

Dirk SCHORIES, Uwe SELIG, Kati JEGZENTIS & Hendrik SCHUBERT

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

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

Abstract

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

Keywords: coastal water, Water Framework Directive, classification, macrophyte, *Fucus*, *Zostera*

1 Einleitung

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

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

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

Im Jahre 1889 erschien von REINKE eine erste ökologisch kommentierte Florenliste und die Unterscheidung bewachsener und unbewachsener Flächen für den westlichen Teil der Deutschen Ostsee. Obwohl einzelnen Arten Angaben wie „häufig“ oder „selten“ beigefügt worden sind, können im nachhinein keine Bestandsabschätzungen anhand dieser Daten vorgenommen werden, da die Standortangaben zu ungenau wiedergegeben sind. Erst SCHWENKE (1964) hat 75 Jahre später eine Bewuchsdichte-Kartierung der Kieler Bucht unter Berücksichtigung der Dänischen Gewässer durchgeführt. Seit diesen Untersuchungen ist zumindest für die Kieler Bucht bekannt, dass die Vegetation direkt von den locker verteilten Geröllsubstraten und großräumig von deren fleckenhafter Anhäufung auf den glazialen Restsedimentfeldern abhängt. Dabei besiedeln die Rotalgengemeinschaften den größten Flächenanteil der Phytalgebiete in der Kieler Bucht unterhalb von 5 m Wassertiefe (SCHWENKE 1964, 1969; BREUER 1989). SCHWENKE (1964) kommt zu dem Ergebnis, dass die Vegetation, bedingt durch geringe Substratdichte, eine schwache Profilneigung des Meeresbodens, instabile Substrate und einen großen Anteil losgerissener Algen ein mosaikartiges, schwer zu erfassendes, wenn nicht häufig sogar zufälliges Verteilungsmuster aufweist; ein Bild, das in den nachfolgenden Jahren wiederholt bestätigt worden ist (BLACK 1978; BREUER 1989; FÜRHAUPTER et al. 2003; SCHORIES et al. 2004). Für die Zustandsbewertung der Ostsee entsprechend der WRRL muss zwischen erranter und adnante Flora unterschieden werden. Während die adnante mehrjährige Flora zumindest auf stabilen Hartsubstraten Auskunft über langfristige Bestandsentwicklungen geben kann, ist die Bewertung der erranten Flora schwieriger, da sich durch Verdriftung und Zusammenlagerung die Vegetationsverhältnisse nicht Standort gebunden auftreten. Verkompliziert wird die Bewertung durch die Entwicklung ephemeraler Algen wie *Chaetomorpha linum*, *Ulva* spp. und *Pylaiella littoralis*, die sich frühzeitig in ihrer Entwicklung vom Substrat lösen oder aus 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 *Zostera marina* als geeigneter Parameter für die Bewertung entsprechend der WRRL spiegelt sich bereits in den Empfehlungen des schwedischen Umweltamtes (SEPA, 2004) und Dänischen Untersuchungen wider (KRAUSE-JENSEN et al. 2000, 2003). Dabei wird davon ausgegangen, dass Veränderungen in der Tiefenverteilung von *Zostera marina* auf Eutrophierung zurückzuführen sind. Allerdings darf nicht außer Acht gelassen werden, dass *Zostera* sich über verschiedene Mechanismen kurzfristig stark ausbreiten kann (Rhizome, abgerissene Pflanzenteile, Samen). So können ihre Bestände auch natürlich von Jahr zu Jahr stark schwanken, ohne das dies als Verschlechterung bzw. Verbesserung des ökologischen Zustandes bewertet werden darf. Ein weiteres Problem für die Berücksichtigung von *Zostera* in den WRRL stellt die Ermittlung des historischen Referenzzustandes dar. Ebenfalls unklar ist, welche Makroalgen mit *Zostera* natürlicherweise assoziiert gewesen sind und wie hoch ihre Biomasse gewesen ist.

