



UNIVERSITÄT ROSTOCK

Bericht zum Forschungsvorhaben:

**„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**



Erstellt durch:

Dirk Schories, Uwe Selig & Hendrik Schubert

Unter Mitarbeit von Kati Jegzentis, Mareike Mertens, Manfred Schubert, Timo Kaminski

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften

Albert-Einstein-Str. 3, 18051 Rostock

16. März 2006

Kurzfassung	4
1 Einleitung.....	8
2 Einführung in den Klassifizierungsansatz.....	11
2.1 Typisierung der Küstengewässer	11
2.2 Analyse der Belastungen.....	14
2.3 Natürliche Schwankungen der Umgebungsparameter.....	17
3 Der Weg zum Referenzzustand - Anwendung des ELBO-Klassifizierungsansatzes	21
3.1 Ausweisung von Referenzgewässern.....	21
3.2 Rekonstruktion über historische Daten	21
3.3 Modellierung von Referenzbedingungen.....	23
3.4 Rückgang der Sichttiefe	24
3.5 Festlegung der Referenzbedingungen auf Grundlage der Experten-Meinung.....	27
3.6 Klassifizierungsansatz Außenküste und ELBO	27
4 Untersuchungsgebiete & Methoden.....	31
4.1 Gebiete	31
4.2 Methoden	33
4.2.1 Abiotische Faktoren	33
4.2.2 Biotische Faktoren	34
4.2.3 Phytal-Untersuchungen.....	36
5 Ergebnisse	38
5.1 Das Seegras <i>Zostera marina</i>	38
5.1.1 Physikalisch-chemische Parameter der Standorte.....	38
5.1.2 Erfassung der Makrophytenbestände	41
5.1.3 Strukturanalytische Untersuchungen	45
5.2 Der Blasentang <i>Fucus vesiculosus</i>	55
5.2.1 Tiefenverteilung von <i>Fucus vesiculosus</i>	55
5.2.2 Bewuchs von <i>Fucus vesiculosus</i> mit Epiphyten und Epizoen	57
5.3 Untersuchung der Phytal-Gemeinschaften im Jahr 2004.....	59
5.3.1 Transekte bis zu einer Länge von einer Seemeile.....	59
5.3.2 Probennahmen in definierten Tiefenzonen	66
5.4 Untersuchungen der Phytal-Gemeinschaften unter besonderer Berücksichtigung der Miesmuschel <i>Mytilus edulis</i> (2005)	70
6 Historische Veränderungen & Stand der Forschung.....	75
6.1 <i>Zostera marina</i>	75
6.1.1 Strukturparameter.....	77
6.1.2 Physikalische Faktoren	86
6.1.3 Biotische Faktoren	91
6.2 Thallöse Braunalgen	95
6.2.1 <i>Fucus vesiculosus</i>	95
6.2.2 <i>Laminaria</i> spp.	100
6.3 Phytal-Gemeinschaften	101
6.3.1 Veränderungen in der Artenzahl.....	101
6.3.2 Strukturparameter.....	107
6.4 <i>Mytilus edulis</i>	112
7 Klassifizierung der Gewässertypen.....	113

7.1	Bestimmung der unteren Verbreitungsgrenzen.....	114
7.1.1	<i>Zostera marina</i> und <i>Fucus vesiculosus</i>	114
7.1.2	Verlust an besiedelter Fläche	118
7.1.3	Verbreitungsgrenze des Phytals	120
7.1.4	Maximale Secchi-Tiefen	124
7.2	Neophyten	124
7.3	Die Klassifizierung der Einzelkomponenten	125
7.4	Verrechnung der Einzelkomponenten.....	137
8	Monitoring	142
9	Defizitanalyse und Handlungsbedarf.....	149
10	Literatur.....	153
11	Anhang.....	165
11.1	Übersicht über die einzelnen Untersuchungsstandorte	166
11.1.1	Holnis	166
11.1.2	Wackerballig	166
11.1.3	Kalkgrund / Gelting	167
11.1.4	Schleimünde.....	167
11.1.5	Maasholm.....	168
11.1.6	Bookniseck.....	168
11.1.7	Ludwigsburg / Waabs	169
11.1.8	Surendorf.....	169
11.1.9	Strande	170
11.1.10	Lippe	170
11.1.11	Lippe / Hohwacht.....	171
11.1.12	Orther Bucht.....	171
11.1.13	Niobe / Puttgarden	172
11.1.14	Staberhuk	172
11.1.15	Grömitz	173
11.1.16	Boltenhagen	173
11.1.17	Meschendorf	174
11.1.18	Zingst	174
11.1.19	Glowe.....	175
11.1.20	Göhren (Thiessow).....	175
11.1.21	Thiessow	176
11.2	Lichteindringtiefen.....	177
12	Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen.....	180
12.1	Abbildungen.....	180
12.2	Tabellen.....	184

Kurzfassung

Im Rahmen eines zweijährigen Forschungsvorhabens wurde ein Klassifizierungsansatz für die äußeren Küstengewässer der Ostsee (Gewässertyp B3a, B3b, B4) erstellt. Schwerpunkt bildete die Erfassung der rezenten Vegetation (Makrophyten / Makroalgen) und die Zusammenstellung und die Analyse aller verfügbaren historischen Daten. Der Vergleich rezenter Daten mit historischen Befunden belegt zum einen den Rückgang der Verbreitungsgrenzen als auch die Veränderungen in der Artenzusammensetzung. Als etabliert und teilweise dominant müssen die Neophyten *Fucus evanescens* und *Dasya baillouviana* angesehen werden, die Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* wurde im August 2005 erstmals an der deutschen Ostseeküste gefunden. Die vorliegenden Datenbanken zu vorhandenen historischen Makrophytenbelegen als auch die Datenaufnahmen im Zeitraum 1990-2004 müssen als unbefriedigend für die Erstellung eines allgemein gültigen Referenzzustandes angesehen werden. Insbesondere fällt auf, dass die Diversität der rezenten Makrophytenbestände in den letzten 15 Jahren nicht in ihrer Gesamtheit erfasst worden ist. Zwei Indikator-Arten, das Seegras *Zostera marina* sowie der Blasentang *Fucus vesiculosus*, können für die Typisierung des ökologischen Zustandes der Gewässertypen B3a und B3b herangezogen werden. Anhand der historischen Daten lässt sich zeigen, dass beide Arten bis in 10m Wassertiefe entlang der deutschen Ostseeküste vorgekommen sind. Die Klassifizierung des ökologischen Zustandes anhand von *Zostera* und *Fucus* erfolgte über die Berechnung von Lichtminderung in Prozent von der ursprünglichen Verbreitungstiefe (10 m) und dem benötigten Lichtbedarf über die Vegetationsperiode. Die Grenzen wurden wie folgt gelegt: 1% Lichtminderung entspricht dem Übergang vom sehr guten (I) zu dem guten (II) ökologischen Zustand; 5% spiegelt den Übergang vom guten zum mäßigen Zustand (III) wider; 25% Lichtabfall führt zu einem unbefriedigenden Zustand (IV) und 75% Lichtverlust zu einem schlechten Zustand (V). Des Weiteren wurde festgelegt, dass geschlossene Bestände einen mindestens 5% höheren Lichtbedarf haben als die am tiefsten verbreiteten Pflanzen, so dass deren Verbreitungsgrenzen ebenfalls entsprechend berechnet worden sind. Bei historisch anderer Datenlage für einzelne Standorte beziehungsweise neuen Erkenntnissen zum Lichtbedarf einzelner Arten müssen Verbreitungsgrenzen neu definiert werden. Dabei ist zu beachten, dass das Licht nicht linear, sondern logarithmisch mit der Tiefe abnimmt. Als Untergrenze für das Vorkommen einzelner Algen wurde eine historische Tiefe von 22 m (0,5 % Lichtbedarf) sowohl für den Gewässertyp B3a als auch B4 kalkuliert. Der Gewässertyp B4 geht bei einer Tiefe von 10 m in den Typ B4 über. Die maximale Verbreitungstiefe des Gesamtphytals in Abhängigkeit der Belastung wurde in Anlehnung an den *Zostera* / *Fucus* Ansatz gerechnet, allerdings wurde für die Berechnung nicht der Verlust an Licht benutzt sondern der Habitatverlust bei einem theoretisch linear abfallenden Küstenverlauf. Als Referenzwert wurde ein geschlossenes Auftreten des Phytals zwischen 18,5-19,0 m Tiefe angesehen. Für den Übergang zu dem mäßigen

Zustand wurde eine Tiefe von 16,0 m berechnet. Dies entspricht einem theoretischen Habitatverlust von mehr als 16 %.

Unterschiede zwischen den Gewässertypen B3a und B3b ergeben sich vor allem durch Veränderungen im Salzgehalt und dem damit zusammenhängenden Ausfall von Arten, die östlich der Darßer Schwelle ihre Verbreitungsgrenze erreichen. Die jeweils zu erwartende Artenzusammensetzung ist für den Referenzzustand beschrieben worden. Vor allem das heterogene Vorkommen an glazialen Restsedimenten und die damit verbundene hohe Heterogenität in der Artenzusammensetzung erschwert jedoch die Anwendung des Parameters. In Gebieten, in denen sich die Miesmuschel *Mytilus edulis* auf dem primären Hartsubstrat etabliert hat, kann bei gleichzeitiger Abwesenheit von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* zurzeit keine Bewertung vorgenommen werden. Dringend erforderlich erscheint es, die langfristige Entwicklung und die historische Veränderung von *Mytilus edulis*-Beständen in der Ostsee zu untersuchen, da solch eine Bewertung direkte Auswirkungen auf den Bewertungsansatz über Makrophyten hat. Für den Bewertungsansatz des Gewässertyps B4 ist ein Verschieben der unteren Bewuchsgrenze sowie die Änderung der Artengemeinschaft entscheidend. Es wird empfohlen, Phytalgemeinschaften in 6 m und 14 m Wassertiefe zu untersuchen. Als viertes Kriterium für die Bewertung der Wasserkörper B3a und B3b sowie als weiteres Kriterium des Wasserkörpers B4 ist der Anteil von Neophyten aufgenommen worden, deren bisherige allgemeine Zunahme vor allem in den Wasserkörpern B3b und B4 als bedenklich eingestuft wird. Aufgrund der hohen Anzahl von Einflussgrößen auf die einzelnen Messparameter wurde ein Ansatz erarbeitet, der es ermöglicht Abweichungen einzelner Messgrößen in einer Gesamtbewertung adäquat zu berücksichtigen. Obwohl in den letzten zwei Jahren Alternativen zu den hier vorgestellten klassischen Ansätzen über die relative Artenzusammensetzung und Tiefenverbreitung getestet wurden, zu nennen wären hier die *Zostera*-Strukturparameter sowie Epiphyten-Zusammensetzung auf *Fucus vesiculosus*, erwiesen sich diese als weniger aussagekräftig.

Summary

A classification approach was constructed within the framework of a two-year research project for the outer coastal waters of the Baltic Sea (Water type B3a, B3b, B4). We concentrated on the known recent occurrence and distribution of macroalgae and phanerogams along the German coast and compared these data with available historical data sets. On the one hand the comparison of these data sets proves (1) the decline of depth limitations in general and for single species as also (2) changes in the species composition. The neophytes or “alien species” *Fucus evanescens* and *Dasya baillouviana* are particularly abundant and dominant in the Western part of the German Baltic Sea, whereas the red alga *Gracilaria vermiculophylla* was found in August 2005 for the first time in this area and nothing is known about her propagation along the Baltic Sea. No alien species were observed in the Eastern part of the Baltic Sea during our survey. The available historical databases and herbarium material as also recent approaches to monitor macroalgae along the coast, especially in the period from 1990-2004, must be regarded as unsatisfactory and of limited value for the reconstruction of reference conditions as requested by the EU-Water Framework Directive (WFD). In particular the diversity of recent macroalgae populations on species level was not registered in the last 15 years in its entirety. However, at least two species serve as good indicators to demonstrate changes over time, the sea grass *Zostera marina* as well as the bladder wrack *Fucus vesiculosus*. Both can be used to describe the ecological state of the water bodies B3a and B3b. Historical data indicate that both species occurred up to 10 m depth along the whole German Baltic Sea coastline. The classification of the water quality was calculated by light reduction in percent from the known depth limit of both species (10 m) and the total light requirement over the vegetation period. The boundaries were placed as follows: 1 % light reduction presents the transition from the high /pristine (I) to the good (II) ecological state; 5 % indicates the transition of the good to the moderate state (III); at least 25 % reduction stands for an poor state (IV) and more than 75 % for a bad state (V). Furthermore we assumed that dense stands of *Zostera* and *Fucus* have a light requirement at least 5 % higher than the most deeply distributed single plants. So we computed the depth limits of *Zostera* and *Fucus* communities correspondingly. Our approach will result in other depth limitations if pristine situation were different from that mentioned before (10 m). In those cases boundaries must be defined new. It must be noted that the light does not decrease linearly, but exponentially with the depth. We calculated that the lower limit of individual brown and red macroalgae plants were under pristine conditions 22 m (0.5 % light requirement) for both water types, B3a as also B4. The decline of maximum depth of the macrophytobenthos due to anthropogenic load was calculated following the *Zostera* / *Fucus* approach. However, the decline was not calculated by light reduction, but from the lost of habitat in percentage. These values were calculated first for the *Zostera* / *Fucus* approach and then used to define the depth limitations of the

phytal according classes I-V (high to bad conditions). The range from 18.5-19.0 m presents the reference for the lower limit of close phytal populations. The transition from the good to the moderate state was calculated to be at 16.0 m. This corresponds to a total habitat loss of more than 16 %. The differences between water types B3a and B3b result particularly through salinity decrease. Several algae species are not able to survive the drop of salinity east of the Darsser Schwelle. The algae species expected to be present in each water type are described for the reference conditions. Species diversity is not a very good indicator for the German part of the Baltic Sea, particularly because hard bottom boulders and rocks are distributed heterogeneously and species composition shows a random distribution. Evaluation of the ecological situation is not possible in areas with *Mytilus edulis* dominance on the hard bottom, if *Zostera marina* and *Fucus vesiculosus* are absent. It appears urgently necessary to study long-term changes of *Mytilus edulis*-banks in the Baltic Sea since their distribution directly affects the distribution and species composition of macroalgae. The water type B4 is only present in Schleswig-Holstein. The B4 areas are limited country-sided by the 10 m submarine contour. The parameters of interest for this water type are the decline of the lower phytal depth limit as well as the shift of macroalgae species composition. It is recommended to monitor phytal communities in 6 m and 14 m water depth. As a fourth and additionally used criterion for the evaluation of all water bodies the presence of alien species is considered to be necessary. We tested in 2004 and 2005 various alternatives to the approach presented in this document, for example (1) species diversity of *Fucus* epiphytes and (2) composition of *Zostera* beds, but all these attempts were proved as less expressive.



Abbildung 1: Die Miesmuschel *Mytilus edulis* auf Geröllfeldern bei Grömitz

1 Einleitung

Mit der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 (EU-Wasserrahmenrichtlinie – EU-WRRL) wird das Erreichen des guten ökologischen Zustandes aller Gewässer bis 2015 gefordert. Die Grundlage für die Umsetzung dieser Richtlinie ist die Klassifizierung der betreffenden Gewässer, auf deren Grundlage eine Einschätzung des ökologischen Zustandes erfolgen kann. Um diese Klassifizierung durchzuführen, wurden von uns folgende Punkte berücksichtigt (Abbildung 2):

1. Entsprechend den Vorgaben der EU-WRRL wurde in einem ersten Schritt, der so genannten Typisierung, jeder Wasserkörper einem bestimmten Typ von Oberflächengewässer zugewiesen.
2. Anschließend wurden für jeden Typ spezifische Referenzbedingungen aufgestellt. Diese Bedingungen bilden anhand der historischen Daten oder Experten-Gutachten den „sehr guten ökologischen Zustand“ ab; d. h. dies ist ein Zustand ohne oder mit nur geringfügigen anthropogenen Einflüssen.
3. Nach Identifizierung der Degradationserscheinungen in Abhängigkeit von den jeweiligen Belastungsarten und -intensitäten wurden die Grenzen zwischen den fünf ökologischen Zustandsklassen definiert.
4. Anhand dieses Klassifikationssystems kann nun die Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer anhand eines Vergleichs der aktuell ermittelten Werte mit denen des Referenzzustandes erfolgen. Auf zu erwartende Schwierigkeiten in der Praxis wird im weiteren Text eingegangen und dort wo es möglich ist, wurden Lösungsvorschläge erarbeitet.

Die bisher durchgeführten Monitoring-Arbeiten an der Außenküste der deutschen Ostsee haben nicht den Vorgaben der EU-WRRL entsprochen. Zusammen mit den ungenügenden historischen Daten zur Tiefenverbreitung einzelner Makrophyten sowie der Artenzusammensetzung führte dies dazu, dass für die Klassifizierung für die äußeren Küstengewässer entsprechend der EU-WRRL eine völlig neue Herangehensweise getestet wurde. Die Sichtung der historischen Datenlage erbrachte eine sehr heterogene Datenlage entlang der gesamten Deutschen Ostseeküste. Während aus der Kieler Bucht viele qualitative Daten aus verschiedenen Zeitepochen vorliegen, so sind östlich der Darßer Schwelle bedeutend weniger Daten vorhanden. Deswegen wurden auch Daten aus der Danziger Bucht herangezogen, um für die Vorkommengrenzen einzelner Arten Anhaltspunkte für den Referenzzustand zu bekommen ([LAKOWITZ 1887, 1907, 1929](#), [BURSA & WOJTUSIAK 1939](#)). Ergänzt wurden diese historischen Angaben durch praktische Feldarbeiten und

umfangreiche Literatur-Recherche zu den ökologischen Ansprüchen der Arten bzw. Artengemeinschaften und ihren Wechselwirkungen mit anderen Organismen.

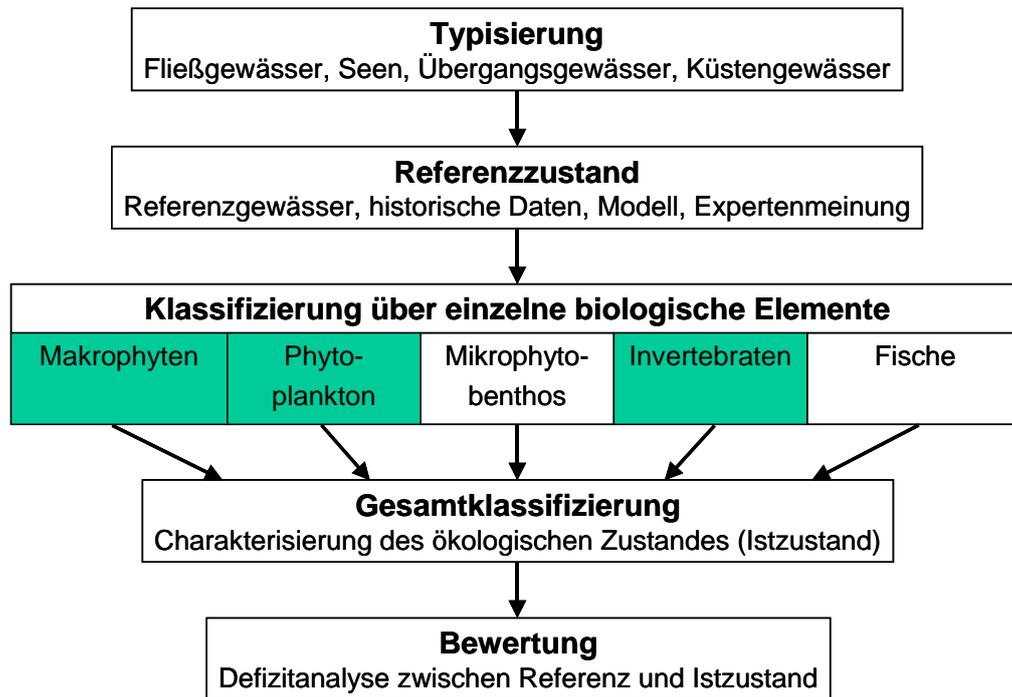


Abbildung 2: Fließschema zur Umsetzung der EU-WRRL. Grün unterlegt sind die Komponenten, die für die Klassifizierung von Küstengewässern zu berücksichtigen sind.

Eine reine Übertragung und Anpassung des Klassifizierungssystems der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns auf die äußeren Küstengewässer der deutschen Ostsee war erwartungsgemäß aufgrund der extremen Unterschiede hinsichtlich der Exposition, der Substratverfügbarkeit und des Arteninventars zwischen Innen- und Außengewässern nicht möglich. Während für die inneren Küstengewässer noch zahlreiche Phanerogamen für die Bewertung mit herangezogen werden konnten, sind die äußeren Küstengewässer naturgemäß vorwiegend von Makroalgen und Seegräsern dominiert (Abbildung 3). Das Vorkommen von Makroalgen hängt aber direkt mit der Substratverfügbarkeit zusammen, so dass hier der ELBO-Ansatz nicht allgemein angewendet werden kann. Hier wurde also ein eigener Ansatz geschaffen, der eine Abschätzung des Referenzzustandes der Gewässertypen B3a, B3b und B4 ermöglicht und eine Grenzziehung zwischen den fünf ökologischen Zuständen erlaubt. Die Basis dafür bilden die Analysen aller verfügbaren historischen und rezenten Daten sowie eigene Felduntersuchungen.

Mit dem zweijährigen Forschungsprojekt wurden für die äußeren Küstengewässer folgende zwei Ziele verfolgt und realisiert:

1. Erarbeitung eines Klassifizierungsansatzes für die äußeren Küstengewässer Schleswig-Holsteins (SH) als auch Mecklenburg-Vorpommerns (MV) entsprechend den Gewässertypen,
2. Erarbeitung von Vorschlägen für die Anpassung des Monitoring-Programms und der behördlichen Gewässerüberwachung (Bund-/Länder-Messprogramm) für die deutsche Außenküste an die Anforderungen des entwickelten Klassifizierungsansatzes und den Monitoring-Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie.



Abbildung 3: *Furcellaria lumbricalis*, eine in den 1960er Jahren häufige und Mattenbildende Rotalge in Schleswig-Holstein, bildet um die Insel Rügen (Mecklenburg-Vorpommern) dichte Bestände aus.

2 Einführung in den Klassifizierungsansatz

2.1 Typisierung der Küstengewässer

Die Einteilung der deutschen Küstengewässer an der Ostsee erfolgt zunächst nach dem Salzgehalt entsprechend dem „Venice-System“ (CASPER 1959) in oligohaline, mesohaline und polyhaline Gewässer. Unterteilungskriterien sind das Auftreten saisonaler Sprungschichten sowie die Unterteilung in β - und α -oligo- bzw. mesohaline Gewässer. Nach dieser Einteilung werden vier Typen mit sechs Untertypen der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste festgelegt. Die in Tabelle 1 aufgeführten weiteren Parameter kennzeichnen die Gewässertypen hinsichtlich ihrer Exposition, Sedimentbeschaffenheit, Besiedlungscharakteristik und bezüglich des Wasseraustausches mit der Ostsee. Durch die Bundesländer MV und SH erfolgte entsprechend eine einheitliche Typisierung der Küstengewässer der deutschen Ostseeküste. Diese verbindliche Einteilung basiert im Wesentlichen auf den Ergebnissen des BMBF Forschungsvorhabens „Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen“ (erarbeitet durch das Institut für Angewandte Ökologie Broderstorf – GOSSELCK *et al.* 2003). Die Typisierung wurde nach dem durch die EU-WRRL vorgegebenen System B, unter Verwendung der in Anhang II/1.2 genannten obligatorischen und optionalen Faktoren, vorgenommen. Danach lassen sich die äußeren Küstengewässer in zwei Haupttypen einteilen (B3 und B4), die durch den Salzgehalt und die Präsenz einer mixohalinen Sprungschicht sowie ihrer Ausweitung auf Gebietsabschnitte außerhalb der 1 Sm-Zone abgegrenzt werden (

Tabelle 2). Der Typ B3 untergliedert sich des Weiteren in zwei Untertypen, die vom Salzgehalt her unterschieden werden ($5 \text{ PSU} < \text{B3a} < 10 \text{ PSU} < \text{B3b} < 18 \text{ PSU}$). Den Gewässertyp B3a finden wir nur in MV östlich der Darßer Schwelle, so dass alle westlich gelegenen äußeren Küstengewässer von MV und SH dem Gewässertyp B3b zugeordnet werden. Trotz der einheitlichen Typisierung des Gewässertypes B3b unterscheiden sich die Küstengewässer der Ostsee zwischen der Darßer Schwelle und der Flensburger Förde hinsichtlich Salzgehalt, Morphogenese, Küstendynamik, Hydrologie und historischer Nutzung deutlich. Zum Gewässertyp B4 zählen die zentralen Gewässerabschnitte der Förden sowie Buchten, deren Tiefwassergebiete durch die Verlegung der Basislinie vom natürlichen Küstenverlauf an die äußere Bucht erfasst werden. Eine Unterscheidung zwischen B3b und B4 Gewässern bezüglich ihrer biologischen Komponenten wird bei der Klassifizierung der Küstengewässer nur in Teilbereichen vorgenommen, insbesondere immer dann, wenn Florenkomponenten unterhalb der Halokline betroffen sind. Zum anderen liegt nahe, dass aufgrund der relativen Entfernung der meisten B4 Wasserkörper zur Küste auch die Nährstoffkonzentrationen durch den landseitigen Eintrag in den B3b Gewässer deutlich höher sind.

Tabelle 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)

Typ B1 oligohaline innere Küstengewässer		Typ B2 mesohaline innere Küstengewässer		Typ B3 mesohaline äußere Küstengewässer ohne saisonale Sprungschicht		Typ B4 mixohaline äußere Küstengewässer mit saisonalen Sprungschicht
Untertyp B1a β-oligohalin	Untertyp B1b α-oligohalin	Untertyp B2a β-mesohalin	Untertyp B2b α-mesohalin	Untertyp B3a β-mesohalin	Untertyp B3b 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. vorhanden)		(in S.-H.+M.-V. vorhanden)		(in S.-H.+M.-V. vorhanden)		(nur in S.-H. vorhanden)
<u>Wassertiefe:</u> < 30 m <u>Tideregime:</u> Mikrotidal <u>Exposition:</u> geschützte Buchten <u>Wasseraustausch:</u> gering <u>Sediment:</u> Schlack, Sand <u>Besiedlung:</u> überwiegend limnische Organismen		<u>Wassertiefe:</u> < 30 m <u>Tideregime:</u> Mikrotidal <u>Exposition:</u> geschützte Buchten <u>Wasseraustausch:</u> mäßig - gut <u>Sediment:</u> Sand, Schlack <u>Besiedlung:</u> reduzierte marine Besiedlung; häufige Algenblüten		<u>Wassertiefe:</u> < 30 m <u>Tideregime:</u> Mikrotidal <u>Exposition:</u> exponiert <u>Wasseraustausch:</u> sehr gut <u>Sediment:</u> Sand (teilweise mit Kies und Steinen), Geschiebemergel u. organische Sedimente <u>Besiedlung:</u> ausgeprägte marine Besiedlung; jahreszeitliche Algenblüten		<u>Wassertiefe:</u> < 30 m <u>Tideregime:</u> Mikrotidal <u>Exposition:</u> (mäßig) exponiert <u>Wasseraustausch:</u> saisonal gering <u>Sediment:</u> Schlack, Mischsedimente <u>Besiedlung:</u> teilweise reduzierte marine Besiedlung; jahreszeitliche Algenblüten

Nach der Definition durch die EU-WRRL umfassen die Küstengewässer alle Oberflächengewässer auf der landwärtigen Seite einer Linie, auf der sich jeder Punkt einer Seemeile seewärts vom nächsten Punkt der Basislinie befindet, von der aus die Breite der Hoheitsgewässer gemessen werden, gegebenenfalls bis zur äußeren Grenze der Übergangsgewässer. Da an der deutschen Ostseeküste keine Übergangsgewässer extra ausgewiesen wurden, umfassen somit die Küstengewässer alle Oberflächenwasserkörper innerhalb dieser einen Seemeile, die einen gewissen Salzgehalt aufweisen und somit vom Süßwasser abgrenzbar sind. Während die inneren Küstengewässer natürliche Gewässer hinsichtlich ihrer Morphometrie darstellen, so werden die äußeren Küstengewässer durch eine festgelegte Küstenlinie abgegrenzt. Dadurch werden die äußeren Küstengewässer formal nicht als abgeschlossene morphometrische Gebiete betrachtet, sondern als „Gewässerstreifen“ entlang der Küstenlinie. Diese durch die EU-WRRL getroffene Festlegung ist für ökologische Betrachtungen schwierig, weil nur ein Teil eines natürlichen Gewässers betrachtet wird. Eine Untersuchung der Küstengewässer mit der Orientierung anhand der 1 Seemeilenzone ist bisher nicht erfolgt, was eine Auswertung der historischen Daten bezüglich dieses vorgegebenen Wasserkörpers erschwert.

Tabelle 2: Zuordnung der Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins zum Küstengewässertyp B3 / B4 – Tabelle entnommen aus [GOSSELCK et al. \(2003\)](#)

Unter-Typen	B3a			B3b			B4		
Salzgehalt	5 – 10			10 – 18			10 – 30		
Mecklenburg-Vorpommern	-Pommersche Bucht -Ostrügen (Tromper und Proprer Wiek) -Halbinsel Wittow -Libben -Darß-Hiddensee			- Darß-Bukspitze - Äußere Wismar-Bucht - Klützhöved-Dahmeshöved					
Schleswig-Holstein				- Fehmarn-Fehmarnsund - Fehmarnsund-Falshöft - Kieler Förde (außen) - Eckernförder Bucht - Flensburger Förde (außen)			- westliche Mecklenburger Bucht - Hohwachter Bucht - Kieler Förde (außen) - Eckernförder Bucht - Flensburger Förde (außen)		
	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert
Salzgehalt [PSU]	2,7	12,7	8,1	7,5	22,1	12,5	9,6	22,4	16,7
Sichttiefe [m]	0,3	8,4	2,8	1,0	11,5	4,3	3,0	12,0	6,7
Temperatur [°C]	0,3	22,5	10,6	1,8	22,2	9,3	2,4	16,9	10,0
Ges.-Phosphat [$\mu\text{mol/l}$]	1,12	6,70	2,33	0,10	3,82	1,00	0,01	0,06	0,03
Ges.-Stickstoff [$\mu\text{mol/l}$]	26,80	170,00	69,75	7,70	155,00	35,26	0,00	0,62	0,26
Exposition	mäßig exponiert bis exponiert			geschützt bis extrem geschützt			mäßig exponiert bis exponiert, innere Förden geschützt		
Wasseraustausch	vertikal sehr gut, horizontal teilweise geschichtet			sehr gut			mäßig bis gut, saisonal unterhalb der Halokline gering		
Sediment	Sand, Blockfelder			Sand, Blockfelder			Schlick		

2.2 Analyse der Belastungen

Die Degradation der äußeren Küstengewässer erfolgt durch die menschliche Nutzung der Gewässer selbst sowie deren Einzugsgebiet. Aus diesem Grunde kennzeichnet die Degradation der Küstengewässer nicht nur die Eingriffe im Gewässer selbst, sondern implizit auch die Veränderungen im Einzugsgebiet als „Vorfluter“ der offenen Ostsee. Im Wesentlichen können die anthropogenen Einflüsse wie folgt zusammengefasst werden:

- erhöhter Eintrag von Nährstoffen und organischen Stoffen - Eutrophierung und Saprobisierung
- Veränderung der Struktur der Gewässer - Verbauung, Küstenschutzmaßnahmen, historische Steinfischerei
- Einträge von Schadstoffen – Toxizität
- Eintrag von Erde und Bauschutt (historisch: Bau des Nord-Ostsee-Kanals)

BEHRENDT *et al.* (1999) bilanzierten die Nährstoffeinträge aus den einzelnen Flussgebieten und ermittelten so die Nährstoffeinträge für die gesamte deutsche Ostseeküste. Abbildung 4 verdeutlicht den drastischen Rückgang der Nährstoffeinträge im Zuge der HELCOM-Vereinbarung. Trotz dieser Reduzierung werden weiterhin hohe Nährstofffrachten in die Ostsee eingetragen, wobei neben den Flusseinträgen vor allem die aerogenen Einträge von Bedeutung sind (Tabelle 3, Tabelle 4). So hat Deutschland in den 1990er Jahren allein über 30 % des aerogenen Eintrages von Stickstoff verursacht und war am Gesamtstickstoffeintrag zu 10,2 % beteiligt. Für Phosphor betrug der deutsche Anteil am Gesamteintrag in die Ostsee 6,9 %.

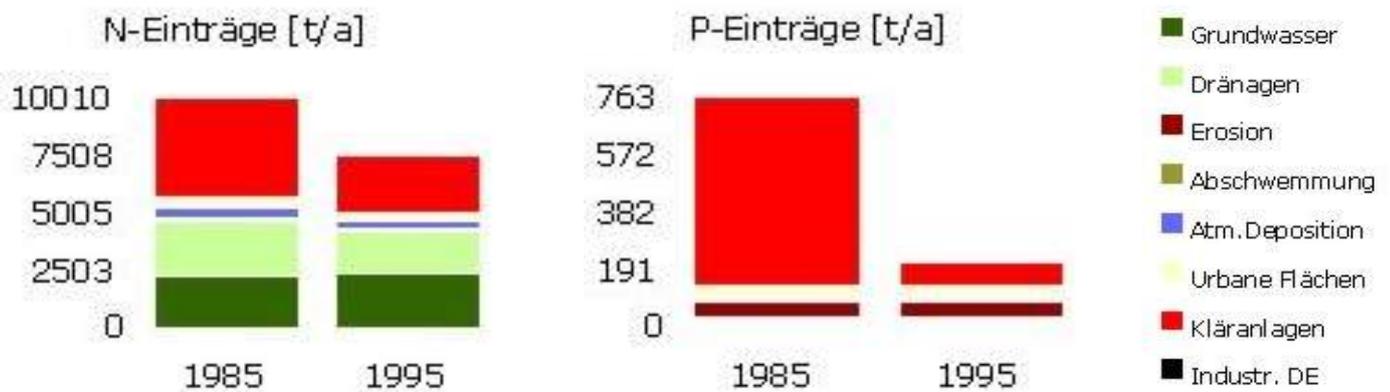


Abbildung 4: P- und N-Einträge aus den Küstengewässern Schleswig-Holsteins in die Beltsee – Angaben aus BEHRENDT *et al.* (1999).

Trotz der Reduzierung der externen Einträge ist weiterhin die Eutrophierung als das Hauptproblem der Degradation der äußeren Küstengewässer einzuschätzen.

Tabelle 3: Stickstoff-Einträge in die Ostsee in 1000 t N a⁻¹ (Quelle: GAREN *et al.* 1997)

	Landwirtschaft	andere	Direkter Eintrag	Eintrag über die Luft	Gestalt	%
Schwedische Bottenwiek	0,5	17,0	1,1	1,6	20,2	1,8
Schwedische Bottensee	1,3	25,9	3,8	5,4	36,4	3,4
Schwedische zentrale Ostsee	25,3	7,6	13,0	11,2	57,1	5,2
Finnische Bottenwiek	7,1	19,4	4,6	1,3	32,4	3,0
Finnische Bottensee	8,9	11,2	3,9	1,2	25,2	2,3
Golf von Finnland	10,2	5,7	12,8	0,8	29,5	2,7
St. Petersburg	2,6	65,3	3,3	7,1	78,3	7,1
Kaliningrad	2,5	8,5	2,7	4,4	18,1	1,7
Polen	90,5	152,3	43,6	25,7	312,1	28,5
Lettland	6,7	85,2	0,5	6,7	99,1	9,0
Litauen	8,2	69,7	1,6	9,4	88,9	8,1
Estland	3,8	22,5	4,3	6,4	37,0	3,4
Deutschland	20,1	9,1	4,1	78,5	111,8	10,2
Dänemark	31,4	16,6	5,5	25,3	78,8	7,2
Belgien	—	—	—	4,8	4,8	0,4
Niederlande	—	—	—	11,1	11,1	1,0
Norwegen	—	—	—	4,9	4,9	0,5
Frankreich	—	—	—	12,4	12,4	1,1
Großbritannien	—	—	—	37,3	37,3	3,4
Total	219,1	516,0	104,8	255,5	1095,4	100,0
% des Gesamteintrages	20,0	47,1	9,6	23,3	100,0	
% Anteil Deutschland	9,2	1,8	3,9	30,7	10,2	10,2

Tabelle 4: Phosphor-Einträge in die Ostsee in 1000 t P a⁻¹ (Quelle: GAREN *et al.* 1997)

	Landwirtschaft	andere	Direkter Eintrag	Gesamt	%
Schwedische Bottenwiek	0,0	0,4	0,1	0,5	1,4
Schwedische Bottensee	0,2	0,8	0,2	1,2	3,3
Schwedische zentrale Ostsee	0,5	0,1	0,5	1,1	3,0
Finnische Bottenwiek	0,7	0,7	0,1	1,5	4,2
Finnische Bottensee	0,9	0,3	0,1	1,3	3,6
Golf von Finnland	0,5	0,2	0,2	0,9	2,5
St. Petersburg	0,3	2,0	0,5	2,8	7,7
Kaliningrad	0,1	0,1	0,4	0,6	1,7
Polen	6,5	6,7	5,2	18,4	50,8
Lettland	0,7	0,2	0,5	1,4	3,9
Litauen	0,4	0,6	0,1	1,1	3,0
Estland	0,1	1,0	0,1	1,2	3*3
Deutschland	1,0	0,6	0,9	2,5	6,9
Dänemark	0,9	0,5	0,3	1,7	4,7
Total	12,8	14,2	9,2	36,2	100,0
% des Gesamteintrages	35,4	39,2	25,4	100,0	
% Anteil Deutschland	7,8	4,2	9,8	6,9	6,9

2.3 Natürliche Schwankungen der Umgebungsparameter

Die Darstellung sämtlich möglicher Variabilitäten der Umgebungsparameter und ihre potenziellen Auswirkungen auf die Benthos-Gemeinschaften würden den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Dennoch ist es wichtig zu wissen, dass beispielsweise Klimaschwankungen gerade auf den ersten Tiefenmetern erhebliche Auswirkungen auf die Benthosvegetation haben können. So kann das Verschieben von Eisplatten über dem Meeresgrund oder dem Gezeitenbereich zu erheblichen Veränderungen der Bodenvegetation führen (GÜNTER & NIESEL 1999), was zu erheblicher Variabilität im langfristigen Datenvergleich führen kann. Die historischen Daten wurden in ihrer Gesamtheit daher nicht unkritisch gesehen. Neben den häufig nur unvollständigen Angaben zu ihrer Tiefenverbreitung und allgemeinen Häufigkeit stellte sich wiederholt die Frage nach der Repräsentativität der Daten. Leider haben die Datenerhebungen zu Eisbedeckung (Abbildung 5, Abbildung 6) und Salzwassereinstrom erst um 1897 begonnen, also zu einem Zeitpunkt als REINKE (1889) und REINBOLD (1890) bereits ihre Standardwerke zur Ostseeflora geschrieben hatten, so dass keine Aussagen über die Eisverhältnisse und die Salzgehaltsituation in der Ostsee zur Zeit ihrer Bestandaufnahmen vorliegen. In dem Zeitraum 1897-1902 fällt jedoch auf, dass vorwiegend starke bis sehr starke Salzgehalteinbrüche stattgefunden haben. In dem Jahr vor den Vegetationsaufnahmen von HOFFMANN (1952) fand der stärkste jemals gemessene Salzwassereinbruch in die Ostsee statt. Ob dieses Ereignis das Ergebnis von HOFFMANN'S (1952) Vegetationsaufnahmen jedoch beeinflusst hat, kann im Nachhinein nicht mehr bewertet werden.

