i> (p)	<i>Zostera marina</i> (r)
<i>Cladophora fracta</i> (r)	<i>Lemna gibba</i> (p)	<i>Zostera noltii</i> (p)

4.1.3 Ermittlung der Salinitätstoleranz und Einstufung der Arten in ökologische Kategorien

In einem zweiten Schritt der Überarbeitung wurde die so entstandene Gesamtartenliste auf ihre Gültigkeit innerhalb der vier ausgewiesenen Strandseentypen

(Tab. 2) verifiziert. Die Zuordnung der Arten zu einer der vier Salinitätsstufen erfolgte auf Grundlage einer Literaturstudie zur Salinitätstoleranz der Arten. Zusätzlich wurden die Monitoringdatensätze für Küstengewässer analysiert, um über die rezente Verbreitung der Arten Toleranzabschätzungen vornehmen zu können. Im Ergebnis entstanden vier typspezifische Listen, die alle potenziell vorkommenden Arten eines bestimmten Salinitätstyps enthalten.

Die potenziell vorkommenden Arten mussten dann in eine der drei trophie-differenzierten ökologischen Kategorien (Referenzart [A], tolerante Art [B], Stör-anzeiger [C]) eingeordnet werden. Dies betraf die neu in die Listen aufgenommen ebenso wie einige der bereits durch Phylib für limnische Seen eingruppierten Arten, jedoch wurde zunächst davon ausgegangen, dass eine bestehende Phylib-Kategori-sierung für den Seentyp TKP auch für Strandseen gültig bleibt. Ausnahmen bilden *Callitriche hermaphroditica* und *Najas intermedia*, von denen aus Deutschland vor allem Angaben aus oligo- bis schwach mesotrophen Gewässern vorliegen und die deshalb in Strandseen in die Kategorie A eingeordnet wurden (nach SCHAUMBURG et al. 2006 in Kategorie B).

Insbesondere für Arten der Kategorie A sollte keine Abwertung erfolgen. Die Eingruppierung von B- und C-Arten musste für Strandseen auf Grund der erhöhten Salinität kritisch geprüft werden. Dies basiert auf der Annahme, dass sich mit zuneh-mender Salinität ggf. eine verstärkte Trophiesensitivität durch Einengung der Opti-mumsgrenzen oder durch veränderte Konkurrenzverhältnisse ergibt. Insbesondere Characeen dürften hiervon betroffen sein (BLÜMEL et al. 2002). Ein Beispiel ist *Chara virgata*, die bei Phylib in der Tiefenstufe bis 1 m als Art der ökologischen Kategorie B eingestuft wird. Nach KRAUSE (1997) tritt sie in elektrolytarmen Moortümpeln ebenso wie in kalkarmen Klarwasserseen auf. Findet sie sich hingegen in einem nährstoff-reichen und brackwasserbeeinflussten, also elektrolytangereicherten Strandsee, am Rande ihres Verbreitungsschwerpunktes, sollte sie als Art der Kategorie A eingestuft werden. Bei insgesamt sieben Arten war eine abweichende Bewertung von der bereits bestehenden Phylib-Einstufung notwendig (Tab. 5).

Tab. 5 Von der Phylib-Bewertung des Seentyps TKP abweichend kategorisierte Arten. Die Angaben „bis“ und „ab“ 1 m beziehen sich auf unterschiedliche Kategorisierungen in Abhängigkeit von der maximalen Tiefenverbreitung der Art.

Art	(T _{KP})	Strandseentyp	Begründung	Quelle
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	B	A	vorrangig in meso- bis oligotrophen Gewässern	CASPER & KRAUSCH (1981)
<i>Chara contraria</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST 2)	in meso- bis eutrophen Gewässern	KRAUSE (1997)
<i>Chara virgata</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST 3)	in elektrolytarmen Moorseen und kalkarmen oligotrophen Klarwasserseen	KRAUSE (1997)
<i>Lemna gibba</i>		C	Zeiger für Abwasserbelastung	CASPER & KRAUSCH (1980)
<i>Najas intermedia</i>	B	A	eutrophierungsempfindlich	PHILIPPI (1998)
<i>Potamogeton lucens</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST 2)	bei höherer Trophie ausfallend	CASPER & KRAUSCH (1980)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	B	A (ab ST 2)	in meso- bis eutrophen Gewässern	CASPER & KRAUSCH (1980)

Die Gesamtliste aller in der jeweiligen Tiefenstufe zu erwartenden Taxa und ihre Einstufung in eine der drei ökologischen Kategorien zeigt Tab. 6. Sie ist die wesentliche Grundlage der Bewertung. Es ist jedoch anzumerken, dass, wie in allen anderen Bewertungsverfahren auch, eine Fortschreibung der Listen erfolgen muss, die die Ergebnisse zukünftiger Praxistests als auch die Fortschreibung der wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Ökologie der einzelnen Arten berücksichtigt.

Tab. 6 Typspezifische Artenlisten für Strandseen. Die Angaben „bis“ und „ab“ 1 m beziehen sich auf unterschiedliche Kategorisierungen in Abhängigkeit von der maximalen Tiefenverbreitung.

Art	T _{KP} -Phylib	Strandseentyp			
		ST 1	ST 2	ST 3	ST 4
<i>Bangia atropurpurea</i>		B	B	B	B
<i>Butomus umbellatus</i>	B	B	B		
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	B	A	A	A	
<i>Ceramium diaphanum</i>		C	C	C	C
<i>Ceratophyllum demersum</i> (ab 1 m)	B	B	B	B	B
<i>Ceratophyllum demersum</i> (bis 1 m)	C	C	C	C	C
<i>Ceratophyllum submersum</i>	B	B	B		
<i>Chaetomorpha linum</i>		C	C	C	C
<i>Chara aspera</i>	A	A	A	A	A
<i>Chara baltica</i> (inkl. <i>Ch. liljebladii</i>) (ab 1 m)		A	A	A	A
<i>Chara baltica</i> (inkl. <i>Ch. liljebladii</i>) (bis 1 m)		B	B	B	B
<i>Chara canescens</i> (ab 1 m)			A	A	A
<i>Chara canescens</i> (bis 1 m)			B	B	B
<i>Chara connivens</i>			B	B	B
<i>Chara contraria</i> (ab 1 m)	A	A	A	A	A
<i>Chara contraria</i> (bis 1 m)	B	B	A	A	A
<i>Chara globularis</i> (ab 1 m)	A	A	A	A	A
<i>Chara globularis</i> (bis 1 m)	B	B	B	B	B
<i>Chara hispida</i>	A	A	A	A	
<i>Chara horrida</i>				A	A
<i>Chara intermedia</i>	A	A	A		
<i>Chara polyacantha</i>	A	A			
<i>Chara rudis</i>	A	A			
<i>Chara tomentosa</i>	A	A	A	A	A
<i>Chara virgata</i> (ab 1 m)	A	A	A	A	A
<i>Chara virgata</i> (bis 1 m)	B	B	B	A	A
<i>Chara vulgaris</i>	A	A	A	A	
<i>Cladophora glomerata</i>		C	C	C	C
<i>Cladophora fracta</i>		C	C	C	C
<i>Cladophora sericea</i>					C
<i>Elodea canadensis</i> (ab 1 m)	B	B			
<i>Elodea canadensis</i> (bis 1 m)	C	C			
<i>Elodea nuttallii</i> (ab 1 m)	B	B	B		
<i>Elodea nuttallii</i> (bis 1 m)	C	C	C		
<i>Fucus vesiculosus</i>					A
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>		C	C	C	C
<i>Hildenbrandia rivularis</i>		B	B	B	
<i>Hildenbrandia rubra</i>					B
<i>Hippuris vulgaris</i>	B	B	B		
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>		C	C	C	C
<i>Lamprothamnium hansenii</i>					A
<i>Lamprothamnium papulosum</i>					A
<i>Lemna gibba</i>		C	C		
<i>Lemna minor</i>	B	B	B	B	
<i>Lemna trisulca</i>	B	B	B		

Art	TKP-Phylib	Strandseentyp			
		ST 1	ST 2	ST 3	ST 4
<i>Myriophyllum spicatum</i>	B	B	B	B	B
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	A	A			
<i>Najas intermedia</i>	B	A	A	A	A
<i>Najas marina</i>	C	C	C	B	B
<i>Nitella mucronata</i>	A	A			
<i>Nitellopsis obtusa</i> (ab 2 m)	A	A	A	A	A
<i>Nitellopsis obtusa</i> (bis 2 m)	B	B	B	B	B
<i>Nuphar lutea</i>	B	B	B		
<i>Nymphaea alba</i>	B	B	B		
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (ab 2 m)	A	A	A		
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (bis 2 m)	B	B	B		
<i>Potamogeton crispus</i> (ab 1 m)	B	B	B	B	B
<i>Potamogeton crispus</i> (bis 1 m)	C	C	C	C	C
<i>Potamogeton friesii</i> (ab 2 m)	A	B	A		
<i>Potamogeton friesii</i> (bis 2 m)	B	B	A		
<i>Potamogeton lucens</i> (ab 1 m)	A	A	A	A	
<i>Potamogeton lucens</i> (bis 1 m)	B	B	A	A	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	B	B	B	B	B
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	B	B	A		
<i>Potamogeton pusillus</i>	B	B	B		
<i>Pylaiella littoralis</i>		C	C	C	C
<i>Ranunculus baudotii</i>		C	C	C	C
<i>Ranunculus circinatus</i> (ab 1 m)	B	B	B	B	
<i>Ranunculus circinatus</i> (bis 1 m)	C	C	C	C	
<i>Ruppia cirrhosa</i>		B	B	B	B
<i>Ruppia maritima</i>		B	B	B	B
<i>Sparganium emersum</i>	B	B			
<i>Spirodela polyrhiza</i>	B	B	B		
<i>Tolypella glomerata</i>	A	A	A		
<i>Tolypella nidifica</i>				B	B
<i>Ulva intestinalis</i>		C	C	C	C
<i>Ulva lactuca</i>		C	C	C	C
<i>Zannichellia palustris</i> (ab 1 m)	B	B	B	B	B
<i>Zannichellia palustris</i> (bis 1 m)	C	C	C	B	B
<i>Zostera marina</i>				A	A
<i>Zostera noltii</i>				A	A

Die aktuelle Liste der potenziellen und rezenten Makrophyten in allen Strandseentypen Schleswig-Holsteins umfasst 66 Arten. Im Vergleich dazu lagen der ursprünglichen Phylib-Artenliste für den limnischen Seentyp TKP 75 Arten zu Grunde. Blieben die Großalgen (außer Characeen) wie im Phylib-Verfahren unberücksichtigt, würde sich das Artenspektrum um 14 Arten verringern. Von den 66 Arten sind naturgemäß nicht alle in jedem der vier Strandseentypen zu erwarten. 55 von ihnen können im limnischen Typ ST 1 auftreten, 51 im α -oligohalinen Typ ST 2, 40 im β -oligohalinen Typ ST 3 und 38 im β -mesohalinen Typ ST 4.

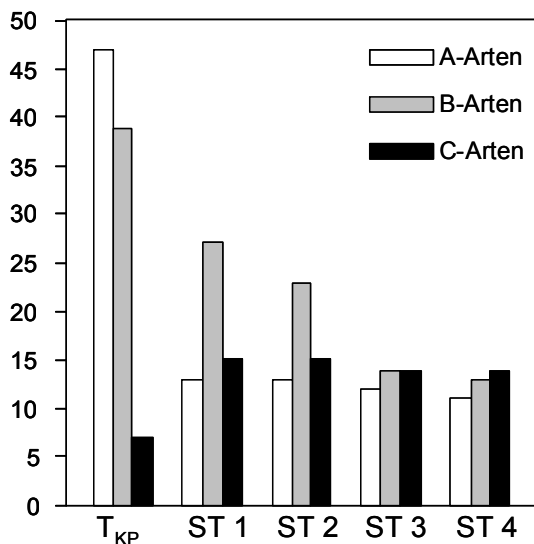


Abb. 3 Anteil der Arten der ökologischen Kategorien A, B und C am potenziellen Inventar des jeweiligen Seentyps. Durch die Tiefenstufendifferenzierung sind Mehrfachnennungen der Arten möglich.

Bei einer differenzierten Betrachtung der Arten der ökologischen Kategorien A, B und C in den verschiedenen Seentypen (Abb. 3) ist zu erkennen, dass das Bewertungssystem für den Seentyp TKP auffällig wenige Störungszeiger enthält. Demgegenüber liegt die Zahl der potenziell möglichen C-Arten in Strandseen mit 14 bis 15 je nach Strandseentyp doppelt so hoch wie im Seentyp TKP mit sieben. Im Extremfall können in einem See des Typs TKP fast sieben Mal mehr Referenzzeiger auftreten als Störungszeiger, was in der Bewertung durchaus zu Verschiebungen führen könnte (ggf. eine zu positive Bewertung der Seen). Für Strandseen liegt eine deutlich gleichmäßigere Verteilung der Artengruppen vor, die sich in erster Linie durch die Berücksichtigung der makrophytischen Algen ergeben.

4.2 Anpassung der Bewertungsmethodik

Zur Bewertung auf Basis der typspezifischen Artenlisten wurde der Formelapparat des Phylib-Verfahrens (SCHAUMBURG et al. 2006) zu Grunde gelegt. In Abweichung vom Phylib-Verfahren wurde für Strandseen empfohlen, die Häufigkeit der einzelnen Pflanzenarten nicht mittels einer fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978) zu schätzen, sondern mit Hilfe der feineren neunteiligen Skala nach BRAUN-BLANQUET (1964) zu erfassen (Tab. 7).

Die Nachteile der Kohler-Skala liegen vor allem in der unspezifischen Erfassung von Einzelpflanzen (Stufe 1 und 2) und von Deckungsgraden über 50% (Stufe 5: massenhaft). Gerade im Blick auf die Makrophytenvegetation in Strandseen, über deren Verteilung und Deckung, insbesondere jedoch über deren natürliche Schwankungen im Verlauf mehrerer Jahre noch wenig bekannt ist, bietet sich eine differenzierte Erfassung entsprechender Daten an. Da kein spezieller Formelapparat zur Bewertung der Strandseen entwickelt wurde, erfolgt für eine spätere Berechnung der Bewertungsindizes eine Transformation in die Kohler-Skala (Tab. 7). Diese Vorgehensweise scheint zunächst kompliziert, jedoch erlaubt sie, dass zukünftige Erfassungen eine hohe Genauigkeit aufweisen und die Kenntnisse zur Variabilität der Bedeckung in die Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens einfließen können.

Tab. 7 Vergleich der verschiedenen Schätzskalen zur Bestimmung der Deckung. Grundlage sind die Angaben bei LONDO (1975), BRAUN-BLANQUET (1964), WILMANN'S (1989), DIERSSEN (1990) und VEIT & KOHLER (2006). (Ex. = Exemplar bzw. Individuum)

Häufigkeit	Londo	%-uale Deckung	Braun-Blanquet	Kohler
sehr selten	1	<1	r (= 1 Ex.) + (= 2-5 Ex.)	1
	2	1-3	1 (= <5% / <50 Ex.)	
selten	4	3-5	2m (= <5% / >50 Ex.)	2
	1-	5-10	2a (= 5-15%)	
verbreitet	1+	10-15		3
	2	15-25	2b (= 15-25%)	
	3	25-35	3 (= 25-50%)	
häufig	4	35-45		4
	5-	45-50		
	5+	50-55	4 (= 50-75%)	
	6	55-60		
massenhaft	7	65-75		5
	8	75-85	5 (= >75%)	
	9	85-95		
	10	95-100		

Im Rahmen des Phylib-Verfahrens erfolgt eine Gesamtbewertung des jeweiligen Transektes und nicht seiner einzelnen Tiefenstufen. Für die Berechnung werden die Quantitäten (Q, dritte Potenz der Kohlermenge) aller A-, B- und C-Arten im Transekt addiert und nach Gl. 1 verrechnet.

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ci} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} \cdot 100$$

Gl. 1 RI = Referenzindex; Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A; Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C; Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen; n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A; n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C; n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen.

Abweichend vom Phylib-Verfahren wird in Strandseen bei gleicher Formel für jede beprobte Tiefenstufe (Tab. 8) ein separater Referenzindex (RI) berechnet. Diese Vorgehensweise begründet sich damit, dass durch die Flachheit der Strandseen ggf. extrem große Aufnahmeflächen der Makrophytenvegetation entstehen. So können sich in Strandseen einzelne Tiefenstufen über viele Meter ins Gewässer erstrecken bevor die nächste Tiefenstufe erreicht wird. Bei einer durchschnittlichen Breite eines Transektes von 20-30 Metern kommen so z. T. Aufnahmeflächen von mehr als 1.000 m² zustande. In der Praxis ist es jedoch schwierig, auf derart großen Flächen zu einer fehlerarmen Schätzung der Deckung einzelner Arten zu gelangen. Zudem wird bei Arten, die in allen Tiefenstufen auftreten, ohne verschiedenen ökologischen Kategorien anzugehören, ein *a priori* vereinheitlichter Schätzwert dem tatsächlichen Deckungsgrad eines derart großen Transektes nicht gerecht.

Durch die Summierung der Transektdaten wird im Phylib-Verfahren zudem die tiefenabhängige Degradation der Vegetation nur ungenügend berücksichtigt. So könnte z. B. eine gute Ausprägung der Flachwasservegetation einen schlecht ausgebildeten Tiefenbereich (Merkmal von Degradation) in der Transektbewertung egalieren. Bei isolierter Betrachtung von Tiefenstufen werden jedoch vier bis acht tiefenabhängige Einzelbewertungen pro Transekt erhoben (Tab. 8), so dass die Tiefenausbreitung der Vegetation als ein wesentliches Bewertungskriterium berücksichtigt

wurde. Die Umrechnung des RI in den M_{MP} -Wert (skalierter Referenzindex, Skala von 0-1, Gl. 2) erfolgt in Analogie zum Phylib-Ansatz.

Aus dem M_{MP} -Wert der jeweiligen Tiefenstufe wird die ökologische Zustandsklasse über Indexgrenzen abgeleitet. Da die Datenlage für Strandseen eine neue Festsetzung der Indexgrenzen nicht erlaubte, wurden die Indexgrenzen des Phylib-Seentyps TKP für alle Strandseentypen übernommen (Tab. 9).

Tab. 8 Tiefenklassendifferenzierung für die Bewertung von Strandseen

Tiefenstufe	Tiefenklasse
00-25 cm	I
25-50 cm	
50-75 cm	II
75-100 cm	
100-125 cm	III
125-150 cm	
150-175 cm	IV
175-200 cm	
bis zur Vegetationsuntergrenze	

Tab. 9 Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen für Makrophyten im Seentyp Strandsee. (nach SCHAUMBURG et al. 2006). MVÖ = Makrophytenverödung, Q_{ges} = Mindestquantität

Ökologische Zustandsklasse	Klassengrenzen M_{MP}
1 - sehr gut	1,00-0,76
2 - gut	<0,76-0,51
3 - mäßig	<0,51-0,26
4 - unbefriedigend	<0,26-0,00
5 - schlecht	MVÖ; Q_{ges} < 8

In Abweichung von Phylib wird das vollständige Fehlen von Makrophyten in einer Tiefenstufe mit der Zustandsklasse „5“ bewertet, da in Strandseen mit mittleren Tiefen oberhalb von 2 m von einer vollständigen Bedeckung ausgegangen werden kann. Sollte der begründete Verdacht einer natürlichen Ursache der Makrophyten-Verödung bestehen, wird die Tiefenstufe nicht in die Bewertung einbezogen. Liegt die Mindestquantität (siehe Tab. 9) unter acht, wird ebenfalls von einer Makrophyten-Verödung ausgegangen und die Tiefenstufe mit der Zustandsklasse „5“ bewertet.

$$M_{MP} = \frac{(RI_{Seen} + 100) \cdot 0,5}{100}$$

Gl. 2 Berechnung des M_{MP} nach SCHAUMBURG et al. (2006). M_{MP} = skalierter Referenzindex; RI_{Seen} = typbezogener berechneter Referenzindex Seen

Weitere Anpassungen waren in der Mittelwertbildung der Einzelbewertungen nötig. Während im Phylib-Verfahren die Transekte durch Mittelwertbildung den Gesamtzustand des Sees charakterisieren, müssen in Strandseen durch die gesonderte Betrachtung der Tiefenstufen mehrere Mittelwertbildungen erfolgen. Dazu werden zunächst die Bewertungen der einzelnen Tiefenstufen durch Mittelwertbildung zu Tiefenklassen zusammengefasst (Tab. 8). Dieser Schritt lässt die Möglichkeit offen, bei einer Mindestzahl von vier Tiefenstufen, auch in größeren Tiefenabständen als 0,25 m (0,5 m) zu beproben (z. B. aus gewässermorphologischen Gründen) und trotzdem eine Vergleichbarkeit der Mittelwerte der Transekte zu gewährleisten. Für Seen mit Tiefen zwischen einem und zwei Metern sollten die Tiefenstufen in jedem Falle in 25 cm-Schritten erfasst werden, um eine tiefenabhängige Degradation möglichst genau zu erfassen und die Mindestzahl von vier bewerteten Tiefenstufen einzuhalten. In diesen Seen werden gegebenenfalls weniger als vier Tiefenklassen zusammengefasst aber mindestens vier Tiefenstufen (Tab. 8) bewertet.

Grundsätzlich erfolgt in Strandseen keine Bewertung einer Tiefenstufe bzw. Tiefenklasse, in der Röhricht entwickelt ist (Tab. 10), es sei denn, es ist so dünn ausgebildet, dass hier dennoch bewertungsrelevante Makrophyten auftreten. Die auf zwei Dezimalstellen berechneten Werte der Tiefenklasse werden wiederum durch Mittelwertbildung zur Gesamtbewertung des Transektes zusammengefasst. Die Bewertung des Sees erfolgt in Analogie durch Mittelwertbildung der Einzeltransekte. Um die Bewertung der Tiefenstufen und Transekte möglichst genau in die Mittelwertbildung einfließen zu lassen, wird erst die Bewertung des Gesamtgewässers auf ganze Klassen gerundet.

Tab. 10 Beispiel einer tiefenstufenabhängigen Bewertung im Vergleich zur Transektbewertung nach SCHAUMBURG et al. 2006). $Q_{A,B,C,ges}$ = Quantität der jeweiligen Kategorie, RI = Referenzindex; M_{MP} = skaliertes Referenzindex, nb = nicht bewertet, Uvg = untere Verbreitungsgrenze.

Tiefenstufe [m]	Tiefenklasse	Q_A	Q_C	Q_B	Q_{ges}	RI	M_{MP}	Bewertung Tiefenstufe	Bemerkung	Bewertung Tiefenklasse
0,25	I	0	0	0	0			nb	Röhricht	2,00
0,50		27	8	35	70	27,14	0,64	2		
0,75		27	8	27	62	30,65	0,65	2		
1,00	II	8	16	27	51	-15,69	0,42	3		2,50
1,25		0	8	15	23	-34,78	0,33	3		
1,50	III	0	8	0	8	-100	0	4		3,50
1,75		0	4	0	4	-100	0	5		
2,00	IV	0	0	0	0			5	$Q_{ges} < 8$; Uvg	5,00
Gesamtbewertung Transekt nach Strandseenansatz										3,25 (mäßig)
Transektbewertung nach Phylib		Q_A	Q_C	Q_B	Q_{ges}	RI	M_{MP}	Bewertung Transekt:		2 (gut)
		62	52	104	218	4,59	0,53			

Wie beim Phylib-Verfahren sind bei Strandseen für eine sichere Bewertung erforderlichen Mindestquantitäten (dritte Potenz der Kohlermenge) erforderlich. Das Phylib-Verfahren fordert eine Mindestquantität von 35. Diese ist unter der Annahme von einer Art nur mit Bedeckungen oberhalb 25% ($Q=64$), oder bei zwei Arten mit Bedeckungen von zwei bzw. drei Kohlereinheiten zu erreichen ($2^3+3^3=35$). Nach diesem Verfahren gilt somit eine 30%-ige Bedeckung (Tab. 7) mit zwei Arten noch als kritisch. Bei Unterschreitung dieser Mindestquantität (bezogen auf den gesamten Transekt), geben SCHAUMBURG et al. (2006) an, für den Transekt eine Makrophyten-Verödung „zu prüfen“ bzw. „die Bewertung als unsicher einzustufen“. Unter welchen Maßgaben dies erfolgen soll, wird nicht näher erläutert. Insbesondere die Einstufung als „ungesichert“ scheint schwer umsetzbar, da die Nichteinbeziehung dieser Transekte in die Gesamtbewertung des Sees das Ergebnis verfälschen würde (in der Regel Verbesserung des Zustands).

Da brackige Lebensräume auch im natürlichen Zustand durch eine hohe Variabilität in der Artenzahl und der Ausbreitung der Gemeinschaften gekennzeichnet sind, sollte in Abweichung vom Phylib-Verfahren in Strandseen eine Aufnahme auch dann bewertet werden, wenn nur eine einzige Art in geringen Deckungen auftritt (Unterschreitung der Grenzquantität von 35). Hinzu kommt, dass in Strandseen jede Tiefenstufe separat bewertet werden soll, so dass naturgemäß häufiger Quantitäten unterhalb 35 auftreten, wie auch die Untersuchungen 2007 zeigten. Für Strandseen sollte nach jetzigen Erkenntnissen der kritische Wert der Mindestquantität bei acht festgelegt werden. Dies entspricht einer Bedeckung (ggf. einer einzelnen Art) von 1-5%. Unterhalb dieses Wertes ist von einer massiven

Schädigung bzw. Makrophyten-Verödung auszugehen. Die Bewertung „schlechter Zustand“ (Klasse 5) erfolgt für einzelne Tiefenstufen demnach wenn a) die Grenzquantität von acht unterschritten wird und b) in der Tiefenstufe keine Makrophyten auftreten (Makrophyten-Verödung).

Eine mathematische Berechnung der ökologischen Zustandsklasse „5“ in einer Tiefenstufe ist demnach nicht vorgesehen, sie wird ausschließlich definitionsbedingt vergeben. Für die Gesamtbewertung des Transektes und des Sees (Mittelwerte der Tiefenstufen/Tiefenklassen bzw. Transekte) ist die Vergabe der Stufe „5“ durch die Mittelwertbildung $>4,5$ möglich.

Da bei geringen Artenzahlen mit geringer Deckung auch in Strandseen nicht von stabilen Beständen ausgegangen werden kann, sollte bei einer Mindestquantität zwischen acht und 35 eine mehrmalige Untersuchung des Sees im Bewertungszeitraum (ggf. jährlich) stattfinden.

5 Bewertung der sieben Strandseen anhand der Makrophytenkartierung 2007

Die Makrophytenvegetation der sieben Strandseen wurde im Jahr 2007 erstmals gleichzeitig kartiert. Insgesamt wurden 33 Makrophyten nachgewiesen. Lediglich *Ulva intestinalis* kommt in allen sieben Gewässern vor, weitere drei Arten (*Cladophora glomerata*, *Potamogeton pectinatus* und *Zannichellia palustris*) treten in fünf bis sechs Seen auf.

Somit sind in den Strandseen derzeit nur salztolerante, euryöke Makrophyten, die z. T. als Schmutzwasserzeiger gelten (CASPER & KRAUSCH 1980; ROTHMALER 2005) weit verbreitet. Arten der Kategorie A fehlen weiträumig oder treten nur gelegentlich in geringen Deckungen auf wie u. a. *Chara globularis* ab 1 m (HD) oder *Chara aspera* (WN).

In vier der sieben Untersuchungsgewässer überwiegen im Jahre 2007 indifferente Arten. Im Sehlendorfer Binnensee und dem Neustädter Binnenwasser überwiegen die störungsanzeigenden Arten. Einzig im Hemmelmarker See konnten mehr A- als C-Arten gefunden werden (Abb. 4). Im Sehlendorfer Binnensee, dem Schwansener See und dem Neustädter Binnenwasser fehlen Arten der Kategorie A völlig. Bezogen auf die untersuchten Gewässer ist *Chara contraria* die häufigste Art der Kategorie A (in drei Untersuchungsgewässern des Typs ST 4). Als Art der Kategorie B ist *Potamogeton pectinatus* in sechs Gewässern zu finden. Das Gesamtinventar der Seen weist derzeit fünf Arten der ökologischen Kategorie A, 23 Arten der Kategorie B und 11 Arten der Kategorie C auf.

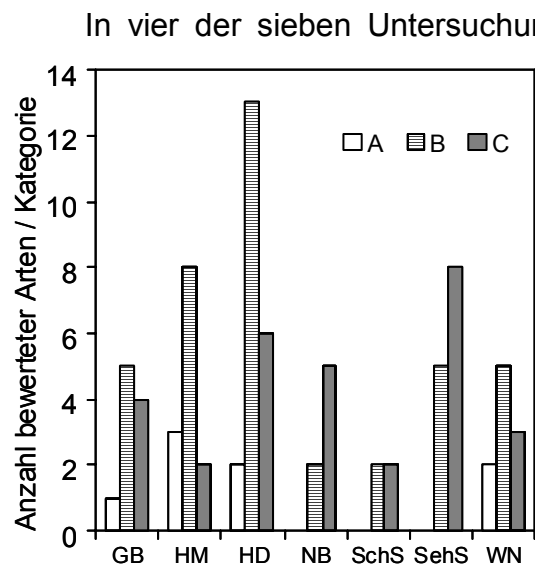


Abb. 4 Anzahl der Arten je ökologischer Kategorie und See für die Kartierung 2007. Durch die Tiefenstufendifferenzierung sind Mehrfachnennungen der Arten möglich. (Seenkürzel siehe Abb. 1).

Tiefenbereiche unterhalb 2 m können, bedingt durch die Morphometrie, nur in drei der sieben Strandseen besiedelt sein. 2007 lag mit dem Vorkommen von *Potamogeton*

perfoliatus im Windebyer Noor die tiefste Besiedlung bei 2,4 m. *Chara globularis*, *Chara vulgaris* und *Zannichellia palustris* erreichten im Hemmelmarker See maximal 2,2 m. *Potamogeton pectinatus* konnte im Windebyer Noor ebenfalls bei 2,2 m und *Potamogeton crispus* im Hemmeldorfer See bei 2,1 m gefunden werden. Dichte Makrophytenbestände waren in keinem der Seen unterhalb von 1,5 m zu beobachten.

In allen Seen wurde eine stark mosaikartige und schlecht ausgeprägte Besiedlung der Makrophyten festgestellt. Vielfach konnten, gerade in den sehr flachen Seen (Sehlendorfer Binnensee, flache Bereiche des Großen Binnensees) ausgedehnte Schlammansammlungen beobachtet werden. Die größten Deckungen der Vegetation wurden im Schwansener See und im Sehlendorfer Binnensee erreicht. Tab. 11 stellt die zusammenfassende Bewertung der Seen anhand der Komponente Makrophyten dar.

Tab. 11 Zusammenfassende Bewertung der untersuchten Strandseen anhand der Komponente Makrophyten (Abkürzungen siehe Abb. 1).

Name See	GB	HM	HD	NB	SchS	SehS	WN
Typ 2007	ST 1	ST 1	ST 1	ST 4	ST 4	ST 4	ST 2
bewertete Transekte	19	8	12	9	6	8	16
ökologischer Zustand	4,6 (5)	4,2 (4)	4,0 (4)	3,6 (4)	3,1 (3)	3,8 (4)	3,8 (4)

Der aktuelle Zustand des Großen Binnensees muss im Untersuchungsjahr mit „schlecht“ eingestuft werden. Der Schwansener See erreicht trotz seiner Artenarmut den „mäßigen Zustand“. Dies ist vor allem auf das Fehlen von Störzeigern und eine relativ hohe Deckung der Vegetation im Gewässer zurückzuführen. Die anderen fünf Seen müssen derzeit mit „unbefriedigend“ (4) bewertet werden. In allen Untersuchungsgewässern sind aufgrund der derzeitigen Situation Maßnahmen zur Erreichung des geforderten „guten ökologischen Zustandes“ erforderlich.

6 Ausblick und Defizitanalyse

Die in diesem Projekt vorgeschlagene Bewertungsstrategie für Strandseen basiert im Wesentlichen auf dem Phylib-Verfahren. Dies bietet den Vorteil, dass die Bewertung und Methodik der Vegetationskartierung für limnische Standgewässer im Wesentlichen auf Strandseen übertragbar ist. Die Erfahrungen mit der Erprobung des Phylib-Verfahrens zeigen jedoch auch, dass durch regions- und seespezifische Besonderheiten immer wieder Überarbeitungen stattfinden müssen. Das vorliegende Bewertungsverfahren basiert auf einer geringen Datengrundlage, die hauptsächlich die letzten 10 Jahre betrachtet und somit bereits starken anthropogenen Einflüssen unterliegt.

Da historische Daten nur in geringem Umfang verfügbar waren, anthropogen unbelastete Vergleichsgewässer fehlen und international bisher keine Bewertungsmodelle für den speziellen Lebensraum Strandsee entwickelt worden sind, ist die Beschreibung des Referenzzustandes nicht möglich. Dieser kann derzeit nur indirekt über den mathematischen Zusammenhang aus der Berechnung des Referenz-

indexes als Dominanz von Arten der ökologischen Kategorie A in Artenzahl bzw. Deckung abgeleitet werden. Die Herleitung der entsprechenden Artenlisten des jeweiligen Salinitätstyps beruhte vor allem auf Literaturaussagen zum Vorkommen der Arten in vergleichbaren Lebensräumen. Ökophysiologische Untersuchungen zu einzelnen Arten, insbesondere zur Salinitäts- und Trophietoleranz (vor allem in ihrem Zusammenspiel) sind leider nach wie vor die Ausnahme. Gleiches gilt für die Variabilität von Makrophytenbeständen in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren, bzw. ihre saisonalen und annuellen Zyklen. Um den enormen Forschungsbedarf auf diesem Feld auszugleichen und Bewertungssysteme wirklich belastbar zu gestalten, ist deshalb ein intensiver Praxistest des Systems nötig.

In engem Zusammenhang mit dem Referenzzustand für Makrophyten steht die Diskussion des natürlichen Trophiezustandes der Strandseen. Zunächst sind alle Strandseen in Anlehnung an die Vorgehensweise bei Küstengewässern nach ihrer Salinität typisiert worden. Dahinter steht auch der Gedanke, dass geringere Salinitäten eine im Vergleich zur Ostsee erhöhte Trophie des Gewässers nach sich ziehen (Fjord-Effekt). Insbesondere für die kleinen extrem flachen Strandseen, am Übergang zur Verlandung, die zudem Hot Spots des Vogelzuges darstellen, sind weitere Untersuchungen zum potenziell natürlichen Nährstoffhaushalt in Abhängigkeit vom Austauschgeschehen und der internen Belastung dringend angeraten und für weiterführende Maßnahmepläne unerlässlich.

Danksagung

Das Projekt wurde vom Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein gefördert. Die vollständigen Berichte zur Erstellung des Bewertungskonzeptes und zur Kartierung 2007 können beim Auftraggeber angefordert werden.

An dieser Stelle sei Herrn Dipl.-Biol. Peter Möller für seine Unterstützung bei den Kartierarbeiten ganz herzlich gedankt. Besonderer Dank gebührt auch Herrn Dr. Klaus van de Weyer für die fachliche Hilfe bei der Entwicklung des Bewertungsansatzes.

Literatur

- Blümel, C., A. Domin, J. C. Krause, M. Schubert, U. Schiewer & H. Schubert, 2002. Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Sind historische Daten zur Bestimmung der typspezifischen ökologischen Referenzbedingungen gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union geeignet? Rostocker Meeresbiologische Beiträge 10: 5-111.
- Blümel, C. & U. Raabe, 2004. Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: 09-26.
- Braun-Blanquet, J., 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. Springer Verlag, Wien.
- Casper, S. J. & H.-D. Krausch, 1980. Pteridophyta und Anthophyta. Teil 1: Lycopodiaceae bis Orchidaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 23, Stuttgart, New York: 1-403.
- Casper, S. J. & H.-D. Krausch. 1981. Pteridophyta und Anthophyta. Teil 2: Saururaceae bis Asteraceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 24, Stuttgart, New York: 404-942.
- Caspers, H., 1959. Vorschläge einer Brackwassernomenklatur ("The Venice System"). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 44: 313-315.
- Christensen, E., R. Grimm & P. Sackwitz, 2000. Flora und Avifauna des NSG „Sehendorfer Binnensee und Umgebung“. Rundbriefe zur Botanischen Erfassung des Kreises Plön 9: 2-60.
- Dierssen, K., 1990. Einführung in die Pflanzensoziologie – Vegetationskunde. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

- Hamann, U. & A. Garniel, 2002. Die Armeleuchteralgen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 50 pp.
- Härdtle, W., 1984. Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste. Mitteilungen der Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 34: 1-142.
- Heinzel, K. & C. Martin, 2006. Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für WRRL und FFH-RL in schleswig-holsteinischen Seen. Fachgutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 78 pp.
- Kohler, A., 1978. Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 11: 259-281.
- Korneck, D., M. Schnittler & I. Vollmer, 1996. Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 21-187.
- Krause, W., 1997. Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, Band 18: 1-202.
- Larsen, O. & C. Pohl, 2006. Modellierung des Salzgehaltes von Strandseen an der Ostsee unter ungestörten Bedingungen. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein. Bericht für das LANU-Schleswig-Holstein, 121 pp.
- Londo, G., 1975. De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. - Gorteria 7: 101–106.
- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg, 2002. Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R., & B. Nixdorf (eds): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15-23.
- Melzer, A. & S. Schneider, 2001. Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung in Seen. In Steinberg, C. E., Calmano, Klapper, H., Wilken (eds): Handbuch angewandte Limnologie, Ecomed-Verlag, Stuttgart: 1-13.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2007. Bundesweiter Praxistest – Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Seen zur Umsetzung der WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O5.05, 114 pp.
- Nixdorf, B., 2006. Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht LAWA, 190 pp.
- Philippi, G., 1998: Najadaceae. In Sebald, O., S. Seybold, G. Philippi & A. Wörz (eds): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 7, spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklassen Alismatataidae, Liliidae Teil 1, Commelinidae Teil 1) Butomaceae bis Poaceae. Stuttgart: 595 pp.
- Raabe, E. W., 1987. Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. Dierssen, K. & U. Mierwald. [eds], Neumünster, 654 pp.
- Reimers, H.-C., 2005. Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In: Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (eds.): Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. Limnologie aktuell 11: 37-45.
- Rothmaler, W., 2005: Exkursionsflora von Deutschland 4. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 10. Auflage. Heidelberg, 980 pp.
- Sagert, S., C. Porsche & U. Selig, 2008. Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 7-24.
- Sagert, S., U. Selig, & H.-G. Wagner, 2007. Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponente Makrophyten, Projektbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 4121.3-2006-511 F, 78 pp.
- Schaumburg, J., U. Schmedtje, B. Köpf, C. Schranz, S. Schneider, D. Stelzer & G. Hofmann, 2006. Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos - Stand September 2006. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 45 pp.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert, U. Selig, M. Bahnwart, S. Bauer, A. Domin & J. C. Krause, 2003. Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO - Entwicklung leitbildorientierter Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL - sowie zum LUNG-Projekt - Analyse von Langzeitdatenreihen des Phytoplanktons aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Hinblick auf die Erfordernisse der EU-WRRL, 183 pp.

- Seemann, W., 1960. Der Sehlendorfer Binnensee. Limnologische und fischereibiologische Untersuchung eines Strandgewässers an der deutschen Ostseeküste. Teil 2: Die Wasser-, Gelege- und Uferpflanzen des Sehlendorfer Binnensees. – Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften IX: 353-364.
- Stuhr, J., 2000. Die Ufer- und Unterwasservegetation des Bottschlotter Sees, des Einfelder Sees, des Fastensees, des Großen Binnensees, des Neustädter Binnenwassers, des Pinnsees, des Sehlendorfer Binnensees und des Wenkendorfer Sees. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 100 pp.
- Stuhr, J., 2001. Die Vegetation des Bistensees, des Bothkamper Sees, des Langsees, des Mözener Sees, des Pohlsees, des Senkelmarker Sees, des Schwansener Sees, des Schönsees und des Südensees. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 148 pp.
- Stuhr, J., 2002. Die Vegetation des Behler Sees, des Belauer Sees, des Bornhöveder Sees, des Großen Eutiner Sees, des Kellersees, des Neversdorfer Sees, des Postsees, des Schmalensees, des Sibbersdorfer Sees, des Stendorfer Sees, des Stolper Sees und des Windebyer Noores. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 256 pp.
- van de Weyer, K., 1999. Makrophyten. In Friedrich, G. & W. von Tümpling (eds): Allgemeine Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung 2, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 198-219.
- van de Weyer, K., 2006. Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EG-Wasserrahmen-Richtlinie. Merkblatt 52 des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen. 107 pp.
- Veit, U. & A. Kohler, 2006. Methoden zum Monitoring der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsband 2006: 378-382.
- Weber-Oldecop, D. W., 1974. Makrophytische Kryptogamen in der oberen Salmonidenregion der Harzbäche. Archiv für Hydrobiologie 74: 82-86.
- Wiegleb, G., 1991. Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehung zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. Tuexenia 11: 135-147.
- Wilmanns, O., 1989. Ökologische Pflanzensoziologie. 5. Aufl. Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.

Uwe SELIG* & Sigrid SAGERT

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock

*uwe.selig@uni-rostock.de

Vergleich der drei biologischen Qualitätskomponenten zur Bewertung der Küstengewässer – Analyse eines Gesamtansatzes

Comparison of biological elements for the classification of the ecological status of coastal waters on the Southern Baltic Sea

Abstract

The biological elements phytoplankton, aquatic flora and benthic invertebrate fauna were used for the classification of the ecological status of coastal waters (Southern Baltic Sea). For each of these quality elements classification approaches were developed, based on the common national typology. The guidelines of the Water Framework Directive proposes the 'one out - all out'-approach for classification. On the other hand the guideline gives no framework for calculation strategies within a component between transects, habitats and years. An assessment data set of three coastal waters from the last six years was used to test and discuss the various calculation steps. At the end of this process the ecological status of the water bodies were determined.

The various evaluation parameters within the assessment tool of each quality component show a high variability. In addition, the quality elements detect different ecological status for the same water body. For all investigated water bodies, the highest ecological status was indicated by the quality component macrozoobenthos, whereas in all cases the phytoplankton component detects the lowest ecological value. These differences may be attributed to the different sensitivity of the assessment tools, to the different sensitivity of quality elements as well as to deficiencies in the monitoring. Therefore the authors propose the strict implementation of the monitoring strategies according to the requirements of the classification approaches.

Keywords: classification, phytoplankton, macroalgae and angiosperms, invertebrate fauna, Baltic Sea

1 Einführung und Zielsetzung

Die Richtlinie zur Inkraftsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) aus dem Jahr 2000 definiert die Komponenten, welche für die Bewertung der einzelnen Oberflächengewässer herangezogen werden müssen (EU 2000). Für die ökologische Zustandsbewertung der Küstengewässer sind die biologischen Quali-

tätskomponenten Phytoplankton, aquatische Flora (Makroalgen und Angiospermen) sowie das Makrozoobenthos zu berücksichtigen. In den letzten Jahren wurden für diese drei Komponenten Bewertungsverfahren entwickelt, welche die spezifischen Besonderheiten der Küstengewässer der deutschen Ostsee berücksichtigen.

Für das Phytoplankton liegen zwei Bewertungsansätze (SAGERT et al. 2008) vor, die sich durch ihre saisonale Ausrichtung und die verwendeten Bewertungsparameter unterscheiden. Beide Ansätze bewerten die verschiedenen Küstengewässertypen nach den jeweils gleichen Kriterien. Die Bewertung des Makrozoobenthos (MEYER et al. 2007) erfolgt in allen Küstengewässertypen mit Hilfe von vier Bewertungsparametern und unter Berücksichtigung von drei typischen Lebensräumen (Phytal, Hartboden und Weichboden). Für die Bewertung der Makroalgen und Angiospermen (im Weiteren als Makrophyten bezeichnet) wurden für innere (SELIG et al. 2008) und äußere Küstengewässer (FÜRHAUPTER et al. 2006 basierend auf SCHORIES et al. 2006) separate Bewertungsansätze entwickelt, die beide auf der Erfassung der Tiefengrenzen und der Charakterisierung der Zusammensetzung der Flora basieren.

Der durch die EU-WRRL festgelegte Bewertungszeitraum beträgt 6 Jahre. In dieser Zeit sind in Abhängigkeit vom jeweiligen Oberflächengewässer und der zu betrachtenden biologischen Qualitätskomponente unterschiedliche Untersuchungsperioden und -rhythmen festgelegt worden. Allgemein sollte die Überwachungsfrequenz dem Bewertungsverfahren sowie den natürlichen Gegebenheiten des Gewässers angepasst sein, so dass die natürliche Schwankungsbreite der untersuchten Parameter erfasst werden kann. Dabei sind die Zeitpunkte der Überwachung so zu wählen, dass die Auswirkungen jahreszeitlich bedingter Schwankungen auf die Ergebnisse so gering wie möglich sind, um die anthropogen bedingten Veränderungen des Wasserkörpers sicher ausweisen zu können. Um dieses Ziel zu erreichen, sind gegebenenfalls zusätzliche Überwachungen durchzuführen (EU-WRRL Anhang V).

Für alle drei Qualitätskomponenten ist bei der überblicksweisen Überwachung eine Zeitspanne von mindestens 3 Jahren vorgeschlagen. Innerhalb dieses Zeitraums ist für das Makrophyto- und Makrozoobenthos eine einmalige Beprobung vorgesehen. Das Phytoplankton muss innerhalb dieses Zeitintervalls 6 Mal innerhalb eines Jahres beprobt werden (LAWA 2005). Wird der „gute“ ökologische Zustand nicht erreicht, so ist ein intensives Monitoring (operatives Monitoring) erforderlich, dessen Ausgestaltung nicht näher spezifiziert ist.

Die Bewertung der Küstengewässer und die Evaluation der einzelnen Bewertungsstrategien setzen ein dem Bewertungssystem angepasstes Monitoring für alle Wasserkörper voraus. Die Erfüllung dieser Voraussetzung ist für die Küstengewässer derzeit noch nicht abgeschlossen. Deshalb konnten zunächst nur die aktuell vorliegenden Monitoringdaten zum Phytoplankton, zu den Makrophyten und zum Makrozoobenthos genutzt werden, um exemplarisch an drei Wasserkörpern eine Analyse der Verrechnungssysteme innerhalb der Komponenten als auch eine Betrachtung zur Gesamtbewertung vorzunehmen.

2 Material und Methoden

2.1 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Im Rahmen dieser Analyse werden drei Küstengewässer an der mecklenburg-vorpommerischen Ostseeküste verglichen. Die Gewässer Wismarbucht (Nordteil),

Greifswalder Bodden und Kleines Haff unterscheiden sich hinsichtlich ihrer morphologischen und hydrographischen Kenngrößen. Nach der vorliegenden Typisierung (vgl. SAGERT et al. 2008) wird die Wismarbucht als B2(b)-, der Greifswalder Bodden als B2(a)- und das Kleine Haff als B1(a)-Wasserkörper eingestuft. Tab. 1 gibt einen Überblick über morphologische und hydrographische Kenndaten dieser drei Gewässer. Es wird deutlich, dass sie sich sowohl durch das Einzugsgebiet, den Wasseraustausch als auch die Salinität unterscheiden.

Tab. 1 Morphologische und hydrographische Kenngrößen der drei betrachteten Gewässer. *Klassifizierung der Gewässergüte nach der „Richtlinie zur Klassifizierung der Seegewässer“ (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 2003-2006) Klasse 1 - oligotroph, Klasse 2 - mesotroph, Klasse 3 – eutroph, Klasse 4 - stark eutroph, Klasse 5 - polytroph, Klasse 6 – hypertroph.

	Wismarer Bucht	Greifswalder Bodden	Kleines Haff
Fläche	169	510	660
maximale Tiefe [m]	12,1	13,5	8,5
mittlere Tiefe [m]	6,0	5,8	3,4
Wasservolumen [10^6 m^3]	1014	2960	3310
Oberflächen [km]	186,9	510	687
Einzugsgebiet [km ²]	1059	665	122712
Flächenquotient [EZG/Oberfläche]	6,3	1,3	186
Salinität mittl./min./max. [PSU]	13,2 / 11 / 24	7,3 / 4 / 8	1,4 / 0,2 / 5,4
Einstrom aus der Ostsee [$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$]		34620	7560
Ausstrom in der Ostsee [$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$]		34710	22370
Süßwasserzufluss [$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$]		110	15050
Klassifizierung* Mittelwert 2002-06	2	3	4
Messpunkte Chemie/Phytoplankton	WB 3, WB1, WB4	GB19, GB 2, GB7	KHM, KHO, KHJ

2.2 Bewertungsverfahren Phytoplankton

Die Bewertungsansätze für das Phytoplankton werden ausführlich in SAGERT et al. (2008) dargestellt. Für die Bewertung werden die Mittelwerte von sommerlichen Beprobungen (Mai-September) herangezogen. Das Verfahren beruht auf der Verrechnung von vier Bewertungsparametern (Tab. 2) zu einem Gesamtindex (PPI_{cw} - phytoplanktonindex for coastal waters). Dazu wird zunächst für jeden der vier Bewertungsparameter der EQR-Wert (aus dem Englischen: „ecological quality ratio“) bestimmt. Dieser ergibt sich aus dem Quotienten des Referenzwertes und des aktuell gemessenen Wertes. Danach wird der EQR-Wert für die weitere Berechnung der einzelnen Bewertungsparameter normiert. Die Zusammenführung zum Gesamtindex PPI_{cw} erfolgt durch Verrechnung der gewichteten EQR_{norm} -Werte der Einzelparameter (SAGERT et al. 2008).

Tab. 2 Referenzwerte und Klassengrenzen der Chl a-Konzentration, des Phytoplankton-Gesamtbio- volumens, des Biovolumens der Cyanophyceae und der Cryptophyceae für die Gewässertypen B1a/b, B2a und B2b.. Ref. wert: Referenzwert, Biovol.: Gesamtbiovolumen, Cyanoph.: Cyanophyceae, Chloroph.: Chlorophyceae, nb: nicht bewertet.

Typ	Bewertungs- parameter [EQR _{norm}]	Ref. wert	sehr gut	gut	mäßig	unbefrie- digend	schlecht
			1,0 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0,0
B1a/b	Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	8,5	8,5-9,3	9,3-12,7	12,7-21,5	21,5-115	>115
	Biovol. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	1,8	1,8-2	2-2,5	2,5-3,9	3,9-13,3	>13,3
	Cyanoph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,8	0,8-0,9	0,9-1,2	1,2-2,1	2,1-10,1	>10,1
	Chloroph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,078)	nb	nb	0,132-0,267	0,267-1,939	>1,939
B2a	Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1,6	1,6-1,8	1,8-2,4	2,4-4,2	4,2-21,5	>21,5
	Biovol. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,48	0,48-0,52	0,52-0,66	0,66-1,01	1,01-3,89	>3,89
	Cyanoph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,14	0,14-0,16	0,16-0,21	0,21-0,37	0,37-2,1	>2,1
	Chloroph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,009)	nb	nb	0,015-0,03	0,030-0,267	>0,267
B2b	Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1,3	1,3-1,4	1,4-1,95	1,95-3,2	3,2-15,7	>15,7
	Biovol. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,4	0,4-0,45	0,45-0,55	0,55-0,85	0,85-3	>3
	Cyanoph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,11	0,11-0,12	0,12-0,17	0,17-0,29	0,29-1,5	>1,5
	Chloroph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,007)	nb	nb	0,011-0,022	0,022-0,176	>0,176

2.3 Bewertungsverfahren Makrophyten

Für innere Küstengewässer wurden die Bewertungsansätze für die Qualitätskomponente Makrophyten durch SCHUBERT et al. (2003) entwickelt und durch SELIG et al. (2008) modifiziert. Die Bewertung der Makrophyten geht auf drei Bewertungsparameter zurück: (1) untere Verbreitungsgrenze der Spermatophytengemeinschaft, (2) untere Verbreitungsgrenze der Characeengemeinschaft und (3) Ausweisung der Pflanzengemeinschaften. Die drei Bewertungsparameter werden über den Median verrechnet. Dazu werden die unteren Verbreitungsgrenzen auf einer Skala von 0 bis 1 entsprechend den Klassengrenzen in Tab. 3 zu einem EQR_{norm}-Wert transformiert. Für den Bewertungsparameter „Pflanzengemeinschaften“ erfolgt die Zuordnung einer ökologischen Wertigkeit („ecological value“ EV) an Hand der aufgestellten Degrada-tionsreihen (SELIG et al. 2008). Für die Verrechnung mit den unteren Verbreitungsgrenzen wird nur die Pflanzengemeinschaft mit der höchsten Wertigkeit in allen Tiefenstufen des Untersuchungstransektes berücksichtigt.