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

2 Makroalgen und assoziierte Fauna

Die eigenen Makroalgen-Kartierungen wurden 2004 an insgesamt sieben Standorten in maximal zwei Tiefenbereichen durchgeführt (Tab. 1). Aufgrund der auch kleinräumig stark ausgeprägten Heterogenität der Sedimente wurden in jedem Gebiet nur Flächen mit möglichst hohem Hartsubstratanteil beprobt. Diese sind dadurch möglicherweise weniger für das umliegende Habitat typisch, favorisieren aber die optimale Auswahl bewachsener Substrate. In jeder Tiefenstufe wurde der Aufwuchs von vier Flächen á 1 m² mit je 4 Unterproben von 0,25 m² nach BRAUN-BLANQUET (1964) kartiert. Der Anteil der einzelnen Komponenten wurde zweidimensional erfasst. Die Bedeckung der Untersuchungsflächen mit *Mytilus edulis* wurde ebenfalls aufgenommen. Im Feld nicht identifizierbare Pflanzen wurden im Labor nachbestimmt.

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

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

Tab. 1 Zusammenfassung der Ergebnisse zu dem Makroalgenbewuchs auf Hartsubstraten. 1. Hartsubstratanteil der Beprobungsflächen m²; 2. Phytobenthosbedeckung m²; 3. Anteil perennierender Algen an der Phytobenthos-Bedeckung; 4. Anteil annueller Algen; 5. Bedeckung der Untersuchungsflächen mit *Mytilus edulis*; 2/1 Verhältnis Phytobenthos / Hartsubstrat; 5/1 Anteil *Mytilus edulis* / Hartsubstrat

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

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

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

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

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

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

(Fortsetzung Tab. 2)

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

(Fortsetzung Tab. 2)

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

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

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

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

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

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

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

3 Seegras-Bestände

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

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

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

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

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

SHORT & WYLLIE-ECHEVERRIA (1996) geben an, dass die vom Menschen herbeigeführten Störungen von *Zostera* im Vergleich zu natürlichen Störungen erheblich zugenommen haben, wobei an erster Stelle die Abnahme der Sichttiefe im Wasser genannt werden muss. Zahlreiche Untersuchungen über die Verbreitungstiefe von *Zostera marina* in Abhängigkeit vom Lichtangebot und anderen physikalischen Faktoren wurden in den letzten Jahren durchgeführt (DENNISON 1985, 1987, DENNISON & ALBERTE 1985, PEDERSEN & KRAUSE-JENSEN 1996, KRAUSE-JENSEN et al. 2000, 2003, BIBER et al. *in review*). Aus diesen Untersuchungen lassen sich Rückschlüsse bezüglich kritischer Tiefengrenzen herleiten, welche in einen Bewertungsansatz Berücksichtigung finden können.

Nicht für die gesamte Ostsee wurde ein Rückgang der Bestände gemeldet. BOSTROEM et al. (2002) konnten in einem historischen Vergleich keine negative Entwicklung bezüglich der *Zostera*-Dichten bei Tvaerminne, SW Finnland, feststellen. REINKE (1889) gibt eine Vorkommenstiefe von 8-10 m an, wobei Einzelfunde sogar bei bis zu 17m gelegen haben. Ob diese Angaben auch für den Zeitraum nach dem Ausbruch der „Seegrass-Krankheit“ (*Labyrinthula zosterae* [MUEHLSTEIN 1989, 1991]) in den 30er Jahren gelten, ist nicht bekannt. WHELAN & CULLINANE (1985) geben die maximale Tiefengrenze von *Zostera marina* in Nordwest-Europa bei Südwest Irland (Ventry Bay) mit 13 m an.