1947/48 wurde für die Bewertung der Stärke eines Eiswinters in den deutschen Küstengebieten die reduzierte Eissumme eingeführt. Es handelt sich dabei um den arithmetischen Mittelwert der Tage mit Eisvorkommen an den 13 Eisklimastationen, durch den Umfang und Dauer der Vereisung charakterisiert werden. Seit 1897 schwankte die reduzierte Eissumme für die Ostseeküste zwischen Null und maximal 98 Tagen (Abbildung 5). Das arithmetische Mittel beträgt 22 Tage, der Medianwert 12 Tage. In den letzten 18 Jahren ist es bis auf den Winter 1995/96 kaum zur Vereisung der Ostsee gekommen. Lokale Fischer erklären sich dadurch die Zunahme von *Fucus vesiculosus* im oberen Eulittoral, da aufgrund des fehlenden Eisganges ein Abrieb der Gerölle unterbleibt.

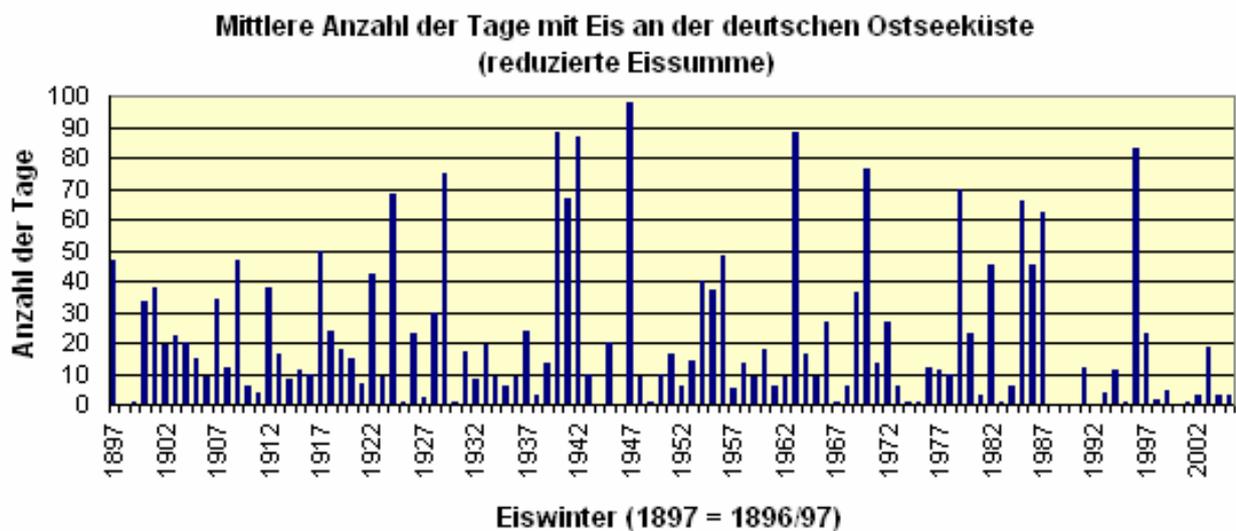


Abbildung 5: Mittlere Vereisung an der der Deutschen Ostseeküste seit 1897. Daten: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie

Neben dem Abrieb durch Eis und den Salzwasserschwankungen können Starkwindereignisse die Vegetationsverhältnisse in der Ostsee nachhaltig verändern. Der relativ flache Küstenverlauf führt dazu, dass schon bei relativ schwachem Sturm größere Gerölle in Bewegung geraten, ihre Lage verändern und etablierter Makrophytenaufwuchs von Geröll oder Sediment bedeckt wird. Seit 1831 hat sich die Anzahl der Sturmfluten entlang der Deutschen Küste erhöht, während die Sturmniedrigwasser etwas zurückgegangen sind (Tabelle 5).

Tabelle 5: Veränderungen in der Anzahl von Sturmfluten und Sturmniedrigwassern zwischen den Jahren 1831-2000 (Quelle: HUPFER & TINZ 2001)

Kategorie: cm ü./u. NN	Sturmfluten				Sturmniedrigwasser			
	leicht 100-124	mittel 125-149	schwer = 150	Summe	leicht 100-124	mittel 125-149	ausgeprägt = 150	Summe
1831/1840	3	4	1	8	14	6	2	22
1841/1850	5	0	0	5	8	6	2	16
1851/1860	3	2	0	5	14	6	5	25
1861/1870	4	2	2	8	13	7	2	22
1871/1880	3	2	1	6	14	5	0	19
1881/1890	6	1	2	9	12	13	4	29
1891/1900	9	4	3	16	21	5	3	29
1901/1910	6	1	1	8	16	6	1	23
1911/1920	4	1	2	7	14	8	2	24
1921/1930	3	0	0	3	17	3	1	21
1931/1940	5	3	0	8	11	5	5	21
1941/1950	5	2	3	10	9	2	1	12
1951/1960	9	4	6	19	16	1	2	19
1961/1970	14	3	1	18	11	2	2	15
1971/1980	13	7	1	21	5	2	0	7
1981/1990	14	6	3	23	10	4	2	16
1991/2000 *)	10	1	2	12	14	1	2	17
1831-2000	116	43	28	187	219	82	36	337
Mittl. Zahl/Jahr	0,7	0,25	0,2	1,1	1,3	0,5	0,2	2,0

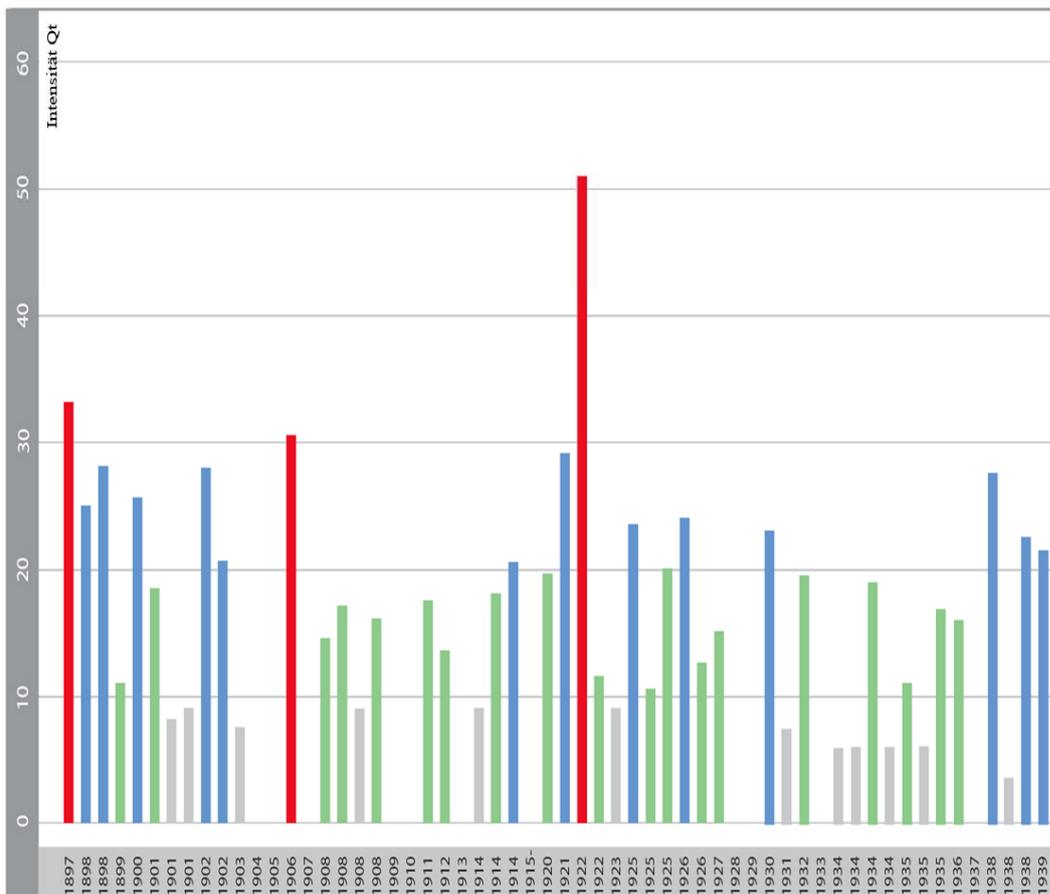
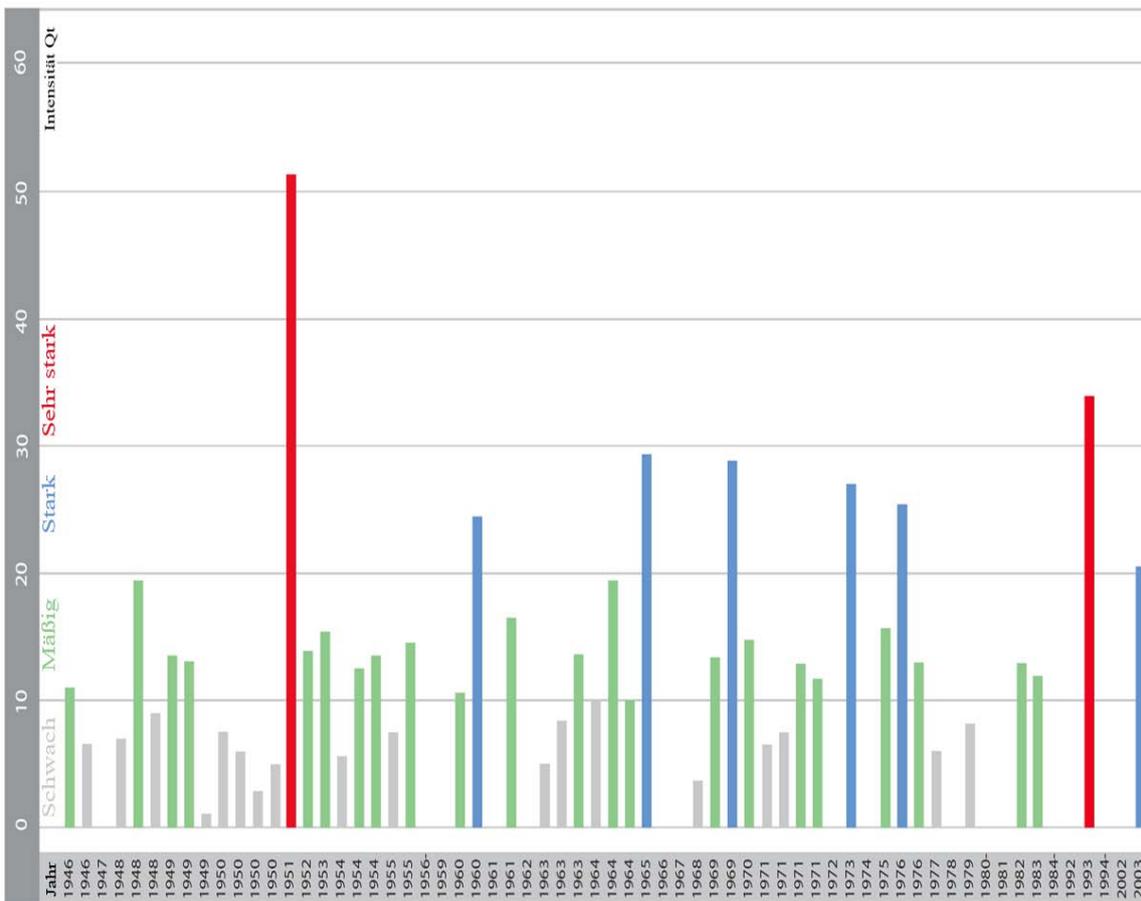


Abbildung 6: Salzwassereinbrüche in die Ostsee während des letzten Jahrhunderts.
 Daten: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie

Ebenfalls erwähnt werden sollten langfristige Temperaturschwankungen und deren mögliche Auswirkungen auf die Phytal-Gemeinschaften. So zeigte das Jahr 2003 die historisch stärkste Temperaturanomalie, die seit dem Jahr 1760 gemessen wurde (SCHÖNWIESE *et al.* 2003). Die Lufttemperatur während der Sommermonate wich dabei um $3,4^{\circ}$ vom langfristigen Mittel ab. Als Konsequenz davon erhöhte sich auch die Wassertemperatur bzw. blieb über eine längere Zeit über den Vergleichswerten vergangener Jahre. Beim Monitoring müssen solche Daten nicht nur im Jahr der Datenerhebung erwähnt werden sondern auch in dem Bericht des folgenden Jahres, um gegebenenfalls natürliche Veränderungen entsprechend beurteilen zu können.

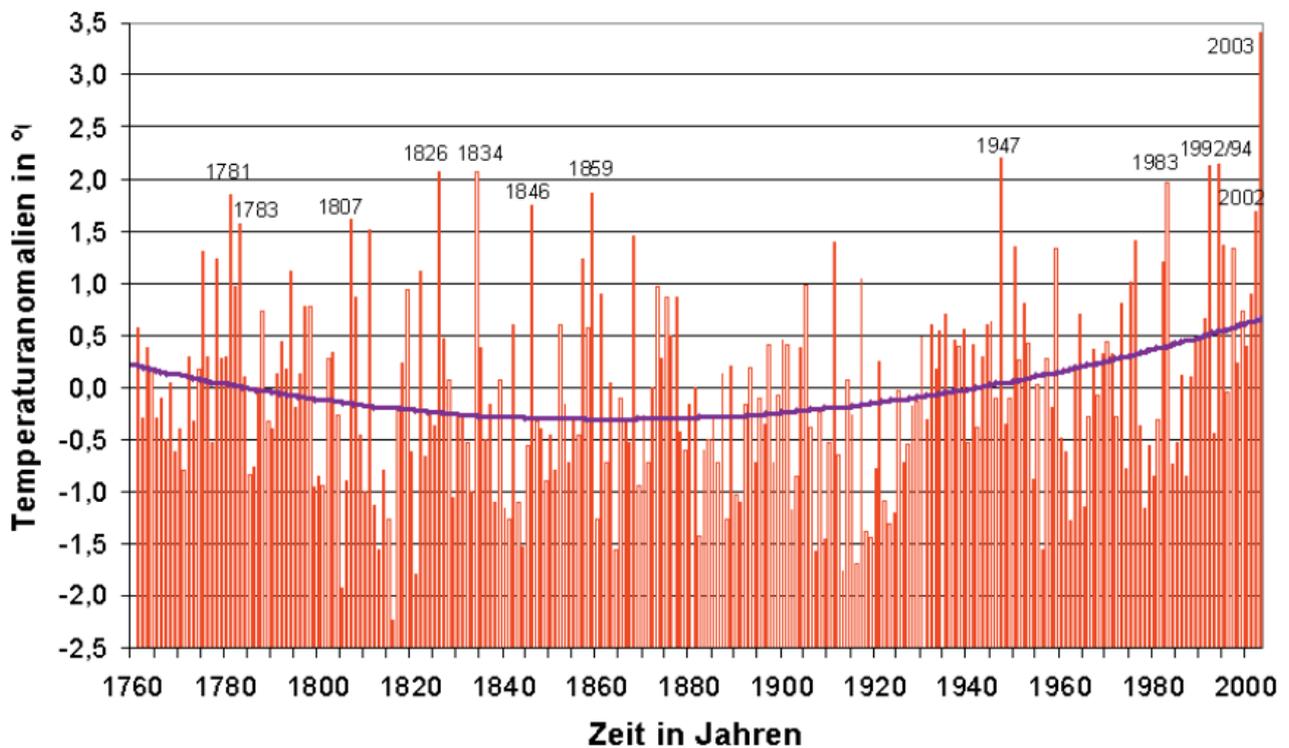


Abbildung 7: Langfristige Temperaturanomalien. — Langfristiger Trend. Linearer Trend 1761-2003 $0,44^{\circ}\text{C}$; 1913-2003 $1,31^{\circ}\text{C}$; 1980-2003 $1,77^{\circ}\text{C}$ (Graphik: SCHÖNWIESE *et al.* 2003).

3 Der Weg zum Referenzzustand - Anwendung des ELBO-Klassifizierungsansatzes

Grundlage für die Einschätzung des ökologischen Zustandes für alle Gewässer ist die Definition des Referenzzustandes, d.h. zunächst einmal eines sehr guten ökologischen Zustandes, der durch das Fehlen anthropogener Einflüsse definiert wird. Von diesem ausgehend wird das Maß der Degradation festgelegt. Durch die EU-WRRL werden folgende Schritte für die Ermittlung des Referenzzustandes vorgegeben, auf die in den nachfolgenden Kapiteln einleitend eingegangen wird.

1. Ausweisung von Referenzgewässern (Kapitel 3.1)
2. Rekonstruktion über historische Daten (Kapitel 3.2)
3. Modellierung des Referenzzustandes (Kapitel 3.3^a)
4. Festlegung der Referenzbedingungen auf Grundlage der Experten-Meinung (Kapitel 3.5)

3.1 Ausweisung von Referenzgewässern

Von den Gewässern bzw. Wasserkörpern des Küstengewässertyps B3 (Schleswig-Holstein / Mecklenburg-Vorpommern) und B4 (nur Schleswig-Holstein) kann keines als anthropogen unbeeinflusstes Gewässer angesehen werden. Dies wird zum einen durch die in Kapitel 2.2 dargelegten Nährstoffbelastungen belegt, zum anderen aber auch direkt durch die Freilanduntersuchungen (Kapitel 5) und die historisch beobachteten Veränderungen (Kapitel 6). Derzeit ist es nicht möglich ein Referenzgewässer entlang der Deutschen Ostseeküste zu benennen, das dem sehr guten ökologischen Zustand entspricht.

3.2 Rekonstruktion über historische Daten

Ein historisches Leitbild für die äußeren Küstengewässer konnte für alle Gewässertypen aufgestellt werden, dabei musste allerdings von lokalen Datensätzen auf größere Buchten interpoliert werden. Als Datenbasis für die Auswertung historischer Daten standen zwei elektronische Datensätze zur Verfügung (Tabelle 6). Durch KUHLENKAMP (Auftrag des LANU 2003) wurden die Kieler Herbarien (Leibniz-Institut für Meereswissenschaften an der Universität Kiel sowie Christian-Albrechts-Universität, Kiel) hinsichtlich relevanter Belege gesichtet und die Ergebnisse tabellarisch zusammengestellt. Durch das MAKMO Projekt (RIELING *et al.* 2004) wurde eine ACCESS Datenbank erstellt, in der alle in der Literatur zitierten Befunde zusammengefasst sind. Für eine Auswertung der Daten wurden für die einzelnen Gewässer die Daten aus beiden Datenbanken zusammengestellt und durch weitere Recherchen erweitert. Des Weiteren wurden historische

^a Siehe auch Kapitel 3.4 zu dem Rückgang der Sichttiefe

Fundortangaben aus den Anrainerstaaten ausgewertet sowie das historische Herbarmaterial von [REINBOLD](#) an der Botanischen Staatssammlung München in die Bewertung mit einbezogen.

Tabelle 6: Zusammenstellung der verfügbaren Datenbasis zu den historischen Makrophyten-Nachweisen.

Datenbank, Datenquelle	Format	Inhalt
Kuhlenkamp – Herbaranalyse	EXCEL-Datentabellen	Zusammenstellung und Nachbestimmung der in Herbarien verfügbaren Nachweisen
MAKMO-Projekt (RIELING et al. 2004)	ACCESS Datenbank	Zusammenstellung aller in der Literatur verfügbaren Angaben zu Makrophytenfunden einschließlich rezenter Daten bis 2000
Botanische Staatssammlung München	Excel-Datentabellen	Zusammenstellung und Nachbestimmung der in der BSM vorhandenen Belege aus der Reinbold-Sammlung

In Tabelle 7 befindet sich eine Zusammenfassung der ausgewerteten Literatur über Vorkommen und Verbreitung der Makrophyten entlang der Deutschen Ostseeküste. Nach Auswertung der Daten muss konstatiert werden, dass die verfügbaren Daten der beiden elektronischen Datenbanken sich meistens auf lokal begrenzte Fundorte (1) ohne Häufigkeitsangaben oder (2) mit schwer interpretierbaren Häufigkeitsangaben beziehen, demgegenüber stehen die Aufnahmen seit den 1960er Jahren, bei denen Gemeinschaftsaspekte wesentlich stärker berücksichtigt worden sind.

Tabelle 7: Datenbank und Literatur-Recherche zur historischen und aktuellen Verbreitung von Makrophyten in den Gewässertypen B3a, B3b und B4. DK = Dänemark, PL = Polen.

Wasserkörper	Angaben in Datenbanken	Weitere Literatur
B3a	FRAUDE (1906) , LAKOWITZ (1929)	LAKOWITZ (1887) , REINKE (1897, 1899, 1901) , REINKE & DARBISHIRE (1898) , PREUB (1911) , BURSA & WOJTUSIAK (1939) PL , OVERBECK (1964) , BASYSKI & KARZMARZ (1982) PL , KRUK-DOWGIALLO (1991) , NIELSEN et al. (1995) , MEYER (1997a) , DAHLGREN & KAUTSKY (2002)
B3b	REINKE (1889) , FRAUDE (1906) , LAKOWITZ (1929)	REINBOLD (1889, 1890) , REINKE (1890, 1896) , HOFFMANN (1952) , SCHWENKE (1964, 1965, 1966, 1969) , GRÜNDEL (1975) , FELDNER (1976) , BLACK (1978) , BREUER & SCHWENKE (1988) , BREUER (1989) , VOGT 1988 , VOGT & SCHRAMM (1991) , SCHUELLER & PETERS (1994) , PRANTE (1995) , MEYER (1997) , KRAUSE-JENSEN et al. (2000, 2003) DK , DAHLGREN & KAUTSKY (2002) , FÜRHAUPTER et al. (2003) , NIELSEN-MATHIESEN (2005) DK , MEYER et al. 2005 , SCHORIES & SELIG (2006)
B4	REINKE (1889) , LAKOWITZ (1929)	REINBOLD (1889, 1890) , REINKE (1890, 1896) , HOFFMANN (1952) , SCHWENKE (1964, 1965, 1966, 1969) , DAHLGREN & KAUTSKY (2002) BLACK (1978) , BREUER & SCHWENKE (1988) , BREUER (1989) , PRANTE (1995) , MEYER (1997) , NIELSEN-MATHIESEN (2005) DK

3.3 Modellierung von Referenzbedingungen

Ein wichtiges Kriterium für die Klassifizierung der äußeren Küstengewässer ist die Erfassung der unteren Verbreitungsgrenze des (1) Seegrases *Zostera marina*, (2) des Blasentanges *Fucus vesiculosus* sowie (3) des Rotalgenphytals. Dazu ist es notwendig, Angaben über die Ausbreitungsgrenzen im unbelasteten Zustand – dem Referenzzustand – zu haben. Angaben über diese pristinen unteren Verbreitungsgrenzen sind zumindest für *Zostera marina* als auch *Fucus vesiculosus* bekannt (siehe Kapitel 6), aber die Angaben über die Lichtansprüche dieser beiden Arten weichen in der Literatur jedoch sehr weit voneinander ab.

In den Herbarien und historischen Literaturangaben fehlen i. d. R. Angaben zur Sammeltiefe bzw. zu den Tiefenverbreitungen einzelner Ostsee typischer Arten. Dies liegt vor allem daran, dass die Motivation der historischen Arbeiten eine andere war. Publierte Angaben in der Literatur spiegeln häufig nicht die wirkliche maximale historische Verbreitungsgrenze wider, sondern nur die Fundorttiefe. Daher konnte anhand der vorhandenen Datengrundlage keine Aussage darüber getroffen werden, ob und wie die pristinen unteren Verbreitungsgrenzen von *Zostera* und *Fucus* entlang der Deutschen Ostseeküste variierten. Für andere Arten des Makrophytobenthos wurden keine Verbreitungsgrenzen definiert sondern Tiefenbereiche angegeben, in denen die Arten bevorzugt anzutreffen sind (Kapitel 6.3). So lässt sich zusammenfassen:

1. Historisch fundierte Daten liegen für die wesentlichen Indikator-Arten (*Zostera marina*, *Fucus vesiculosus*) vor.
2. Die untere Verbreitungsgrenze zahlreicher Rotalgen ist historisch betrachtet nicht vom verfügbaren Licht begrenzt gewesen, sondern von der Verfügbarkeit eines Substrates.
3. Der Mangel an Hartsubstraten löst die klassische Zonierung der Benthos-Gemeinschaften auf, so dass Artenausfälle nicht zwingend mit einer Verschlechterung des ökologischen Zustandes in Einklang gebracht werden können.
4. Die artspezifischen Lichtansprüche zahlreicher Arten sind unter den gegebenen Salinitäten nicht bekannt oder variieren dermaßen, dass eine Zuordnung schwierig ist.

3.4 Rückgang der Sichttiefe

Sowohl die Daten von SANDÉN & HAKANSSON (1996) als auch von AARUP (2002) und der ICES-Datenbank (<http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/>) belegen eindeutig den Rückgang der Sichttiefe im Bereich der Deutschen Ostseeküste. Zwar stehen historisch bei weitem nicht soviel Daten zur Verfügung wie seit Mitte der 1965er Jahre (Abbildung 8, Abbildung 9, Abbildung 10, Abbildung 11), doch zeigte sich, dass über alle betrachteten Jahresintervalle bzw. Monate eine Abnahme der Sichttiefe zwischen 1,25 und 3,10 m stattgefunden hat (Tabelle 8). Die Schwäche der Daten liegt vor allem darin, dass sie zum einen nicht nur in Küstennähe liegen, zum anderen, dass aufgrund der geringen historischen Datenmenge ein sehr großes und heterogenes Gebiet zusammengefasst wird. Dennoch bilden die Daten zusammen mit den beschriebenen Rückgängen einiger charakteristischer Makrophyten in der Tiefe die Grundlage für die Ermittlung der Referenzwerte.

Tabelle 8: Historische Veränderungen der Secchi-Tiefen in Metern in der Westlichen Ostsee (54,0°N-55,5°N; 9,5°O-14,5°O. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und <http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/> Stand: Okt. 2005)

Zeitraum	n	Mittelwert	Stabw	Min	Max	Abnahme x
1903-1965						
Dez.-März	34	9,64	3,33	3,0	17,0	
April	26	8,53	2,21	2,0	12,0	
Mai-Okt.	161	9,50	1,89	7,0	14,0	
Nov.	18	9,00	1,57	7,0	12,0	
1966-1998						
Dez.-März	543	8,00	2,96	2,2	13,5	-1,64
April	194	7,26	2,33	2,5	12,5	-1,27
Mai-Okt.	1506	6,40	1,94	1,2	15,0	-3,10
Nov.	181	7,08	1,67	2,2	11,0	-1,92

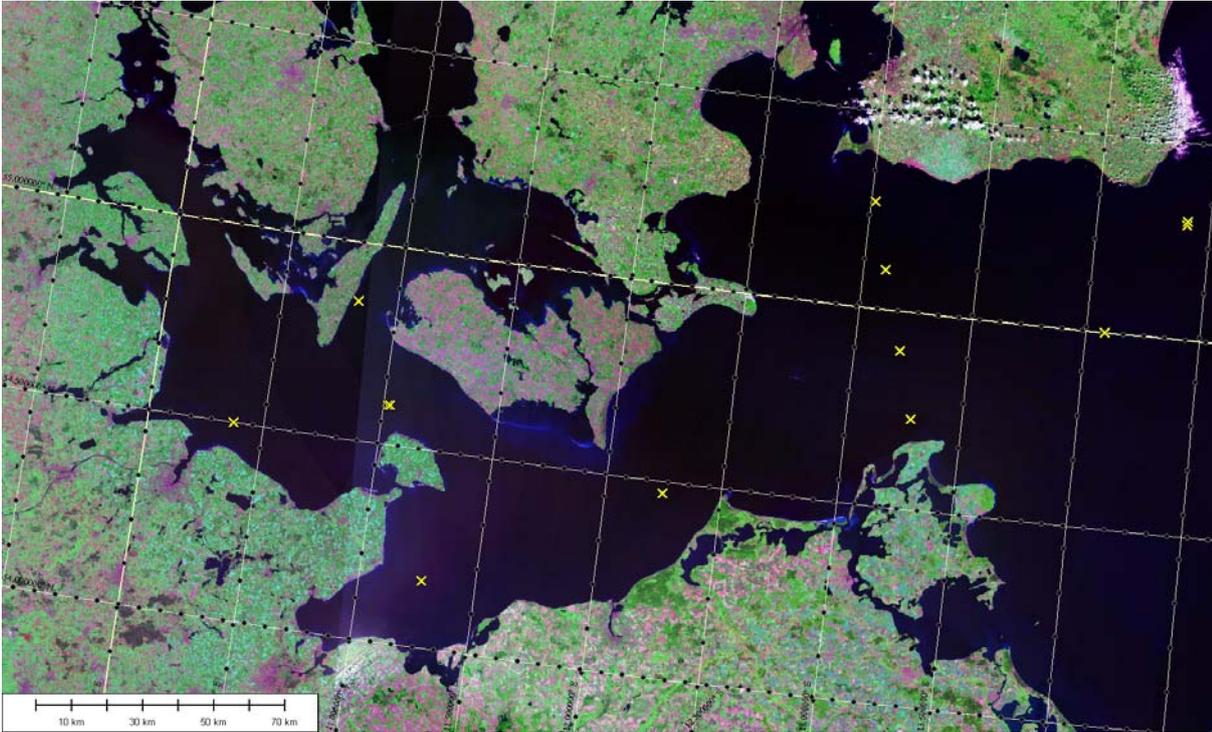


Abbildung 8: Standorte gemessener Secchi-Tiefen zwischen $54,0^{\circ}\text{N}$ - $55,5^{\circ}\text{N}$ und $9,5^{\circ}\text{O}$ - $14,5^{\circ}\text{O}$. Messzeitraum 1903-1965, Wintermessungen zwischen Dezember und März ($n=34$), Mehrfachmessungen an einzelnen Standorten möglich. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und <http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/> Stand: Okt. 2005). Satellitenbild: NASA, Landsat 7, Aufnahme um das Jahr 2000.

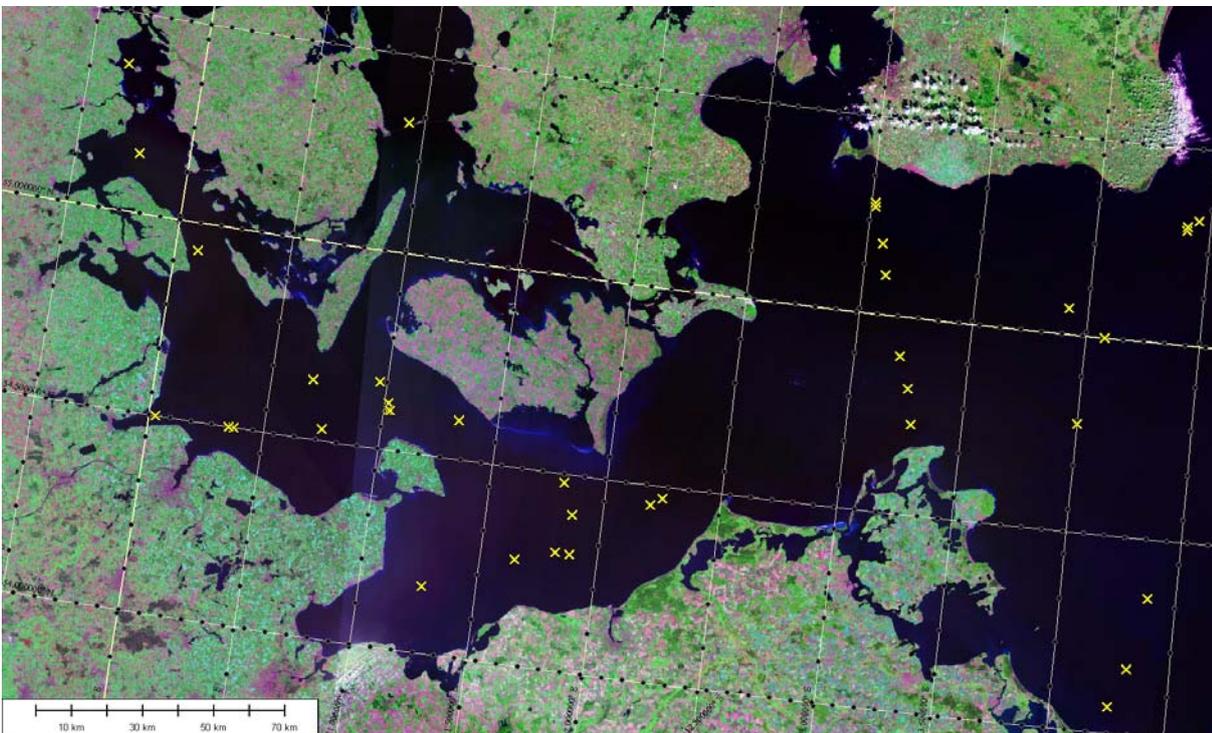


Abbildung 9: Standorte gemessener Secchi-Tiefen zwischen $54,0^{\circ}\text{N}$ - $55,5^{\circ}\text{N}$ und $9,5^{\circ}\text{O}$ - $14,5^{\circ}\text{O}$. Messzeitraum 1903-1965, Sommermessungen zwischen Mai und Oktober ($n=161$), Mehrfachmessungen an einzelnen Standorten möglich. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und <http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/> Stand: Okt. 2005). Satellitenbild: NASA, Landsat 7, Aufnahme um das Jahr 2000.

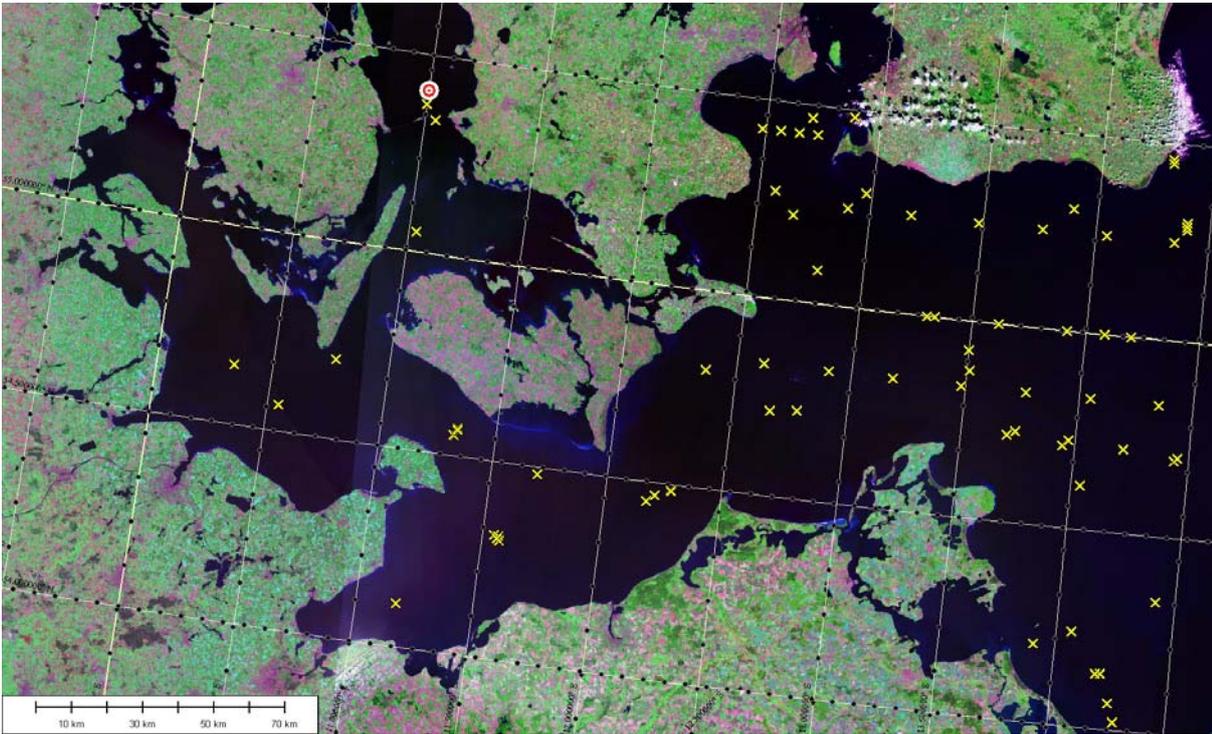


Abbildung 10: Standorte gemessener Secchi-Tiefen zwischen $54,0^{\circ}\text{N}$ - $55,5^{\circ}\text{N}$ und $9,5^{\circ}\text{O}$ - $14,5^{\circ}\text{O}$. Messzeitraum 1966-1998, Wintermessungen zwischen Dezember und März ($n=543$), Mehrfachmessungen an einzelnen Standorten möglich. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und <http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/> Stand: Okt. 2005). Satellitenbild: NASA, Landsat 7, Aufnahme ungefähr Jahr 2000.