2.4 Bewertungsverfahren Makrozoobenthos

Die Bewertungsansätze des Makrozoobenthos wurden durch MEYER et al. (2007) entwickelt. Der als MARBIT bezeichnete Index charakterisiert die Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft anhand der vier Bewertungsparameter Artenvielfalt, Abundanz, störungsempfindliche sowie -tolerante Taxa. Für jede der 11 ausgewiesenen Bewertungseinheiten (vgl. SAGERT et al. 2008) stehen Referenzlisten für drei Habitate (Phytal, Hartboden und Weichboden) zur Verfügung. Die Artenvielfalt wird über die taxonomische Spreizung (TSI - taxonomic spread index) bewertet. Störungsempfindliche und -tolerante Arten wurden mit Hilfe der Autökologie der Arten identifiziert. Dabei wurden nur die Arten berücksichtigt, welche auch in den Referenzlisten aufgeführt sind. Die Beprobung und Bewertung erfolgt immer substratspezifisch. Dazu wird jeweils ein Index für jeden der vier Bewertungsparameter berechnet. Diese Indizes werden auf das Intervall zwischen 0 und 1 normiert (EQR_{norm}). Die

Verrechnung der vier normierten EQR-Werte erfolgt über den Median. In Tab. 4 sind die Klassengrenzen der Indizes für die vier Bewertungsparameter dargestellt.

Tab. 3 Klassengrenzen der unteren Verbreitungsgrenzen der Characeen- und Spermatophyten-Gemeinschaften und Zuordnung der Pflanzengemeinschaften zu den Degradationsstufen. Pflanzengemeinschaften: BGrArm Bodden-Großarmleuchteralgen, BKIArm Bodden-Kleinarmleuchteralgen, ChRuci Characeen- *Ruppia cirrhosa*-Gemeinschaft, ChZoma Characeen-*Zostera marina*-Gemeinschaft, MP *Myriophyllum-Potamogeton*-Gemeinschaft, Nm *Najas marina*-Gemeinschaft, Ruci *Ruppia cirrhosa*-Gemeinschaft, Zoma *Zostera marina*-Gemeinschaft, CharaB Characeen-Bestand, CeraPo *Ceratophyllum-Potamogeton*-Gemeinschaft, Ranu *Ranunculus*-Gemeinschaft, Pota *Potamogeton*-Gemeinschaft, SpermB Spermatophyten-Bestand, kPG keine Pflanzengemeinschaft, kV keine Vegetation

Bewertungsparameter	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
[EQR _{norm}]	1,0 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0,0
<u>Wismarbuch</u>					
Untere Verbreitungsgrenze der Spermatophyten	8,0 – 7,6	7,6 – 6,3	6,3 – 3,5	3,5 – 1,8	1,8 – 0,0
Characeen	5,2 – 4,5	4,5 – 2,8	2,8 – 0,5	< 0,5	
Pflanzengemeinschaft	BKIArm	ChZoma ChRuci	CharaB Zoma Ruci	MP	SpermB kPG kV
<u>Greifswalder Bodden</u>					
Untere Verbreitungsgrenze der Spermatophyten	7,3 – 7,0	7,0 – 5,9	5,9 – 3,3	3,3 – 1,7	1,7 – 0,0
Characeen	5,0 – 4,4	4,4 – 2,7	2,7 – 0,5	< 0,5	
Pflanzengemeinschaft	BKIArm	ChZoma ChRuci	CharaB Nm, Ruci Zoma	MP	SpermB kPG kV
<u>Kleines Haff</u>					
Untere Verbreitungsgrenze der Spermatophyten	3,0 – 1,9	1,9 – 1,3	1,3 – 0,6	0,6 – 0,3	0,3 – 0,0
Characeen	2,0 – 1,2	1,2 – 1,0	1,0 – 0,3	< 0,3	
Pflanzengemeinschaft	BKIArm BGrArm	ChRuci	CharaB, Ruci Nm, Pota CeroPot	MP Ranu	SpermB kPG kV

Tab. 4 Klassengrenzen der Indizes für die vier Bewertungsparameter des Makrozoobenthos.

Bewertungsparameter	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
EQR _{norm}	1,0 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0,0
Artenvielfalt [TSI Index]	1,0 - 0,91	0,9 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,0
Abundanz [Lilliefors-Test]	< 0,775	0,775 – 0,819	0,819 - 0,895	0,895 - 1,035	> 1,035
empfindliche Taxa [I _{sensi}]	1	1 - 0,7	0,7 - 0,5	0,5 - 0,25	0,25 - 0,00
tolerante Arten [I _{tolerant}]	1	1 - 0,64	0,64 - 0,43	0,43 - 0,21	0,21 - 0,0

3 Ergebnisse

3.1 Bewertung des Phytoplanktons

3.1.1 Bewertung anhand der Chlorophyll *a*-Konzentration

International kommt in der Phytoplanktonbewertung bisher nur der Bewertungsparameter Chl *a*-Konzentration zum Einsatz. Die international festgelegten Referenzwerte gelten im Bereich der äußeren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Ihre Festlegung beruht auf Rückrechnungsverfahren der Gesamt-Stickstoffkonzentration. Für die Berechnung der typspezifischen Referenzwerte der deutschen Küstengewässer wurde auch auf dieses Verfahren zurückgegriffen. Die Bewertung der Chl *a*-Konzentration ist demnach sehr eng an die modellierten Hintergrundkonzentrationen des Gesamtstickstoffs gekoppelt (SAGERT et al. 2008). Die in der Bewertung der Jahre 2002-2007 berechneten Bewertungen zeigen für alle Gewässer einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand an (Tab. 5). Einzig für die Wismarbucht konnten in den Jahren 2005 und 2007 „mäßige“ Zustandseinschätzungen getroffen werden.

Tab. 5 Ermittlung der Bewertungsklasse der Gewässer Wismarbucht (WB), Greifswalder Bodden (GB) und Kleines Haff (KH) auf Basis der Chl *a*-Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$].

		B1a			B2a			B2b		
		KHM	KHO	KHJ	GB19	GB2	GB7	WB3	WB1	WB4
2002	EQR	0,12	0,12	0,11	0,11	0,09	0,12	0,29	0,11	0,20
	EQR _{norm}	0,23	0,23	0,23	0,23	0,21	0,23	0,34	0,23	0,28
2002	Klasse	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2003	EQR	0,10	0,08	0,13	0,12	0,17	0,13	0,16	0,09	0,49
	EQR _{norm}	0,22	0,21	0,24	0,23	0,26	0,24	0,26	0,21	0,48
2003	Klasse	4	4	4	4	4	4	4	4	3
2004	EQR	0,11	0,15	0,15	0,11	0,13	0,15	0,29	0,18	0,34
	EQR _{norm}	0,23	0,25	0,25	0,23	0,24	0,25	0,34	0,27	0,37
2004	Klasse	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2005	EQR	0,10	0,11	0,11	0,16	0,13	0,16	0,43	0,18	0,53
	EQR _{norm}	0,22	0,23	0,23	0,26	0,24	0,26	0,43	0,27	0,50
2005	Klasse	4	4	4	4	4	4	3	4	3
2006	EQR	0,19	0,14	0,17	0,09	0,10	0,11	0,15	0,22	0,17
	EQR _{norm}	0,28	0,24	0,26	0,21	0,22	0,23	0,25	0,30	0,26
2006	Klasse	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2007	EQR	0,08	0,09	0,10	0,18	0,20	0,24	0,55	0,15	
	EQR _{norm}	0,21	0,21	0,22	0,27	0,28	0,31	0,52	0,25	
2007	Klasse	4	4	4	4	4	4	3	4	

3.1.2 Bewertung anhand des Phytoplanktonindex PPI_{cw}

Für die Wasserkörper Wismarbucht (WB3) und Kleines Haff (KHM) liegen im Bewertungszeitraum keine jährlichen Beprobungen vor. Es stehen nur Daten für die Jahre 2002-2004 zur Verfügung (Tab. 6). Die Bewertungsergebnisse des Phytoplanktonindex PPI_{cw} zeigen für die Stationen GB19 und KHM bei leicht erhöhten gesamt EQR-Werten die gleichen Ergebnisse wie die isolierte Bewertung durch den Bewertungsparameter Chl *a*. In der Wismarbucht wird die schlechte Bewertung durch den Einzelbewertungsparameter Chl *a* durch das Fehlen des Störungsanzeigers

„Cyanophyceae“ und die geringen Gesamtbiovolumina im PPI-Gesamtindex wesentlich verbessert. Hier können „gute“ bis „mäßige“ ökologische Zustände berechnet werden. Es ist jedoch anzumerken, dass die Diskrepanz zwischen hohen Chl a-Konzentrationen und geringen Biovolumina in der Wismarbucht z. T. methodisch bedingt sein kann. In diesem Falle könnten Organismen mit sehr kleinen Biovolumina mikroskopisch nicht erfasst worden sein, die in die Chl a-Konzentrationsberechnung jedoch mit eingehen. Dies würde zu einer Überbewertung der ökologischen Qualität durch den PPI_{cw} führen.

Tab. 6 Ermittlung des PPI_{cw} der Stationen WB3, GB19 und KHM auf Basis der Einzelbewertungsparameter. Zur Mittelwertbildung wurden die Bewertungsparameter gewichtet (Wichtungsfaktoren: Chl a 4, Gesamtbiovolumen 2, Cyanophyceae 1, Chlorophyceae 0,5). Cy Bewertungsparameter Biovolumen Cyanophyceae, Cho Bewertungsparameter Biovolumen Chlorophyceae, Ges Bewertungsparameter Gesamtbiovolumen, Chl Bewertungsparameter Chl a. nb nicht bewertet

Jahr	Messwert [$mm^3 l^{-1}$]			EQR			EQR _{norm}				PPI _{cw}
	Cy	Cho	Ges	Cy	Cho	Ges	Cy	Cho	Ges	Chl	
WB3											
2002	0,04	0,051	0,7	1,00	0,14	0,54	1,00	0,26	0,45	0,34	0,45
2003	0,01	0,015	0,5	1,00	0,47	0,89	1,00	0,47	0,80	0,26	0,51
2004	0,00	0,001	0,2	1,00	1,00	1,00	1,00	nb	1,00	0,34	0,62
GB19											
2002	1,39	0,021	2,7	0,10	0,42	0,18	0,21	0,56	0,23	0,23	0,25
2003	0,27	0,007	1,5	0,53	1,00	0,33	0,50	nb	0,32	0,24	0,30
2004	1,20	0,076	1,6	0,12	0,12	0,29	0,23	0,27	0,30	0,23	0,25
2005	1,20	0,000	2,0	0,12	1,00	0,24	0,23	nb	0,27	0,28	0,27
2006	1,00	0,000	1,9	0,14	1,00	0,25	0,24	nb	0,27	0,21	0,23
2007	0,63	0,100	1,6	0,22	0,09	0,31	0,29	0,24	0,31	0,32	0,31
KHM											
2002	7,90	0,236	8,9	0,10	0,33	0,20	0,21	0,43	0,24	0,23	0,24
2003	4,95	0,007	15,9	0,16	1,00	0,11	0,25	nb	0,16	0,22	0,21
2004	3,29	0,174	5,1	0,24	0,45	0,35	0,31	0,47	0,33	0,23	0,28

3.2 Bewertung der Makrophyten

Die Wismarbucht wurde 2002 im ELBO-Projekt, sowie 2004, 2005 und 2007 im Rahmen des Monitoringpraxistests der Küstengewässer (FÜRHAUPTER et al. 2004, 2005, 2007) untersucht. Die untere Verbreitungsgrenze der Makrophyten variierte zwischen 1,15 m und 5,70 m. Im Jahr 2002 konnten keine Characeengemeinschaften beobachtet werden, während in den Jahren 2004 und 2007 Mischgemeinschaften von Characeen und *Ruppia cirrhosa* bzw. *Zostera marina* gesichtet wurden (Tab. 7).

Der Greifswalder Bodden wurde seit dem Jahr 2002 vier Mal an verschiedenen Transekten beprobt. In allen Jahren wurden Characeengemeinschaften gefunden, deren untere Verbreitungsgrenze zwischen 0,5 und 1,5 m schwankte. Die Verbreitungsgrenze der gesamten submersen Vegetation variierte sehr stark zwischen den einzelnen Untersuchungstransekten und lag zwischen 1,5 und 3,6 m (Tab. 8).

Tab. 7 Bewertung der Makrophyten der Wismarbucht (Nordteil) basierend auf den Untersuchungen von 2002, 2004, 2005 und 2007 - Ergebnisse des ELBO-Projekts (SCHUBERT et al. 2003) sowie der Praxistests 2004 und 2007 (FÜRHAUPTER et al. 2004, 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 3, Stationsnamen: Ki/KIR Kirchsee, Br Breitling Poel, EGG Eggers Wiek, WOH Wohlenberger Wiek

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzengemeinschaft	EVR _{PG}	EQR _{MP} Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR			
2002							
Ki1	1,50	0,17	-	0,00	Ruci	0,5	0,17/ 22
Br	1,15	0,13	-	0,00	Ruci	0,5	0,13/ 0,21
2004							
Ki1	2,00	0,22	2,00	0,53	ChZoma	0,8	0,53/ 52
2007							
KIR 1	3,70	0,41	1,50	0,49	ChZoma	0,8	0,49/ 0,57
EGG 1	5,70	0,56	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,56/ 0,56
WOH 1	4,80	0,49	2,00	0,53	ChZoma	0,8	0,53/ 0,53

Tab. 8 Bewertung der Makrophyten des Greifswalder Boddens basierend auf den Untersuchungen von 2002, 2004, 2005 und 2007 - Ergebnisse des ELBO-Projekts (SCHUBERT et al. 2003) sowie der Praxistests 2004, 2005 und 2007 (FÜRHAUPTER et al. 2004, 2005, 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 3, Stationsnamen HW Hagensche Wieck, SS Selliner See, G Ludwigsburg, VL Vilm, ZIC Kanin, ZUD Zudar, LUB Lubmin

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzengemeinschaft	EVR _{PG}	EQR _{MP} Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR			
2002							
HW	1,50	0,18	-	0,00	Zoma	0,5	0,18/ 0,23
SS	1,50	0,18	0,50	0,40	ChRuci	0,8	0,40/ 0,46
2004							
G-1	2,00	0,24	-	0,00	Zoma	0,5	0,24/ 0,25
HW	3,00	0,36	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,49/ 0,55
R1	2,00	0,24		0,00	Ruci	0,5	0,24/ 0,25
2005							
VL1	3,00	0,42	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,49/ 0,57
2007							
VL1	3,10	0,38	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,49/ 0,56
ZIC	3,20	0,39	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,49/ 0,56
ZUD	3,00	0,36	-	0,00	Zoma	0,5	0,36/ 0,29
LUB	3,60	0,42	-	0,00	Zoma	0,5	0,42/ 0,31

Das Kleine Haff wurde im vergangenen 6-Jahreszeitraum nur in zwei Jahren untersucht. 2005 erfolgte eine Untersuchung an fünf Transekten des Nord- und Südufers, während 2007 nur ein Transekt beprobt wurde. Characeen konnten nicht nachgewiesen werden. Es dominierten *Potamogeton lucens*, *P. perfoliatus* und *P. pectinatus*. Die untere Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation schwankte zwischen 1,1 und 2,5 m (Tab. 9).

Tab. 9 Bewertung der Makrophyten des Kleinen Haffs basierend auf den Untersuchungen von 2007 (Ergebnisse des ÖKOBE-Projektes, unveröffentlicht) sowie des Praxistests 2007 (FÜRHAUPTER et al. 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 3, Stationsnamen: AW Altwarp, Be Bellin, GU Gummlin, NE Neverow, WE Welzin, KAR Karnin Ost

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzenge- meinschaft	EVR _{PG}	EQR _{MP} Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR			
2005							
AW	1,30	0,60	-	0,00	Pota	0,5	0,50/ 0,37
BE	1,35	0,62	-	0,00	Pota	0,5	0,507 0,37
GU	2,50	0,91	-	0,00	Pota	0,5	0,50/ 0,47
NE	1,50	0,67	-	0,00	CeraPot	0,5	0,50/ 0,39
WE	1,10	0,54	-	0,00	CeraPot	0,5	0,50/ 0,35
2007							
KAR1	2,20	0,85	-	0,00	CeroPot	0,5	0,50/ 0,45

Während die untere Verbreitungsgrenze in den Praxistests bereits gezielt untersucht und erfasst wurde, sind während der Projektuntersuchungen nur definierte Tiefenstufen beprobt worden, da diese Untersuchungen nicht auf die Bewertung mit Hilfe dieses Parameters ausgerichtet waren. Die ungenaue Erfassung der unteren Verbreitungsgrenze dürfte der Grund für die auffallend geringen EQR-Werte im Jahre 2002 sein. Darüber hinaus erfolgte die Beprobung in den einzelnen Jahren an verschiedenen Transekten, womit die starken Schwankungen der Verbreitungsgrenzen, insbesondere in der Wismarbucht, zu erklären sind.

3.3 Bewertung des Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos wurde 2007 erstmalig mit den neuen Beprobungs- und Bewertungsverfahren untersucht. Dabei sind die Habitate Phytal und Weichboden an zwei (Greifswalder Bodden) bzw. einem Standort je Gewässer untersucht worden. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen z. T. eine hohe Abweichung in Abhängigkeit von den einzelnen Bewertungsparametern. So wurde das Phytal des Standortes Lubmin im Greifswalder Bodden anhand der Einzelindizes mit „unbefriedigend“ (Artenvielfalt), „sehr gut“ (Abundanz), „mäßig“ (empfindliche Arten) und „gut“ (tolerante Arten) bewertet (Tab. 10). Die Bewertung des Weichbodens schwankte im gleichen Untersuchungsgebiet dagegen nur zwischen „gut“ und „mäßig“. Für beide Habitate wurde dieser Standort durch Bildung des Medians mit „gut“ bewertet, wohingegen der Standort Vilm anhand beider Habitate mit „mäßig“ bewertet wurde.

Für die Gewässer Kleines Haff und Wismarbucht wurde auch eine große Schwankungsbreite in Abhängigkeit von den betrachteten Einzelindizes errechnet (Tab. 11). Während die Wismarbucht in beiden Habitaten mit „gut“ eingestuft wurde, wurde das Kleine Haff an zwei Standorten mit Weichbodensubstrat mit „mäßig“ und „unbefriedigend“ bewertet.

Tab. 10 Bewertung des Greifswalder Boddens (GB) anhand des Makrozoobenthos im Jahr 2007. Die Beprobung und Berechnung erfolgte durch das Institut für Angewandte Ökologie (Broderstorf).

	Wasserkörper Transekt Habitat	GB Lubmin Phytal	GB Lubmin Weichb.	GB Vilm Phytal	GB Vilm Weichb.
TSI	Index	0,572	0,617	0,557	0,708
	EQR _{norm}	0,372	0,417	0,357	0,508
	Klasse	4	3	4	3
Lilliefors	Index	0,500	0,569	0,500	0,699
	EQR _{norm}	0,800	0,662	0,800	0,487
	Klasse	1	2	1	3
empfindliche Taxa	Index	0,533	0,750	0,367	0,625
	EQR _{norm}	0,433	0,633	0,293	0,525
	Klasse	3	2	4	3
tolerante Taxa	Index	0,988	0,833	0,706	0,857
	EQR _{norm}	0,795	0,725	0,668	0,736
	Klasse	2	2	2	2
MARBIT	EQR _{Marbit}	0,614	0,648	0,512	0,517
	Klasse	2	2	3	3

Tab. 11 Bewertung des Kleinen Haffs (KH) und der Wismarbucht (WB) anhand des Makrozoobenthos im Jahr 2007. Die Beprobung und Berechnung erfolgte durch Institut für Angewandte Ökologie (Broderstorf).

	Wasserkörper Transekt Habitat	KH Bassin Weichb.	KH Ueckermünde Weichb.	WB-Nord Eggers Wiek Phytal	WB-Nord Wisch. Huk Weichb.
TSI	Index	0,615	0,469	0,526	0,74
	EQR _{norm}	0,415	0,269	0,326	0,540
	Klasse	3	4	4	3
Lilliefors	Index	0,500	0,685	0,575	0,595
	EQR _{norm}	0,800	0,503	0,651	0,611
	Klasse	1	3	2	2
empfindliche Taxa	Index	0,500	0,167	0,682	0,857
	EQR _{norm}	0,400	0,133	0,582	0,705
	Klasse	3	5	3	2
tolerante Taxa	Index	0,600	0,450	0,619	0,846
	EQR _{norm}	0,620	0,428	0,628	0,731
	Klasse	2	3	2	2
MARBIT	EQR _{Marbit}	0,517	0,349	0,605	0,658
	Klasse	3	4	2	2

3.4 Gesamtbewertung

In Tab. 12 sind die Bewertungsergebnisse der drei Qualitätskomponenten für die untersuchten Gewässer und Jahre gegenübergestellt. Die Ergebnisse umfassen den 6-Jahreszeitraum von 2002 bis 2007. Der Vergleich zwischen den drei Qualitätskomponenten zeigt, dass das Phytoplankton in allen drei Gewässern den jeweils schlechtesten Zustand ausweist. Der Bewertungsparameter Chl a-Konzentration indiziert nahezu durchgängig einen „unbefriedigenden“ Zustand. Die Komponenten Makrophyten und Makrozoobenthos bewerten die Gewässer fast immer um eine

Klasse besser, wobei zum Teil unterschiedliche Bewertungen zwischen den Jahren (Makrophyten) und Habitaten (Makrozoobenthos) vorliegen.

Tab. 12 Bewertungsergebnisse der drei Qualitätskomponenten für die drei Untersuchungsgewässer für den Zeitraum 2002 bis 2007.

Gewässer	Jahr	Chl a	Phyto-plankton	Makro-phyten	Makrozoobenthos Weichboden / Phytal	
Wismarbuch	2002	4	3	4		
	2003	4	3			
	2004	4	2	3		
	2005	3				
	2006	4				
	2007	4			2-3	2
Greifswalder Bodden	2002	4	4	3-4		
	2003	4	4			
	2004	4	4	3-4		
	2005	4	4	3		
	2006	4	4			
	2007	4	4		3-4	2-3
Kleines Haff	2002	4	4			
	2003	4	4			
	2004	4	4			
	2005	4		3-4		
	2006	4				
	2007	4			3	3-4

4 Diskussion

In der vorliegenden Betrachtung wurden drei innere Küstengewässer der Ostsee, die verschiedenen Gewässertypen zugeordnet sind, erstmalig anhand der aktuellen Verfahren für die drei Qualitätskomponenten bewertet. Exemplarisch soll mit Hilfe dieser Daten die Verrechnung der ermittelten Parameter innerhalb der Komponenten, die Verrechnung der Untersuchungsjahre und die Verrechnung der Gesamtergebnisse diskutiert werden.

4.1 Verrechnung einer Bewertungskomponente innerhalb eines Jahres

4.1.1 Verrechnung der einzelnen Bewertungsparameter je Untersuchungsstation und –habitat

Zur Bewertung jeder biologischen Qualitätskomponente werden pro Untersuchungsstandort bzw. Habitat mehrere Bewertungsparameter (Indizes) herangezogen (Tab. 2-4). Im Rahmen der vorliegenden Bewertungsverfahren für die drei Qualitätskomponenten wird vorgeschlagen, die einzelnen Bewertungsparameter über gewichtete Mittelwerte (Phytoplankton) oder Mediane (Makrophyten, Makrozoobenthos) zu einer Gesamteinschätzung der Qualitätskomponente zu verrechnen.

In den vorliegenden Bewertungen der drei Gewässer fällt auf, dass die einzelnen Bewertungsparameter große Unterschiede in der Bewertung für alle drei Qualitätskomponenten hervorrufen. Während diese starken Unterschiede für die Komponente Phytoplankton nur in der Wismarbuch auftraten, weisen die Einzelparameter

der anderen beiden Qualitätskomponenten in allen Untersuchungsgewässern große Differenzen auf. Dies verwundert zunächst, da davon ausgegangen werden sollte, dass alle Bewertungsparameter gleich sensitiv wirken und den jeweiligen ökologischen Zustand gleichermaßen anzeigen. Dieser Anspruch ist in den Bewertungsverfahren jedoch nicht immer gewährleistet, da die Bewertungsparameter z. T. unterschiedliche Degradationsstufen kennzeichnen. So charakterisieren die Characeengemeinschaften die submersive Vegetation bis in den „mäßigen“ Zustand, wohingegen der Ausfall der Spermatophytengemeinschaften den Übergang von „unbefriedigend“ zu „schlecht“ kennzeichnet. Für das Phytoplankton ist eine ähnliche „Zweistufigkeit“ durch den Einzelparameter „Biovolumen der Chlorophyceen“ gegeben (Indikation ab Stufe „mäßig“). Ähnliche Wirkprinzipien liegen der Einteilung des Makrozoobenthos in störungsempfindliche und -tolerante Arten zu Grunde. Daraus ergibt sich für die Bewertung der jeweiligen Qualitätskomponente die Notwendigkeit einer Verrechnung der einzelnen Bewertungsparameter, wie sie in den Einzelansätzen durch die verschiedenen Autoren vorgeschlagen wird. Die isolierte Betrachtung einzelner Bewertungsparameter ist in keinem der Verfahren vorgesehen und sollte auch nicht in Ausnahmefällen (z. B. Ausfall von Bewertungsparametern durch Schwächen des Monitorings) zur Bewertung herangezogen werden, da falsche oder zumindest ungesicherte Zustandseinschätzungen die Folge wären. Eine Sonderstellung nimmt die Bewertung durch den Bewertungsparameter Chl a-Konzentration ein. Hier können internationale Vorgaben die isolierte Betrachtung notwendig machen.

4.1.2 Verrechnung der Standorte, Transekte bzw. Habitate innerhalb einer Komponente

Nach der Verrechnung der einzelnen Bewertungsparameter von Qualitätskomponenten für den konkreten Beprobungsstandort erfolgt die Verrechnung mehrerer Standorte, Transekte oder Habitate zur Bewertung des Wasserkörpers. So sieht die Bewertung des Makrozoobenthos eine separate Beprobung von drei Habitattypen je Wasserkörper vor. Für die Makrophyten sollten - insbesondere für größere Wasserkörper mit einem ausgeprägten Salinitätsgradienten - mehrere örtlich getrennte Transektbeprobungen durchgeführt werden. Für die Bewertung des Phytoplanktons (Chlorophyll) stehen in der Regel bis zu drei Stationen pro Wasserkörper zur Verfügung. Die Zusammenführung dieser Einzelbewertungen ist die Grundlage der Bewertung der Qualitätskomponente für den jeweiligen Wasserkörper und das jeweilige Untersuchungsjahr.

MEYER et al. (2007) schlagen für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos die Medianbildung zwischen den verschiedenen Habitaten vor, da in der Regel nur wenige Einzelwerte mit ggf. nicht-symmetrischen Verteilungen vorliegen. Zusätzlich vermeidet man durch dieses Verfahren die Bewertung von Extremwerten (Ausreißern). Gleiches gilt für die Verrechnung verschiedener Transekte bei der Bewertung der Qualitätskomponente, da im bisherigen Monitoring die Anzahl der untersuchten Transekte je Gewässer und Jahr sehr unterschiedlich war. Für die Qualitätskomponente Phytoplankton werden bei Vorliegen mehrerer Stationen je Wasserkörper ebenfalls die Medianwerte gebildet.

4.2 Verrechnung einer Bewertungskomponente über den Bewertungszeitraum von 6 Jahren

Die vorliegenden Bewertungsverfahren der drei Qualitätskomponenten schlagen eine intensivere Beprobungsfrequenz vor als sie durch die EU-WRRL im Überblicksmonitoring verlangt wird. Diese Forderung begründet sich durch die starke natürliche Variabilität der Küstengewässer. Den ökologischen Hauptfaktor stellt dabei die Schwankungsbreite der Salinität dar, die im Kontext aller Qualitätskomponenten zu Veränderungen in der Artzusammensetzung und der Abundanz der Gemeinschaft führt. Um unter diesen Umständen die natürlichen Veränderungen von den anthropogen bedingten Einflüssen unterscheiden zu können, ist ein größerer Beprobungsumfang in größerer zeitlicher und räumlicher Auflösung notwendig.

Die vorgeschlagenen Monitoringstrategien für die Qualitätskomponenten orientieren in der Regel auf die mehrmalige Beprobung von Dauerstationen bzw. -transekten innerhalb des Bewertungszeitraumes von 6 Jahren. Für die Gesamtbewertung der Einzelkomponenten müssen diese mehrmaligen Jahresbewertungen zusammengeführt werden. In der EU-WRRL wurden zu diesem Aspekt des Bewertungsverfahrens bisher keine Vorgaben gemacht. Im Rahmen des hier vorliegenden Ansatzes wird vorgeschlagen, die jeweiligen Jahresbewertungen der Dauerstationen und -transekte durch die Bildung des Medians zu verrechnen, um der natürlichen Variabilität der Küstengewässer gerecht zu werden. Auch in anderen Bewertungsansätzen wurde versucht, die natürliche Variabilität der Qualitätskomponenten zu berücksichtigen. Dabei wird aber nicht immer die Verrechnung der Daten aller Jahre als geeignete Methode angesehen. So wird z. B. durch KUHLENKAMP & BARTSCH (2008) das „one good - all good“-Prinzip für die Betrachtung des Bewertungszeitraumes vorgeschlagen, welches auf die Bewertung des jeweils besten Messwertes abzielt. Im konkreten Fall wird davon ausgegangen, dass die vor Helgoland vorkommenden Sägetangbestände durch Sturmaktivitäten stark dezimiert werden können, ohne dass anthropogene Einflüsse nachweisbar wären. Für die Bewertung würde dann der jeweils beste Entwicklungszustand der Bestände berücksichtigt werden.

Für die vorliegenden Verfahren der Ostsee wird eine solche Vorgehensweise bisher nicht als notwendig angesehen. Das „one good - all good“-Prinzip wurde bisher nur bei der Verrechnung der Bewertungsparameter einer Qualitätskomponente diskutiert (SCHORIES et al. 2006). Mit dieser Vorgehensweise sollte der Hartsubstratmangel an der Außenküste Berücksichtigung finden, da das Fehlen von Hartsubstrat und das damit verbundene Fehlen der spezifischen Flora dieses Habitats nicht automatisch zur Abwertung der Gesamtkomponente führen sollte.

Da die meisten Küstengewässer den „guten“ ökologischen Zustand nicht erreichen werden, ist in den nächsten Jahren nicht von einer Beprobung in der minimal vorgeschlagenen Überwachungsfrequenz (Überblicksmonitoring) auszugehen. Vielmehr muss voraussichtlich ein operatives Monitoring erfolgen, das die Ursachen der Degradation sowie die Entwicklungstrends der Gewässer aufzeigen kann. Dieses operative Monitoring ist in seiner Gestaltung bisher nicht festgelegt. Ein Monitoringprogramm mit gleich hoher Intensität an allen Stationen ist auf Grund ökonomischer Erwägungen nicht zu erwarten. Vielmehr zeigen die bisherigen Vorschläge, dass von sehr unterschiedlichen Anzahlen von Beprobungsstandorten und unterschiedlicher Lokalisation der Transekte je Wasserkörper und Beprobungsjahr auszugehen ist. Dies ist insbesondere für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Makrozoobenthos problematisch, welche innerhalb eines Wasserkörpers eine große räumliche Heterogenität aufweisen. Es stellt sich die Frage, ob unter derartigen Umständen (unterschiedliche Transekte in unterschiedlichen Untersuchungsjahren) alle

erhobenen Daten in die Bewertung einfließen können. In den letzten Jahren wurden u. a. die Dauertransekte des Makrophytenmonitorings nicht jährlich beprobt. Die Tabellen 7-9 verdeutlichen die starke Variabilität bei der Wahl der Untersuchungstransekte in den letzten Jahren. Diese wechselnde Auswahl war im Rahmen der Praxistests durchaus begründet, diente sie doch der Bestimmung und Evaluierung von optimalen Standorten, welche die räumliche und zeitliche Heterogenität der Gewässer widerspiegeln können.

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes in einem 6-Jahres-Bewertungszeitraum sind die auf dieser Grundlage gewonnenen Daten jedoch wenig aussagekräftig, da sie Trendbetrachtungen nur auf der Basis von Einzeltransekten oder Messstationen ermöglichen, das Gewässer aber nicht als Ganzes widerspiegeln können. Für die Beprobung des Makrozoobenthos liegen noch keine Erfahrungen zur räumlichen und zeitlichen Variabilität vor. Derzeit wird versucht dieser Fragestellung über eine ausreichende Anzahl von Unterproben des jeweiligen Gewässers gerecht zu werden.

Die gezielte Degradationsanalyse wird in den nächsten Jahren ein intensives Monitoring erfordern. Im Hinblick auf Aussagen zur Entwicklung des Gewässers sollten aber in die Bewertung nur gleichmäßige Datensätze einbezogen werden, um Veränderungen ökologisch begründbar aufzeigen zu können. Werden inhomogene Datensätze in die Bewertung integriert, so sollte die Verrechnung über den Median vorgenommen werden, um der Heterogenität des Datensatzes gerecht zu werden.

Ungeachtet dessen sollte die Erhebung von vergleichbaren und konsistenten Datensätzen, die eine mathematisch und statistisch sichere Bestimmung des ökologischen Zustandes mit Hilfe der einzelnen Qualitätskomponenten erlauben, im Mittelpunkt der Planungen zum Monitoring stehen.

4.3 Verrechnung der drei Qualitätskomponenten im Betrachtungszeitraum von 6 Jahren

Die EU-WRRL fordert das „one out - all out“-Prinzip für die Gesamtbewertung eines Wasserkörpers. Zur Bestimmung der Gesamtzustandsklasse eines Gewässers wird somit nach dem Grundsatz »Kriterium für eine Qualitätskomponente verfehlt - alle verfehlt« verfahren. Dieser Grundsatz wird derzeit weder national noch international in Frage gestellt und soll deshalb auch im Gesamtansatz für die Küstengewässer der deutschen Ostsee Berücksichtigung finden (Abb. 1). Es ist jedoch anzumerken, dass alle bisher vorliegenden Verfahren der Bewertung der Qualitätskomponenten nicht ausreichend evaluiert sind. Die „Belastbarkeit“ der Bewertungsverfahren wird sich erst durch die in den nächsten Jahren erfolgenden Anwendungen herausstellen.

Dazu ist es unerlässlich, dass die durch die Verfahren geforderten Mindestbeprobungen und Monitoringtechniken im vollen Umfang berücksichtigt werden. Dies ist bei den hier vorliegenden Daten noch nicht der Fall. So ist es ganz entscheidend, ob die Beprobung der Makrophyten und des Makrozoobenthos in den vorgegebenen saisonalen Beprobungszeiträumen erfolgt, um belastbare Ergebnisse zu erzielen. Die Bewertung des Phytoplanktons erfordert eine mindestens 5-malige Beprobung im saisonalen Zeitraum Mai bis September, wobei es sich hier um die Minimalanforderung bei Einhaltung von weitgehend gleichförmigen Zeitabständen zwischen den Probenahmen handelt. Die gesicherte Berücksichtigung aller Ansprüche an das Monitoring ist unabdingbare Voraussetzung für eine Bewertung und die Ableitung

von Handlungszielen, da die letztlich zur Gesamtbewertung herangezogenen Daten der Einzelkomponenten in der Regel Verrechnungen mehrerer Einzelparameter, Standorte und Jahre darstellen und aus diesen Gesamtdaten kein Rückschluss auf die einzelnen Schritte der Bewertung möglich ist.

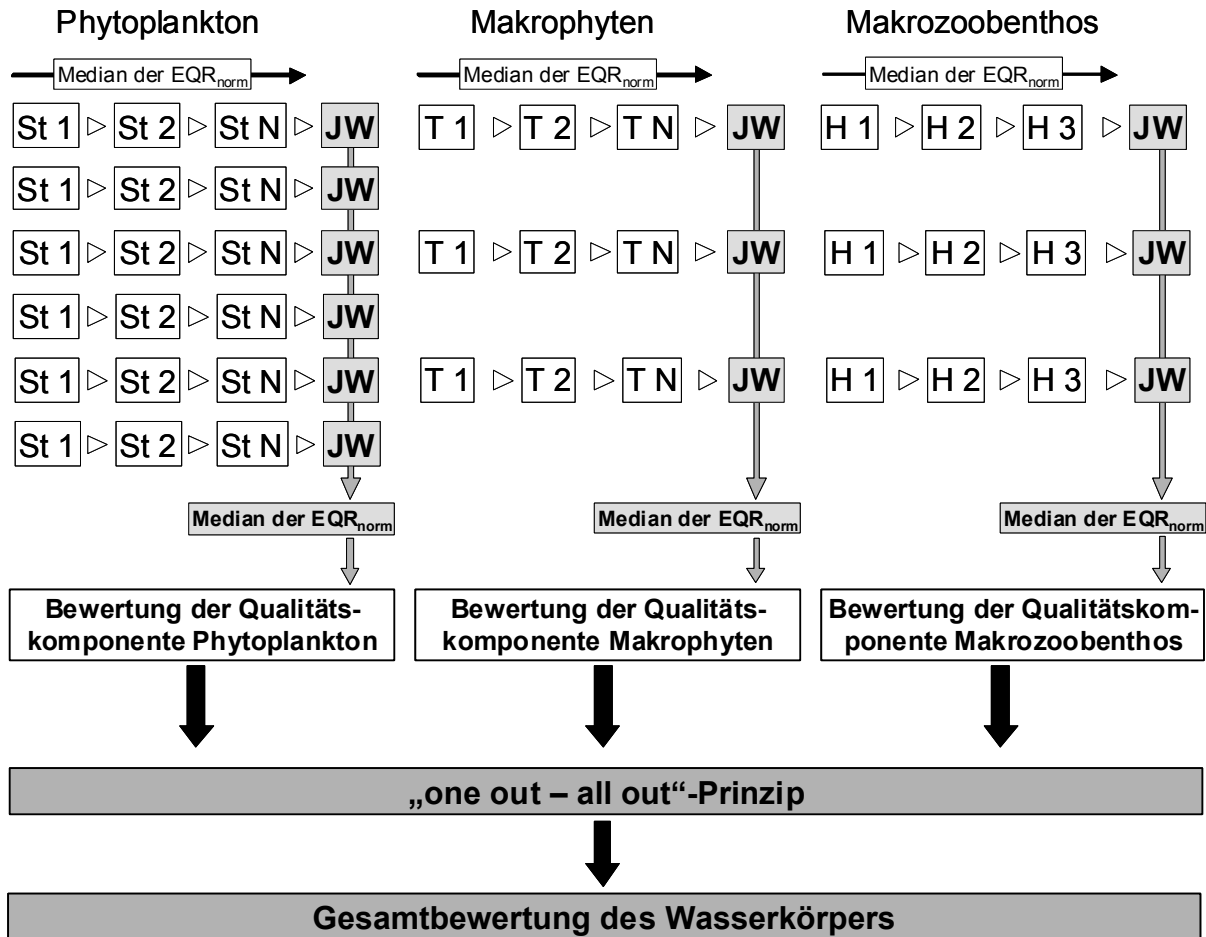


Abb. 1: Bewertungsstrategie für die einzelnen Qualitätskomponenten und Zusammenführung zur Gesamtbewertung des Wasserkörpers. St: Station, T: Transekt, H: Habitat, JW: Jahreswert der EQR_{norm} je Qualitätskomponente

Da die bisher erhobenen Datensätze diese Inkonsistenzen z. T. aufweisen, soll in den Vergleich der Qualitätskomponenten neben dem „one out - all out“-Prinzip auch die Möglichkeit der Verrechnung in die Diskussion einbezogen werden. Dazu wurden die Phytoplanktonwerte aller verfügbarer Jahre sowie die Daten der Makrophyten und des Makrozoobenthos von 2007 verglichen (Tab. 13). Auf die Daten der früheren Jahre wurde für die Qualitätskomponente Makrophyten verzichtet, da die untere Vegetationsgrenze in diesen Jahren nicht mit ausreichender Genauigkeit erfasst wurde. Die Verrechnung innerhalb der Qualitätskomponenten (Habitate, Transekte, Stationen und Jahre) erfolgt über den Median der normierten EQR-Werte. Daraus resultiert für jede Qualitätskomponente ein normierter EQR-Gesamtwert.

Der Vergleich der EQR-Werte der drei Qualitätskomponenten zeigt eine gute Übereinstimmung für die Wismarbucht. Für die beiden anderen Gewässer zeigen die Makrophyten und das Makrozoobenthos vergleichbare Werte, während das Phy-

toplankton eine schlechtere Einstufung anzeigt. Da das Phytoplankton von allen drei Qualitätskomponenten am sensitivsten auf die Eutrophierung reagieren sollte, verwundert die schlechtere Bewertung zunächst nicht. Die Eutrophierung stellt die Hauptdegradationsursache der inneren Küstengewässer dar.

Die Verrechnung der drei Qualitätskomponenten über den Median ergibt sowohl für den Greifswalder Bodden als auch für das Kleine Haff eine bessere Bewertung als die Anwendung des „one out - all out“-Prinzips, jedoch sind die errechneten Werte mit 0,43 und 0,46 sehr nah an der Grenze zum „ungenügenden“ Zustand. Somit ergeben sich für die untersuchten Gewässer zunächst keine wesentlichen Unterschiede zwischen den zwei verglichenen Bewertungsprinzipien.

Tab. 13 EQR_{norm}-Werte für die Komponente Phytoplankton über drei (WB, KH) bzw. sechs Jahre (GB) sowie für die Komponenten Makrophyten und Makrozoobenthos (2007). Die Bewertung der Wasserkörper erfolgte vergleichend über den normierten EQR-Wert (Median) und nach dem „one out - all out“-Prinzip.

Gewässer	Phytoplankton EQR	Makrophyten EQR	Makrozoobenthos EQR	Gesamt-EQR	Bewertung über Gesamt-EQR	Bewertung über „one out - all out“-Prinzip
WB	0,51	0,53	0,63	0,53	3	3
GB	0,26	0,46	0,57	0,46	3	4
KH	0,24	0,50	0,43	0,43	3	4

4.4 Ableitung von Monitoringempfehlungen

Bisherige Erfahrungen mit dem Monitoring haben gezeigt, dass die Einhaltung gleicher Beprobungsfrequenzen bei begrenzten Boots- und Laborkapazitäten nicht immer realisierbar ist. So sind in der Phytoplanktonbeprobung neben vollständigen Datenausfällen auch Verschiebungen im monatlichen Rhythmus zu verzeichnen, die die Mittelwertbildung beeinflussen. Auch methodische Probleme der quantitativen und qualitativen Erfassung jeglicher Art können zu Fehlinterpretationen in den Bewertungsparametern führen.

Darüber hinaus sind Datenausfälle durch die singuläre Beprobung im Vorfeld festgelegter Standorte möglich. Dies trifft besonders auf Gewässer zu, deren Habitate (Weichboden, Phytal, Hartboden) mosaikartig verteilt sind. Erste Praxistests zur Untersuchung der Makrophyten und des Makrozoobenthos belegen, dass nicht an allen festgelegten Untersuchungsstandorten alle Habitate vorhanden sind, die in der Bewertung zu berücksichtigen sind, so dass für diese Standorte nicht alle Bewertungsparameter eines Bewertungsansatzes vorliegen. Bisherige Erfahrungen bei der Anwendung von Bewertungsverfahren haben gezeigt, dass diese „unvollständigen Datensätze“ trotzdem, und zumeist ungeprüft, zur Bewertung herangezogen werden. Für die neuen Bewertungsverfahren ist bisher nicht geklärt, ob sie auch mit derartigen „Datenlücken“ (Ausfall eines Bewertungsparameters innerhalb einer Qualitätskomponente oder Wegfall eines Habitats) aussagekräftig bleiben. Dies betrifft in den inneren Küstengewässern besonders die Untersuchung von Hartsubstraten, die nur selten strukturbildend sind und in der Regel sehr vereinzelt vorkommen. Für die drei betrachteten Gewässer liegen bisher keine Untersuchungen von Hartsubstraten vor. Die Bewertung wurde für das Makrozoobenthos daher nur anhand von zwei Habitaten vorgenommen. Ob dies den Anforderungen des Bewertungsverfahrens und den Vorgaben der EU-WRRL gerecht wird, ist derzeit ungeklärt. Um hier sichere Aussa-

gen zu ermöglichen, ist die vergleichende Erhebung von Datensätzen nötig. Deshalb wird in der jetzigen Phase der Umsetzung der EU-WRRL eine der dringlichsten Aufgaben darin gesehen, das in den Bewertungsansätzen geforderte Monitoring vollständig umzusetzen. Erst wenn die Mindestqualität der Datengrundlage erreicht ist, werden sich mögliche Defizite der Bewertungsverfahren aufzeigen lassen.

Für alle drei Qualitätskomponenten wird ein jährliches Monitoring als wünschenswert angesehen. Diese Forderung ist jedoch aufgrund der begrenzten Mittel im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms als unrealistisch anzusehen. Aus Sicht der Autoren ist zumindest für die Qualitätskomponente Phytoplankton ein jährliches Monitoring unverzichtbar, da diese Qualitätskomponente am schnellsten und sensitivsten sowohl auf die natürliche Variabilität (Salinitätsschwankungen) als auch auf anthropogene Einflüsse reagiert. Die Qualitätskomponenten Makrophyten und Makrozoobenthos sollten innerhalb des Bewertungszeitraumes von 6 Jahren mindestens drei Mal untersucht werden, wobei die Voraussetzung für diesen minimalen Untersuchungszyklus die Berücksichtigung aller Habitate (Makrozoobenthos) und mehrerer Tiefen transekte (Makrophyten) voraussetzt. Weiterhin sollte die parallele Untersuchung beider Komponenten pro Wasserkörper angestrebt werden, da annuelle Effekte sonst nicht ausgeschlossen werden können und gleichzeitig zusätzliche Informationen zu Raumkonkurrenz und Fraßdruck vorliegen. Darüber hinaus steigert die gekoppelte Probennahme die Kosteneffizienz des Monitorings.

5 Zusammenfassung

Für die drei Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos liegen Bewertungsverfahren vor, die den Erfordernissen der EU-WRRL gerecht werden. Jedes der Verfahren berücksichtigt mehrere Bewertungsparameter, welche über gewichtete Mittelwerte oder Mediane verrechnet werden. Im Verrechnungsprozess wird zuerst ein Bewertungsergebnis pro Untersuchungsstandort und -transekt ermittelt. Liegen pro Wasserkörper mehrere Stationen bzw. verschiedene Habitate vor, werden die Bewertungsergebnisse mit Hilfe der normierten EQR-Werte innerhalb der Qualitätskomponente verrechnet. Die Gesamtbewertung des 6-Jahres-Zeitraumes erfolgt zunächst auch innerhalb der Qualitätskomponente. Erst auf dieser letzten Betrachtungsebene wird durch den Vergleich der drei Qualitätskomponenten der ökologische Zustand eines Gewässers nach dem „one out-all out“-Prinzip festgelegt.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des durch das BMBF geförderten Forschungsvorhabens „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) finanziert. Die Autoren danken Mario von Weber für die Bereitstellung der Phytoplankton- und Makrophytendaten aus dem Monitoringprogramm des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommerns. Die Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchungen wurden uns freundlicherweise vom Institut für Angewandte Ökologie in Broderstorf zur Verfügung gestellt.

Literatur

- LAWA, 2005. „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO) Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern - Empfehlung - Stand 15.2.2005, 44 pp.
- EU, 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. veröffentlicht am 22.12.2000. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327/1
- Fürhaupter K. & T. Meyer, 2004. Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Erprobung einer neuen Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 85 pp.
- Fürhaupter K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2005. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. 2. Praxistest zum Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Fürhaupter K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - 3. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 141 pp.
- Fürhaupter K., H. Wilken & T. Meyer, 2007. WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Gewässergütebericht 2003 / 2004 / 2005 / 2006. Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 204 pp.
- Kuhlenkamp, R. & I. Bartsch, 2008. Marines Monitoring Helgoland. Benthosuntersuchungen gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Handlungsanweisung Makrophytobenthos. Im Auftrag des LANU-SH, Flintbek, 50 pp.
- Meyer, T., T. Berg & K. Fürhaupter, 2007. Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie - Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. Forschungsbericht an die Universität Rostock im Rahmen des BMBF-Projektes ÖKOBE. 127 pp.
- Sagert, S., U. Selig & H. Schubert, 2008. Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 45-69
- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil A: Äußere Küstengewässer. Forschungsbericht, 187 pp.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 pp.
- Selig, U., D. Schories, C. Pehlke & H. Schubert, 2008. Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ an der deutschen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 25-44

Christian PORSCHE*, Hendrik SCHUBERT & Uwe SELIG

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock
christian.porsche@uni-rostock.de

Rezente Verbreitung submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste

Recent distribution of submerged macrophytes in inner coastal waters of the German Baltic Sea

Abstract

Submerged vegetation of inner coastal waters of the German Baltic Sea was analysed from 1999 to 2007. 108 transects in 23 water bodies were investigated and 28 species, including seven charophyte species, were documented. The depth limit for submerged vegetation varied between 0.5 m and 5.3 m in the coastal waters. In addition to the vegetation salinity, secchi depth and chlorophyll concentration of coastal waters were evaluated.

The results show a geographical distribution depending on the salinity along the German Baltic Coast. The recent distribution is lower than the ecophysiological potential of species (salinity tolerance) and historical description. The eutrophication of coastal waters affects a lower depth limit of submerged vegetation and a loss of species in the coastal waters.

Keywords: charophytes, angiosperms, coastal waters, salinity, Baltic Sea, eutrophication, distribution

1 Einführung und Zielsetzung

Durch ihre postglaziale Genese ist die deutsche Ostseeküste durch eine große Zahl innerer Küstengewässer geprägt. Je nach Intensität des Wasseraustausches mit der vorgelagerten Ostsee weisen diese Gewässer einen mehr oder weniger ausgeprägten Salinitätsgradienten auf, der wiederum die Gewässerflora und -fauna entscheidend beeinflusst.

Flora und Fauna der inneren Küstengewässer wurden bis 2000 nur sporadisch und punktuell im Rahmen von vereinzelt Forschungsanstrengungen untersucht. Erst mit Inkraftsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) erfolgte eine schrittweise Aufnahme von Benthosuntersuchungen in die Monitoringprogramme der Länder. Trotzdem ist für einzelne Gebiete eine sehr gute Datengrundlage vorhanden, so beispielsweise für die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK), in der u. a. durch LINDNER (1972), BEHRENS (1982) und YOUSEF & SCHUBERT (2001) flächendeckende Erfassungen durchgeführt wurden. BLÜMEL et al. (2002) ergänzten

diese Datengrundlage mit einer umfangreichen Analyse aller verfügbaren Literatur- und Herbarangaben zur submersen Vegetation der inneren Küstengewässer der mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste. Leider ist die Situation für Schleswig-Holstein nicht annähernd so günstig. Eine Studie von MERTENS & SELIG (2007) zu historischen Angaben von submersen Makrophyten der inneren Küstengewässer Schleswig-Holsteins erbrachte nur wenige Belege. Auch kontinuierliche Freilanduntersuchungen über einen längeren Zeitraum sind nur sehr vereinzelt nachweisbar.

Um eine einheitliche Datenbasis für die Entwicklung eines Bewertungsansatzes für die inneren Küstengewässer zu erhalten, erfolgte ab 1999 eine flächendeckende Kartierung der submersen Vegetation. Diese Arbeiten begannen 1999 am Salzhaff (STEINHARDT 2001) und wurden 2000 bis 2003 auf weitere Küstengewässer von Mecklenburg-Vorpommern ausgedehnt (SCHUBERT et al. 2003). Ab 2004 wurden Arbeiten auch für die inneren Küstengewässer Schleswig-Holsteins durchgeführt (SELIG et al. 2006). Parallel zu den noch laufenden Arbeiten zur Erarbeitung eines Bewertungskonzeptes erfolgten ab 2004 Praxistests der vorläufigen Klassifikationssysteme durch die Landesämter von Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein, wodurch weitere Daten zur submersen Vegetation geliefert wurden (FÜRHAUPTER et al. 2004 bis 2007). Dadurch existiert nun ein nahezu einheitlicher Datensatz zur submersen Vegetation aller inneren Küstengewässer Deutschlands, in dem jedes dieser Gewässer mit mehreren erfassten Jahren vertreten ist.

Im Rahmen der vorliegenden Publikation soll nun eine Analyse dieses Datensatzes hinsichtlich der geographischen Verbreitung, Tiefenverbreitung sowie Salinitätstoleranz der einzelnen Arten erfolgen. Diese Analyse stellt den Grundstock für die Erstellung von Angaben zur „potenziellen natürlichen Vegetation“ dar, die neben dem sogenannten „Referenzzustand“ einen wichtigen Eichpunkt in der ökologischen Bewertung repräsentiert.

2 Material und Methoden

2.1 Auswertung der Salinitäten, Sichttiefen und Chlorophyll a-Gehalte

Zur Charakterisierung der Untersuchungsgewässer wurden die Parameter Salinität, Sichttiefe und Chlorophyll a (Chl a)-Gehalt herangezogen. Die Daten selbst wurden im Zuge der Messprogramme der Landesämter Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins erhoben und zur Verfügung gestellt. Zur Verwendung kamen die Werte der Jahre 2000 bis 2005, die mittels explorativer Datenanalyse ausgewertet wurden. Während für die Salinität der gesamte vorhandene Datensatz berücksichtigt wurde, kamen hinsichtlich Sichttiefe und Chl a-Gehalt nur die Daten aus den Sommermonaten (Mai bis September) zum Einsatz, da außerhalb dieses Zeitraumes von einer energetischen Limitation des Phytoplanktonwachstums ausgegangen werden muss. Für die Analyse wurde die Software SPSS (SPSS Inc., Chicago, Illinois, USA) verwendet.