Rezent haben wir *Zostera marina* entlang der Deutschen Ostseeküste allgemein bis 6 m Wassertiefe in geschlossenen Beständen gefunden, bei Bokniseck sogar bis 7 m. Während die Tiefenverbreitung des Seegrases als geeigneter Parameter für einen Bewertungsansatz angesehen werden kann, ist dies die flächenmäßige Ausbreitung der Seegraswiesen jedoch nicht. Aufgrund verschiedener Verbreitungsstrategien (Rhizome, abgerissene Pflanzenteile sowie über Samen) schwanken die Bestände von Jahr zu Jahr stark. Hier ist eine gesicherte Beurteilung der Bestände nur über Langzeitreihen möglich. So sind Anaerobia letal für *Zostera*-Samen (HOOTSMANS et al. 1987). Solche Anaerobia kommen jedoch entlang der Deutschen Ostseeküste gerade in den Sommermonaten immer wieder auch in relativ flachen Bereichen vor (ab 8 m Wassertiefe teilweise auch großflächig). Während für die Auskeimung von *Zostera* sich sowohl ein niedriger Salzgehalt als auch höhere Temperatur positiv auswirken, ist für das Überleben junger Pflanzen eine niedrige Temperatur von Vorteil (HOOTSMANS et al. 1987). Obwohl im Allgemeinen davon ausgegangen werden muss, dass die Tiefenverteilung von *Zostera marina* bei zunehmender Eutrophierung reduziert wird, bedeutet dies nicht, dass damit die Bestandsdichte von *Zostera* im flachen Bereich negativ beeinflusst wird. Die Zugabe von Nährstoffen in das Sediment kann das Wachstum von Jungpflanzen fördern (Anstieg der Sprosse/Pflanze sowie der Blattlänge) (ROBERTS et al. 1984).

4 Ansätze zur Bewertung der äußeren Küstengewässer

Anhand der vorab dargestellten Datengrundlage werden im Folgenden erste Bewertungsansätze nach der WRRL für die äußeren Küstengewässer vorgestellt.

4.1 Bewertungsansatz für den Gewässertyp 3b, glaziale Restsedimente

Im Jahr 2004 wurde anhand eigener Feldarbeiten als auch über Literaturstudien festgestellt, dass die natürliche Variabilität auf den Restsedimenten sowohl großräumig als auch kleinräumig extrem hoch ist. BREUER (1989) gibt Minimalareale für die Erfassung von Makrophyten-Bestände an, die abhängig von den Dichtestufen für quantitative Untersuchungen zwischen $6 \leq n \leq 12$ schwanken. Sowohl ihre als auch die eigenen Untersuchungen haben gezeigt, dass nur relativ wenige Arten von der Biomasse her von Bedeutung sind.

Der historische Referenzzustand lässt sich auf Artebene in Bezug auf das Rotalgenphytal gerade innerhalb der für die WRRL wichtigen 1 Seemeilen Zone nur unzulänglich beschreiben. Das historisch belegte häufige Vorkommen einzelner, lokal verzeichneter Arten in den küstennahen Bereich, deren Bestände jetzt aber selten oder erloschen sind (z. B. *Chordaria flagelliformis*, *Nemalion helminthoides*), lässt sich nicht auf größere Küstenabschnitte übertragen. Gerade bei der Angabe dieser lokalen Fundorte wäre es jedoch wichtig festzustellen, inwieweit noch Restbestände bzw. Sporenbänke der ehemals beschriebenen Arten vorhanden sind. Ansonsten erscheint eine Wiederbesiedlung auch bei verbesserter Wasserqualität kaum gegeben. Als wichtigstes Charakteristikum wird der Wandel von der Dominanz mehrjähriger Arten hin zu einjährigen Arten zwischen 5-10 m Wassertiefe angesehen (Tab. 4).

Das Biomasseverhältnis von ein- zu mehrjährigen Arten mit ansteigender Tiefe könnte daher eine geeignete Messgröße sein, um anthropogene Belastungen zu detektieren. Diese Hypothese muss aber durch weitere Untersuchungen belegt werden.

Die Veränderungen in der Tiefenverteilung von *Fucus vesiculosus* sowie das Auftreten von *F. serratus* und *Laminaria saccharina* sowie *L. digitata* im Sublitoral ist historisch gut beschrieben (u.a. SCHORIES et al. 2004, KAREZ & SCHORIES 2005). Ein Vorkommen von *Fucus vesiculosus* oder *F. serratus* bis 6 m Wassertiefe definiert dabei den ökologisch guten Zustand (Tab. 4). Eine sehr gute Zustandsbeurteilung ist für historisch bekannte als auch neue Standorte möglich, bei denen die *Fucus*-Vorkommen bis in 10 m Wassertiefe hinabreichen.