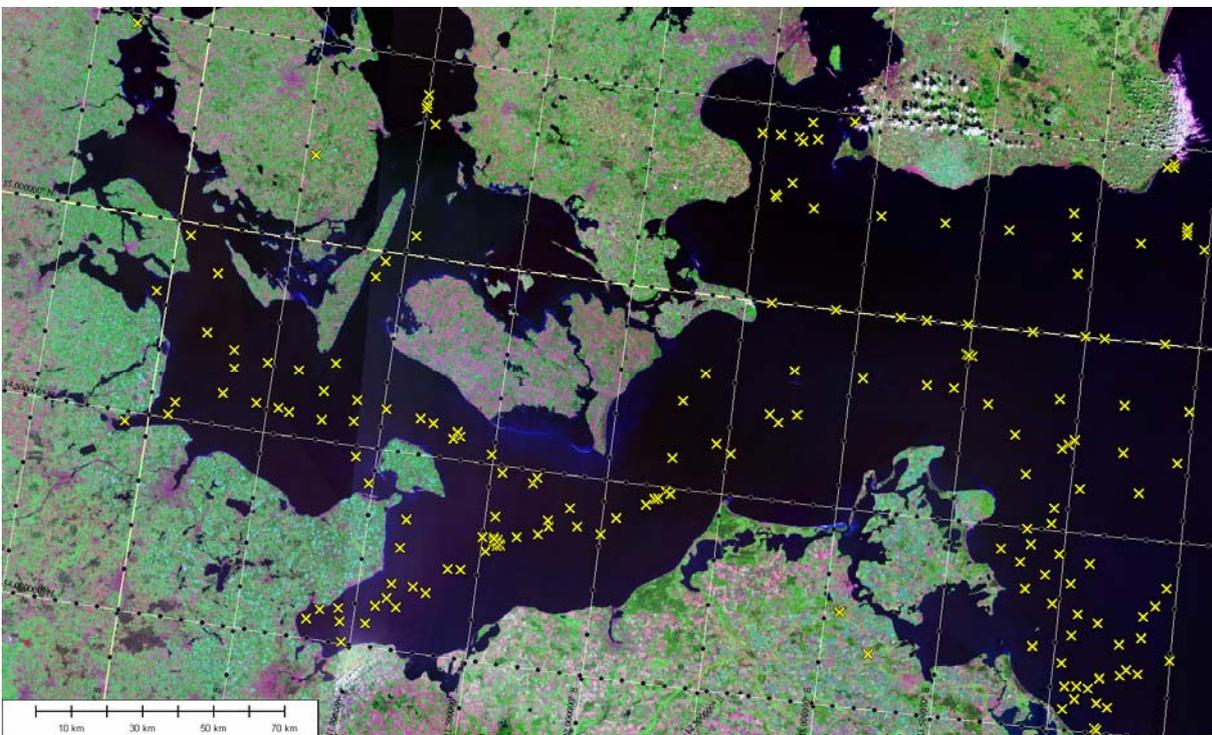


Abbildung 11: Standorte gemessener Secchi-Tiefen zwischen $54,0^{\circ}\text{N}$ - $55,5^{\circ}\text{N}$ und $9,5^{\circ}\text{O}$ - $14,5^{\circ}\text{O}$. Messzeitraum 1966-1998, Sommermessungen zwischen Mai und Oktober ($n=1506$), Mehrfachmessungen an einzelnen Standorten möglich. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und <http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/> Stand: Okt. 2005). Satellitenbild: NASA, Landsat 7, Aufnahme ungefähr Jahr 2000.

3.5 Festlegung der Referenzbedingungen auf Grundlage der Experten-Meinung

Die EU-WRRL ermöglicht mit diesem Schritt die Anwendung von fachlichem Wissen bei der Definition des Referenzzustandes, wenn die Datenlage aus den drei ersten Punkten (3.1 bis 3.3; Referenzgewässer, historische Daten, Modelle) nicht ausreichend ist. Dies ist vor allem bei der Beurteilung des Gewässertyps B4 der Fall gewesen, da dort weder die Qualitätskomponente *Zostera marina* noch *Fucus vesiculosus* greifen. Im Gewässertyp B4 musste vor allem das Rot- aber auch Braunalgenphytal für die Bewertung herangezogen werden. Die Datenlage ist aber gerade für den Tiefenbereich 10-20 m nicht gut abgesichert, um allein aus ihnen einen detaillierten Referenzzustand zu erstellen. Fehlende Angaben wurden daher durch das legitime Mittel der „Experten-Meinung“ ergänzt.

3.6 Klassifizierungsansatz Außenküste und ELBO

Durch das ELBO-Projekt (SCHUBERT et al. 2003) wurden zwei Prämissen aufgestellt, welche die Veränderung der submersen Vegetation in den inneren Küstengewässern beschreiben (Abbildung 12).

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

Dieser Ansatz lässt sich nicht direkt auf die äußeren Küstengewässer übertragen, da die Makroalgengemeinschaften entsprechend der Sedimentbeschaffenheit eher zufällig verteilt erscheinen und dadurch eine typische Vegetationsabfolge bei zunehmender Tiefe, wie man sie von der Felsenküste kennt, aufgehoben wird (SCHWENKE 1969, BREUER 1989).

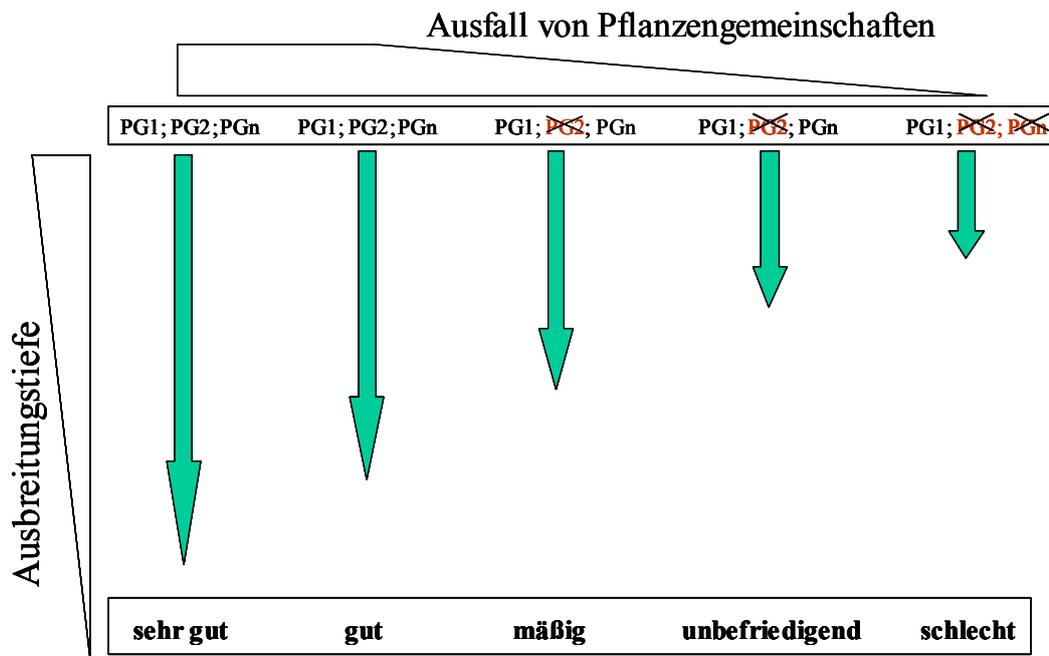


Abbildung 12: Schematische Darstellung des Klassifizierungsansatzes für Makrophyten nach den zwei Prämissen 1) Verschiebung der unteren Verbreitungsgrenze sowie 2) Ausfall von Pflanzengemeinschaften (PG - Pflanzengemeinschaft) – aus [SCHUBERT et al. \(2003\)](#).

Die Problematik für die Erfüllung der zweiten Prämisse des ELBO-Ansatzes für die äußeren Küstengewässer sei im Folgenden kurz erläutert. Im Jahre 1889 erschien von [J. REINKE](#) eine erste ökologisch kommentierte Florenliste und die Unterscheidung bewachsener und unbewachsener Flächen für den westlichen Teil der Deutschen Ostsee. Erst [SCHWENKE \(1964\)](#) hat 75 Jahre später eine Bewuchsdichte-Kartierung der Kieler Bucht unter Berücksichtigung der Dänischen Gewässer durchgeführt. Mittels Unterwasserfernsehen und Dredgeproben wurde aus über 500 Stationsprotokollen eine Vegetationskarte erstellt. Seit diesen Untersuchungen ist zumindest für die Kieler Bucht bekannt, dass die Vegetation direkt von den locker verteilten Geröllsubstraten und großräumig von deren fleckenhaften 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. [BLACK \(1978\)](#) bestätigte diese Ergebnisse, ebenso [BREUER \(1989\)](#) elf Jahre später. Lediglich [MEYER \(1983\)](#) kam zu dem Ergebnis, dass das sublittorale Phytobenthos durchaus in eindeutige Tiefenzonen zu gliedern ist. Letztere Aussage können wir durch unsere eigenen Untersuchungen nicht bestätigen. Somit konzentriert sich diese Arbeit vor allem auf die erste Prämisse des ELBO-Ansatzes, der Verschiebung der unteren Verbreitungsgrenze von zwei

Arten, dem Blasentang *Fucus vesiculosus* und dem Seegras *Zostera marina*. Artengemeinschaften werden zwar auch im Bewertungsansatz beschrieben und sind in den Tabellen den einzelnen Gewässertypen zugeordnet, doch ist es kaum möglich darüber den Übergang von dem guten zu dem mäßigen ökologischen Zustand zu unterscheiden. Unter diesen Umständen könnte dies im Einzelfall dazu führen, dass durch Ausschluss dieses Kriteriums die Qualitätskomponente „Makrophytobenthos“ nicht äquivalent bewertet werden kann. Dies könnte beispielsweise im Gewässertyp B4 möglich sein, wo die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* nicht zum tragen kommt. Für den Fall sehen die *Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer (COAST 2003)* folgender Vorgehensweise vor:

WRRL Anhang II 1.3 (vi)

“Ist es aufgrund eines hohen Maßes an natürlicher Veränderlichkeit einer Qualitätskomponente – also nicht etwa aufgrund saisonaler Veränderungen – nicht möglich, zuverlässige typspezifische Referenzbedingungen für diese Komponente eines Oberflächenwasserkörpers festzulegen, kann diese Komponente von der Beurteilung des ökologischen Zustands dieses Typs von Oberflächengewässer ausgeklammert werden. In diesem Fall geben die Mitgliedstaaten im Bewirtschaftungsplan für die Einzugsgebiete die Gründe für die Ausklammerung an.“

(COAST 2003) Kapitel 4.7.1:

Nach der WRRL können die Mitgliedstaaten eine Qualitätskomponente von der Beurteilung des ökologischen Zustands ausschließen, wenn ihre natürliche Variabilität – nicht die saisonale – zu groß ist, als dass sie zuverlässige Referenzbedingungen abzuleiten erlauben würde. In diesem Falle brauchen keine Referenzbedingungen formuliert zu werden, doch ist im Bewirtschaftungsplan für die Einzugsgebiete der Grund für die Ausklammerung neben den Belegen dafür anzugeben.

Das ELBO-Projekt setzt sich nicht mit der Rolle von Neophyten für die Bewertung auseinander (Abbildung 13), obwohl dies in den *Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer (COAST 2003, Kapitel 4.8)* wie folgt dargelegt ist:

(COAST 2003, Kapitel 4.8.1):

Die biologische Qualität von Gewässern kann durch Belastungen wie die Einführung nichtheimischer Arten oder Krankheitserreger beeinträchtigt werden. Die WRRL bezeichnet sie nicht explizit als Belastungen, bezieht sie aber als “andere signifikante anthropogene Auswirkungen“(Anhang II 1.4) mit ein. Derartige Belastungen können einige biologische Qualitätskomponenten beeinflussen und müssen bei der Festlegung von Referenzbedingungen berücksichtigt werden.

(COAST 2003, Kapitel 4.8.2):

Das bloße Vorkommen eingeschleppter Arten in einem Gewässer mit sehr gutem Zustand kann hingenommen werden, wenn es die Gesamtstruktur und -funktion des Ökosystems nicht über Gebühr beeinträchtigt und wenn die normativen Begriffsbestimmungen des sehr guten Zustands nicht verletzt werden.

Aus diesem Grund soll abweichend zum ELBO-Ansatz (SCHUBERT et al. 2003) der Anteil an vorhandenen Neophyta in der Klassifizierung der äußeren Küstengewässer berücksichtigt werden.

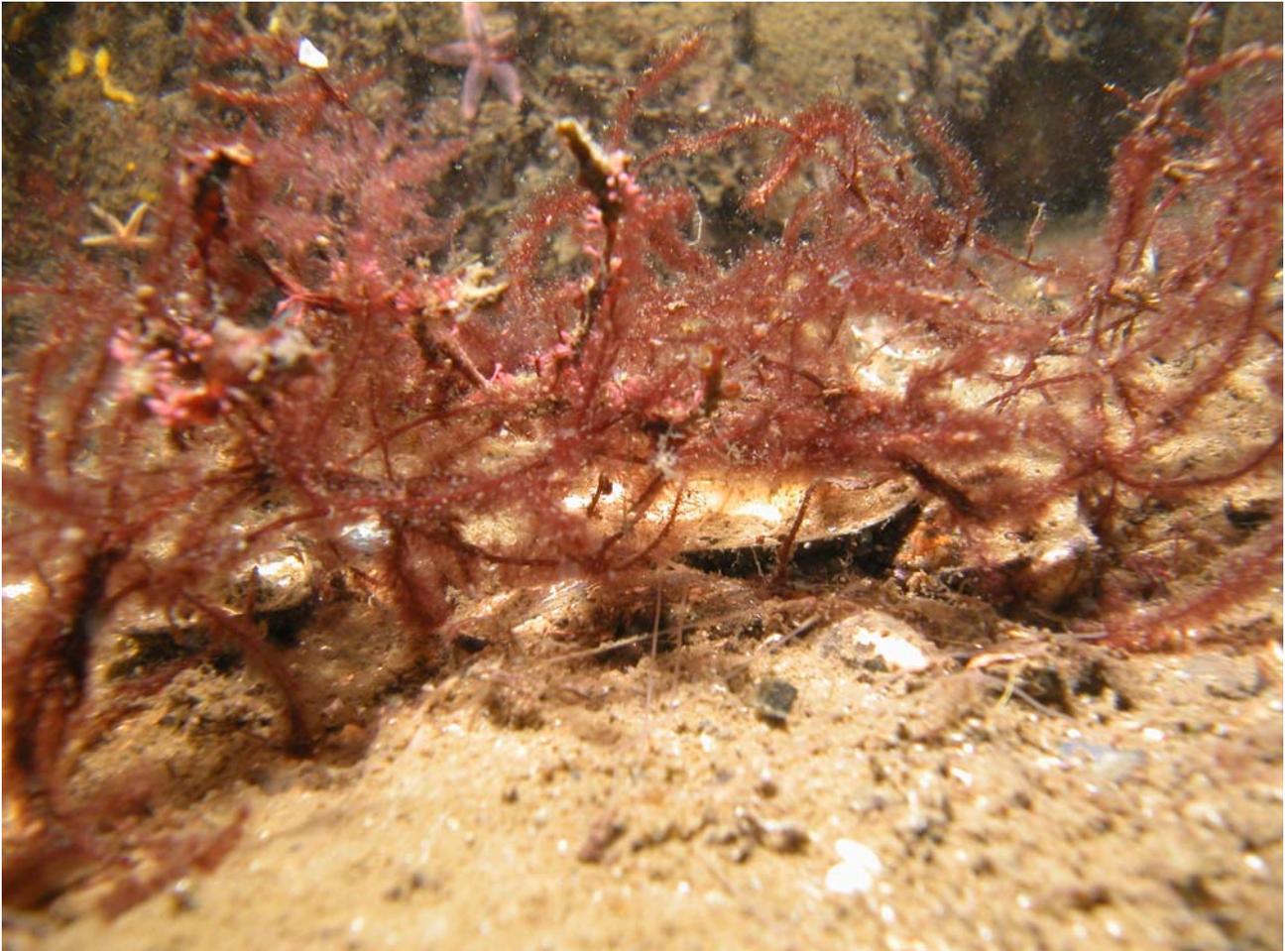


Abbildung 13: *Dasya baillouviana*, eine häufige Rotalge in der westlichen Ostsee, wurde aus dem Pazifischen Raum eingeschleppt und breitet sich seit Ende der 1990er Jahre vehement aus.

4 Untersuchungsgebiete & Methoden

4.1 Gebiete

Die Lage der Untersuchungsstandorte ist in den nachfolgenden Abbildungen in der Übersicht dargestellt ([georeferenzierte Landsat 2000 Bilder, NASA](#)). Die Karten wurden getrennt für die Seegras-Kartierungen und die Hartsubstrat-Kartierungen einschließlich der Transektkartierungen (Frühjahr 2004) erstellt (Abbildung 14 und Abbildung 15). Die 60 km lange Transektfahrt zur Untersuchung der Rekrutierung von jungen *Zostera*-Pflanzen zwischen Maasholm und Glücksburg ist in Abbildung 16 dargestellt, die der Suche von *Zostera*-Beständen vor der Insel Usedom in Abbildung 17. Detaillierte Karten mit den Bezeichnungen der einzelnen Untersuchungsgebiete befinden sich im Anhang.



Abbildung 14: Untersuchungsstandorte zur Erfassung der Strukturparameter des Seegrases *Zostera marina*. x Standorte mit Seegrasvorkommen 2004, x Vorkommen von juvenilen Pflanzen im Jahr 2005, x untersuchte Standorte frei von Seegras.



Abbildung 15: Hartsubstrat- und Transektkartierungen in den Jahren 2004/2005. x / ● Standorte, welche an den Transekten senkrecht zur Küstenlinie abgetaucht worden sind. x Standorte an denen das Hartsubstrat (nicht jedoch Orther Bucht) und *Fucus vesiculosus* beprobt wurde.

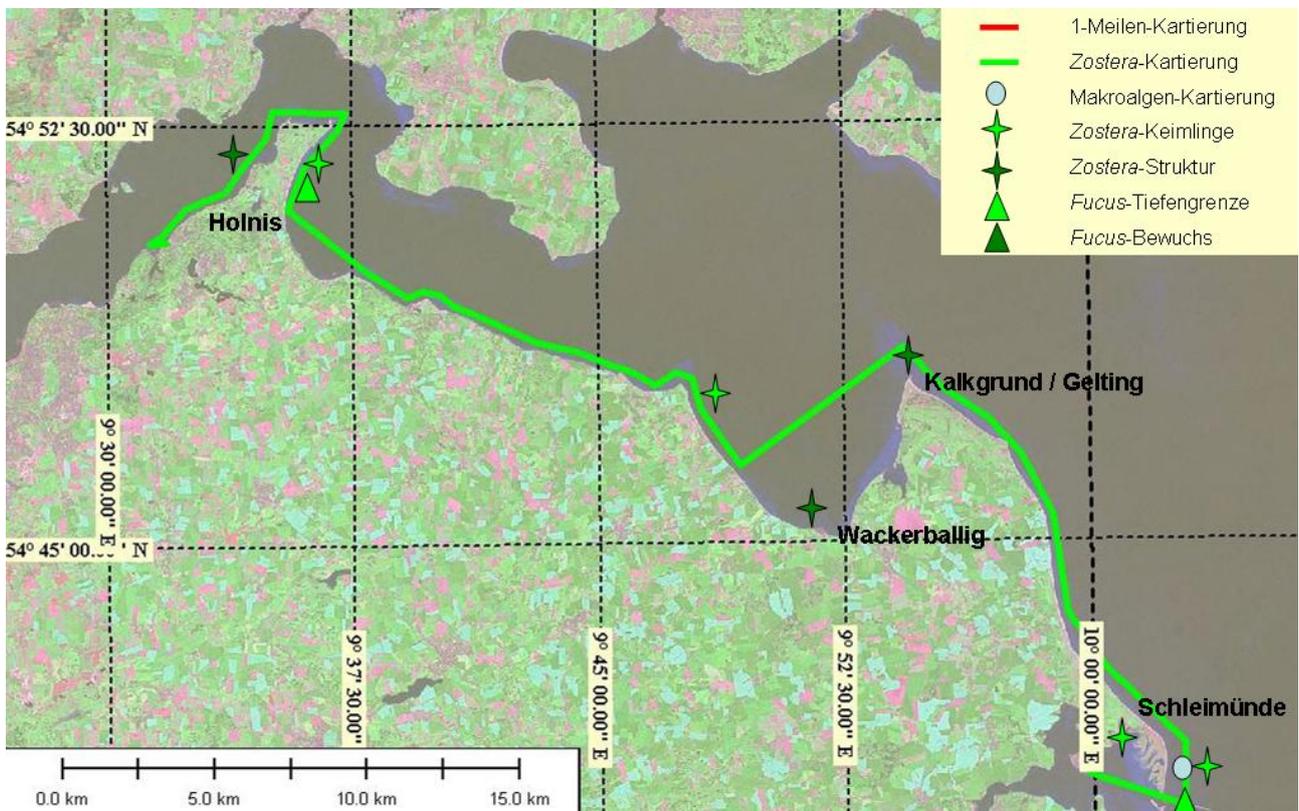


Abbildung 16: Kartierung von *Zostera*-Keimlingen zwischen Maasholm und Glücksburg, September 2005.

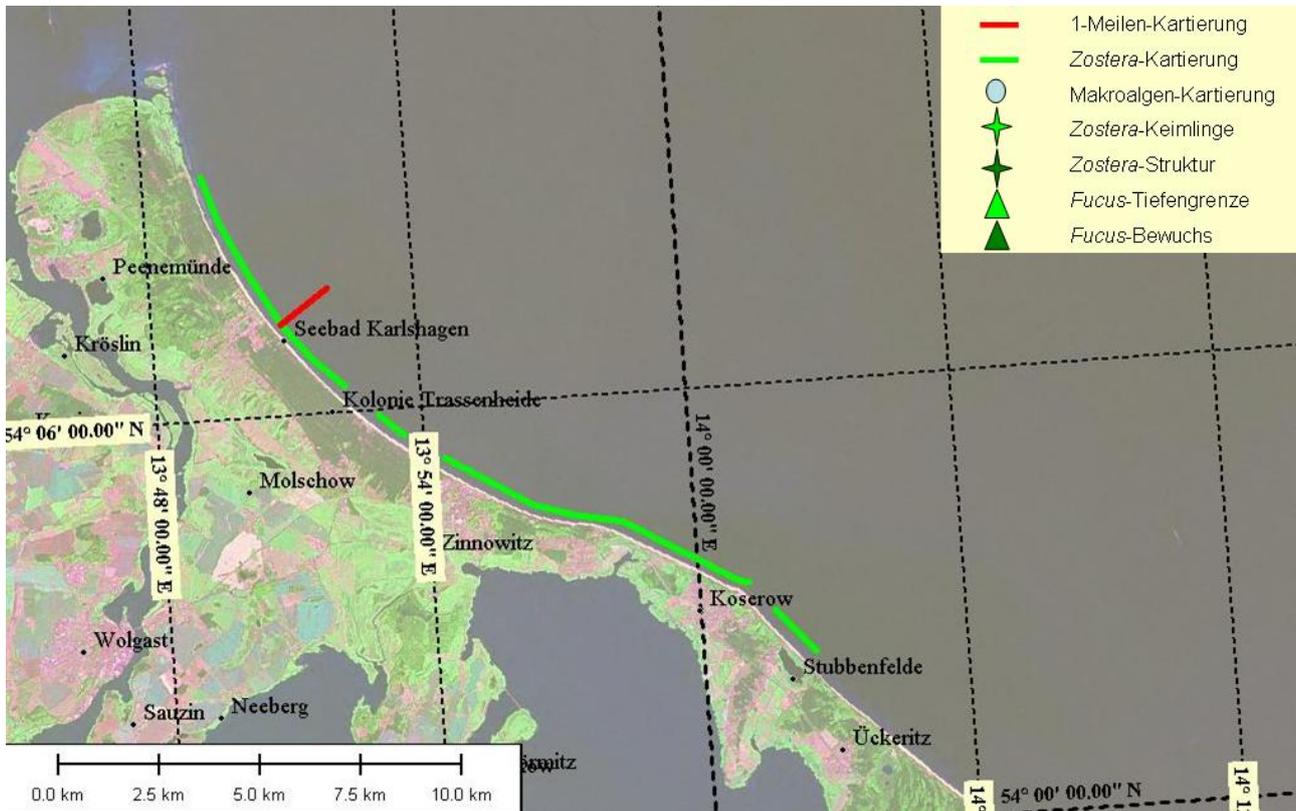


Abbildung 17: Transekt entlang des Nördlichen Teils der Insel Usedom zur Untersuchung von Seegrassbeständen.

4.2 Methoden

4.2.1 Abiotische Faktoren

Als begleitender abiotischer Faktor wurde die Sedimentzusammensetzung an den *Zostera*-Standorten aufgenommen. Im Winter wurden zusätzlich Lichtmessungen durchgeführt und Nährstoffe gemessen.

Sediment-Probennahme

Die Entnahme der Sedimente erfolgte durch Taucher. Mit Hilfe eines kurzen Stechrohrs wurde pro Standort jeweils eine Sedimentprobe bis in eine Tiefe von 10 cm entnommen. Lediglich an den Standorten Holnis und Thiessow war dies nicht möglich, da dort unter einer dünnen Sedimentschicht sofort eine Tonschicht folgte, die mit dem Stechrohr nicht entnommen wurde.

Lichtmessungen

Im Januar / Februar 2005 wurde versucht an jedem Standort, an dem die Strukturparameter von *Zostera* aufgenommen wurden, auch zumindest eine Lichtmessung durchzuführen. War dies aus technischen Gründen nicht möglich, wurden Standorte (Brücken, Bootsstege etc.) in der näheren Umgebung gewählt. Bei den Messungen wurde der Lichteinfall in der Wassersäule von der Wasseroberfläche bis zum Grund im Abstand von 20 cm gemessen. Pro Tiefenstufe wurden drei

Messwerte aufgenommen aus denen der Mittelwert berechnet wurde. Der vertikale Lichtattenuationskoeffizient (k) ergab sich aus der Auftragung der logarithmierten Mittelwerte gegen die Wassertiefe.

4.2.2 Biotische Faktoren

Zostera marina-Wiesen

Im Gegensatz zu Untersuchungen aus den skandinavischen Ländern ([KRAUSE-JENSEN et al. 2000, 2003](#)), welche die untere Tiefenverbreitung des Seegrases *Zostera marina* als Indikator für die Wassergüte anwenden, haben wir uns in unseren Untersuchungen darauf konzentriert, die Eignung der Vegetationsstruktur als möglichen Parameter für die EU-WRRL zu untersuchen. Der Vorteil bei einer möglichen Eignung liegt darin, dass die Bewertung unabhängig der Flächenausdehnung der Seegraswiesen getroffen werden könnte und somit Kosten sparend durchgeführt werden kann. Da Seegrasbestände häufig fleckenhaft verteilt auftreten, haben wir in den Untersuchungsgebieten 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 normalverteilten Kurve angesiedelt.

Für die Auswertung der Strukturdaten wurden sowohl Verfahren der deskriptiven Statistik als auch 1-faktorielle Varianzanalysen (ANOVA) benutzt. Als Anschlussstest wurde bei gleicher Anzahl von Stichproben der Newman-Keuls-Test gewählt, bei ungleicher Anzahl von Stichproben ein angepasster Tukey-Test. Die Homogenität der Varianzen wurde mit Hilfe von Hartley-, Cochran- und Bartlett-Tests geprüft. Daten (transformiert oder nicht) bei denen $p > 0.05$ war, wurden als homogen betrachtet. Bei leicht heterogenen Daten $0.05 > p > 0.01$ wurden nur solche Ergebnisse bei der ANOVA als signifikant verschieden bewertet, bei denen für den F-Test als auch für die Anschluss-Tests $p < 0.01$ gewesen ist ([UNDERWOOD 1997](#)).

Folgende Parameter wurden ausgewertet und sind im Ergebnisteil dargestellt.

- Bedeckungsgrad
- oberirdische Biomasse [g TG m^{-2}] (~12 Std. bei 65 °C)
- Anteil epiphytischer und erranter Makroalgen m^{-2}
- Anzahl der Sprosse m^{-2}
- Verhältnis fertiler / steriler Sprosse
- Blattflächenindex (LAI = leaf area index) = Blattfläche des Bestandes / Grundfläche des Bestandes [m^2/m^2]
- individuelle Länge einzelner Pflanzen

Fucus vesiculosus

Sämtliche Standorte, an denen die Hartsubstrate beprobt wurden, wurden ebenfalls mit einem Wassergucker auf das Vorhandensein von *Fucus vesiculosus* hin untersucht. Kam *Fucus vesiculosus* an den Standorten in einer Wassertiefe von 1,5 m vor, dann wurden jeweils fünf zufällig gewählte Pflanzen pro Standort entnommen und das Vorhandensein sessiler Epizoen und Epiphyten sowie mögliche Fraßspuren protokolliert. Anschließend wurden die Epiphyten vom *Fucus* getrennt und ebenso wie dieser bei 70 °C (48 Std.) getrocknet und ausgewogen. Kam *Fucus* nicht an dem Standort vor, wurde parallel zur Küstenlinie entweder ein- oder beidseitig vom Ausgangspunkt nach anderen Beständen gesucht und diese gegebenenfalls beprobt.



Abbildung 18: Epiphyten auf großen, alten Thalli von *Fucus vesiculosus* in der Orther Bucht, dazwischen auf Steinen und Muscheln wachsend, *Chorda filum*.

4.2.3 Phytal-Untersuchungen

Hartboden-Gemeinschaften wurden sowohl entlang von Transekten untersucht als auch in definierten Tiefenzonen.

4.2.3.1 Transekte bis zu einer Länge von einer Seemeile

Für die Transekt-Kartierung wurde die klassische Vegetationsaufnahme nach [BRAUN-BLANQUET \(1964\)](#) stark abgewandelt. Dadurch war es möglich sich mit Hilfe von Tauchern zeitnah einen Überblick über die Vegetationszusammensetzung entlang ausgewählter Transekte zu verschaffen. Die Kartierung erfolgte vollständig von der äußeren Begrenzung der 1-Seemeilen-Zone bis hin zur Uferlinie.

Die größte Variable bei der Kartierung entlang des Transektes war durch den Substrattyp vorgegeben. Der Deckungsgrad jeder Art wurde über das Abundanz-Dominanz-Verfahren geschätzt; Die Einschätzung wurde mit Hilfe der auf Braun-Blanquet zurückgehenden 7-stufigen Artmächtigkeit-Skala durchgeführt. Die Stufen 2-5 der Braun-Blanquet Skala wurden aufgrund nicht fest definierter Probenflächen als Stufe f (=frequent) zusammengefasst. Betrag der Aufwuchs der dominanten Art über 25%, wurde diese statt mit f (frequent) als d (dominant) kartiert.

Eine Arten-Areal-Kurve wurde nicht erstellt, sondern es wurden lediglich sämtliche vorkommenden Arten erfasst, die entlang des Tiefengradienten auftraten. Die während der Tauchgänge eindeutig zu identifizierenden Pflanzen wurden innerhalb des Gradienten in 1-m-Tiefenschritten erfasst, während die nicht direkt zu bestimmenden Pflanzen über einen Tiefengradienten von 2 Metern gesammelt wurden und im Labor taxonomisch ausgewertet wurden.

4.2.3.2 Probennahmen in definierten Tiefenzonen

Die Vegetationskartierungen wurden an insgesamt sieben Standorten in maximal zwei Tiefenbereichen durchgeführt. Aufgrund der auch kleinräumig stark ausgeprägten Heterogenität der Sedimente wurden in jedem Untersuchungsgebiet 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 a 1 m² mit je 4 Unterproben von 0,25 m² nach [BRAUN-BLANQUET \(1964\)](#) kartiert (Tabelle 9, Abbildung 19). 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.

Tabelle 9: Artmächtigkeitsstufen nach BRAUN-BLANQUET (1964) und in der für die vorliegende Untersuchung veränderten Variante.

BRAUN-BLANQUET (1964)		vorliegende Untersuchung
sehr wenig deckend (<< 1 %) oder Einzelfund	r	r
wenig deckend (<1%)	+	+
<5% Bedeckung	1	1
5-25 %	2	f (frequent)
26-50 %	3	d (dominant)
51-75 %	4	
76 – 100%	5	

Für den Vergleich der kartierten Parameter untereinander (Substrat, annuelle und perenniale Vegetation, *Mytilus edulis*) wurden die mittleren prozentualen Bedeckungsgrade nach Transformation verwendet.

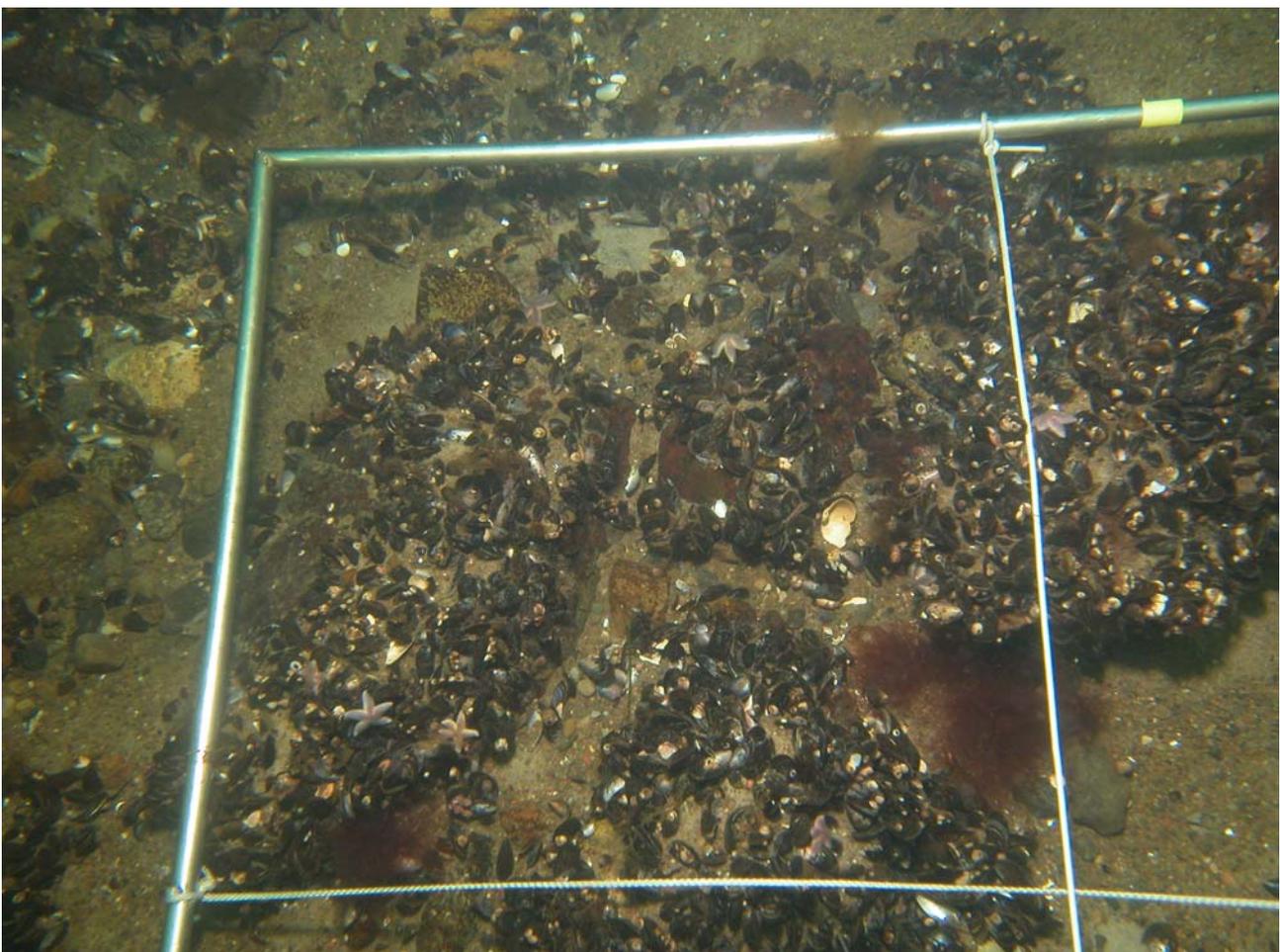


Abbildung 19: Kartierung der Hartsubstrate mithilfe von 1 m² Rahmen, abgebildet sind 0,25 m².