Tab. 1 gibt einen Überblick über die Herkunft der verwendeten Salinitäts- und Sichttiefenmessungen sowie die im Folgenden verwendeten Abkürzungen. Für die Orther Bucht (OB) existieren keine Daten, da dieses Gewässer in den Monitoringprogrammen nicht regelmäßig beprobt wurde. Auch für die Untere Trave (UT) existierte kein vollständiger Datensatz, hier wurde nur die Salinität gemessen. Weitere Einschränkungen müssen für die Kieler Innenförde (KIF), die Unterwarnow

(UW) und den Kleinen Jasmunder Bodden (KJB) gemacht werden – hier existieren zwar Daten, jedoch steht die Erfassung und Auswertung dieser Daten noch aus.

Tab. 1 Verzeichnis der untersuchten Gewässer mit festgelegter Abkürzung, Angabe des Wasserkörper-Codes und der Messstationen des Monitoringprogrammes der Landesämter.

Gewässer	Abkürzung	Wasserkörper-Code	Messstation
Äußere Schlei / Schleimünde	AS	9610.07.02	S5
Achterwasser	AW	WP_17	P48
Barther Bodden	BA	WP_09	DB6
Bodstedter Bodden	BO	WP_08	DB10
Breetzer Bodden	BR	WP_11	RB6
Flensburger Binnenförde	FF	9610.07.01	KFF2
Greifswalder Bodden	GB	WP_13	GB19
Kieler Innenförde	KIF	9610.09.01	-
Kleiner Jasmunder Bodden	KJB	WP_14	-
Großer Jasmunder Bodden	GJB	WP_11	RB9
Grabow	GR	WP_09	DB2
innere Schlei	IS	9610.07.04	S2
Kubitzer Bodden	KB	WP_11	KB90
Kleines Haff	KH	OD_01	KHM
mittlere Schlei	MS	9610.07.03	S3
Orther Bucht	OB	9610.09.02	-
Peenestrom	PS	WP_16	P42
Saaler Bodden	SB	WP_07	DB16
Salzhaff	SH	WP_03	SH2
Strelasund	SS	WP_12	S66
Untere Trave	UT	9610.10.03	Schlutup
Unterwarnow	UW	WP_05	-
Wiecker Bodden	WI	WP_11	RB2
Wismarbucht	WB	WP_02	WB3

2.2 Untersuchungen der submersen Vegetation

In Tab. 2 erfolgte eine Aufstellung der Datensätze, die in einer Einheitsdatenbank vereinigt wurden um eine flächendeckende Analyse zu ermöglichen. Abb. 1 veranschaulicht die mit diesen Datensätzen erreichte Flächendeckung. Das vorherrschende Weichsubstrat der inneren Küstengewässer bedingt, dass nahezu alle hier vorkommenden Pflanzen mit Wurzeln bzw. wurzelähnlichen Rhizoiden ausgestattet sind. Ausnahmen davon bilden Epiphyten und Driftalgen, die, da nicht in jedem Fall mit ausreichender zeitlicher Auflösung erfasst, im Rahmen dieser Arbeit vorerst keine Beachtung fanden.

Tab. 2 Für die Vegetationsanalyse verwendete Datenbanken mit Projekt- und Gewässerbezeichnung, der Anzahl der untersuchten Transekte und den Untersuchungszeiträumen. Die Zuordnung der Abkürzungen zu den beprobten Gewässern ist in Tab. 1 aufgeführt.

Projekt	Gewässer	Transekte	Zeitraum	
			von	bis
Diplomarbeit STEINHARDT (2001)	SH	9	1999	1999
ELBO – Universität Rostock	BA, BO, BR, GB, GJB, PS, SB, SH, WB, WI	27	2001	2003
ÖKOBE – Universität Rostock	AW, KH, KW	19	2005	2005
Praxistest der Landesämter – durchgeführt durch MariLim	AS, BA, BO, FF, GB, , GJB, GR, IS, KIF, KJB, KB, MS, OB, PS, SB, SH, SS, UT, UW, WB	61	2004	2007
LAWA- Universität Rostock sowie Diplomarbeit MERTENS (2006)	AS, FF, MS, OB, UT	13	2004	2005
Gesamt	23	108	2001	2007

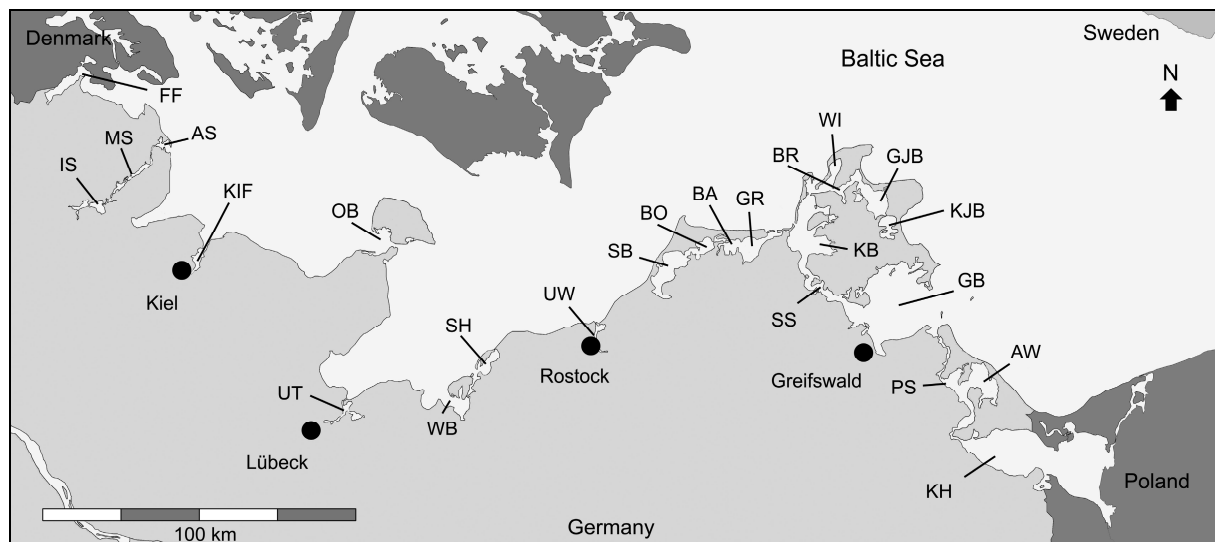


Abb. 1 Untersuchte innere Küstengewässer der Ostsee von 2000 bis 2007. Die Abkürzungen der Gewässer sind in Tab. 1 aufgelistet.

Die Beprobungen erfolgten als Transektkartierung wie in SCHUBERT et al. (2003) beschrieben. Im Untersuchungsgebiet wurde ein Transekt vom Ufer bis zur unteren Verbreitungsgrenze gelegt und mittels GPS (Global Positioning System) markiert. Die submersive Vegetation wurde entlang dieses Transektes in den Tiefenstufen 0,25 m, 0,5 m, 0,75 m, 1,00 m, 1,50 m und 2,00 m sowie jeden weiteren Tiefenmeter bis zur unteren Verbreitungsgrenze erfasst, wobei alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden Makrophyten berücksichtigt wurden. Die Anzahl und Größe der Beprobungsflächen in den jeweiligen Tiefenstufen variierte zwischen den einzelnen Projekten. Im ELBO-Projekt und durch STEINHARDT (2001) wurde jeweils eine geschlossene Fläche von 4 m² je Tiefenstufe untersucht, während bei MERTENS (2006) und im ÖKOBE-Projekt vier Flächen von je 1 m² pro Tiefenstufe untersucht wurden. Im Praxistest durch die Firma MariLim wurden viermal je 1 m² (2004-2005) bzw. fünfmal je 1 m² pro Tiefenstufe (2006-2007) beprobt. Die Bedeckung der Unter-

suchungsfläche durch die vorgefundenen Pflanzenarten wurde nach der Skala von BRAUN-BLANQUET (1964) abgeschätzt; lediglich die Daten von FÜRHAUPTER et al. (2007) basieren auf Prozentangaben.

3 Ergebnisse

3.1 Auswertung der Salinitäten, Sichttiefen und Chlorophyll a-Gehalte

Wie aus Abb. 2A ersichtlich, weisen die Stationen deutlich unterschiedliche Salinitäten auf. Dabei ist eine dem Salinitätsgradienten der vorgelagerten Ostsee entsprechende Abnahme der Salinität von den westlichen Küstengebieten in Richtung der östlichen Gebiete zu erkennen. Dieser Gradient begrenzt jedoch lediglich die maximal erreichbare Salinität des jeweiligen Gewässers. Da die Mehrzahl der Küstengewässer durch Süßwasserzuflüsse beeinflusst wird, ist meist noch ein Gradient entsprechend der Lage der Messstation zum Zufluss bzw. der Öffnung zur Ostsee zu beobachten. So steigt z. B. die Salinität von etwa 7 PSU in der inneren Schlei (IS) auf ca. 14 PSU im Bereich der äußeren Schlei (AS).

Die sommerlichen Sichttiefen variieren in den inneren Küstengewässern im Median von ca. 0,25 m im Saaler und Barther Bodden (SB, BA) bis zu 4,35 m im Salzhaff (SH) (Abb. 2B). Auffallend ist hier eine sehr gute Korrelation zwischen Salzgehalt und Sichttiefe. Dabei ist vor allem in den Gewässern mit einem intensiven Wasseraustausch mit der Ostsee eine hohe Variabilität der Sichttiefe – zum Teil von mehr als einem Meter – zu beobachten.

Der Chl a-Gehalt ist umgekehrt proportional zu beiden vorab genannten Parametern (Abb. 2C). Die niedrigste mediane Chl a -Konzentration wurde mit ca. $2 \mu\text{g l}^{-1}$ im Salzhaff registriert; ein Gewässer mit vergleichsweise hohem Salzgehalt und hoher Sichttiefe. Die höchste mediane Chl a-Konzentration ($112 \mu\text{g l}^{-1}$) wurde dagegen im Saaler Bodden, einem trüben Gewässer niedriger Salinität, gemessen.

3.2 Auswertung der Vegetationsaufnahmen

3.2.1 Geographische Verbreitung

Zwischen 1999 und 2007 wurden insgesamt 25 Weichboden besiedelnde Makrophytenarten nachgewiesen (Tab. 3 bis 6). Unter diesen befanden sich sieben Characeenarten (Abb. 3): *Chara aspera* (Ca), *Chara baltica* (Cb), *Chara canescens* (Cc), *Chara horrida* (Ch), *Chara tomentosa* (Ct), *Lamprothamium papulosum* (Lp) und *Tolypella nidifica* (Tn). *C. baltica*, *C. canescens* und *C. aspera* weisen dabei eine sehr breite geographische Verbreitung auf. Diese drei Arten wurden in mehr als 10 der untersuchten Gewässer nachgewiesen. *Chara horrida* und *Chara tomentosa* wurden dagegen nur in der DZBK vorgefunden. Vorkommen von *Lamprothamium papulosum* und *Tolypella nidifica* waren auf Gewässer mit höheren Salinitäten beschränkt (Äußere Schlei, Orther Bucht sowie Wismarbucht und Salzhaff; einzelne Exemplare von *Tolypella nidifica* wurden allerdings 2006 auch im Kubitzer Bodden angetroffen). Die Orther Bucht auf Fehmarn erwies sich als das artenreichste Characeengewässer. Hier wurden sechs der sieben rezenten Arten angetroffen.

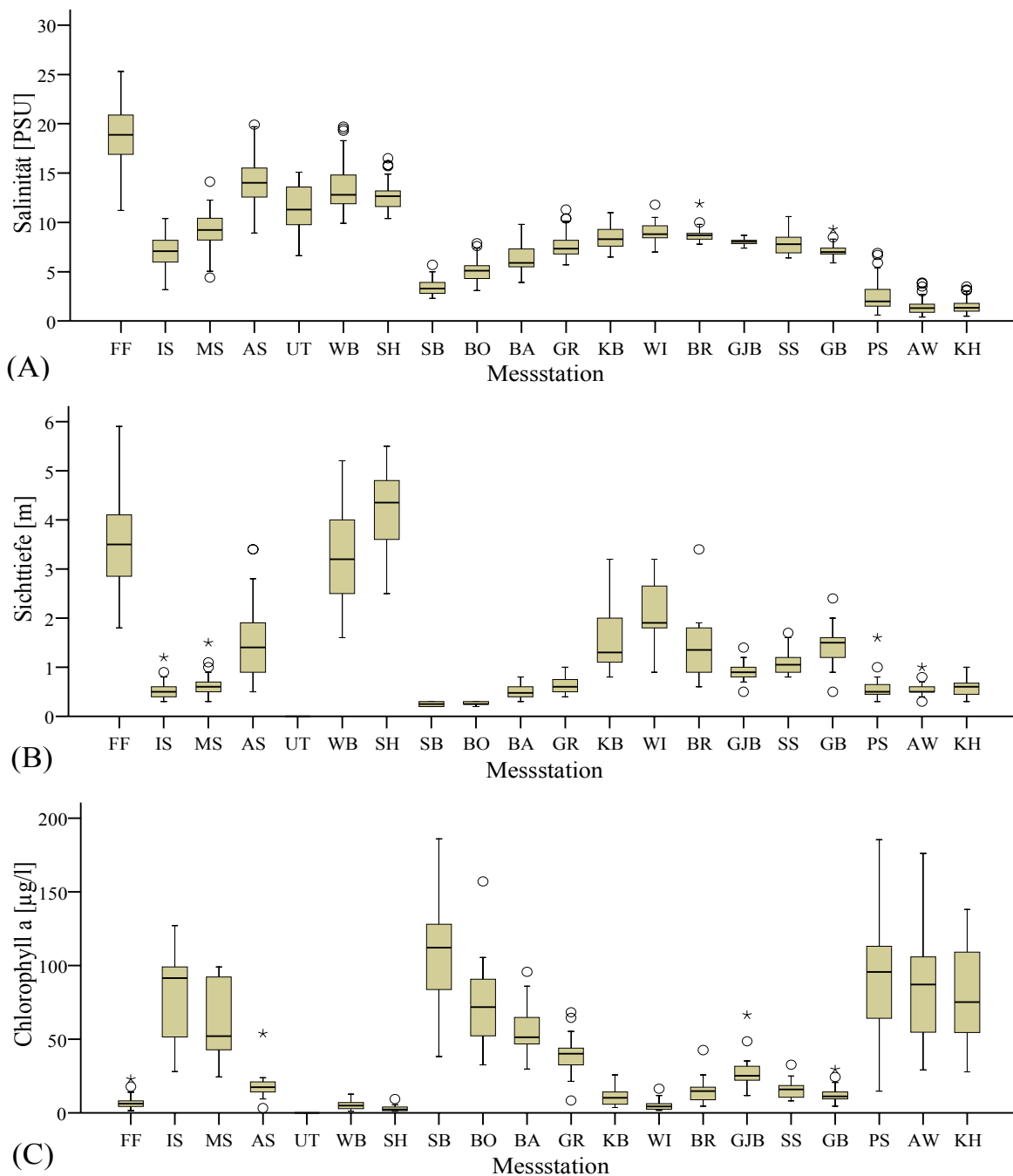


Abb. 2 Salinität (A), Sichttiefe (B) und Chl a Gehalt (C) der untersuchten Küstengewässer (Interquartilbereiche (25 bis 75 Perzentilwerte) = Box, Median = horizontale schwarze Linie; Standardabweichung = senkrechte schwarze Linien; Ausreißer = Kreise; Extremwerte = Sterne) – Abkürzung der Messstationen/Gewässer siehe Tab. 1

Von den submersen Angiospermen waren *Potamogeton pectinatus* und *Ruppia cirrhosa* die am weitesten verbreiteten Arten. Beide Arten wurden in 17 bzw. 18 Gewässern entlang der gesamten Ostseeküste vorgefunden (Abb. 4). *Najas marina* hingegen wurde nur in der DZBK sowie dem Greifswalder Bodden rezent angetroffen. Die Vorkommen der beiden Seegräser *Zostera marina* und *Zostera noltii* beschränkten sich auf Gewässer mit höheren Salinitäten. Limnische Arten traten vor allem im Bereich des Oderzuflusses auf: *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton perfoliatus* sowie *Potamogeton lucens* (Tab. 6). Die innere

Schlei und die Kieler Innenförde waren die artenärmsten Gewässer mit einer bzw. zwei submersen Arten (Tab. 3). In der Wismarbuchet bzw. im Salzhaff wurden mit 11 Arten die meisten Nachweise erbracht.

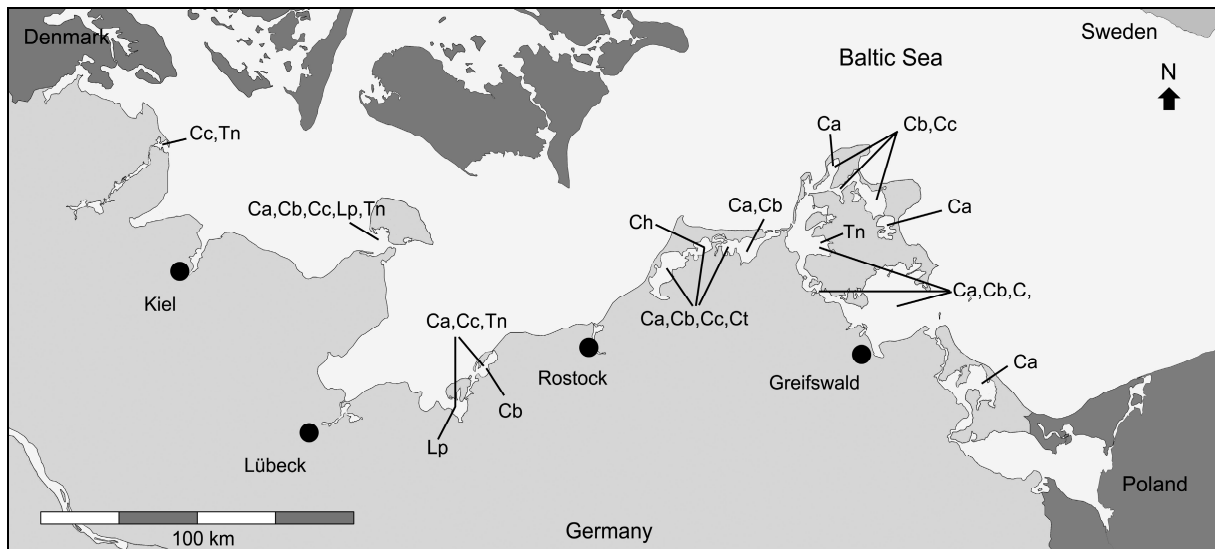


Abb. 3 Verbreitung von *Chara aspera* (Ca), *Chara baltica* (Cb), *Chara canescens* (Cc), *Chara horrida* (Ch), *Chara tomentosa* (Ct), *Lamprothamium papulosum* (Lp) und *Tolypella nidifica* (Tn) in den inneren Küstengewässern der Ostsee von 1999 bis 2007.

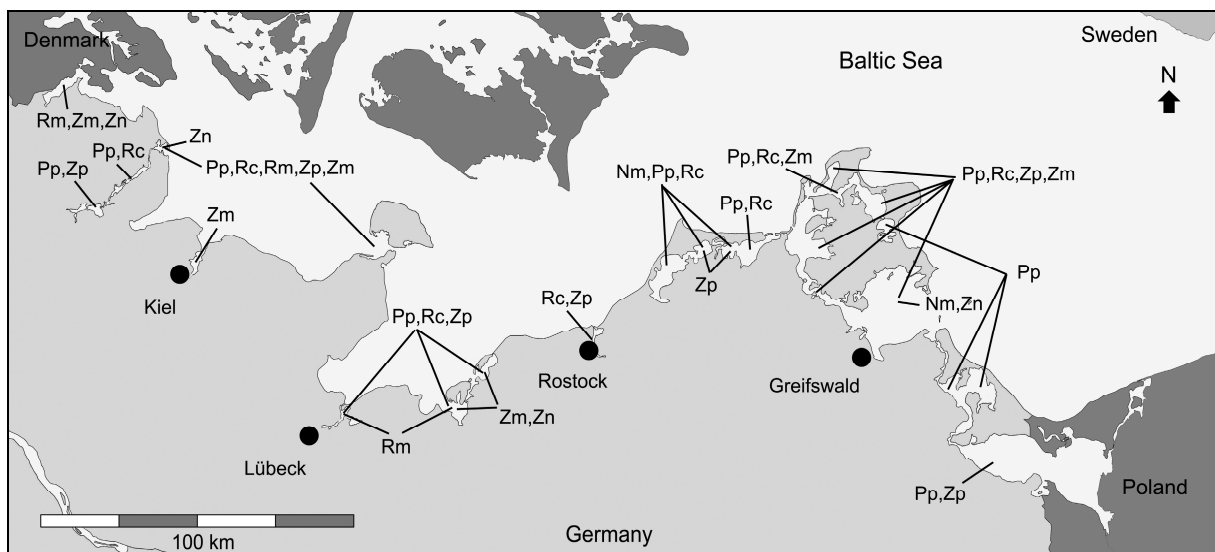


Abb. 4 Verbreitung von *Najas marina* (Nm), *Potamogeton pectinatus* (Pp), *Ruppia cirrhosa* (Rc), *Ruppia maritima* (Rm), *Zannichellia palustris* (Zp), *Zostera marina* (Zm) und *Zostera noltii* (Zn) in den inneren Küstengewässern der Ostsee von 1999 bis 2007.

3.2.2 Verbreitung der Arten in Abhängigkeit von der Salinität

Neben der geographischen Verbreitung wurde der Präsenzbereich hinsichtlich der Salinität erfasst. Dazu wurden die Salinitätsangaben mit den Kartierungsergebnissen verglichen und so die entsprechende Verbreitung der Arten über das 25 bzw. 75 Perzentil der Salinitätswerte der Gewässer berechnet (PORSCHKE 2007). Abb. 5 zeigt die Ergebnisse dieser Analyse. Stenöke Arten wie z. B. *Chara horrida* weisen eine geringe Salinitätsbandbreite auf, während euryöke Arten wie *Potamogeton pectinatus* nahezu den gesamten Salinitätsgradienten der Küstengewässer abdecken.

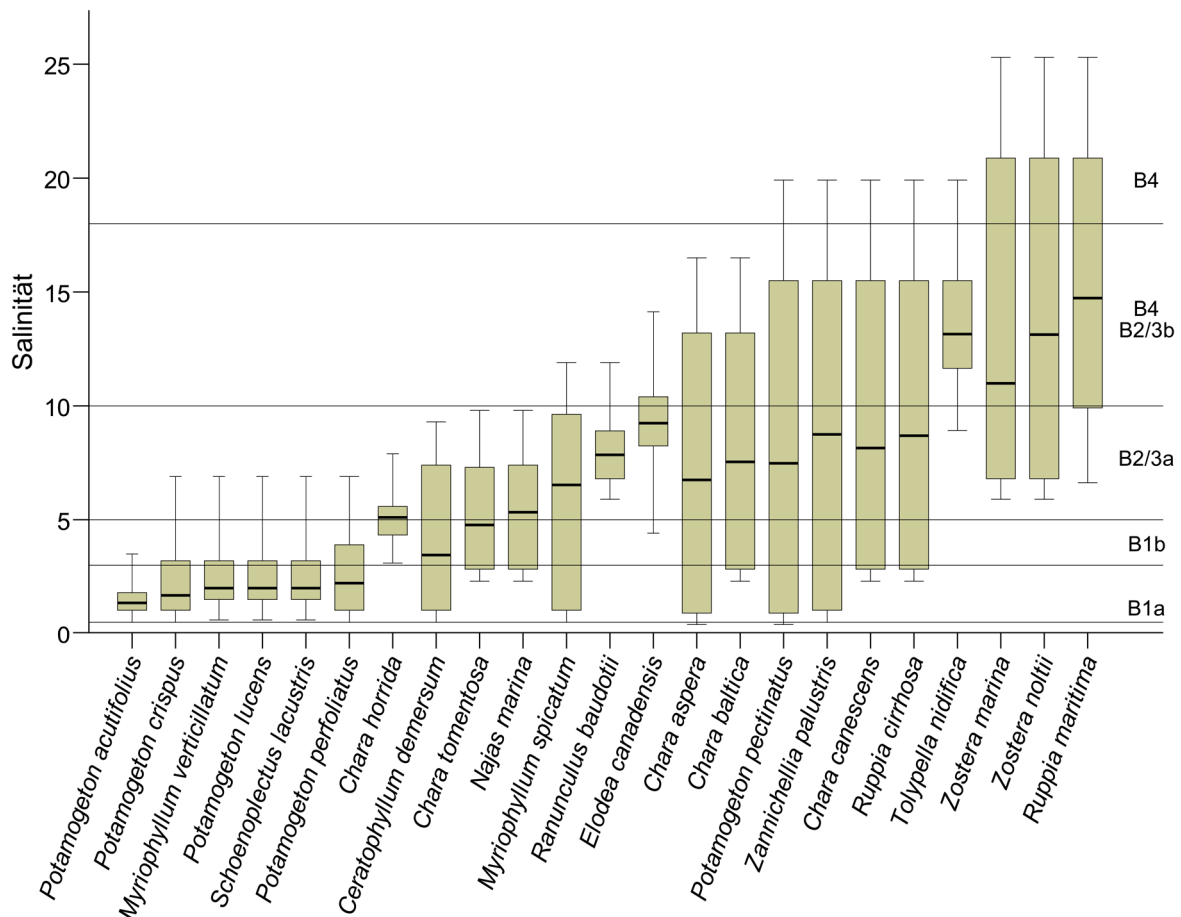


Abb. 5 Rezente Ausbreitung der Arten in Abhängigkeit der Salinität in den Küstengewässern, (Interquartilbereiche 25 bis 75 Perzentilwerte = Box, Median = dicke horizontale schwarze Linie innerhalb der Box, Standardabweichung = senkrechte schwarze Linien). Horizontale Linien kennzeichnen die Salinitätsgrenzen zwischen den Küstengewässertypen B1a, B1b, B2/3a, B2/3b, B4 (siehe SAGERT & SELIG 2008).

3.2.3 Tiefenverbreitung der Arten

Bei den Vegetationsaufnahmen wurde neben dem Artenspektrum auch die Tiefenverbreitung der Arten erfasst. Als maximale untere Verbreitungsgrenze einer Art wurde 5,7 m ermittelt; für *Zostera marina* in der Wismarbuch (Tab. 4). In diesem Gewässer wurde auch die maximale Tiefe für eine Characeenart mit 3 m nachgewiesen (*Tolypella nidifica*).

Der Hauptverbreitungsschwerpunkt der Vegetation befand sich in den meisten Gewässern bei Tiefen von 0,5 bis 1 m. Dies trifft vor allem für Küstengewässer mit einer mittleren Salinität unter 5 PSU zu. Das Verbreitungsspektrum der einzelnen Arten in den verschiedenen Gewässern ist in den Tab. 3 bis 6 aufgelistet.

Tab. 3 Tiefenverbreitung (in Meter) submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. Flensburger Binnenförde (FF), Äußere Schlei / Schleimünde (AS), mittlere Schlei (MS), innere Schlei (IS), Kieler Innenförde (KIF), Orther Bucht (OB), Untere Trave einschließlich Dassower See (UT).

Art	FF	AS	MS	IS	KIF	OB	UT
<i>Chara aspera</i>						0,25 - 1	
<i>Chara baltica</i>						0,5 - 1,5	
<i>Chara canescens</i>		0,25 - 1				0,25 - 1	
<i>Elodea canadensis</i>			1 - 1				
<i>Lamprothamnium papulosum</i>						0,5 - 1	
<i>Potamogeton pectinatus</i>		0,5 - 2	0,5 - 1,5	0,5 - 0,75		0,75 - 2	0,75 - 4
<i>Potamogeton perfoliatus</i>			1,2 - 1,2				
<i>Ruppia cirrhosa</i>		0,25 - 2,8	0,5 - 1,5			0,25 - 2	0,25 - 2,5
<i>Ruppia maritima</i>	0,5 - 1	0,25 - 2				0,25 - 1	0,5 - 2
<i>Tolypella nidifica</i>		0,5 - 1,5				0,75 - 2	
<i>Zannichellia palustris</i>		0,25 - 1,5		0,5 - 0,5		0,25 - 2	0,75 - 3
<i>Zostera marina</i>	1 - 4	0,25 - 2,8			1 - 2	1 - 5	
<i>Zostera noltii</i>	1 - 1	0,5 - 1					

Tab. 4 Tiefenverbreitung (in Meter) submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Wismarbucht (WB) einschließlich Salzhaff (SH), Saaler Bodden (SB), Bodstedter Bodden (BO), Barther Bodden (BA), Grabow (GR).

Art	WB & SH	UW	SB	BO	BA	GR
<i>Ceratophyllum demersum</i>		1 - 1				
<i>Chara aspera</i>	0,5 - 2		0,3 - 1,1	0 - 1,1	0,25 - 0,75	0,5 - 1
<i>Chara baltica/ liljebladii</i>	0,25 - 3		0,4 - 1,1	0,25 - 1,1	0,25 - 1,5	0,5 - 2
<i>Chara canescens</i>	0,25 - 2		0,3 - 0,75	0 - 0,75	0,25 - 0,65	
<i>Chara horrida</i>				0,5 - 0,5		
<i>Chara tomentosa</i>			0,3 - 0,5	0 - 0,75	0,25 - 0,75	
<i>Lamprothamnium papulosum</i>	1 - 1					
<i>Myriophyllum spicatum</i>			1 - 1		0,25 - 1,5	0,75 - 2
<i>Najas marina ssp. marina</i>			0,3 - 1,1	0 - 1,2	0,5 - 1	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,25 - 4		0,5 - 1,1	0 - 1,5	0,25 - 1,5	0,5 - 2
<i>Potamogeton perfoliatus</i>			1 - 1			1 - 1
<i>Ruppia cirrhosa</i>	0,25 - 3	0,75 - 1,5	0,5 - 0,75	0,2 - 0,75	0,25 - 0,75	0,5 - 1,5
<i>Ruppia maritima</i>	0,75 - 0,75					
<i>Tolypella nidifica</i>	0,5 - 4					
<i>Zannichellia palustris</i>	0,25 - 4	0,75 - 3		0,25 - 0,5	0,25 - 1	
<i>Zostera marina</i>	0,5 - 5,7					
<i>Zostera noltii</i>	0,25 - 3					

Tab. 5 Tiefenverbreitung (in Meter) submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Kubitzer Bodden (KB), Wiecker Bodden (WI), Breetzer Bodden (BR), Großer Jasmunder Bodden (GJB) Kleiner Jasmunder Bodden (KJB).

Art	KB	WI	BR	GJB	KJB
<i>Chara aspera</i>	0,5 - 2	0,5 - 1			0,25 - 0,75
<i>Chara baltica</i>	0,5 - 2	0,25 - 2	0,5 - 0,75	0,25 - 2	
<i>Chara canescens</i>	0,5 - 1	0,75 - 0,75	0,75 - 1	0,5 - 0,5	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	0,5 - 2	0,5 - 0,75	0,5 - 2	0,25 - 2	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,5 - 3	0,5 - 3	0,5 - 2	0,25 - 2	0,5 - 1,2
<i>Ranunculus baudotii</i>			0,5 - 1,5		
<i>Ruppia cirrhosa</i>	0,5 - 2	0,25 - 1,5	0,5 - 2	0,25 - 1,5	
<i>Tolypella nidifica</i>	2 - 2				
<i>Zannichellia palustris</i>	2 - 2	0,5 - 2		0,25 - 0,5	
<i>Zostera marina</i>	1 - 3	1,5 - 3	1,5 - 2	1,2 - 1,2	

Tab. 6 Tiefenverbreitung (in Meter) submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Strelasund (SS), Greifswalder Bodden (GB), Peenestrom (PS), Achterwasser (AW), Kleines Haff (KH).

Art	SS	GB	PS	AW	KH
<i>Ceratophyllum demersum</i>		2 - 2	0,5 - 1,5		0,25 - 1
<i>Chara aspera</i>	0,5 - 1	0,5 - 1,5		0,5 - 0,5	
<i>Chara baltica/ liljebladii</i>	0,25 - 1,5	0,25 - 2			
<i>Chara canescens</i>	0,75 - 1	0,75 - 0,75			
<i>Elodea canadensis</i>					1 - 1
<i>Myriophyllum spicatum</i>	0,5 - 2,4	0,25 - 3,1	0,5 - 1,5		0,5 - 2
<i>Myriophyllum verticillatum</i>			1 - 1		
<i>Najas marina ssp. marina</i>		0,25 - 0,25			
<i>Nuphar lutea</i>					0,8 - 0,8
<i>Potamogeton acutifolius</i>					0,8 - 0,8
<i>Potamogeton crispus</i>			1 - 1,25		1 - 2,5
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,25 - 2,5	0,25 - 4	0,25 - 1	0,5 - 1	0,5 - 2
<i>Potamogeton perfoliatus</i>			0,5 - 1,5	1 - 1	0,5 - 1,35
<i>Potamogeton lucens</i>			0,5 - 1,5		2 - 2,2
<i>Ranunculus baudotii</i>		0,5 - 1,5			
<i>Ruppia cirrhosa</i>	0,25 - 1,5	0,25 - 2			
<i>Ruppia maritima</i>					
<i>Schoenoplectus lacustris</i>			1,4 - 1,4	0,5 - 0,5	
<i>Zannichellia palustris</i>	0,5 - 2	0,25 - 3			0,5 - 1,5
<i>Zostera marina</i>	1 - 2,5	0,5 - 3,6			
<i>Zostera noltii</i>		0,5 - 0,5			

4 Diskussion

4.1 Geographische Verbreitung - Abhängigkeit der Arten von der Salinität

Das Vorkommen der Arten entlang der deutschen Ostseeküste wird primär durch den Salzgradienten (West-Ost) der vorgelagerten Ostsee sowie die Salinitätsschwankungen innerhalb der Küstengewässer bestimmt. Bereits die Arbeiten von LINDNER (1972) belegten am Beispiel der DZBK den dominierenden Einfluss des Salinitätsregimes auf die Ausbreitung der submersen Vegetation in Küsten-

gewässern. Die rezente Verbreitung der einzelnen Arten in den Küstengewässern spiegelt allerdings nicht nur Salinitätspotenzbereiche wider. Für alle gefundenen Characeenarten wird ein breiteres Salzverbreitungsspektrum beschrieben, als rezent an der deutschen Ostseeküste vorgefunden wurde (SCHUBERT & BLINDOW 2004). In der vorliegenden Untersuchung lag z. B. das untere Salinitätspräsenzlimit von *Tolypella nidifica* bei 10 PSU. In der Literatur wird diese untere Vorkommensgrenze mit 0 PSU (WINTER et al. 1996) bzw. 4 PSU (OLSEN 1944) angegeben. Diese Differenz ist offenbar nicht auf fehlerhafte Literaturangaben zurückzuführen, da Untersuchungen der Diasporenbank der Küstengewässer belegten, dass *Tolypella nidifica* in der Vergangenheit auch in Gewässern mit geringeren Salinitäten, wie z. B. die der DZBK und der mittleren Schlei, anzutreffen war (STEINHARDT & SELIG 2008). Herbarbelege und Literaturangaben bestätigen ein historisches Vorkommen dieser Art in Gewässern mit einer geringeren Salinität (BLÜMEL et al. 2002). Neben *Tolypella nidifica* konnte dies u. a. auch für *Zostera marina* nachgewiesen werden.

Als Ursache für den Ausfall der Arten wird die Eutrophierung angesehen, welche nicht nur die Tiefenausbreitung der Arten, sondern die rezente Ausbreitung in den inneren Küstengewässern generell beeinflusst. So konnten z. B. BLINDOW & SCHÜTTE (2007) bei Untersuchungen von *Chara aspera* feststellen, dass die Kombination der Faktoren Eutrophierung und hohe Salinität zum Absterben dieser Art in ihren Laborversuchen führte. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass in Gewässern mit höheren Salinitäten bereits eine vergleichsweise geringe Nährstoffbelastung zum Ausfall der Arten führen kann. Da die anthropogenen Nährstoffeinträge zuerst in den inneren Bereichen der Küstengewässer wirksam werden, ist hier eine besondere Gefährdung der Brackwasserarten gegeben. Dies ist insbesondere am Beispiel der Schlei zu sehen, bei der im inneren Teil (IS) eine völlige Makrophytenverödung vorliegt, im mittleren Bereich (MS) tolerante Angiospermen wie *Potamogeton pectinatus* anzutreffen sind und im äußeren Bereich (AS) dann sowohl Characeen als auch Seegräser vorgefunden werden.

4.2 Tiefenverbreitung der Arten

Die Eindringtiefe des Lichtes bestimmt die untere Verbreitungsgrenze der Vegetation in den Küstengewässern. Die sehr unterschiedlichen Sichttiefenverhältnisse in den Gewässern veranschaulichen das unterschiedliche Lichtklima in den Gewässern. Die sommerlichen Sichttiefen von unter einem Meter in den inneren Küstengewässern mit geringer Salinität erklärt daher auch die maximale Verbreitungstiefe von 1 bis 1,5 m. Neben dem Lichtangebot bestimmt aber auch der unterschiedliche Lichtbedarf der Arten die Ausbreitungsgrenzen in den Gewässern. Entsprechend der differenzierten Lichtansprüche der Makrophyten wurden durch SCHUBERT et al. (2003) fünf verschiedene relative Eindringtiefen des Lichtes als Ausbreitungsgrenzen von Pflanzen festgelegt, wobei die 1% Eindringtiefe des Lichtes allgemein als untere Grenze der euphotischen Zone angesehen wird (KIRK 1994):

- 85% Ausbreitungsgrenze der Darmtang-Bestände (STEINHARDT 2001)
- 40% Ausbreitungsgrenze der Characeen (YOUSEF 1999)
- 10% Ausbreitungsgrenze der Spermatophyten (MUR & VISSER 1996)
- 1% Ausbreitungsgrenze Rotalgen (LÜNNING 1990, JOHANSSON & SNOEIJIS 2002),
- 0,1% Ausbreitungsgrenze der Krustenrotalgen (siehe Zusammenfassung in MARKAGER & SAND-JENSEN 1992)

Eine Tiefendifferenzierung der unteren Verbreitungsgrenze verschiedener Arten ist vor allem in den Gewässern mit höheren Salinitäten und auch größeren Sichttiefen vorzufinden. In diesen Gewässern, wie z. B. der Wismarbucht, dem Salzhaff oder dem Greifswalder Bodden, ist eine vertikale Gliederung der submersen Vegetation zu beobachten. In inneren Küstengewässern mit Sichttiefen unter 0,5 m ist dagegen keine Tiefendifferenzierung der submersen Vegetation vorzufinden. Der Verdacht, dass die Tiefenausbreitung der submersen Vegetation mit fortschreitender Eutrophierung durch Verringerung der Sichttiefe abnimmt, ist bereits mehrfach geäußert worden. So beschrieb BEHRENS (1982) den Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze der Makrophyten in der DZBK als einen Effekt der Eutrophierung der Küstengewässer. Er dokumentierte einen Rückgang der bewachsenen Fläche der Boddengewässer in der DZBK zwischen 1970 (Untersuchung von LINDNER, 1972) und 1979 (Tab. 7). Nach diesen Angaben nahm die mit Makrophyten besiedelte Fläche in den einzelnen Gewässern innerhalb von 10 Jahren um 50 bis 70% ab.

Zur Untermauerung dieser Annahme wurden in Laborversuchen die Lichtansprüche einzelner Arten untersucht. Dabei wurden in zweidimensionalen Ansätzen (Licht, Salinität) die Lichtabhängigkeit des Wachstums sowie die Toleranzgrenzen erfasst. So inkubierten EGGERT et al. (2006) drei Arten (*Najas marina*, *Myriophyllum spicatum* und *Zostera noltii*) und PORSCHKE (2007) zwei Arten (*Najas marina* und *Zannichellia palustris*) im Labor bei unterschiedlichen Lichtintensitäten und verglichen die so ermittelten Lichtansprüche mit der rezenten Verbreitung dieser Arten im Freiland. Für alle untersuchten Arten wurde eine gute Übereinstimmung zwischen den Laborergebnissen und den im Freiland angetroffenen maximalen Verbreitungstiefen gefunden. Die Vermutung, dass für diese Arten die Lichtverfügbarkeit der bestimmende Parameter für die untere Verbreitungsgrenze darstellt, wurde damit bestätigt. DOMIN et al. (2004) ermittelten nun anhand eines Modells die unteren pristinen Lichteindringtiefen für verschiedene Küstengewässer und berechneten daraus die Verbreitungsgrenzen der Vegetation. Diese so ermittelten Referenziefen liegen deutlich unter den heute vorgefundenen Verbreitungsgrenzen. Dieses Ergebnis, das gut mit den vorhandenen historischen Angaben übereinstimmte verdeutlicht, dass in allen Küstengewässern ein Rückgang der unteren Verbreitungstiefe als Folge der Eutrophierung stattfand.

Über das Längenwachstum verfügen nun einzelne Arten über eine morphologische Akklimatisationsmöglichkeit um die individuelle Lichtverfügbarkeit zu verbessern. Damit lässt sich auch das Vorkommen von submersen Makrophyten in Tiefen über 1 m in Gewässern erklären deren sommerliche Sichttiefe weniger als 0,5 m beträgt. Der Indikatorwert von Arten mit einem ausgeprägten Längenwachstum, wie z.B. *Potamogeton pectinatus*, ist daher sehr begrenzt.

Tab. 7 Vergleich der bewachsenen Fläche der Gewässer der DZBK zwischen 1970 und 1979 nach BEHRENS (1982).

	Bewachsene Fläche 1970 [%]	Bewachsene Fläche 1979 [%]
Grabow	28,5	17,8
Barther Bodden	35,2	10,0
Bodstedter Bodden	20,5	6,1
Saaler Bodden	9,1	5,0

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des durch das BMBF geförderte Forschungsvorhaben „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) finanziert. Die Autoren danken den Landesämtern Schleswig-Holsteins (LANU) und Mecklenburg-Vorpommerns (LUNG), insbesondere Dr. Rolf Karez und Mario von Weber, für die Bereitstellung der Messdaten aus den Monitoringprogrammen.

Literatur

- Behrens, J., 1982. Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darss-Zingster-Boddengewässer. Dissertation, Universität Rostock, 139 pp.
- Blindow, I. & M. Schütte, 2007. Elongation and mat formation of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. *Hydrobiologia* 584: 69–76.
- Blümel C., A. Domin, J. C. Krause, M. Schubert, U. Schiewer & H. Schubert, 2002. Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 10: 5-111.
- Braun-Blanquet, J., 1951. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. Springer Verlag, Wien, 631 pp.
- Domin, A., H. Schubert, J. C. Krause & U. Schiewer, 2004. Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514: 29-39.
- Eggert A, S. Ihnken, U. Selig, U. Karsten & H. Schubert, 2006. Distribution of three submersed macrophytes in coastal lagoons of the German Baltic Sea: Comparison of laboratory and field data. *Botanica Marina* 46: 386-395.
- Fürhaupter K. & T. Meyer, 2004. Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Erprobung einer neuen Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 85 pp.
- Fürhaupter K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2005. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. 2. Praxistest zum Makrophyten-monitoring der inneren Küstengewässer Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Fürhaupter K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - 3. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 141 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Praxistest zum Makrophyten-monitoring in Schleswig-Holstein 2006. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 199 pp.
- Fürhaupter K., H. Wilken & T. Meyer, 2007. WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Fürhaupter K., H. Wilken & T. Meyer, 2007. WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holstein. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 196 pp.
- Johansson, G. & P. Snoeijs, 2002. Macroalgal photosynthetic responses to light in relation to thallus morphology and depth zonation. *Marine Ecology Progress Series* 244: 63-72.
- Kirk, J. T. O., 1994. Light and photosynthesis in the aquatic environment. 2nd Edition. Cambridge University Press, Cambridge, 509 pp.
- 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, 173 pp.

- Lindner, A., 1972. Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Universität Rostock, 201 pp.
- Lüning, K., 1990. Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology. John Wiley & Sons, New York, USA, 527 pp.
- Markager, S. & K. Sand-Jensen, 1992. Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. - Marine Ecology Progress Series 88: 83-92.
- Mertens, M., 2006. Landschaftsökologische Untersuchungen zu Makrophyten (einschließlich Makroalgen) in ausgewählten inneren Küstengewässern Schleswig – Holstein, 108 pp.
- Mertens M. & U. Selig, 2007. Vergleich von historischen und rezenten Makrophytenbeständen in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 17: 55-66.
- Mur, L. R. & P. M. Visser, 1996. Aquatische Milieubiologie. Deel I. Amsterdam, 1-133 pp.
- Olsen, S., 1944. Danish Charophyta. Chorological, ecological and biological investigations. Kongelige Danske Videnskaberne Selskabs Biologiske Skrifter 3: 1-240.
- Porsche, C., 2007. Ökophysiologische Untersuchungen zur Salz- und Lichttoleranz an *Najas marina* und *Zannichellia palustris* in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Diplomarbeit, Universität Rostock, 99 pp.
- Sagert, S., C. Porsche & U. Selig, 2008. Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 7-24.
- Schubert, H. & I. Blindow I (2004) Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19. Koeltz Scientific Books, Königstein, 325 pp.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 pp.
- Selig, U., D. Schories & H. Schubert, 2006. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil B: Innere Küstengewässer Schleswig-Holstein, 150 pp.
- Steinhardt, T., 2001. Landschaftsökologische Untersuchungen an Standorten submerser Makrophytenvegetation im Salzhaff (Wismarbuch). Diplomarbeit, Universität Greifswald, 103 pp.
- Steinhardt, T. & U. Selig, 2008. Diasporen von Characeen und Angiospermen in Sedimenten von Küstengewässern der südlichen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 175-190.
- Winter, U., I. Soulié-Märsche & G. O. Kirst, 1996. Effects of salinity on turgor pressure and fertility in *Tolypella* (Characea). Plant, Cell and Environment 19: 869-879.
- Yousef, M. A. M. & H. Schubert, 2001. Assessment of the occurrence of Charophytes in shallow coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, Germany. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 72: 9-16.

Constanze PEHLKE*, Uwe SELIG & Hendrik SCHUBERT

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock
constanze.pehlke@uni-rostock.de

Verbreitung und Ökophysiologie von *Fucus*-Beständen der Mecklenburger Bucht (südliche Ostseeküste)

Distribution and ecophysiology of bladder wrack (*Fucus vesiculosus*) in the Mecklenburg Bight (southern Baltic Sea)

Abstract

The bladder wrack *Fucus vesiculosus*, common all over the Baltic, serves as an indicator species in the ecological classification schemes (EU-Water Framework Directive) of all Baltic Sea countries. Therefore, its distribution became regularly monitored in the last years. At the German Baltic coast, a drastic change in depth distribution of *F. vesiculosus* was observed between 1997 and 2006. Until 1997, *F. vesiculosus* could be found down to 10 m depth in this area, irrespective of the fact that frequency and extent of these occurrences changed. In a survey in 2004 this species could only be found in shallow water (1.5 m depth) in the whole Mecklenburg Bight, although suitable substrate was available in greater depths. In the Kiel Bight maximum depth distribution of *F. vesiculosus* was about 4 m. In order to get a first idea about the reasons for this drastic change, ecophysiological experiments were performed. Acclimation of *F. vesiculosus* to six different salinity levels (4-20 PSU) and five different light intensities ($40\text{-}500 \mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$) were studied in two-factorial laboratory experiments. The results indicated that the photosynthetic efficiency of the bladder wrack is strongly affected by salinity, but not by the irradiance regimes tested in the laboratory approach. In contrast to this, field incubation studies with *Fucus*-individuals at different depths (3, 6 and 9 m) revealed efficient low light acclimation. In the discussion, the effect of other factors like availability of hard substrate, sedimentation and inter-specific competition are evaluated.

Keywords: *Fucus vesiculosus*, Baltic Sea, light acclimation, salinity tolerance, EU water framework directive

1 Einführung und Zielsetzung

Der Blasentang *Fucus vesiculosus* ist in der Ostsee vom Kattegat bis tief in die Beltsee bzw. die Nawa-Bucht hinein ein gewöhnlicher, oft sogar dominierender Bestandteil der Hartsubstratflora (TORN et al. 2006). Mit dieser Verbreitungscharakteristik war er prädestiniert um in den Bewertungsschemen der EU-Wasserrahmen-

richtlinie (EU-WRRL) als Indikatorart Verwendung zu finden (KRAUSE-JENSEN et al. 2005, SCHORIES et al. 2008).

Die Verwendung als Indikator des ökologischen Gewässerzustandes im Sinne der EU-WRRL setzt jedoch voraus, dass eine klare Ursache-Wirkungsbeziehung zwischen anthropogener Umweltbeeinflussung und Veränderung von Verbreitungsgrenzen bzw. -häufigkeiten besteht und nachgewiesen werden kann. Bislang konzentrierten sich hier die Untersuchungen auf den Zusammenhang zwischen anthropogen verursachter Verschlechterung der Lichtverfügbarkeit und Rückgang der Tiefenausbreitung des Blasentanges (z. B. SCHORIES et al. 2006).

Während *Fucus*-Bestände als wesentliches Florenelement der deutschen Ostseeküste bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts beschrieben wurden, findet man heute nur noch selten Einzelpflanzen und wenige Bestände an der deutschen Ostseeküste vor. Insbesondere in der Mecklenburger Bucht ist die Alge gegenwärtig kaum noch anzutreffen; die verbliebenen Bestände sind auf den Flachwasserbereich begrenzt. Die Klärung der Frage inwieweit dieser Befund einen langfristigen Trend widerspiegelt, einen abrupten Umschwung darstellt oder einfach Ausdruck einer starken Variabilität darstellt war eines der Ziele dieser Untersuchung.

Unabhängig davon und von größter Wichtigkeit für die Bewertung der Eignung von *F. vesiculosus* als Indikator muss auch geklärt werden, inwieweit diese Bestandsveränderungen auf anthropogene Einflussnahmen zurückzuführen sind. Vereinfacht wird angenommen, dass die (maximale) Verbreitungstiefe von Makrophyten im direkten Zusammenhang mit der Eindringtiefe des Lichtes steht (KRAUSE-JENSEN et al. 2008). Der Zusammenhang zur anthropogenen Einflussnahme wird dann über die zunehmende Trübung des Wassers infolge von Eutrophierung bzw. Erhöhung der Turbulenz hergestellt. Die Gültigkeit dieses Konzeptes konnte für viele Fälle nachgewiesen werden (KRAUSE-JENSEN et al. 2008), allerdings mehren sich Hinweise darauf, dass es keine Allgemeingültigkeit besitzt. So fanden z. B. SCHORIES et al. (2006, 2008) deutliche Differenzen zwischen der unteren Verbreitungsgrenze des Seegrases *Zostera marina* und des Blasentanges *Fucus vesiculosus* entlang der deutschen Ostseeküste, obwohl beide Arten nach Literaturangaben denselben minimalen Lichtbedarf aufweisen (*Z. marina*: z. B. OLESEN & SAND-JENSEN 1993, SHORT et al. 1995, OLESEN 1996; *F. vesiculosus*: BÄCK & RUSSKANEN 2000, DOMIN et al. 2004). Nun ist natürlich bekannt, dass z. B. die Salinität eine wesentliche Rolle bei der Lichtakklimatisation spielt (SCHUBERT et al. 1993) und dementsprechend gerade in der westlichen Ostsee die Übertragbarkeit der oben angeführten Literaturwerte eingeschränkt ist. Über die Salinitätsabhängigkeit des minimalen Lichtbedarfes von *Fucus vesiculosus* ist jedoch bislang nichts bekannt. Darüber hinaus mehren sich die Befunde, die eine starke Abhängigkeit der Ausbreitung von *Fucus*-Beständen in der Ostsee von interspezifischen Konkurrenzsituationen belegen (z. B. NIELSEN & DAHL 1992; Übersicht in SCHUBERT & SCHORIES 2008).

Eine experimentelle Charakterisierung des minimalen Lichtbedarfes von *Fucus vesiculosus* unter Berücksichtigung der Salinität sowie des Akklimatisationspotenzials wurde daher als notwendig erachtet, um den Gültigkeitsbereich der „Trübungsabhängigkeit“ von Fällen abgrenzen zu können, in denen alternative Limitationszustände das Vorkommen der Art einschränken.

Hierfür erfolgte im Jahr 2006 eine kleinskalige Kartierung der *Fucus vesiculosus*-Bestände in der Mecklenburger Bucht, deren Ergebnisse mit den bekannten historischen Angaben sowie der Substratverfügbarkeit verglichen wurden. Gleichzeitig erfolgten Labor-Inkubationsexperimente (2006) und Freiland-

Verpflanzungsuntersuchungen (2007) zur Licht- und Salzgehaltsabhängigkeit des Akklimatisationszustandes der Alge, welches eine Abschätzung der potenziellen Verbreitungstiefengrenzen erlaubt.

2 Material und Methoden

2.1 Transekt- und Flachwasserkartierung in der Mecklenburger Bucht

An neun Stationen entlang der Küste Mecklenburg-Vorpommerns (Abb. 1) wurde zwischen dem 26.04. und 12.07.2006 eine Makrophytobenthos-Kartierung vorgenommen.