Funde von *Laminaria saccharina* im Flachwasserbereich (3-4 m bei Schilksee) oder anderenorts lassen keine Auskunft zur Wasserqualität zu, da historisch keine vergleichenden Daten vorliegen. Bei einem Vorkommen von *Laminaria saccharina* und *L. digitata* in 18-20 m kann jedoch von einem guten ökologischen Zustand ausgegangen werden, da dies eine wesentliche Verbesserung zu dem von BREUER (1989) beschriebenen Zustand wäre.

Das gemeinsame Vorkommen von *Delesseria sanguinea*, *Phycodrys rubens* und *Membranoptera alata* bei gleichzeitig niedrigem Anteil an annualen Pflanzen kann als Kriterium für einen zumindest guten Gewässerzustand in einem Tiefenbereich zwischen 8-12 m bis hin zur Darsser Schwelle benutzt werden (Tab. 4). Dabei wird berücksichtigt, dass *Membranoptera alata* je nach Salzgehaltslage womöglich schon deutlich westlich der Darsser Schwelle ihre physiologische Verbreitungsgrenze erreicht.

Tab. 4 Bewertungsansatz für den Gewässertyp 3b (Äußere Küstengewässer), Glaziale Restsedimente, Salzgehalt über 10 PSU

Klasse	Beobachtung
1	Dichte Beständen von <i>Fucus vesiculosus</i> von 0,5 bis 6 m, vereinzelt Vorkommen bis 10m Wassertiefe. <i>Fucus serratus</i> in der Regel ebenfalls vertreten, aber in geringeren Abundanzen, bildet die untere <i>Fucus</i> -Grenze. Die Bedeckung epiphytischer Braun- und Rotalgen nimmt im August ab, nahe der Oberfläche auch Aufwuchs von Grünalgen. Im späteren Verlauf der Saison verstärktes Auftreten von <i>Callithmanion corymbosum</i> und <i>Brongiartella byssoides</i> , jedoch kein Massenvorkommen. Die Bodenvegetation endet in 20-22 m Tiefe. <i>Coccotylus</i> , <i>Phyllophora</i> , <i>Delesseria</i> und <i>Rhodomela confervoides</i> dominieren im Tiefenbereich von 8-12 m, <i>Membranoptera alata</i> kommt in gemischten Beständen mit <i>Phycodrys</i> und <i>Delesseria</i> ab 8 m Wassertiefe vor. Die Tiefengrenze von <i>Halosiphon tomentaria</i> bis 10 m Wassertiefe, <i>Cladophora rupestris</i> ebenfalls anwesend. <i>Laminaria saccharina</i> und <i>L. digitata</i> sind an den historisch nachgewiesenen Fundorten Schleswig-Holsteins ab 8m Wassertiefe anzutreffen.
2	Dichte Bestände von <i>Fucus vesiculosus</i> von 0,5 bis 2-3 m, vereinzelt Vorkommen noch bis 6 m Wassertiefe nachweisbar. Auf <i>Fucus</i> regelmäßiger Bewuchs mit epiphytischen Braunalgen, gewöhnlich über die ganze Saison. Moderater Bewuchs mit epibenthischen Zoobenthos-Arten (<i>Balanus</i> , <i>Electra</i>). Unterwuchs vorwiegend Braunalgen, aber auch <i>Ceramium</i> und <i>Polysiphonia</i> . Rotalgen der Genera <i>Coccotylus</i> und <i>Phyllophora</i> weniger häufig. <i>Furcellaria lumbricalis</i> lokal stark vertreten.
3	Vereinzelt Vorkommen von <i>Fucus vesiculosus</i> in 0,5 bis 2–3 m, zum Teil stark überwachsen. Der <i>Fucus</i> -Gürtel wird zum großen Teil durch andere Algen ersetzt. Grünalgen sind sowohl im oberflächen nahen Bereich als auch in der Tiefe häufig. Die Genera <i>Coccotylus</i> and <i>Phyllophora</i> fehlen auf den ersten vier Tiefenmetern. <i>Membranoptera alata</i> fehlt im Tiefenbereich. In dem tiefer liegenden Bereich völliges Fehlen von <i>Fucus</i> . Verschiedene filamentöse Algenarten lösen sich in ihrer Entwicklung teilweise miteinander ab. Dichte Teppiche von losen Algen kommen vor, die nicht einfach wieder fortgespült werden können. <i>Pilavella</i> und <i>Ceramium</i> spp. dominieren. Annuale Pflanzen dominieren im Tiefenbereich ab 8m über perenniale Arten.
4	Kein <i>Fucus</i> mehr vorhanden. Verschiedene Arten von filamentösen Algen, die sich teilweise im Verlauf der Saison miteinander abwechseln. Dichte Teppiche von losen Algen kommen, vor die nicht einfach wieder fortgespült werden können. <i>Pylaiella littoralis</i> und <i>Ceramium</i> spp. dominieren.
5	Massen von Driftalgen ersticken die stationäre Vegetation, insbesondere in Buchten und Vertiefungen, in denen dann die errante Flora liegen bleibt. Dünner Belag von filamentösen Grün- und Blaualgen, Auftreten von Schwefelbakterien, teilweise in sehr großen Bereichen.
Bewertungsparameter	Tiefenverbreitung von <i>Fucus vesiculosus</i> und anderer Makrophyten. Die Tiefengrenze einzelner <i>Fucus</i> -Individuen sowie des geschlossenen <i>Fucus</i> -Gürtels wird separat aufgenommen. Quantitatives Verhältnis von annualen zu perennialen Pflanzen