5 Ergebnisse

5.1 Das Seegras *Zostera marina*

Zostera marina Wiesen werden fast entlang der gesamten Deutschen Ostseeküste zumindest fleckenhaft gefunden (Abbildung 14). Umfassende Kartierungen und weitere Literaturhinweise können MEYER *et al.* (2005) entnommen werden. Lediglich an den Untersuchungsstandorten auf Usedom zwischen Peenemünde, Karlshagen und Koserow wurden keine Bestände gesichtet, dort war lediglich *Potamogeton pectinatus* in einer Dichte von weniger als 0,2 Individuen/m² anwesend. Ein geographischer Gradient in Bezug auf die Strukturparameter existiert nicht. Die ausgewerteten Ergebnisse für Sprossdichte, Anzahl von Halmen pro Spross sowie die Halmbreite und -länge zeigen diesbezüglich kein einheitliches Bild. Insbesondere konnten anhand der erhobenen Daten keine Korrelationen der einzelnen Messparameter zueinander festgestellt werden. Die Seegrasbestände unterschieden sich an den zwölf Untersuchungsstandorten signifikant voneinander. Die dichtesten Bestände entsprachen einer geschlossenen Wiese, bei der innerhalb eines abgetauchten Gebietes bis zu 80 % des Bodens von *Zostera marina* bedeckt waren (Standort Glowe). Die spärlichsten Seegrasvorkommen waren von einer fleckenhaften Verteilung von ca. 1 m² Durchmesser mit einem Gesamtdeckungsgrad von 5 % geprägt (Zingst). Die Standorte sind im Folgenden entsprechend dem Küstenverlauf von West nach Ost bzw. von Nord nach Süd geordnet. Der Standort Grömitz liegt südwestlich von Fehmarn und wird nach den Standorten Orther Bucht (in den Tabellen als Orth angegeben) und Staberhuk eingeordnet.

5.1.1 Physikalisch-chemische Parameter der Standorte

Der Salzgehalt und die Sedimentparameter der *Zostera*-Untersuchungsflächen stammen aus den zwölf Probennahmen im Sommer 2004, die Nährstoff- und Lichtwerte wurden durch Untersuchungen im Februar 2005 an Ufer-Messpunkten entlang der Ostseeküste ermittelt. Kurz- und langfristige Veränderungen im Salzgehalt und Angaben zu Nährstoffen an verschiedenen Stationen können online dem MURSYS Umweltreportsystem des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie entnommen werden (<http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/> Stand: 11/05).

5.1.1.1 Salzgehalt

Die Salzgehaltswerte lagen zwischen 19,2 PSU (Holnis) und 7,6 PSU (Thiessow) und nahmen von West nach Ost ab (Tabelle 10). Eine Ausnahme bildete lediglich der Standort Maasholm, der durch die Schlei eine erhöhte Süßwasserzufuhr erhält. Pro Standort wurde eine Probe Oberflächenwasser genommen, deren Salzgehalt anschließend im Labor gemessen wurde.

Tabelle 10: Salzgehalt an den einzelnen Untersuchungsstandorten (Juli/August 2004)

Standort	Salzgehalt [PSU]
Holnis	19,2
Gelting	18,8
Wackerballig	18,2
Maasholm	15,3
Waabs	15,6
Surendorf	15,4
Orther Bucht	12,1
Staberhuk	11,7
Grömitz	11,4
Zingst	9,2
Glowe	8,1
Thiessow	7,6

5.1.1.2 Sedimentuntersuchungen

An 9 von 12 Standorten wurde das Sediment nach der Einteilung von [KOLP \(1966\)](#) (Definition nach dem Anteil der Fraktion < 0,063 mm) als Sand bezeichnet. An den Standorten Maasholm und Waabs wurde das Sediment mit einem Anteil der Staubfraktion zwischen 5 und 25 % als schlickiger Sand angesprochen. Am Standort Holnis wurde mit einem Anteil von 98,5 % der höchste Wert der Fraktion < 0,063 mm und mit einem Anteil von 4,7 % der höchste organische Gehalt ermittelt. Eine Charakterisierung nach [KOLP \(1966\)](#) wurde für diesen Standort nicht vorgenommen, stattdessen wird auf den großen Anteil an Ton bzw. Lehm hingewiesen. Die höchste mittlere Korngröße wurde mit einem Wert von > 2 mm am Standort Thiessow ermittelt (Tabelle 11).

Tabelle 11: Biomasse (TM-Gehalt), organischer Gehalt (org. Gehalt), Anteil der Fraktion < 0,063 mm, mittlere Korngröße (mKG) und Einteilung des Sedimentes nach dem Anteil der Fraktion < 0,063 mm (Substrattyp) nach [KOLP \(1966\)](#) für jeden Standort.

Standort	TM-Gehalt [% FM]	org. Gehalt [% TM]	< 0,063 mm [%]	mKG [mm]	Substrattyp
Holnis	72	4,7	98,5	< 0,063	*
Gelting	83	0,4	0,3	0,309	Sand
Wackerballig	82	0,6	1,8	0,416	Sand
Maasholm	76	1,6	9,0	0,442	schlickiger Sand
Waabs	68	0,7	8,6	0,171	schlickiger Sand
Surendorf	80	0,6	1,5	0,148	Sand
Orth	84	0,4	2,7	0,265	Sand
Staberhuk	79	0,4	2,6	0,601	Sand
Grömitz	78	0,6	2,1	0,151	Sand
Zingst	85	0,5	3,8	0,149	Sand
Glowe	78	0,9	4,9	0,181	Sand
Thiessow	76	1,0	2,1	>2,0	*

* eine Klassifizierung nach [KOLP \(1966\)](#) erfolgte für diese Standorte nicht, da nur das Oberflächensediment beprobt wurde, aber nicht die darunter liegende Tonschicht.

5.1.1.3 Nährstoffuntersuchungen des Oberflächenwassers an Uferstandorten entlang der deutschen Ostseeküste

Die Phosphatwerte lagen im Februar 2005 an den Messpunkten zwischen 0,49 und 1,00 $\mu\text{mol/L}$ PO_4 (Maasholm bzw. Heiligendamm). Die Nitratkonzentration wies Werte zwischen 4,9 und 46,6 $\mu\text{mol/L}$ NO_3 (Eckernförde bzw. Weißenhaus) auf, die Extrema der Summe der anorganischen gelösten Stickstoffverbindungen (5,4 bzw. 49,1 $\mu\text{mol/L}$ N) lagen ebenfalls an diesen Messpunkten. Die Nitritkonzentration lag zwischen 0,21 und 0,78 $\mu\text{mol/L}$ NO_2 (Lohme bzw. Koserow). Der niedrigste Ammoniumwert wurde mit $< 0,1$ $\mu\text{mol/L}$ NH_4 bei Staberhuk, der höchste mit 4,9 $\mu\text{mol/L}$ NH_4 bei Boltenhagen gemessen (Tabelle 12). Die vorliegenden Ergebnisse wiesen keinen Ost-West-Gradienten auf. Standorte mit hohen Phosphatwerten wiesen keine hohen Nitrat-, Nitrit- oder Ammoniumwerte auf.

Tabelle 12: Nährstoffgehalt des Oberflächenwassers im Februar 2005. Ammonium- (NH_4), Nitrat- (NO_3), Nitrit- (NO_2), Σ gelöster anorgan. Stickstoff- (N_{anorg}) und Phosphatgehalt (PO_4) des Oberflächenwassers an Uferstandorten der deutschen Ostseeküste. Die Daten stammen aus einer einmaligen Probennahme im Zeitraum 07.02.05 bis 17.02.05. Die Analyse der Wasserproben (PO_4 , NO_3 , NO_2) erfolgte im Institut für Ostseeforschung Warnemünde. (Z) bezeichnet die im Sommer 2004 untersuchten *Zostera*-Standorte.

Standort	Gebiet	NH_4 [$\mu\text{mol/l}$]	NO_3 [$\mu\text{mol/l}$]	NO_2 [$\mu\text{mol/l}$]	N_{anorg} [$\mu\text{mol/l}$]	PO_4 [$\mu\text{mol/l}$]
Holnis (Z)	Flensburger Förde	2,8	21,5	0,64	24,9	0,64
Wackerballig	Flensburger Förde	1,2	5,4	0,41	7,0	0,51
Maasholm (Z)	Schlei	1,6	12,0	0,47	14,1	0,49
Damp (Z)	Eckernförder Bucht	1,7	8,5	0,36	10,6	0,57
Eckernförde	Eckernförder Bucht	0,1	4,9	0,35	5,4	0,57
Strande	Kieler Außenförde	0,2	17,4	0,39	18,0	0,58
Friedrichsort	Kieler Außenförde	0,1	14,5	0,35	15,0	0,57
Laboe	Kieler Außenförde	0,1	18,5	0,40	19,0	0,53
Lippe	Kieler Bucht	2,1	25,9	0,35	28,4	0,51
Weißenhaus	Kieler Bucht	2,1	46,6	0,41	49,1	0,58
Lemkenhafen	Fehmarn	0,2	18,3	0,41	18,9	0,63
Staberhuk (Z)	Fehmarn	$<0,1$	19,4	0,39	19,8	0,72
Grömitz (Z)	Lübecker Bucht	1,3	16,4	0,44	18,1	0,74
Boltenhagen	Lübecker Bucht	4,9	10,6	0,41	15,9	0,56
Rerik	Mecklenburger Bucht	1,3	10,0	0,44	11,7	0,86
Heiligendamm	Mecklenburger Bucht	2,6	21,8	0,54	24,9	1,00
Zingst (Z)	Vorpommersche Küste	0,9	5,2	0,41	6,5	0,74
Glowe (Z)	Rügen	4,3	24,1	0,29	28,7	0,84
Lohme	Rügen	3,8	8,7	0,21	12,7	0,70
Göhren	Pommersche Bucht	3,4	19,5	0,33	23,2	0,80
Thiessow (Z)	Pommersche Bucht	2,6	10,1	0,45	13,2	0,70
Koserow	Pommersche Bucht	1,9	9,5	0,78	12,2	0,86

5.1.1.4 Lichtmessungen an Uferstandorten entlang der deutschen Ostseeküste

Bei den Lichtmessungen wurden vertikale Attenuationskoeffizienten zwischen -0,13 (Boltenhagen, Lübecker Bucht) und -0,59 (Lemkenhafen) ermittelt (Tabelle 13).

Tabelle 13: Attenuationskoeffizienten an den Messpunkten im Februar 2005. Folgende Messpunkte wurden stellvertretend für die angegebenen *Zostera*-Standorte untersucht: * stellvertretend für die Orther Bucht; ** stellvertretend für Glowe; *** stellvertretend für Thiessow; (Z) bezeichnet die im Sommer 2004 untersuchten *Zostera*-Standorte.

Standort	K
Holnis (Z)	-0,40
Wackerballig (Z)	-0,56
Maasholm (Z)	-0,40
Eckernförde	-0,36
Strande	-0,48
Lemkenhafen* (Z)	-0,59
Friedrichsort	-0,53
Grömitz (Z)	-0,41
Boltenhagen	-0,13
Rerik	-0,39
Heiligendamm	-0,35
Zingst (Z)	-0,35
Lohme** (Z)	-0,46
Göhren*** (Z)	-0,24
Koserow	-0,52

5.1.2 Erfassung der Makrophytenbestände

Zunächst werden die Ergebnisse aus den Untersuchungen der zwölf *Zostera*-Standorte dargestellt, die im Juli/August 2004 beprobt wurden. Anschließend folgen die Ergebnisse aus den Untersuchungen der Zeitreihe am Standort Zingst, an dem zwischen Juli und Oktober insgesamt vier Probennahmen stattfanden.

5.1.2.1 Vergleich der Biomasse (TG) von *Zostera marina*, assoziierter Makroalgen und Spermatophyten an den *Zostera*-Standorten (Juli/August 2004)

Für die zwölf *Zostera*-Standorte wurde eine Gesamt-Biomasse (TG) (Biomasse aller Makrophyten) zwischen 51,6 und 235,1 g m⁻² (Maasholm bzw. Waabs) ermittelt. Neben Seegrass wurden auf jeder der Untersuchungsflächen Algen und an zwei Standorten (Orther Bucht, Thiessow) außerdem andere marine Spermatophyten außer *Zostera marina* (im Folgenden kurz als 'Spermatophyten' bezeichnet) gefunden. Der Anteil des Seegrases an der Gesamt-Biomasse (TG) bewegte sich zwischen 69 % (Maasholm) und 100 % (Waabs). Der Anteil der Makroalgen und Spermatophyten an der Gesamt-Biomasse ist dementsprechend gering. In Waabs, dem Standort mit der höchsten *Zostera*-Biomasse (235,1 g TG m⁻²), wurden maximal fünf Exemplare *Polysiphonia* sp. auf den

Untersuchungsflächen gefunden. Die gesamte Algen-Biomasse betrug hier weniger als $0,1 \text{ g TG m}^{-2}$ und wies damit den geringsten Wert auf. Die höchste Algen-Biomasse ($16,2 \text{ g TG m}^{-2}$) trat bei Maasholm auf, demjenigen Standort, der durch die geringste *Zostera*-Biomasse ($35,4 \text{ g TG m}^{-2}$) charakterisiert war. An neun Standorten wurden fertile *Zostera*-Pflanzen gefunden, wobei deren Biomasse in Surendorf mit $24,6 \text{ g TG m}^{-2}$ am höchsten war (Tabelle 14).

Tabelle 14: Vergleich der Biomassewerte (TG) der einzelnen Standorte von *Zostera* (gesamt und nur der blühende Anteil), Algen, anderen Spermatophyten und insgesamt sowie des *Zostera*-Anteils an der Gesamt-Biomasse. Die Anzahl der Proben je Standort betrug $n = 5$, die Untersuchungstiefe lag zwischen 1,3 und 4,8 m. Die Biomasse für *Zostera marina*, Makroalgen und sonstige Spermatophyten wurde bestimmt und der Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) ermittelt. Die Gesamt-Biomasse (TG gesamt) ergibt sich aus der Biomasse aller Makrophyten. Der Anteil von *Zostera* an der Gesamt-Biomasse ist in %, die übrigen Biomassewerte sind in g m^{-2} angegeben.

Standort	TG <i>Zostera</i> MW±SD		TG Algen MW ± SD	TG Sp. MW ± SD	TG gesamt MW ± SD	<i>Zostera</i> in %
	gesamt	blühend				
Holnis	51,6 ± 36,3	0 ± 0	2,0 ± 2,4	0 ± 0	53,6 ± 34,7	96
Gelting	58,5 ± 24,3	4,2 ± 9,3	2,3 ± 3,1	0 ± 0	60,8 ± 24,1	96
Wackerb.	104,2 ± 15,8	22,1 ± 7,5	4,3 ± 3,6	0 ± 0	108,6 ± 17,6	96
Maasholm	35,4 ± 14,3	4,5 ± 5,3	16,2 ± 20,4	0 ± 0	51,6 ± 16,6	69
Waabs	235,1 ± 85,7	17,0 ± 13,0	0 ± 0	0 ± 0	235,1 ± 85,7	100
Surendorf	84,3 ± 42,5	24,6 ± 14,6	13,8 ± 7,4	0 ± 0	98,2 ± 36,7	86
Orth	159,0 ± 30,6	11,8 ± 14,6	9,6 ± 8,8	2,2 ± 2,2	170,3 ± 32,1	93
Staberhuk	173,0 ± 49,1	14,9 ± 18,5	1,3 ± 1,8	0 ± 0	174,3 ± 47,8	99
Grömitz	101,0 ± 26,4	7,2 ± 5,6	0,2 ± 0,4	0 ± 0	101,3 ± 26,5	>99
Zingst	45,2 ± 32,4	24,2 ± 24,7	12,1 ± 9,3	0 ± 0	57,3 ± 35,6	79
Glowe	144,2 ± 27,3	0 ± 0	13,1 ± 9,3	0 ± 0	157,3 ± 35,1	92
Thiessow	72,7 ± 11,9	0 ± 0	15,3 ± 13,4	13,1 ± 9,7	101,1 ± 17,5	72

5.1.2.2 Vergleich der Biomasse (TG) von *Zostera marina* und Makroalgen am Standort Zingst (Juli bis Oktober 2004)

Bei den Untersuchungen in Zingst variierten die Biomassen (TG) zwischen $22,7$ und $57,3 \text{ g m}^{-2}$ (Juli bzw. August). Das Seegrass bildete dabei mit Werten zwischen 77 % im Juli und 98 % im Oktober den Hauptanteil. Die höchste *Zostera*-Biomasse (TG) wurde im September mit $52,2 \text{ g m}^{-2}$ erreicht, die niedrigste im Juli mit $17,4 \text{ g m}^{-2}$. Die Bestimmung der Algen-Biomasse zeigte, dass das Algenvorkommen im August mit $12,1 \text{ g m}^{-2}$ am höchsten und im Oktober mit $0,3 \text{ g m}^{-2}$ am niedrigsten war. Im August trat die größte Menge fertiler *Zostera*-Pflanzen auf ($24,2 \text{ g m}^{-2}$) [Tabelle 15]. Andere marine Spermatophyten wurden in Zingst nicht gefunden.

Tabelle 15: Vergleich der Biomassewerte (TG) der einzelnen Standorte von *Zostera* (gesamt und nur der blühende Anteil), Algen, anderen Spermatophyten und insgesamt sowie des *Zostera*-Anteils an der Gesamt-Biomasse am Standort Zingst (Juli-Oktober 2004). Die Anzahl der Proben je Standort betrug $n = 5$, die Untersuchungstiefe lag zwischen 4,6 m und 5,6 m. Die Biomasse (TG) für *Zostera marina* und die Makroalgen wurde bestimmt und der Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) angegeben. Die Gesamt-Biomasse ergibt sich aus der Biomasse (TG) aller Makrophyten. Der Anteil von *Zostera* an der Gesamt-Biomasse ist in %, die übrigen Biomasse-Werte sind in g m^{-2} angegeben.

Datum	TG <i>Zostera</i> gesamt MW \pm SD	TG <i>Zostera</i> blühend MW \pm SD	TG Algen MW \pm SD	TG gesamt MW \pm SD	<i>Zostera</i> [%]
08.07.04	17,4 \pm 13,6	8,1 \pm 12,2	5,3 \pm 2,9	22,7 \pm 15,2	77
11.08.04	45,2 \pm 32,4	24,2 \pm 24,7	12,1 \pm 9,3	57,3 \pm 35,6	79
15.09.04	52,2 \pm 19,6	0 \pm 0	1,4 \pm 1,3	53,6 \pm 20,3	97
07.10.04	25,8 \pm 6,8	0 \pm 0	0,3 \pm 0,5	26,2 \pm 6,6	98

5.1.2.3 Makroalgen- und Spermatophytenvorkommen auf den Untersuchungsflächen

Das Gemeine Seegras war nie in Reinbeständen anzutreffen, sondern stets in Assoziation mit Makroalgen oder anderen Spermatophyten. Insgesamt waren 21 Algen- und drei marine Spermatophytengattungen auf den Flächen vorhanden. An jedem *Zostera*-Standort wurde mindestens ein Vertreter der Algen-Abteilung Rhodophyta gefunden, dabei traten die Gattungen *Ceramium* spp. sowie *Polysiphonia* spp. am häufigsten auf (Tabelle 16). Am Standort Grömitz wurde die höchste Rotalgendichte mit einem Deckungsgrad nach BRAUN-BLANQUET (1964) zwischen 1 und 5 % festgestellt. An neun Standorten kamen außerdem Phaeophyta vor: die häufigste Art war *Pilayella littoralis*, die an sechs Standorten gefunden wurde. Der höchste Deckungsgrad mit 5 bis 25 % trat am Standort Surendorf auf. *Cladophora* sp. trat an vier Standorten auf und war damit der häufigste Vertreter der Grünalgen, die an insgesamt sieben Standorten gefunden wurden. Es gab außerdem Arten und Gattungen, die nur in einer der fünf Parallelproben an einem Standort gefunden wurden. Hierzu gehören die Grünalgen *Acrosiphonia arcta*, *Chaetomorpha linum* und *Ulva* sp., die Rotalgen *Furcellaria lumbricalis* und *Rhodomela confervoides* sowie die Braunalge *Petalonia fascia*. Der mit 1-5 % höchste Deckungsgrad für Spermatophyten wurde in der Orther Bucht ermittelt, in der *Potamogeton pectinatus* vorherrschend war. An drei Standorten wurde lediglich die Algen-Abteilung Rhodophyta als Begleitflora angetroffen, an zwei Standorten kamen drei Algen-Abteilungen (Phaeophyta, Rhodophyta, Chlorophyta) und außerdem Spermatophyten vor (Tabelle 17).

Am Standort Zingst dominierten über den gesamten Untersuchungszeitraum Rotalgen und Braunalgen als Begleitflora (Tabelle 18). Sie waren jeweils bei drei Untersuchungsterminen präsent, für den Monat August lagen keine Daten vor. Im Verlauf der Vegetationsperiode veränderte sich die Artenzusammensetzung. Zu Beginn des Untersuchungszeitraumes wurden hauptsächlich *Pilayella littoralis* und *Polysiphonia* sp. gefunden, zum Ende hin *Callithamnion*

corymbosum, *Ceramium* spp. sowie *Ectocarpus* sp.. Als einziger Vertreter der Grünalgen trat *Ulva* sp. in Erscheinung, jedoch nur auf einer der fünf Untersuchungsflächen im Monat Juli.

Tabelle 16: Häufigkeiten im Auftreten der Makroalgen und Spermatophyten. Anzahl der zwölf Standorte (A) und vier Untersuchungstermine in Zingst (B) an denen die Algenart bzw. -gattung gefunden wurde. Die Anzahl der Proben pro Standort betrug $n = 5$, die Probennahme erfolgte an den zwölf *Zostera*-Standorte in einer Wassertiefe zwischen 1,3 m und 4,8 m im Zeitraum Juli und August 2004. Der Standort Zingst wurde von Juli bis Oktober viermal in einer Tiefe zwischen 4,6 und 5,6 m untersucht.

Taxon	A	B
Chlorophyta	7	1
<i>Acrosiphonia arcta</i> (Dillwyn) Gain 1912	1	0
<i>Chaetomorpha linum</i> (O.F.Müller) Kützing 1849	1	0
<i>Cladophora</i> sp.	4	0
<i>Ulva</i> sp.	1	1
Phaeophyta	9	3
<i>Chorda filum</i> (Linnaeus) Stackhouse 1797	2	0
<i>Ectocarpus</i> sp.	2	2
<i>Fucus vesiculosus</i> Linnaeus 1753	2	0
<i>Petalonia fascia</i> (O.F.Mueller) Kuntze 1898	1	0
<i>Pilayella littoralis</i> (Linnaeus 1753) Kjellman 1978	6	1
Rhodophyta	12	3
<i>Ahnfeltia plicata</i> (Huds.) Fries 1836	4	0
<i>Callithamnion corymbosum</i> (J.E.Smith) Lyngbye 1819	4	1
<i>Ceramium</i> spp.	10	3
<i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) M.J.Wynne & J.N.Heine 1992	3	0
<i>Cystoclonium purpureum</i> (Hudson) Batters 1902	3	0
<i>Dasya baillouviana</i> (S.G.Gmelin) Montagne 1841	2	0
<i>Delesseria sanguinea</i> (Hudson) J.V.Lamouroux 1813	2	0
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Hudson) J.V.Lamouroux 1813	1	0
<i>Phycodrys rubens</i> (Linnaeus) Batters 1902	1	0
<i>Polyides rotundus</i> (Hudson) Greville 1830	2	0
<i>Polysiphonia</i> spp.	10	1
<i>Rhodomela confervoides</i> (Hudson) Silva	1	0
Spermatophyta	2	0
<i>Potamogeton pectinatus</i> Linnaeus 1753	1	0
<i>Ruppia maritima</i> Linnaeus 1753	1	0
<i>Zannichellia palustris</i> Linnaeus 1753	2	0

Tabelle 17: Auftreten von Algenabteilungen an den Standorten im Juli/August 2004. x! die Abteilung dominierte am Standort, x verschiedene Gattungen der Abteilung traten auf, (x) lediglich in einer der Parallelproben wurde eine Gattung der Abteilung gefunden. * Da für die Untersuchung im August keine Angaben über die Algenvorkommen existieren, wurden die Ergebnisse der Juli-Aufnahmen verwendet.

Standort	Chlorophyta	Phaeophyta	Rhodophyta	Spermatophyta
Holnis		X	X	
Gelting	X	X	X	
Wackerballig			X	
Maasholm	X		X	
Waabs			X	
Surendorf	X	x!	X	
Orth	X	X	X	x!
Staberhuk		X	X	
Grömitz			x!	
Zingst *	(x)	x!	X	
Glowe	X	X	X	
Thiessow	X	X	X	X

Tabelle 18: Auftreten von Algenabteilungen in Zingst im Untersuchungszeitraum Juli bis Oktober 2004; x! die Abteilung dominierte zum Untersuchungszeitpunkt, x verschiedene Gattungen der Abteilung traten auf, (x) lediglich in einer der Parallelproben wurde eine Gattung der Abteilung gefunden; k.A. es existieren keine Angaben über das Vorkommen von Algen zu diesem Zeitpunkt; - = Abteilung nicht gefunden

Untersuchungszeitpunkt	Chlorophyta	Phaeophyta	Rhodophyta
07.07.2004	(x)	x!	X
11.08.2004	k.A.	k.A.	k.A.
15.09.2004	-	X	X
07.10.2004	-	X	X

5.1.3 Strukturanalytische Untersuchungen

Die strukturanalytischen Untersuchungen dienten der Charakterisierung der *Zostera*-Bestände. Ziel war es herauszufinden, ob sich die Standortfaktoren in den Strukturparametern widerspiegeln. Dazu wurden zum einen die Strukturparameter der zwölf im Sommer 2004 untersuchten Seegrasbestände und zum anderen die Strukturparameter des Seegrasbestandes der Zeitreihe in Zingst miteinander verglichen. Jede Untersuchung wurde statistisch mit einer 1-faktoriellen Varianzanalyse und anschließendem multiplen Vergleich der Mittelwerte ausgewertet.

Alle untersuchten Strukturparameter wiesen Unterschiede zwischen den Standorten auf. Ein signifikanter Unterschied konnte für die folgenden Strukturparameter nachgewiesen werden: (1) Sprossdichte aller *Zostera*-Pflanzen, (2) Blattbreite, (3) Blattlänge, (4) LAI und (5) Biomasse (TG) aller *Zostera*-Pflanzen.

5.1.3.1 Vergleich der Gesamt-Sprossdichte

Als Gesamt-Sprossdichte wird die Anzahl der sterilen und fertilen Sprosse m^{-2} bezeichnet. Zwischen den einzelnen Standorten wurden signifikante Unterschiede in der Sprossdichte festgestellt (Homogenität der Varianzen $p > 0,05$; $F < 0,01$). Die höchste Gesamt-Sprossdichte besaß der Standort Glowe (Gl). Sie war mit 960 Sprossen m^{-2} signifikant höher als an allen anderen Standorten. Die Standorte Thiessow (Th), Wackerballig (Wk), Waabs (Wa) und Staberhuk (St) erreichten mittlere Sprossdichten zwischen 368 und 554 Sprossen m^{-2} . Die restlichen Standorte besaßen mit einer Sprosszahl zwischen 76 und 238 m^{-2} die signifikant geringste *Zostera*-Dichte (Abbildung 20).

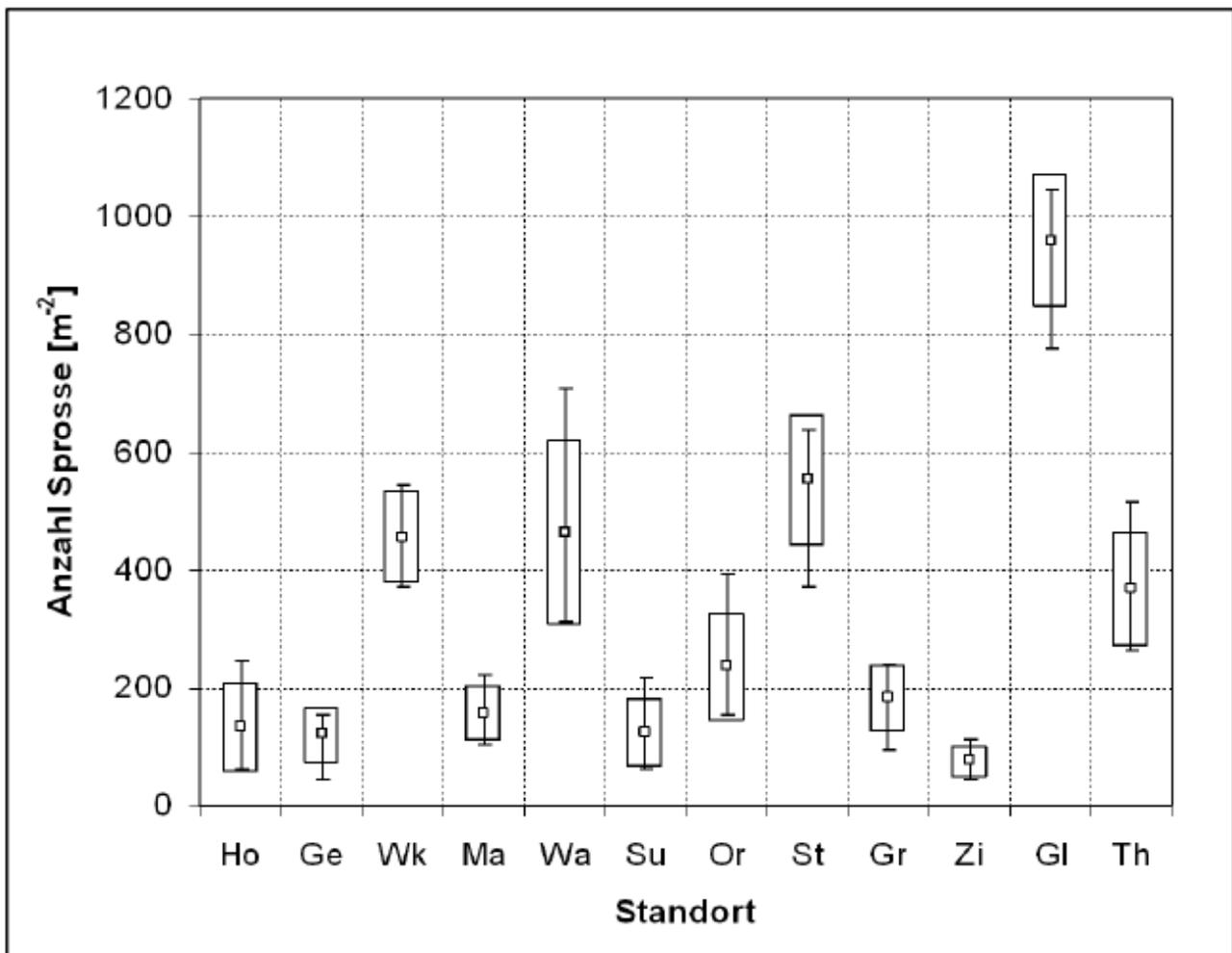


Abbildung 20: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der Gesamt-Sprossdichte an zwölf *Zostera* Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die Gesamt-Sprossdichte. Die Standorte Holnis (Ho), Gelting (Ge), Wackerballig (Wk), Maashoolm (Ma), Waabs (Wa), Surendorf (Su), Orth (Or), Staberhuk (St), Grömitz (Gr), Zingst (Zi), Glowe (Gl) und Thiessow (Th) sind von West nach Ost abgebildet.

5.1.3.2 Vergleich der Anzahl fertiler Sprosse

Der Unterschied in der mittleren Anzahl der fertilen Sprosse betrug zwischen den verschiedenen Standorten weniger als 50 Sprosse m^{-2} . Da mit keiner Transformation der Daten eine Homogenität der Varianzen erreicht werden konnte, wurde keine Varianzanalyse durchgeführt. An den Standorten Holnis und Glowe wurden keine fertilen Sprosse gefunden, der Standort Wackerballig wies mit 49 fertilen Sprossen m^{-2} den höchsten Wert auf. Die Standardabweichung schwankte an Standorten an denen fertile Sprossen gefunden wurden zwischen 2 (Grömitz und Thiessow) und 19 (Orther Bucht) Sprossen m^{-2} (Abbildung 21).

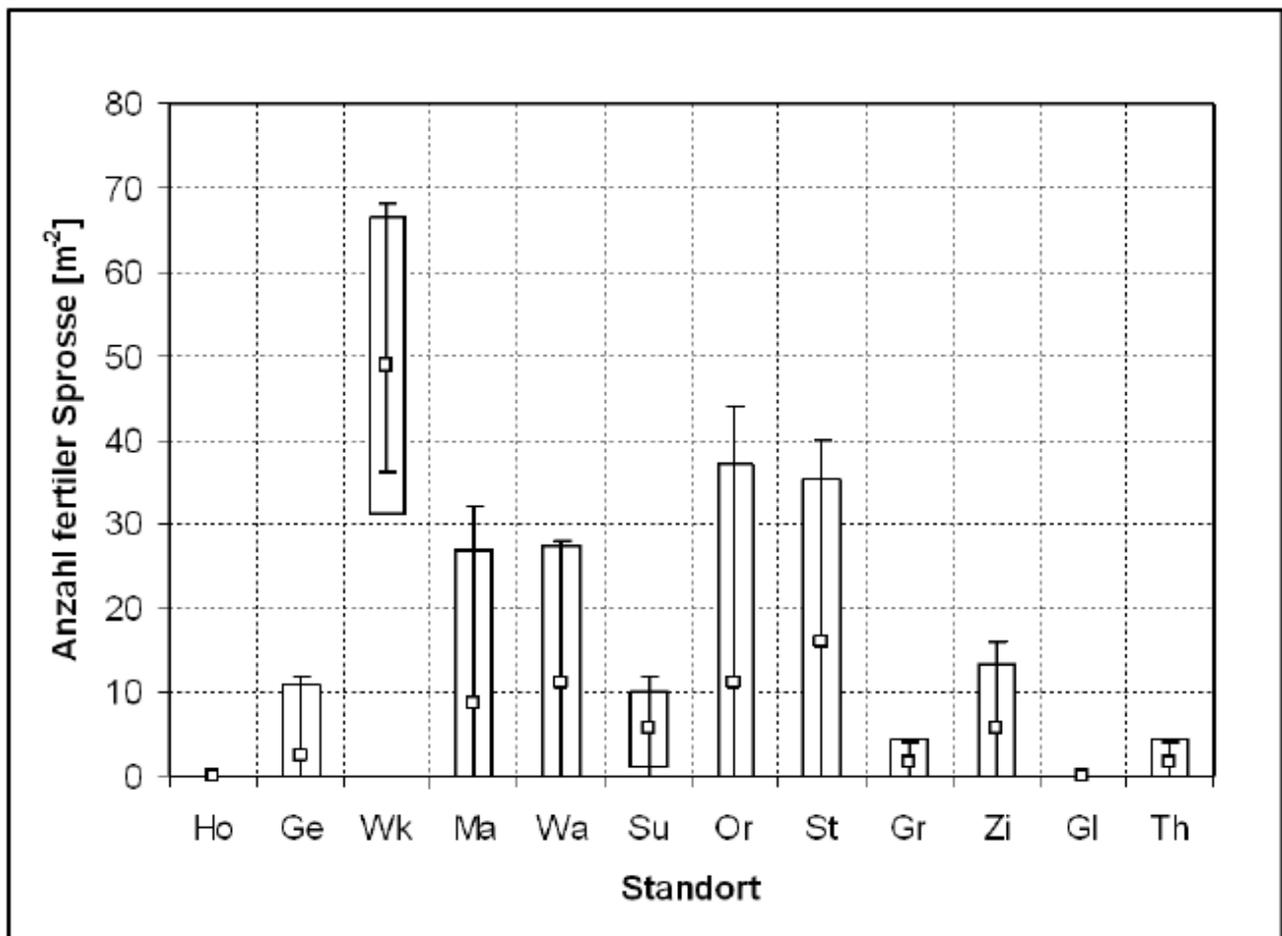


Abbildung 21: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der Anzahl der fertilen Sprosse an zwölf *Zostera*-Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die Anzahl der fertilen Sprosse m^{-2} . Abkürzungen siehe Abbildung 20.

5.1.3.3 Vergleich der mittleren Blattbreiten

Die mittleren Blattbreiten unterschieden sich zwischen dem Standort mit der kleinsten und dem Standort mit der größten Blattbreite um lediglich 1,5 mm. Die durchgeführte Varianzanalyse ergab zwar signifikante Unterschiede ($p > 0,05$; $F < 0,01$), jedoch war eine Untergliederung der Standorte in homogene Untergruppen nicht möglich, da der multiple Mittelwertvergleich keine eindeutigen

Grenzen für die homogenen Gruppen festlegen konnte. Der Standort Orth besaß mit 4,1 mm die größte durchschnittliche Blattbreite, Maasholm mit 2,6 mm die kleinste. Die Standardabweichung schwankte zwischen 0,22 und 0,56 mm (Abbildung 22).