Die Kartierung erfolgte entlang von Tiefen transekten, die senkrecht zur Küstenlinie verliefen. In den Flachwasserbereichen wurde dazu ein Bathyskop vom Schlauchboot aus eingesetzt; in tieferen Abschnitten kamen Taucher zum Einsatz.

Zusätzlich wurden zwischen dem 25.07. und 13.09.2006 fünf Küstenabschnitte von insgesamt 40 km Länge zwischen Rostock-Warnemünde und Lübeck-Travemünde auf vorhandenes Hartsubstrat und Makrophytenbesiedlung im Flachwasser (bis maximal 1,5 m Tiefe) untersucht (Abb. 2). Von diesem Gebiet existieren historische Angaben zum Vorkommen von *Fucus*. Der nicht beprobte Abschnitt zwischen Rostock und Hiddensee weist als Substrat größtenteils Sand auf, so dass eine Beprobung nicht sinnvoll erschien.

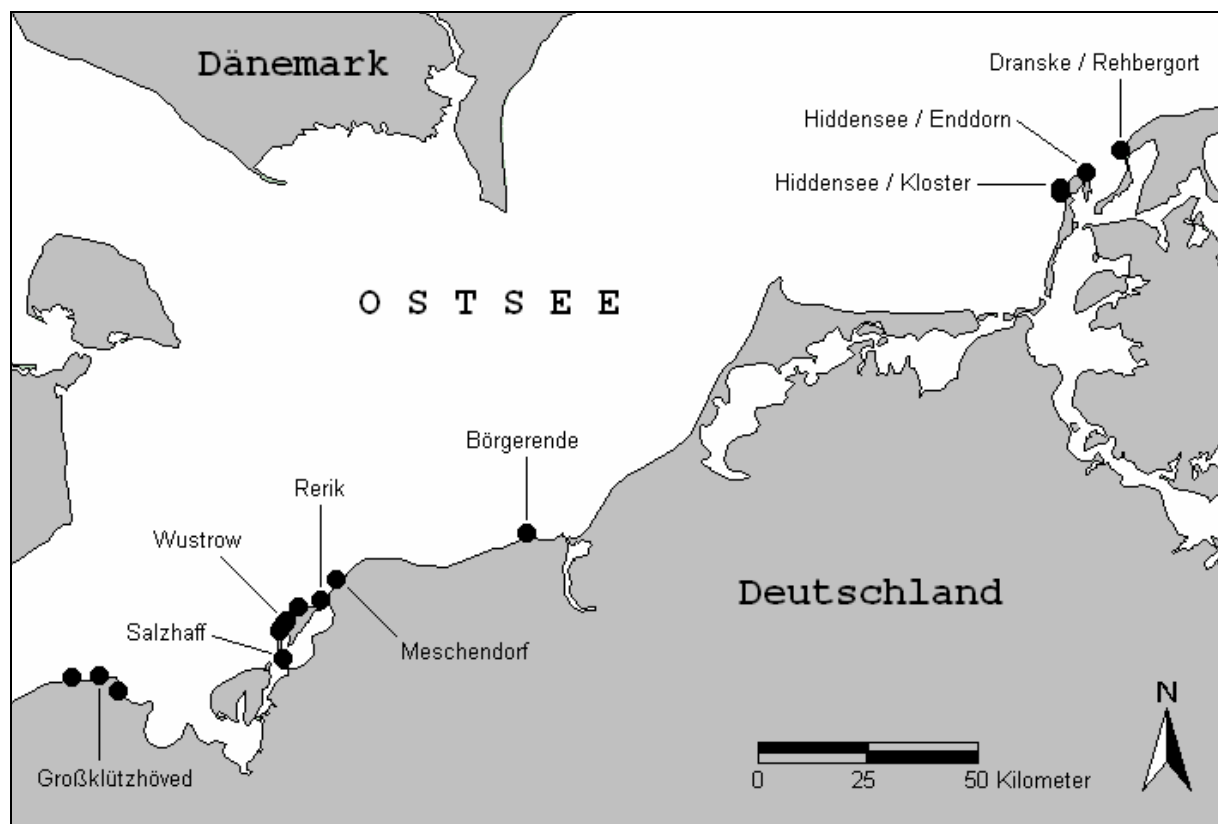


Abb. 1 Im Jahr 2006 untersuchte Standorte an der mecklenburg-vorpommerischen Küste.

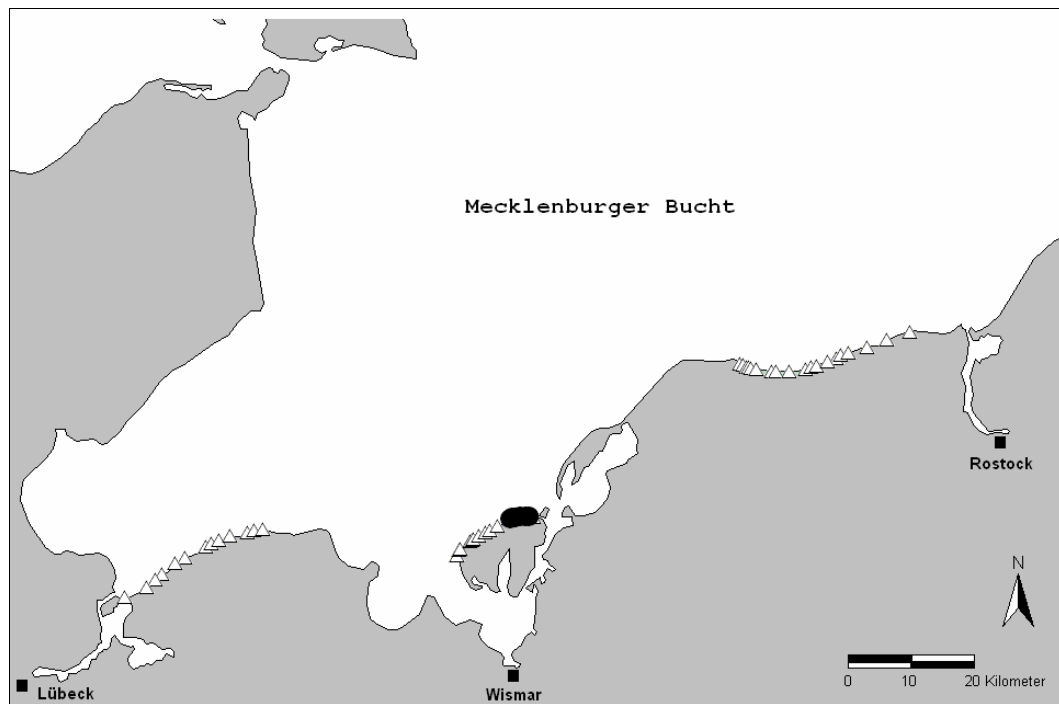


Abb. 2 Flachwasserkartierung: Vorkommen von *Fucus vesiculosus* (schwarze Punkte) an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns zwischen Lübeck und Rostock im Jahr 2006. Die weißen Dreiecke stellen Gebiete mit vorhandenem Hartsubstrat dar.

Während der Kartierung wurde neben der Makrophytenvegetation auch die Substratbeschaffenheit erfasst, wobei letzterer Parameter vor allem Größe und Menge potenziell von Makroalgen besiedelbarer Strukturen behandelte. Die Ansprache der Arten erfolgte direkt im Feld, schwer bestimmbare Arten wurden zu Gruppen zusammengefasst (z. B. „fädige Rotalgen“).

Zu Beginn und zu Ende jedes Abschnitts wurden die geographischen Koordinaten mittels Hand-GPS (Garmin GPS 76; GARMIN International Inc., USA; Genauigkeit ± 15 m) aufgenommen; weitere GPS-Lokalisationen erfolgten bei Änderungen in Substratstruktur oder Makrophytenvorkommen. Die Koordinaten eines aufgenommenen Punktes (Ausnahme: Endpunkt) beziehen sich dementsprechend auf den jeweils folgenden kartierten Abschnitt.

Die gewonnenen Informationen wurden in einem Geographischen Informationssystem (ArcView 3.2 und ArcGIS 9.1, ESRI Geoinformatik GmbH, Deutschland) durch gezielte Abfragen ausgewertet.

2.2 Laborexperimente zur Untersuchung der Salz- und Lichtabhängigkeit

Im August 2006 wurden *Fucus vesiculosus*-Individuen im Salzhaff ($54^{\circ}02'N$, $11^{\circ}32'E$) aus 0,3 m bei einer Salinität von 11 PSU entnommen. Diese Algen wurden in 3 l-Bechergläsern bei $15^{\circ}C$ und einem 12 h Licht : 12 h Dunkelheit-Zyklus gehalten. Für die Experimente kamen fünf Lichtintensitäten von 40, 80, 120, 250 und $500 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ PAR (photosynthetic active radiation) und sechs Salinitäten von 4, 7, 11, 14, 17 und 20 PSU zum Einsatz; die Akklimatisationszeit bis zum Beginn der Messungen betrug vier Wochen.

Nach Ablauf der Akklimatisationszeit wurde die Lichtabhängigkeit der Photosyntheserate mittels einer „Lichtpipette“ (Light Dispenser System, MK2, Illuminova, Schweden) bei den jeweiligen Akklimatisationsbedingungen hinsichtlich Temperatur und Salinität durchgeführt. Zum Einsatz kam ein Thallus-Stück (distales Ende, jedoch keine fertiles Material) mit einem Frischgewicht von ca. 100 mg, das vor Beginn der Messung für 10 Minuten dunkel inkubiert wurde. Danach wurde die Probe schrittweise steigenden Lichtintensitäten ausgesetzt und die Sauerstoff-freisetzungsrates bestimmt. Insgesamt 7 Lichtintensitäten zwischen 5 und 2200 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ erlaubten eine vollständige Charakterisierung sowohl des lichtlimitierten als auch des lichtgesättigten Bereiches der Photosynthese-Licht-Kurve.

Die Ermittlung der maximalen Photosyntheserate P_{max} sowie der Lichtabhängigkeit der Photosynthese bei Lichtlimitation α und des Lichtkompensationspunktes E_c erfolgte über iterative exponentielle Regression der 2-Parameter-Gleichung $P = P_{\text{max}} (1 - e^{\alpha E / P_{\text{max}}}) + R$ von WEBB et al. (1974). P ist dabei die Photosyntheserate bei Bestrahlungsstärke E und R die Respirationsrate. Der Lichtsättigungspunkt E_k wurde wie folgt berechnet: P_{max} / α (TALLING 1957).

Nach den Messungen wurde die Alge zur Entfernung von anhaftendem Wasser kurz zwischen zwei Labortücher gelegt und danach die Frischmasse (mg) bestimmt. Zur Chlorophyll-Extraktion wurden die gewogenen Thallus-Stücke in 6 ml N,N-dimethylformamide (DMF) überführt und bei +8 °C und Dunkelheit für drei Tage inkubiert. Die Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes sowie des Gesamt-Carotenoid-Gehaltes erfolgte nach PORRA et al. (1989).

2.3 Freiland-Verpflanzungsexperimente

Um die im Laborexperiment gewonnenen Erkenntnisse zur Lichttoleranz im Freiland zu verifizieren, wurden im April 2007 *F. vesiculosus*-Individuen vor der Küste der Halbinsel Wustrow (nördliche Begrenzung des Salzhaffs) aus ca. 0,3 m Wassertiefe zusammen mit ihrem Substrat (Steine mit einem Durchmesser zwischen 20 und 40 cm) entnommen und nahe des künstlichen Riffs Nienhagen (54°10'N, 11°58'E) in drei unterschiedliche Tiefen (3, 6 und 9 m) verbracht.

Nach Ablauf von jeweils 1 Monat Akklimatisationszeit wurden Proben entnommen und die Photosyntheseparameter wie unter 2.2. beschrieben bestimmt. Eine Dunkelvorinkubationsperiode von 12 Stunden vor Beginn der Messungen sollte Unabhängigkeit von Probenahmezeitpunkt und Wetterbedingungen gewährleisten.

2.4 Statistische Analysen

Für die Laborexperimente kamen neun Replikate zum Einsatz; bei den Verpflanzungsversuchen drei bis fünf. Die Replikate stammten stets von verschiedenen Individuen; dargestellt sind die Mittelwerte der Messungen, wobei vor Berechnung die Ausreißer ermittelt (Grubbs-Test) und entfernt wurden. Statistische Analysen wurden mittels multivariater Varianzanalyse durchgeführt (SPSS 15.0; SPSS Inc., Chicago, USA). Analytierte Faktoren waren hier Salinität und Lichtintensität. Post hoc-Tests (Tukey HSD) wurden angewandt um signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen zu identifizieren. Werte zwischen $p = 0,05$ und $0,09$ zeigen zwar keinen signifikanten Zusammenhang, wurden jedoch

als Trend interpretiert. 3D-Graphiken wurden durch „surface fitting procedures“ ermittelt (TableCurve 3D, AISN Software, Jandel).

3 Ergebnisse

3.1 Historische Verbreitung im Gebiet

Tab. 1 fasst die vorhandenen Daten zur Tiefenverbreitung von *Fucus vesiculosus* entlang der deutschen Ostseeküste zusammen. Die ersten Nachweise von *F. vesiculosus* an der deutschen Ostseeküste reichen bis in das 19. Jahrhundert zurück. Diese Funde stammen aus der Kieler Bucht (1826 bis 1887), der Mecklenburger Bucht (1821, 1841), Warnemünde (1876, 1887) und Stralsund (1894). Tiefenangaben dazu, sofern überhaupt vorhanden, basieren ausschließlich auf Schätzungen der Dredgetiefe; das Fehlen von Lotungswerten macht eine verlässliche Tiefenzuordnung unmöglich. Die erste umfassende Bearbeitung der Algenflora des Gebietes erfolgte im Jahre 1871 durch MAGNUS (1873); einige Jahre darauf veröffentlichte REINKE (1889) ebenfalls eine Algenflora des Gebietes, in der jedoch auch die bis zu diesem Zeitpunkt erschienenen Einzelveröffentlichungen kritisch betrachtet wurden. In diesem Werk werden vor allem für die Untiefen in der Kieler Bucht (Schönheider Bank, Breitgrund, Neukirchengrund, Sonderburger Mittelgrund, Niendorfer Steinriff), der Mecklenburger Bucht (Walkyriengrund) und der Außenküste Rügens Funde von *F. vesiculosus* bis in eine Tiefe von 10 m geltend gemacht. In späteren Veröffentlichungen (REINKE 1897) ist sogar von Tiefen bis 14 m die Rede; für den Greifswalder Bodden werden für den tiefsten Fund 7 m angegeben (REINKE 1901). Aber auch REINKES Angaben beziehen sich durchweg auf Dredgeproben, zur Methodik der Tiefenbestimmung finden sich keine Angaben.

Bis in die 50er Jahre des 20. Jahrhunderts hinein finden sich nur sehr wenige Aufzeichnungen und Herbarbelege; letztlich beschränken sich die Belege auf die Aufsammlungen von FRAUDE (1906) vor Rügen und LAKOWITZ (1929) bei Travemünde. Erst in den 50er und 60er erfolgten wieder Untersuchungen, die Daten zur Tiefenverbreitung von *F. vesiculosus* lieferten: HOFFMANN (1952) und SCHWENKE (1964) berichteten Verbreitungstiefen von bis zu 10 m in weiten Teilen der Kieler Bucht. BAUCH (1954), OVERBECK (1965) und VON OERTZEN (1968) konnten an der Westküste Hiddensees ebenfalls eine Besiedlung des Hartsubstrates mit *F. vesiculosus* bis in eine Maximaltiefe zwischen 8 und 10 m bestätigen. Ab Mitte der 1990er Jahre führte die Firma MariLim ein jährliches Monitoring an ausgewählten Stationen entlang der gesamten deutschen Ostseeküste durch (MEYER 1997, MEYER & FÜRHAUPTER 1997-2003, FÜRHAUPTER et al. 2004-2005, 2006). Innerhalb dieser Untersuchungen wurden jedoch nur in den Jahren 1995, 1996 und 1998 vereinzelt *Fucus*-Individuen in einem maximalen Tiefenbereich von 8 bis 11 m gesichtet. Einige dieser Angaben basieren auf Videomaterial, so dass Driftalgen nicht von festsitzenden Algen unterschieden werden konnten. Ebenso war es nicht immer möglich die Art - *F. vesiculosus* oder *F. serratus* - genau zu bestimmen (MEYER 1997). In Untersuchungen in den Jahren 2004 bis 2005 schließlich konnte die Art nur noch bis in eine maximale Tiefe von 4 m in der Kieler Bucht (Lippe) bzw. gar nur 1,5 m vor Rügen gefunden werden (SCHORIES et al. 2006).

Tab. 1 Dokumentierte Tiefenverbreitung von *Fucus vesiculosus* an der deutschen Ostseeküste und in angrenzenden Gebieten. + Bestände, keine Einzelpflanzen. **Fucus* sp. (modifiziert nach SCHORIES et al. 2008).

Autor(en)	Publi- kations- jahr	Areal	genauere Lage	Tiefen- grenze [m]	Proben- nahme- Methode
REINKE	1889	Kieler Bucht	Schönheider Bank, Breitgrund, Neukirchengrund, Sonderburger Mittelgrund, Niendorfer Steinriff	>10	Dredge
	1889	Mecklenburger Bucht	Walkyriengrund	>10	Dredge
	1897	Arkonasee	0,5 sm O von Tipperort (Sassnitz)	14	Dredge
	1899	Bucht von Danzig	westlich der Hel-Insel	11	Dredge
	1901	Greifswalder Bodden	Elsagrund	7	Dredge
LAKOWITZ	1929	Kieler Bucht	westliche Ostsee, Kieler Förde	10	Dredge
		Mecklenburger Bucht	keine Angabe	10	Dredge
		Bucht von Danzig	keine Angabe	8	Dredge
HOFFMANN+	1952	Kieler Bucht	Schleimünde	9	Dredge
			Bokniseck; NW-Spitze von Fehmarn	>6; 8	Bathyskop, Taucher
		Mecklenburger Bucht	keine Angabe	9	Dredge
			Rosenfelde = 7,5 sm S von der Südspitze Fehmarns	>6	Bathyskop, Taucher
SARNIGHAUSEN	1955	Kieler Bucht	äußere Kieler Förde	4-10	Dredge
KORNAS et al.	1960	Bucht von Danzig	Rewa (Polen)	6	Taucher
SCHWENKE	1964	Kieler Bucht	Schleimünde, Heiligenhafen, Helts Bank, Breitgrund, Eckernförder Mittelgrund, Flüggesand	10	Dredge, Video
VON OERTZEN	1968	Mecklenburger Bucht	West-Hiddensee (Kloster)	7-8	Taucher
BLACK	1978	Kieler Bucht	Bokniseck	6	Taucher
MEYER et al.	1998	Kieler Bucht	Karlsminde	8	Video
		Mecklenburger Bucht	Nord-Hiddensee	4-6	Video
	1997* / 1998	Arkonasee	Nord- (Dranske, Arkona) und Ost- (Sassnitz) Rügen	8-11	Video
SCHORIES et al.	2006	Kieler Bucht	Holnis, Bokniseck, Waabs, Surendorf, Schilksee, Lippe	2-4	Taucher
		Arkonasee	Glowe, Thiessow	1-1,5	Taucher

3.2 Transekt- und Flachwasserkartierung in der Mecklenburger Bucht

Die Transekt-Kartierungen zwischen April und Juli 2006 ergaben überraschenderweise, dass der im Gebiet als gewöhnlich geltende Blasentang *Fucus vesiculosus* nur noch an den Standorten Wustrow und Salzhaff angetroffen werden konnte. Am Standort Wustrow war innerhalb einer Fläche von ungefähr 450 m², die eine maximale Tiefe von ca. 1,5 m aufwies, das vorhandene Hartsubstrat fast vollständig (etwa 90%) mit *F. vesiculosus* bedeckt. Außerhalb dieses Bereiches konnten meist nur fädige Grün-, Braun- und Rotalgen beobachtet werden. Am Standort Salzhaff war das vorhandene Hartsubstrat, welches hier nur sehr vereinzelt auf einer Fläche von ungefähr 30.000 m² bis zu einer Tiefe von ca. 2 m auftrat, etwa zu 50% mit *F. vesiculosus* bedeckt. Die restliche Fläche des vorhandenen Hartsubstrates war, sofern überhaupt makrophytischer Bewuchs vorhanden war, spärlich mit fädigen Grün- und Rotalgen bedeckt.

Zwischen Juli und September 2006 erfolgte daraufhin eine ausgedehnte Flachwasserkartierung um noch vor Einsetzen evtl. Eisganges zu klären, ob es sich bei den obigen Befunden nur um ein örtlich begrenztes Phänomen handelt oder nicht. Die Kartierung, deren Ergebnisse in Abb. 2 zusammengefasst sind, belegte zunächst das Vorkommen von geeignetem Hartsubstrat entlang der untersuchten Abschnitte der Mecklenburger Bucht. *Fucus*-Bestände im Flachwasser wurden jedoch nur an der Nordseite der Insel Poel bis in eine Maximaltiefe von 1 m angetroffen. 76% des vorhandenen Hartsubstrates wurde durch schnellwüchsige Makroalgen besiedelt, auf 24% des vorhandenen Substrates war keinerlei Makroalgenbewuchs zu beobachten. An vielen Stationen war eine charakteristische Zonierung der Makrophyten zu erkennen. Im flacheren Bereich waren hauptsächlich Grünalgen der Gattungen *Ulva* (früher: *Enteromorpha*) und *Cladophora* zu finden, hieran grenzte eine Zone vorwiegend mit Rotalgen der Gattungen *Ceramium* und *Polysiphonia*.

3.3 Ökophysiologische Untersuchungen im Labor sowie im Freiland

3.3.1 Laborexperimente

Tab. 2 fasst die Ergebnisse der Laborversuche zum Einfluss unterschiedlicher Salinitäts- und Lichtregimes auf die Photosyntheseleistung von *Fucus vesiculosus* zusammen. Ein signifikanter Einfluss auf die Photosyntheseleistung von *F. vesiculosus* war hierbei sowohl hinsichtlich der Wirkung der Einzelfaktoren (Salinität, Lichtintensität) als auch deren Kombination nachweisbar. Das galt allerdings nicht für alle betrachteten Parameter.

Die Lichtaffinität (α) und der Lichtkompensationspunkt (E_c) wurden sowohl durch die Salinität als auch durch die Lichtintensität signifikant beeinflusst. Hierbei weisen α und E_c die höchsten Werte bei mittleren Salinitäten auf (14 PSU); ebenfalls sehr hohe Werte erreichte E_c bei hohen Lichtintensitäten (250 und 500 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Die im Lichtgradienten signifikant unterschiedlichen Ergebnisse von α wiesen jedoch auf keinen eindeutigen Trend hin.

Der Lichtsättigungspunkt (E_k) sowie die maximale Netto-Photosyntheserate (P_{max}) wurden ebenfalls durch die Salinität und durch die Kombination der Faktoren Salinität und Lichtintensität signifikant beeinflusst. E_k zeigte bei 4 und bei 20 PSU die niedrigsten Werte, die höchsten wurden bei mittleren Salinitäten von 11 bis 17 PSU

erreicht (Abb. 3A). P_{\max} wies bei 4 PSU die niedrigsten Werte auf (Abb. 3B); die Ergebnisse der übrigen Salinitätsstufen waren statistisch allerdings nicht zu trennen. Durch den Faktor Lichtintensität wurden die beiden genannten Parameter nicht signifikant beeinflusst.

Tab. 2 Ergebnisse der Multivariaten Varianzanalyse der Laborversuche. Angegeben werden Freiheitsgrade, F- und p-Werte sowie Signifikanzen mit $\alpha = 0,05$ (*) und $\alpha = 0,01$ (**). - = keine Signifikanzen

unabhängiger Faktor	abhängige Variable	Freiheitsgrade	F-Wert	p-Wert	Signifikanz
Salinität	P_{\max}	5	11,803	0,000	**
	α	5	5,643	0,000	**
	$E_k (= P_{\max} / \alpha)$	5	16,440	0,000	**
	E_c	5	50,859	0,000	**
	Chl a-Gehalt	5	12,309	0,000	**
	Carotenoid-Gehalt	5	9,489	0,000	**
Lichtintensität	P_{\max}	4	1,289	0,279	-
	α	4	4,864	0,001	**
	$E_k (= P_{\max} / \alpha)$	4	1,157	0,334	-
	E_c	4	17,928	0,000	**
	Chl a-Gehalt	4	17,734	0,000	**
	Carotenoid-Gehalt	4	10,957	0,000	**
Salinität x Lichtintensität	P_{\max}	20	2,539	0,001	**
	α	20	2,177	0,006	**
	$E_k (= P_{\max} / \alpha)$	20	1,170	0,043	*
	E_c	20	3,621	0,000	**
	Chl a-Gehalt	20	1,190	0,278	-
	Carotenoid-Gehalt	20	1,143	0,319	-

Der Chl a- sowie der Gesamt-Carotenoid-Gehalt wurden unter Laborbedingungen sowohl durch die Salinität als auch durch die Lichtintensität gleichermaßen stark beeinflusst, so dass eine Wechselwirkung dieser beiden Faktoren bei der Variablenausprägung ausgeschlossen werden kann. Der Pigmentgehalt (sowohl Chl a als auch Carotenoide) stieg signifikant mit zunehmender Salinität als auch mit abnehmender Lichtintensität an (Abb. 3C).

3.3.2 Freilanduntersuchungen

Sowohl die Dauer der Akklimatisation als auch die Inkubationstiefe, die hier als Proximatafaktor für die Lichtverfügbarkeit dient hatten einen z. T. signifikanten Einfluss auf die Photosyntheseleistung von *Fucus vesiculosus* im Freiland (Tab. 3) ausgeübt. Gleiches gilt auch für die Kombination beider Faktoren.

Sowohl E_k als auch E_c wurden durch die Akklimatisationsdauer und die Wechselwirkung der Faktoren Akklimatisationsdauer und Inkubationstiefe signifikant beeinflusst. Beide Parameter nahmen hierbei mit zunehmender Akklimatisationsdauer ab (Abb. 3D für E_k). Die Inkubationstiefe dagegen beeinflusste nur E_c in signifikanter Weise.

P_{\max} (Abb. 3E) und α wurden weder durch die Akklimatisationsdauer noch durch die Inkubationstiefe signifikant beeinflusst.

Der Gesamt-Carotenoid-Gehalt wurde durch die Inkubationstiefe, der Chl *a*-Gehalt durch Inkubationstiefe und Akklimatisationsdauer signifikant beeinflusst. Beide Parameter stiegen sowohl mit zunehmender Akklimatisationsdauer als auch mit zunehmender Inkubationstiefe signifikant an (Abb. 3F für Chl *a*). Eine Wechselwirkung der beiden getesteten Faktoren bei der Variablenausprägung konnte statistisch ausgeschlossen werden.

Tab. 3 Ergebnisse der multivariaten Varianzanalyse der Freilanduntersuchungen. Angegeben werden Freiheitsgrade, F- und p-Werte sowie Signifikanzen mit $\alpha = 0,05$ (*) und $\alpha = 0,01$ (**). - = keine Signifikanzen

unabhängiger Faktor	abhängige Variable	Freiheitsgrade	F-Wert	p-Wert	Signifikanz
Akklimatisationsdauer	P_{\max}	3	1,187	0,341	-
	α	3	0,981	0,423	-
	$E_k (= P_{\max} / \alpha)$	3	16,896	0,000	**
	E_c	3	7,727	0,001	**
	Chl <i>a</i> -Gehalt	3	3,889	0,025	*
	Carotenoid-Gehalt	3	2,729	0,073	-
Tiefe (Lichtintensität)	P_{\max}	2	2,799	0,086	-
	α	2	2,843	0,083	-
	$E_k (= P_{\max} / \alpha)$	2	0,248	0,783	-
	E_c	2	3,684	0,044	*
	Chl <i>a</i> -Gehalt	2	5,855	0,010	*
	Carotenoid-Gehalt	2	3,893	0,038	*
Akklimatisationsdauer x Tiefe (Lichtintensität)	P_{\max}	4	0,331	0,854	-
	α	4	0,460	0,764	-
	$E_k (= P_{\max} / \alpha)$	4	10,634	0,000	**
	E_c	4	7,519	0,001	**
	Chl <i>a</i> -Gehalt	4	0,107	0,978	-
	Carotenoid-Gehalt	4	0,056	0,994	-

3.3.3 Vergleich Labor und Freiland

Sowohl im Labor als auch im Freiland wurden die Photosyntheseparameter von *Fucus vesiculosus* durch diverse Faktoren beeinflusst (Tab. 4). In den Laborexperimenten hatten die beiden untersuchten Faktoren Salinität und Lichtintensität sowie auch deren Kombination einen signifikanten Einfluss auf die Variablenausprägung. Ebenso konnte auch in den Freilanduntersuchungen ein signifikanter Einfluss durch die Faktoren Akklimatisationsdauer und Inkubationstiefe (Lichtintensität) nachgewiesen werden. Die Kombination Akklimatisationsdauer x Inkubationstiefe hatte jedoch nur einen signifikanten Einfluss auf Lichtkompensations- und Lichtlimitationspunkt.

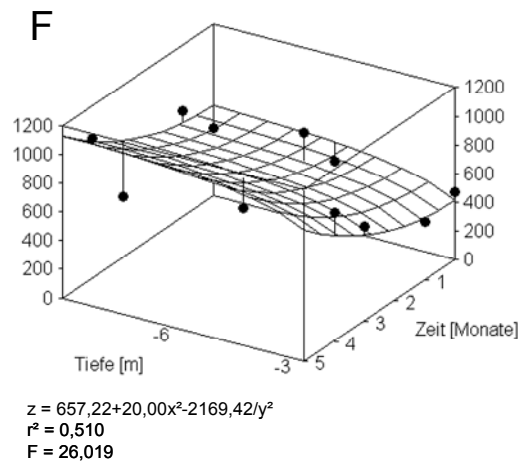
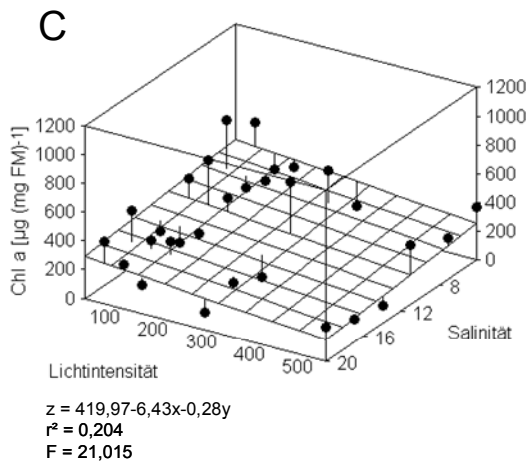
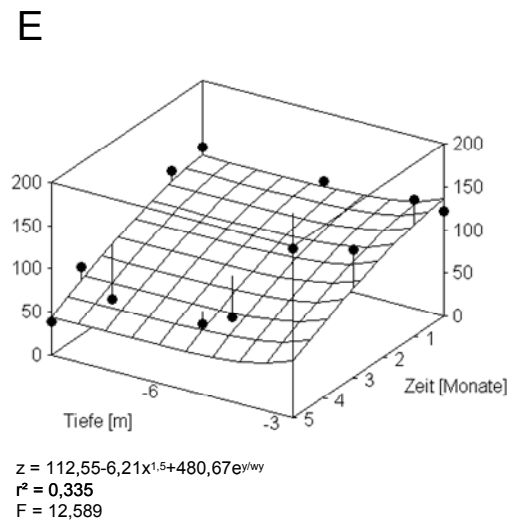
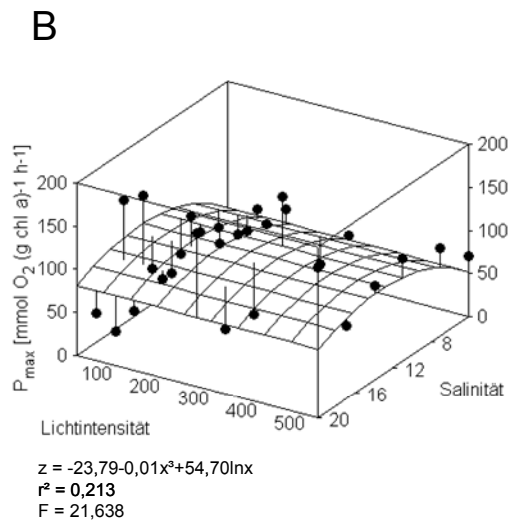
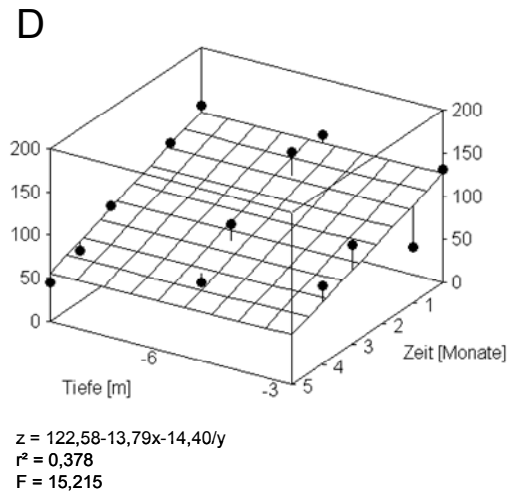
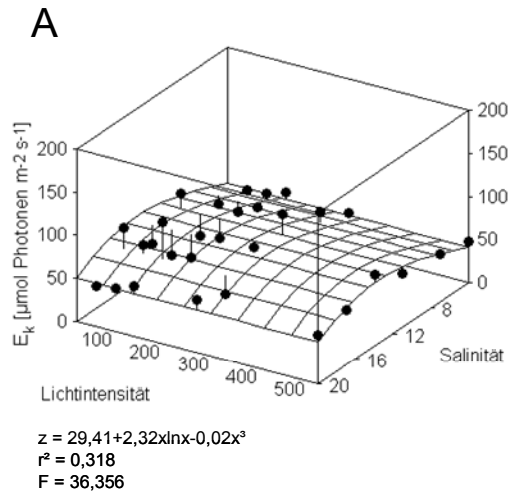


Abb. 3 Lichtsättigungspunkt E_k , maximale Netto-Photosynthese P_{\max} und Chlorophyll a-Gehalt von *Fucus vesiculosus* bei verschiedenen Lichtintensitäten [$\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$] und Salinitäten [PSU] im Labor (A-C; siehe Abschnitt 2.2) sowie bei verschiedenen Tiefen [m] und Akklimationsdauer [Monate] im Freiland (D-F; siehe Abschnitt 2.3).

Tab. 4 Einfluss von Akklimatisationsdauer, Lichtintensität und Salinität auf verschiedene Photosyntheseparameter. x = signifikanter Einfluss mit $\alpha < 0,05$ bzw. 0,01 (siehe Tab. 2, 3); (x) = nicht signifikant, jedoch Trend erkennbar (siehe Kapitel 2.4)

	Laborexperimente			Freilanduntersuchungen		
	Salinität	Lichtintensität	Salinität x Lichtintensität	Akklimatisationsdauer	Inkubationstiefe (Lichtintensität)	Akklimatisationsdauer x Tiefe (Lichtintensität)
P_{max}	x	-	x	-	(x)	-
α	x	x	x	-	(x)	-
E_k	x	-	x	x	-	x
E_c	x	x	x	x	x	x
Chl a-Gehalt	x	x	-	x	x	-
Carotenoid-Gehalt	x	x	-	(x)	x	-

4 Diskussion

Die Zusammenstellung historischer Daten zeigt, dass in Übereinstimmung mit dem von SCHUBERT & SCHORIES 2008 gezeichneten Bild bis kurz vor der Jahrtausendwende keine drastischen, große Areale betreffenden Veränderungen in Abundanz bzw. Tiefenausbreitung von *Fucus vesiculosus* in der westlichen Ostsee zu beobachten waren. In den Jahren 2004 und 2005 wurde dann entlang der gesamten Küste Mecklenburg-Vorpommerns ein dramatischer Rückgang der Tiefenausbreitung der Bestände registriert, der sich - wie aus den hier angeführten Ergebnissen hervorgeht - im Jahr 2006 noch verstärkte. Mehr noch, 2006 fiel die Art selbst in Flachwasserarealen mit geeignetem Hartsubstrat großflächig aus, letztlich konnten im gesamten Gebiet an der Außenküste nur zwei Bestände, einer im Flachwasser vor der Insel Poel, der andere im Bereich des Wustrower Halses, nachgewiesen werden. Dieser drastische Rückgang innerhalb sehr kurzer Zeit in einer Periode deutlich zurückgehender Nährstoffbelastung (BACHOR 2005) verlangt nach einer Erklärung, stellt er doch den Indikatorwert dieser Art laut EU-WRRL zumindest für das hier betroffene Gebiet massiv in Frage.

4.1 Salinität

Eine Möglichkeit zur Erklärung wurde in der Wirkung des Faktors Salinität vermutet. Im Zeitraum 2003 bis 2006 wurden in Mecklenburger Küstengewässern mehrere sehr starke Salinitätsschwankungen sowohl im Tiefen- als auch im Oberflächenwasser verzeichnet. Die hier verzeichneten Amplituden betragen bis zu 12 PSU innerhalb relativ kurzer Zeiträume, die Vertikalgradienten in diesem recht flachen Gebiet betragen bis über 15 PSU (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 2008). Inwieweit die *Fucus vesiculosus*-Bestände der Ostsee hier in der Lage sind sich solchen atypischen Veränderungen des Standortes anzupassen war bislang nicht untersucht worden. Für die Laborversuche wurde daher ein Design gewählt, welches den Einfluss der Salinität auf die Lichtakklimatisationsmöglichkeiten klären sollte. Im untersuchten Salinitätsbereich zwischen 4 und 20 PSU zeigten die im Labor untersuchten Individuen eine signifikante Reaktion sowohl der Photosyntheseparameter als auch der Pigmentation. Mit abnehmender Salinität stieg der

Chlorophyllgehalt bei gleichzeitig sinkender maximaler Photosyntheseleistung an. Eine sinkende Photosyntheseleistung mit abnehmender Salinität bei *F. vesiculosus* wurde ebenfalls durch PLÖTZ (1991) nachgewiesen, und auch zahlreiche weitere Arbeiten weisen im Vergleich miteinander auf solch einen Trend hin (Tab. 5). Der bei den Laborexperimenten sinkende Lichtsättigungspunkt belegt ebenfalls die Vermutung einer Schwachlichtakklimatisation (FALKOWSKI 1980, RICHARDSON et al. 1983). Die Tiefenverbreitung entlang des Salinitätsgradienten in der Ostsee, die sich mit abnehmender Salinität in West-Ost-Richtung (von 24 auf 5 PSU) von durchschnittlich 1,5 m (Kattegat, Dänische Belte, Öresund) auf durchschnittlich 4-5,5 m (Bottnischer Meerbusen) verschiebt (TORN et al. 2006), könnte hier als Beleg für die Freilandübertragbarkeit dieser Befunde herangezogen werden. Maximale Vorkommestiefen einzelner Individuen vor allem in der zentralen und nördlichen Ostsee wurden sogar bis 12 m beobachtet (TORN et al. 2006, KAUTSKY 2007). Diese großen Verbreitungstiefen bei niedrigeren Salinitäten sind jedoch nicht zuletzt auch durch den fehlenden Konkurrenzdruck anderer mehrjähriger Makroalgen bei abnehmenden Salinitäten zu erklären (PEDERSÉN & SNOEIJIS 2001, TORN et al. 2006).

4.2 Lichtverfügbarkeit

Eine „klassische“ Lichtakklimatisation basiert auf einer gleichartigen Veränderung von Lichtsättigungspunkt (E_k) und Lichtangebot, wobei die Veränderung von E_k entweder durch eine Veränderung der maximalen Netto-Photosyntheserate (FALKOWSKI 1980, RICHARDSON et al. 1983), einer Veränderung der Lichtabhängigkeit der Photosynthese bei Lichtlimitation (α) oder einer Kombination aus beidem hervorgerufen wird (HAMMER et al. 2002). In den eigenen Untersuchungen wurde eine derartige Lichtakklimatisation nur in den Freilandexperimenten (Tab. 3, Abb. 3D), nicht jedoch bei den Laboruntersuchungen festgestellt.

Interessanterweise gibt es bereits einen gleichartigen Befund von Untersuchungen an Brackwasserpopulationen einer Grünalgengruppe. So wiesen z. B. STEINMAN et al. (1997) eine deutliche Lichtakklimatisation von Charophyten in Freilanduntersuchungen nach, während in Laborexperimenten dieser Effekt, wie z. B. auch bei SCHWARZ et al. (1999), HAMMER et al. (2002) und KÜSTER et al. (2004) nicht gemessen werden konnte. Inwieweit hier die Unterschiede in der Variabilität des Lichtangebotes zwischen Labor- und Freilandinkubationen eine Rolle spielen verdient sicher eine nähere Untersuchung.

Neben Anpassungen des Photosyntheseapparates spielen morphologische Anpassungen, vor allem Veränderungen im Pigmentgehalt, eine wesentliche Rolle bei der Lichtakklimatisation von Algen. Bei Schwachlicht ist eine Erhöhung des Pigmentgehaltes erforderlich, um die Chance zu vergrößern, dass ein Antennen-Pigmentmolekül von einem Photon getroffen wird (z. B. HARRIS 1978, BJÖRKMAN 1981). Diese Form der morphologischen Anpassung trat auch bei den hier vorgestellten Untersuchungen auf: Der Chl a- sowie der Gesamt-Carotenoid-Gehalt stiegen im abnehmenden Lichtgradienten der Laborexperimente sowie auch der Freilanduntersuchungen signifikant an (Abb. 3C und F, Tab. 2, 3) und erreichten Werte von bis zu 0,5 mg Chl a g FM⁻¹ im Labor bzw. 1,3 mg Chl a g FM⁻¹ im Freiland. Ähnliche Werte für *Fucus vesiculosus* aus der Ostsee wurden auch durch NYGÅRD & EKELUND (2006) und ROHDE et al. (2008) gemessen.

Zahlreiche photophysiologicalische Untersuchungen sind seit den 1960er Jahren an *Fucus vesiculosus* unternommen worden. Dabei wurden sowohl Individuen aus

dem marinen (Atlantik, Nordsee) wie auch aus dem Brackwasser-Bereich (Skagerrak, Kieler Bucht, zentrale Ostsee, Bottnischer Meerbusen) untersucht. Tab. 5 stellt diese Ergebnisse zusammenfassend dar. Angegeben sind der Lichtkompensationspunkt E_c , der Photosynthese-Lichtsättigungspunkt E_k sowie die maximale Nettophotosynthese P_{max} .

Tab. 5 Photosyntheseparameter von *F. vesiculosus* aus verschiedenen Habitaten (sortiert nach abnehmender Salinität). - keine Angaben, * aus Originalwerten auf gleiche Einheiten umgerechnet (Trockenmasse = 20-25% der Frischmasse nach MOSS 1950, HAAHTELA 1981)

Autor(en)	Milieu (Gebiet)	Salinität [PSU]	Material (Inkubationszeit)	E_c [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	E_k [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	P_{max} [$\text{mg O}_2 \text{ g TM}^{-1} \text{ h}^{-1}$]
KANWISHER 1966	marin (Atlantik)	-	Freilandmaterial	-	540 *	-
NYGÅRD & EKELUND 2006	marin (Nordsee)	35	Freilandmaterial (1 Woche Inkubation)	-	-	4,7-5,9 *
JOHANSSON & SNOEIJIS 2002	brackig (Skagerrak)	25	Freilandmaterial (aus Maximaltiefe 0,5 m)	60	317	7,2 *
KING & SCHRAMM 1976	brackig (Kieler Bucht)	15	Freilandmaterial (< 6 Tage Inkubation)	17,5	-	1,2-9,3
DÄBLER 1992	brackig (Kieler Bucht)	14-16	Freilandmaterial	-	-	3,3-3,6
ROHDE et al. 2008	brackig (Kieler Bucht)	-	Freilandmaterial (2 Monate Inkubation)	-	135 \pm 20,7	-
JOHANSSON & SNOEIJIS 2002	brackig (zentrale Ostsee)	6,5	Freilandmaterial (aus Maximaltiefe 2,5 m)	34	195	6,2 *
NYGÅRD & EKELUND 2006	brackig (Bottnischer Meerbusen)	5	Freilandmaterial (1 Woche Inkubation)	-	-	1,8-2,3 *

Die Analyse der Literatur belegte, dass die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen weitgehend denen anderer Studien entsprachen.

Der Lichtkompensationspunkt E_c lag gemittelt mit $22,4 (\pm 11,5) \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ aus den Laborexperimenten und $21,5 (\pm 12,0) \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ aus den Freilanduntersuchungen im Bereich dessen, was für *Fucus vesiculosus* aus der Kieler Bucht ($17,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; KING & SCHRAMM 1976) und von der schwedischen Ostküste ($34 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; JOHANSSON & SNOEIJIS 2002) berichtet wurde.

Der Lichtsättigungspunkt der Photosynthese E_k wies mit durchschnittlich $117,3 \pm 18,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ zu Beginn der Freilanduntersuchungen einen ähnlichen Wert auf, wie der für die Kieler Bucht von ROHDE et al. (2008) bestimmte. Er lag jedoch deutlich unter den für die zentrale Ostsee als auch für den Skagerrak von JOHANSSON & SNOEIJIS (2002; 195 und $317 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) ermittelten Wert und ebenfalls unter den von KANWISHER (1966; $540 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) für den Atlantik bestimmten Wert. Wobei zu berücksichtigen ist, dass *F. vesiculosus* außerhalb der Ostsee nur im Gezeitenbereich wächst und völlig anderen abiotischen und biotischen Faktoren

ausgesetzt ist als im Sublitoral der Ostsee. Auch ist im Vergleich der in Tab. 5 aufgezeigten Arbeiten untereinander eine allgemeine Abnahme des E_k mit abnehmender Salinität vom Atlantik zur Ostsee hin zu verzeichnen, die mit den Ergebnissen aus den eigenen Laborexperimenten übereinstimmt.

Die maximale Netto-Photosyntheseleistung der untersuchten Individuen lag ebenfalls größtenteils in dem Bereich der bei anderen Untersuchungen bestimmt wurde. Die Algen produzierten in den Laborexperimenten zwischen 3,0 und 3,75 mg O₂ TM⁻¹ h⁻¹ sowie, zu Ende der Freilanduntersuchungen, zwischen 4,6 und 9,0 mg O₂ TM⁻¹ h⁻¹; Werte, die mit den Angaben von KING & SCHRAMM (1976), DÄBLER (1992), JOHANSSON & SNOEIJIS (2002) und NYGÅRD & EKELUND (2006) übereinstimmen.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den in Tab. 5 aufgeführten Studien und den hier vorgestellten Ergebnissen sind jedoch zum einen die vergleichsweise hohe maximale Netto-Photosynthese zu Beginn der Freilanduntersuchungen, und zum anderen die niedrigen bzw. im Versuchsverlauf deutlich abnehmenden Werte des Lichtsättigungspunktes E_k bei den Tiefeninkubationen. Die hier bei Versuchsende erreichten $45 \pm 1,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ liegen deutlich niedriger als alle bislang publizierten Werte.

Auf der einen Seite belegen die hier ermittelten Werte klar die Fähigkeit zur Schwachlichtanpassung unter Freilandbedingungen, andererseits ist die starke Herabsetzung von P_{max} , die letztlich die Ursache für die Reduktion von E_k ist, mit einem starken Verlust an photosynthetischer Leistungsfähigkeit verbunden. Inwieweit hier eine Überkompensation vorliegt werden weitere Untersuchungen zeigen.

4.3 Hartsubstratverfügbarkeit

Von den vermuteten alternativen Ursachen für den Rückgang der Bestände konnte auch die Hartsubstratverfügbarkeit ausgeschlossen werden. KAREZ & SCHORIES (2005) diskutierten noch die Auswirkungen des durch die früher übliche Steinfischerei verursachten Hartsubstratmangels als möglichen Auslöser eines Makrophytenrückganges. Durch die Steinfischerei wurden im Zeitraum zwischen 1850 und 1970 mindestens 3,5 Mio. t Hartsubstrat entnommen (KAREZ & SCHORIES 2005) - zweifellos eine bedeutsame Reduktion der zur Verfügung stehenden Siedlungsfläche. Die im Zuge der Untersuchungen festgestellte Diskrepanz zwischen Substratverfügbarkeit und Substratbesiedelung mit *Fucus vesiculosus* macht jedoch deutlich, dass dieser Faktor als Ursache für den großflächigen Ausfall der Art keine Rolle spielt.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie belegen damit, dass weder Salinität, Licht oder Substrat als alleinige Faktoren die Tiefenverbreitung von *Fucus vesiculosus* an der deutschen Ostseeküste ausreichend erklären. Aus diesem Grund müssen neben bereits diskutierten Größen weitere Faktoren - die entweder alleine oder in Kombination wirken - für den Rückgang der *Fucus*-Bestände in Betracht gezogen werden.

4.4 Sedimentationsprozesse und Raumkonkurrenz

Innerhalb der Freilanduntersuchungen waren abiotische Faktoren wie die Sedimentation gerade in 3 m Tiefe von großer Bedeutung. Vor allem in den Monaten

Mai und Juni waren die Pflanzen durch Sand und Driftalgen so stark bedeckt, dass das Auffinden kaum, teilweise auch gar nicht möglich war. Dieser Zustand war jedoch nie von Dauer, so dass die Pflanzen in dieser Tiefenstufe über den Gesamtzeitraum gesehen genügend Licht zur Verfügung hatten; sowohl Photosynthese als auch Wachstum waren nachweisbar. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Ablagerung von Driftalgen und Sediment auch den Ansiedlungserfolg von Keimlingen negativ beeinflusst. Zum einen wird der Raum zur Neuansiedlung begrenzt - letztlich ist nur die Hartsubstratoberfläche selbst geeignet, dem Keimling einen ausreichend stabilen Halt zu geben. Zum anderen haben Sedimenttyp sowie Sedimentchemie für sich selbst bereits Einfluss auf die Überlebensrate von bereits am Hartsubstrat angehafteten Zygoten (CHAPMAN & FLETCHER 2002).

Opportunistische Makroalgen können nicht nur als Epiphyten negativ auf *Fucus*-Bestände einwirken, sondern sind - wie auch die Miesmuschel *Mytilus edulis* - Raumkonkurrenten hinsichtlich des verfügbaren Hartsubstrates (BERGER et al. 2001, 2003, BERGSTRÖM et al. 2003, ERIKSSON & JOHANSSON 2003, ISÆUS et al. 2004). Wenn das vorhandene Substrat bereits durch schnellwüchsige Algen und Muscheln besiedelt ist, ist eine Ansiedelung der Zygoten von *Fucus vesiculosus* erschwert oder gar nicht mehr möglich.

4.5 Einfluss von Grazing

Aufgrund starken Grazings durch Isopoden der Gattung *Idotea* konnten im September 2007 nur noch Proben aus 9 m Tiefe entnommen werden, da die Versuchspflanzen in 6 m Tiefe bis auf die Mittelrippe abgefressen worden waren. Dieses Phänomen wurde z. B. auch in Finnland beobachtet: Dort gab es einen signifikanten Anstieg der *Idotea*-Population von weniger als 5 Individuen pro 100 g Trockenmasse *Fucus* im Jahr 1922 auf 504 (± 70) Individuen pro 100 g Trockenmasse *Fucus* im Jahr 1979 (HAAHELA 1981). *Idotea* ist in der Lage unter Sommerbedingungen bis zu maximal 30 mg Frischmasse *Fucus* pro Individuum und Tag zu fressen (KORHEINA 1981). Dies erklärt, dass die wenigen ausgesetzten Pflanzen innerhalb einer relativ kurzen Zeit „vernichtet“ wurden.

4.6 Reproduktion

Ein weiterer wichtiger Faktor für die Wiederbesiedlung ist die Gametenbildung bzw. -abgabe. Nur bei geringen Wasserbewegungen von $0,03 - 0,2 \text{ m s}^{-1}$ kommt es bei *F. vesiculosus* zur Gametenabgabe (SERRÃO et al. 1999; BERGER et al. 2003). Zusätzlich zeigen die Gameten nur eine geringe Lebensdauer von maximal zwei Stunden (SERRÃO et al. 1999) und einen maximalen Verbreitungsradius zwischen 2 m (SERRÃO et al. 1997) und 10 m (ERIKSSON & JOHANSSON 2003). Auch haben nach TORN et al. (2006) hohe Nährstoffkonzentrationen eine inhibitorische Wirkung auf die Sporenbesiedlung und deren Erstentwicklung. Zudem können Kontaminationen des Gewässers die Reproduktion beeinflussen. Schon kleinste Mengen ($2 \mu\text{g l}^{-1}$) organischer Verbindungen wie z. B. Erdöl können, wie STEELE (1977) und STEELE & HANISAK (1978) in Laborversuchen aufzeigten, sowohl die Abgabe der Gameten in das umgebende Wasser, als auch den Findungsprozess der Gameten erheblich behindern. Eine Kohlenwasserstoffkonzentration von $> 1 \mu\text{g l}^{-1}$ wird in der Ostsee als normal angesehen (RUDLING 1976). Es wurden jedoch bereits um vielfaches höhere

Werte gemessen (TERVO 1978, 1980). Daher kann ein schädigender Effekt auf die Reproduktion nicht ausgeschlossen werden. Adulte Pflanzen dagegen sind aufgrund ihrer äußeren Schleimschicht, die wahrscheinlich die Adhäsion des Öls verhindert, widerstandsfähiger gegen hohe Ölkonzentrationen (STEBBINGS 1970). Erstaunlich ist aber die Tatsache, dass momentan gerade in Hafenbecken und an Molen *Fucus*-Individuen gefunden werden und man sich fragen muss, wie es hier trotz hoher Ölbelastungen zu einer erfolgreichen Ansiedlung kommen kann.