4.2 Bewertungsansatz für den Gewässertyp 3b, Seegraswiesen, Weichböden und geschützte Buchten

Die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* wird in den Gebieten wo seewärtig ungestörte Bestände der Art vorkommen, als geeignetes Mittel für die Beurteilung der WRRL angesehen (Tab. 5). Dichtes Wachstum von *Zostera* bis mindestens 6 m Wassertiefe charakterisiert einen sehr guten ökologischen Zustand, eine geringere Wachstumsdichte einen guten Zustand. Obwohl Seegras historisch wohl noch tiefer vorgekommen ist, halten wir in der 6 m Tiefenlinie den sehr guten Zustand für gegeben. Wir nehmen an, dass eine Verbreitungsdichte, wie sie um die Wende zum 20ten Jahrhundert vorgeherrscht haben mag, nach dem Einbruch der Population durch die „Seegras-Krankheit“ (*Labyrinthula zosterae*) in den 1930er Jahren (PETERSEN 1934, Rasmussen 1977) nicht mehr erreicht worden ist (DEN HARTOG 1987). Die absolute *Zostera* Tiefenbegrenzung in der Ostsee liegt bei ungefähr 7 m. Einzelne Pflanzen können möglicherweise tiefer vorkommen, aber in den eigenen Untersuchungen 2004 war dies jedoch nicht der Fall (max. Tiefe war 7 m bei Bokniseck). Die Anfälligkeit von *Zostera* gegenüber Epiphytenbewuchs wie *Ceramium*, *Ectocarpus* und *Enteromorpha* ist vor allem aus dem Wattenmeer beschrieben (DEN HARTOG 1987, 1994). Wir haben während unserer Untersuchungen kaum Epiphyten auf dem Seegras gefunden, was daran liegen mag, dass die Vegetationsperiode der bedeutendsten schnellwachsenden Alge *Pylaiella littoralis* vor der eigentlichen Entwicklungszeit von *Zostera* liegt.

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, sehen wir das größte Problem für die Berücksichtigung von *Zostera* in den WRRL die fehlenden Angaben zur großräumigen Verbreitung von *Zostera* und deren Variabilität. So konnten BOSTROEM et al. (2002) in einem historischen Vergleich keinen negativen Effekt auf *Zostera*-Dichten bei Tvaerminne, SW Finnland, feststellen. Sie machten allerdings keine Angaben bezüglich ihrer räumlichen Verbreitung. Im Experiment konnten WORM & REUSCH (2000) ebenfalls keine Auswirkungen von Nährstoffanreicherung auf das Wachstum von *Zostera* feststellen. Zurzeit ist unklar, welche Makroalgen mit *Zostera* natürlicherweise assoziiert gewesen sind. Das Vorhandensein historischer Angaben über Bestandsdichte, Blattzahl, -breite oder Blattflächenindex ist unwahrscheinlich.