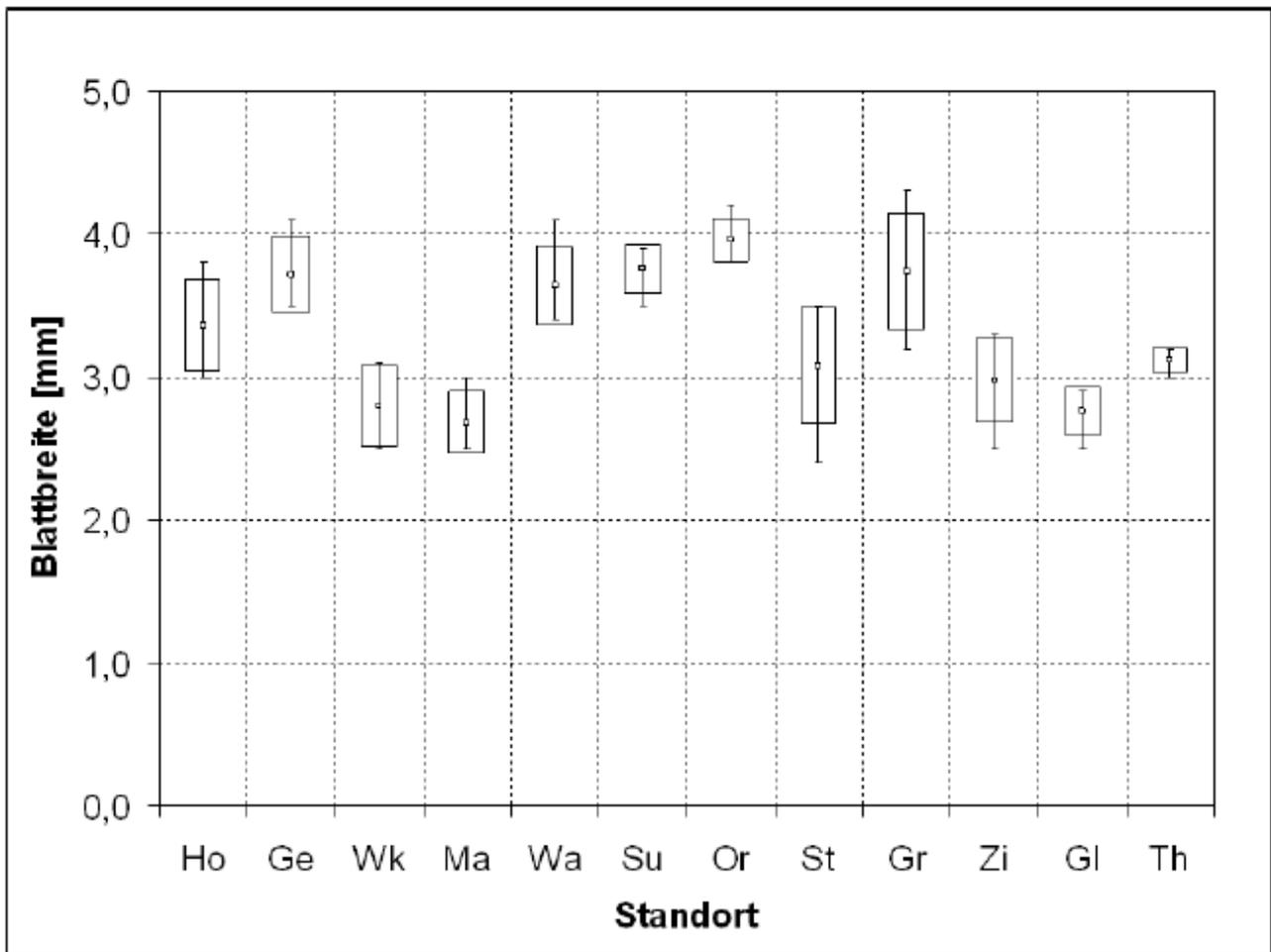


Abbildung 22: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der mittleren Blattbreite an zwölf *Zostera*-Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die mittlere Blattbreite. Abkürzungen siehe Abbildung 20.

5.1.3.4 Vergleich der mittleren Blattlängen

Zwischen den einzelnen Standorten wurden signifikante Unterschiede in den mittleren Blattlängen festgestellt (Homogenität der Varianzen nach Transformation durch Logarithmieren: $p > 0,05$; $F < 0,01$): die signifikant größten durchschnittlichen Blattlängen besaßen die Standorte Orther Bucht, Thiessow, Grömitz und Waabs mit Werten von 63,0 bis 71,1 cm. Die Werte aller anderen Standorte waren mit Blattlängen von 28,1 cm (Maasholm) bis 48,0 cm (Gelting) signifikant niedriger (Abbildung 23).

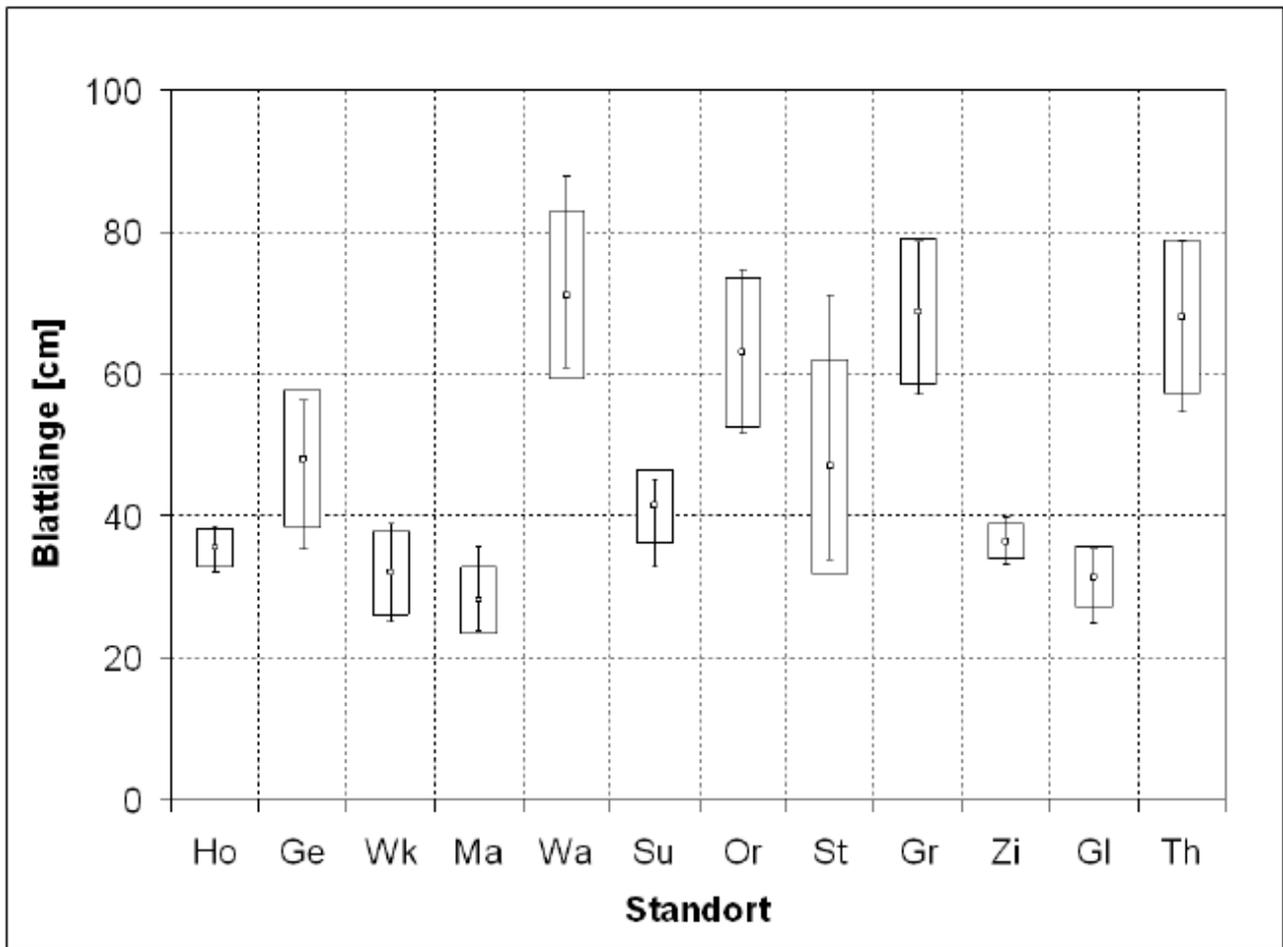


Abbildung 23: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der mittleren Blattlängen an zwölf *Zostera*-Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die mittlere Blattlänge. Abkürzungen siehe Abbildung 20.

5.1.3.5 Vergleich des Blattflächenindex (LAI)

Zwischen den einzelnen Standorten wurden signifikante Unterschiede im Blattflächenindex (LAI = Leaf Area Index) festgestellt (Homogenität der Varianzen nach Transformation durch Logarithmieren: $p > 0,05$; $F < 0,01$). Die Standorte Zingst und Maasholm besaßen mit 0,5 bzw. 0,7 einen signifikant kleineren LAI als die restlichen Standorte. Der höchste Wert trat am Standort Waabs auf (5,9) (Abbildung 24).

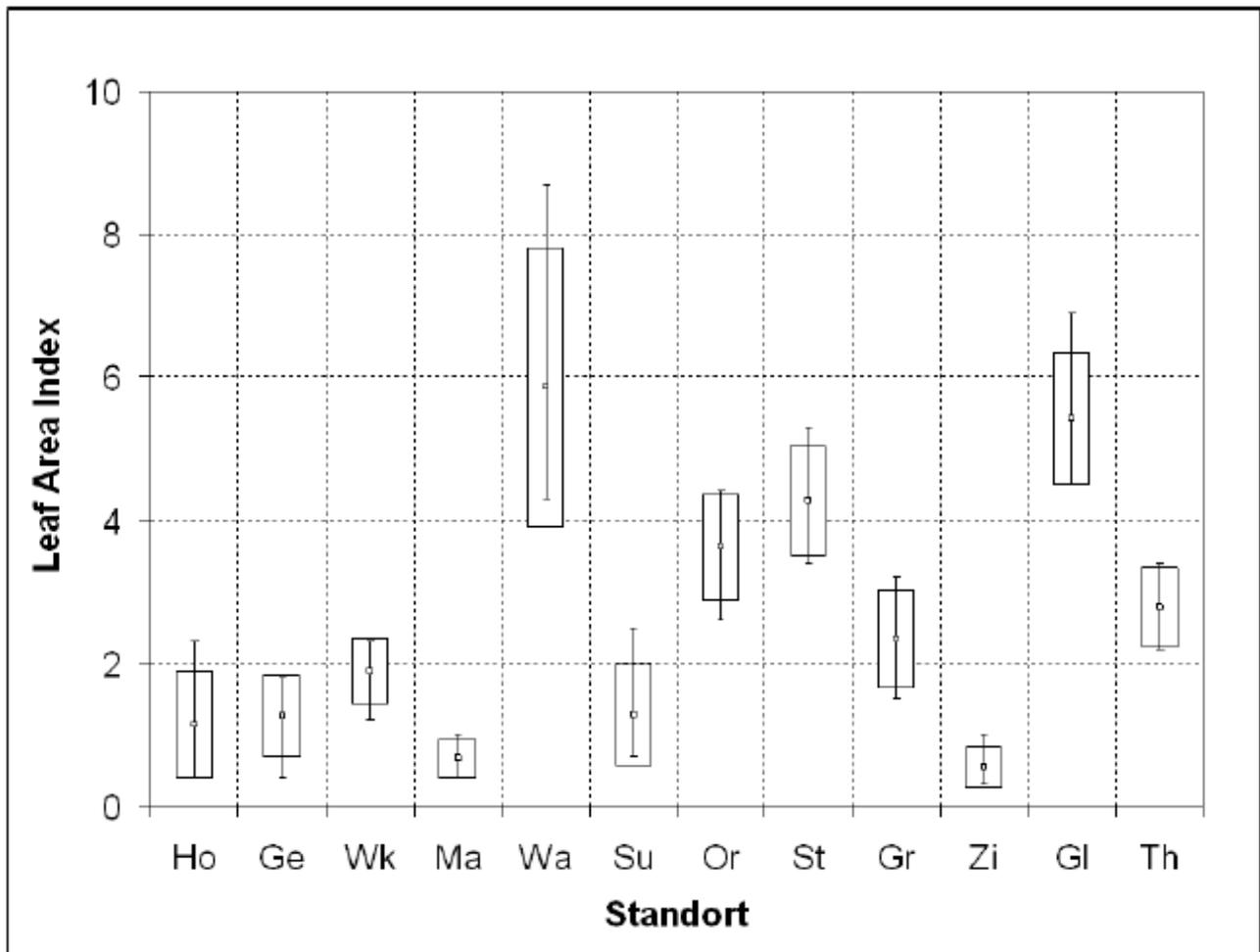


Abbildung 24: Box-Whisker-Plots zur Darstellung des LAI an zwölf *Zostera*-Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für den LAI. Abkürzungen siehe Abbildung 20.

5.1.3.6 Vergleich der Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen

Zwischen den einzelnen Standorten wurden signifikante Unterschiede in der Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen festgestellt (Homogenität der Varianzen nach Transformation durch Wurzelziehen: $p > 0,05$; $F < 0,01$). Die höchste Biomasse (TG) steriler *Zostera*-Pflanzen besaß der Standort Waabs. Mit $218,2 \text{ g m}^{-2}$ war der Wert hier signifikant höher als an allen anderen Standorten. Die Standorte Glowe, Orther Bucht und Staberhuk zeigten Biomassewerte zwischen $144,2$ und $158,2 \text{ g m}^{-2}$. Die Biomasse der restlichen Standorte hatten die signifikant niedrigsten Biomassen, die in einem Bereich von $21,0$ bis $93,8 \text{ g m}^{-2}$ (Zingst bzw. Grömitz) lagen (Abbildung 25).

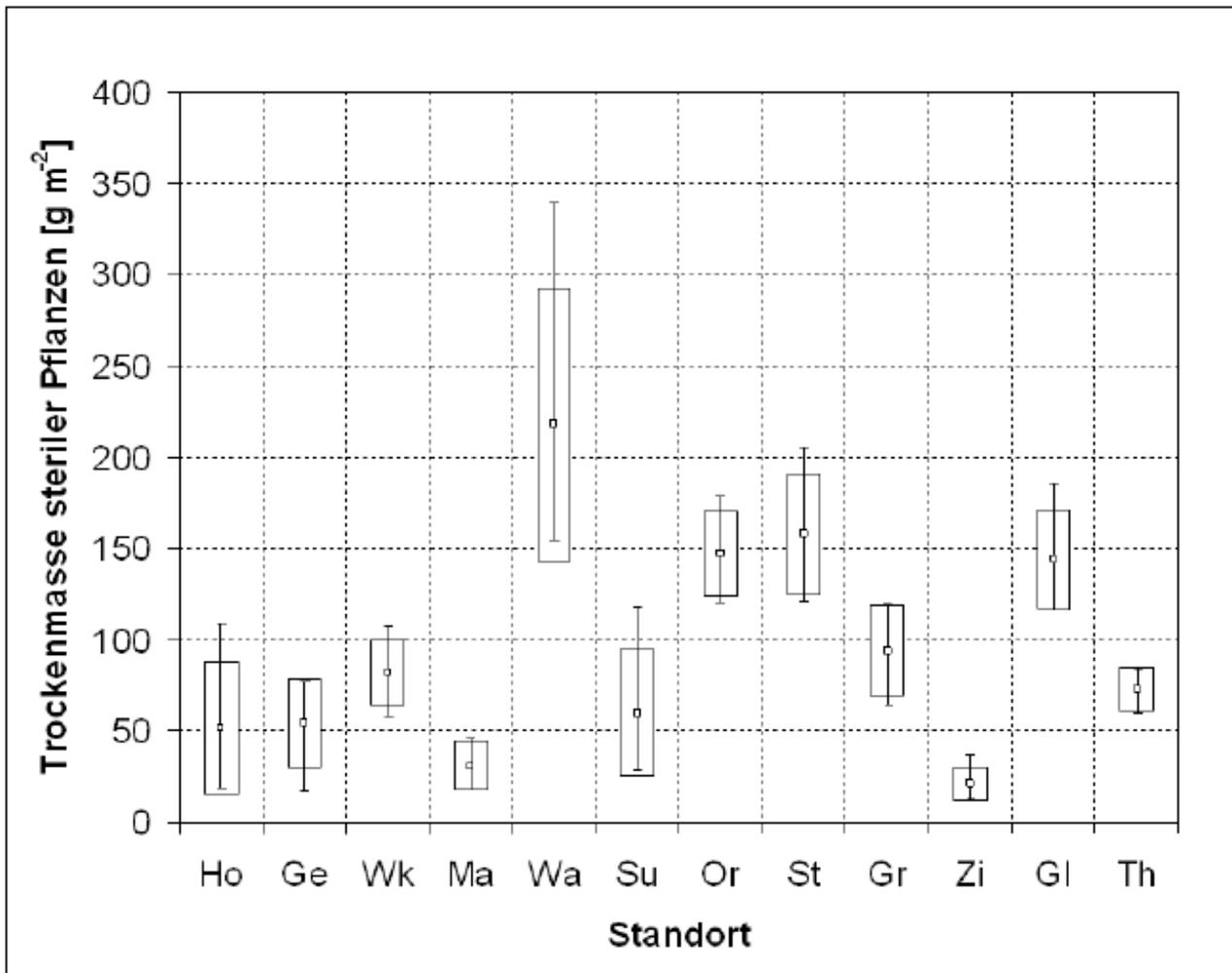


Abbildung 25: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen an zwölf Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen. Abkürzungen siehe Abbildung 20.

5.1.3.7 Vergleich der Strukturparameter eines *Zostera*-Bestandes im Zeitraum Juli bis Oktober (Untersuchungen am Standort Zingst)

Am Standort Zingst wurde untersucht, ob und wie sich die Strukturparameter ein und desselben Seegrasbestandes innerhalb eines Untersuchungszeitraumes von vier Monaten verändern. Dabei wurden signifikante Unterschiede in der Gesamt-Sprossdichte, der Blattlänge, im LAI und in der Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen gefunden. Die Blattbreite wies keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Probennahmen auf.

5.1.3.7.1 Vergleich der Gesamt-Sprossdichte

Als Gesamt-Sprossdichte wird die Anzahl der sterilen und fertilen Sprosse pro m² bezeichnet. Ein Vergleich der Sprossdichten zwischen den einzelnen Untersuchungsterminen ergab signifikante Unterschiede (Homogenität der Varianzen $p > 0,05$; $F < 0,01$). Die höchste Gesamt-Sprossdichte wurde mit 190 Sprossen pro m² im September ermittelt. Sie war signifikant höher als während der

restlichen Untersuchungstermine. Zwischen Juli, August und Oktober traten keine signifikanten Unterschiede in der Gesamtsprossdichte auf. Die höchste Standardabweichung der Sprossdichte wurde mit 62 Sprossen m^{-2} ebenfalls im September erreicht.

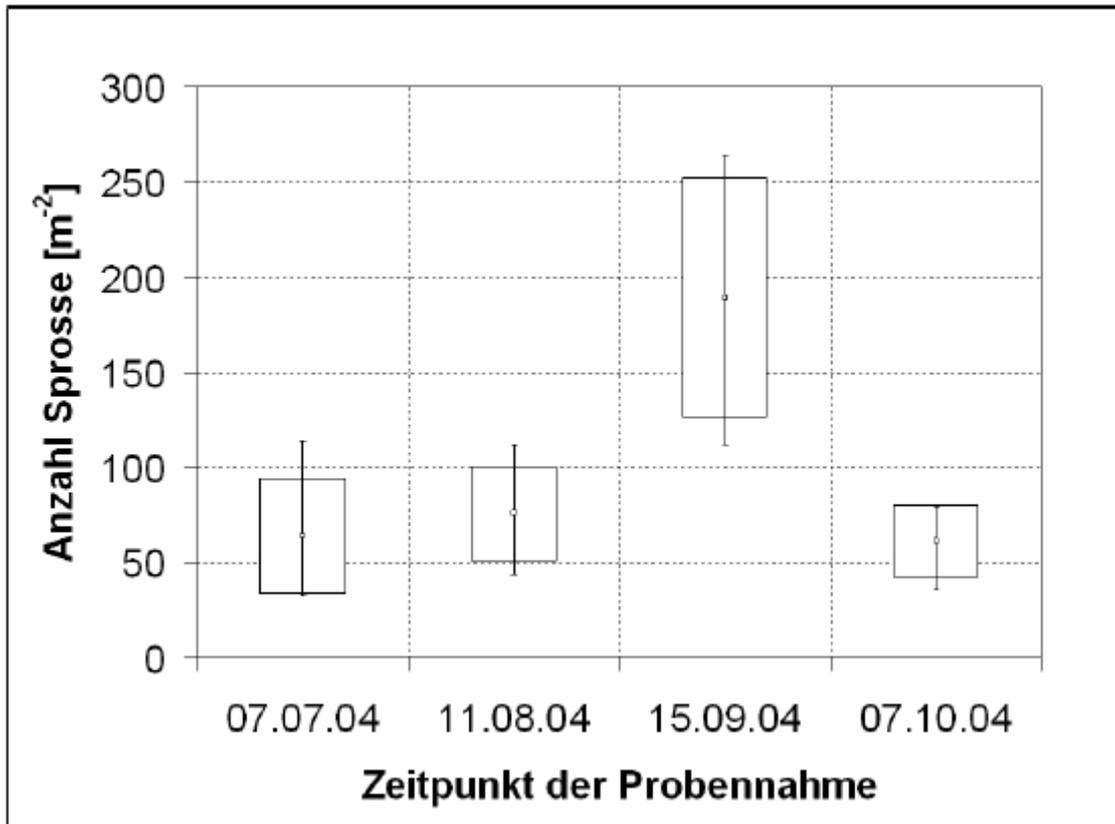


Abbildung 26: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der Gesamt-Sprossdichte am Standort Zingst über einen Zeitraum von vier Monaten (Juli bis Oktober). Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die die Gesamt-Sprossdichte.

5.1.3.7.2 Vergleich der Anzahl fertiler Sprosse

Der Unterschied in der mittleren Anzahl der fertilen Sprosse m^{-2} betrug zwischen den verschiedenen Untersuchungsterminen weniger als 10 Sprosse. Da mit keiner Transformation der Daten eine Homogenität der Varianzen erreicht werden konnte (p stets $< 0,001$) wurde auf die statistische Auswertung mittels einer Varianzanalyse verzichtet. Im September und Oktober wurden keine fertilen Sprosse gefunden, im Juli trat mit 7 fertilen Sprossen m^{-2} der höchste Mittelwert auf. Die maximale Anzahl fertiler Sprosse wurde in einer Parallelprobe im Monat Juli mit 26 Sprossen m^{-2} gefunden.

5.1.3.7.3 Vergleich der mittleren Blattbreiten

Die mittleren Blattbreiten lagen zwischen den Untersuchungsterminen in einem Bereich von 2,8 bis 3,0 mm und unterschieden sich somit um weniger als 0,5 mm. Signifikante Unterschiede auf dem 5 %-Niveau konnten mit einer ANOVA nicht festgestellt werden. Die größte mittlere Blattbreite

wurde für August mit 3,0 mm ermittelt. An den restlichen Untersuchungsterminen betrug die mittlere Blattbreite 2,8 mm.

5.1.3.7.4 Vergleich der mittleren Blattlängen

Zwischen den Probenahmen am Standort Zingst wurden signifikante Unterschiede in den mittleren Blattlängen festgestellt ($p > 0,05$; $F < 0,01$). Im Verlauf der Vegetationsperiode kam es zu einer signifikanten Zunahme der Blattlängen. So waren im September und Oktober (54,9 bzw. 49,8 cm) die Blattlängen signifikant größer als im Juli und August (29,2 bzw. 36,4) (Abbildung 27).

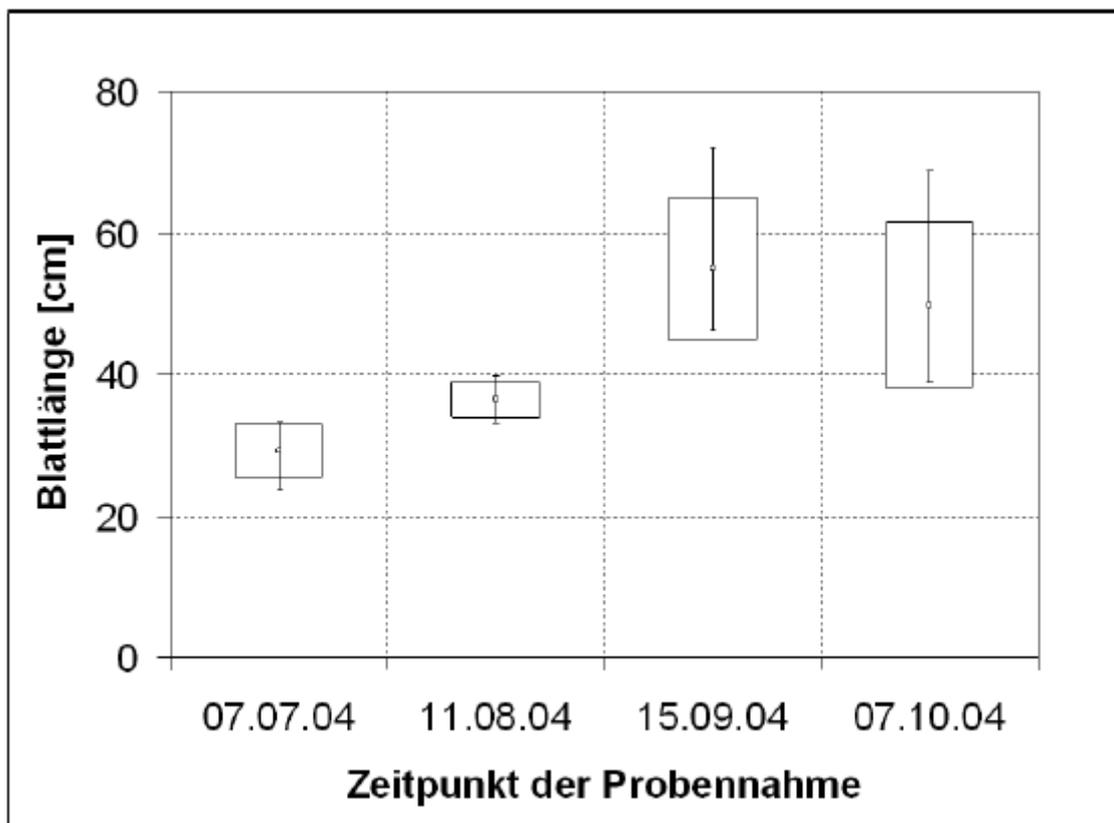


Abbildung 27: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der mittleren Blattlängen am Standort Zingst über einen Zeitraum von vier Monaten (Juli bis Oktober). Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die mittlere Blattlänge.

5.1.3.7.5 Vergleich des LAI

Der LAI unterschied sich zwischen den Untersuchungsterminen signifikant. Mit 1,5 war der LAI im September signifikant höher als an den anderen Untersuchungsterminen. Während der restlichen Untersuchungstermine lagen die Werte zwischen 0,3 (Juli) und 0,7 (Oktober) (Abbildung 28).

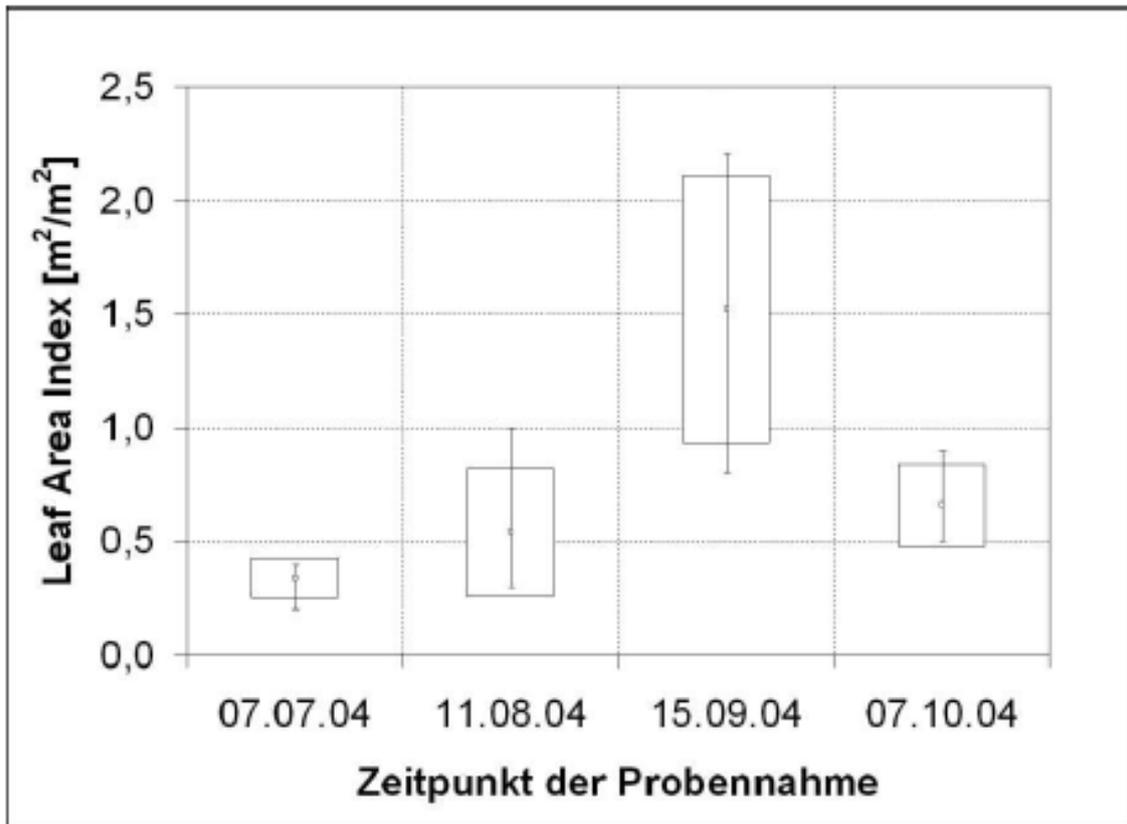


Abbildung 28: Box-Whisker-Plots zur Darstellung des LAI am Standort Zingst über einen Zeitraum von vier Monaten (Juli bis Oktober). Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für den Blattflächenindex.

5.1.3.7.6 Vergleich der Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen

Die Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen unterschied sich zwischen den Probennahmen signifikant ($p > 0,05$, $F < 0,01$). Die signifikant höchsten Werte wurden im September mit $52,2 \text{ g m}^{-2}$ erreicht, die Probennahmen im August bzw. Oktober ergaben mit $21,0$ bzw. $25,8 \text{ g m}^{-2}$ mittlere Werte und der Juli wies mit $9,3 \text{ g m}^{-2}$ die signifikant kleinste Biomasse (TG) auf (Abbildung 29).

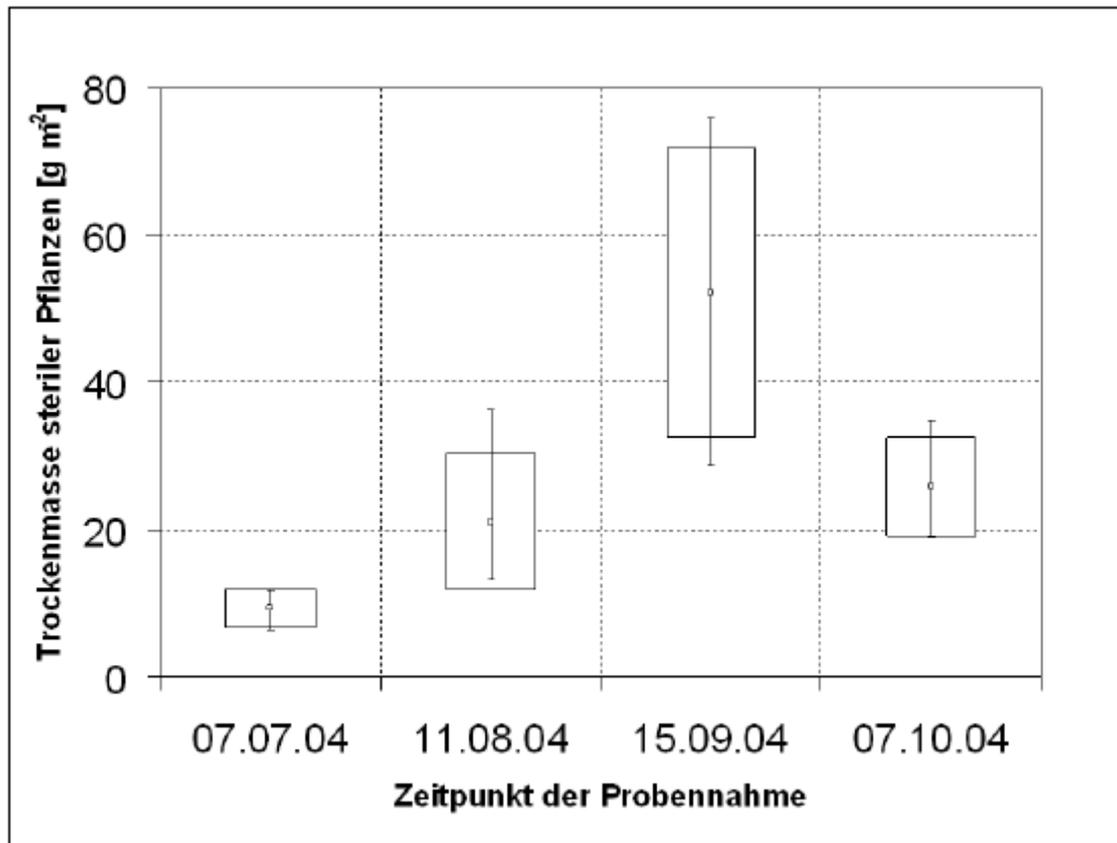


Abbildung 29: Box-Whisker-Plots zur Darstellung des Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen am Standort Zingst über einen Zeitraum von vier Monaten (Juli bis Oktober). Dargestellt sind Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die Biomasse (TG) der sterilen *Zostera*-Pflanzen.

5.2 Der Blasentang *Fucus vesiculosus*

5.2.1 Tiefenverteilung von *Fucus vesiculosus*

Da in dieser Arbeit nicht explizit die Tiefenverteilung von *Fucus vesiculosus* untersucht wurde, werden hier nur punktuelle Angaben zu dessen Tiefenverbreitung gemacht. Auffällig war, dass kein Standort angetroffen wurde, an dem *Fucus* noch bis in 4 m Wassertiefe vorgekommen ist (Tabelle 19). Zwischen dem Olympiahafen Schilksee und dem Yachthafen Schilksee wurden neben den adulten *Fucus vesiculosus* Pflanzen auch juvenile Pflanzen bis in 3,8 m Wassertiefe gefunden (Abbildung 30).

Tabelle 19: Maximale Tiefe von *Fucus vesiculosus* an 8 Standorten entlang der deutschen Ostseeküste (siehe auch Karten im Anhang)

Standort	Maximale Tiefe	Bemerkungen
Holnis	2,1 m	Südöstlich von Holnis-Spitze kam <i>Fucus vesiculosus</i> sowohl auf Geröllen als auch auf Miesmuscheln vor. Siedlungsmöglichkeit in größerer Tiefe vorhanden.
Bookniseck	2,3 m	Gerölle im tieferen Bereich vorhanden, aber nicht mit <i>Fucus</i> bewachsen
Waabs	2,5 m	Dichter Bestand von <i>Fucus vesiculosus</i> östlich des Campingplatzes Ludwigslust vor dem Sperrgebiet. Das Hartsubstrat hört in einer Tiefe von 2,5m auf und geht dann in Sandboden über, auf dem keine Gerölle vorhanden sind.
Surendorf	2,8 m	<i>Fucus vesiculosus</i> nur vereinzelt östlich der gesprengten Bunkeranlagen vor dem Kliff vorhanden.
Schilksee *	3,8 m	Tiefstes beobachtetes Vorkommen von <i>Fucus vesiculosus</i> . <i>Fucus</i> sowohl auf Miesmuschelbänken als auch Steinen wachsend.
Lippe	3,3 m	Südöstlich von Lippe lang ausgezogenen Steinfeldes, das im Tiefenbereich bis 3,8m mit <i>Fucus serratus</i> bewachsen ist. Im flacheren Bereich ab 3,4m kommt <i>Fucus vesiculosus</i> (vorwiegend blasenlos, aber nicht <i>Fucus evanescens</i>) hinzu.
Orther Bucht	2,1 m	Mehrjährige große und stark bewachsene Pflanzen vorhanden. Verdriftung mit Substrat möglich. <i>Fucus serratus</i> ebenfalls vorhanden
Glowe	1,5 m	Hartsubstrate am gleichen Standort nicht in größerer Tiefe vorhanden. An umliegenden Standorten mit Tiefergehenden Hartsubstraten kein Vorkommen von <i>Fucus vesiculosus</i> .
Thiessow (Göhren)	1,0 m	Die geschlossenen Hartsubstrate vor Göhren enthielten keinen <i>Fucus</i> , dieser befand sich ausschließlich auf einzelnen Steinen in einer südwestlich gelegenen Bucht in wenigen Exemplaren

* auch juvenile Pflanzen in der Wassertiefe vorhanden



Abbildung 30: Juvenile Pflanzen von *Fucus vesiculosus* in 3 m Wassertiefe

5.2.2 Bewuchs von *Fucus vesiculosus* mit Epiphyten und Epizoen

Im Jahresbericht 2004 (SCHORIES et al. 2004) wurde bereits diskutiert, ob die Diversität des Aufwuchses auf *Fucus vesiculosus* als Parameter für die EU-WRRL herangezogen werden kann (Tabelle 20). Wir sind dieser Frage im Sommer 2005 gezielt nachgegangen, mussten jedoch feststellen, dass es kaum Standorte entlang der deutschen Ostseeküste gibt, an denen *Fucus* noch in größerer Wassertiefe vorkommt. Es fiel auf, dass *Fucus vesiculosus* an zahlreichen historischen Standorten rezent ausgefallen ist. Wir haben uns daher auf einen Bereich von 1,5 m Wassertiefe beschränkt.

Tabelle 20: Epiphytische Braunalgen auf *Fucus vesiculosus* in der Westlichen Ostsee (zusammengestellt nach REINKE 1889, REINBOLD 1889, NIELSEN et al. 1995 und durch eigene Untersuchungen ergänzt). Symbole: - Art nicht gefunden, **R** vereinzelt selten, + Art unregelmäßig vorkommend ++ Art regelmäßig vorkommend, häufig, ? Vorkommen unbekannt, **L** Berichte aus Literatur vor 1970

<i>Phaeophyceae (Epiphyten)</i>	<i>19. Jhdt</i>	<i>1970-1990</i>	<i>2005</i>
<i>Halorhiza vaga</i> KÜTZING	+	-	-
<i>Microspongium gelatinosum</i> REINKE	+	+	?
<i>Sphaerotrichia divaricata</i> (C. AGARDH) KYLIN	+	+	?
<i>Spongonema tomentosum</i> (HUDSON) KÜTZING	+	++	++
<i>Stilophora nodulosa</i> (C. AGARDH) P. C. SILVA	+	-	?
<i>Stilophora tenella</i> (ESPER) P. C. SILVA	+	-	+
<i>Elachista fucicola</i> (VELLEY) ARESCHOUG	++	++	++
<i>Leptonematella fasciculata</i> (REINKE) P. C. SILVA	++	+	?
<i>Spermatochnus paradoxus</i> (ROTH) KÜTZING	++	L	?
<i>Phycocelis crouanorum</i> ATHANASIADIS	R	-	?
<i>Sorocarpus micromorus</i> (REINKE) P. C. SILVA	R	-	?