Die Kombination der genannten limitierenden Kriterien könnten Ursachen der geringen Ausbreitungen von *F. vesiculosus* sein und sollte deshalb in weiteren Untersuchungen genauer betrachtet werden.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des durch das BMBF geförderte Forschungsvorhaben „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) durchgeführt. Die umfangreichen Felduntersuchungen und zahlreichen Messungen im Labor waren nur durch die Unterstützung von Ronny Marquardt und Christian Porsche sowie zahlreichen Forschungstauchern der Universität Rostock möglich.

Literatur

- Bachor, A., 2005. Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – eine Belastungsanalyse. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 17-32.
- Bäck, S. & A. Ruuskanen, 2000. Distribution and maximum growth depth of *Fucus vesiculosus* along the Gulf of Finland. Marine Biology 136: 303-307.
- Bauch, R., 1954. Biologisch-ökologische Studien an der Gattung *Fucus*. 1. Populationsdynamik der *Fucus*-Formen von Hiddensee. (Aus der Biologischen Forschungsanstalt Hiddensee der Universität Greifswald). 24 pp.
- Berger, R., T. Malm & L. Kautsky, 2001. Two reproductive strategies in Baltic *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae). European Journal of Phycology 36: 265-273.
- Berger, R., E. Henriksson, L. Kautsky & T. Malm, 2003. Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. Aquatic Ecology 37: 1-11.
- Bergström, L., R. Berger & L. Kautsky, 2003. Negative direct effects of nutrient enrichment on the establishment of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. European Journal of Phycology 38: 41-46.
- Björkman, O., 1981. Responses to different quantum flux densities. In Lange, O. L., P. S. Nobel, C. B. Osmond & H. Ziegler (eds) Encyclopedia of Plant Physiology, New Series 12A: 57-107
- Black, H. J., 1978. Vegetationsdynamische Untersuchungen an epilithischen Algengemeinschaften im Sublitoral der westlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der produktionsbiologischen Bestandsabschätzungen. Report Sonderforschungsbereich 95: Wechselwirkungen Meer-Meeressboden 44: 1-144.
- Chapman, A. S. & R. L. Fletcher, 2002. Differential effects of sediments on survival and growth of *Fucus serratus* embryos (Fucales, Phaeophyceae). Journal of Phycology 38: 894-903.
- Daßler, M., 1992. Vergleichende Untersuchungen zur Photosyntheseleistung und Nährstoffaufnahme bestandsbildender Makroalgen der westlichen Ostsee unter *in situ*-Bedingungen. Diplomarbeit Christian-Albrechts-Universität Kiel. 41 pp.
- Domin, A., H. Schubert, J. C. Krause & U. Schiewer, 2004. Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern Baltic Sea. Hydrobiologia 514: 29-39.
- Eriksson, B. K. & G. Johansson, 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. European Journal of Phycology 38: 217-222.
- Falkowski, P. G., 1980. Light-shade adaptation in marine phytoplankton. In Falkowski, P. G. (ed) Primary production in the sea. Plenum Press, New York, 99-119

- Fraude, H., 1906. Grund- und Plankton-Algen der Ostsee. Greifswald. 125 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. 3. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. 141 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken & T. Meyer, 2004-2005. Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. 1. und 2. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. MariLim, Abschlussberichte für das LUNG-MV, Güstrow.
- Gewässergütebericht, 2008. Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 2003/2004/2005/2006: Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (ed). 204 pp.
- Haahtela, I., 1981. Probable reasons for the decline of the bladder wrack *Fucus vesiculosus* L. in SW Finland. Reports from the Department of Biology, University of Turku 2: 18-21.
- Hammer, A., R. Schumann & H. Schubert, 2002. Light and temperature acclimation of *Rhodomonas salina* (Cryptophyceae): photosynthetic performance. Aquatic Microbiol Ecology 29: 287-296.
- Hoffmann, C., 1952. Über das Vorkommen und die Menge industriell verwertbarer Algen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Kieler Meeresforschungen 9: 5-14.
- Isæus, M., T. Malm, S. Persson & A. Svensson, 2004. Effects of filamentous algae and sediment on recruitment and survival of *Fucus serratus* (Phaeophyceae) juveniles in the eutrophic Baltic Sea. European Journal of Phycology 39: 301-307.
- Johansson, G. & P. Snoeijis, 2002. Macroalgal photosynthetic responses to light in relation to thallus morphology and depth zonation. Marine Ecology Progress Series 244: 63-72.
- Kanwisher, J. W., 1966. Photosynthesis and respiration in some seaweeds. Some Contemporary Studies in Marine Sciences 1601: 407-420.
- Karez, R. & D. Schories, 2005. Stone extraction and its importance for the re-establishment of *Fucus vesiculosus* along its historical reported depths. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 95-107.
- Kautsky, H., 2007. Recovery of the Baltic Sea phytobenthic system - indications of long term change of environmental conditions. 6th Baltic Sea Science Congress, Rostock, Germany.
- King, R. J. & W. Schramm, 1976. Determination of photosynthetic rates for the marine algae *Fucus vesiculosus* and *Laminaria digitata*. Marine Biology 37: 209-213.
- Korheina, A. K., 1981. Environments and co-existence of *Idotea* species in the southern Baltic. Dissertation, Universität Lund, 101 pp.
- Kornas, J., E. Pancer & B. Brzyski, 1960. Studies of sea-bottom vegetation in the Bay of Gdansk of Rewa. Fragmenta Floristica et Geobotanica 6: 1-91.
- Krause-Jensen, D., T. M. Greve & K. Nielsen, 2005. Eelgrass as a bioindicator under the Water Framework Directive. Water Resources Management 19: 63-75.
- Krause-Jensen, D., S. Sagert, H. Schubert & C. Boström, 2008. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. Ecological Indicators 8: 515-529.
- Küster, A., R. Schaible & H. Schubert, 2004. Light acclimation of photosynthesis in three charophyte species. Aquatic Botany 79: 111-124.
- Lakowitz, K., 1929. Die Algenflora der gesamten Ostsee (ausschl. Diatomeen). Danzig. Herausgegeben vom West-preußischen Botanisch-Zoologischen Verein mit Unterstützung der Notgemeinschaft der Deutschen Wissenschaft. 474 pp.
- Magnus, P., 1873. Bericht an das Königliche Preussische Ministerium für die landwirtschaftlichen Angelegenheiten von der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel. Berlin.
- Meyer, T., 1997. Der Makrophytenbestand der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. Report 10204259 im Auftrag des Umweltbundesamtes und des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. 84 pp.
- Meyer, T. & K. Fürhaupter, 1997-2003. Bestandsaufnahme und Monitoring benthischer Lebensgemeinschaften des Sublitorals vor der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns. Teilvorhaben: Monitoring Makrophytobenthos. MariLim, Abschlussberichte für das LUNG-MV, Güstrow.

- Moss, B. L., 1950. Studies in the genus *Fucus*. II. The anatomical structure and chemical composition of receptacles of *Fucus vesiculosus* from three contrasting habitats. *Annals of Botany* 14: 395-410.
- Nielsen, R. & K. Dahl, 1992. Marine algae south of the island Verjo, the Samsø area, Denmark. *Acta Phytogeographica Suecica* 78: 111-116.
- Nygård, C. A. & N. G. A. Ekelund, 2006. Photosynthesis and UV-B tolerance of the marine alga *Fucus vesiculosus* at different sea water salinities. *Journal of Applied Phycology* 18: 461-467.
- Oertzen von, J. A., 1968. Untersuchungen über die Besiedlung der *Fucus*-vegetation der Gewässer um Hiddensee. *Z. Fischerei NF* 16: 253-277.
- Olesen, B., 1996. Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *Marine Ecology Progress Series* 134: 187-194.
- Olesen, B. & K. Sand-Jensen, 1993. Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. *Marine Ecology Progress Series* 94: 91-99.
- Overbeck, J., 1965. Die Meeresalgen und ihre Gesellschaften an den Küsten der Insel Hiddensee (Ostsee). *Botanica Marina* 8: 218-233.
- Pedersén, M. & P. Snoeijs, 2001. Patterns of macroalgal diversity, community composition and long-term changes along the Swedish west coast. *Hydrobiologia* 459: 83-102.
- Plötz, J., 1991. Effects of salinity and toxic heavy metals on oxygen release by *Fucus vesiculosus* L. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 21 (Supplement): 283-290.
- Porra, R. J., W. A. Thompson & P. E. Kriedemann, 1989. Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls a and b extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. *Biochimica et Biophysica Acta* 975: 384-394.
- Reinke, J., 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. Schmidt & Klaunig, Kiel. 101 pp.
- Reinke, J., 1897. Untersuchungen über den Pflanzenwuchs in der östlichen Ostsee. I. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Kiel) NF II: 98-101.
- Reinke, J., 1899. Untersuchungen über den Pflanzenwuchs in der östlichen Ostsee. III. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Kiel) NF 4: 208-212.
- Reinke, J., 1901. Untersuchungen über den Pflanzenbewuchs in der östlichen Ostsee. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen Preußen. 5, 1-6.
- Richardson, K., J. Beardall & J. A. Raven, 1983. Adaptation of uni-cellular algae to irradiance: an analysis of strategies. *New Phytologist* 93: 157-191
- Rohde, S., C. Hiebenthal, M. Wahl, R. Karez & K. Bischof, 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *European Journal of Phycology* 43: 143-150.
- Rudling, L., 1976. Oil pollution in the Baltic Sea: A chemical analytical search for monitoring methods National Swedish Environment Protection Board. SNV-PM 783. Stockholm, 80 pp.
- Sarnighausen, G., 1955. Die Besiedlung der *Fucus*-Zone der Kieler Bucht und westlichen Ostsee. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 247 pp.
- Schories, D., C. Pehlke & U. Selig, 2008. Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. *Ecological Indicators*, doi 10.1016/j.ecolind.2008.08.010.
- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil A: Äußere Küstengewässer. Forschungsbericht. 187 pp.
- Schubert, H., S. Fulda & M. Hagemann, 1993. Effects of adaptation to different salt concentrations on photosynthesis and pigmentation of the cyanobacterium *Synechocystis* sp. PCC 6803. *Journal of Plant Physiology* 142: 291-295.
- Schubert, H. & D. Schories, 2008. Chapter 17: Macrophytobenthos. In Feistel, R., G. Nausch & N. Wasmund (eds) *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005. A detailed 50-Year survey of meteorology and climate, physics, chemistry, biology, and marine environment*. John Wiley & Sons. Inc.
- Schwarz, A. M., I. Hawes & C. Howard-Williams, 1999. Mechanisms underlying the decline and recovery of a characean community in fluctuating light in a large oligotrophic lake. *Australian Journal of Botany* 47: 325-336.

- Schwenke, H., 1964. Vegetation und Vegetationsbedingungen in der westlichen Ostsee (Kieler Bucht). *Kieler Meeresforschungen* 20: 157-168.
- Short, F. T., D. M. Burdick & J. E. Kaldy, 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *Limnology and Oceanography* 40: 740-749.
- Serrão, E. A., S. H. Brawley, J. Hedman, L. Kautsky & G. Samuelsson, 1999. Reproductive success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *Journal of Phycology* 35: 244-269.
- Serrão, E. A., L. Kautsky & S. H. Brawley, 1997. Distributional success of the marine seaweed *Fucus vesiculosus* L. in the brackish Baltic Sea correlates with osmotic capabilities of Baltic gametes. *Oecologia* 107: 1-12.
- Stebbing, N. E., 1970. Recovery of salt marsh in Brittany 16 months after heavy pollution by oil. *Environmental Pollution* 1: 163-167.
- Steele, R. L., 1977. Effects of certain petroleum products on reproduction and growth of zygotes and juvenile stages of the alga *Fucus edentatus* de la Pyl (Phaeophyceae: Fucales). In Hess, W. N. (ed) Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms; Seattle, WA (USA); 10 Nov 1976.
- Steele, R. L. & M. D. Hanisak, 1978. Sensitivity of some brown algal reproductive stages to oil pollution. In Jensen, A. & J. R. Stein (eds) 9. Int. Seaweed Symposium; Santa Barbara, CA, USA; 20 Aug 1977
- Steinman, A. D., R. H. Meeker, A. J. Rodusky, W. P. Davis & S.-J. Wang, 1997. Ecological properties of charophytes in a large subtropical lake. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 781-793.
- Talling, J. F., 1957. The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. *New Phytologist* 56: 133-149.
- Tervo, V., 1978. Some preliminary results of the determination of oil by fluorescence spectroscopy in the Gulf of Bothnia and the Gulf of Finland. *Finnish Marine Research* 244: 215-218.
- Tervo, V., 1980. Petroleum hydrocarbon concentrations in the Baltic Sea water in 1978-1979 by fluorescence spectroscopy. In 12th Conference of Baltic Oceanography. Leningrad 14-17 Apr 1980. 8 pp. (Mimeograph)
- Torn, K., D. Krause-Jensen & G. Martin, 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany* 84: 53-62.
- Webb, W. L., M. Newton & D. Starr, 1974. Carbon Dioxide Exchange of *Alnus rubra*. A Mathematical Model. *Oecologia* 17: 281-291.

Uwe SELIG*, Constanze PEHLKE & Hendrik SCHUBERT

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock
uwe.selig@uni-rostock.de

Phytal-Diversität als Indikator des ökologischen Zustandes der deutschen Ostsee-Küstengewässer

Phytal diversity as an indicator of the ecological state of German coastal water bodies of the Baltic Sea

Abstract

Species composition and abundance of macroalgae are classification components for coastal water bodies according to the European Water Framework Directive. The German classification approach integrated the presence and biomass of reference species and opportunistic algae. Along the salinity gradient on the German Baltic coast the distribution and biomass of macroalgae show a natural variation. Literature compilation of ecophysiological data of photosynthetic capacity do not really show a difference between reference and opportunistic species but between different morphological types.

The analysis of monitoring data 2006 shows a higher abundance of reference species in the western part of the German coast with higher salinity (Kiel Bight). In the Mecklenburg Bight and Arkona Sea only 1 and 2 reference species were determined, respectively. In the Mecklenburg Bight the biomass of the opportunistic macroalgae dominated those of the reference species.

The application of reference species and opportunistic algae as well as their biomass distribution show a different classification of the ecological status. The composition and abundance of the phytal are important parameters of ecological classification, but the knowledge about the natural variability and anthropogenic effects is insufficient. Therefore, the classification of composition and abundance of the phytal are not a robust parameter in the classification approach of coastal waters on the German Baltic Sea.

Keywords: macroalgae, coastal water, Baltic Sea, light and salinity tolerance

1 Einführung und Zielsetzung

Die Einteilung von Organismen in „Lebensformtypen“ ist eine gebräuchliche Methode, um vor allem Pflanzen unabhängig von ihrer taxonomischen Stellung hinsichtlich ihrer ökologischen Funktion bzw. ihrer Spezialisierung einzuteilen. STENECK & DETHIER (1994) schlagen für die Algen eine Einteilung in sieben „funktionelle Gruppen“ vor, wobei sowohl Merkmale, die den Lebenszyklus betreffen (annuell/

perennierend) als auch morphologische und physiologische Merkmale Einteilungskriterien darstellen. Algenarten, die ein sehr hohes Wachstumspotenzial verbunden mit kurzer Generationszeit und hohem Besiedlungsdruck aufweisen, werden hier als opportunistische Algen bezeichnet. Bei guter Nährstoffversorgung sind diese Arten in der Lage aufgrund ihrer schnellen Reproduktion andere Arten zu verdrängen bzw. deren Aufkommen mittels Raumkonkurrenz zu verhindern. Unter nährstofflimitierten Bedingungen dagegen können sie diese speziellen Fähigkeiten nicht voll entfalten. Hier sind Faktoren wie Fraßresistenz und hohe Nährstoffaffinität bzw. auch die Fähigkeit zur Nährstoffspeicherung konkurrenzentscheidende Faktoren – energetisch aufwendige Prozesse, die mit hohen Reproduktionsraten nicht vereinbar sind. Damit ergibt sich eine Möglichkeit, die relativen Abundanzverhältnisse von opportunistischen zu den übrigen Algen als Indikator für den Ökosystemzustand zu nutzen (ORFANIDIS et al. 2003)

Dieser Ansatz ist insofern interessant, als er eine Nährstoffbelastung gleich in zweierlei Hinsicht berücksichtigt. Zum einen über die Realisierung des Wachstumspotenzials der Opportunisten; zum anderen aber auch über die bereits in PORSCHE et al. 2008 diskutierte Verringerung der Lichteindringtiefe infolge verstärkten Phytoplanktonwachstums. Durch diese Sichttiefenverringerung grenzt sich der zur Verfügung stehende Raum ein, was eine zusätzliche Verschärfung der Raumkonkurrenz zur Folge hat. Dieser Effekt wird durch FÜRHAUPTER et al. (2006) am Beispiel der Rotalge *Furcellaria lumbricalis* anhand von historischen Angaben diskutiert. Dabei wird auf Angaben von REINKE (1889), HOFFMANN (1952) und SCHWENKE (1969) verwiesen, die diese Art in einem Verbreitungsspektrum von 3 bis 25 m und einen Abundanzschwerpunkt zwischen 5 und 10 m Tiefe angeben. Diese historischen Angaben und die Annahme, dass in Folge der Eutrophierung mehr opportunistische Algen auftreten führten dazu, dass das Arteninventar sowie dessen Biomassezusammensetzung in die Bewertung des ökologischen Zustandes der Küstengewässer integriert wurden. SCHORIES et al. (2006) schlugen das Verhältnis von annualen zu perennierenden Arten sowie die relative Abundanz von Referenzarten als Bewertungsfaktoren in Ergänzung zum Basisparameter „Tiefenausbreitung“ vor. FÜRHAUPTER et al. (2006) erweiterten diesen Ansatz qualitativ, indem sie neben dem relativen Abundanzverhältnis der Referenzarten ganz spezifisch das Verhältnis zwischen Referenz- und opportunistischen Arten als zusätzlichen Begleitparameter vorschlugen. Beide Ansätze werden in SELIG et al. (2008) vorgestellt.

Allerdings gibt es bislang nur empirische Untersuchungen, die einen Zusammenhang zwischen Degradation und Zunahme opportunistischer Arten für Küstengewässer belegen. So wurde bisher nicht nachgewiesen, dass die als opportunistischen Algen ausgewiesenen Arten geringere Lichtansprüche (Schwachlicht-adaptierte Arten) aufweisen als die Referenzarten. Mehr noch, in einem jungen Ökosystem wie der Ostsee, dessen obere Bereiche zudem in unregelmäßigen Abständen durch Eisgang mechanisch geschädigt werden, ist eventuell von vornherein ein vermehrtes Auftreten derartiger Opportunisten anzunehmen; die Übertragbarkeit des im Mittelmeer entwickelten Konzeptes also vielleicht stark eingeschränkt.

Ziel dieser Untersuchungen war es daher, die Salz- und Lichtansprüche der Makroalgen an der deutschen Ostseeküste zu charakterisieren und mit ersten Untersuchungen im Rahmen des Monitorings zur Umsetzung der EU-WRRL zu vergleichen. Dabei wurde sich auf die Arten konzentriert, welche durch SCHORIES et al. (2006) ausgewiesen wurden. Ebenfalls Berücksichtigung fanden die durch FÜRHAUPTER et al. (2006) als Referenzarten und opportunistische Arten benannten Spezies (Tab. 1).

Tab. 1 Referenzarten und opportunistischen Arten (entsprechend des Bewertungsansatzes für das Phytal im Tiefenbereich 5 - 7 m nach dem Bewertungsvorschlag nach SCHORIES et al. (2006) erweitert durch FÜRHAUPTER et al. (2006) sowie *Fucus vesiculosus*) und ihre Verbreitungsgrenze hinsichtlich Salinität. a = annuell, p = perennierend; ¹ = NIELSEN et al. (1995), ² = KØIE & KRISTIANSEN (2001), ³ = MUNDA (1978), ⁴ = BARTSCH et al. 2007

Art	Referenzart oder Opportunist	Lebenszyklus	untere Salinitätsgrenze (Literaturnachweis)
<i>Ahnfeltia plicata</i>	Referenz	p	5 PSU ^{1,2} ; 19 PSU ³
<i>Coccotylus truncatus</i>	Referenz	p	5 PSU ^{1,2}
<i>Delesseria sanguinea</i>	Referenz	p	7 PSU ^{1,2}
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	Referenz	p	5 PSU ^{1,2}
<i>Fucus vesiculosus</i>	Referenz	p	(2-)5 PSU ^{1,2,3}
<i>Halosiphon tomentosus</i>	Referenz	a	5 PSU ^{1,2}
<i>Membranoptera alata</i>	Referenz	p	7 PSU ^{1,2} ; 19 PSU ³
<i>Phycodrys rubens</i>	Referenz	p	6 PSU ^{1,2}
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i>	Referenz	p	5 PSU ^{1,2}
<i>Rhodomela confervoides</i>	Referenz	p	5 PSU ^{1,2} ; 18 PSU ³
<i>Saccharina latissima</i>	Referenz	p	7-8 PSU ^{1,2,4} ; 17 PSU ³
<i>Ceramium tenuicorne</i>	Opportunist	a	5 PSU ² ; 5-8 PSU ¹ ; 14 PSU ³
<i>Ceramium virgatum</i>	Opportunist	a	5 PSU ² ; 6-7 PSU ¹ ; 17 PSU ³
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	Opportunist	a	3 PSU ³ ; 5 PSU ^{1,2}
<i>Polysiphonia elongata</i>	Opportunist	a	7 PSU ¹
<i>Polysiphonia fucoïdes</i>	Opportunist	p	5 PSU ^{1,2} ; 13 PSU ³
<i>Polysiphonia stricta</i>	Opportunist	a	8 PSU ^{1,2} ; 14 PSU ³
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	Opportunist	a	5 PSU ^{1,2}
<i>Pylaiella littoralis</i>	Opportunist	a	0 PSU ³ ; 5 PSU ^{1,2}

2 Material und Methoden

2.1 Literaturrecherche zu Licht- und Salzansprüchen

Die Licht- und Salzansprüche der betreffenden Arten wurden mittels einer Literaturrecherche ermittelt. Dazu wurden in den Datenbanken „Aquatic Sciences & Fisheries Abstracts (ASFA)“ und „ISI Web of Knowledge“ Abfragen zu den jeweiligen Artnamen (incl. Synonymen; Tab. 2) in Kombination mit den Begriffen „Licht“, „Photosynthese“ und „Salinität“ durchgeführt.

In die Auswertung einbezogen wurden die Parameter Lichtkompensationspunkt (E_c), Lichtsättigungspunkt (E_k) und maximale Netto- bzw. Brutto-Photosyntheserate ($netP_{max}$ bzw. $brutP_{max}$).

2.2 Auswertung der Monitoringdaten 2006

Im Sommer 2006 (Juli-August) wurden an 18 Messstellen entlang der deutschen Ostseeküste Beprobungen im Rahmen des Praxistestes zur ökologischen Bewertung von Küstengewässern nach EU-WRRRL durchgeführt (FÜRHAUPTER et al. 2006). Die Messstationen sind in Abb. 1 dargestellt. Neben der Bestimmung der Tiefenausbreitung von *Zostera marina*, *Fucus vesiculosus* und des Gesamtphytals wurden die Artenzusammensetzung und das Biomasseverhältnis in drei Tiefen-

bereichen (0-2, 5-7 und 12-14 m) ermittelt. Im Rahmen dieser Publikation erfolgt eine Auswertung der Daten der Tiefenstufe 5-7 m.

Bei den Untersuchungen wurden jeweils 5 Quadrate entlang eines Transektes untersucht. Sofern die Gesamtbedeckung entlang der Transektleine nicht bei 100% lag, wurden die Quadrate gezielt auf dicht bewachsene Bereiche gelegt. Die Quadratgröße betrug beim Bewertungsfaktor Hartsubstrat/Phytal 0,25 m². Neben allgemeinen Parametern wurden für jedes Quadrat folgende Parameter bestimmt:

- Tiefe
- vorherrschendes Substrat
- Bedeckung mit Miesmuscheln
- Gesamtbedeckung der Vegetation
- Bedeckung einjähriger/fädiger Pflanzen
- Bedeckung mehrjähriger/großblättriger Pflanzen
- Bedeckung erkennbarer Pflanzenarten

Nachfolgend wurde aus jedem Quadrat eine Unterprobe (1/4 des jeweiligen Untersuchungsquadrates; hier 0,0625 m²) für eine Biomasseanalyse entnommen. Dazu wurden die Proben nach Arten sortiert und die Trockenmasse der einzelnen Arten bestimmt. Detaillierte Angaben zur Beprobung sind in FÜRHAUPTER et al. (2006) beschrieben.

Tab. 2 Bei der Literaturrecherche verwendete Artnamen und Synonyme.

Art	in Recherche ebenfalls verwendete Synonyme
<i>Ahnfeltia plicata</i> (Hudson) Fries	X
<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kützting) Waern	X
<i>Ceramium virgatum</i> Roth	<i>Ceramium rubrum</i> C. Agardh
<i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) M.J. Wynne & J.N. Heine	<i>Phyllophora brodiaei</i> (Turner) Endlicher <i>Phyllophora truncata</i> (Pallas) A.D. Zinova
<i>Delesseria sanguinea</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	X
<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye	X
<i>Fucus vesiculosus</i> Linnaeus	X
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	X
<i>Halosiphon tomentosus</i> (Lyngbye) Jaasund	<i>Chorda tomentosa</i> Lyngbye
<i>Membranoptera alata</i> (Hudson) Stackhouse	X
<i>Phycodrys rubens</i> (Linnaeus) Batters	X
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i> (S.G. Gmelin) Newroth & A.R.A. Taylor	X
<i>Polysiphonia elongata</i> (Hudson) Sprengel	X
<i>Polysiphonia fucoïdes</i> (Hudson) Greville	<i>Polysiphonia nigrescens</i> (Hudson) Greville ex Harvey <i>Polysiphonia violacea</i> (Roth) Sprengel
<i>Polysiphonia stricta</i> (Dillwyn) Greville	<i>Polysiphonia urceolata</i> (Lightfoot ex Dillwyn) Greville
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel	X
<i>Pylaiella littoralis</i> (Linnaeus) Kjellman	X
<i>Rhodomela confervoides</i> (Hudson) P.C. Silva	X
<i>Saccharina latissima</i> (Linnaeus) C.E. Lane, C. Mayes, Cruel & G.W. Saunders	<i>Laminaria saccharina</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux

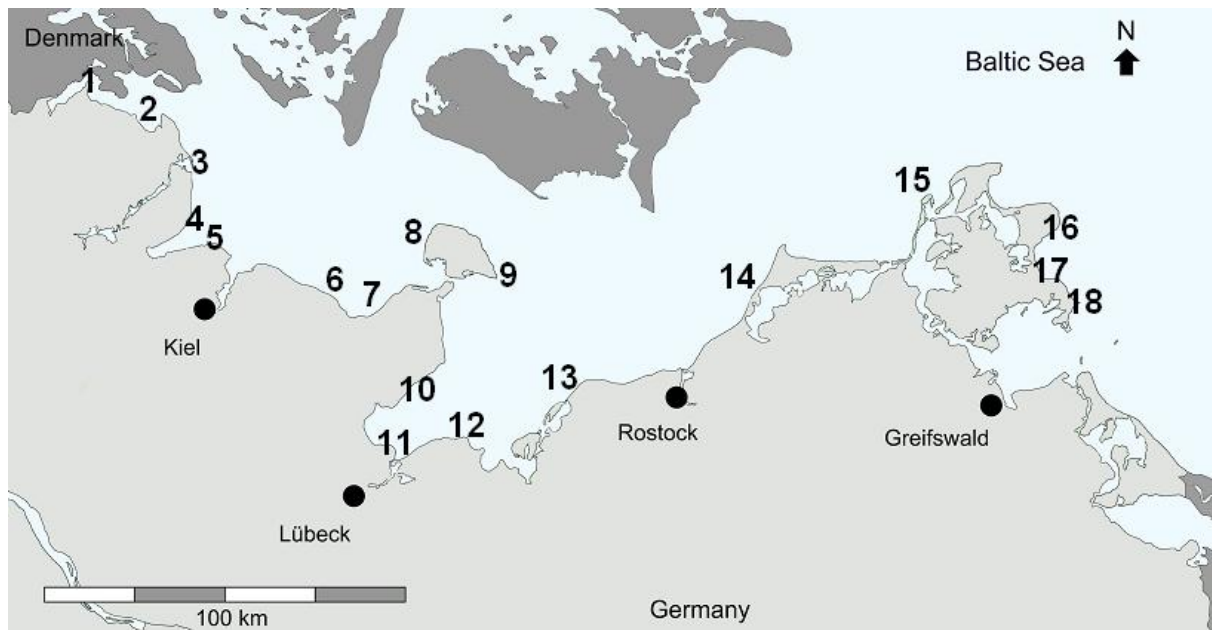


Abb. 1 Messstationen der Monitoringuntersuchungen 2006 entlang der deutschen Ostseeküste (Zahlen beziehen sich auf Tab. 6).

3 Ergebnisse

3.1 Einteilung der Arten

In Tab. 1 sind die durch SCHORIES et al. (2006) sowie FÜRHAUPTER et al. (2006) definierten Referenzarten und opportunistischen Arten aufgelistet. Danach gibt es 11 Referenzarten und 8 opportunistische Makroalgen, welche für die Bewertung der Küstengewässer herangezogen werden. Alle Referenzarten sind - mit Ausnahme der Braunalge *Halosiphon tomentosus* - perennierend. Die opportunistischen Algen weisen, mit Ausnahme von *Polysiphonia fucoides*, einen annuellen Lebenszyklus auf.

Hinsichtlich ihrer geographischen Verbreitung können sowohl alle Referenz- als auch alle opportunistischen Arten entlang der gesamten deutschen Ostseeküste vorkommen. Alle Arten haben laut NIELSEN et al. (1995) in Übereinstimmung mit KØIE & KRISTIANSEN (2001) ein Vorkommen bis in die südliche Ostsee mit einer Oberflächensalinität von 8 PSU; 13 der 19 Arten sogar bis zu den Åland-Inseln mit einer Salinität von 5 PSU. Allerdings weisen die Referenzarten *Ahnfeltia plicata*, *Ceramium virgatum*, *Membranoptera alata*, *Rhodomela confervoides* und *Saccharina latissima* eine untere Salinitätsgrenze von 17-19 PSU auf (MUNDA 1978), so dass das Vorkommen dieser Arten in der südlichen Ostsee auf größere Tiefen unterhalb der Halokline begrenzt ist.

3.2 Photosyntheseparameter der Makroalgen

Die Tab. 3 - 5 geben einen Überblick über die Literaturangaben zu den Photosyntheseparametern der 11 Referenz- und 8 opportunistischen Arten.

Tab. 3 Photosyntheseparameter der Referenz-Makroalgen („Tang“-Morphologie) aus Literaturdaten. FM = Freiland-Material

	Methode	Photosyntheseparameter	Literatur
<i>Ahnfeltia plicata</i> (Faltentang)			
Öresund (Dänemark)	FM	$E_c = 33 \pm 5,8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 106 \pm 3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{brutP}_{\text{max}} = 2,6 \pm 0,4 \mu\text{mol O}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	BINZER & MIDDELBOE 2005
Kristineberg (Schweden)	FM (2 Wochen Inkubation)	$E_c = 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k > 500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	HAGLUND et al. 1987
<i>Fucus vesiculosus</i> (Blasentang)			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 34 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 195 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 54,0 \pm 3,8 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 60 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 317 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 62,7 \pm 3,7 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (Inkubation über längere Zeit im Freiland)	$\text{netP}_{\text{max}} = 3,3\text{-}3,6 \text{mg O}_2 \text{g dw}^{-1} \text{h}^{-1}$ $\text{optP}_{\text{max}} = 350 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	DÄBLER 1992
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (Inkubation über längere Zeit)	$E_c = 17,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 1,2\text{-}9,3 \text{mg O}_2 \text{g dw}^{-1} \text{h}^{-1}$	KING & SCHRAMM 1976a
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (2 Monate Inkubation im Freiland)	$E_k = 135 \pm 20,7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	ROHDE et al. 2008
Bottnischer Meerbusen (Schweden)	FM (1 Woche Inkubation)	$\text{netP}_{\text{max}} = 4,0 \text{nmol O}_2 \text{g FM}^{-1} \text{s}^{-1}$	NYGÅRD & EKELUND 2006
Mecklenburger Bucht (Deutschland)	FM (4 Wochen Inkubation im Labor)	$E_c = 22,4 \pm 11,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	PEHLKE et al. 2008
Mecklenburger Bucht (Deutschland)	FM (mehrere Monate Inkubation im Freiland)	$E_c = 21,5 \pm 12,0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ E_k (Beginn) = $117,3 \pm 18,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ E_k (Ende) = $45 \pm 1,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	PEHLKE et al. 2008
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Gabeltang)			
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 19 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 164 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 22,0 \pm 1,3 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (max. 5 Tage Inkubation)	$E_c = 1,4\text{-}4,0 \text{W m}^{-2}$ ($\sim 5,9\text{-}16,7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	KING & SCHRAMM 1976b
Göhren, Rügen (Deutschland)	FM	$E_k = 90 \pm 11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 159 \pm 77 \text{mmol O}_2 \text{g chl a}^{-1} \text{h}^{-1}$	IHNKEN 2003
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 16 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 116 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 21,2 \pm 1,0 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Saccharina latissima</i> (Zuckertang)			
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 25 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 81 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 37,3 \pm 1,2 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002

Tab. 4 Photosyntheseparameter der Referenz-Makroalgen (feine und derbe Rotblatt-Morphologie, fädige Morphologie) aus Literaturdaten. FM = Freiland-Material

Methode		Photosyntheseparameter	Literatur
Rotblattmorphologie (fein)			
<i>Delesseria sanguinea</i> (Blutroter Meerampfer)			
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (Inkubation über längere Zeit)	$E_c = 1,3-3,5 \text{ W m}^{-2}$ ($\sim 6,5-17,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	KING & SCHRAMM 1976b
<i>Membranoptera alata</i> (Flügel-Seeampfer)			
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 13 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 72 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 78,9 \pm 2,1 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Phycodrys rubens</i> (Roter Eichentang)			
Eckernförder Bucht (Deutschland)	FM	$\text{netP}_{\text{max}} = 2 \text{ mg O}_2 \text{ g dw}^{-1} \text{ h}^{-1}$	DÄBLER 1992
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (max. 5 Tage Inkubation)	$E_c = 1,3-3,8 \text{ W m}^{-2}$ ($\sim 5,5-16,0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	KING & SCHRAMM 1976b
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 44 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 87,1 \pm 2,5 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Rotblattmorphologie (derb)			
<i>Coccotylus truncatus</i> (Gestieltes Rotblatt)			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 21 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 69 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 21,3 \pm 1,0 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i> (Dünnes Rotblatt)			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 82 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 39,7 \pm 2,2 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
fädige Morphologie			
<i>Halosiphon tomentosus</i> (Rauer Winterstrang) - keine Untersuchungen zur Photosynthesekapazität			
<i>Rhodomela confervoides</i> (Braunroter Zweigtang)			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 24 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 74 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 45,7 \pm 1,9 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002

Der Lichtkompensationspunkt E_c weist bei den Referenzarten im allgemeinen Werte zwischen ca. 6 und $34 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ auf (Tab. 3, 4). Lediglich *Fucus vesiculosus* weist mit $60 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ einen deutlich höheren Lichtbedarf auf.

Die Lichtsättigungspunkte E_k der Referenzarten weisen demgegenüber eine deutlich größere Spannbreite auf, wobei eine Trennung zwischen den funktionellen Gruppen deutlich wird. Arten mit feiner bzw. derber Rotblattmorphologie wie *Coccotylus truncatus*, *Membranoptera alata*, *Phycodrys rubens* und *Phyllophora pseudoceranoïdes* wie auch die fädige Art *Rhodomela confervoides* erreichen mit Werten zwischen 44 und $82 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ bereits sehr früh eine Lichtsättigung (Tab. 4). Die Tang-Arten *Ahnfeltia plicata*, *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*

und *Saccharina latissima* hingegen erreichen ihre Lichtsättigung erst bei höheren Werten; der E_k lag hier zwischen 81 und $>500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Tab. 3).

Der Lichtkompensationspunkt E_c der opportunistischen Arten liegt bei der Mehrzahl der Arten zwischen 22 und $32 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Tab. 5). Lediglich für die Braunalge *Ectocarpus siliculosus* und die Rotalge *Ceramium virgatum* existieren mit 6-7 bzw. $1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ deutlich niedrigere Angaben. Bezüglich *C. virgatum* muss allerdings die Übertragbarkeit der an Labor-Keimlingen ermittelten Werte auf Freilandverhältnisse angesichts der Diskrepanz zwischen den beiden Literaturangaben angezweifelt werden. Der Lichtsättigungspunkt E_k der Opportunisten liegt durchgängig zwischen 93 und $124 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Tab. 5).

Tab. 5 Photosyntheseparameter der opportunistischen Makroalgen aus Literaturdaten. FM = Freiland-Material.

Labor/ Freiland		Photosyntheseparameter	Literatur
<i>Ceramium tenuicorne</i>			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 93 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 106,9 \pm 3,9 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Ceramium virgatum</i>			
keine Angaben	Labor- Keimlinge	$E_c = 1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	LEUKART & LÜNING 1994
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 32 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 107 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 73,9 \pm 1,9 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Ectocarpus siliculosus</i>			
Eckernförder Bucht (Deutschland)	FM	$\text{netP}_{\text{max}} = 6,9-7,1 \text{ mg O}_2 \text{ g dw}^{-1} \text{h}^{-1}$	DABLER 1992
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (max. 3 Tage Inkubation)	$E_c = 1,4 \text{ W m}^{-2}$ ($\sim 6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	KING & SCHRAMM 1976b
<i>Polysiphonia elongata</i>			
keine Untersuchungen zur Photosynthesekapazität			
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>			
keine Untersuchungen zur Photosynthesekapazität			
<i>Polysiphonia fucoides</i>			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 23 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 96,5 \pm 7,1 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Eckernförder Bucht (Deutschland)	FM (6-8 m Tiefe)	$\text{netP}_{\text{max}} = 6 \text{ mg O}_2 \text{ g dw}^{-1} \text{h}^{-1}$	DABLER 1992
<i>Polysiphonia stricta</i>			
keine Untersuchungen zur Photosynthesekapazität			
<i>Pylaiella littoralis</i>			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 124 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 96,2 \pm 3,9 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002

Abb. 2 zeigt die Lichtkompensations- und Lichtsättigungspunkte der Referenzarten (nach entsprechender Morphologie aufgeteilt) und Opportunisten. Hier ist klar zu sehen, dass Referenz- und opportunistische Arten in ihren jeweiligen Lichtansprüchen nicht voneinander zu trennen sind, wohl aber eine Unterteilung in morphologische Typen wie in Tab. 4 und 5 möglich ist.

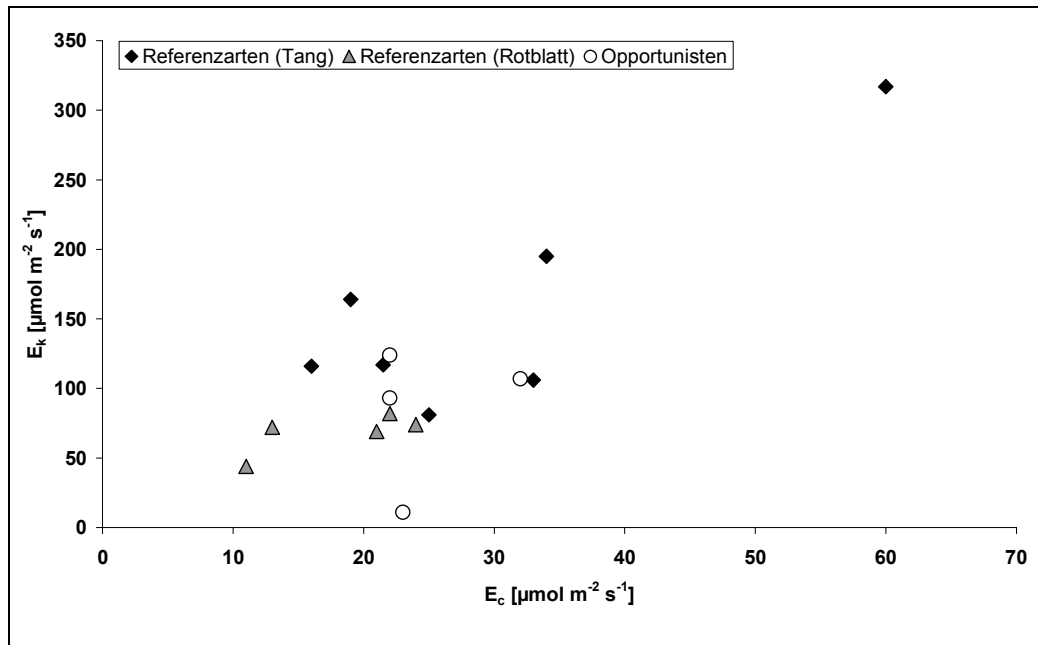


Abb. 2 Lichtkompensationspunkte (E_c) und Lichtsättigungspunkte (E_k) der Referenzarten (aufgeteilt nach Morphologie) und Opportunisten.

3.3 Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen 2006

In Schleswig-Holstein wurden an insgesamt 11 Stationen das Vorkommen und die Biomasse der Referenzarten und Opportunisten erfasst. Abb. 3 stellt die Ergebnisse dieser Erfassung zusammen; die Stationen sind dabei geographisch im West-Ost-Gradienten angeordnet. Auffällig ist auf den ersten Blick eine Gegenläufigkeit mit geographischer Ausrichtung der Panel A und B. Die Biomasse der Referenzarten zwischen der Station Neukirchengrund (Flensburger Förde) und der Station Hohwacht (Hohwacher Bucht) lag zwischen ca. 100 und 500 g FM m⁻² (Abb. 3A), wobei die Rotalgen *Coccolytus truncatus*, *Delesseria sanguinea* und *Furcellaria lumbricalis* hinsichtlich der Biomasse dominierten. An den Stationen der Lübecker Bucht (Staberhuk, Grömitz und Brodtener Ufer) wurde dagegen nur noch eine Gesamt-Biomasse von ≤ 55 g FM m⁻² vorgefunden.

Die Gesamt-Biomasse der opportunistischen Arten (Abb. 3B) zeigte im West-Ost-Gradienten einen gegenläufigen Trend zur Biomasse der Referenzarten und erreichte maximal ca. 100 g FM m⁻² (Station Brodtener Ufer). Die bestimmende Art war meist die mehrjährige Rotalge *Polysiphonia fucoides*; an zehn der elf Stationen stellte sie mehr als 20% der Gesamt-Biomasse. In fünf der elf untersuchten Stationen erreichte der Biomasseanteil dieser Art sogar $\geq 90\%$. Der Verdacht, dass die oben erwähnte Gegenläufigkeit der Biomasseanteile allein auf *Polysiphonia fucoides* zurückzuführen ist, erhärtet sich, wenn man die Alge aus der Betrachtung herausnimmt (Abb. 3C). Ohne *P. fucoides* war innerhalb des West-Ost-Gradienten

kein Trend hinsichtlich Biomasse der Opportunisten zu erkennen; der Maximalwert erreichte nun nur noch 30 g FM m⁻² an der Station Booknis (Abb. 3C). Die bestimmenden Arten (ohne *P. fucooides*) waren *Ceramium virgatum* und *P. elongata*.

In Mecklenburg-Vorpommern wurden das Vorkommen und die Abundanz (FM m⁻²) der Referenzarten sowie der Opportunisten an insgesamt 7 Stationen untersucht. Abb. 4 fasst die Ergebnisse im West-Ost-Gradienten zusammen. Eine Fortsetzung des oben behandelten geographischen Gradienten ist nicht erkennbar. Die Gesamt-Biomasse der Referenzarten war vor allem an den Stationen Binz und Göhren hoch. Hier wurden zwischen ca. 100 und 350 g FM m⁻² erreicht, die vor allem auf *Furcellaria lumbricalis* zurückzuführen waren (Abb. 4A). Die Referenzart *Coccotylus truncatus* spielte an den Stationen Klützhöved, Meschendorf, Sassnitz und Binz eine Rolle, repräsentierte jedoch nur eine Biomasse von < 7 g FM m⁻².

Die Gesamt-Biomasse der opportunistischen Arten (Abb. 4B) lag im Allgemeinen unterhalb von 50 g FM m⁻². Nur an der Station Hiddensee Nord wurden ca. 100 g FM m⁻² gefunden. Die generell bestimmenden Arten waren *Ceramium virgatum*, *C. tenuicorne*, *Pylaiella littoralis* und *Polysiphonia fucooides*. Die letztgenannte Art, die bei den Erfassungen in Schleswig-Holstein bestimmend für das Bild der Opportunisten war, scheint in Mecklenburg-Vorpommern keine dominierende Rolle zu spielen. Bei Betrachtung der Stationen ohne diese Art verändert sich das Bild kaum (Abb. 4C).

Beim regionalen Vergleich zwischen Schleswig-Holstein (Abb. 3) und Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 4) fällt vor allem die unterschiedliche Anzahl an Referenzarten auf. Während in Schleswig-Holstein insgesamt 9 von 11 als Referenzarten ausgewiesene Arten vorkamen (maximal 8 Arten an einem Standort - Äußere Schlei), so waren in Mecklenburg-Vorpommern nur 4 Referenzarten überhaupt nachweisbar (maximal 3 Arten an einem Standort - Klützhöved). Auch die maximal vorgefundene Gesamt-Biomasse der Referenzarten unterschied sich mit 493 (Booknis) bzw. 331 g FM m⁻² (Binz) deutlich (Tab. 6). Auffällig war, dass die Referenzarten in der gesamten Mecklenburger Bucht (Grömitz bis Hiddensee Nord) und auch in Teilen der Arkonasee (Sassnitz) nur mit verschwindend geringen Biomassen (< 35 g FM m⁻²) auftraten. An allen Stationen in diesem Bereich dominierten opportunistische Algen mit relativ hohen Biomassen von bis zu 100 g FM m⁻² (Abb. 5, Tab. 6). Die Station Sassnitz, unmittelbar an einem der bedeutendsten Häfen der Region gelegen, muss hier jedoch gesondert betrachtet werden, zumal im Zeitraum der Beprobungen Ausbauarbeiten durchgeführt wurden. An den beiden übrigen Stationen der Ostküste Rügens (Binz, Göhren) wurde wieder ein positives Biomasseverhältnis zugunsten der Referenzarten beobachtet (Tab. 6).

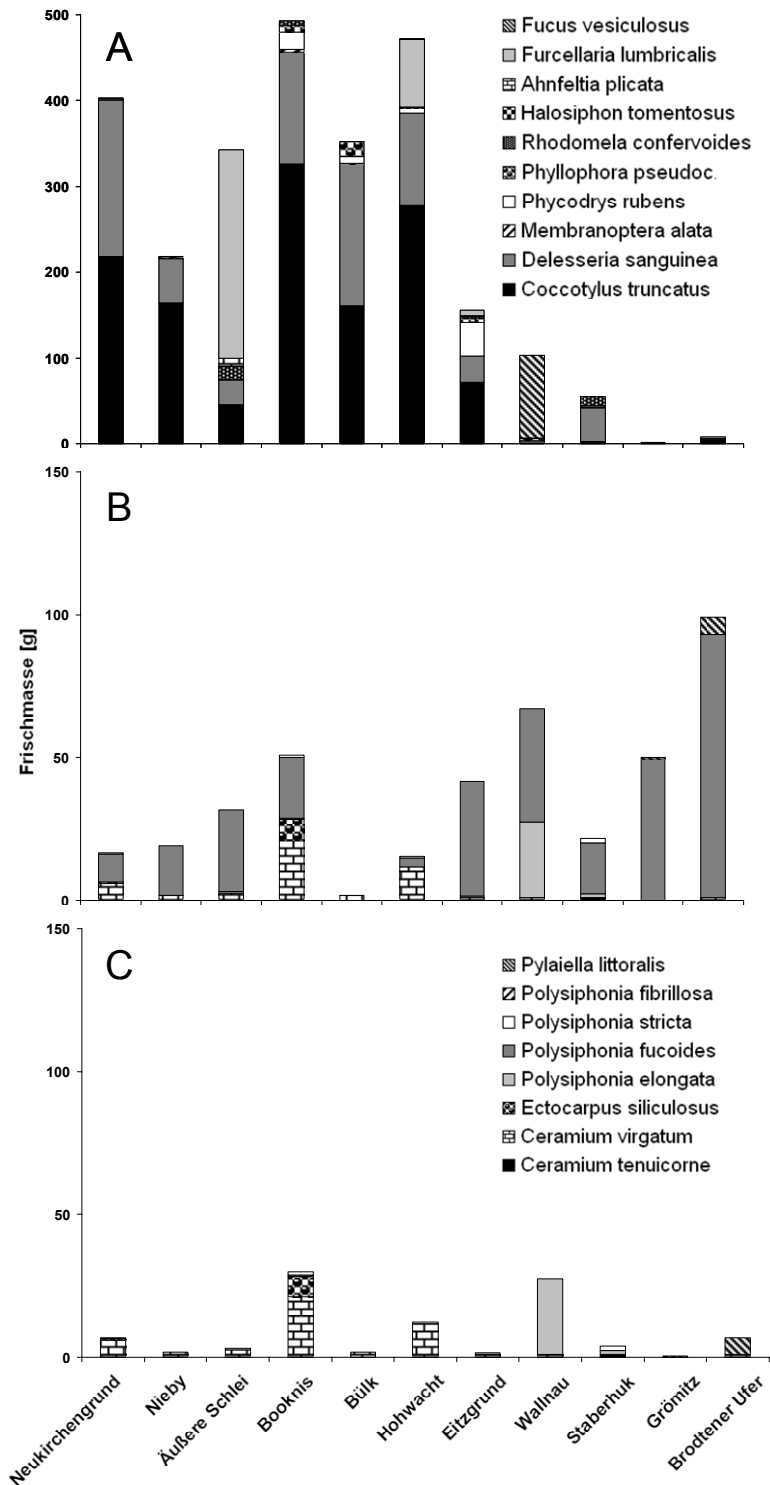


Abb. 3 Algenbiomassen (g FM m⁻²) der Referenzarten (A), opportunistischen Arten (B) sowie opportunistischen Arten ohne *Polysiphonia fucoides* (C) entlang des Salinitätsgradienten der Küste Schleswig-Holsteins – Daten des Monitoringprogramms (FÜRHAUPTER et al. 2006). Die Legende in 3C ist auch für 3B gültig.

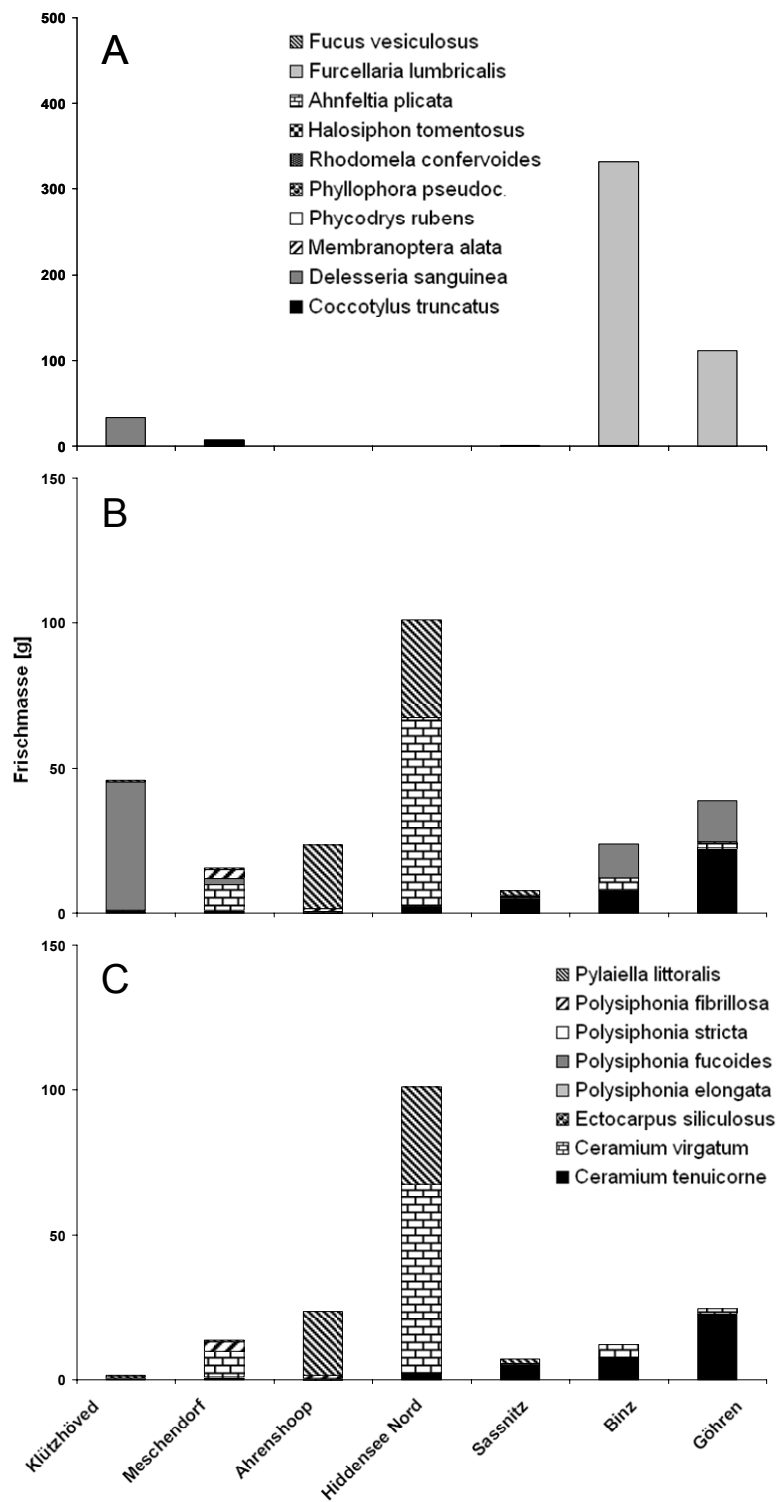


Abb. 4 Algenbiomassen (g FM m⁻²) der Referenzarten (A), opportunistischen Arten (B) sowie opportunistischen Arten ohne *Polysiphonia fucoides* (C) entlang des Salinitätsgradienten der Küste Mecklenburg-Vorpommerns – Daten des Monitoringprogramms (FÜRHAUPTER et al. 2006). Die Legende in 4C ist auch für 4B gültig.