Tab. 5 Bewertungsansatz für den Gewässertyp 3b; (Äußere Küstengewässer) Seegraswiesen, Weichböden und geschützte Buchten

Klasse	Beobachtung
1	Dichtes Wachstum von <i>Zostera marina</i> in größeren Tiefen als 6 m. In seichten Buchten gemeinsames Vorkommen mit <i>Zostera noltii</i> und <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Ruppia</i> spp, <i>Zanichellia palustris</i> , <i>Chara</i> spp. und <i>Lamprothamnion papulosum</i> möglich.
2	Dichtes Wachstum von <i>Zostera marina</i> bis in Tiefen von 4 m, lockere Bestände bis in 6m Wassertiefe. Ausfall der unter 1 genannten Begleitarten (falls historisch vorhanden) analog dem Ansatz für die inneren Küstengewässern (SCHUBERT et al. 2003). Filamentöse Algen sind vereinzelt auf dem Seegras vorhanden.
3	<i>Zostera marina</i> bis in 3 m Wassertiefe; filamentöse driftende Algen ebenfalls häufig. Ausfall der unter 1 genannten Begleitarten (falls historisch vorhanden) analog dem Ansatz für die inneren Küstengewässern.
4	Einzelne Individuen von <i>Zostera marina</i> vorhanden; filamentöse Algen dominieren, vor allem <i>Pylaiella littoralis</i> und <i>Ceramium</i> spp. (Die Untersuchungen sollte im Juni stattfinden); Ausfall der unter 1 genannten Begleitarten (falls historisch vorhanden) analog dem Ansatz für die inneren Küstengewässern.
5	vegetationsloser Seeboden, Abwesenheit von stationärer Vegetation. Eventuell Zusammenlagerungen loser Algenmassen. Am Boden ausgeprägte Ansammlungen weißer Schwefelbakterien.
Bewertungsparameter	Tiefenverbreitung von <i>Zostera marina</i> und Begleitarten, Biomasse, Sprossdichte

5 Zusammenfassung

Auf Grundlage der Auswertung von Datenmaterial und der gezielten Untersuchungen zur aktuellen Vegetation innerhalb der 1 Seemeilenzone an der Deutschen Ostseeküste wurden zwei erste Ansätze zur Bewertung der äußeren Küstengewässer aufgestellt. Im Mittelpunkt der beiden Ansätze stehen die Tiefenausbreitung von *Fucus vesiculosus* (Hartböden) und *Zostera marina* (Weichböden). Die Festlegung der Klassengrenzen und die Einbeziehung von weiteren Begleitparametern müssen durch aktuelle Untersuchungen und Datenrecherchen abgeglichen werden, um einen Klassifizierungsansatz zu erarbeiten, der den Erfordernissen der WRRL gerecht wird.

Literatur

- BIBER, P. D.; PAERL, H.W.; GALLEGOS, C.L.; KENWORTHY, W.J. & FONSECA, M.S. (in review): Evaluating indicators of seagrass stress to light limitation in North Carolina. – [In] BORTONE, S.A. (ed.): Proceedings of Estuarine Indicators Workshop, Sanibel, FL. Oct 29-31, 2003. http://www.marine.unc.edu/Paerllab/research/seagrass/Biberetal_Seagrass.pdf Stand: 12:2004
- BLACK, H. J. (1978): Vegetationsdynamische Untersuchungen an epilithischen Algengemeinschaften im Sublittoral der westlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der produktionsbiologischen Bestandsabschätzungen. - Report Sonderforschungsbereich 95: Wechselwirkungen Meer-Meeresboden, **44**: 1-144.
- BOSTROEM, C.; BOSNDORFF E.; KANGAS P. & NORKKO, A. (2002): Long-term changes of a brackish water (*Zostera marina* L.) community indicate effects of coastal eutrophication. - Estuarine Coastal Shelf Science, **55(5)**: 795-804.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964) : Pflanzensoziologie. - Springer Verlag, 864 S.