Von den in Tabelle 20 erwähnten Arten wurde lediglich *Elachista fucicola* regelmäßig auf *Fucus* angetroffen, jedoch nicht in Glowe, wo *Pilayella littoralis* als einziger Epiphyt mit einer relativen Biomasse (bezogen auf *Fucus vesiculosus*-TG) von weniger als 5 % auftrat. Besonders vielfältig waren hingegen die Standorte Bookniseck und vor allem die Orther Bucht, obwohl auch hier nicht die ehemals vorhandenen Phaeophyceen als Aufwuchs gefunden wurden. Aufgrund der stark ausgeprägten Fraßspuren wiesen die *Fucus*-Thalli in Bookniseck, Waabs und Surendorf einen hohen Biomasse-Verlust auf. Dieser Fraßdruck hat sich womöglich auch auf den Aufwuchs ausgewirkt. Des Weiteren zeigte sich, dass die ältesten *Fucus*-Thalli wohl in der Orther Bucht gefunden wurden und entsprechend stärker und artenreicher bewachsen waren als die Thalli der übrigen Standorte. Der unterschiedlich starke Fraßdruck und das womöglich unterschiedliche Alter der *Fucus*-Thalli schränken somit die Möglichkeit ein, *Fucus vesiculosus* in einem Ansatz für die EU-WRRL zu benutzen.

Tabelle 21: Bewuchs von *Fucus vesiculosus* mit Epizoen und Epiphyten. Pro Standort wurden 5 Thalli aus einer Wassertiefe von 1,5 m entnommen.

	Bookniseck	Waabs	Surendorf	Lippe	Orther Bucht	Glowe
Charakteristik	Fraßspuren im unteren Bereich, 80% Blattlänge / 20% Stiel, bewachsen über den ganzen Bereich	Starke Fraßspuren, langer schmaler Stiel (40-60% der Gesamtpflanze ausmachend)	Fraßspuren im unteren Bereich, lediglich im basalen Bereich bewachsen (untere 20%)	blasenlos, < 20 cm, im unteren Bereich sporadisch mit <i>Membranipora membranacea</i> bewachsen	Sehr alte Thalli in der Bucht vorhanden, 2/3 mit Bryozoa bewachsen, basal <i>Ciona</i> und <i>Halichondria</i> , oberer Teil mit <i>Laomedea</i>	<i>Fucus</i> 20 cm hoch, 60% bewachsen
Invertebrata						
<i>Ciona intestinalis</i>					X	
<i>Mytilus edulis</i>	X	X	X		X	X
<i>Laomedea geniculata</i>				X	X	
<i>Clava multicornis</i>					X	
<i>Membranipora membranacea</i>	X	X	X	X	X	
<i>Halichondria panicea</i>					X	
<i>Spirorbis spirorbis</i>					X	
Balanidae	X	X	X		X	
<i>Alcyonidium cf. hirsutum</i>					X	
<i>Haliclystus octoradiatus</i>	X					
Makroalgen						
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	X			X		
<i>Elachista fucicola</i>	X		X	X	X	
<i>Pilayella littoralis</i>	X		X	X	X	X
<i>Ceramium virgatum</i>	X				X	
<i>Ceramium deslongchampsii</i>	X				X	
<i>Dumontia contorta</i>		X	X			
<i>Polysiphonia fucooides</i>	X		X		X	
<i>Chorda filum</i>	X	X	X		X	
<i>Cladophora cf. sericea</i>					X	
<i>Sphacelaria cf. radicans</i>						
<i>Percursaria percursa</i>					X	
<i>Desmarestia viridis</i>				X		

5.3 Untersuchung der Phytal-Gemeinschaften im Jahr 2004

5.3.1 Transekte bis zu einer Länge von einer Seemeile

Vegetationsaufnahmen entlang von ausgedehnten Transekten bis zur Grenze der die EU-WRRL einschließenden Küstengewässer sind entlang der Deutschen Ostseeküste nur bedingt aussagekräftig. Aufgrund der verschiedenen topographischen Verhältnisse entlang der Küste schwanken die maximalen Tiefen an den untersuchten Stationen an der 1 Meilen-Grenze seewärts zwischen 8 und 20 m (Abbildung 31a-e). So werden bei Beibehaltung der 1-Meilen Grenze unterschiedliche Artenspektren erfasst, an einigen Standorten nur Flachwasserarten, an wenigen anderen Standorten hingegen auch die Tiefenalgen, die für den Bewertungsansatz der EU-WRRL aussagekräftiger sind. Es erscheint daher sinnvoll zu sein, sich bei den Probenahmen von der strikten Einbehaltung der 1 Seemeilen-Grenze zu lösen und zukünftig verstärkt nach Substrattyp und Wassertiefe auszurichten.

Ein weiteres Problem bei der durchgeführten Probenahmetechnik liegt allerdings auch darin, dass die Sedimentverhältnisse über die Transekte meist nicht homogen sind und sich Sand- mit Geröllflächen unregelmäßig abwechseln. So treten nur dann vermehrt Makroalgen auf, wenn größere Gerölle vorhanden sind. Der Ausfall von Arten in bestimmten Tiefen ist daher nicht unbedingt einhergehend mit den physiologischen Verbreitungstiefen der Arten sondern mit dem Angebot an Substrat (Tabelle 22, Tabelle 23). Allgemein zeigte sich, dass ein starker Rückgang des Artenspektrums östlich der Darßer Schwelle einsetzt. Auffallend war das vollständige Fehlen von *Fucus vesiculosus* an allen Standorten in Mecklenburg-Vorpommern. Die zuvor in Tabelle 19 beschriebenen zwei Standorte von *Fucus vesiculosus* wurden bei anderen Kartierungen nach zum Teil langem Suchen mit dem Schlauchboot beprobt. Die recht geringe Gesamtartenzahl lässt sich zum einen mit dem frühen Beprobungstermin (März / April) im Jahr erklären, zum anderen dadurch, dass vorwiegend Unterwasser kartiert wurde und keine zusätzlichen quantitativen Proben wie in der anschließenden Sommerkartierung genommen wurden.

Tabelle 22: Vorkommenstiefen [m] einzelner Makrophyten-Arten entlang von Transekten, die senkrecht von der Küstenlinie bis zu 1 Seemeile beprobt wurden. Standorte in Schleswig-Holstein, Kartierung Frühjahr 2004.

Tiefe	Falshöft	Bokniseck	Strande	Lippe	Niobe	Staberhuk	Grömitz
Chlorophyceae							
<i>Bryopsis plumosa</i>	-	-	-	1-4	-	-	-
<i>Chaetomorpha linum</i>	-	-	-		4-5; 6-7	-	10-11
<i>Cladophora</i> cf. <i>sericea</i>	-	-	-	1-4	-	-	-
<i>Cladophora</i> sp.	-	6-8	-	1-2		-	4-6
<i>Monostroma grevillei</i>	-	-	-	1-10	0-2	1-4	2-5
Phaeophyceae							
<i>Desmarestia viridis</i>	-	-	-	1-5	2-4	-	3-6
<i>Fucus vesiculosus</i>	-	0-2	-	1-4	2-3		-
<i>Halosiphon tomentosus</i>	-	0-2; 6-8	6-8	1-6	0-4	1-3	4-7
<i>Laminaria saccharina</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Petalonia fascia</i>	-	-	-	1-5	-	1-5	-
<i>Pilayella littoralis</i>	2-4; 6-8	0-12; 14-16	4-8	1-10	-	2-8	2-8;10-11
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	-	-	-	-	-	-	6-8
Rhodophyceae							
<i>Antithamnion</i> sp.	-	-	-	-	-	-	8-12
<i>Callithamnion corymbosum</i>	-	-	8-10	-	-	2-8	2-12
<i>Ceramium diaphanum</i>	2-4; 6-8	0-4	-	-	-	2-4; 6-8	2-4;6-8
<i>Ceramium virgatum</i>	6-8	0-2,4-6,10-12; 16-18	8-10	-	-	-	2-8
<i>Ceramium</i> sp.	-	-	-	1-8	0-4;7-8	2-4;12-15	-
<i>Coccotylus truncatus</i>	-	-	-	1-5	-	2-10	3-7;8-11
<i>Cystoclonium purpureum</i>	-	2-4	8-10	-	-	6-8, 12-14	10-12
<i>Delesseria sanguinea</i>	6-8	-	8-10; 12-14	3-9	6-7	2-3; 6-15	4-6;9-11
<i>Dumontia contorta</i>	2-4	0-2	-	1-6	0-8	1-6	-
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	-	-	-	3-10	1-2	2-4;6-13;14-15	2-6
<i>Membranoptera alata</i>	-	-	-	-	-	6-10;11-14	4-6;9-12
<i>Phycodryis rubens</i>		14-16	-	4-7; 9-10	-	6-11;12-15	10-11
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i>	6-8	-	-	-	-	6-10; 12-14	10-12
<i>Polyides rotundus</i>	-	-	-	-	-	4-6	-
<i>Polysiphonia elongata</i>	6-8	-	-	-	-	-	-
<i>Polysiphonia fucoïdes</i>	-	0-2; 6-10; 14-16	6-10	1-6	0-4	1-14	8-12
<i>Polysiphonia stricta</i>	6-8	4-6; 16-18	-	-	-	2-4; 6-8	-
<i>Rhodomela confervoides</i>	6-8	16-18	-	-	-	6-10; 12-14	-
Magnoliophyta							
<i>Zostera marina</i>	2-4	0-7	6-8	1-6	1-2	-	2-5

Tabelle 23: Vorkommensiefen [m] einzelner Makrophyten-Arten entlang von Transekten, die senkrecht von der Küstenlinie bis zu einer Seemeile beprobt wurden. Standorte in Mecklenburg-Vorpommern. Kartierung Frühjahr 2004.

Tiefe	Boltenhagen	Meschendorf	Zingst	Glowe	Göhren	Karlshagen	Koserow
Chlorophyceae							
<i>Cladophora</i> cf. <i>sericea</i>	-	0-2; 4-8	-	2-3;6-7;8-9	1-5	-	1-6
<i>Cladophora</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monostroma grevillei</i>	2,4	0-8	-	-	4-5	-	1-5
Phaeophyceae							
<i>Desmarestia viridis</i>	4-7; 8-9	-	-	-	-	-	-
<i>Fucus vesiculosus</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Halosiphon tomentosus</i>	2-3;4-10	0-1,3-8	-	2-10	-	-	-
<i>Laminaria saccharina</i>	-	-	-	12-14	-	-	-
<i>Pilayella littoralis</i>	2-10	0-8;10-12	2-5	2-13	1-6	-	3-5
Rhodophyceae							
<i>Callithamnion corymbosum</i>	4-10	2-4;6-10	-	-	-	-	-
<i>Ceramium diaphanum</i>	0-4;8-10	0-6	-	-	0-4	-	-
<i>Ceramium virgatum</i>	0-10	0-4,8-10	-	-	1-6	-	-
<i>Ceramium</i> sp.	-	0-7	-	2-7	-	-	-
<i>Coccotylus truncatus</i>	4-6;8-10	6-9	-	5-6;8-10; 11-13	-	-	-
<i>Cystoclonium purpureum</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Delesseria sanguinea</i>	4-10	7-9	-	10-13	-	-	-
<i>Dumontia contorta</i>	1-7	0-9	-	-	-	-	-
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	-	6-9	-	2-3,4-8, 9-13	1-6	-	-
<i>Membranoptera alata</i>	3-10	-	-	-	-	-	-
<i>Phycodryis rubens</i>	7-8	-	-	-	-	-	-
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polyides rotundus</i>	8-10	-	-	-	-	-	-
<i>Polysiphonia fucoides</i>	8-10	0-1;4-6	-	2-14	4-6	-	4-6
<i>Polysiphonia stricta</i>		6-8	-	-	-	-	-
<i>Rhodomela confervoides</i>	8-10	-	-	-	-	-	-
Magnoliophyta							
<i>Zostera marina</i>	2-5		2-5		-	-	-

Delesseria sanguinea (Abbildung 31a):

Die blättrige Rotalge *Delesseria sanguinea* ist ein typischer Repräsentant der Rotalgen-Flora der westlichen Ostsee. Ihre natürliche Verbreitungsgrenze bildet die Darßer Schwelle. Westlich hiervon wurde *Delesseria* in Tiefen zwischen 3 und 15 m angetroffen. Ihr Wachstum an den flachsten Standorten war dabei an beschattete Hartsubstrate gekoppelt. Im Tiefenbereich ist sie in der Regel eine der Bestandsbildenden Formen. Östlich der Darßer Schwelle wurde *Delesseria* nur noch mit wenigen schmalblättrigen Exemplaren bei Glowe (Rügen) in Wassertiefen von 10-13 m gefunden. Sowohl *Delesseria sanguinea* als auch *Membranoptera alata* haben ihre Verbreitungsgrenzen westlich der Darßer Schwelle, während *Membranoptera* bis 11 PSU überlebensfähig ist, ist *Delesseria* noch bei 7.5 PSU zu finden (RIETEMA, 1993).

Dumontia contorta (Abbildung 31b):

Dumontia contorta ist eine typische Frühjahrsform, deren Entwicklung bereits im März beginnt. Ebenso wie *Delesseria sanguinea* ist ihre Verbreitung im Wesentlichen im Deutschen Ostseebereich auf Gebiete westlich der Darßer Schwelle begrenzt. Ihre vertikale Verbreitung erstreckt sich von der Uferlinie bis ungefähr 10 m Wassertiefe. Damit kann sie ebenso wie *Delesseria* nur zur Bewertung der Wasserkörper des Typs 3b herangezogen werden. Da keine Angaben zu den physiologischen Ansprüchen von *Dumontia* für die Ostsee vorliegen und LAKOWITZ (1929) und frühere Autoren auch keine Tiefenangaben für die Art angeben, können keine Angaben über deren Tiefenverbreitung getroffen werden.

Halosiphon tomentosus (Abbildung 31c):

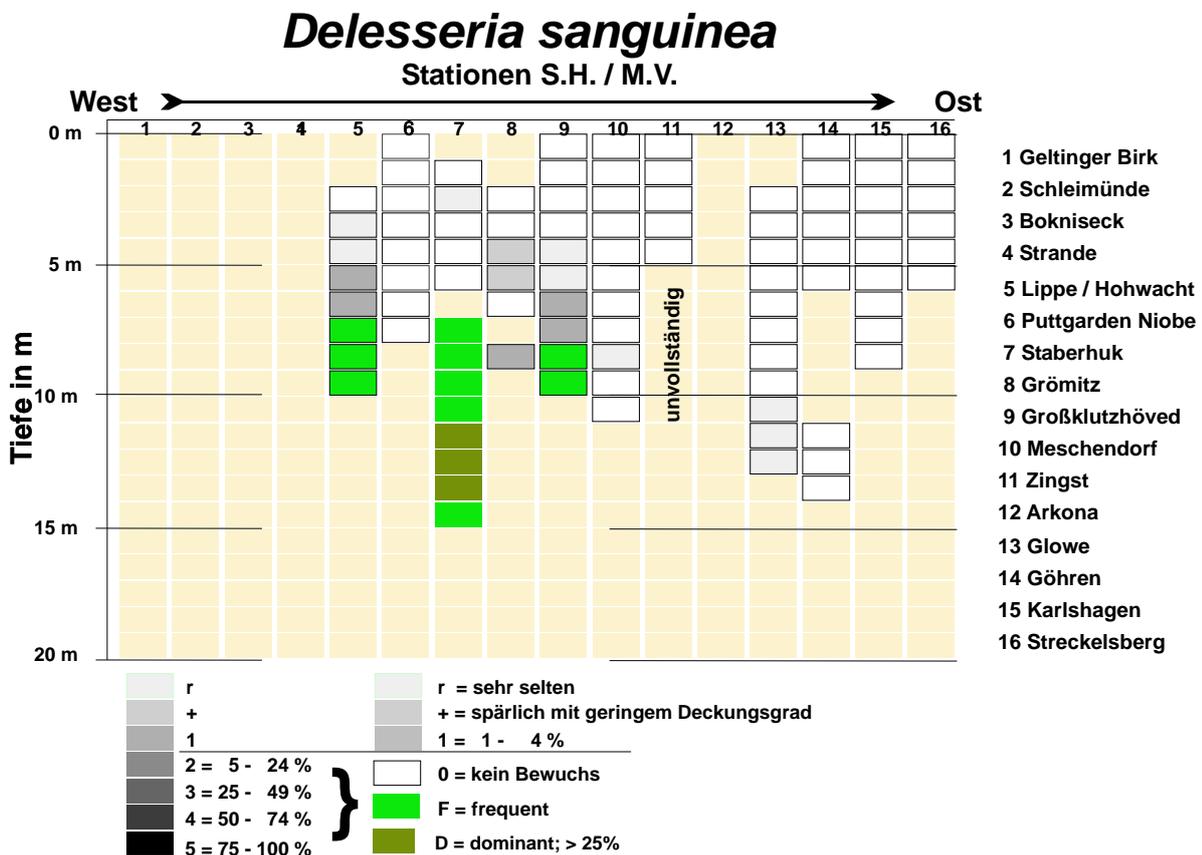
Ein rezent ähnliches Verbreitungsspektrum wie *Dumontia incrassata* weist auch *Halosiphon tomentosus* auf. Funde von *Halosiphon tomentosus* sind jedoch auch immer wieder in Gebieten mit Salinitäten um 6,5-7,0 PSU gemacht worden (HÄLLFORS & HEIKKONEN 1992).

Pilayella littoralis (Abbildung 31d):

Die fädige Braunalge *Pilayella littoralis* ist die einzige Alge, die an allen Standorten bis auf Puttgarden (kein Makroalgen-Bewuchs an dem Standort) gefunden wurde. *Pilayella* tendiert dazu am Ende des Frühjahrs (Juni) unter eutrophierten Bedingungen dichte Matten auszubilden, so dass sie einen Indikator für eine verminderte Wasserqualität darstellt. Sie ist jedoch stets eine feste Komponente der einheimischen Algenflora gewesen, von der historische Massenentwicklungen aus dem Ostseeraum allerdings nicht bekannt sind. In dem aus dem 19ten Jahrhundert stammenden Herbar-Material von REINKE wird eine Fundtiefe von 25 m angegeben, in den eigenen Proben kam *Pilayella* festwachsend noch bis in 13 m Wassertiefe vor.

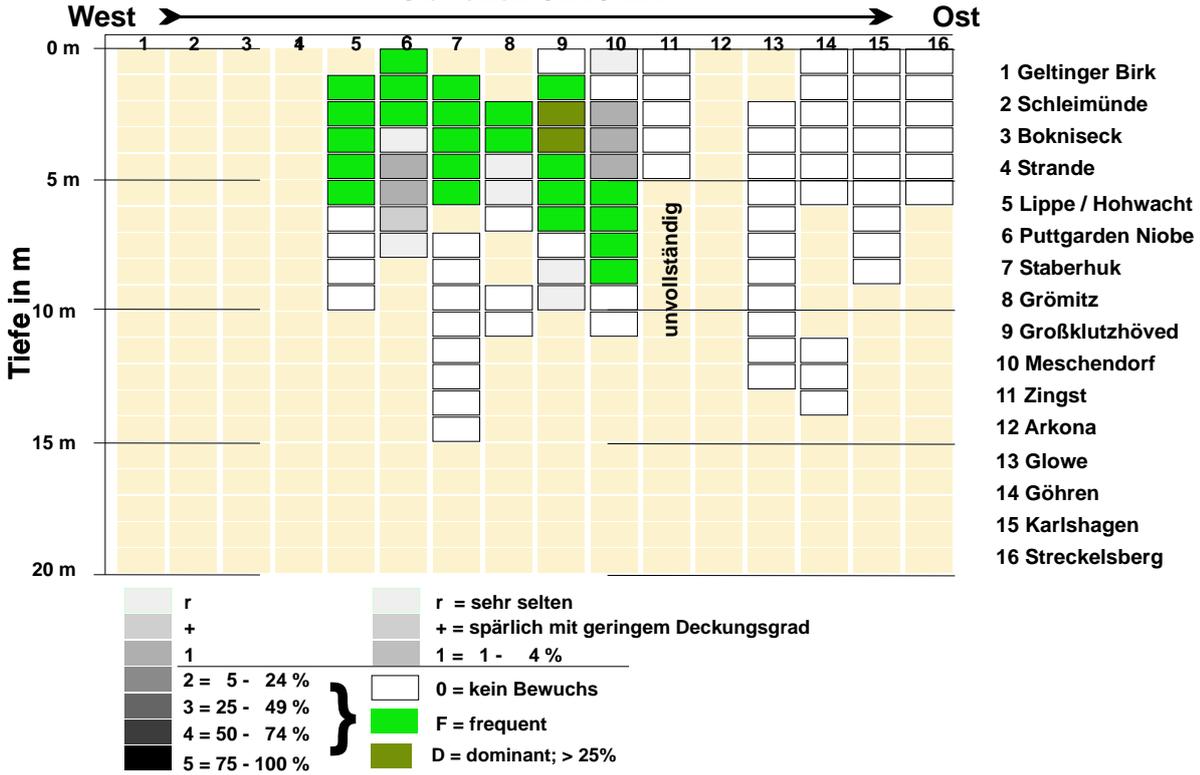
Fucus vesiculosus (Abbildung 31e):

Der Blasentang *Fucus vesiculosus* ist bereits von der SEPA (Swedish Environmental Protection Agency) als Schlüsselart für die Definition von Wasserbelastungen herangezogen worden. Die Übertragbarkeit auf die Deutschen Küstenverhältnisse gelingt jedoch nur eingeschränkt (siehe auch Kapitel 5.2.1, Seite 55). *Fucus vesiculosus* kommt an der Deutschen Küsten im Tiefenbereich nur noch sporadisch vor, so dass sich heutzutage fast nur noch differenzieren lässt, ob er an einzelnen Standorten im Bereich von 1-8 m vorhanden ist oder nicht. Abstufungen seiner Bestandsdichte und Tiefenverteilung sind vielerorts hingegen kaum möglich. Von den zwölf ausgewerteten Standorten bei der Transekt-Kartierung kam *Fucus vesiculosus* mit Einzelexemplaren nur an drei Standorten mit einer maximalen Tiefe von 3 m vor. Ein dichter Bestand wurde kein einziges Mal vorgefunden.



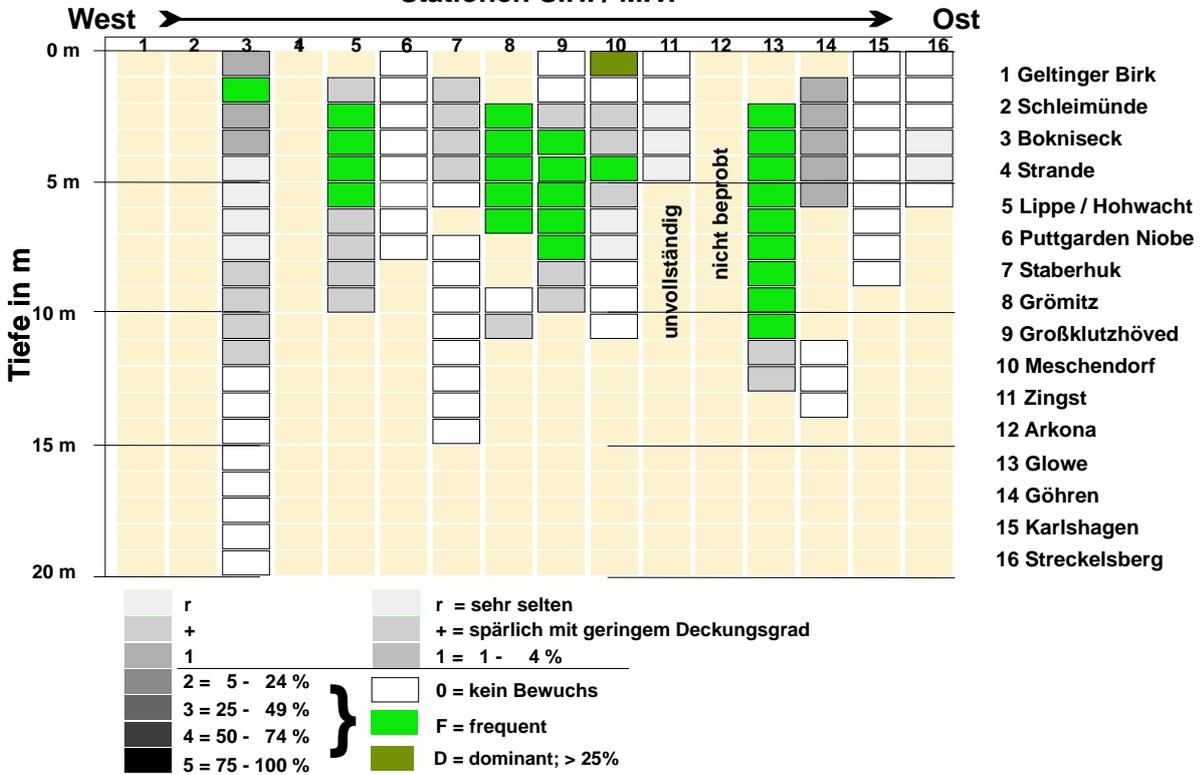
Dumontia contorta

Stationen S.H. / M.V.



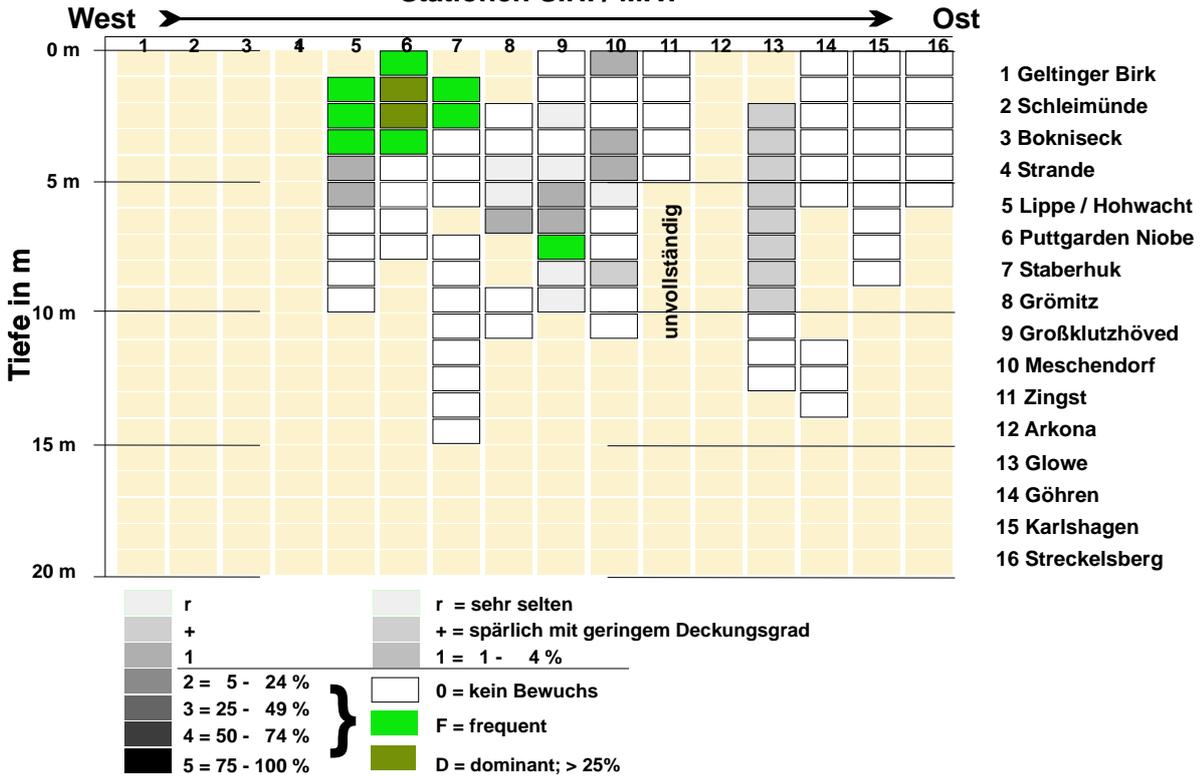
Pilayella littoralis

Stationen S.H. / M.V.



Halosiphon tomentosus

Stationen S.H. / M.V.



Fucus vesiculosus

Stationen S.H. / M.V.

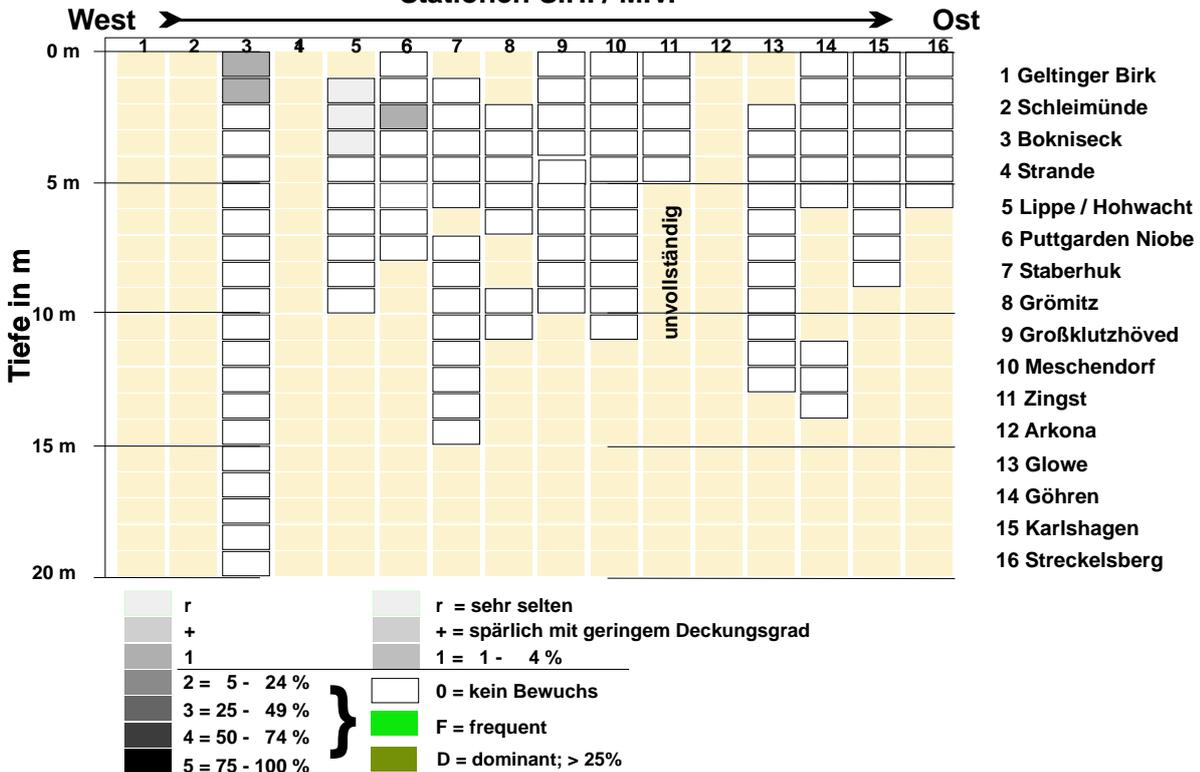


Abbildung 31 a-e: Verbreitung ausgewählter Arten der Ostsee entlang der Schleswig-Holsteinischen und Mecklenburg-Vorpommerschen Küste (a. *Delesseria sanguinea*, b. *Dumontia contorta*, c. *Pilayella littoralis*, d. *Halosiphon tomentosus*, e. *Fucus vesiculosus*) während der Kartierung im April / Mai 2004. Die Häufigkeiten wurden nach einem abgewandelten Schema nach BRAUN-BLANQUET angegeben. Die Differenzen zwischen BRAUN-BLANQUET und dem verwendeten Muster sind unterhalb jeder Graphik dargestellt. Der tiefste Untersuchungsort entlang jedem Transekte ergibt sich aus der Entfernung zur Küste (jeweils 1 Meile).

5.3.2 Probennahmen in definierten Tiefenzonen

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 2004 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 (Tabelle 24). So wies der Standort Thiessow eine Phytobenthos-Bedeckung von 26 % bei einem mittleren Hartsubstratanteil von 80 % auf, während vor der Steilküste östlich Glowe bei 6 m Wassertiefe beide Werte mit je 90 % gleichhoch 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.

Tabelle 24: Zusammenfassung der Ergebnisse zu dem Makroalgenbewuchs auf Hartsubstraten.

1. Hartsubstratanteil (Geröll, Steine, Felsen) der Beprobungsflächen (1 m²); 2. Phytobenthos-Bedeckung des Hartsubstratanteils; 3. Anteil perennialer Algen an der Phytobenthos-Bedeckung; 4. Anteil annueller Algen an Phytobenthos-Bedeckung; 5. Bedeckung der Untersuchungsflächen mit *Mytilus edulis*; 2/1 Verhältnis Phytobenthos / Hartsubstrat; 5/1 Verhältnis *Mytilus edulis* / Hartsubstrat

Standort	Tiefe [m]	1 Substrat [%]	2 Phytobenthos [%]	3 Perenniale Algen [%]	4 Annuelle Algen [%]	5 <i>Mytilus edulis</i> [%]	2 / 1	5 / 1
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	63	0,12	1,24
Lippe	5	60	18	(-)	100	-	0,30	-
Glowe	13	25	32	12	88	72	1,28	2,88
Walkyriengrund	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	-

Im Folgenden werden die Untersuchungsgebiete einzeln beschrieben:

5.3.2.1 Surendorf (N 54° 29' 269; O 10° 06' 087)

Die Beprobung des Standortes Surendorf fand in 10 m Wassertiefe in großer Entfernung zu den gesprengten ehemaligen Bunkeranlagen statt, so dass wirklich nur auf natürlichen Restsedimenten kartiert worden ist, die aus Gesteinen von 20-30 cm sowie bis 1 m Länge bestanden. Es wurde 51 % Bewuchs bei 47 % Hartsubstrat festgestellt. Damit ist Surendorf der einzige Standort bei dem eine verhältnismäßig höhere Algenbedeckung als Substratverfügbarkeit vorhanden ist. Als dominante Art wurde *Delesseria sanguinea* gefolgt von *Phycodrys rubens* sowie *Coccotylus truncatus* und *Cystoclonium purpureum* angetroffen. *Phyllophora pseudoceranoides* als auch *Polyides rotundus* wurden regelmäßig angetroffen, hingegen fehlten *Ceramium* spp. und *Polysiphonia* spp. vollständig.

5.3.2.2 Lippe (N 54° 21' 178; O 10° 39' 724)

Es wurde 18 % Bewuchs bei 60 % Substratverfügbarkeit ermittelt. Die Findlinge lagen im Größenbereich von 25-70 cm Kantenlänge. *Mytilus edulis* wurde auf den Flächen nicht angetroffen. In der untersuchten Tiefenstufe wurden im Vergleich zur Frühjahrskartierung wesentlich weniger Arten angetroffen. *Chaetomorpha melagonium* wurde nur in einer Teilprobe gefunden. *Coccotylus truncatus* als auch *Ahnfeltia plicata* kamen vereinzelt vor, während *Polysiphonia* spp. regelmäßig und häufig vorhanden war.

5.3.2.3 Walkyriengrund (N 54° 06' 913; O 11° 02' 000)

Der Standort Walkyriengrund in der Lübecker Bucht liegt außerhalb der 1 Meilen Zone und somit außerhalb der bisher in der WRRL zu betrachtenden Gebiete. Dort wo die maximalen Hartsubstratdichten (37 % Bedeckung) angetroffen wurden, lag die Makrophytenbedeckung bei 28 % (13 m Wassertiefe). Der Sedimentboden war vorwiegend mit leeren Miesmuschelschalen sowie zahlreichen sehr kleinen Steinen versehen. Lebende Miesmuscheln machten einen durchschnittlichen Anteil von 40 % auf den Untersuchungsflächen aus. Vereinzelt wurde bei 13 m Wassertiefe *Chaetomorpha melagonium* und *Desmarestia viridis* angetroffen. *Laminaria saccharina* war in der Tiefe (9-16 m) weiträumig verbreitet, dominiert wurde die Vegetation jedoch von *Polysiphonia fucoides*. *Callithamnion byssoides*, *Coccotylus truncatus* und *Phycodrys rubens* kamen in geringer Dichte vor. Auffallend war das Fehlen von *Delesseria sanguinea*, die bei dem vorhandenen Salzgehalt vergesellschaftet mit *Phycodrys* zu erwarten gewesen wäre.



Abbildung 32: Der Zuckertang *Laminaria saccharina* am Standort Walkyriengrund, Lübecker Bucht, 15 m Wassertiefe.