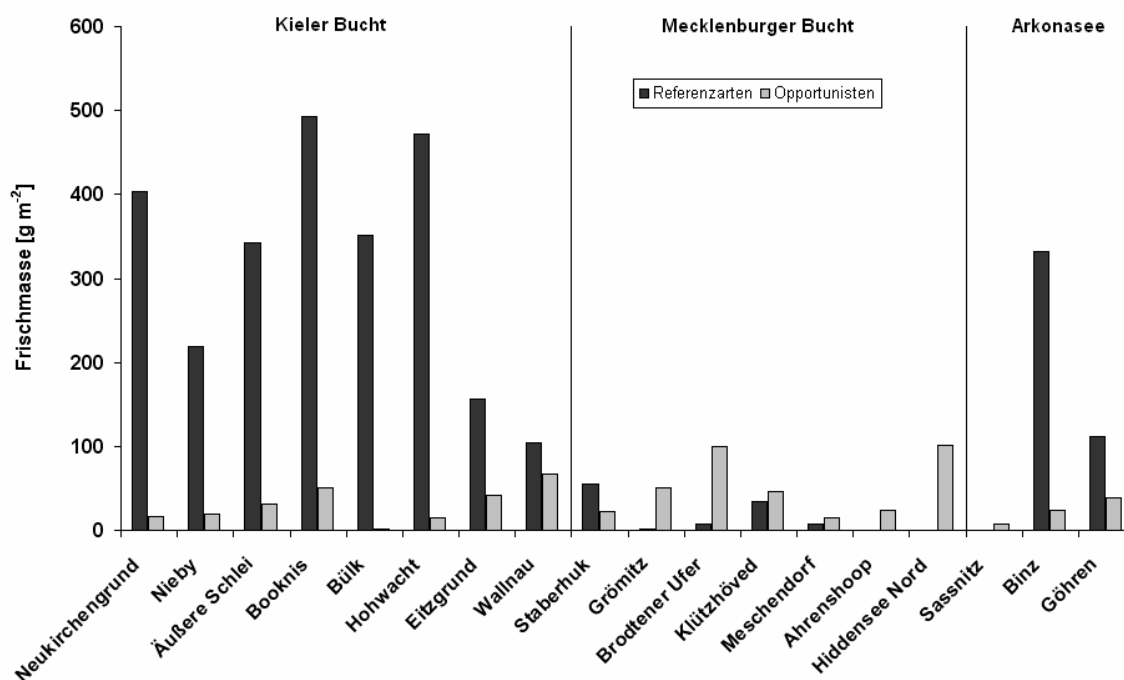


Abb. 5 Biomassen (g FM m^{-2}) der Referenzarten und opportunistischen Arten entlang des Salinitätsgradienten der deutschen Ostseeküste – Daten des Monitoringprogramms (FÜRHAUPTER et al. 2006).

Tab. 6 Biomasse (g FM m^{-2}) der dominanten Referenzarten *Coccotylus truncatus* (*Coc tru*), *Delesseria sanguinea* (*Del san*) und *Furcellaria lumbricalis* (*Fur lum*), von *Fucus vesiculosus* (*Fuc ves*) und allen Referenzarten zusammen (Ref) sowie von *Polysiphonia fucoides* (*Pol fuc*) und allen opportunistischen Arten zusammen (Opp) an allen untersuchten Stationen in Schleswig-Holsteins sowie Mecklenburg-Vorpommerns. Die Spalte „Ref/Opp“ gibt das Verhältnis dieser beiden Gruppen zueinander an. Die Zahlen der Stationen geben die jeweilige Nummer in Abb. 1 an.

		<i>Coc tru</i>	<i>Del san</i>	<i>Fur lum</i>	<i>Fuc ves</i>	Ref	<i>Pol fuc</i>	Opp	Ref / Opp
1	Neukirchengrund	218,2	181,8	0,0	0,0	403,2	9,9	15,4	23,9
2	Nieby	164,2	52,2	0,0	0,0	218,6	17,3	18,6	11,5
3	Äußere Schlei	45,1	28,8	242,9	0,0	342,3	28,5	30,7	10,8
4	Booknis	326,4	130,2	0,0	0,0	493,1	21,1	49,9	9,7
5	Bülk	160,6	165,8	0,0	0,0	351,9	0,0	1,9	183,3
6	Hohwacht	278,1	107,5	78,7	<1	472,0	3,2	14,4	30,7
7	Eitzgrund	71,8	30,5	6,4	0,0	155,6	40,2	40,2	3,7
8	Wallnau	1,3	1,9	0,0	96,6	103,5	39,7	66,2	1,5
9	Staberhuk	2,2	39,7	<1	0,0	55,3	17,9	21,8	2,5
10	Grömitz	<1	1,0	<1	0,0	2,0	49,6	49,6	0,04
11	Brodteener Ufer	5,6	0,0	1,9	0,0	8,0	92,2	98,1	0,08
12	Klützhöved	<1	32,64	0,0	0,0	33,6	44,2	44,2	0,74
13	Meschendorf	6,7	0,0	0,0	0,0	6,7	1,9	15,0	0,43
14	Ahrenshoop	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,0	0,0
15	Hiddensee Nord	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	101,1	0,0
16	Sassnitz	<1	0,0	0,0	0,0	0,5	<1	6,7	0,07
17	Binz	<1	0,0	331,2	0,0	331,7	11,5	23,7	14,0
18	Göhren	0,0	0,0	111,0	0,0	111,0	14,1	38,7	2,9

4 Diskussion

4.1 Artenspektrum und Biomasseanteile entlang des Salinitätsgradienten der Ostsee

Die Literaturrecherche ergab, dass sowohl alle Referenzarten als auch die opportunistischen Arten entlang des ganzen Salinitätsgradienten der deutschen Ostseeküste angetroffen werden können. Dabei muss allerdings beachtet werden, dass NIELSEN et al. (1995) alle Funde einer bestimmten Region dem mittleren Salzgehalt des Oberflächenwassers dieser Regionen zuordneten. Die Salinität des Fundortes kann dementsprechend vor allem bei Arten die unterhalb der Halokline vorkommen bzw. in den inneren Bereichen von Küstengewässern angetroffen wurden stark von den Angaben abweichen. Das erklärt zum Beispiel das rezente Vorkommen von *Saccharina latissima* an der Ostküste Rügens; einer Region, deren Oberflächensalinität weit unter der physiologischen Grenze dieser Art liegt. Salinitäten unterhalb von 16 PSU verringern das Wachstum von *S. latissima* sehr stark, und unterhalb von 8 PSU kann *S. latissima* nicht mehr überleben (BARTSCH et al. 2007). Unterhalb der Halokline jedoch ist auch ein Überleben an der Ostküste Rügens möglich; hier befinden sich die rezenten Bestände.

Als eine wichtige Verbreitungsgrenze der Makroalgen im Oberflächenwasser der Ostsee wird die Darßer Schwelle angesehen (SCHUBERT & SCHORIES 2008). Durch die dort vorhandene Untiefe ist nur ein begrenzter Wasseraustausch möglich. So wurde hier an der Messstation O9 (Darßer Schwelle) zwischen 1990 und 2000 ein Median von 9 PSU mit einem minimalen Wert von 7,2 und maximalen Wert von 10,4 PSU gemessen (Daten des Monitoringprogramms der Länder). Östlich der Darßer Schwelle wurden entlang der deutschen Ostseeküste nur noch Salinitäten von 7,7 PSU im Median gemessen (Station O14 vor Usedom).

Die Auswertung der Erfassungen des Jahres 2006 weist allerdings eher darauf hin, dass die Meerenge zwischen Fehmarn und Lolland eine weitaus bedeutendere Verbreitungsgrenze darstellt als die Darßer Schwelle. Östlich von Fehmarn sind nur jeweils maximal 3 Referenzarten an den Untersuchungsstandorten nachweisbar, während in der Kieler Bucht 4 bis 8 Referenzarten an den Stationen vorgefunden wurden. Im Gegensatz zu den Referenzarten ist bei der Anzahl der vorgefundenen opportunistischen Algen zwar keine Verringerung der Artenzahl nachweisbar, dafür erfolgt jedoch eine Veränderung des Artenspektrums.

Sichtbar wurde auch, dass selbst bei den Arten, die jenseits dieser Grenze auftreten das Wachstum durch die Salinität stark beeinflusst wird. Eine erste umfassende Darstellung dieses Phänomens lieferte bereits HOFFMANN (1943); er untersuchte die physiologischen Mechanismen die zu einer Hemmung des Wachstums von Pflanzen mariner Herkunft im Brackwasser führen (s. a. GESSNER 1957). Die hier vorgestellten Ergebnisse, in denen an den Stationen der Kieler Bucht z. T. deutlich höhere Biomassen der Referenzarten vorgefunden wurden als in der Mecklenburger Bucht, decken sich vollständig mit den oben angeführten Angaben. Eine generelle Abnahme der Biomasse entlang des Salzgradienten kann aber nicht dokumentiert werden. So wurden an den Stationen der Arkonasee (Binz und Göhren) vergleichbare Biomassen der Referenzarten gemessen, wobei es sich hier ausschließlich um die Biomasse der Rotalge *Furcellaria lumbricalis* handelte. Aus den einmaligen Beobachtungen kann daher nicht geschlussfolgert werden, dass sich das Biomasseverhältnis zwischen den Referenzarten (vorwiegend perennierend) und den opportunistischen Arten (vorwiegend annuell) aufgrund des veränderten

Salzgehaltes entlang der deutschen Ostseeküste variiert. Hier müssen weitere Faktoren wie Hartsubstratverfügbarkeit, Nährstoffverfügbarkeit, Exposition und Sedimentation in Betracht gezogen werden.

Die Biomasse der opportunistischen Arten zeigte im Gegensatz zu der Biomasse der Referenzarten relativ gleich bleibende Werte zwischen 2 und 100 g FM m⁻². Die Veränderungen in den Biomasseverhältnissen zwischen diesen beiden Gruppen beruht daher größtenteils auf den veränderlichen Biomasseanteilen der Referenzarten. So wurden in der Mecklenburger Bucht zwar die höchsten Biomassen der opportunistischen Makroalgen insgesamt gemessen; dass das Verhältnis von Referenzarten zu Opportunisten hier jedoch zugunsten der Opportunisten ausfällt (58-100% der Gesamt-Biomasse), liegt an der geringen Biomasse der Referenzarten. In der Kieler Bucht nahmen die opportunistischen Algen dagegen nur maximal 40% der Gesamt-Biomasse ein.

4.2 Vergleich der Photosyntheseparameter

Durch die in der Literatur vorgefundenen Daten hinsichtlich der Lichtkompensations- und Lichtsättigungspunkte lassen sich keine generellen Unterschiede zwischen den Referenzarten und opportunistischen Arten erkennen. Somit lässt sich die Verschiebung des Arteninventars zwischen diesen beiden Gruppen bei Eutrophierung nicht auf unterschiedliche Lichtansprüche zurückführen.

Die Analyse der Literaturdaten lässt eher Unterschiede zwischen morphologisch unterschiedlichen Arten (Tange, derbe und feine Rotblattalgen, fädige Algen) erkennen. Die Tange wiesen generell höhere Lichtsättigungspunkte auf. Nur PEHLKE et al. (2008) zeigten für *Fucus vesiculosus* (nach mehreren Monaten Inkubation im Freiland) niedrigere Werte von 45 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Diese sind mit denen der feineren und vor allem auch tiefer wachsenden Rotalgen vergleichbar.

Die in Tab. 3-5 erfassten Angaben stammen zudem von Messungen bei unterschiedlichen Salzgehalten, in vielen Fällen sind keine Angaben zur Salinität verfügbar. Eine Salinitätsabhängigkeit des Lichtbedarfes von Algen ist bereits mehrfach beschrieben worden (z. B. SCHUBERT et al. 1993). Laboruntersuchungen zur Lichtakklimatisation bei unterschiedlichen Salinitäten wurden auch an *Fucus vesiculosus* durchgeführt (PEHLKE et al. 2008). Hier konnte ein signifikanter Einfluss der Salinität auf die Photosyntheseleistung der Pflanzen nachgewiesen werden, der den Trend der größeren Verbreitungstiefen mit abnehmender Salinität von TORN et al. (2006) untermauert. Allerdings existieren zu diesem Phänomen auch Erklärungsansätze, die auf biotische Interaktionen als Erklärung basieren (HAAHTELA 1981, BÄCK & RUUSKANEN 2000). Auch wenn also die grundlegende Annahme, dass die Tiefenuntergrenze von Algenvorkommen eng an die Lichtverfügbarkeit gekoppelt ist als voll gültig akzeptiert werden kann, ist Vorsicht geboten bei der Postulierung von Unterschieden hinsichtlich der Lichtbedürftigkeit von Opportunisten und perennierenden Arten. Einzig die Beschränkung der annualen Pflanzen auf die lichtreichen Sommermonate könnte hier als Erklärungsansatz dienen. Auf der anderen Seite ist in den Sommermonaten die Phytoplankton-verursachte Trübung ohnehin am Stärksten ausgeprägt. Um hier zu belastbaren Aussagen zu gelangen ist eine Bilanzierung des Gesamtenergiebudgets notwendig, die in dieser Form für Algen der Ostsee noch nicht vorgenommen wurde.

4.3 Bewertungsrelevanz der Referenzarten und Biomasseverhältnisse

Viele historische Untersuchungen wie z. B. REINKE (1889) basieren auf Dredgeproben, die nur grobe Angaben zur historischen Tiefenverteilung der Arten liefern. Weiterhin fehlen bei diesen Untersuchungen konkrete Angaben zur Salinität der Untersuchungsgebiete. Bereits SCHORIES et al. (2006) wies darauf hin, dass die oft zitierten historischen Untersuchungen zur Verbreitung der Makroalgen aus Jahren stammen, welche unmittelbar nach einen Salzwasserzustrom aus der Nordsee erfolgten. Somit liegt der Verdacht vor, dass die damit verbundenen höheren Salinitäten evtl. die Ausbreitung der Arten in Bereiche ermöglichten, die unter den rezenten Salinitätsbedingungen nicht besiedelt werden können. Für Arten wie *Saccharina latissima* ist eine Verbreitung oberhalb der Sprungschicht östlich von Rügen als unwahrscheinlich anzusehen. Dies ist ebenfalls für einen Großteil der Mecklenburger Bucht zu vermuten. Auch die in isländischen Fjorden (MUNDA 1978) beobachteten unteren Salinitätsgrenzen von 13-14 PSU (*Ceramium tenuicorne*, *Polysiphonia fucoides*, *P. stricta*) bzw. 17-19 PSU (*Ahnfeltia plicata*, *C. virgatum*, *Membranoptera alata*, *Rhodomela confervoides*) lassen vermuten, dass diese Arten - auch wenn sie laut NIELSEN et al. 1995 (und Quellenangaben darin) eine Verbreitung bis mindestens in die zentrale Ostsee haben - hier nur in größeren Tiefen mit salzhaltigerem Wasser vorkommen. Durch SCHORIES et al. (2006) wurde diese Abhängigkeit der Arten von der Salinität berücksichtigt und daher für die Wasserkörper B3a und B3b unterschiedliche Artenlisten erstellt. Im veränderten Bewertungsansatz von FÜRHAUPTER et al. (2006) wird zunächst keine Unterteilung mehr berücksichtigt, in einer späteren Anpassung dann aber eine Untergliederung westlich und östlich der Darßer Schwelle vorgeschlagen. Die Monitoringdaten verdeutlichen aber, dass die Meerenge bei Fehmarn ebenfalls bedeutungsvoll für die Ausbreitung der Arten ist.

Die Biomasse der opportunistischen Arten wird an vielen Stationen durch *Polysiphonia fucoides* bestimmt. So lag der Anteil dieser Art an der Gesamt-Biomasse der opportunistischen Algen oft über 90%. Berechnet man die Biomasse der Opportunisten ohne *P. fucoides*, so verändert sich das Biomasseverhältnis zwischen Referenzarten und Opportunisten derart, dass eine bessere Einstufung mehrerer Stationen die Folge ist. In dem derzeitigen Bewertungsansatz nimmt daher *P. fucoides* eine Schlüsselrolle ein. Als einzige perennierende Art der derzeit als Opportunisten definierten Arten nimmt *P. fucoides* ohnehin eine Sonderstellung ein. Diese Art wurde auch erst durch FÜRHAUPTER et al. (2006) ergänzend in die Liste der opportunistischen Algen aufgenommen. Nach dem Ansatz von SCHORIES et al. (2006) mit der Unterteilung in annuell und perennierend würde sie den „Referenzarten“ zugeordnet werden. Da *P. fucoides* entlang der gesamten deutschen Ostseeküste auch mit höheren Biomassen vorkommt sollte dieser Art auf jeden Fall mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden und weitere Untersuchungen hinsichtlich ihrer Lebensansprüche erfolgen.

Der Biomasseanteil von *Furcellaria lumbricalis* wurde durch FÜRHAUPTER et al. (2006) als weiterer Bewertungsparameter vorgeschlagen. Dabei wurde sich sowohl auf das historische Vorkommen an der deutschen Ostseeküste als auch auf Untersuchungen aus dem baltischen Raum (KAUTSKY et al. 1999, MARTIN et al. 2003) berufen. In diesen Arbeiten wird die Tiefenausbreitung von *F. lumbricalis* als Bewertungskriterium vorgeschlagen. Dies ist auch dadurch bedingt, dass im östlichen Baltikum geringere Salinitäten vorherrschen und *F. lumbricalis* durch die allgemein geringere Artenzahl und Konkurrenz zu einer der dominanten Rotalgen wird. Angaben bezüglich der Biomasseverhältnisse gibt es in oben genannten

Arbeiten nicht. 2006 wurde diese Art an 8 Messstationen der deutschen Ostseeküste vorgefunden, wobei sie mit Frischmassen zwischen <1 und 331 g m^{-2} auftrat und damit einen hohen Anteil an der Algenbiomasse ausmachte. Dies war besonders deutlich an den Stationen Binz und Göhren zu sehen, wo *F. lumbricalis* als einzige Referenzart mit hoher Biomasse anzutreffen war. Insbesondere in der Kieler Bucht, in der bis zu 8 Referenzarten an einer Station vorgefunden wurden, ist - auch aufgrund der vorhandenen Hartsubstratarmut an der deutschen Ostseeküste - eine ausgeprägte Raumkonkurrenzen zu erwarten. Östlich von Rügen ist *F. lumbricalis* unter den Referenzarten dagegen konkurrenzlos und kann hier größere Biomassen erreichen. Damit führen diese Bestände zu einer Aufwertung des ökologischen Zustandes durch den Parameter „Biomasse *F. lumbricalis*“.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass gegenwärtig belastbare Indikatoren für die Bewertung der Küstengewässer schwer ableitbar sind. Aufgrund der unvollständigen historischen Angaben in Verbindung mit der starken Variabilität der Salinität entlang der deutschen Ostseeküste ist es schwer, Referenzzustände zu beschreiben. Die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* (SCHORIES et al. 2008) stellt dabei derzeit noch die belastbarste Bewertungsgrundlage dar. Allerdings ist eine ausreichende Bewertung anhand von *F. vesiculosus* aufgrund des Hartsubstratmangels an der deutschen Ostseeküste nicht für alle Gebiete möglich. Die Tiefenverbreitung der beiden genannten Arten stellt derzeit aber auch das einzige vergleichbare Kriterium für den gesamten Ostseeraum dar, weil beide Arten im gesamten Ostseeraum anzutreffen sind. Die Tiefenausbreitung der Vegetation bzw. einzelner Arten als einziges Kriterium der Bewertung erfüllt jedoch nicht die Vorgaben der EU-WRRL für eine ökologische Bewertung. Darum ist es erforderlich, weitere Parameter der Zusammensetzung und Abundanz in die Bewertung zu integrieren. Die Diskussion über das Vorkommen von Referenzarten und opportunistischen Arten sowie deren Biomasseanteilen zeigt deutlich, dass diese Parameter hinsichtlich ihrer „Belastbarkeit“ noch vorsichtig zu betrachten sind. So können die einzelnen Parameter teilweise zu sehr konträren Aussagen in der Bewertung führen. Darum wurden diese Parameter in einem ersten Bewertungsverfahren nur als so genannte Begleitparameter vorgeschlagen (SCHORIES et al. 2006). Eine stärkere Integration dieser Parameter in ein Bewertungsverfahren ist wünschenswert, zumal bisher im Ostseeraum keine vergleichbaren Bewertungsansätze existieren. Dies sollte aber auch mit der entsprechenden Sorgfalt erfolgen. Dazu sollte zunächst eine entsprechende kontinuierliche Beprobung und Datenerhebung über mehrere Jahre erfolgen, um die jetzt festgelegten Klassengrenzen zu evaluieren. Auch sollte die jetzige Einteilung bzw. Zuordnung der Arten als Referenzarten weiterhin kritisch hinterfragt und neue Erkenntnisse unverzüglich berücksichtigt werden.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des durch das BMBF geförderte Forschungsvorhaben „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) durchgeführt. Die Autoren danken Dr. Rolf Karez und Mario von Weber für die Bereitstellung der Messdaten des Makrophytenmonitorings 2006.

Literatur

- Bäck, S. & A. Ruuskanen, 2000. Distribution and maximum growth depth of *Fucus vesiculosus* along the Gulf of Finland. *Marine Biology* 136: 303-307.
- Bartsch, I., C. Wiencke, K. Bischof, C. M. Buchholz, B. H. Buck, A. Eggert, P. Feuerpfel, D. Hanelt, S. Jacobsen, R. Karez, U. Karsten, M. Molis, M. Y. Roleda, H. Schubert, R. Schumann, K. Valentin, F. Weinberger & J. Wiese, 2008. The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43:1-86.
- Binzer, T. & A. L. Middelboe, 2005. From thallus to communities: scale effects and photosynthetic performance in macroalgae communities. *Marine Ecology Progress Series* 287: 65-75.
- Daßler, M., 1992. Vergleichende Untersuchungen zur Photosyntheseleistung und Nährstoffaufnahme bestandsbildender Makroalgen der westlichen Ostsee unter *in situ*-Bedingungen. Diplomarbeit Christian-Albrechts-Universität Kiel. 41 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Praxistest zum Makrophytenmonitoring in Schleswig-Holstein 2006. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 199 pp.
- Gessner, F., 1957. Meer und Strand. 2. Aufl. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin. 426 pp.
- Haahtela, I., 1981. Probable reasons for the decline of the bladder wrack *Fucus vesiculosus* L. in SW Finland. *Reports from the Department of Biology, University of Turku* 2: 18-21.
- Haglund, K., L. Axelsson & M. Pedersén, 1987. Photosynthesis and respiration in the alga *Ahnfeltia plicata* in a flow-through system. *Marine Biology* 96: 409-412.
- Hoffmann, C., 1943. Der Salzgehalt des Seewassers als Lebensfaktor mariner Pflanzen. *Kieler Blätter* H3: 160-176.
- Hoffmann, C., 1952. Über das Vorkommen und die Menge industriell verwertbarer Algen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. *Kieler Meeresforschung* 9: 5-14.
- Ihnken, S., 2003. Photoacclimation in the red alga *Furcellaria lumbricalis* (Hudson) Lamouroux. Diplomarbeit, Universität Rostock, 77 pp.
- Johansson, G. & P. Snoeijs, 2002. Macroalgal photosynthetic responses to light in relation to thallus morphology and depth zonation. *Marine Ecology Progress Series* 244: 63-72.
- Kautsky, H., G. Martin, A. Mäkinen, M. Borgiel, P. Vahteri & J. Rissanen, 1999. Structure of phytobenthic and associated animal communities in the Gulf of Riga. *Hydrobiologia* 393: 191-200.
- King, R. J. & W. Schramm, 1976a. Determination of photosynthetic rates for the marine algae *Fucus vesiculosus* and *Laminaria digitata*. *Marine Biology* 37: 209-213.
- King, R. J. & W. Schramm, 1976b. Photosynthetic rates of benthic marine algae in relation to light intensity and seasonal variations. *Marine Biology* 37: 215-222.
- Køie, M. & A. Kristiansen, 2001. Der große Kosmos-Strandführer. Tiere und Pflanzen in Nord- und Ostsee. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart. 350 pp.
- Leukart, P. & K. Lüning, 1994. Minimum spectral light requirements and maximum light levels for long-term germling growth of several red algae from different water depths and a green alga. *European Journal of Phycology* 29: 103-112.
- Martin, G., K. Torna, J. Kotta & H. Orav-Kotta, 2003. Estonian marine phytobenthos monitoring programme: preliminary results and future perspectives. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences / Biology, Ecology* 52: 112-124.
- Munda, I. M., 1978. Salinity dependent distribution of benthic algae in estuarine areas of Icelandic fjords. *Botanica Marina* 21: 451-468.
- Nielsen, R., A. Kristiansen, L. Mathieson & H. Mathieson, 1995. Distributional index of benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Botanica Fennica* 155: 1-51.
- Nygård, C. A. & N. G. A. Ekelund, 2006. Photosynthesis and UV-B tolerance of the marine alga *Fucus vesiculosus* at different sea water salinities. *Journal of Applied Phycology* 18: 461-467.
- Orfanidis, S., P. Panayotidis & N. Stamatis, 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 2: 45-65.
- Pehlke, C., U. Selig, & H. Schubert, 2008. Verbreitung und Ökophysiologie von *Fucus*-Beständen der Mecklenburger Bucht (südliche Ostseeküste). *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 123-142

- Reinke, J., 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzen-geographische Studie. Schmidt & Klaunig, Kiel. 101 pp.
- Rohde, S., C. Hiebenthal, M. Wahl, R. Karez & K. Bischof, 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *European Journal of Phycology* 43: 143-150.
- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste. Bericht zum LAWA Forschungsvorhabens: „Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL“, Teil A. 100 pp.
- Schories, D., C. Pehlke & U. Selig, 2008. Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. *Ecological Indicators*, doi 10.1016/j.ecolind.2008.08.010.
- Schubert, H. & D. Schories, 2008. Chapter 17: Macrophytobenthos. In Feistel, R., G. Nausch & N. Wasmund (eds), *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005. A detailed 50-Year survey of meteorology and climate, physics, chemistry, biology, and marine environment*. John Wiley & Sons. Inc.
- Schubert, H., S. Fulda & M. Hagemann, 1993. Effects of adaptation to different salt concentrations on photosynthesis and pigmentation of the cyanobacterium *Synechocystis* sp. PCC 6803. *Journal of Plant Physiology* 142: 291-295.
- Schwenke, H., 1969. Meeresbotanische Untersuchungen in der westlichen Ostsee als Beitrag zu einer marinen Vegetationskunde. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 54: 35-94.
- Selig, U., D. Schories, C. Pehlke & H. Schubert, 2008. Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ an der deutschen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 25-44
- Steneck, R. S. & M. N. Dethier, 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476-498.
- Torn, K., D. Krause-Jensen & G. Martin, 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany* 84: 53-62.

Dirk SCHORIES* & Uwe SELIG

*Universidad Austral de Chile, Instituto de Biología Marina, Casilla 567, Valdivia, Chile,
dirk.schories@gmx.de

Erarbeitung einer taxonomischen Gesamtartenliste und Datenbank für die Makroalgen und Angiospermen der deutschen Übergangs- und Küstengewässer

Development of a database tool of macrophytobenthos for all transitional and coastal waters along the German Coast

Abstract

A taxonomic species list and database of macroalgae and plants for German transitional and coastal waters was developed. We present the species inventory as an actual taxonomic database and not strictly as a nomenclatural database. The current database version contains a total of 797 valid species names and 4117 synonyms with their taxonomic hierarchy (genus, family, order, class, phylum). Recent taxonomic lists as well as unpublished herbarium records of the German spoken area and the Baltic are integrated in the data base and species names are actualized. The recent status of macroalgae under endangerment is given. The potencial of the database for the EU Water Framework Directive depends on future adjustments on regional and local scale.

Keywords: macrophytobenthos, coastal water, North Sea, Baltic Sea, taxonomy

1 Einführung und Zielsetzung

Ein wichtiges Kriterium bei der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ist die Erfassung des Arteninventares. So wird der Parameter „Zusammensetzung und Abundanz“ der Gewässerflora zur Bewertung der Küstengewässer herangezogen. Im Makrophytobenthos-Monitoringprogramm der Landesämter der Küstenländer der Bundesrepublik Deutschland sind diese Daten vor der Inkraftsetzung der EU-WRRL in dieser Form nicht erhoben worden, so dass seit Veröffentlichung der Roten Liste der marinen Makrophyten Deutschlands (SCHORIES et al. 1996) keine Informationen über das Arteninventar in den Übergangs- und Küstengewässern der deutschen Nord- und Ostseeküste vorhanden sind. In der vorliegenden Version der Datenbank wurde neben der marinen Vegetation erstmals auch die Vegetation der Uferbereiche, Dünen und Salzwiesen eingeschlossen, wenn auch noch unvollständig.

Im Laufe des letzten Jahrzehnts wurden immer wieder Veränderungen in der taxonomischen Zuordnung bestimmter Arten vorgenommen. Aktuelles Beispiel

taxonomischer Umbenennung ist der weit verbreitete Zuckertang *Laminaria saccharina* (L.) J.V. Lamouroux 1813, welcher 2006 in *Saccharina latissima* taxonomisch betitelt wurde (LANE et al. 2006). Ebenso etliche Arten aus der Gattung *Enteromorpha*, welche streng genommen vollständig in die Gattung *Ulva* überführt werden müssten (HAYDEN et al. 2003). Durch die Nutzung molekularer Methoden zur taxonomischen Einordnung werden auch in den kommenden Jahren zahlreiche weitere Veränderungen zu erwarten sein. Dies wird eine langfristige Betrachtung und Vergleiche von Untersuchungen zukünftig nur ermöglichen, wenn die Bearbeiter über vollständige und regelmäßig aktualisierte Synonymlisten verfügen.

Die Einwanderung invasiver Arten in den deutschen Küstenraum ist ein seit Jahrzehnten zu beobachtendes Phänomen und Problem (NEHRING & KLINGENBERG 2008). So wurde durch SCHORIES & SELIG (2006) erstmalig *Gracilaria vermiculophylla* an der deutschen Ostseeküste beschrieben, die seitdem auf dem Vormarsch ist (THOMSEN et al. 2007). Auf Helgoland wurden mit *Callithamnion tetragonum* und *Halurus flosculosus* 2007 auch zwei neue Arten gefunden (BARTSCH mündl. Mitteilung). Sowohl die Einschleppung von gebietsfremden Arten als auch die globalen klimatischen Veränderungen werden zu einer Veränderung von Lebensgemeinschaften führen (REISE & BEUSEKOM 2008), die eine stete taxonomischen Bearbeitung als auch Dokumentation des Verbreitungszustandes erfordert.

Für die Erarbeitung mariner Strategien für das zukünftige Meeresmonitoring in Deutschland soll eine einheitliche Datenerfassung mittels Datenbanken realisiert werden, welche eine gezielte Abfrage taxonomischer Angaben und dadurch eine einheitliche taxonomische Bearbeitung deutschlandweit ermöglicht. Dadurch soll sowohl den Landes- und Bundesbehörden, aber auch wissenschaftlichen Einrichtungen eine einheitliche taxonomische Grundlage für die weitere Bearbeitung geschaffen werden. Dazu ist eine taxonomische Referenz- und Synonym-Liste aller in den deutschen Küstengewässern vorkommenden Arten erforderlich. Diese dient den Landesämtern als Basis für ihr weiteres Monitoring der Küstengewässer und schafft dem Umweltbundesamt (UBA) eine Grundlage für die Realisierung des Qualitätsmanagements.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens soll eine Taxaliste für alle potenziell und rezent vorkommenden Makroalgen und Angiospermen an der gesamten deutschen Ostseeküste einschließlich der inneren Küstengewässer (Ostsee) und der Übergangsgewässer (Nordsee) aufgestellt werden. In dieser Taxaliste sollen neben den Angaben des jeweils gültigen Artnamens und seiner entsprechenden Synonyme auch ein Verweis auf die Präsenz der Arten in den internationalen Datenbanken AlgaeBase, ITIS, ERMS sowie FloraWeb erstellt werden. Neben den taxonomischen Angaben sollen zusätzliche Informationen zur Verbreitung der Arten, zur Lebensweise und zu Lebensansprüchen sowie ihre Relevanz für die derzeitige Gewässerüberwachung- und Gewässerbewertung der einzelnen Arten gegeben werden.

2 Material und Methode

2.1 Erfassung des Arteninventares

Zur Erstellung einer Gesamtartenliste für die gesamte deutsche Nord- und Ostseeküste einschließlich Übergangsgewässern wurden die vorhandenen regio-

nen Verbreitungs- und Bewertungslisten sowie die Daten aus den laufenden Monitoringprogrammen genutzt (Tab. 1).

Tab. 1 Datengrundlage zur Erstellung der Gesamtartenliste

Verbreitungsgebiet	Quelle der Datenbank	Bemerkungen
Ostseeküste	NIELSEN et al. (1995)	Verbreitungsangaben der Makroalgen in der gesamten Ostsee – nur Arten an der deutschen Küste wurden berücksichtigt
Helgoland	BARTSCH & KUHLENKAMP (2000)	-
Gesamte deutsche Küste	SCHORIES et al. (1996)	Rote Liste Makroalgen 1996
Gesamte deutsche Küste	SCHORIES et al. (2009)	Rote Liste Makroalgen in prep.
Wattenmeer	NIELSEN et al. (1996)	Trilaterale Rote Liste Wattenmeer 1996
Tide-Elbe	STILLER (2005)	Bewertungsverfahren für Übergangsgewässer Nordsee
niedersächsischen Wattenmeerküste	KOLBE (2006)	Literaturrecherche zum Vorkommen von Makroalgen-Arten
Innere Küstengewässer der Ostsee	SCHUBERT et al. (2003) MERTENS (2006) SELIG et al. (2006) FÜRHAUPTER et al. (2004-2006)	rezente Artenliste (2000-2007) aus den Untersuchungen der Forschungsprojekte ELBO, LAWA-Ostseeklassifizierung sowie den Monitoringsdaten der Landesämter 2004-2006
Limnische Seen	SCHAUMBURG et al. (2006)	Bewertungstabelle Phylib für norddeutsche Flachlandseen (limnischer Bewertungsansatz der WRRL)
Strandseen Schleswig-Holstein	SAGERT et al. (2007)	potenzielle und rezente Florenliste der Strandseen Schleswig-Holsteins

2.2 Taxonomische Zuordnung

Die taxonomische Zuordnung der Arten erfolgte durch hierarchische Abfrage folgender Datenbanken: 1. AlgaeBase, 2. ITIS, 3. FloraWeb, 4. ERMS (MARBEF). Ist eine Art in keiner der gelisteten Datenbanken verzeichnet, wurde eine rangfreie Internet-Recherche verwendet. Das Arteninventar mit allen bekannten Synonymen wurde nach aktuellen taxonomischen Gesichtspunkten geordnet, jedoch nicht nach strengen Nomenklatur-Regeln aufgebaut.

Die Festlegung des gültigen Artnamens (valid name) erfolgte anhand der in den externen Datenbanken aufgeführten akzeptierten Artnamen. Falls in den externen Datenbanken unterschiedliche Artnamen als gültig oder akzeptiert geführt wurden, erfolgte die Festlegung des gültigen oder akzeptierten Namens für die Arten in der zuvor genannten Reihenfolge. Sämtliche externe Datenbanken weisen eine eindeutige numerische Zuordnung (Identität) der dargestellten Arten auf (Tab. 2).

Tab. 2 Namen und Webadressenaufbau der recherchierten externen Datenbanken.

Datenbank	Zuordnung
AlgaeBase	http://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=* http://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=
ITIS	http://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=
FloraWeb	http://www.floraweb.de/pflanzenarten/artenhome.xsql?suchnr=
ERMS	http://www.marbef.org/data/aphia.php?p=taxdetails&id=

*Hinter dem Gleichheitszeichen ist die eindeutige Identitätsnummer des Taxons zu setzen. Bei AlgaeBase ist der Adressenaufbau bei *Species* und *Genus* unterschiedlich.

2.3 Datenbankstruktur und Datenbankprogramme

Die Datenbank wurde in MYSQL 5.0.45 erarbeitet und mit PHP browsertauglich zur lokalen Arbeit eingerichtet. Dafür ist der Einsatz eines lokalen Apache-Servers notwendig. Sämtliche Komponenten (Apache Server, MYSQL, PHP sowie PHPMYADMIN) sind in OpenSource-Zusammenstellungen frei verfügbar. Wir haben sowohl auf die Softwarepakete Wosportable als auch auf den Uniform Server zurückgegriffen (<http://www.uniformserver.com>). Aktuell ist das Paket Wosportable von der Firma CH Software durch das System MoWeS (Modulares Webserver System) ersetzt worden. Die aktuelle Version kann von einem USB-Stick oder von jedem anderen beschreibbaren Medium (Festplatten, Flash Cards usw. außer von CD / DVD) ohne Installation unter Windows (98 bis Vista) gestartet werden. Für die Erstellung der Datenbank und der Listen wurde das Programm Navicat 8.0 benutzt. Navicat ist ein einfaches und leistungsfähiges kommerzielles Datenbank-administrations- und Entwicklungswerkzeug, mit dessen Report System sich PDF-Dokumente erstellen lassen. Das kommerzielle Programm PHPmaker 5.0 (e.World Technology Limited) wurde benutzt um die MYSQL-Datenbank auszulesen und die Inhalte in PHP-Skripte umzuwandeln. In einem finalen Schritt ist die Datenbank in das Content Management System JOOMLA 1.0.12 eingebettet und mit ergänzenden und erklärenden Texten versehen worden.

3 Ergebnisse

3.1 Erarbeitung einer taxonomischen Gesamtliste

Aus den einzelnen regionalen Artenlisten wurde eine Gesamtartenliste erstellt. Dazu wurden für jede Art folgende Daten zusammengestellt (Tab. 3).

Insgesamt wurden 797 Arten mit ihren derzeit gültigen Namen und Synonymen (einschließlich Varietäten, Unterarten etc.) in einer Arten-Tabelle zusammengefasst. Daraus resultierten 4915 verschiedene Artnamen (gültige Namen und Synonyme). Die Rhodophyta sind mit 218 Arten sowie 1700 Synonymen in der Datenbank am häufigsten vertreten. Die Magnoliophyta enthalten als zweitstärkste Gruppe 199 Arten sowie 286 Synonyme. Rhodophyta, Chlorophyta und Ochrophyta machen zusammen 530 Arten aus (Tab. 4).

Tab. 3 Auflistung der Angaben in der Gesamttaxa-Liste.

Kategorie	Angaben
Identifikationsnummer	ID_taxonomy ID_level
taxonomische Angaben	taxon Familie Ordnung Klasse Stamm (Phylum) Autor Jahr Taxon-autor
Zusatzangaben	valid name usagex (true / false) accepted genus (gültiger Gattungsname)
Bezug zu Datenbanken	ID-ALGAEBASE ID-ITIS ID-FLORAWEB ID-ERMS (MARBEF)

Tab. 4 Verteilung der einzelnen Taxa auf die verschiedenen Phyla.

Phylum	Klasse	Ordnung	Familie	Genus	Art (valid)	Synonym
Bryophyta	1	2	3	1	5	5
Charophyta	3	3	3	8	43	51
Chlorophyta	4	12	25	78	155	899
Cyanophyta	1	2	4	7	6	
Equisetophyta	1	1	1	1	2	4
Lycopodiophyta	1	1	1	1	2	2
Magnoliophyta	3	31	48	119	199	286
Ochrophyta	2	12	22	105	176	1170
Rhodophyta	4	22	50	144	218	1700
Summe	20	86	157	464	806*	4117

* einschließlich Genera, bei denen keine Informationen auf Artebene vorlagen, sonst 797 Arten.

Für alle vorkommenden Arten wurde neben dem gültigen Artnamen auch eine möglichst vollständige Liste der bekannten Synonyme erfasst. Die Zusammenstellung der Synonymliste erfolgt über die Abfrage der internationalen Datenbanken. Die so erfassten Synonymnamen wurden in einer Tabelle zusammengefasst, welche separat in der lokalen Datenbank vorhanden ist. Des Weiteren wurden alle Synonyme in die Taxonomie-Tabelle integriert, welche in die Oracle-Datenbank eingelesen werden soll. Die Kennzeichnung des gültigen Artnamens erfolgte über die Angabe *true* oder *false* in der Spalte *usagex* sowie die die Nennung des gültigen Artnamens (*valid name*). Wenn in der Spalte *Taxon* eine Unterart, Form oder Varietät aufgelistet ist, so wird als „valid name“ dann der Artnamen auch als „true“ aufgeführt. So wird zum Beispiel für *Fucus vesiculosus f. mytili* (ID 4761) *Fucus vesiculosus* als gültiger Artnamen geführt und als „true“ bezeichnet.

3.2 Bezug zu anderen Datenbanken

Ein mögliches Abfrage-Beispiel sowie die bestehenden Export-Möglichkeiten aus der Datenbank heraus in andere Anwendungen ist in Abb. 1 wiedergegeben. Ein Bezug zu anderen externen Datenbanken ist durch die Nennung der entsprechenden IDs (Identitäten) angedeutet. Eine direkte Verknüpfung besteht jedoch nicht. Leere Textfelder in den externen Datenbanken (siehe FloraWeb in Abb. 1) deuten an, dass zum Ende des Bearbeitungsstandes die Arten in der entsprechenden Datenbank nicht aufgeführt worden sind. Für insgesamt 29 Arten wurde überhaupt keine Nennung in einer externen Datenbank gefunden. Auf lokaler Ebene kann der Nutzer die Datenbank entsprechend ändern, d. h. Daten hinzufügen oder auch löschen.

Datenbank zu den Marinen Makroalgen & Küstenpflanzen Deutschlands

TABLE: Taxonomie [Export to Excel](#) [Export to XML](#) [Export to CSV](#)

id level =

taxon & author starts with

status =

[Show all](#) [Advanced Search](#)

Exact phrase All words Any word

[Add](#)

				id taxonomy	id level (*)	taxon & author (*)	status (*)	lifecyle (*)	algaebase id	itis id	erms id	floraweb id
View	Edit	Copy	Delete	5662	species	Fucus ceranoides Linnaeus 1753	True		83	11343	145542	
View	Edit	Copy	Delete	1798	species	Fucus vesiculosus Linnaeus 1753	True	perennial	87	11335	145548	
View	Edit	Copy	Delete	1782	species	Fucus spiralis Linnaeus 1753	True	perennial	86	11340	145547	
View	Edit	Copy	Delete	1763	species	Fucus serratus Linnaeus 1753	True	perennial	85	11342	145546	
View	Edit	Copy	Delete	1667	species	Fucus evanescens C. Agardh 1820	True	perennial	84	11346	145545	
View	Edit	Copy	Delete	4761	species	Fucus vesiculosus f. mytili (Nienburg) Nienhuis	True	perennial	65969			

Abb. 1 Datenbank-Maske und Abfrage der Taxonomie. Zusätzliche Angaben werden in der Einzelansicht (*view*) dargestellt.

3.3 Verknüpfung über mehrere Tabellen am Beispiel der Roten Liste der Marinen Makrophyten 1996

Die einzelnen Tabellen in der Datenbank lassen sich verknüpft abfragen. So ist es beispielsweise möglich, sich die deutschen Trivialnamen der Arten und deren Status in der Roten Liste der Makrophyten von 1996 (SCHORIES et al. 1996) anzeigen

zu lassen (Tab. 5)¹. Nach Veröffentlichung der aktualisierten Roten Liste der Makrophyten (für das Jahr 2009 geplant) lassen sich dann auch Veränderungen in der jeweiligen Gefährdungskategorie anzeigen sowie diese Information mit weiteren Angaben zu verknüpfen.

Tab. 5 Abfragebeispiel 1: Liste sämtlicher Arten unter Angabe der Identität, des Autors, des Jahres, der Ordnung, des deutschen Namens und ob sie in der Roten Liste (RL) 1996 aufgeführt sind. Eine Unterscheidung nach gültigen Artnamen wurde nicht getroffen. 1 vom Aussterben bedroht, 2 stark gefährdet, 3 gefährdet, G Gefährdung anzunehmen, - regional schwächer gefährdet, *: vorkommend und ungefährdet

ID	Taxon	Autor	Jahr	Ordnung	deutscher Name	RL 1996
435	<i>Chaetomorpha aerea</i>	(Dillwyn) Kützing	1849	Cladophorales	Borstenhaar	-
733	<i>Cladophora Glomerata</i>	(Linnaeus) Kützing	1843	Cladophorales	Seidige Cladophora	*
857	<i>Cladophora rupestris</i>	(Linnaeus) Kützing	1843	Cladophorales	Felsen-Cladophora	3
3341	<i>Ulva lactuca</i>	Linnaeus	1753	Ulvales	Gemeiner Meersalat	1
1226	<i>Desmarestia viridis</i>	(O.F. Müller) J.V. Lamouroux	1813	Desmarestiales	Verbleichen de Desmarestia	*
1222	<i>Desmarestia aculeata</i>	(Linnaeus) J.V. Lamouroux	1813	Desmarestiales	Stacheltang	1
591	<i>Chordaria flagelliformis</i>	(O.F. Müller) C. Agardh	1817	Ectocarpales	Gemeiner Geißeltang	*
2197	<i>Laminaria saccharina</i>	(Linnaeus) J.V. Lamouroux	1813	Laminariales	Zuckertang	-
2153	<i>Laminaria digitata</i>	(Hudson) J.V. Lamouroux	1813	Laminariales	Fingertang	-
1798	<i>Fucus vesiculosus</i>	Linnaeus	1753	Fucales	Blasentang	G
1763	<i>Fucus serratus</i>	Linnaeus	1753	Fucales	Sägetang	2
2347	<i>Membranoptera alata</i>	(Hudson) Stackhouse	1809	Ceramiales	Geflügelter Seeampfer, Geflügelte Delesseria	2
1194	<i>Delesseria sanguinea</i>	(Hudson) J.V. Lamouroux	1813	Ceramiales	Blutroter Seeampfer	*
550	<i>Chondrus crispus</i>	Stackhouse	1797	Gigartinales	Gemeiner Knorpeltang	1

3.4 Abfrage von Daten einer einzelnen Tabelle

Die einzelnen Tabellen lassen sich exakt nach den jeweiligen Fragestellungen filtern. Beispiel 2 in Tab. 6 listet sämtliche gültigen Arten der Gattung *Ulva* unter Angaben externen Bezugsquellen auf. Insgesamt sind 22 Arten gelistet, zwei davon sind als Unterart geführt. Gerade bei der Gattung *Ulva* zeigt sich wie bereits zuvor erwähnt die Problematik in der Taxonomie. In der Datenbank sind eine

¹ Nicht alle Abfrage-Möglichkeiten sind mit der bestehenden Datenmaske möglich, einige müssen direkt mit einer MYSQL-Anfrage generiert werden.

Enteromorpha-Art, zwei Unterarten und eine Varietät als gültig geführt, obwohl diese streng genommen als *Ulva* geführt werden müssten. Dies ist bis jetzt jedoch nicht umgesetzt worden, so dass ein *Ulva* / *Enteromorpha* Komplex in der Datenbank vorhanden ist.

Tab. 6 Abfragebeispiel 2 aus der Datenbank über eine Tabelle. Die Anfrage lautet: „Liste sämtliche gültigen Arten aus der Gattung *Ulva* unter Angabe der Identität, des Autors, des Jahres sowie der Verweise auf externe Datenbanken auf“.

ID	Taxon	Autor	Jahr	Algae Base	ITIS	ERMS	Flora Web
3337	<i>Ulva intestinalis</i>	Linnaeus	1753	12904	6536	234471	
3318	<i>Ulva compressa</i>	Linnaeus	1753	12903	6522	234462	
3377	<i>Ulva rigida</i>	C. Agardh	1823	40	6561	145990	
3341	<i>Ulva lactuca</i>	Linnaeus	1753	39	6562	145984	
3321	<i>Ulva curvata</i>	(Kützing) De Toni	1889	1064	6578	145981	
3314	<i>Ulva clathrata</i>	(Roth) C. Agardh	1811	48814		156078	
3331	<i>Ulva flexuosa</i>	Wulfen	1803	12999		234468	
3349	<i>Ulva linza</i>	Linnaeus	1753	12905		234474	
3369	<i>Ulva prolifera</i>	O.F. Müller in Oeder	1778	13000		234476	
3370	<i>Ulva pseudocurvata</i>	Koeman & Hoek	1981	936		145988	
3374	<i>Ulva radiata</i>	(J. Agardh) Hayden Blomster Maggs P.C. Silva M.J. Stanhope & J.R. Waaland	2003	61848		234478	
3375	<i>Ulva ralfsii</i>	(Harvey) Le Jolis	1863	48889		234479	
3380	<i>Ulva scandinavica</i>	Bliding	1968	935		145992	
3381	<i>Ulva simplex</i>	(K.L. Vinogradova) Hayden Blomster Maggs P.C. Silva M.J. Stanhope & J.R. Waaland	2003	61850		234480	
3387	<i>Ulva torta</i>	(Mertens) Trevisan	1841	48892		234481	
3386	<i>Ulva tenera</i>	Kornmann et Sahling		20841			
4682	<i>Ulva paradoxa</i>	C. Agardh	1817	13566			
4712	<i>Ulva lobata</i>	(Kützing) Harvey	1855	5087	6567		
6033	<i>Ulva kylinii</i>	(Bliding) Hayden Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland	2003	61843		234473	
6034	<i>Ulva percursa</i>	(C. Agardh) C. Agardh		48886			
5668	<i>Ulva flexuosa subsp. pilifera</i>	(Kützing) M.J. Wynne	2005	133390			
5670	<i>Ulva flexuosa subsp. paradoxa</i>	(C. Agardh) M.J. Wynne	2005	132568			

4 Diskussion

Mit der Erarbeitung einer taxonomischen Gesamtartenliste und Datenbank für die Makroalgen und Angiospermen der deutschen Übergangs- und Küstengewässer ist die Voraussetzung geschaffen worden, große Datenmengen effizient, eindeutig und langfristig zu speichern und benötigte Teilmengen aus der Datenbank in unterschiedlichen Darstellungsformen für den Benutzer bereitzustellen. Das gewählte Datenbank-System besteht zum einen aus einer kostengünstigen Verwaltungssoftware, die es dem Nutzer ermöglicht die Daten entsprechend seinen Vorstellungen weiter zu bearbeiten oder sie in der vorliegenden Form über die vorhandene Webschnittstelle zu nutzen. Mit Übergabe der Datenbank an das Landesamt für Natur und Umwelt (LANU) Schleswig-Holstein stellt sich die Frage nach einer fortlaufenden Aktualisierung der Daten. Diese kann nur dann sichergestellt werden, wenn eine gemeinsame Internet-Plattform mit entsprechenden Nutzer-Rechten verteilt und diese von den deutschen Auftragnehmern des LANU und Dritten entsprechend genutzt wird. Die bestehende Version zur lokalen Installation auf dem Computer ermöglicht es den Nutzern Änderungen und Ergänzungen nach eigenen Vorstellungen durchzuführen, verliert aber an Wert durch die einseitige Bearbeitung.