- BREUER, G. (1989): Vegetationsstruktur, Biomasse und Produktivität der sublitoralen Rotalgengemeinschaften der Restsedimentgebiete in der Kieler Bucht. - Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 247 S.
- DENNISON, W. C. (1985): Effects of light on photosynthesis and distribution of seagrasses. - *Estuaries* **8**(2B): 14A.
- DENNISON, W. C. (1987): Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. - *Aquatic Botany*, **27**: 15-26.
- DENNISON, W. C. & ALBERTE, R. S. (1985): Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). - *Marine Ecology Progress. Series*, **25**: 51-61.
- FÜRHAUPTER, K. & MEYER, T. (2004): Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Erprobung einer neuen Monitoringstrategie für die EU Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht eines Monitoringauftrages des LUNG, 85 S.
- JANSSON, K. (1994): Alien Species in the Marine Environment. Introductions to the Baltic Sea and the Swedish West Coast. - Solna, Swedish Environmental Protection Agency, 68 S.
- HAUCK, F. (1885) Die Meeresalgen Deutschlands und Österreichs. - Rabenhorst, Kryptogamenflora, 2, Kummer edit., Leipzig. 575 S.
- HOOTSMANS, M. J. M.; VERMAAT, J. E. & VIERSSEN, W. van (1987): Seed bank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from The Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. - *Aquatic Botany*, **28**: 275-285.
- KAREZ, R. & SCHORIES, D. (2005): Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 14: 95-108.
- KAUTSKY, N. (1981): On the role of blue mussel *Mytilus edulis* L. in the Baltic ecosystem. - Doctoral dissertation. Stockholm University, Sweden, 22 S.
- KAUTSKY, H.; KAUTSKY, L.; KAUTSKY, N.; KAUTSKY, U. & LINDBLAD, C. (1992): Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. - *Acta Phytogeographica Suecica*, **78**: 33-48.
- KOLP, O. (1966): Die Sedimente der westlichen und südlichen Ostsee und ihre Darstellung. - Beiträge zur Meereskunde, **17-18**: 9-60.
- KOTTA, J. (2004): Habitat choice and feeding activity of benthic suspension feeders and mesograzers in the Northern Baltic Sea. Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensis, Tartu. **89**:1-52.
- KRAUFVELIN, P. & SALOVIUS, S. (2004): Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? - *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **61**: 369-378.
- KRAUSE-JENSEN, D.; MIDDELBOE, A. L.; SAND-JENSEN, K. & CHRISTENSEN, P. B. (2000): Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool. - *Oikos*, **91**(2): 233-244.
- KRAUSE-JENSEN, D.; PEDERSEN, M. F. & JENSEN, C. (2003): Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. - *Estuaries*, **26**: 866-877.
- LAKOWITZ, K. (1887): Die Vegetation der Ostsee im Allgemeinen und Algen der Danziger Bucht im Speziellen. - *Berichte des Westpreussischen Botanisch-Zoologischen Vereins*, Danzig, **10**: 36-44.
- LAKOWITZ, K. (1907): Die Algenflora der Danziger Bucht. - *Berichte des Westpreussischen Botanisch-Zoologischen Vereins*, Danzig, 1-141.
- LAKOWITZ, K. (1929): Die Algenflora der gesamten Ostsee (ausschl. Diatomeen). - Herausgegeben vom West-preußischen Botanisch-Zoologischen Verein mit Unterstützung der Notgemeinschaft der Deutschen Wissenschaft, Danzig 474 S.
- MUEHLSTEIN, L. K. (1989): Perspectives on the wasting disease of eelgrass *Zostera marina*. - *Diseases of Aquatic Organisms*, **7**: 211-221.
- MUEHLSTEIN, L. K.; PORTER, D. & SHORT, F. T. (1991): *Labyrinthula zosterae* sp. nov., the causal agent of the wasting disease of eelgrass, *Zostera marina*. - *Mycologia*, 183:190.
- NIELSEN, R.; KRISTIANSEN, A.; MATHIESEN, L. & MATHIESEN, H. (1995): Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. - *Acta Botanica Fennica*, **155**: 1-51.
- ÖST, M. & KILPI, M. (1997): A recent change in size distribution of blue mussels (*Mytilus edulis*) in the western part of the Gulf of Finland. - *Annales Zoologici. Fennici*, **34**: 31-36.
- PEDERSEN, M.F. & KRAUSE-JENSEN, D. (1996): Regulation of vertical and horizontal distribution of eelgrass. - [In:] KAAS, H. & MØHLENBERG, F. (eds): *Marine Areas. Danish Inlets - State of the Environment, Trends and Causal Relations. The Monitoring Programme under the Action Plan for the Aquatic Environment 1994* (In Danish). Faglig rapport fra DMU, **179**: 73-79.