5.3.2.4 Staberhuk (N 54° 25' 074; O 11° 20' 653 innere Station)

Auf Fehmarn wurde der Standort Staberhuk in den Tiefenstufen 7 m und 14 m beprobt. Der flachere Standort wies lediglich eine Bedeckung von 6 % bei 51 % besiedelbarer Fläche auf. Vorwiegend waren die Gerölle in dieser Tiefe von Miesmuscheln überwachsen (62,5 %). Als Substrat dienten vor allem Gerölle der Größenklasse 20-30 cm Durchmesser. Bei dem insgesamt schwachen Bewuchs in 7 m Tiefe dominierten *Polysiphonia fucoides*, *P. stricta* sowie *Ceramium* spp.. *Polyides rotundus* als auch *Dumontia contorta* wurden jeweils nur in einer Teilprobe angetroffen. Die noch im Frühjahr häufigen Arten *Monostroma grevillei*, *Halosiphon tomentosus* sowie *Pilayella littoralis* wurden nicht mehr angetroffen. Im Tiefenbereich bei 14 m wandelt sich das Bild an diesem Standort. Die Bedeckungsgrade der Algenvegetation steigen auf 59 % bei 85 % Substratverfügbarkeit an. *Mytilus edulis* kam in der Tiefe praktisch nicht mehr vor. Im Tiefenbereich zeigte sich eine typische Blattbusch-Rotalgenvegetation, die von *Phycodryis rubens* und *Delesseria sanguinea* dominiert wurden, während *Membranoptera alata* in wesentlich geringeren Dichten vorkam. *Phyllophora pseudoceranoides*, *Coccotylus truncatus* und *Ceramium virgatum* waren vereinzelt noch vertreten.

5.3.2.5 Meschendorf (N 54° 07' 783; O 11° 38' 638); (N 54° 08' 133; O 11° 38' 197)

In Meschendorf wurden in einer Wassertiefe von 6 m lediglich 6 % Vegetation bei einer Substratverfügbarkeit von 57 % gefunden. Die Gerölle wiesen eine Größe zwischen 0,2 –1,0 m auf. Der Miesmuschelaufwuchs betrug 66 %. Obwohl der Bewuchs an Makrophyten im Vergleich zu den vorherigen Gebieten deutlich geringer war, wurden in Meschendorf wohl aufgrund des höheren Salzgehaltes mehr Arten angetroffen. Von denen ist allerdings keine mit einer höheren Bedeckung als 5 % pro Unterfläche kartiert worden. An annualen und perennialen Pflanzen kamen unter den Phaeophyceen *Desmarestia viridis* und *Pilayella littoralis* vor, sowie unter den Rhodophyceen *Callithamnion corymbosum*, *Ceramium virgatum*, *Ceramium* spp., *Coccotylus truncatus*, *Cystoclonium purpureum*, *Dumontia contorta* sowie *Furcellaria lumbricalis*. Im gleichen Tiefenbereich wurden im Frühjahr zudem *Polysiphonia fucoides* und *P. stricta* sowie *Phyllophora pseudoceranoides*, *Coccotylus truncatus* und *Polyides rotundus* angetroffen. Im flacheren Bereich kamen die Grünalgen *Monostroma grevillei* (0-2 m) und *Cladophora* cf. *sericea* (0-8 m) hinzu.

5.3.2.6 Glowe (N 54° 34' 762; O 13° 32' 174); (N 54° 34' 925; O 13° 32' 165)

In Glowe wurde der Aufwuchs auf Hartsubstraten in zwei Tiefenbereichen (6 m; 13 m) kartiert. Während im flacheren Bereich ein Verhältnis von 90/90 für den prozentualen Anteil an Vegetation, bezogen auf den Anteil an Hartsubstrat, ermittelt wurde, war dieses Verhältnis im tieferen Bereich bei 13 m 25/32. Die Miesmuscheldichte lag bei 81 % (6 m) bzw. 72 % (13 m). Im flacheren Bereich wurde der Makrophytenaufwuchs von den annualen Arten *Polysiphonia fucoides* und *Ceramium* spp. dominiert, in geringerer Dichte waren die perennialen Arten *Furcellaria lumbricalis*, *Coccotylus truncatus* und *Polyides rotundus* vorhanden. Im tieferen Bereich dominierte ebenfalls *Ceramium* spp., als perenniale Arten kamen *Phyllophora pseudoceranoides* und *Polyides rotundus* vor. Auffällig im tieferen Bereich war das regelmäßige Vorkommen von purpurfarbenen Bakterien auf dem Sediment und als Überzug auf den Makrophyten. *Laminaria saccharina* wurde regelmäßig außerhalb der Planquadrate angetroffen, vereinzelt ebenfalls *Delesseria sanguinea*. Während der Frühjahrskartierung wurden zudem *Halosiphon tomentosus*, *Pilayella littoralis* sowie *Cladophora* cf. *sericea* angetroffen. Sowohl der tiefere als auch der flachere Bereich wurde von großen Findlingen als Aufwuchsmöglichkeit dominiert.

5.3.2.7 Thiessow (N 54° 16' 474; O 13° 43' 568)

Die Makroalgen-Bedeckung am Standort Thiessow betrug auf den Hartsubstraten durchschnittlich 26 %. Im Mittel verfügten die ausgewählten Flächen über 80 % Besiedlungsfläche. Die Miesmuschel *Mytilus edulis* war auf 36 % der Flächen vorhanden. Als einzige Makroalgen-Art auf den Untersuchungsflächen wurde *Ceramium* spp. identifiziert. Der Standort Thiessow wurde allerdings in dem Tiefenbereich um 4 m fast ausschließlich von Hartsubstraten dominiert, während

in den flacheren Bereichen ausgedehnte Seegraswiesen (*Zostera marina* gemischt mit *Potamogeton pectinatus*) zu finden waren. Findlinge über 1 m² Durchmesser kamen zusammen mit Kieseln < 5 cm Kantenlänge vor. Im Frühjahr wurden nahe Göhren zudem noch *Monostroma grevillei*, *Cladophora* cf. *sericea*, *Pilayella littoralis*, *Ceramium virgatum* und *Polyides rotundus* im Tiefenbereich von 0-4 m kartiert.

5.4 Untersuchungen der Phytal-Gemeinschaften unter besonderer Berücksichtigung der Miesmuschel *Mytilus edulis* (2005)

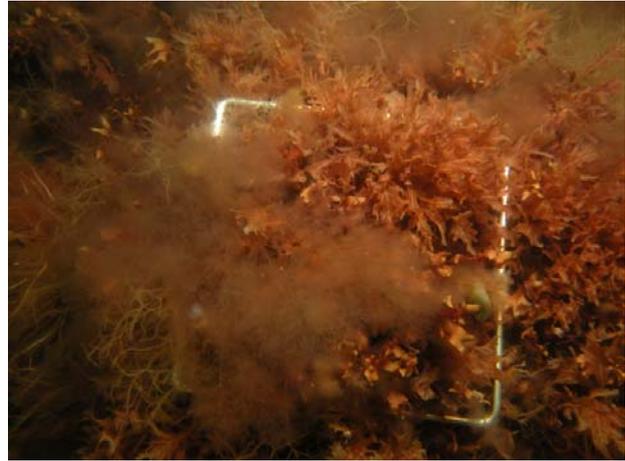
Die Vegetationsaufnahmen wurden an insgesamt sieben Standorten in einem Tiefenbereich von 5 bis 6 m durchgeführt. Grün- und Braunalgen waren auf den Geröllen kaum vertreten. An keinem Standort betrug die Biomasse der Chlorophyceen auf den Geröllen mehr als 1 %, die der Phaeophyceen war mit maximal 4 % (Grömitz) nur unwesentlich höher. Dabei konnten aber beide Gruppen auf den freien Sandflächen und kleineren Steinen durchaus in höherer Biomasse vorkommen. Die Besiedlung der Gerölle zeigte deutliche Unterschiede was die Artenzusammensetzung von Rotalgen betraf (Abbildung 33), die nicht nur auf den verminderten Salzgehalt sondern vor allem auf das Vorkommen von *Mytilus edulis* zurückzuführen sind.

Die Standorte Surendorf und Lippe ähnelten sich in ihrem Bewuchs stark, obwohl das Substrat des ersten Standortes anthropogen (Bunkerreste einer ehemaligen Torpedoanlage) war, während bei Lippe ausschließlich glaziale Restsedimente vorlagen. Beide Standorte waren nahezu frei von Bewuchs mit Miesmuscheln. Dadurch konnte sich eine reichhaltige Blattbusch-Algenflora (Surendorf: 97±3% aller Arten, Lippe: 68±16%) ausbilden, die vor allem von *Delesseria sanguinea*, *Phycodrys rubens* sowie *Coccotylus truncatus* und/oder *Phyllophora pseudoceranoides* dominiert wurden.

Alle weiteren beprobten Standorte wurde durch hohe Biomassen von *Mytilus edulis* geprägt. Betrug diese in Grömitz nur 37±15 %, was vor allem auf das fleckenhafte Vorkommen von *Mytilus* auf den Sedimenten zurückgeführt werden kann, so überstieg deren Biomasse an den Standorten Großklützhöved, Meschendorf und Glowe 85 %. Blattbuschalgen wurden folglich in Großklützhöved und Meschendorf nicht mehr gefunden, obwohl sie von der Salinität her dort noch vorkommen könnten. An dem noch weiter östlich gelegenen künstlichen Riff in Nienhagen lässt sich in einer Wassertiefe von 10 m eine ähnliche Artenzusammensetzung wie in Surendorf und Lippe finden. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass die Salinität bis in diesen Bereich für die Ausbildung einer Vegetation aus Blattbuschalgen ausreichend ist. Das Riff in Nienhagen wurde deshalb nicht in das Beprobungsschema integriert, da keine Hartsubstrate in dem geforderten Tiefenbereich von 5-6 m vorhanden waren.



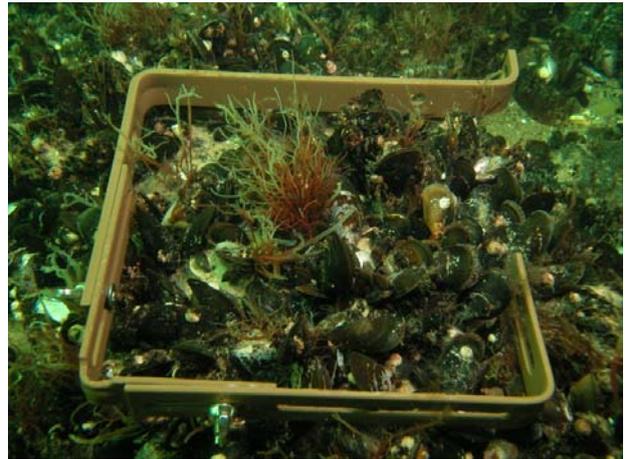
Surendorf



Lippe



Großklützhöved



Meschendorf



Glowe



Thiessow

Abbildung 33: Unterschiedliche Besiedlung von glazialen Restsedimenten entlang der Deutschen Ostseeküste. Bei Abwesenheit von *Mytilus edulis* dominieren in 5 bis 6 m Wassertiefe in der Westlichen Ostsee Blattbuschalgien wie *Delesseria sanguinea* und *Phycodrys rubens* (Lippe) während im östlichen Teil *Furcellaria lumbricalis* dichte Bestände ausbildet (Thiessow). Zwischen diesen sind häufig junge Miesmuscheln vorhanden.

Mit dem Auftreten von *Mytilus edulis* dominierten vor allem annuelle Rotalgen (*Polysiphonia spp.*, *Ceramium spp.*) den Bewuchs auf den Geröllen beziehungsweise auf den Schalen der Muscheln. Lokal könnte noch *Dumontia contorta* von Bedeutung sein, doch war sie zur Zeit der Probennahme schon am Ende ihrer Vegetationsperiode. Insgesamt erwies sich die Algenflora bei Anwesenheit von Miesmuscheln als wesentlich artenärmer als auf vergleichbaren Geröllen mit nur geringer *Mytilus*-Biomasse.

Getrennt von den übrigen Standorten müssen Glowe und Thiessow betrachtet werden, da hier der Salzgehalt für *Delesseria* und *Phycodrys* zu gering ist. Typischerweise dominiert daher *Furcellaria lumbricalis* die stark verarmte Algenflora (Thiessow) – allerdings nur dann, wenn sie nicht mit *Mytilus* in Raumkonkurrenz tritt.

Bereits in den Untersuchungen aus dem Jahr 2004 (Kapitel 5.3, Seite 59) zeigte sich, dass ein auf Hartsubstrate basierender Klassifizierungsansatz bei Anwesenheit oder Dominanz von *Mytilus edulis* schwer zu interpretieren ist. Hier wird es wichtig sein, die Algen-Sukzession auf den Hartsubstraten über mehrere Jahre hinweg zu verfolgen und den Larvenfall von *Mytilus* sowie die Verteilung der Schalenlängen zu dokumentieren (Kapitel 8, Seite 142). Nur so lassen sich Aussagen treffen, wie sich die Bestände langfristig entwickeln. So wurden beispielsweise in Großklützhöved und Meschendorf Miesmuschel-Gemeinschaften gefunden, die sich über mehrere Größenklassen erstrecken und als etabliert zu betrachten sind (Abbildung 34, Abbildung 35). In Thiessow und Glowe wiederum war *Mytilus* durch den Salzgehalt bedingt wesentlich kleiner. Der Bewuchs der beiden Standorte unterschied sich deutlich voneinander, obwohl beide eine ähnlich hohe Biomasse von *Mytilus* aufwiesen (Glowe: 507 ± 288 g TG m⁻²; Thiessow: 553 ± 496 g TG m⁻²). Wir interpretieren diesen Unterschied so, dass in Thiessow *Mytilus* vor allem auf und zwischen einem etablierten *Furcellaria*-Bestand wächst, während sie in Glowe direkt das Hartsubstrat als Besiedlungsfläche nutzt und so *Furcellaria* keinen Raum mehr für ihre Etablierung lässt.

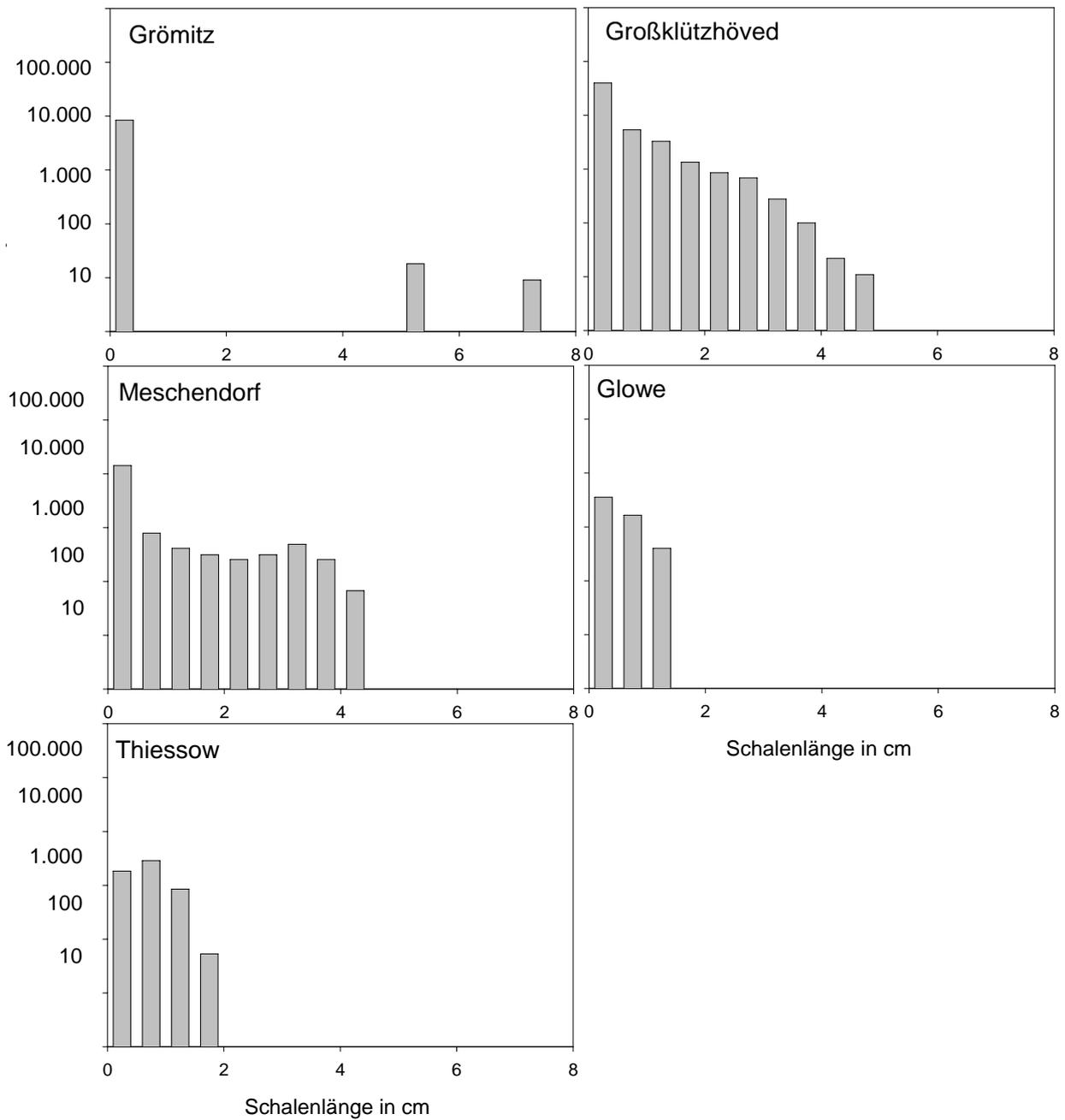


Abbildung 34: Mittlere Abundanz je m² der Miesmuschel *Mytilus edulis* in Abhängigkeit der Schalenlänge auf glazialen Restsedimenten (n=5, y-Achse logarithmiert).

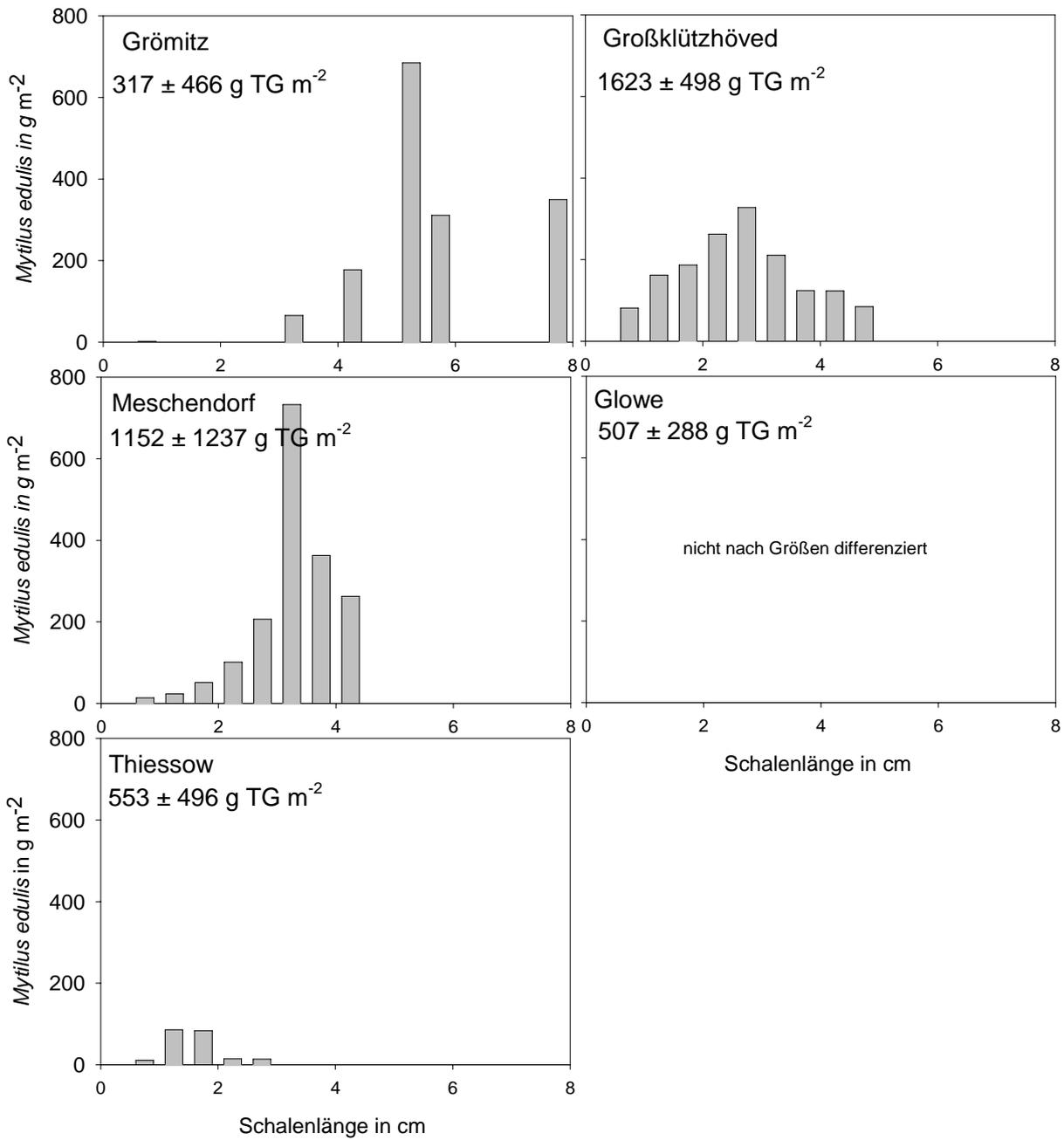


Abbildung 35: Mittleres Trockengewicht je m² der Miesmuschel *Mytilus edulis* in Abhängigkeit der Schalenlänge auf glazialen Restsedimenten (n=5, y-Achse logarithmiert).

6 Historische Veränderungen & Stand der Forschung



Abbildung 36: *Zostera marina* Fischerei in der Schlei um die Jahrhundertwende (Photo: Stadtarchiv Kappeln). Das Material wurde zum Füllen von Matratzen und zur Hausisolierung benutzt (OSTENFELD 1908).

Im Folgenden werden zunächst die angenommenen und die historisch belegten Veränderungen zur Bestandsentwicklung von *Zostera marina*, dem Blasenentang *Fucus vesiculosus* sowie den Phytalgemeinschaften im Allgemeinen dargestellt und anhand des derzeitigen Forschungsstandes sowie der eigenen Ergebnisse diskutiert.

6.1 *Zostera marina*

Es ist davon auszugehen, dass Veränderungen in der Tiefenverteilung von *Zostera marina* auf Eutrophierung zurückzuführen sind. 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 Jahrzehnten durchgeführt (DENNISON 1985, 1987, DENNISON & ALBERTE 1985, PEDERSEN & KRAUSE-JENSEN 1996, KRAUSE-JENSEN *et al.* 2000, 2003, BIBER *et al. in review*), so dass für zahlreiche Gewässer kritische Tiefengrenzen hergeleitet werden konnten.

Allerdings wurde historisch nicht für die gesamte Ostsee ein Rückgang der Bestände gemeldet. So konnten [BOSTROEM et al. \(2002\)](#) 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 17 m gelegen haben sollen (Tabelle 25). Ob die Maximalangaben auch noch für den Zeitraum nach dem Ausbruch der „Seegrass-Krankheit“ (*Labyrinthula zosterae* [[MUEHLSTEIN 1989](#), [MUEHLSTEIN et al. 1991](#)]) in den 1930er Jahren bestand hatten, 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.

Tabelle 25: Historische Vorkommensgrenzen ausgewählter Arten bis Ende der 1960er Jahre im Vergleich zu dem sich anschließenden Zeitraum

Wassertiefe	Historische Angaben (bis Ende 1960)	Angaben ab 1970	Quelle
Allgemeine Algenuntergrenze	20 m (andere Daten unzuverlässig oder falsch)	20 m	SCHWENKE 1964, 1965, 1969 , BREUER 1989 , diese Untersuchung
<i>Fucus vesiculosus</i> (untere Verbreitungsgrenze)	10 m	2-3,25 m; 3,8 m*	SCHWENKE 1964, 1965, 1969 , VOGT & SCHRAMM 1991 , FÜRHAUPTER 2003 , diese Untersuchung*
<i>Zostera marina</i> (geschlossene Bestände)	8-10 m, vereinzelt bis 17 m	6 m	REINKE 1889 ; FELDNER 1977 , GRÜNDEL 1975 , BREUER 1989 ; diese Untersuchung
Rotalgen-Obergrenze		1-2 m	BREUER, 1989 , diese Untersuchung
<i>Laminaria saccharina</i> Obergrenze	4 m	3,5 m	SCHWENKE 1964, 1965, 1969 diese Untersuchung

In den 1930er Jahren trat die so genannte Wasting-Disease auf und vernichtete große Bestände von *Zostera marina* und *Zostera noltii*. Laut [DEN HARTOG \(1970\)](#) verbreitete sich die Krankheit von Nordamerika ausgehend, über den Atlantik in nordöstlicher Richtung fortschreitend, an der europäischen Küste. Die Wiederbesiedlung in den folgenden Jahrzehnten erfolgte nur langsam, da zum einen der Pool der verfügbaren Pflanzen stark geschrumpft war und zum anderen durch die fehlende Substratstabilisierung das organische Material ausgeschwemmt wurde und die Voraussetzungen für eine Besiedlung durch *Zostera marina* nicht mehr gegeben waren. Die Reetablierung verlief v.a. über ein seitliches vegetatives Wachstum der noch vorhandenen Bestände - ein Vorgang, der eine lange Zeitspanne in Anspruch nimmt. [DEN HARTOG \(1970\)](#) spricht davon, dass noch 25 Jahre später erst ein Teil der Flächen vom Gemeinen Seegrass zurückerobert worden war. Demgegenüber gelang es *Zostera noltii* große Flächen seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes wieder zu besiedeln.

Als Auslöser der Wasting Disease gelten *Labyrinthula zosterae* und andere Mikroorganismen, die zwar stets im Wasser vorhanden sind, aber erst unter Stressbedingungen, z.B. bei erhöhter

Wassertemperatur, zur Schädigung von *Zostera marina* führen (DEN HARTOG 1989; MUEHLSTEIN, 1989; SHORT *et al.* 1986). So ist bekannt, dass im Dänischen Teil der Ostsee in den 30er Jahren massive Verluste der Seegras-Bestände auftraten, diese jedoch in den brackerigeren Gebieten nicht verzeichnet wurden (BOSTRÖM *et al.* 2003). Die historischen Verluste an Seegräsern im deutschen Bereich der Ostsee lassen sich anhand der vorliegenden Literatur nicht eindeutig belegen. SCHWENKE (1969; Seite 85) erwähnt zwar den Verlust an Seegräsern in der Kieler Bucht aufgrund der Seegras-Krankheit, belegt diesen jedoch nicht anhand von Daten:

„Allerdings wird man bei den heutigen Seegras-Gemeinschaften berücksichtigen müssen, dass sie sich in ihrem heutigen Zustand nicht unbedingt im ökologischen Gleichgewicht befinden. Es ist nämlich die Frage, ob man die Regeneration der Zostera-Bestände nach ihrer vollständigen Vernichtung durch die Seegras-Krankheit in den dreißiger Jahren schon als abgeschlossen ansehen darf.“

Unabhängig von dem möglichen historischen Rückgang des Seegrases muss heute davon ausgegangen werden auszugehen, dass die untere Verbreitungsgrenze von *Zostera* vor allem durch das Licht bestimmt wird, auch wenn andere Faktoren wie Substratbeschaffenheit die Verbreitung mit beeinflussen. Rezent haben wir *Zostera marina* entlang der Deutschen Ostseeküste allgemein bis in 6 m Wassertiefe in geschlossenen Beständen gefunden, bei Bookniseck (Eckernförder Bucht) sogar bis 7 m. Nach der Landesverordnung von Schleswig-Holstein über die Ausübung der Fischerei in den Küstengewässern (§ 13) darf keine Schleppnetzfisherei innerhalb der 3 Seemeilen-Zone stattfinden bzw. in Gebieten flacher als 20 m. Dadurch ist bei konsequenter Einhaltung der Verordnung gewährleistet, dass die natürliche Tiefengrenze von *Zostera marina* nicht durch die Fischerei zerstört wird. Beobachtungen anderer Forschungsgruppen (pers. comm. Th. MEIER, MARILIM) deuten jedoch an, dass die Grundsleppnetz-Fischerei illegal auch in flacheren Bereichen stattfindet, so dass dadurch womöglich die Tiefenausbreitung erschwert oder unterbunden wird.

6.1.1 Strukturparameter

Die Strukturparameter charakterisieren einen *Zostera*-Bestand und spiegeln Unterschiede zwischen den Beständen wider. Im Folgenden sollen die Strukturparameter der untersuchten Seegrasbestände miteinander und mit Ergebnissen aus *Zostera*-Untersuchungen anderer Autoren verglichen werden.

6.1.1.1 Sprossdichte

Die mittleren Sprossdichten, die in der Literatur für Untersuchungen von *Zostera*-Standorten angegeben werden, bewegen sich zwischen 278 und mehr als 2500 Sprossen m⁻² (Tabelle 26).

Anhand dieser Daten wird deutlich, dass große Unterschiede in den Bestandsdichten möglich sind. WIUM-ANDERSEN & BORUM (1984) zeigten, dass die Sprossdichten eines Bestandes innerhalb von zwei Jahren stark variieren können, der LAI hingegen nahezu unverändert bleiben kann. Als Ursache für diese starken Unterschiede geben sie Eisgang im ersten Jahr an der Untersuchung an. Bei MIDDELBOE et al. (2003) und BADEN & BOSTRÖM (2001) sind hingegen die gefundenen Unterschiede auf die unterschiedlichen Untersuchungstiefen zurückzuführen. MIDDELBOE et al. (2003) zeigten, dass die Variabilität der Sprossdichte besonders an tiefen, Lichtlimitierten sowie an flachen, stark exponierten Standorten besonders hoch ist. Im Jahr 1974 bearbeiteten FELDNER (1976) und GRÜNDEL (1975) zwei Standorte am Südufer der Eckernförder Bucht (Kieler Bucht), die ungefähr 8 Kilometer auseinander lagen. Die Autoren ermittelten Unterschiede in der Sprossdichte von bis zu 400 % (Tabelle 26). Hieran zeigt sich, dass Seegrasbestände bereits kleinräumig große Unterschiede in der Sprossdichte aufweisen können.

Für einen Vergleich mit den Sprossdichten der eigenen Erhebungen ziehen wir im Folgenden nur jene Daten aus der Literatur heran, die Untersuchungstiefen von mindestens 1 m widerspiegeln. Die Sprossdichten lagen bei diesen Untersuchungen zwischen 50 und 850 Sprossen m^{-2} und somit in der gleichen Spannbreite wie die der eigenen Erhebungen (76 bis 960 Sprossen m^{-2}). Geringere Dichten als 300 Sprossen m^{-2} wurden vor allem für Tiefen von mehr als 4 m angegeben (Tabelle 26) und bestätigen damit die geringen Sprossdichten in Gelting, Maasholm und Zingst in den eigenen Untersuchungen. Die von BOBSIEN & MUNKES (2004) ermittelten geringen Sprossdichten für den Greifswalder Bodden wurden von den Autoren auf die hohe Nährstoffbelastung im Untersuchungsgebiet zurückgeführt. Auch SHORT et al. (1995) und BOYNTON et al. (1996) zeigten, dass die Sprossdichte bei exzessiver Nährstoffkonzentration in der Wassersäule abnimmt.

Eine Abnahme der Sprossdichte mit abnehmender Lichtverfügbarkeit, wie dies von BACKMAN & BARILOTTI (1976) und SHORT et al. (1995) ermittelt wurde, konnte anhand der eigenen Daten nicht festgestellt werden, stand aber auch nicht im Vordergrund der Untersuchungen.

Die von PREUB (1911) ermittelte umgekehrte Korrelation zwischen Sprossdichte und Exposition könnte die hohe Bestandsdichte am gering exponierten Standort Glowe erklären. Allerdings sind Holnis und Orth ebenfalls Standorte mit geringer Exposition, haben jedoch keine außergewöhnlich hohe Sprossdichte. Es zeigt sich, dass die Exposition allein keine ausreichende Erklärung für Unterschiede in der Bestandsdichte bietet.

Die Untersuchungen am Standort Zingst ergaben eine signifikant höhere Sprossdichte im September, im Gegensatz zu Juli, August und Oktober. Nach BADEN & BOSTRÖM (2001) und BOBSIEN & MUNKES (2004) wird die maximale Sprossdichte im August erreicht. Auch GRÜNDEL (1975) ermittelte die maximale Sprossdichte bei seinen Untersuchungen einer Seegraswiese vor Surendorf für Anfang August, während die jeweils benachbarten Zeiträume bis zu 140 Pflanzen m^{-2}

weniger aufwiesen. Hieraus zeigt sich, dass eine über mehrere Sommermonate laufende Untersuchung zu den Strukturparametern zu Daten führt, die nicht direkt verglichen werden können. Im Monitoring wird daher darauf zu achten sein, ein zeitlich sehr enges Fenster einzuhalten, wenn mit Strukturparametern gearbeitet wird.

Tabelle 26: Sprossdichten in unterschiedlichen *Zostera marina*-Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren. * Mittelwert; ** Minimum und Maximum; *** mittlere Sprossdichten in den optisch dichtesten Seegrasflecken; SZ Sprosszahl

Autor	Ort	Tiefe [m]	SZ [m ⁻²]
WIUM-ANDERSEN & BORUM (1984)	Oresund (1978)	0,8	1400*
WIUM-ANDERSEN & BORUM (1984)	Oresund (1979)	0,8	> 2500 *
MIDDELBOE et al. (2003)	Oresund	0...2,5	851 *
MIDDELBOE et al. (2003)	Oresund	2,5...4,0	556*
MIDDELBOE et al. (2003)	Oresund	>4,0	278*
BOSTRÖM et al. (2002)	SW-Küste Finnlands	4,0	115-170***
BADEN & BOSTRÖM (2001)	schwedische Westküste	0,7	1000-2000 **
BADEN & BOSTRÖM (2001)	schwedische Westküste	2,0	500-700 **
BOSTRÖM & BONSDORFF (1997)	SW-Küste Finnlands	3,0...5,0	50-500 **
BOBSIEN & MUNKES (2004)	Greifswalder Bodden	2,3...3,4	90-150**
GRÜNDEL (1975)	Surendorf	3,0...7,0	468*
FELDNER (1976)	Eckernförder Bucht		1638*
eigene Untersuchungen	deutsche Ostseeküste	1,3...4,6	76-960***

6.1.1.2 Fertile Pflanzen

Bei verschiedenen Untersuchungen aus Dänemark und der Kieler Bucht waren stets nur relativ wenige Pflanzen fertil (Tabelle 27).

Tabelle 27: Anzahl fertiler Pflanzen in unterschiedlichen *Zostera marina*-Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren. Fertile Sprosszahl (FSZ) in Seegrasbestände

Autor	Ort	Tiefe [m]	FSZ [m ⁻²]
OLESEN (1999)	Limfjorden (Mai 1990)		79
OLESEN (1999)	Limfjorden (Juni 1991)		68
FELDNER (1976)	Eckernförder Bucht		86
REUSCH (1994)	Kieler Bucht	1,8...2,0	0
WALLENTINUS(1979)	Askö	2,0...6,0	0
eigene Untersuchungen	deutsche Ostseeküste	1,3...4,6	0-49

OLESEN (1999) ermittelte die höchste Anzahl fertiler Pflanzen für die Monate Mai bzw. Juni, woraus man schließen könnte, dass die übrigen Untersuchungen zu spät im Jahr stattfanden, um das Maximum in der fertilen Sprossdichte zu erfassen. Andererseits ist es auch denkbar, dass die fertilen Pflanzen nicht innerhalb der dichtesten Vorkommen zu finden sind. Außerhalb der dichtesten Vorkommen fanden jedoch keine Probennahmen von uns statt.

[BADEN & BOSTRÖM \(2001\)](#) zeigten bei ihren Untersuchungen an der schwedischen Küste und in der Kieler Bucht, dass sich *Zostera*-Pflanzen, die in Bezug auf Salinität, Temperatur, Gezeiten und Wellenexposition wenig Stress ausgesetzt sind, hauptsächlich vegetativ fortpflanzen. Sie stellten fest, dass die Verbreitung über Samen vor allem an Standorten mit extremen Bedingungen stattfindet. [DEN HARTOG \(1994\)](#) führte als Beispiel Bestände an, die durch Frost oder Erosion im Winter nahezu vollständig zerstört werden und sich aus Samen regenerieren müssen. Im Gegensatz zu den *Zostera*-Beständen im Gezeitenbereich kann gefolgert werden, dass die Ostsee-Bestände einem wesentlich geringeren Stress unterliegen. Problematisch für die Bewertung ist hierbei, dass es womöglich bei vorwiegend vegetativer Ausbreitung Jahre bis Jahrzehnte dauern kann bis Bestände ihre theoretisch mögliche Tiefengrenze erreichen, da das vegetative Flächenwachstum nur auf wenige Dezimeter im Jahr beschränkt ist.

6.1.1.3 Blattbreite

Der Newman-Keuls-Test zeigte signifikante Unterschiede zwischen den eigenen untersuchten Standorten. Die maximale Differenz betrug jedoch lediglich 1,5 mm, so dass wir die Blattbreite zumindest als nahezu gleich ansehen. [Gründel \(1975\)](#) fand dagegen bei seinen Untersuchungen einer Seegraswiese in Surendorf Blattbreiten von 3 bis 6 mm. Ein Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt der Probennahme und der mittleren Blattbreite kann ausgeschlossen werden, da bei den wiederholten Probennahmen in Zingst keine signifikanten Unterschiede festgestellt wurden. Anhand unserer Daten konnten wir im Gegensatz zu [OSTENFELD \(1908\)](#) keine Korrelation zwischen Blattbreite und Tiefe aufzeigen, ebenso konnte das Ergebnis von [REUSCH \(1994\)](#) bestätigt werden, der größere Blattbreiten von *Zostera* bei Vorhandensein von *Mytilus* ermittelte.

6.1.1.4 Blattlänge

Ein Großteil der Werte der vermessenen Blätter lag oberhalb der Vergleichswerte anderer *Zostera*-Untersuchungen (

Tabelle 28). Die Untersuchungen am Standort Zingst zeigten signifikante Unterschiede in der Blattlänge zwischen den Untersuchungsterminen im Juli, August und September. So sind die Ergebnisse nur schwer zu interpretieren. Die großen Blattlängen in der Orther Bucht könnten auf den späten Beprobungszeitpunkt zurückzuführen sein. Auch die Standorte Grömitz und Waabs sind mehr als 20 Tage nach Beginn der ersten Feldkampagne beprobt worden. Dagegen wurde der Standort mit der geringsten mittleren Blattlänge als einer der ersten beprobt.