Obwohl die Zahl an frei zugänglichen Datenbanken im Internet und die Datenfülle ständig steigen, ist es bisher nicht möglich gewesen, das deutsche Arteninventar für die EU-WRRL entsprechend darzustellen. Die vorliegende Datenbank kann den Grundstock bilden diese Lücke für den deutschen Bereich zu schließen. Die EU-WRRL empfiehlt beispielsweise die Faktoren Abundanz und Artenzusammensetzung von Algengemeinschaften im felsigen Gezeitenbereich für die ökologische Klassifizierung zu verwenden. Auch wenn dieser Ansatz umstritten ist (WELLS et al. 2007), ist es notwendig, diese Daten entsprechend vorzuhalten. Ähnlich wichtig wird es sein historische Daten in die Datenbank einzubinden, die nicht nur Taxalisten darstellen, sondern auch Verbreitungsareale und -tiefen kennzeichnen und entsprechend für die EU-WRRL genutzt werden können (SCHORIES et al. 2008).

Die Namensgebung, die von den Autoren als gültig (*true*) verwendet worden ist, folgt nicht streng den Nomenklatur-Regeln, sondern spiegelt vielmehr den derzeitigen aktuellen Wissenstand wider und steht damit in voller Übereinstimmung mit GUIRY & GUIRY (2007), den Autoren von AlgaeBase.

In der vorliegenden taxonomischen Liste sind alle in Deutschland jemals aufgeführten Arten enthalten. Dies bedeutet jedoch nicht, dass diese Arten derzeit auch wirklich im Gebiet präsent sind. Einige historische Einträge werden sich niemals prüfen lassen, da kein entsprechendes Herbarium-Material vorliegt. Bei den Phanerogamen werden sicherlich in der nächsten Zukunft noch Ergänzungen vonnöten sein bzw. Gebietsabgrenzungen klarer definiert werden müssen. Die Bryophyta als auch die Cyanobakterien sind auf Artebene unzureichend bearbeitet.

Mit der erstellten Datenbank wurde eine erste Übersicht über die Verbreitung von Makroalgen und Angiospermen an der deutschen Ostseeküste erstellt. Die Autoren erhoffen sich, dass durch eine Nutzung und Weiterentwicklung der Datenbank zukünftig vor allem regionale Bezüge stärker herausgearbeitet werden. Um die Datenbank als „Nachschlagewerk“ zu nutzen wird es nötig sein, verstärkt Tiefenangaben, Abundanzen und Biomasse-Angaben zu den Makroalgen und marinen Phanerogamen aus historischen Betrachtungen sowie rezenten Forschungsprojekten aufzuführen. Zusätzliche Angaben zu den gefundenen Lebensformen, ihrer Morphologie sowie deren Reproduktionstadien sind vonnöten,

um sowohl kurz- als auch langfristige Änderungen zu beschreiben und zu erklären. Erst dadurch wird eine Grundlage geschaffen, um schnell und effektiv Langzeitbetrachtungen und Vergleiche durchzuführen und somit die erhobenen Monitoringdaten zielgerichtet auswerten zu können.

Danksagung

Das Projekt wurde vom Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein gefördert (4121.3-2007-342F). Der Bezug der erstellten Datenbank kann beim Auftraggeber angefragt werden.

Die Autoren danken Ralph Kühlenkamp für die Bearbeitung der Taxalisten, insbesondere der regionalen Verbreitungsliste von Helgoland. Kerstin Kolbe und Gabriele Stiller danken wir für die Bereitstellung ihrer Ergebnisse und Durchsicht ihrer Taxaliste in unserer Datenbank.

Literatur

- Bartsch, I. & R. Kühlenkamp, 2000. The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgoland Marine Research* 54: 60-189.
- Floraweb, 2007. FloraWeb - Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands. <http://www.floraweb.de/index.html>
- Fürhaupter, K. & T. Meyer, 2004. Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Erprobung einer neuen Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 85 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2005. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - 2. Praxistest zum Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - 3. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 141 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Praxistest zum Makrophytenmonitoring in Schleswig-Holstein: Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 199 pp.
- Guiry, M. D. & G. M. Guiry, 2007. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>
- Hayden, H. S., J. Blomster, C. A. Maggs, P. C. Silva, M. J. Stanhope & J. R. Waaland, 2003. Linnaeus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *European Journal of Phycology* 38: 277-294.
- ITIS, 2007. Integrated Taxonomic Information System on-line database, <http://www.itis.gov>
- Kolbe, K., 2006. Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. Forschungsbericht im Auftrag des NLWKN, Betriebsstelle Brake / Oldenburg, 102 pp.
- Lane, C. E., C. Mayes, L. D. Druehl & G. W. Saunders, 2006. A multi-gene molecular investigation of the kelp (Laminariales, Phaeophyceae) supports substantial taxonomic re-organization. *Journal of Phycology* 42: 493-512.
- MarBEF, 2004. European Marine Biodiversity Gazetteer. <http://www.marbef.org/data/geobrowser.php>
- Mertens, M., 2006. Landschaftsökologische Untersuchungen zu Makrophyten (einschließlich Makroalgen) in ausgewählten inneren Küstengewässern Schleswig-Holstein. Diplomarbeit, Universität Greifswald, 118 pp.
- Nehring, S. & F. Klingenstein, 2008. Aquatic alien species in Germany - Listing system and options for action. *Neobiota* 7: 19-33.

- Nielsen, R., A. Kristiansen, L. Mathiesen & H. Mathiesen, 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Botanica Fennica* 155: 1-51.
- Nielsen, R., D. Schories, W. Härdtle, K. Reise & W. J. Wolff, 1996. Red list of marine macroalgae of the Wadden Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 50: 39-42.
- Reise, K. & J. van Beusekom, 2008. Interactive effects of global and regional change on a coastal ecosystem, *Helgoland Marine Research* 62: 85-91.
- Sagert, S., H. G. Wagner & U. Selig, 2007. Bewertung von Strandseen anhand der Qualitätskomponente Makrophyten: Forschungsbericht im Auftrage des Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Ausschreibungsnummer: 4121.3-2006-511 F. 73 pp.
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer & G. Hofmann, 2006. Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 71 pp.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMB+F Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 pp.
- Schories, D., W. Härdle, E. Kaminski; V. Kell, E. Kühner & H. Pankow, 1996. Rote Liste und Florenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyceae, Rhodophyceae et Fucophyceae) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde des BfN, Bonn-Bad Godesberg, 28: 577-607.
- Schories, D. & U. Selig, 2006. Die Bedeutung eingeschleppter Arten (alien species) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 15: 147-158.
- Schories, D., C. Pehlke & U. Selig, 2008. Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. *Ecological Indicators*, doi 10.1016/j.ecolind.2008.08.010.
- Selig, U., D. Schories & H. Schubert, 2006. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil B: Innere Küstengewässer Schleswig-Holstein, 150 pp.
- Stiller, G., 2005. Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tiedeelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Fachgutachten im Auftrag der Arge Elbe, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. 47 pp.
- Thomsen, M. S., P. A. Staehr, C. D. Nyberg, S. Schwærter, D. Krause-Jensen & B. R. Silliman, 2007. *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, 1967 (Rhodophyta, Gracilariaceae) in northern Europe, with emphasis on Danish conditions and what to expect in the future. *Aquatic Invasions* 2: 83-94.
- Wells, E., M. Wilkinson, P. Wood & C. Scanlan, 2007. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 151-161.

Tim STEINHARDT* & Uwe SELIG

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock
timsteinhardt@gmx.de

Diasporen von Characeen und Angiospermen in Sedimenten von Küstengewässern der südlichen Ostseeküste

Seed bank of charophytes and angiosperms in sediments of coastal waters on the southern Baltic Sea

Abstract

The diaspore banks in the sediments of six shallow brackish lagoons (southern Baltic Sea) were investigated. The distribution and density of diaspores was analysed at three to seven depths on transects in each lagoon along salinity and nutrient gradients.

The diaspore analysis yielded 11 taxa of submerged diaspore types: 7 angiosperm taxa and 4 charophyte taxa groups. The *Chara aspera/canescens*-group, the *Chara baltica*-group, *Tolypella nidifica*, *Ruppia cirrhosa*, *Potamogeton pectinatus* and *Zannichellia palustris* were found in all lagoons. Oospores of charophytes dominated the diaspore bank independent of location and water depth on all transects. The distribution of charophyte oospores is characterised by translocation to deeper areas, whereas seeds of *Zostera marina* and *Ruppia cirrhosa* were mainly accumulated in vegetation stands.

Salinity and nutrient gradients are the key factors governing the distribution of the vegetation and diaspore banks. Statistical analysis (ANOSIM) of vegetation and diaspore bank shows differences in the similarities between the lagoon parts and the lagoons. Furthermore, diaspore deposition of *Zannichellia palustris*, *Ruppia cirrhosa*, *Chara baltica* and *Tolypella nidifica* depended on wave exposure. *Zannichellia palustris* showed the most wide-ranging generative recolonization potential of all macrophytes in the lagoon.

Keywords: charophytes, seed bank, coastal lagoon, salinity, eutrophication, exposition, dispersal

1 Einführung und Zielsetzung

Im Zeitraum 1999 bis 2007 erfolgten umfangreiche Vegetationsuntersuchungen in den inneren Küstengewässern an der deutschen Ostseeküste, welche einen Überblick über das rezente Arteninventar geben (PORSCHÉ et al. 2008). Diese Untersuchungen erfolgten im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie

(WRRL) durch Forschungsprojekte und erste Praxistests für die Etablierung eines neuen Monitoringprogramms. BLÜMEL et al. (2002) haben in umfangreichen Literaturarbeiten vorhandene historische Daten zu den Makrophyten aus vier Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns zusammengestellt. Ein Vergleich dieser historischen Daten mit den rezenten Befunden belegt einen Rückgang der Artenzahl und der Tiefenverbreitung der submersen Vegetation. SCHUBERT et al. (2003) nutzen diese Degradationserscheinungen für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für innere Küstengewässer. Dieses Verfahren beruht auf dem Ausfall von Pflanzengemeinschaften und dem Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze, welche für die einzelnen Gewässer sehr differenziert ermittelt wurden (SELIG et al. 2007). Diese Verfahren basieren auf der Beschreibung von Referenzzuständen für die Gewässer entsprechend den Vorgaben der WRRL.

Die vorhandenen historischen Funde waren aber unzureichend, um aus diesen Daten einen Referenzzustand für alle inneren Küstengewässer zu definieren. So wurden durch MERTENS & SELIG (2007) nur wenige historische Nachweise für Characeen in der Literatur für die inneren Küstengewässer Schleswig-Holsteins gefunden. Insbesondere für die mittlere Schlei und den Dassower See fehlen historische Nachweise für Characeen und auch Angiospermen. Für beide Gewässer wird aber vermutet, dass Characeen zum natürlichen Artenspektrum der submersen Vegetation gehören. Durch die schlechte Datenlage können die so erstellten Referenzbedingungen nicht als gesichert angesehen werden. Aus diesem Grund müssen weitere Untersuchungen erfolgen, um diese Bewertungsverfahren zu evaluieren. Dies kann u. a. durch die Untersuchung der Diasporenbank im Sediment eines Gewässers erfolgen. Aus diesen Analysen lassen sich Rückschlüsse über das potenzielle Artenspektrum eines Gewässers ziehen.

Im folgenden Artikel werden die vorliegenden Untersuchungen über die Diasporenbanken der Küstengewässer zusammengefasst. Dabei wird die Verteilung der Diasporen in den Küstengewässern in Abhängigkeit von der Gewässertiefe, Salinität, Eutrophierung sowie Exposition untersucht und diskutiert. Die Ergebnisse sollen u. a. Rückschlüsse über ein Wiederbesiedlungspotenzial von Characeen und Angiospermen in den Küstengewässern ermöglichen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgewässer

Entlang der deutschen Ostseeküste wurden sechs Gewässer untersucht (Abb. 1). Das Salzhaff wurde 1999 durch STEINHARDT (2001) untersucht, während die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK), der Greifswalder Bodden und der Große Jasmunder Bodden 2001 und 2002 untersucht wurden (SCHUBERT et al. 2003). Die schleswig-holsteinischen Gewässer Schlei und Dassower See wurden 2007 beprobt (SELIG & STEINHARDT 2008).

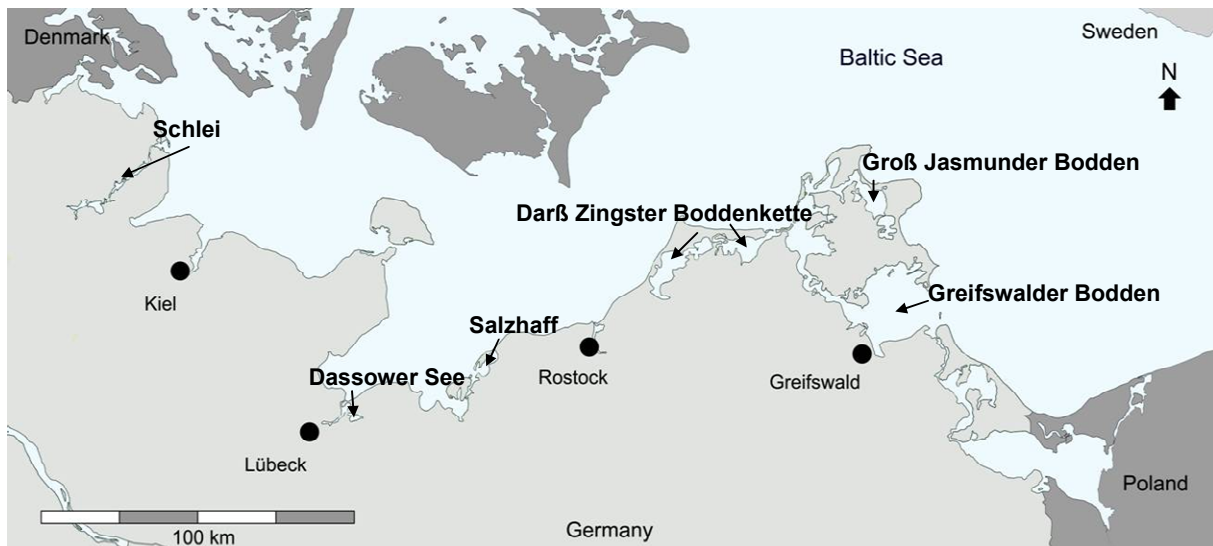


Abb. 1 Ostseeküste Deutschlands mit den sechs untersuchten inneren Küstengewässern.

Tab. 1 Morphometrische und hydrographische Angaben zu den sechs untersuchten Gewässern (k.A. – keine Angaben).

	Schlei	Dassower See	Salzhaff	DZBK	Greifswalder Bodden	Großer Jasmunder Bodden
Volumen [km ³]	0,53	k.A.	0,06	0,40	2,96	0,31
Fläche [km ²]	53,4	8,0	27,0	197,0	510,2	58,6
Einzugsgebiet [km ²]	667,0	k.A.	271,0	1578,0	659,3	k.A.
Zufluss	Füsingener Au	Stepenitz	Hellbach	Recknitz, Barthe	Ryck, Ziese	k.A.
Mittl. Tiefe [m]	2,5	k.A.	2,3	2,0	5,8	5,3
Max. Tiefe [m]	8,2		9,5	16,5	13,5	10,3
Trophie	stark eutroph	k.A.	eutroph	stark eutroph	mesotroph	eutroph
Salinität (Min.-Max.) [PSU]	3,2-19,7	k.A.	4,5-17,6	2,7-9,8	3,2-11,2	8,4-9,9

2.2 Beprobung

Die Beprobung der Sedimente erfolgte während der Vegetationskartierung der Forschungsprojekte und des Praxistests im Rahmen des Monitoringprogramms Schleswig-Holsteins (FÜRHAUPTER et al. 2007). Analog zur Vegetation wurde entlang der Transekte in den Tiefenstufen 0,25 m, 0,5 m, 0,75 m, 1,0 m, 1,5 m, 2,0 m und 2,5 m Sedimentproben entnommen. Die Proben wurden mittels eines Stechrohres entnommen. Dabei wurden pro Tiefenstufe jeweils mehrere Teilproben (2 bis 4) mit einer Sedimenttiefe von ca. 5-10 cm genommen und vermischt. Die beiden Proben wurden bis zur Analyse kühl bei 4 °C gelagert.

2.3 Aufbereitung der Sedimentproben

Die Bestimmung des Anteils der Trockenmasse (TM) jeder Sedimentprobe erfolgte durch Trocknung (10 h bei 105 °C) nach den Methodenbeschreibungen von SCHLUNGBAUM (1979). Dieser ermittelte Trockenmasseanteil wurde für die spätere Berechnung der Trockenmasseanteile der Siebfractionen genutzt.

Für die Bestimmung der Diasporen wurden ca. 100 – 400 g Frischsediment nach Wägung durch Nasssiebung in verschiedene Korngrößenfractionen (2, 1, 0,5, 0,2 und 0,1 mm) aufgetrennt. Nach der Siebung wurden die einzelnen Siebe mit Alufolie umhüllt und 4 h im Trockenschrank bei 60 °C getrocknet. Nach dem Abkühlen wurde die TM jeder Siebfraction bestimmt. Der Anteil der < 0,1 mm-Fraction wurde aus der Differenz der TM der Einwaage und der Summe der TM der ausgewogenen Siebfractionen bestimmt. Die Trockenmasse der Einwaage wurde aus der Einwaage der Frischmasse und dem parallel bestimmten Anteil der Trockenmasse errechnet. Die Siebfractionen 1, 0,5 sowie 0,2 mm wurden für die Diasporenanalyse genutzt.

2.4 Bestimmung der Diasporen

Das Auszählen der Proben erfolgte mittels eines Binokulares. Die beiden großen Probefractionen (1-2 und 0,5-1 mm) wurden vollständig untersucht, um alle vorhandenen Diasporen zu erfassen (STEINHARDT 2001). Von der kleinsten Fraction (0,2-0,5 mm) wurde aufgrund der teilweise großen Probemenge eine Stichprobe von 15% der Fraction untersucht (OSTENDORP 1998). Die Diasporenzahlen wurden für eine Fläche von 1 m² berechnet, um spätere Vergleiche mit anderen Angaben zu ermöglichen.

Zur Bestimmung der Diasporen wurde für die Characeen der Schlüssel von VEDDER (2004) genutzt. Dieser ermöglicht nicht in jedem Fall die Unterscheidung bis zur Art, sondern es können teilweise nur Artengruppen unterschieden werden, bei denen bis zu vier Arten in Frage kommen. Weiterhin ist es in einigen Fällen nur möglich, einen Teil der Diasporen bis zur Art zu bestimmen, da diese nach Größe differenziert werden. Ein anderer Anteil derselben Art kann (wie im Falle von *Chara aspera*) aufgrund von bestimmten Merkmalen (wenn die Diasporen subfossil sind) nur einer Artengruppe zugeordnet werden (bei *Chara aspera* kommt dann *Chara aspera* oder *Chara canescens* in Frage – Abb. 2B).

Im Falle der Angiospermen wurde nur *Potamogeton spec.* (Abb. 2D) nicht bis zur Art bestimmt. Die übrigen auftretenden Angiospermen ließen sich nach Form und Größe bis zur Art zuordnen (BERTSCH 1941, BEIJERING 1947). Dies bezieht sich auf die vorgefundenen Samen von *Najas marina*, *Ruppia cirrhosa*, *R. maritima*, *Zannichellia palustris*, *Zostera noltii* und *Z. marina*. In SELIG & STEINHARDT (2008) wird ausführlich die Differenzierung zwischen den einzelnen Diasporen beschrieben.

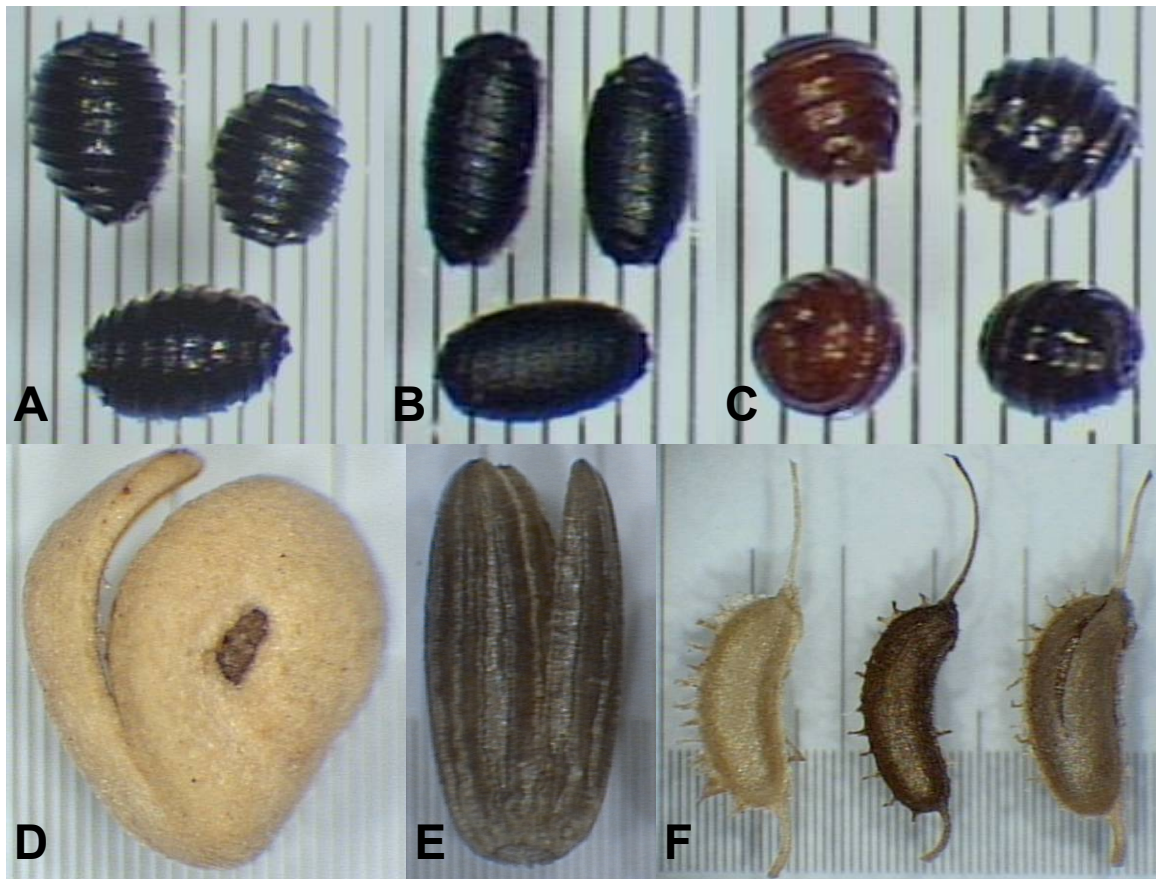


Abb. 2 Oosporen von *Chara aspera* (A), der *Chara aspera/canescens*-Gruppe (B), *Tolypella nidifica* (C), Samen von *Potamogeton spec.* (D), *Zostera marina* (E) und *Zannichellia palustris* (F) (Teilstrich = 100 μ m).

2.5 Statistische Analysen

Die Zusammenhänge zwischen Diasporenmasse und Diasporendichte wurde mit dem Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten berechnet. Die Vergleiche im Salz- und Südhaff hinsichtlich der Expositionsunterschiede erfolgten mit dem Mann-Whitney-U-Test. Diese statistischen Berechnungen erfolgten in SPSS.

Weiterhin wurde eine Änderung der Artenzusammensetzung der Transekte entlang des o. g. Salz- und Nährstoffgradienten betrachtet. Diese erfolgten in der Schlei, DZBK und im Salz- und Südhaff. Hierzu wurde die Artenähnlichkeit (Bray-Curtis Ähnlichkeitsindex) der Diasporenbank zwischen den Transekten berechnet und getestet, zwischen welchen Transekten sich Unterschiede ergeben. Dafür kam als Testverfahren die einfaktorielle (one-way) ANOSIM der Software PRIMER v.5 bzw. v.6 zum Einsatz. Im Salz- und Südhaff wurde zusätzlich die Exposition berücksichtigt und deshalb eine zweifaktorielle (two-way crossed) ANOSIM der Software PRIMER v.5 berechnet.

3 Ergebnisse

3.1 Diasporenbank der Gewässer

Tab. 2 und 3 zeigen die Arten und Artengruppen, welche als Diasporen in den sechs Gewässern gefunden wurden. Die Werte sind als mittlere Diasporendichten (Anzahl pro m²) sowie als Prozentanteile der Anzahl der untersuchten Probestellen in denen die Art aufgefunden wurde für alle Probestellen jedes Gewässers gegenübergestellt. Insgesamt wurden 13 verschiedene Arten bzw. Artengruppen nachgewiesen. Sechs Arten bzw. Artgruppen wurden in allen Gewässern angetroffen. In allen Gewässern dominieren die Diasporen der Characeen. Während in der Schlei, im Dassower See und im Salzhaff *Tolypella nidifica* mit 73 bis 82% die Diasporenbank dominiert, so war es die *Chara aspera/canescens*-Gruppe mit 44 bis 69% in der DZBK, dem Greifswalder Bodden und Großen Jasmunder Bodden. *Chara vulgaris* und *Zostera noltii* wurden nur in der Schlei gefunden. *Zostera marina* wurde nur in der Äußeren Schlei, dem Salzhaff und dem Greifswalder Bodden angetroffen.

Tab. 2 Mittlere Diasporendichte [m⁻²] und relativer Anteil [%] der Arten und Artengruppen in der Diasporenbank der Küstengewässer Schlei, Dassower See und Salzhaff (Mittelwert (SD)).

Art / Artengruppe	Schlei (n = 28)		Dassower See (n = 19)		Salzhaff (n = 68)	
	Anzahl [m ⁻²]	Anteil [%]	Anzahl [m ⁻²]	Anteil [%]	Anzahl [m ⁻²]	Anteil [%]
<i>Zostera marina</i>	592 (2614)	0.23	0	0	680 (1539)	0.60
<i>Zostera noltii</i>	42 (178)	0.02	0	0	0	0
<i>Zannichellia palustris</i>	12858 (25696)	4.95	3396 (6769)	5.43	6981 (11056)	6.20
<i>Ruppia maritima</i>	264 (774)	0.10	27 (80)	0.04	0	0
<i>Ruppia cirrhosa</i>	516 (866)	0.20	94 (174)	0.15	299 (700)	0.30
<i>Potamogeton spec.</i>	55 (127)	0.02	268 (929)	0.43	23 (70)	0.02
<i>Najas marina</i>	9 (48)	0.01	376 (1361)	0.60	0	0
<i>Chara baltica</i>	1183 (2704)	0.46	5947 (15053)	9.52	8523 (7192)	8.40
<i>Chara baltica/horrida</i>	213 (551)	0.08	0	0	0	0
<i>Chara aspera</i>	3588 (5907)	1.38	3550 (5803)	5.68	0	0
<i>Chara aspera/canescens</i>	33162 (136957)	12.77	3291 (4762)	5.27	2389 (2197)	2.30
<i>Chara vulgaris</i>	91 (358)	0.04	0	0	0	0
<i>Tolypella nidifica</i>	207000 (550472)	79.75	45545 (82472)	72.88	89438 (143936)	81.80

Tab. 3 Mittlere Diasporendichte [m^{-2}] und relativer Anteil [%] der Arten und Artengruppen in der Diasporenbank der Küstengewässer Darß-Zingster-Bodden-Kette (DZBK), Großer Jasmunder Bodden (GJB) und Greifswalder Bodden (GB) (Mittelwert (SD)).

Art / Artengruppe	DZBK (n = 137)		GJB (n = 60)		GB (n = 60)	
	Anzahl [m^{-2}]	Anteil [%]	Anzahl [m^{-2}]	Anteil [%]	Anzahl [m^{-2}]	Anteil [%]
<i>Zostera marina</i>	0	0	0	0	96 (176)	0.10
<i>Zostera noltii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Zannichellia palustris</i>	6436 (40742)	5.10	6511 (12053)	2.10	6633 (6490)	6.90
<i>Ruppia maritima</i>	52 (233)	0.04	6 (15)	0	14 (25)	0
<i>Ruppia cirrhosa</i>	10458 (2969)	0.82	3886 (7781)	1.20	1940 (1515)	2.00
<i>Potamogeton spec.</i>	467 (1894)	0.37	346 (447)	0.10	462 (333)	0.50
<i>Najas marina</i>	671 (4065)	0.53	25 (57)	0,01	623 (1128)	0.70
<i>Chara baltica</i>	13648 (35490)	10.76	16811 (7616)	5.40	5212 (4864)	5.50
<i>Chara baltica/horrida</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Chara aspera</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Chara aspera/canescens</i>	78381 (177365)	61.77	214281 (216938)	68.80	41812 (36049)	43.80
<i>Chara vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Tolypella nidifica</i>	26166 (129458)	20.62	69689 (68189)	22.30	36432 (23975)	38.10

Neben der mittleren Diasporendichte im Sediment wurde die mittlere Diasporenmasse der Diasporen bestimmt (außer für *Chara vulgaris*, da in diesem Falle zu wenige Oosporen vorhanden waren – Daten siehe SELIG & STEINHARDT 2008). Die Diasporenmasse wurde dann gegen die mittlere Diasporendichte aufgetragen. Aus diesem Zusammenhang lassen sich Erkenntnisse über die Verbreitungsstrategien der einzelnen Arten gewinnen und Aussagen über den Zustand der Diasporenbank der Gewässer ableiten. In Abb. 3 ist dieser Zusammenhang für die Schlei und das Salzhaff dargestellt. Die Abbildungen verdeutlichen, dass *Tolypella nidifica*, die Art mit der höchsten Diasporendichte im Sediment, die kleinste Masse pro Diaspore hat. Arten mit sehr geringen Diasporendichten, wie *Potamogeton spec.* und *Najas marina*, haben dagegen eine sehr hohe Diasporenmasse. Es ergibt sich also ein negativer Zusammenhang zwischen Diasporendichte und Diasporenmasse. Die Korrelation wurde mittels des Rangkorrelationskoeffizienten getestet und mit sowie ohne *Zannichellia palustris* berechnet (STEINHARDT & SELIG 2007). So ergibt sich für die Schlei ein signifikanter Zusammenhang ($r = -0,624$, $p < 0,05$, $n = 11$ ohne *Zannichellia palustris*; $r = -0,550$, n. s., $n = 12$ mit *Zannichellia palustris*). Für das Salzhaff zeigt sich ein ähnlicher Trend ($r = -0,325$, n. s., $n = 6$ ohne *Zannichellia palustris*; $r = -0,304$, n. s., $n = 7$ mit *Zannichellia palustris*), welcher aber nicht als signifikant nachgewiesen werden konnte.

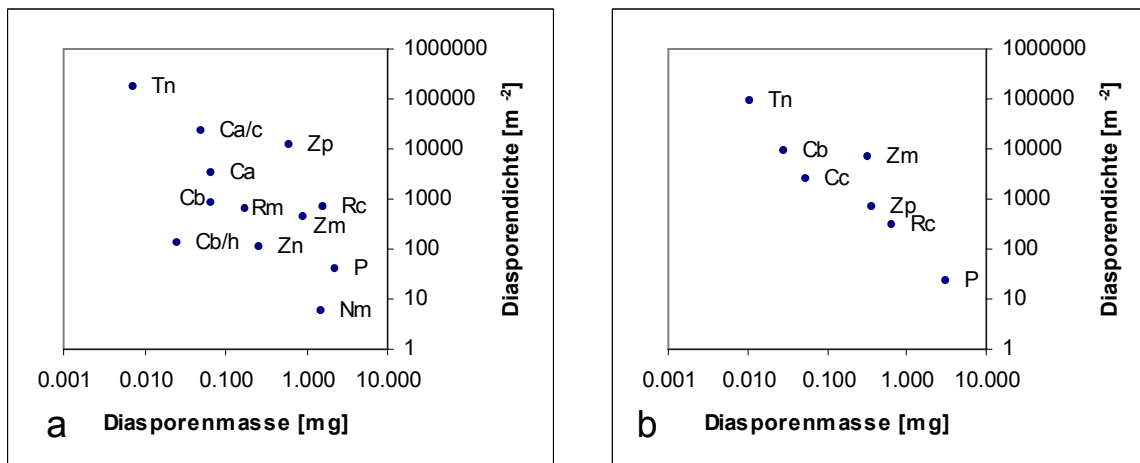


Abb. 3 Zusammenhang zwischen Diasporenmasse und Diasporendichte der Diasporenbank in der Schlei (a) und im Salzhafter See (b) (Tn: *Tolypella nidifica*, Ca/c: *Chara aspera/canescens*-Gruppe, Ca: *Chara aspera*, Cb: *Chara baltica*, Zp: *Zannichellia palustris*, Rc: *Ruppia cirrhosa*, Rm: *Ruppia maritima*, P: *Potamogeton spec.*, Nm: *Najas marina*).

3.2 Tiefenabhängigkeit der Diasporendichten in den Gewässern

Für die Schlei und das Salzhafter See wurde beispielhaft die Diasporendichte einzelner Arten im Sediment in Abhängigkeit von der Wassertiefe dargestellt (Abb. 4a-f).

Zostera marina hat in der Schlei und im Salzhafter See in größeren Wassertiefen (1,50-2,50 m) deutlich höhere Diasporendichten als im Flachwasser (Abb. 4a). Diese Art kommt in der Vegetation schwerpunktmäßig in Wassertiefen ab 1,00 m mit höheren Deckungsgraden vor (PORSCHKE et al. 2008).

Zostera noltii, eine typische Flachwasserart der Vegetation, kommt in der Diasporenbank nur in geringen Wassertiefen in der Schlei vor. Diese Art wurde 1999 auch im Salzhafter See rezent gefunden, aber keine Diasporen im Sediment nachgewiesen.

Zannichellia palustris zeigt in der Schlei eine deutliche Zunahme der Diasporendichte im Sediment mit der Wassertiefe, während sie im Salzhafter See relativ konstant bleibt (Abb. 4b).

Für *Ruppia cirrhosa* ist für die Schlei eine Zunahme der Diasporen mit der Tiefe aufzeigbar, jedoch hat diese Art bereits im Flachwasser (bei 0,5 m Wassertiefe) eine erhöhte Diasporendichte (Abb. 4c). Im Salzhafter See erfolgt die Ablagerung von *Ruppia cirrhosa*-Samen schwerpunktmäßig im Flachwasser, im tiefen Wasser ab 2,00 m findet man kaum noch Diasporen.

Ruppia maritima hat in der Schlei ein Diasporenmaximum in 2 m Wassertiefe und hat ebenfalls im Flachwasser bereits höhere Diasporendichten im Sediment.

Potamogeton spec. hat in beiden Gewässern sehr geringe Diasporendichten im Vergleich zu den anderen Arten (Abb. 4d). Im Salzhafter See zeigt sich keine Ablagerungstendenz mit der Wassertiefe, in der Schlei sind die Diasporendichten in 1,50 m Wassertiefe in etwa doppelt so hoch wie im flachen Wasser (0,50 m). In noch größeren Wassertiefen (2,00-2,50 m) findet man wiederum keine Diasporen mehr.

Chara baltica hat in der Schlei ihr Maximum der Oosporendichte bei 2 m und im Salzhafter See bei 2,5 m Wassertiefe (Abb. 4e). Im Salzhafter See zeigte sich eine starke Zunahme der Diasporendichte mit der Wassertiefe.

Tolypella nidifica hat sowohl im Salzhaff als auch in der Schlei das Oosporenmaximum in 2,50 m Wassertiefe. Für *Tolypella nidifica* nimmt im Salzhaff und in der Schlei die Diasporendichte mit der Wassertiefe stark zu (Abb. 4f).

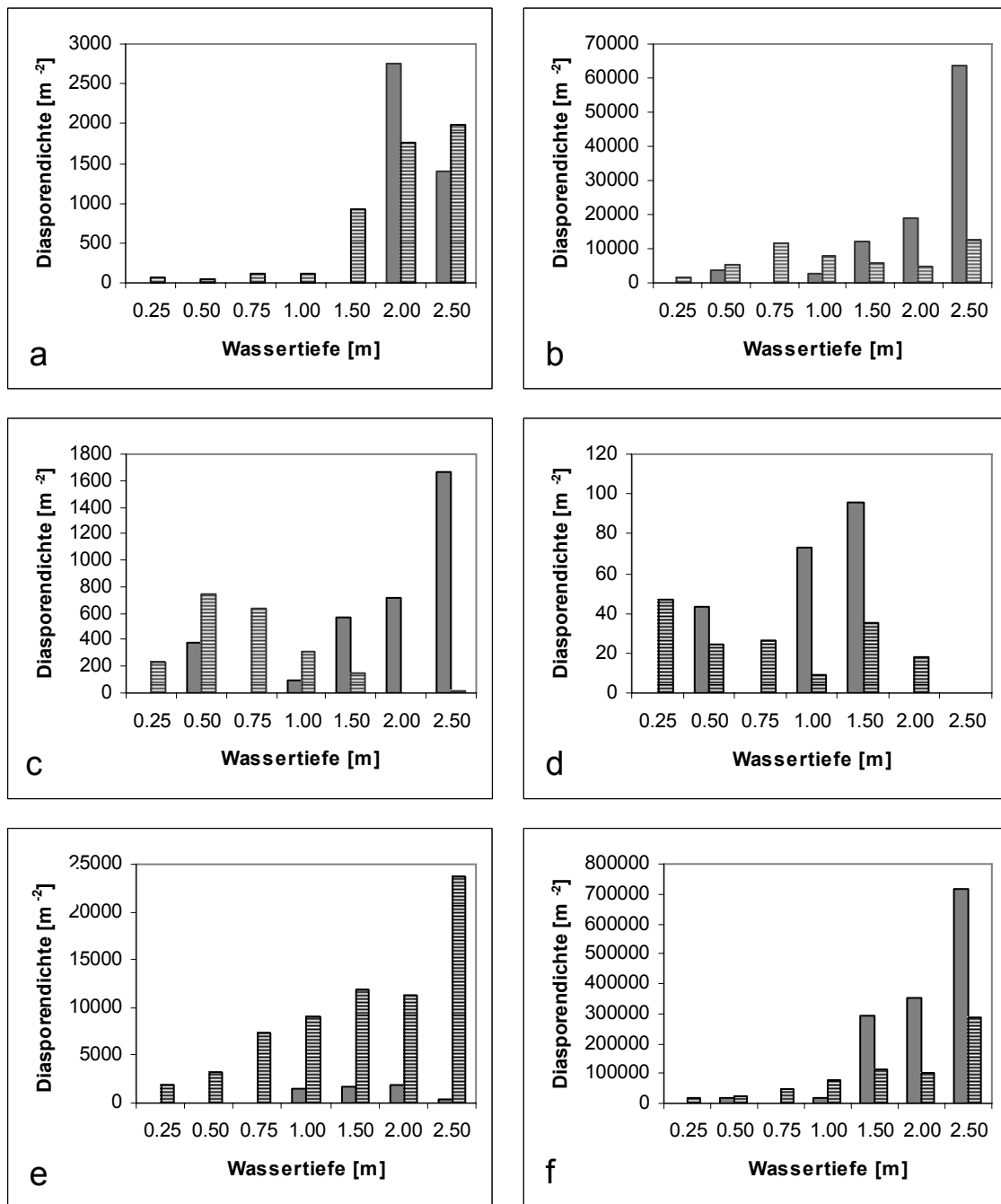


Abb. 4 Tiefenverteilung der Diasporen von *Zostera marina* (a), *Zannichellia palustris* (b), *Ruppia cirrhosa* (c), *Potamogeton spec.* (d), *Chara baltica* (e) und *Tolypella nidifica* (f) in der Schlei (grau) und im Salzhaff (gestreift).

3.3 Verteilung der Diasporen in Abhängigkeit von Salz- und Nährstoffgradienten

Die Schlei, das Salzhaff und die DZBK sind Gewässer mit einem stark ausgeprägten Salzgradienten. Innerhalb dieser Gewässer wurden drei Transekte entlang des Salzgradienten (innerer, mittlerer und äußerer Bereich) untersucht und die Artenähnlichkeit der Standorte statistisch verglichen. Innerhalb des Salzgradienten eines Gewässers konnte nur für die Schlei ein signifikanter Unterschied zwischen den Transekten vorgefunden werden, nicht für das Salzhaff und die DZBK (Tab. 4).

Vergleicht man die drei Gewässer untereinander, so konnte zwischen der Schlei und der DZBK der höchste Unterschied in der Artenähnlichkeit ermittelt werden, während zwischen dem Salzhaff und der DZBK ein geringerer (10% Signifikanzniveau) und zwischen der Schlei und dem Salzhaff kein Unterschied festgestellt werden konnte (Tab. 5).

Tab. 4 Einfaktorielle (one-way) ANOSIM der Diasporendichten zwischen jeweils drei Transekten (inneres, mittleres, äußeres) entlang des Salzgradienten der Schlei, des Salzhaffes und der DZBK.

	Schlei		Salzhaff		DZBK	
	R Statistik	Signifikanzniveau [%]	R Statistik	Signifikanzniveau [%]	R Statistik	Signifikanzniveau [%]
Globaler Test zwischen Transekten						
	0.282	0.3	0.026	33.1	0	43.2
Paarweise Tests zwischen Transekten						
inneres vs. mittleres	0.016	37.7	0.052	21.6	-0.026	53.2
inneres vs. äußeres	0.241	1.3	0.080	21.9	-0.050	69.5
mittleres vs. äußeres	0.667	0.4	-0.004	43.7	0.091	15.4

Tab. 5 Zweifaktorielle (two-way nested) ANOSIM der Diasporendichten und Vegetationsdeckungen zwischen den Gewässern Schlei, Salzhaff, DZBK.

	R Statistik	Signifikanzniveau [%]
Globaler Test zwischen Transekten	0.103	1.3
Globaler Test zwischen Küstengewässern	0.432	0.4
Paarweiser Test zwischen Küstengewässern		
Schlei vs. Salzhaff	0.185	40.0
Schlei vs. DZBK	0.630	10.0
Salzhaff vs. DZBK	0.556	10.0

3.4 Abhängigkeit der Diasporendichten von der Exposition der Standorte

Für die Untersuchungen des Salzhaffs wurde die Exposition der Untersuchungstransekte nach HÅKANSON (1981) berechnet und die Transekte wurden danach in exponierte und geschützte Transekte eingeteilt (siehe auch STEINHARDT & SELIG 2007). Die Ergebnisse sind in Tab. 6 dargestellt. Diasporen von *Zannichellia*

palustris, *Ruppia cirrhosa*, *Chara baltica* and *Tolypella nidifica* wurden signifikant mehr in den geschützten Bereichen vorgefunden, während für *Zostera marina* und *Chara canescens* keine Unterschiede nachweisbar waren.

Tab. 6 Diasporendichte [m^{-2}] in Abhängigkeit von der Windexposition der Untersuchungsgebiete im Salzhaff (Mittelwert (SD)). * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, n.s. nicht signifikant

Art	Windexposition				p
	geschützt (n=30)		exponiert (n=30)		
<i>Zostera marina</i>	268	(74)	747	(363)	n.s.
<i>Zannichellia palustris</i>	9739	(24969)	2704	(595)	**
<i>Ruppia cirrhosa</i>	601	(177)	88	(30)	**
<i>Chara canescens</i>	1669	(334)	2343	(880)	n.s.
<i>Chara baltica</i>	10697	(2839)	4157	(1227)	*
<i>Tolypella nidifica</i>	87603	(19625)	40631	(12300)	**

4 Diskussion

4.1 Verteilung der Diasporen in den Gewässern

In allen untersuchten Gewässern wurden mehr Arten in der Diasporenbank als in der rezenten Vegetation gefunden. So wurden Diasporen von zehn Arten (ohne Berücksichtigung der Artgruppen) in der Schlei gefunden, aber nur sieben Arten in der rezenten Vegetation im Jahr 2007 (SELIG & STEINHARDT 2008). Neben dieser höheren Artenzahl ist entlang der Salinitätsgradienten der Gewässer eine deutliche Veränderung der Diasporenbank nachweisbar: die Artenzahl nahm in der Schlei mit zunehmender Salinität und abnehmenden Nährstoffgehalten zu.

Tolypella nidifica wurde in vier Gewässern mit der höchsten Diasporendichte aller Arten vorgefunden, unabhängig davon ob diese Art in der rezenten Vegetation vorkam. Aus der DZBK liegen nun Vegetationsuntersuchungen aus sieben aufeinanderfolgenden Jahren vor, in denen nie *Tolypella nidifica* vorzufinden war. In der Schlei konnten ebenfalls 2005 und 2006 keine Nachweise dieser Art erbracht werden, obwohl diese Art die Diasporenbank des Gewässers dominiert. Damit müssen die vorhandenen Oosporen bereits über viele Jahre im Sediment liegen. Allerdings kann es bei *Tolypella nidifica* nicht ganz ausgeschlossen werden, dass die Beprobung der Vegetation zu einem zu späten Zeitpunkt erfolgte, um *Tolypella nidifica* im Gewässer vorzufinden. Diese Art tritt vor allem am Anfang der Vegetationsperiode auf und wird im Laufe der Saison durch andere, schnell wachsende Arten verdrängt. Diese Art wird in der DZBK, im Großen Jasmunder Bodden und Greifswalder Bodden mit wesentlich geringerer relativer Häufigkeit und geringeren Diasporendichten angetroffen als in den anderen drei Gewässern (Tab. 2, 3). Das ist auf den niedrigeren Salzgehalt dieser Gewässer zurückzuführen.

Bei der *Chara aspera/canescens*-Gruppe ist die Verbreitung in den Gewässern genau entgegengesetzt. In den Gewässern mit höheren Salzgehalten findet man die geringeren Werte für die relative Häufigkeit und die Diasporendichten im Sediment. Die Verbreitung der Diasporen steht hier ebenfalls im Zusammenhang mit dem Salzgehalt der Gewässer.

Für die Characeen ergeben sich etwas andere Zusammenhänge bei der Tiefenverbreitung der leichten Oosporen im Vergleich zu den schwereren Samen der Angiospermen. Da für *Chara baltica* die typische Verbreitung dieser Art in der Vegetation in geringeren (1,50 m) Wassertiefen ist, deutet die Akkumulation in größeren Wassertiefen (2,00-2,50 m) auf Verlagerungsvorgänge dieser kleinen Diasporen aus dem Bereich der höchsten Vegetationsdeckung zu größeren Wassertiefen hin (STEINHARDT & SELIG 2007).

Die Vegetationsdeckung von *Tolypella nidifica* nimmt im Salzhaff, wie es für diese Art typisch ist, ebenfalls mit der Wassertiefe zu, so dass sich für diese Art ein direkter Zusammenhang zwischen Vegetationsdeckung und Diasporendichte im Sediment ergibt. Eine Akkumulation der Oosporen von *Tolypella nidifica* im Sediment in größeren Wassertiefen ist zusätzlich anzunehmen.

Die Diasporendichte von *Najas marina* ist typischerweise gering aufgrund der relativ hohen Masse der Nüsse dieser Art. Sie tritt nur im Salzhaff nicht auf und kennzeichnet die durch Süßwasser geprägten inneren Küstengewässerbereiche.

Die größeren Diasporen von *Zostera marina* verdriften weniger und sind deshalb häufiger direkt im Sediment unter den Pflanzenbeständen vorzufinden. So treten Samen von *Zostera marina* in beiden dargestellten Gewässern überwiegend in größeren Wassertiefen auf (Abb. 4a), wo diese Art auch ihren Schwerpunkt in der Vegetationsverbreitung hat (siehe auch PORSCHKE et al. 2008). Das Seegrass *Z. marina* wurde nur in der Schlei, im Salzhaff und im Greifswalder Bodden typischerweise mit geringen Diasporendichten gefunden. In den anderen Gewässern ist diese Art offenbar nicht typisch oder schon länger nicht mehr in der Vegetation vorhanden. *Z. marina* kommt nur in Gewässern mit höheren Salinitäten vor. Nach BOSTRÖM et al. (2003) besitzt *Z. marina* eine Salztoleranz von 3-4 PSU. Rezent wird diese Art aber nur bis zu einer Salinität von ca. 8 PSU vorgefunden. Historische Angaben belegen jedoch für die deutschen Küstengewässer eine größere geographische Ausbreitung. So gibt es für die Schlei Angaben zur historischen Ausbreitung bis Hülßen (auf der Höhe von Goltoft kurz vor der Insel Kieholm und der Königsburg) durch REINKE (1889). In den Sedimenten aus diesem Gebiet konnten aber keine Diasporen von *Z. marina* nachgewiesen werden.

Diasporen von *Ruppia cirrhosa* werden offenbar in erster Linie in der Herkunftsvegetation abgelagert, wie es in der Schlei und im Salzhaff im Flachwasser (0,5 m) deutlich wird. Zusätzlich werden diese Diasporen jedoch auch in größere Wassertiefen verlagert, wo die Art in der Vegetation nur äußerst selten vorkommt. Diese Tendenz konnte für die Schlei gezeigt werden.

Ruppia maritima zeigt die gleiche Ablagerungstendenz wie *R. cirrhosa* in der Schlei. Auffällig bei diesen beiden Arten ist zusätzlich zu der erhöhten Diasporendichte im Flachwasser und damit in der Herkunftsvegetation die Zunahme der Diasporendichte mit der Tiefe. In diesem Zusammenhang kann nur eine Verdriftung der Diasporen oder von Pflanzenteilen vermutet werden.

Diasporen von *Zostera noltii* wurden nur in der äußeren Schlei im Flachwasser gefunden. Das Vorkommen dieser Art in der rezenten Vegetation der Schlei konnte nicht nachgewiesen werden. Für diese Art bestätigt sich in der Schlei jedoch die Tendenz der Ablagerung schwerer Diasporen in der Herkunftsvegetation (STEINHARDT & SELIG 2007), da *Z. noltii* eine typische Flachwasserart ist.

Potamogeton spec. wurde rezent in der Vegetation in allen Gewässern bzw. Gewässerabschnitten vorgefunden, aber stets nur mit einer geringen Diasporendichte im Sediment. Offenbar zeigt sich keine systematische Ablagerungstendenz für diese schweren Diasporen. Dieser perennierenden Art wird eine „kompetitive“

Lebensstrategie zugeordnet (KAUTSKY 1988). Sie zeichnet sich durch eine hohe vegetative Produktionsrate sowie Längenwachstum während der Vegetationsperiode aus.

Unabhängig von der Salinität und geographischen Lage der Gewässer dominieren die Characeen die Diasporenbank. Dies liegt in der Vermehrungsstrategie der Characeen begründet, welche KAUTSKY (1988) als „stunted plants“ beschreibt. Diese Arten haben eine Strategie entwickelt, große Mengen an Diasporen zu produzieren, die das Überdauern der Art sichert (Tab. 2, 3, Abb. 3).

Arten, die Diasporen mit einem hohen Energievorrat erzeugen, benötigen nur wenige davon, um die generative Fortpflanzung der Art zu sichern. Deshalb findet man von diesen Arten nur wenige Diasporen im Sediment (Tab. 2, 3, Abb. 3). Diese Strategie verfolgen vor allem die untersuchten Angiospermen. Die geringen Diasporendichten von *Zostera marina*, *Z. noltii*, *Potamogeton spec.*, *Ruppia cirrhosa*, *R. maritima*, und *Najas marina* sind also kein Kennzeichen für eine schlecht ausgeprägte Diasporenbank, sondern durch die Vermehrungsstrategie dieser Arten begründet.

Zannichellia palustris nimmt allerdings eine Sonderstellung ein, wie in fast allen Gewässern deutlich gezeigt werden konnte (Tab. 2, 3). Diese Art hat eine relativ hohe Diasporendichte und parallel dazu eine relativ hohe Diasporenmasse. Dabei zeigt sich die sehr effiziente Verbreitungsstrategie dieser Art, mit einer hohen Anzahl Diasporen, die gleichzeitig auch mit einem hohen Energievorrat ausgestattet sind. Dieser ermöglicht das schnelle Wachstum einer hohen Anzahl von Keimlingen und somit einen Konkurrenzvorteil. Aufgrund der hohen Diasporendichte kann die Art im Sediment gleichmäßig verteilt sein, wie im Salzhaff. Offenbar kann aber für diese Art, wie in der Schlei, die hohe Diasporendichte in größeren Wassertiefen ebenfalls durch ein Verdriften der Samen oder eine erhöhte Diasporenproduktion in diesen Wassertiefen als Ursache angenommen werden.

4.2 Ableitung eines historischen Leitbildes

Aufgrund von Diasporenuntersuchungen lassen sich nur bedingt historische Veränderungen nachweisen. So ist ein Transport der Diasporen im Gewässer als auch außerhalb des Gewässers (Vögel) nicht auszuschließen. Höhere Diasporendichten – wie sie für die dominanten Arten in den Gewässern vorgefunden wurden – lassen aber auf einen ursprünglichen Bestand dieser Arten in den Gewässern schließen. So kann als gesichert angesehen werden, dass u. a. *Chara aspera*, *Chara baltica* und *Tolypella nidifica* als Bestände im Abschnitt Lindaunis bis zur Schleimündung in der Schlei aufgetreten sind. Gleiches gilt auch für den Dassower See. Für die mittlere Schlei wurde nur ein Transekt in der Großen Breite untersucht. Hier dominierten auch die Oosporen der Characeen in der Diasporenbank, aber mit bedeutend geringeren Diasporendichten. Es lässt sich so zumindest aus der Diasporenbank schließen, dass vor einem längeren Zeitraum (ca. 20-50 Jahre) größere Characeenbestände in diesem Gewässerabschnitt aufgetreten sind.