- PETERSEN, H. E. (1934): Studies on a parasitic fungus in the Eelgrass, *Zostera marina* L. - Botanisk Tidskrift, **43**: 1-9.
- RASMUSSEN, E. (1977): The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina* L.) and its effect on environmental factors and fauna. - In: Seagrass Ecosystems: A Scientific Perspective. M. DEKKER, New York: 51 S.
- REINBOLD, T. (1889): Die Rhodophyceen (Florideen) (Rothtange) der Kieler Förhde. - Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 9: 111-143.
- REINBOLD, T. (1890): Die Cyanophyceen (Blautange) der Kieler Förhde. - Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein, **8(2)**: 163-185.
- REINKE, J. (1889): Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. - Bericht der Kommission zur Wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel 6: III-XI, 1-101.
- ROBERTS, H. M.; ORTH, R. T.; & MOORE, K. A. (1984): Growth of *Zostera marina* L. seedlings under laboratory conditions of nutrient enrichment. - Aquatic Botany, **20**: 321-328.
- SCHORIES, D. (1995): Populationsökologie und Massenentwicklung von *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) im Sylter Wattenmeer. – Berichte des Institutes für Meereskunde Kiel 271: 145 S.
- SCHORIES, D.; SELIG, U. & SCHUBERT, H. (2004): Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die . – Forschungsbericht des LAWA Projektes Klassifizierung der Ostsee, 101 S.
- SCHUBERT, H.; BLÜMEL C.; EGGERT, A.; RIELING, T.; SCHUBERT, M. & SELIG, U. (2003): Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. - BMB+F Forschungsbericht FKZ 0330014, Rostock.
- SCHWENKE, H. (1964): Vegetation u. 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.
- SEGERSTRALE, S. G. (1957): Baltic Sea. - Memoirs Geological Society, America, **67**: 751–800.
- SEPA (2004): <http://www.internat.naturvardsverket.se/index.php3?main=/documents/legal/assess/assedoc/coastdoc/macroveg.htm> - Stand: 12/2004
- SHORT, F. T. & WYLLIE-ECHEVERRIA, S. (1996): Natural and human-induced disturbance of seagrasses. - Environmental Conservation, **23**: 17–27.
- VÄLIKANGAS, I. (1933): Über die Biologie der Ostsee als Brackwassergebiet. - Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, 62-112.
- WALLENTINUS, I. (1991): The Baltic Sea gradient. - [In:] MATHIESON, A.C. & NIENHUIS, P. H. (eds). Intertidal and littoral ecosystems. Ecosystems of the world 24. Elsevier. Amsterdam. 83-108.
- WHELAN, P.M. & CULLINANE, J. P. (1985): The algal flora of a subtidal *Zostera* bed in Ventry Bay, South-west Ireland. - Aquatic Botany, **23**: 41-51.
- WORM, B. & REUSCH, T. B. H. (2000): Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? - Marine Ecology Progress Series, **200**: 159-166.

Autoren:

Dirk Schories, Uwe Selig, Kati Jegzentis & Hendrik Schubert
 Universität Rostock
 Institut für Biowissenschaften
 AG Ökologie
 Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock

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