In den Untersuchungen wurden maximal die oberen ca. 10 cm des Sedimentes untersucht. Diese Untersuchungen lassen daher nur die Betrachtung eines begrenzten Zeitraumes zu. So kann bei einer Sedimentationsrate von 0,2 bis 0,5 cm pro Jahr mit diesen oberen 10 cm ein Zeitraum von 20 bis maximal 50 Jahren betrachtet werden. Aufgrund der stärkeren Eutrophierung dieser beiden Küstengewässer ist eher von einem Zeitraum von 20 Jahren auszugehen

(Messungen über Sedimentationsraten liegen nicht vor). Damit können aus den oberen 10 cm keine Rückschlüsse auf die historische Vegetation (Referenzzustand) dieser Gewässer gezogen werden, weil bereits vor 20 Jahren ein verstärkter Nährstoffeintrag in die Gewässer erfolgte. Solche Aussagen erfordern die Untersuchungen tieferer Sedimentbereiche, so wie dies in der Paläolimnologie erfolgt. Bisher liegen nur Untersuchungen von ZENKER (2003) zur Tiefenverteilung der Oosporen von *Chara cancesens* im Sediment des Salzhaffes und der DZBK vor. Hier zeigte sich eine deutliche Abnahme der Diasporendichte mit der Tiefe.

4.3 Eutrophierung und Wiederbesiedlungspotenzial

Nährstoffeinträge und dadurch bedingte Eutrophierung ist die Hauptdegradationsursache der Küstengewässer der Ostsee. Die Degradation der Gewässer wird sowohl durch den Rückgang der unteren Verbreitungstiefe der submersen Vegetation (KAUTSKY et al. 1986, NIELSEN et al. 2002) als auch durch den Ausfall von Arten und Pflanzengemeinschaften (MARTIN et al. 2003, SCHUBERT & BLINDOW 2004, SELIG et al. 2007) gekennzeichnet. Insbesondere die Characeen werden als sensitive Indikatoren der Eutrophierung auch in den Küstengewässern beschrieben (BLINDOW 2000). Das Fehlen der Characeen in den inneren und mittleren Gewässerabschnitten der Schlei, aber auch teilweise der DZBK, sind auf die starke Phytoplanktonentwicklung aufgrund der Eutrophierung dieses Gewässers zurückzuführen (STEINHARDT & SELIG 2008). Das Vorfinden der Diasporen in den Gewässerabschnitten ohne rezentes Auftreten dieser Arten belegt dies. Allerdings verdeutlichen die Untersuchungen auch, dass entlang des Eutrophierungsgradienten der Gewässer eine unterschiedliche Diasporendichte vorzufinden ist. Anhand dieser quantitativen Analysen lassen sich grobe Abschätzungen über ein Wiederbesiedlungspotenzial ableiten. So ist z. B. für die mittlere Schlei derzeit zu bezweifeln, dass über die gewässerinterne Diasporenbank eine schnelle Wiederbesiedlung möglich ist, da hier doch deutlich geringere Diasporendichten gefunden wurden.

Die Vertikalverteilung der Diasporen in verschiedenen Wassertiefen aufgrund deren Größe und Gewicht ermöglichen den Arten unterschiedliche Wiederbesiedlungsstrategien. So können folgende zwei prinzipielle Verteilungsmuster zwischen Vegetation und Diasporenbank beschrieben werden:

- Diasporendichte ist unterhalb des aktuellen Verbreitungsschwerpunktes der Art in der rezenten Vegetation größer – tritt bei Characeen auf
- Diasporendichte korreliert mit der Vertikalverteilung der Vegetationsbedeckung in den Wassertiefen – tritt u. a. bei *Zostera marina* auf

Characeen können sehr schnell tiefere Bereiche wiederbesiedeln, wenn sich die Lichtbedingungen verbessern. Eine Wiederbesiedlung eines Gewässers, wo nur in den sehr flachen Bereichen (< 1,0 m) die Lichtbedingungen für ein Wachstum vorhanden sind, erscheint aufgrund der Diasporenverteilung im Gewässer dagegen für die Characeen schwieriger.

Die vorliegenden Analysen der Diasporenbank lassen aber nur bedingt Rückschlüsse auf ein Wiederbesiedlungspotenzial der einzelnen Arten im Gewässer zu, da die Untersuchungen keine Aussagen über das Keimungspotenzial und Alter dieser Diasporen ermöglichen. PROCTOR (1967) geht davon aus, dass die im Sediment vorhandenen Oosporen über 5 bis 10 Jahre ihre Keimungsfähigkeit behalten. Da aber erst seit wenigen Jahren wiederholt Untersuchungen der submersen Vegetation in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins und

Mecklenburg-Vorpommerns erfolgen, gibt es keine Aussagen über das Vorkommen von Pflanzenbeständen aus den letzten 10 Jahren.

Neben der Anzahl der Diasporen sind die Keimungsbedingungen entscheidend für die Ausbildung einer Vegetation. In SCHUBERT et al. (2003) wurde das Keimungsverhalten von *Najas marina* und *Zannichellia palustris* hinsichtlich Temperatur, Sauerstoffbedingungen und Austrocknung an frischen Samen untersucht. Dabei wurde zumeist eine hohe Keimungsrate von 35 bis 70% erzielt, wobei beide Arten sehr unterschiedlich bezüglich des Sauerstoffgehaltes reagierten. Ein Einfluss von Kälteperioden auf die Dormanz konnte nicht festgestellt werden. Dies wurde auch durch Untersuchungen von ZENKER (2003) hinsichtlich der Keimungsfähigkeit von Oosporen von *Chara cancesens* festgestellt. Hier wurden aber bei allen Versuchen unabhängig von den Versuchsbedingungen immer nur Keimungsraten unter 1% erreicht. Ob diese unterschiedlichen Laborergebnisse artspezifische Unterschiede nachweisen oder doch eher auf den unterschiedlichen Versuchsbedingungen bei den Laborexperimenten beruhen, kann zurzeit nicht abschließend geklärt werden. Zu berücksichtigen ist aber, dass auch bei einer sehr geringen Keimungsrate der Oosporen von Characeen immer noch mehr Einzelpflanzen keimen als bei den Spermatophyten, welche ja bedeutend geringere Diasporendichten im Sediment der Gewässer aufweisen.

Danksagung

Die Untersuchungen der Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurden im Rahmen der durch das BMBF geförderte Forschungsvorhaben „Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für Übergangsgewässer nach der EU-WRRL: Übergangsgewässer/ Küstengewässer der deutschen Ostseeküste“ (FKZ 0330014) sowie „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) durchgeführt. Die Arbeiten in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins wurden durch das Forschungsvorhaben „Sediment-Samen Analysen – Nachweis von Diasporen der Characeen und Angiospermen in Sedimenten innerer Küstengewässer“ (4121.3-2007-394F) des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein unterstützt.

Die umfangreichen Feldbeprobungen und Sedimentanalysen wurden durch Christian Blümel, Manfred Schubert, Christian Porsche, Sebastian Unger und Olaf Rust mit durchgeführt. Die Beprobung der Schlei und des Dassower Sees erfolgte im Rahmen des Monitoring des Landes durch die Firma MariLim.

Literatur

- Beijering, W., 1947. Zadenatlas der Nederlandsche Flora. Veenmann & Zonen, Wageningen, 316 pp.
- Bertsch, K., 1941. Früchte und Samen. Handbücher der praktischen Vorgeschichtsforschung, Band I, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart, 247 pp.
- Blindow, I., 2000. Distribution of Charophytes along the Swedish coast in relation to salinity and eutrophication. Internationale Revue der Hydrobiologie 85: 707-717.
- Blindow, I. & M. Schuette, 2007. Elongation and mat formation of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. Hydrobiologia 584: 69-76.
- Blümel, C., A. Domin, J. C. Krause, M. Schubert, U. Schiewer & H. Schubert, 2002. Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 10: 5-111.

- Boström, C., S. P. Baden & D. Krause-Jensen, 2003. The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In Green E. P. & F. T. Short (eds), World atlas of seagrasses. California University Press, 310 pp.
- Eggert, A., S. Ihnken, U. Selig, U. Karsten & H. Schubert, 2006. Distribution of three submersed macrophytes in coastal lagoons of the German Baltic Sea: Comparison of laboratory and field data. *Botanica Marina* 46: 386-395.
- Fürhaupter, K., H. Wilken & T. Meyer, 2007. WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holstein. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 53 pp.
- Håkanson, L., 1981. A manual of lake morphometry. Springer, Berlin, 78 pp.
- Kautsky, L., 1988. Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. *Oikos* 53: 126-135.
- Martin, G., K. Torna, J. Kottaa & H. Orav-Kottaa, 2003. Estonian marine phytobenthos monitoring programme: preliminary results and future perspectives. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology* 52: 112-124.
- Mertens M. & U. Selig, 2007. Vergleich von historischen und rezenten Makrophytenbeständen in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 17: 55-66.
- Nielsen, S. L., K. Sand-Jensen, J. Borum & O. Geertz-Hansen, 2002. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025-1032.
- Ostendorp, W., 1998. Hemmenhofener Methoden - Sedimentologische und Paläolimnische Methoden in der Siedlungsarchäologie. *Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg* 68: 243-299.
- Porsche, C., H. Schubert & U. Selig, 2008. Rezente Verbreitung submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 109-122
- Proctor, V. W., 1967. Storage and germination of *Chara* oospores. *Journal of Phycology* 3: 90-92.
- 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.
- Schlungbaum, G., 1979. Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. Dissertation, Universität Rostock, 129 pp.
- Schubert, H. & I. Blindow, 2004. Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19. Koeltz Scientific Books, Königstein, 325 pp.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 pp.
- Selig, U., A. Eggert, D. Schories, M. Schubert, C. Blümel & H. Schubert, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the Southern Baltic Sea. *Ecological Indicator* 7: 665-678.
- Selig, U. & T. Steinhardt, 2008. Sediment-Samen Analysen – Nachweis von Diasporen der Characeen und Angiospermen in Sedimenten innerer Küstengewässer. Forschungsbericht im Auftrag des Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Ausschreibungsnummer: 4121.3-2007-394F, 36 pp.
- Steinhardt, T., 2001. Landschaftsökologische Untersuchungen an Standorten submerser Makrophytenvegetation im Salzhaff (Wismarbucht). Diplomarbeit, Universität Greifswald, 103 pp.
- Steinhardt, T. & U. Selig, 2007. Spatial distribution patterns and relationship between recent vegetation and diaspore bank of a brackish coastal lagoon on the southern Baltic Sea, *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74: 205-214.
- Steinhardt, T. & U. Selig, 2008. Comparison of recent vegetation and diaspore banks along abiotic gradients in brackish coastal lagoons on the southern Baltic Sea. *Aquatic Botany*, submitted.
- Vedder, F., 2004. Morphologie und Taxonomie rezenter und subfossiler Characeen-Oosporen aus der Ostsee. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 13: 43-54.
- Zenker, A., 2003. Das Keimungsverhalten von *Chara canescens*. Diplomarbeit, Universität Rostock, 52 pp.

Uwe SELIG*, Arne SCHOOR & Hendrik SCHUBERT

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock
uwe.selig@uni-rostock.de

Maßnahmenprogramme zur Sanierung von Küstengewässern – bisherige Erfahrungen und neue Strategien

Management concept for the restoration of coastal waters – knowledge and new strategies

Abstract

The aim of the EU Water Framework Directive is the “good ecological status” of all water bodies in 2015. Reasons and effects of degradation of the coastal waters are well known, but the knowledge about management activities to reverse the actual impact in a reliably short period is less well established.

The major problem of coastal waters is their eutrophication. With the implementation of the HELCOM agreement, the input of phosphorus and nitrogen were reduced by building waste water treatment. The respective reduction of external nutrient load is insufficient to achieve the good ecological status in 2015. The calculation of nutrient input from the catchment area underlines a high input by agriculture and from the atmosphere. The comparison of external and internal P-load shows the importance of P-release from the sediment. Therefore, the article discusses the knowledge about restoration strategies in coastal waters.

Keywords: coastal water, eutrophication, restoration strategy, nutrient load, biofiltration, dredging, energy recycling

1 Einführung und Zielsetzung

Bodden, Haffe und Förden sind entsprechend der Typisierung nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) innere Küstengewässer an der Ostsee. Sie unterliegen neben einer sehr hohen natürlichen Variabilität (Salinitäts- und Wasserstandsschwankungen) auch einer starken anthropogenen Nutzung. Aufgrund der hohen Nährstoffeinträge über die letzten Jahrzehnte hinweg, stellt die Eutrophierung ein Hauptproblem vieler Küstengewässer dar. Die Eutrophierung führte zum Rückgang der submersen Vegetation und einer ganzjährigen Dominanz des Phytoplanktons.

Bisher standen die Küstengewässer kaum im Blickpunkt des Gewässerschutzes, hingegen existierten sowohl für den Schutz limnischer Gewässer als auch für den Meeresschutz umfangreiche Programme. So orientierten sich mehrere und relativ große Verbundvorhaben in den 1990er Jahren auf die limnischen Gewässer. Diese Vorhaben befassten sich sowohl mit der Sanierung von Fließgewässern als

auch mit der von Standgewässern (JÄGER & KOSCHEL 1995, THIELE & MEHL 1995, HUPFER & SCHARF 2002). So wurden also bereits in den 1980er Jahren konkrete Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen an Seen durchgeführt, jedoch liegen für Küstengewässer keine praktischen Erfahrungen vor. Erste Konzepte für Küstengewässer wurden aber auch bereits in den 1980er Jahren für die Schlei (RIPL 1986) und später für die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK - SCHLUNGBAUM et al. 1998, 2001) entwickelt. Praktische Umsetzungen dieser Konzepte und Vorschläge fanden aber bisher nicht statt.

Mit der Umsetzung der EU-WRRL entsteht auch für die inneren Küstengewässer die Zielstellung, den „guten“ ökologischen Zustand bis 2015 herzustellen. Neuere Untersuchungen und Nährstoffbilanzierungen belegen, dass ohne Pläne für „interne Maßnahmen“ diese Zielstellung nicht erreicht werden kann. Im Rahmen dieses Beitrages sollen erste Konzepte für Maßnahmenpläne vorgestellt und diskutiert werden.

2 Ergebnisse von drei Workshops

Im November 2004, Juni 2005 und Oktober 2006 wurden Workshops zu den Fragestellungen bei der Erarbeitung von Sanierungsstrategien für Küstengewässer durchgeführt:

- 1 Workshop in Rostock am 16./17.11.2004 mit den Komplexen Zustandsanalyse, Nährstoffbelastung sowie Verbauung und Substratverlust
- 2 Workshop in Rostock am 01./02.06.2005 mit den Komplexen Modellierung, Senkung externer Einträge, interne Maßnahmen sowie Makrophyten-Wiederbesiedlung
- 3 Workshop in Kiel am 12./13.10.2006 mit den Komplexen Küstenmanagement, stark veränderte Wasserkörper (HMWB) sowie Substrateinbringung und Re-Eutrophierung

Die meisten Beiträge wurden in drei Sonderheften der Rostocker Meeresbiologischen Beiträge veröffentlicht und sind unter <http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm> einsehbar. Aus diesen Beiträgen lassen sich folgende Schwerpunkte im Sinne der Degradation von Küstengewässern ableiten:

- Eutrophierung durch kommunale Einleitungen, Landwirtschaft und interne Nährstoffspeicher (Sediment)
- Morphologische Veränderungen aufgrund von Küstendynamik und Erosion, Küstenschutz sowie Hafenausbau
- Hartsubstratmangel durch Steinfischerei und Verschlickung der Gewässer
- Toxische Belastungen aufgrund von Schadstoffeinträgen und Rüstungs-altlasten (Munitionsverklappung)

Insbesondere der Senkung der Nährstoffeinträge und damit Verlangsamung bzw. der Unterbindung der Eutrophierung muss in den kommenden Jahren im Zuge der Umsetzung der EU-WRRL mehr Aufmerksamkeit eingeräumt werden. Da hier das „Hauptproblem“ der Küstengewässer liegt, soll ihm in diesem Artikel besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

3 Reduzierung der externen Nährstoffeinträge

Die Degradation der Küstengewässer erfolgt durch die menschliche Nutzung der Gewässer selbst und ihrer Einzugsgebiete. Aus diesem Grunde kennzeichnen nicht nur die Eingriffe im Gewässer selbst, sondern implizit auch die Veränderungen im Einzugsgebiet - dem „Vorfluter“ der offenen Ostsee - die Degradation der Küstengewässer. BEHRENDT et al. (1999) bilanzierten erstmalig die Nährstoffeinträge aus den einzelnen Flussgebieten und ermittelten so die Nährstoffeinträge für die gesamte deutsche Ostseeküste. Im Zuge der Vereinbarungen von Helsinki (HELCOM 1988) sollten die Nährstoffeinträge in die Ostsee durch die Anrainerstaaten bis 1995 halbiert werden. Um diese Vorgabe zu erfüllen, wurden die Kläranlagen der größeren Städte mit Nährstoffeliminationsanlagen ausgestattet. Dadurch wurden um 95 und 80% reduzierte Einträge von Phosphor und Stickstoff aus kommunalen Kläranlagen erzielt (BACHOR 2005). Mit diesen Maßnahmen konnte aber nur für Phosphoreinträge die Zielstellung der Helcom erfüllt werden. Bei den Stickstoffeinträgen lagen die Reduzierungen in den meisten Gewässern nur bei 20 bis 30%. Die Stickstofffracht der Gewässer wird stärker durch die zuflussbedingten Einträge geprägt als durch die Einleitungen über Kläranlagen (BACHOR 2005). Trotz dieser Verringerung sind die Nährstofffrachten in die Ostsee somit weiterhin hoch. Eine weitere Reduzierung der Nährstoffeinträge – insbesondere der Stickstoffeinträge – ist nur durch geminderte Einträge aus dem Einzugsgebiet erreichbar. Eine weitere Belastungsquelle stellen die atmosphärischen Einträge dar. So hat Deutschland in den 1990er Jahren allein über 30% des aerogenen Eintrages von Stickstoff in die Ostsee verursacht.

Den Schwerpunkt der zu entwickelnden Maßnahmenpläne zur Umsetzung der EU-WRRL müssen daher Aktivitäten im Einzugsgebiet der Küstengewässer bilden. Hier müssen vor allem die Nährstofffrachten in den Zuflüssen weiter gesenkt werden. Dieses Ziel kann nur durch die Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzung erreicht werden. Dazu sollten den Landwirten nicht nur Beschränkungen auferlegt, sondern Nutzungskonzepte erarbeitet werden, die Nährstoffretention und Bewirtschaftung intelligent verbinden. So wurde durch MEWES (2007) ein Modell zur Kosten-Wirksamkeitsanalyse entwickelt. Dieses nutzt das MONERIS-Modell (BEHRENDT et al. 2002) zur Berechnung der Nährstoffemission. Ziel ist es, die diffusen Nährstoffeinträge durch eine Optimierung der landwirtschaftlichen Nutzung zu reduzieren. Hierfür werden spezielle Beratungen der Landwirte durchgeführt und mit Hilfe der Kosten-Wirksamkeitsanalyse Maßnahmen vorgeschlagen, welche u. a. die Anlage von Gewässer-Uferstreifen, Stilllegungen von Flächen oder die Errichtung von Feuchtgebieten auf Niedermoorboden umfassen.

Einen weiteren Ansatz zur Minderung der diffusen Nährstoffeinträge ist die modellgestützte Düngeempfehlung für Landwirte (MIEGEL & ZACHOW 2006). In dem zugrunde liegenden MINERVA-Modell wird der standort- und witterungsspezifische Stickstoffbedarf von Pflanzenbeständen simuliert. Mit Hilfe der Simulation sollen den Landwirten Empfehlungen gegeben werden, welche einzusetzende Stickstoffmengen und Düngezeitpunkt betreffen. Weiterhin wurde durch die Simulation von Fruchtfolgegestaltungen nachvollziehbar, dass die Stickstoffverluste im Boden mit diesem klassischen Mittel der landwirtschaftlichen Praxis beträchtlich gesenkt werden können.

Die beiden angeführten Modelle zeigen auf, dass auch durch die Optimierung der landwirtschaftlichen Nutzung - in Analogie zur Flächenstilllegung - bedeutende Erfolge bei der Minderung von Nährstoffeinträgen erreicht werden können. Umweltverträglichkeit und Wirtschaftlichkeit der Landwirtschaft stehen in diesem

Kontext somit nicht *per se* im Widerspruch. Nachhaltige Nutzungskonzepte müssen verstärkt in den Förderkriterien zur Steuerung der europäischen Landwirtschaftsentwicklung verankert werden.

Die Bilanzierungen unterstreichen, dass die Nährstoffbelastung der Gewässer weiter gesenkt werden muss, um die Zielsetzungen der EU-WRRL zu erreichen. Für die Entwicklung von Maßnahmenplänen sind im konkreten Fall zwei Fragestellungen besonders relevant:

- 1 Auf welches Niveau muss die Nährstoffbelastung durch externe Einträge gesenkt werden, um den „guten“ ökologischen Zustand zu erreichen?
- 2 Kann durch die Minderung der externen Nährstoffeinträge der „gute“ ökologische Zustand überhaupt erreicht werden oder müssen auch interne Maßnahmen ergriffen werden?

Zur Berechnung der geogenen bzw. natürlichen Nährstoffbelastung durch das Einzugsgebiet wurden unterschiedliche Modelle entwickelt bzw. Berechnungen durchgeführt. Die Modelle basieren in erster Linie auf Kalkulationen der Stickstoffbelastung. So modellierte BROCKMANN et al. (2006) unter Berücksichtigung des MONERIS-Modells die geogenen Flusseinträge für die Ostseeküste, welche durch die LAWA (LAWA 2007) übernommen wurden. Für die inneren Küstengewässer wurden mit anderen Modellen und durch andere Autoren sehr viel höhere Referenzwerte ermittelt (u. a. DAHLKE & SAGERT 2003, SCHERNEWSKI et al. 2006). Diese Kalkulationen zielten auf die Beschreibung der geogenen, natürlichen Nährstoffbelastung und kennzeichnen somit die Referenzzustände der Gewässer. Es bleibt die Frage offen, welche Belastungen für den „guten“ ökologischen Zustand vertretbar sind. Mit der Festlegung der Klassen „gut“ und „mäßig“ für den Bewertungsparameter wurde bei der ostseeweiten Interkalibrierung die Abweichung vom Referenzwert mit 50% veranschlagt. Dabei basiert die Berechnung der Referenzwerte für Chlorophyll auf den Stickstoffkonzentrationen. Dies wird so auch von SAGERT et al. (2008) im Bewertungsverfahren des Phytoplanktons umgesetzt. Hier erfolgte anhand der Regressionsanalysen zwischen Chlorophyll und Stickstoff auch eine Ausweisung von Stickstoffkonzentrationen für die Klassengrenzen. Eine solche pragmatische Herangehensweise verdeutlicht die Bedeutung der Festlegung von Referenzwerten für die gesamte Bewertung im Kontext der EU-WRRL.

Eine andere Möglichkeit der Prognose tolerierbarer Nährstoffbelastungen ergibt sich mit der Hydrographie der Gewässer. SCHLUNGBAUM & KRECH (2001) nutzten das Vollenweider-Modell, um die tolerierbaren Nährstoffbelastungen der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) zu ermitteln. Dieses Modell wurde für limnische Seen entwickelt und trägt der Tatsache Rechnung, dass diese Gewässer durch die P-Belastung gesteuert werden. Aus dem Verhältnis von mittlerer Tiefe zur Wasseraufenthaltszeit in Gegenüberstellung mit der flächenbezogenen P-Belastung wird die Trophiestufe der Gewässer abgeleitet. Nach diesen Berechnungen ist eine P-Belastung von weniger als $0,12 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ notwendig, um einen mesotrophen Zustand dieses Gewässers zu erreichen.

Reichen nun die Minderungen der externen Nährstoffeinträge aus, um den „guten“ ökologischen Zustand für die Küstengewässer zu erreichen? Für die DZBK wurde durch BIELE et al. (2007) eine Berechnung der aktuellen Nährstoffbelastungen sowie der Nährstoffreduktion durchgeführt. So liegt derzeit eine externe P-Belastung von $27,4 \text{ t P a}^{-1}$ für dieses Gewässer vor. Die interne P-Belastung aus dem Sediment wurde mittels unterschiedlicher Abbaukonstanten ($0,1$ und $0,3 \text{ a}^{-1}$) nach PENN et al. (1995) mit 105 bzw. 285 t P a^{-1} bilanziert (DAHLKE 2006). Die tolerierbare

P-Belastung wurde, auf den Berechnungen von SCHLUNGBAUM & KRECH 2001 basierend, für dieses Gewässer mit 118 t P a^{-1} veranschlagt. Da ein natürlicher Phosphoreintrag von $14,6 \text{ t P a}^{-1}$ für dieses Gewässer ermittelt wurde (Anwendung der Seen LAWA Richtlinie 1999 – BIELE et al. 2007), kann nur durch die Senkung der internen P-Einträge die Zielsetzung, ein mesotrophes Gewässer wiederherzustellen, erreicht werden. Allerdings verdeutlicht die große Schwankungsbreite der berechneten internen P-Belastung, dass derzeit unzureichende Kenntnisse darüber vorliegen, um welchen Betrag diese exakt gesenkt werden müssen.

4 Reduzierung der internen Nährstoffbelastungen

Die Kalkulationen für die DZBK verdeutlichen, dass trotz einer bereits erzielten bzw. geplanten Minderung der externen Nährstoffeinträge für die meisten inneren Küstengewässer der „gute“ ökologische Zustand bis 2015 (und auch nicht im Verlängerungszeitraum bis 2027) ohne interne Sanierungsmaßnahmen (Restaurierung) nicht erreicht wird. Aufgrund der Größe der Küstengewässer sowie der intensiven Sedimenttransportprozesse werden die meisten in der Limnologie entwickelten und zur Anwendung kommenden Restaurierungsmaßnahmen zur Verminderung der Nährstoffrückführung als nicht praktikabel bzw. nicht finanzierbar angesehen. Es gibt derzeit zwei Konzepte zur Minimierung der internen Nährstoffbelastung.

4.1 Verminderung des Schwebstoffgehaltes und Nährstoffeliminierung durch den Einsatz von Filtrierern

Der Einsatz von Filtrierern wurde bisher für drei innere Küstengewässer diskutiert: für das Oderhaff mit der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (FENSKE 2005), für die Kieler Förde mit der Miesmuschel *Mytilus edulis* (FRERK & GÜLDENZOPH 2007) sowie mit beiden Organismen für die DZBK (RIELING et al. 2002). Die Autoren schlugen unterschiedliche Verfahrensweisen und Ansiedlungsobjekte vor (Abb. 1). Eine konkrete Umsetzung dieser Konzepte (Finanzierung) ist bisher nicht geplant. Ziel dieser Maßnahmen ist es, neben der Nährstoffelimination auch eine Verbesserung des Lichtklimas in den Gewässern zu erreichen, um eine schnelle bzw. intensivere Wiederbesiedlung mit Makrophyten zu ermöglichen.

Ein gemeinsamer Schwachpunkt aller vorliegenden Konzepte offenbart sich bei der Frage nach praktikablen Verfahren für die Entnahme und die Verwertung der Biomasse. Weiterhin ist beim Einsatz von Netzen und Leinen zur Kultivierung nicht auszuschließen, dass es unmittelbar unterhalb der Anlagen zu einer sehr starken Anreicherung von organischem Material und damit zur Faulschlammabildung kommt. Diese kann wieder zur Veränderung der Sauerstoffverhältnisse und zur Erhöhung der internen P-Freisetzung führen.

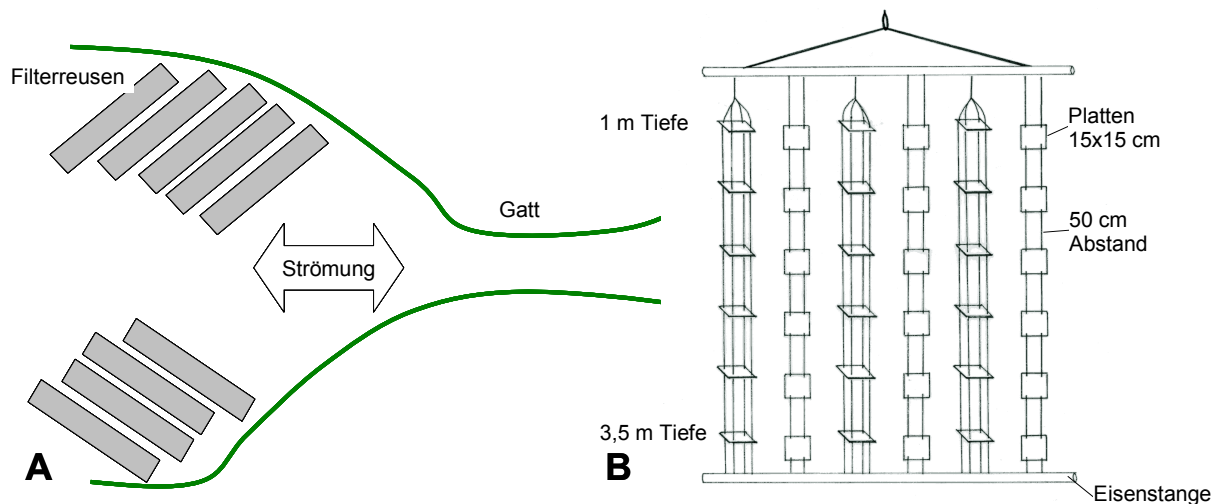


Abb. 1 Schematische Darstellung von Filterreusen (A - RIELING et al. 2002) und Anstiegsgestellen (B - FENSKE 2005).

4.2 Stabilisierung und Entnahme von Gewässersedimenten

Bereits in den 1980er Jahren gab es erste Konzepte zur Gewässerrestaurierung für die DZBK und die Schlei, welche die lokale Schlammabnahme bzw. Schlammstabilisierung (Einsatz von Fällungsmitteln und Nitratzugabe) vorschlugen (FEIBICKE 1997, SCHLUNGBAUM et al. 1998). SCHLUNGBAUM et al. (2001) analysierten ihre Forschungsergebnisse und verglichen diese mit limnischen Verfahren. Danach sahen die Autoren nur die partielle Entschlammung sowie eine Erhöhung des Stoffaustuges in die Ostsee als geeignete Methoden an, um die interne Nährstoffbelastung zu senken. Die anderen Verfahren – u. a. Nährstoff-fällung, Sedimentoxidation, Biomanipulation – wurden dagegen für die flachen Boddengewässer als ungeeignet eingestuft. Obwohl lange Zeit selbst der erfolgreiche Einsatz von Fällungsmitteln in limnischen Flachgewässern sehr skeptisch diskutiert wurde, liegen hier nun erste erfolgreiche Anwendungen vor (Schwandter See in Mecklenburg-Vorpommern – MATHES 2008). Ob der erzielte Effekt auch in großflächigen Küstengewässern mit erhöhter Salinität zu erwarten ist, bleibt weiterhin kritisch zu hinterfragen.

Die Baggerung von Sedimentfallen (partielle Entschlammung über Sedimentationsräume) ist eine Restaurierungsmaßnahme, welche nicht aus der angewandten Limnologie übernommen wurde, sondern für die Flussmündungsgebiete in den Küstengewässern erstmalig in den 1980er Jahren anhand von drei Sedimentfallen erprobt wurde (KLEEBERG 1996). Ziel dieser Maßnahmen war es, den Stoffeintrag aus den Zuflüssen zu minimieren. Diese Sedimentfallen hatten aber nur eine Eliminationsleistung von 3 bis 21% für suspendiertes Material und von nur bis zu 4% für Phosphor (KLEEBERG 2005). Insgesamt muss eingeschätzt werden, dass die Eliminationsleistung der Sedimentationsfallen von den gewässerspezifischen Faktoren (Tiefe des Gewässers, Morphometrie der Fallen, Abfluss bzw. Fließgeschwindigkeit, Partikelgröße und -beschaffenheit) abhängig ist. Weiterhin besteht die Gefahr, durch Bildung anoxischer Bereiche an der Sediment-Wasser Kontaktzone wieder Nährstoffe (insbesondere Phosphat) freizusetzen. SCHLUNGBAUM et al. (1998) versuchten durch Zugabe von Fällungs- und Oxidationsmitteln eine Stabilisierung des organischen Materials in den Sedimentfallen zu erreichen. Diese

Versuche waren aufgrund verfahrenstechnischer Probleme nicht erfolgreich. In limnischen Gewässern wird durch die Ausbringung von „Depotstoffen“ versucht, eine zeitlich nachhaltige Nitratzugabe zu erreichen, um die Redoxverhältnisse im Sediment zu stabilisieren (WAUER et al. 2005).

Während die künstlichen Sedimentationsräume die Stoffeinträge aus den Zuflüssen nicht ausreichend minimieren konnten, belegen die Untersuchungen von MARTENSEN (2005) eine erhöhte Akkumulation von organischen und nährstoffreichen Sedimenten in der Barther Sedimentfalle. Auch nach 17 Jahren waren noch signifikante Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung von Bereichen innerhalb und außerhalb der Sedimentfalle nachweisbar (Abb. 2). Neben der erhöhten Nährstoffbelastung und voneinander abweichenden Partikelgrößen konnte eine höhere Sauerstoffzehrung des Sedimentes in der Falle nachgewiesen werden, die einen geringeren Abbaugrad dieses Sedimentes belegt. GRACA et al. (2004) untersuchten künstliche Sedimentationsräume in der Puck Bay (Polen). Hier wurde eine bedeutend höhere Akkumulationsleistung in den Rinnen festgestellt, allerdings auch eine 7fach höhere P-Freisetzung gegenüber den umliegenden Sedimenten.

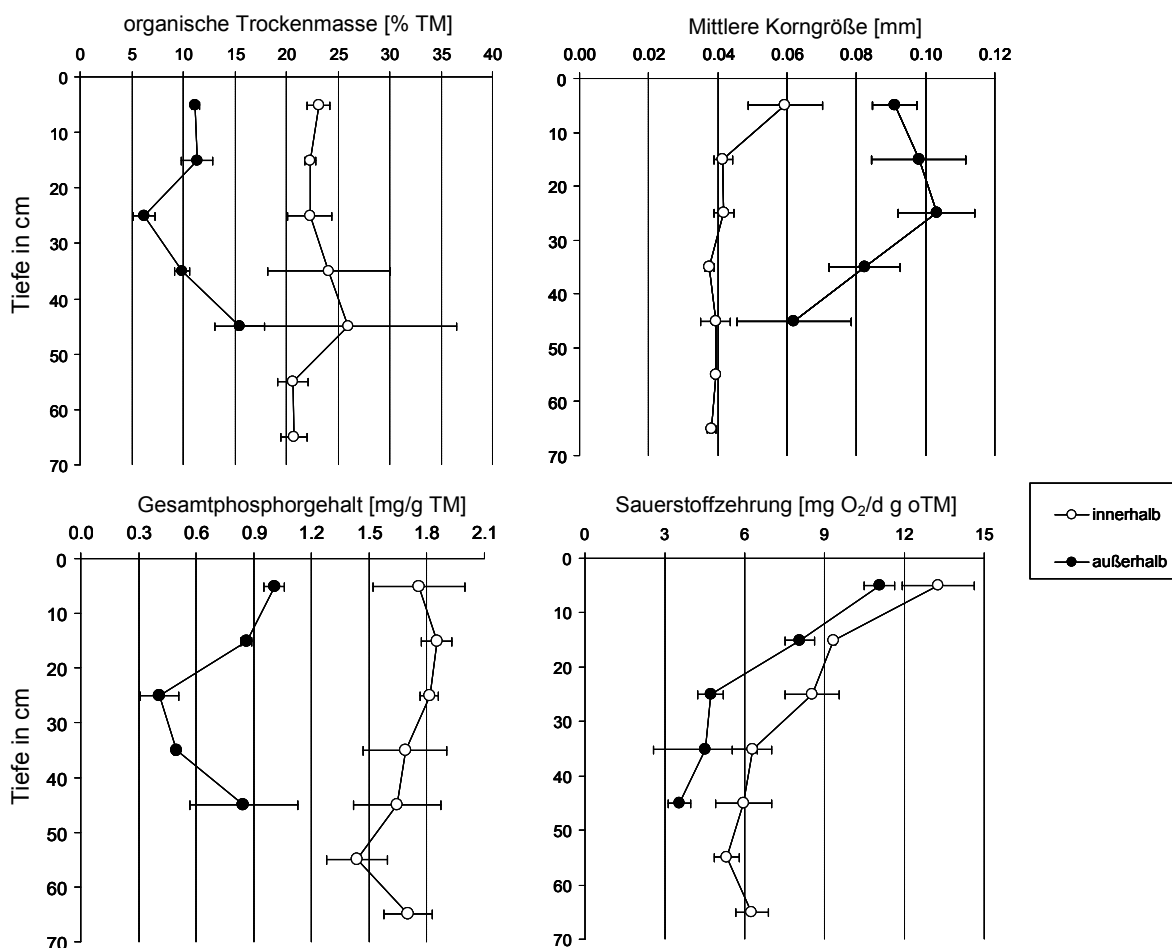


Abb. 2 Vergleich chemischer Parameter der Sedimente innerhalb und außerhalb der Barther Sedimentfalle (MARTENSEN 2005).

In einer aktuellen Studie zur DZBK wird eine großflächige Entschlammung des inneren Teils der DZBK vorgeschlagen (BIELE et al. 2007). Hier wurde die Entnahme

von 6 bis 8 Mio. m³ Schlicksediment errechnet, um eine Verbesserung des Gewässerzustandes zu erreichen. Während die technische Realisierung der reinen Baggerung aufgrund des gegenwärtigen technischen Standes als lösbar angesehen wird, ist die Unterbringung der entnommenen Schlammmenge problematisch. Eine landwirtschaftliche Verwertung dieser großen Mengen ist ökonomisch und logistisch nicht realisierbar. Durch die Autoren des Konzeptes werden darum eine P-Fällung und die Verklappung des Schlammes auf sogenannten Habitatinseln innerhalb des Gewässers vorgeschlagen (siehe auch QUANDT & KNAACK 2005). Hier wird auf Beispiele aus Holland bzw. an der amerikanischen Küste verwiesen. Diese Maßnahmen dort dienen aber nicht der Nährstoffreduzierung im Gewässer. Bisher fehlen Pilotstudien zu einem entsprechenden Vorhaben. Mit kalkulierten Kosten von ca. 40 bis 50 Mio. Euro ist eine Umsetzung dieses Konzeptes derzeit nicht finanzierbar. In den vorliegenden Kalkulationen bleibt bisher der Phosphor-Pool im Freiwasser unberücksichtigt. Dieser sollte stärker in die Bilanzierungen einbezogen werden. Es ist zu befürchten, dass allein durch diese Phosphormenge im Freiwasser und die dann wieder einsetzenden Wasser-Sediment Wechselwirkungen eutrophe Verhältnisse im System aufrechterhalten werden. Um dies abschätzen zu können, sind weitere Untersuchungen zum Wasseraustausch mit der Ostsee erforderlich.

5 Biogenertische Verwertung von Biomasse und Gewässerschamm

Das Hauptproblem der internen Maßnahmen besteht in der Verwertung bzw. der Unterbringung von entnommener Biomasse bzw. des Gewässerschammes. Vor allem zur Verwertung des Gewässerschammes sollte über eine energetische Nutzung nachgedacht werden. Während aus gewässerökologischer Sicht die organischen Substanzen im Sediment als „Ballast“ und „Schadstoff“ aufgefasst werden, stellen sie allgemein ein großes Nährstoff- und Energiereservoir dar, welches sich zumindest in Jahrzehnten angesammelt hat. Die Verknappung sowie die Verteuerung von Rohstoffen und Energieträgern erfordern allgemein einen sorgsameren Umgang mit Rohstoffen und Energie, der mit dem Schlagwort „Recycling“ sowohl im Kontext von natürlichen Stoffflüssen als auch im Sinne menschlichen Wirtschaftens zusammengefasst werden kann. Im speziellen Fall der Sedimentnutzung ist aber die Entwicklung neuer Technologien bzw. die Anwendung oder Anpassung von etablierten Technologien aus anderen Bereichen erforderlich. So soll durch mehrere Zwischenstufen auf dem Weg von der Schlammentnahme bis zur letztendlichen Lagerung bzw. Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen eine effektivere stoffliche (Düngergewinnung) und energetische Verwertung (Biogasgewinnung) erreicht werden (Abb. 3). Ziel ist es, über entsprechende Verwertungskaskaden eine verbesserte Nutzung zu erreichen, um eine ökologisch und energetisch sinnvolle Strategie mit der Begrenzung von Restaurierungskosten zu verbinden. Hierfür liegt ein erstes Konzept bzw. eine Projektskizze vor (SCHOOR & SELIG 2006). Von der Vielfalt solcher Kaskaden wird es in der Zukunft abhängen, ob unter den spezifischen Bedingungen eines jeden zu restaurierenden Gewässers „sinnvolle“ Kaskaden ausgewählt und kombiniert werden können.

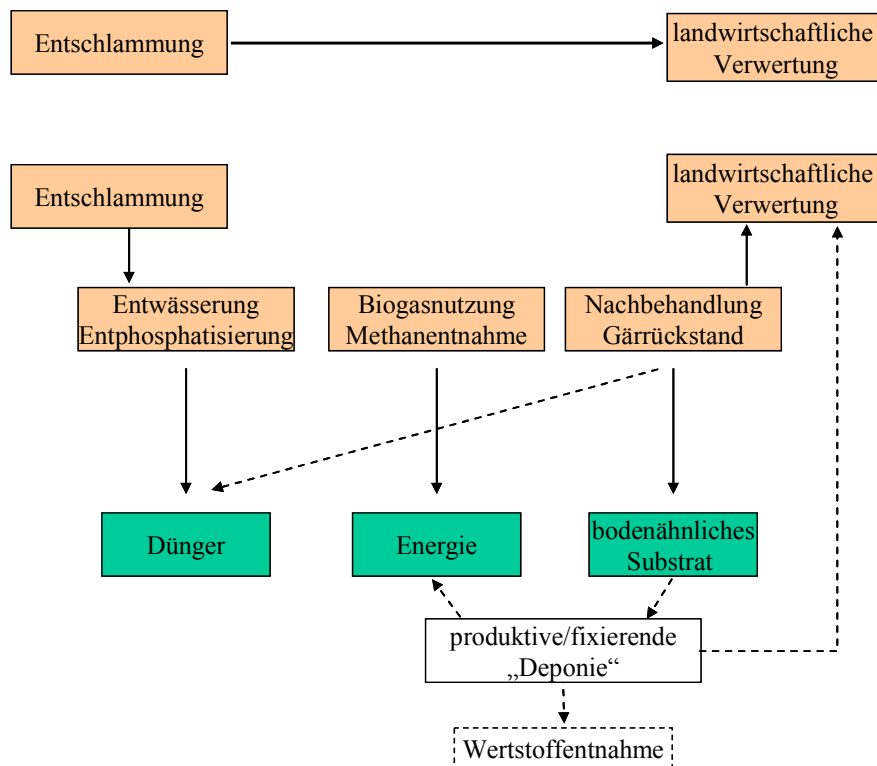


Abb. 3 Schema von potenziell relevanten Bestandteilen und Produkten einer nachhaltigen Behandlung von Gewässerschlamm (Prozesslinien begrenzt und stark vereinfacht). Auf die Darstellung der klassischen, in der Regel untauglichen „Deponielösung“ wurde verzichtet.

6 Wiedereinbringung von Hartsubstraten

Während für die inneren Küstengewässer vor allem die Folgen der Eutrophierung Ursache der Degradation sind, stellt der Verlust von Hartsubstraten ein sehr spezifisches Problem für die äußeren Küstengewässer dar. Durch die Steinfischerei wurden bis 1976 etwa 3,5 Mio. t Steine aus den äußeren Schleswig-Holsteinischen Küstengewässern entnommen (KAREZ & SCHORIES 2005). Dadurch wurde vielen Makroalgen, u. a. dem Blasentang *Fucus vesiculosus*, das Substrat und somit der Lebensraum entzogen. Für die Mecklenburger Küste liegen keine Daten vor.

Eine Studie von RUDOLPHI (2007) ermittelte die Kosten für die Wiedereinbringung von Steinen vor der Küste von Schleswig-Holstein. Hier wurden potenzielle Gebiete betrachtet, für die durch historische Quellen eine Existenz von Steinfeldern bekannt war. Für diese Gebiete wurde ein aktuelles „Steindefizit“ von 3,5 Mio. t berechnet. Für die Beschaffung von Steinmaterial wurden unterschiedliche Bezugsmöglichkeiten (Natursteinkauf, Bergbau) geprüft. Dabei schwankten die Kosten zwischen 40 und 50 Euro pro Tonne. Für die Einbringung der berechneten 3,5 Mio. t wären somit 140 Mio. Euro notwendig.

Während im Sublitoral Hartsubstrate erwünscht sind, sind Eindeichungen durch Steinpackungen eher ein unerwünschter Effekt. Der Küstenschutz erfordert solche Eindeichungen, jedoch fehlen so ausgedehnte episodische Überflutungsräume, und dies wirkt sich nachhaltig auf die Strandfauna aus. Künstliche Hartsubstrate ermöglichen hingegen die Ansiedlung von Makroalgen und Invertebraten, welche für die Uferbereiche vieler Düneninseln untypisch sind. Aus diesem Grund favorisieren

REISE & BUSCHBAUM (2007) Sandaufspülungen als ökologische und auch ökonomisch sinnvolle Alternative zur Eindeichung mittels Steinmauern. Werden solche Anspülungen nicht häufiger als alle drei Jahre durchgeführt, ist eine Ausbreitung und Anpassung der Strandfauna möglich (MENN et al. 2003).

7 Zusammenfassung

Da für ca. 80% der Küstengewässer (insbesondere die inneren Küstengewässer) der „gute“ ökologische Zustand derzeit nicht erreicht wird, müssen für die Umsetzung der EU-WRRL Maßnahmenpläne entwickelt werden. Besonderes Augenmerk gilt den Flusseinzugsgebieten, in denen der Eintrag aus landwirtschaftlichen Flächen reduziert werden muss. Eine Verbesserung des ökologischen Zustandes der inneren Küstengewässer wird aber ohne die Einbeziehung interner Maßnahmen nicht innerhalb der nächsten 15 Jahre erreichbar sein. Bisher sind entsprechende Maßnahmen nicht in die Maßnahmenpläne der Landesämter integriert. Neben den derzeit noch zu erwartenden problematisch hohen Kosten besteht das Problem, dass bisher keine praktischen Erfahrungen mit großtechnischen Maßnahmen notwendiger Größenordnung bestehen. Die Entwicklung neuer Technologien für die bio-energetische und stoffliche Verwertung der zu entnehmenden Biomassen könnte aber künftig zur verbesserten Effizienz der notwendigen Maßnahmen führen und darüber hinaus wirtschaftliche Impulse geben.

Danksagung

Die Analysen zu den Sanierungs- und Restaurierungskonzepten der Küstengewässer erfolgten im Rahmen der Arbeiten im BMBF Projekt „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678). Die Durchführung der drei Workshops wurde mit Hilfe von logistischer und finanzieller Unterstützung des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) sowie des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) ermöglicht. Der dritte Workshop in Kiel wurde von Kollegen des IfM-GEOMAR (federführend Heye Rumohr) organisiert.

Literatur

- Bachor, A., 2005. Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - eine Belastungsanalyse. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 17-32.
- Behrendt, H., M. Bach, P. Huber, M. Kornmilch, D. Opitz, W. G. Pagenkopf, O. Schmoll, G. Scholz, U. Schweikart & R. Uebe, 1999. Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Texte des Umweltbundesamtes, Berlin, 288 pp.
- Behrendt H, M. Bach, R. Kunkel, D. Opitz, W. D. Pagenkopf, G. Scholz & F. Wendland, 2002. Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Basis eines harmonisierten Vorgehens. Abschlußbericht zum UBA-Projekt 29922285, 195 pp.
- Biele, S., M. Thomas, T. Quandt & B. Voigt, 2007. Integriertes Restaurierungs- und Baggertgutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 17: 7-17.
- Brockmann, U., D. Topcu & M. Schütt, 2006. Referenz- und Schwellenwerte für die Küsten- und Übergangsgewässer an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Bericht, BLM-AG
- Dahlke, S. & S. Sagert, 2003. Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee - Teilbericht Makrophyten und Phytoplankton. UFOPLAN 299 25 265/02: 56 pp.

- Dahlke, S., 2006. Sequentielle Phosphorextraktion - Teilprojekt zu „Integriertes Restaurierungs- und Baggergutverwertungskonzept Darß-Zingster Boddenkette“. Forschungsbericht, 29 pp.
- 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.
- Fenske, C., 2005. Renaturierung von Gewässern mit Hilfe der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 55-68.
- Frerk, I. & C. Gülden-zoph, 2006. Machbarkeitsstudie "Sanierung durch Kultur". *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 17: 111-114.
- Graca, B., D. Burska & K. Matuszewska, 2004. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water, Air, and Soil Pollution* 158: 237-259.
- 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: 1-170.
- Hupfer, M. & B. Scharf, 2002. Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. In Steinberg C. E. W., W. Calmano, H. Klapper, R. D. Wilken (eds), *Handbuch Angewandte Limnologie - ecomed-Verlag, Landsberg Kap. VI-2.1.: 1-67.*
- Jäger, D. & R. Koschel, 1995. Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. *Limnologie Aktuell, Band 8*, 330 pp.
- LAWA, 2007. AO-Rahmenkonzeption Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen (Arbeitspapier II) Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten Stand 7.03.2007: 1-13.
- Karez, R. & D. Schories, 2005. Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 85-108.
- 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.
- Mathes, J., 2008. das Sanierungs- und Restaurierungsprogramm der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Abstractband zum 13. Gewässersymposium des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, 18-21
- Martensen, G., 2005. Sedimentuntersuchungen zur Wirkung von Sedimentationsfallen in Flußmündungsgebieten am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Universität Rostock, 74 pp.
- Menn, I., C. Junghans & K. Reise, 2003. Bureid alive: Effects of beach nourishment on the infauna of an erosive shore in the North Sea. *Senckengiana maritime* 32: 125-145.
- Mewes, M., 2006. Stoffausträge aus der Landnutzung und deren Vermeidungskosten – Ostsee-einzugsgebiet von Deutschland. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 15: 75-86.
- Miegel, K. & B. Zachow, 2006. Abbau von Stickstoff-Bilanzüberschüssen durch modellgestützte Düngeempfehlung. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 15: 49-60.
- Penn, M. R., M. T. Auer, E. L. van Orman & J. Korienek, 1995. Phosphorus Diagenesis in Lake Sediments: Investigations using Fractionation Techniques. *Marine Freshwater Research* 46: 89-99.
- Quandt, T. & B. Knaack, 2005. Entnahme organischer Sedimente und Chancen seiner Unterbringung - dargestellt am Beispiel Ribnitzer See / Saaler Bodden. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 83-94.
- Reise, K. & C. Buschbaum, 2007. Mehr Sand statt Stein für die Ufer der Nordseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 17: 77-86.
- Rieling, T., G. Graf & H. Schubert, 2002. Nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität in degradierten Küstengewässern der südlichen Ostsee durch die Freilandkultivierung filtrierender Evertebraten. BMBF-Antragsskizze "Forschung für ein nachhaltiges Küstenzonenmanagement", 19 pp.
- Ripl, W., 1986. Restaurierung der Schlei. Bericht über ein Forschungsvorhaben. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten, Kiel: D 5.

- Rudolphi, H., 2007. Kostenkalkulation und Ermittlung von Vorzugsgebieten zur Wiedereinbringung von natürlichen Harts substraten in die Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 17: 87-90.
- Sagert, S., U. Selig & H. Schubert, 2008. Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 45-69.
- Schernewski, G., T. Neumann & M. Wielgat, 2006. Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 15: 7-23.
- Schoor, A. & U. Selig, 2006. Optimierte Verwertung von Gewässerschlamm - Integrierende Ansätze zur Gewässerrestaurierung durch Nährstoff- und Energierecycling: Projektskizze an das Landwirtschafts- und Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 12 pp.
- Schlunbaum, G., H. Baudler & R. Neumann, 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 pp.
- Schlunbaum, G., H. Baudler, M. Krech & B. Kwiatkowski, 2001. Die Darß Zingster Boddenkette – Eine Studie. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Schriftenreihe, Heft 1: 1-209.
- Schlunbaum, G. & M. Krech, 2001. Ostsee-Übergangsgewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Hintergrundkonzentrationen für Nährstoffe in Förden, Bodden und Haffen. Wasser und Abfall 5: 16-23.
- Thiele, V. & D. Mehl, 1995. Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für das Gewässer-einzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern). Endbericht zum BMBF-Forschungs-vorhaben 0339517A, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 1-158 und Anhang.
- Wauer, G., T. Gonsiorczyk, P. Casper, K. Kretschmer & R. Koschel, 2005. Sediment treatment with a nitrate-storing compound to reduce phosphorus release. Water Research 39: 494-500.

20/2008

Rostocker Meeresbiologische Beiträge



Rostocker Meeresbiologische Beiträge



**Bewertungsansätze
und Degradationsanalysen
von Küstengewässern der deutschen
Ostseeküste**

Heft 20