Tabelle 28: Mittlere Blattlänge in *Zostera marina*-Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren

Autor	Ort	Tiefe [m]	Länge [cm]
BADEN & BOSTRÖM (2001)	schwedische Westküste	0,7-2,0	20-40
BOSTRÖM et al. (2002)	SW-Küste Finnlands	4,0	40
WALLENTINUS (1979)	Askö	2,0-6,0	30-50
FELDNER (1976)	Eckernförder Bucht	k. A.	50
eigene Untersuchungen	deutsche Ostseeküste	1,3-4,6	28-71

[SHORT et al. \(1995\)](#) berichten, dass Blattlängen an eutrophierten Standorten kleiner sind als an unbelasteten Standorten. Sie vermuten, dass die Blätter häufiger abgeworfen und neu gebildet werden, da die Blattspreiten schnell von Epiphyten besiedelt werden. Wenn dieses Ergebnis verallgemeinert werden könnte, würde dies auf eine höhere anthropogene Belastung der beiden Standorte Glowe und Maasholm hindeuten, die sehr geringe Blattlängen aufwiesen. Laut [REUSCH \(1994\)](#) fördern Miesmuscheln das Blattwachstum von *Zostera*. Sein Versuchsaufbau erbrachte eine Korrelation zwischen dem von Miesmuscheln freigesetzten Ammoniumgehalt und der Blattlänge, was auf eine Nitratlimitation in dem von ihm untersuchten Bestand zurückgeführt wurde. Die hohen Blattlängen bei den eigenen Untersuchungen in Thiessow und Waabs ließen sich dann mit den dort vorhandenen Miesmuscheln erklären, allerdings trifft dies nicht auf deren Blattbreite zu. Die Aussage von [OSTENFELD \(1908\)](#), wonach schlickiges Sediment längere Blätter bedingt, kann durch die eigenen Ergebnisse nicht bestätigt werden, da beispielsweise Maasholm als Standort mit schlickigem Sediment die kleinsten Blattlängen besaß, was aber auch mit der Eutrophierung am Standort zusammenhängen kann.

6.1.1.5 LAI

Der Blattflächenindex ist an den im Sommer 2004 untersuchten Standorten größtenteils geringer als bei vergleichbaren *Zostera*-Untersuchungen [vgl.

Tabelle 29]. [Bobsien & Munkes \(2004\)](#) und [Ibarro-Obando et al. \(1997\)](#) bezeichnen die von ihnen ermittelten Werte für den LAI (0,2 bzw. 4,1) als niedrig, so dass auch die eigenen Ergebnisse nur im geringen Werte-Bereich angesiedelt werden können. [BOBSIEN & MUNKES \(2004\)](#) begründen die von ihnen ermittelten niedrigen Werte mit der geringen Lichtverfügbarkeit im Greifswalder Bodden.

Tabelle 29: LAI von *Zostera marina*-Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren

Autor	Ort	Tiefe [m]	LAI
BADEN & BOSTRÖM (2001)	schwedische Westküste	0,7 - 2,0	7
BADEN & BOSTRÖM (2001)	Kieler Bucht	0,7 - 2,0	3,9
WIUM-ANDERSEN & BORUM (1984)	Oresund (August 1978)	0,8	7,7
WIUM-ANDERSEN & BORUM (1984)	Oresund (Sommer 1979)	0,8	6,2
BOBSIEN & MUNKES (2004)	Greifswalder Bodden	2,3 - 3,4	0,2
IBARRO-OBANDO <i>et al.</i> (1997)	Mexiko		4,1
GRÜNDEL (1975)	Surendorf	3,0 - 7,0	7,7
eigene Untersuchungen	deutsche Ostseeküste	1,3 - 5,6	0,5 - 4,3

[WIUM-ANDERSEN & BORUM \(1984\)](#) stellten bei ihren Untersuchungen im Oresund (DK) fest, dass ähnliche LAI-Werte eines Standortes in zwei Untersuchungsjahren durch verschiedene Strukturparameter erklärt werden können. Im ersten Untersuchungsjahr besaßen die einzelnen Pflanzen große Blattflächen bei kleiner Sprossdichte, im zweiten Untersuchungsjahr verdoppelte sich die Sprossdichte, allerdings blieben die Pflanzen kleiner. Dies könnte bedeuten, dass der LAI ein geeigneter und relativ konservativer Strukturparameter ist, um Bestände zu charakterisieren und langfristige Schwankungen aufzuzeigen.

In den eigenen Untersuchungen wiesen die Standorte Zingst und Maasholm signifikant geringere Werte für den LAI auf und werden entsprechend generell als Standorte eingestuft, die eine geringere *Zostera*-Entwicklung aufweisen als die restlichen Standorten.

6.1.1.6 Biomasse (TG)

Die ermittelten Werte liegen größtenteils unter den Werten anderer Autoren (

Tabelle 30). Die Untersuchungen in Zingst zeigten zwar keine signifikanten Unterschiede in den Biomassewerten von Juli bis Oktober, jedoch stellte GRÜNDEL (1975) bei seinen Untersuchungen bereits innerhalb einer Zeitspanne von 2 Wochen Abweichungen von bis zu 100 g TG m⁻² fest. Die höchsten Biomasse-Werte wurden von ihm im Monat August festgestellt.

Nach OLESEN & SAND-JENSEN (1993) sinkt die Biomasse (TG) mit abnehmender Lichtverfügbarkeit. Die Autoren nehmen an, dass die Blätter dünner werden, wodurch Respirationsverluste verringert werden, die photosynthetisch aktive Blattfläche jedoch unverändert bleibt. SHORT *et al.* (1996) kamen hingegen zu dem Ergebnis, dass die Biomasse unabhängig von den Lichtverhältnissen bei exzessivem Nährstoffeintrag abnimmt.

Tabelle 30: Biomasse (TG) in *Zostera marina*-Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren

Autor	Ort	Tiefe [m]	TG [g m ⁻²]
MIDDELBOE <i>et al.</i> (2003)	Oresund	0 - 2,5	127
MIDDELBOE <i>et al.</i> (2003)	Oresund	2,5 - 4,0	131
Middelboe <i>et al.</i> (2003)	Oresund	>4,0	92
BADEN & BOSTRÖM (2001)	schwedische Westküste	0,7 - 2,0	131
BOSTRÖM <i>et al.</i> (2002)	SW-Küste Finnlands	4,0	86,4
WIUM-ANDERSEN & BORUM (1984)	Oresund	0,8	170-622
GUIDETTI <i>et al.</i> (2002)	Nord-Adria	0,5 - 2,0	312
GRÜNDEL (1975)	Surendorf	3,0 - 7,0	307
FELDNER (1976)	Eckernförder Bucht		528
eigene Untersuchungen	deutsche Ostseeküste	1,3 - 4,6	21-208

6.1.2 Physikalische Faktoren

Als physikalisch wichtige Standortfaktoren sind Sedimentbeschaffenheit, Exposition, Wellengang und Strömung, Lichtverfügbarkeit, Tiefe und Temperatur sowie Salzgehalt und Nährstoffkonzentrationen zu nennen.

6.1.2.1 Sediment, Exposition, Wellengang und Strömung

In geschützten Buchten kann sich bei mäßigem Wellengang und geringer Strömung Schlick als Sediment ablagern. An exponierten Standorten ist dagegen Sand vorherrschend, da Wellen und Strömung die Sedimentation von Feinmaterial verhindern. *Zostera marina* besitzt feine Wurzeln, die ins Sediment eindringen und Nährstoffe aus dem Boden aufnehmen (OTT 1988). Da Schlick einen hohen Anteil organischen Materials enthält, das zersetzt wird und den *Zostera*-Pflanzen in Form freigesetzter Nährstoffe zur Verfügung steht, ist in geschützten Buchten die Nährstoffversorgung besser als an exponierten Standorten mit relativ nährstoffarmen Sanden. OSTENFELD (1908) hat zwei Morphotypen von Seegrass-Pflanzen gefunden, wobei die so genannte Schlick-Variante breitere und längere Blattspreiten besitzt als jene Pflanzen, die auf Sand wachsen. Er weist daraufhin, dass die breiteren und längeren Blattspreiten der Schlick-Individuen sowohl vom erhöhten organischen Gehalt im Schlick als auch von einer geringeren Exposition abhängen können. An geschützten Standorten ist die Gefahr von physikalischen Schäden an den *Zostera*-Pflanzen durch eine starke Wasserbewegung gering (OSTENFELD 1908). Nährstoffreiches Sediment und geringe physikalische Störungen erweisen sich somit als vorteilhaft für Seegrassbestände. Nachteilig ist jedoch, dass feine Sediment-Partikel und Detritus resuspendiert werden und sich Epiphyten und Makroalgen wegen der fehlenden Strömung auf den *Zostera*-Blattspreiten ansiedeln können. Dadurch wird die Lichtverfügbarkeit im Bestand herabgesetzt (HARLIN & THORNE-MILLER 1981). So wies das Sediment am Standort Holnis einen hohen Tonanteil auf und die Blattspreiten der *Zostera*-Pflanzen waren von einer durchgängigen ca. 1 mm dicken Schicht Detritus überzogen. Eine

mittlere Exposition mit mäßigem Wellengang und mäßiger Strömung erscheint daher als optimal für die Entwicklung dichter Seegras-Bestände. Organisches, nährstoffreiches Material kann sich ablagern und Epiphyten und Algen werden durch die Wasserbewegung in ihrer Ausbreitung im Bestand behindert. Einen Hinweis auf strömungsexponierte Standorte gibt das Vorhandensein von filtrierenden Epizoen, wie beispielsweise der Ascidie *Ciona intestinalis*, die in der Orther Bucht 2004 häufig und regelmäßig im *Zostera*-Bestand vertreten war.



Abbildung 37: Entwicklung der Schlauchascidie *Ciona intestinalis* auf den Blättern vom Seegras *Zostera marina*, Orther Bucht, August 2004.

6.1.2.2 Licht

Nur ein Teil des an der Wasseroberfläche einfallenden Lichtes steht den *Zostera*-Pflanzen tatsächlich zur Verfügung (Tabelle 31). Der Attenuationskoeffizient k gibt die Schwächung des Lichts durch Streuung und Absorption mit zunehmender Wassertiefe an. Er ist abhängig von im Wasser gelösten Substanzen, suspendierten Partikeln und der Farbe des Wassers (Lampert & Sommer 1993; Schwenke 1969) [Abbildung 38]. Je größer k ist, umso weniger Licht steht mit steigender Wassertiefe zur Verfügung.

Tabelle 31: Licht-Attenuationskoeffizienten aus den Lichtmessungen Februar 2005, sowie Angaben der relativen Lichtstärke in 8 m sowie bei 25, 10 und 1 % des einfallenden Oberflächenlichtes.

Standort	$\log_e(I_0')$ [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	$-k_a / m$	Lichtstärke in 8 m Angabe als % des Oberflächenwertes	Licht (25%) [m]	Licht (10%) [m]	Licht (1%) [m]
Glücksburg (Holnis)	5,30	-0,40	3,92	3,4	5,7	11,4
Wackerballig	4,55	-0,56	1,11	2,5	4,1	8,2
Maasholm	4,79	-0,40	4,04	3,5	5,7	11,5
Eckernförde	4,95	-0,36	5,70	3,9	6,4	12,9
Strande	5,36	-0,48	2,15	2,9	4,8	9,6
Friedrichsort	5,19	-0,53	1,49	2,6	4,4	8,8
Lemkenhafen	6,05	-0,59	0,87	2,3	3,9	7,8
Grömitz	5,42	-0,41	3,87	3,4	5,7	11,3
Boltenhagen	6,78	-0,13	36,19	10,9	18,0	36,3
Salzhaff	6,59	-0,74	0,28	1,9	3,1	6,3
Rerik	6,54	-0,39	4,38	3,5	5,9	11,8
Heiligendamm	7,25	-0,35	6,13	4,9	6,6	13,2
Zingst	6,07	-0,35	6,16	4,0	6,6	13,2
Lohme	4,58	-0,46	2,49	3,0	5,0	10,0
Göhren	4,11	-0,24	15,23	5,9	9,8	19,6
Koserow	6,23	-0,52	1,55	2,7	4,4	8,8

Je nach Untersuchung werden unterschiedliche Angaben darüber gemacht, wie viel Prozent des Oberflächenlichtes *Zostera marina* für das Wachstum mindestens benötigt: Nach [OLESEN & SAND-JENSEN \(1993\)](#) sind es 8 % im August (21°C) und 11 % im Oktober (15°C). [REISE et al. \(1994\)](#) geben 10-15 % für *Zostera*-Bestände des Wattenmeers an und [SHORT et al. \(1995\)](#) 10 bis 20 %. Letztere Autoren vermuten, dass *Zostera* nicht in der Lage ist, dauerhaft ohne Schädigung bei weniger als 11 % Oberflächenlicht zu wachsen. Im ELBO-Projekt wurde nach entsprechender Literatur-Auswertung ein Minimalbedarf von 10 % des Oberflächenlichtes als Voraussetzung für eine dauerhafte Etablierung angenommen ([BLÜMEL et al. 2002](#)). [OLESEN \(1996\)](#) und [BURKHOLDER & DOHENY \(1968\)](#) gehen davon aus, dass *Zostera marina* bei einem Lichteinfall von weniger als 20 % zu keinem Wachstum mehr fähig ist. [MORRIS et al. \(2000\)](#) geben sogar 25 % als Minimum an. Die in Tabelle 31 dargestellten Werte verdeutlichen, dass selbst in den Wintermonaten an kaum einen Standort 10 % des einfallenden Lichtes in 8 m Wassertiefe zur Verfügung stehen, die aber aufgrund der oben geführten Diskussion während der Vegetationsperiode (also in den Sommermonaten) zur Verfügung stehen müssten, um dort einen stabilen *Zostera*-Bestand auszubilden.

Die notwendigen Angaben und Berechnungen zur Ermittlung der unteren Verbreitungsgrenze des Referenzzustandes sowie das darauf aufbauende Klassifizierungsschema ist Kapitel 7.1 zu entnehmen.

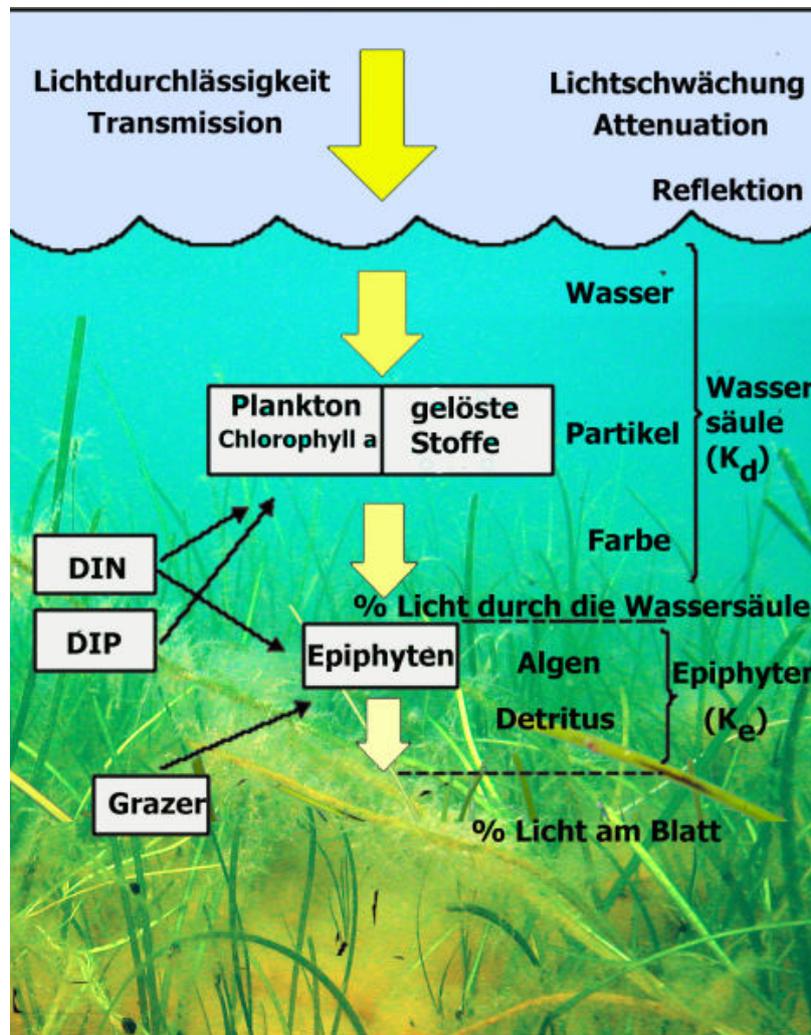


Abbildung 38: Einflussgrößen auf die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* (zusammengestellt nach diversen Autoren).

6.1.2.3 Temperatur

Nach [SETCHELL \(1929\)](#) beginnt das vegetative *Zostera*-Wachstum oberhalb einer Temperatur von 10°C. Im Bereich von 15 bis 20°C setzt die fertile Entwicklung ein. [COTTAM & MUNRO \(1954\)](#), [DEN HARTOG \(1970\)](#) und [WIUM-ANDERSEN & BORUM \(1984\)](#) kommen dagegen zu dem Ergebnis, dass die Entwicklung fertiler Pflanzen auch außerhalb dieser Temperaturspanne stattfindet. Sie berichten außerdem von einem vegetativen Wachstum oberhalb von 20°C.

Die mittleren Wassertemperaturen an der schleswig-holsteinischen Küste lagen im Juli bei 17,2 °C und im August bei 19,2 °C ([MURSYS-Umweltreportsystem 2005](#)) und entsprachen damit dem langjährigen Monatsmittel.

6.1.2.4 Salzgehalt

Das Gemeine Seegras ist euryhalin. Nach [BADEN & BOSTRÖM \(2001\)](#) toleriert *Zostera marina* Salzgehalte von 5 bis 32 PSU. [DEN HARTOG \(1970\)](#) spricht sogar von 5 bis 35 PSU. Die Küstengewässer der Deutschen Ostsee weisen sowohl im Tages- als auch im Jahresgang starke Schwankungen auf ([LINDNER 1978](#) sowie unveröffentlichte Cruise Reports des Institutes für Ostseeforschung, Warnemünde). Aktuelle Daten des Messmastes Darßer Schwelle (Salzgehaltsonden in Tiefen von 7, 12, 17 und 19,5 m mit einer Genauigkeit von 0,02 PSU) sind unter <http://www.io-warnemuende.de/projects/monitoring/> abrufbar.

Für das Vorhandensein von *Zostera marina* sind daher nicht die Werte der einmaligen Sommermessung entscheidend (die zwischen 8 und 19 PSU lagen), sondern die Extremwerte während ihrer Vegetationsperiode. Ein Einfluss des Salzgehaltes auf die Strukturparameter konnte jedoch weder von uns noch von anderen Autoren festgestellt werden ([WIUM-ANDERSEN & BORUM 1984](#)).

6.1.2.5 Nährstoffkonzentrationen

Bei einem Vergleich der Nährstoffwerte der *Zostera*-Standorte fällt auf, dass der Standort mit der höchsten Phosphat- und Stickstoffkonzentration (Glowe) die höchste Sprossdichte besitzt. Im Gegensatz dazu sind die Standorte mit der niedrigsten Phosphat- (Maasholm) und Nitratkonzentration (Zingst) nur sehr spärlich besiedelt. Führt eine hohe Nährstoffverfügbarkeit also zu einem erhöhten *Zostera*-Wachstum? Oder lassen die Ergebnisse der Wintermessungen keine Schlussfolgerungen über die Nährstoffverfügbarkeit im *Zostera*-Bestand während des Sommers zu?

Punkt-Messwerte, wie die von uns einmalig vorgenommene Nährstoffmessung im Februar 2005, können nur Anhaltspunkte für die Nährstoffsituation der Standorte liefern. Sie stellen keine repräsentative Größe dar, sondern spiegeln vorrangig das Beprobungsdatum wider ([HANSEN 1993](#)). Die eigenen Nährstoffmessungen dienen daher nicht einer Charakterisierung der einzelnen Standorte in ihrer Nährstoffverfügbarkeit, sondern sie sollten in erster Linie helfen, Standorte mit Extremwerten (beispielsweise durch lokale Einleitungen) zu erkennen. Die Monitoringmeßwerte des LANU und LUNG konnte für diese Betrachtungen nicht herangezogen werden, da die Messpunkte zu weit von den *Zostera*-Untersuchungsstandorten entfernt liegen.

Die ermittelten Phosphatwerte lagen größtenteils unterhalb des langjährigen Monatsmittels (LMM) von 1990-2002, die Nitratwerte oberhalb des LMM (Tabelle 32). Die höchsten Werte wurden jeweils an Messpunkten ermittelt an denen *Zostera* im Sommer nicht vorkam.

Tabelle 32: Langjähriger Mittelwert der Winter-Nährstoffkonzentration im Oberflächenwasser der deutschen Ostseeküste. Die Daten stammen aus der Messreihe des Bund-Länder-Messprogramms von 1990-2002 (*) und aus Daten einer Messreihe von 1999-2002 aus dem Landesamt für Natur und Umweltschutz Mecklenburg Vorpommern (**)

Standort	PO ₄ [μmol/L]	NO ₃ [μmol/L]
Flensburger Förde *	1,10	7,4
Eckernförder Bucht *	0,93	6,5
Kieler Außenförde *	0,90	5,9
Kieler Bucht *	0,88	6,0
Lübecker Bucht **	0,70	6,0
Mecklenburger Bucht **	0,63	5,9
Pommersche Bucht **	0,83	15,0

Bei ihren Untersuchungen über die Auswirkungen von Nährstoffen unterscheiden viele Autoren einerseits zwischen Nährstoffen im Sediment bzw. in der Wassersäule und andererseits zwischen der Wirkung von Phosphat bzw. Nitrat und Ammonium, so dass sie teilweise zu gegensätzlichen Ergebnissen gelangen. Nach [FLETCHER \(1996\)](#) werden Nährstoffe natürlicherweise aus dem Sediment an die Wassersäule abgegeben z.B. durch Sturm und verrottende Pflanzen. Durch menschliche Aktivitäten kann der Eintrag erhöht werden. Die Hauptquellen sind nach [FLETCHER \(1996\)](#) und [CHARLIER & LONHIENNE \(1996\)](#) Nährstoffeinträge aus Flüssen, landwirtschaftlichen Sickerwässern und Einträge aus der Atmosphäre. [SCHRAMM \(1996a\)](#) führt aus, dass eine hohe Nährstoffkonzentration zu einer gesteigerten Primärproduktion führt und Seegras mit Schnellwachsenden Algen wie *Cladophora*, *Pilayella*, *Ceramium* und *Ulva* nicht konkurrieren kann und in seiner Bestandsdichte zurückgeht. [ERTEBJERG et al. \(2003\)](#) kommen in ihren Untersuchungen zu dem gleichen Schluss.

6.1.3 Biotische Faktoren

Seegras kann nicht nur durch abiotische sondern auch durch biologische Wechselwirkungen mit Plankton, anderen Makrophyten und Makrozoobenthos in seinem Wachstum beeinflusst werden (Tabelle 33). Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) und schnellwachsende Algen bzw. Epiphyten werden im Folgenden in ihren Auswirkungen auf Seegras diskutiert.

6.1.3.1 Mytilus edulis

An zahlreichen *Zostera*-Pflanzen im Untersuchungsgebiet wurde Miesmuschelbrut (< 2 mm) gefunden, die über Byssusfäden an den Stängeln bzw. den älteren apikalen Blattspreiten befestigt war und bis zu 5 % der Blattspreiten bzw. Stängel bedeckte. Beim Vermessen der Blätter rissen die

Blattspreiten häufig von den Pflanzen ab, die mit *Mytilus* bewachsen waren, so dass nahe liegt, dass der Bewuchs mit *Mytilus edulis* die mechanische Schädigung durch die erhöhte physikalische Belastung der Pflanzen fördert. Diesem negativen Effekt steht der positive Einfluss von *Mytilus* auf das Wachstum von Seegrass gegenüber (Reusch 1994). So verbessert *Mytilus* durch seine Filterleistung zum einen die Nährstoffsituation, indem die Muscheln organisches Material aus dem Pelagial ins Benthos überführen. Dort wird es durch bakterielle Mineralisation umgesetzt und erhöht den Nährstoffgehalt des Sediment-Porenwassers. Zum anderen verringern die Muscheln die Filterleistung sowie die Trübung des Wassers, wodurch die Lichtverfügbarkeit erhöht wird.

6.1.3.2 Schnellwachsende Algen und Epiphyten

Siedeln sich epiphytische Algen (vor allem Diatomeen) auf den Blattspreiten an, erreicht weniger Licht die Blattflächen und die Photosyntheseleistung wird herabgesetzt. Nach BOHRER *et al.* (1995) sind davon vor allem die Blattspitzen älterer Blätter betroffen. LIN *et al.* (1996) können hingegen nicht bestätigen, dass die Epiphytenmasse bei steigendem Nährstoffgehalt in der Wassersäule zunimmt und als Eutrophierungsindikator benutzt werden kann. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass frühere Experimente über eine Zunahme der Epiphyten bei Nährstoffanreicherung hauptsächlich auf den Aufbau des Experiments (keine natürlich-komplexen Bedingungen, z.B. Amphipoden) zurückzuführen sind. Nach ihren Aussagen sind nicht Epiphyten, sondern das Auftreten von Phytoplankton entscheidend für die Lichtsituation. CHARLIER & LONHIENNE (1996) geben allgemein eine Behinderung des Phytobenthos durch verstärktes Phytoplanktonwachstum an. SHORT *et al.* (1995) unterstützen dieses Ergebnis durch Mesokosmos-Experimente, bei denen nicht die gesteigerte Nährstoffkonzentration in der Wassersäule zu einer Abnahme des Seegrassbestandes führte, sondern die Nährstoffe lediglich das Algenwachstum fördern und dadurch die Beschattung des Bestandes zunimmt und die Lichtverfügbarkeit herabgesetzt wird.

Tabelle 33: Mögliche abiotische und biotische Einflussfaktoren auf die Entwicklung von *Zostera marina*: Positiver Zusammenhang (+), negativer Zusammenhang (-) oder kein Effekt (k.E.) zwischen Einflussfaktoren und Strukturparametern eines Seegrasbestandes. a) [SHORT *et al.* \(1995\)](#) verwendete in seiner Arbeit den Begriff der Eutrophierung, den er mit einem exzessiven Nährstoffeintrag gleichsetzt. b) fertiles Wachstum nur zwischen 15-20 °C möglich

Parameter	Salinität	Temperatur	Tiefe	Exposition	abnehmende mKG	Lichtverfügbarkeit	Nährstoffkonzentration a)	Eutrophierung a)	Algen/Epiphyten	<i>Mytilus</i>	phys. Störungen/Stress	Autor
Sprossdichte			-									MIDDELBOE <i>et al.</i> 2003
				-								PREUB 1911
						+						BACKMAN & BARILOTTI 1976, SHORT <i>et al.</i> 1995
							+					ORTH 1977, HARLIN & THORNE-MILLER 1981, REUSCH 1994, LIN <i>et al.</i> 1996
							-					SHORT <i>et al.</i> 1995, BOYNTON <i>et al.</i> 1996
									-			DEN HARTOG 1994
										k.E.		REUSCH 1994
											-	DEN HARTOG 1970; BOSTRÖM <i>et al.</i> 2003
Blattlänge		k.E.										WALLENTINUS 1979
			+									OSTENFELD 1908, ORTH 1977
				-								OSTENFELD 1908
					+							OSTENFELD 1908
						-		-	-			SHORT <i>et al.</i> 1995
							+					ORTH 1977, HARLIN & THORNE-MILLER 1981, LIN <i>et al.</i> 1996
										+		REUSCH 1994
Blattbreite			+									OSTENFELD 1908
				-	+							OSTENFELD 1908
						+						SHORT <i>et al.</i> 1995
							+					ORTH 1977
								-				SHORT <i>et al.</i> 1995
										+		REUSCH 1994
Fertilität	-											VAN LENT & VERSCHUURE 1995
		b)										SETCHELL 1929
		k.E.										COTTAM & MUNROE 1954, DEN HARTOG 1970, WIUM-ANDERSON & BORUM 1984
			k.E.		k.E.							OSTENFELD 1908
						+						BACKMAN & BARILOTTI 1976
											-	BADEN & BOSTRÖM 2001 DEN HARTOG 1970
Biomasse		-										BADEN & BOSTRÖM 2001
			k.E.									MIDDELBOE <i>et al.</i> 2003
						+						OIESEN & SAND-JENSEN 1993 SHORT <i>et al.</i> 1995
							+					ORTH 1977
								-				SHORT <i>et al.</i> 1995



Abbildung 39: Von der Braunalge *Pilayella littoralis* überwuchertes See gras in Zingst, Juli 2004

6.2 Thallöse Braunalgen

6.2.1 *Fucus vesiculosus*

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.

Der Rückgang von *Fucus vesiculosus* in der Ostsee wurde erstmals in den 1970er Jahren von lokalen Fischern für Schweden und Finnland (HAAHTELA 1984) beschrieben. Mitte der 1980er Jahre musste dieser Rückgang für fast alle Ostsee-Anrainerstaaten bestätigt werden (WACHENFELDT *et al.* 1986). Dabei gingen die Autoren nach persönlicher Mitteilung von W. Schramm noch davon aus, dass große Teile der Kieler Bucht mit Ausnahme der Flensburger Förde keine Veränderungen zum ursprünglichen Zustand aufzeigten (Abbildung 40), während starke Verluste vor allem in der Mecklenburger Bucht und an der Nordspitze der Insel Rügen zu verzeichnen waren. Wenige Jahre später ermittelten VOGT & SCHRAMM (1991) allerdings einen dramatischen Rückgang von *Fucus* spp. entlang der Kieler Bucht von ehemals 45.000 t auf 2.400 t anhand von Vergleichsuntersuchungen aus den 1950er, 1960er und 1970er Jahren (HOFFMANN 1952, SCHWENKE 1969). Eine im Auftrag des LANU durchgeführte Kartierung aus dem Jahr 2003 bestätigt den nahezu vollständigen Rückgang von *Fucus* in den Bereichen unterhalb 3 m Wassertiefe (FÜRHAUPTER *et al.* 2003). Lediglich in Einzelexemplaren wird *Fucus* rezent noch tiefer gefunden. In den 1950er Jahren ist *Fucus* zumindest in Teilbereichen der Kieler und Mecklenburger Bucht deutlich tiefer vorgekommen (Abbildung 41, Abbildung 42). Als maximale Verbreitungstiefe hat HOFFMANN (1952) 10 m angegeben.

Tabelle 34: Methodenvergleich zur Untersuchung der *Fucus*-Bestände in der Ostsee

	HOFFMANN 1952	SCHWENKE 1969	BLACK 1978	VOGT & SCHRAMM 1991	BREUER 1989	FÜRHAUPTER <i>et al.</i> 2003	Eigene Untersuchungen 2004 / 2005
Tiefenbereich	0-6 m			0-6 m	6-22 m	0-3 m	0-12 m
Methode	Boot Wasser- gucker	UW-Video	UW-Video	Wasser- gucker 0-2m UW- Video 2-6m	UW- Video	Untere Sichttiefe	Taucher entlang Transekten
Taucher	Nein	Nein	Ja	Nein	Ja	Nein	Ja
Areal	Kieler Bucht	Kieler Bucht	Bookniseck	Kieler Bucht	Kieler Bucht	Kieler Bucht	14 Transekten Usedom- Flensburg

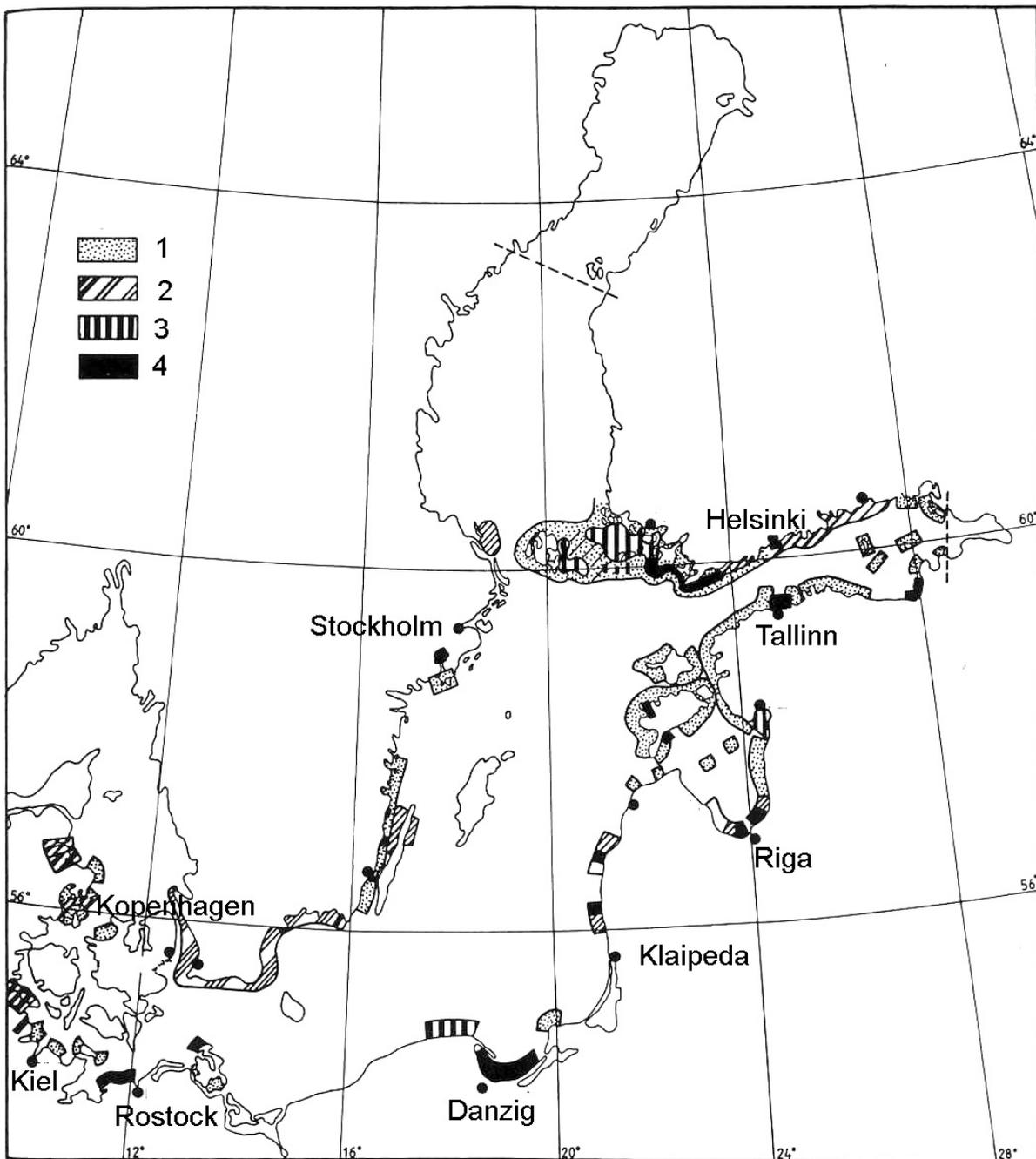


Abbildung 40: Veränderungen von *Fucus vesiculosus* Beständen zwischen Mitte der achtziger Jahre und historisch bekannten Vorkommen, verändert nach [WACHENFELDT et al. \(1986\)](#). 1 keine Veränderungen bekannt, 2 moderate Abnahme von *Fucus*, 3 Abnahme von *Fucus*, fleckenhaftes Vorkommen, 4 starke Abnahme von *Fucus* oder totaler Verlust, gestrichelte Linie: Verbreitungsgrenze von *Fucus*.

Trotz der Unterschiede in den Methoden über die Zeit kann der Rückgang des Blasentanges als sehr gut dokumentiert angesehen werden (Tabelle 34). [HOFFMANN \(1952\)](#) kartierte mit einem kleinen Motorboot die Küste Schleswig-Holsteins vom Uferbereich bis zu einer Tiefe von 6 m. Dabei wurde das Phytal alle 50-60 m mittels eines Wasserguckers in fünf verschiedenen Bewuchsdichten (ermittelt in 1 m² - 4 m² großen Rahmen) beprobt. [VOGT & SCHRAMM \(1991\)](#) haben diese Methodik

für den historischen Vergleich übernommen. Sie stellten aber fest, dass weder *Fucus vesiculosus* noch *F. serratus* in Tiefen unterhalb 2-3 m anzutreffen waren. Aufgrund der Abnahme der Sichttiefe sind [VOGT & SCHRAMM \(1991\)](#) an den Stationen Bülk, Boknis Eck und Falshöft getaucht, ohne dabei eine der beiden *Fucus* Arten angetroffen zu haben. Die weitere gezielte Suche von [VOGT & SCHRAMM \(1991\)](#) nach *Fucus* an Standorten, die früher bekannt waren, wurde durch Taucher entlang Transekten von 7m Wassertiefe bis Ufernähe durchgeführt. Es konnte dabei kein *Fucus* unterhalb 1,5 -2 m angetroffen werden. Das Hauptverbreitungsgebiet von *F. vesiculosus* als auch *F. serratus* blieb auf die flacheren, ufernahen Regionen begrenzt. Der ebenfalls von [VOGT & SCHRAMM \(1991\)](#) untersuchte Anwurfsaum von *Fucus vesiculosus* lag in der Eckernförder Bucht deutlich unter 1 kg m^{-2} . Für die gleiche Region vermerkte [HOFFMANN \(1952\)](#) einen Anwurf von 20 kg m^{-2} . Über weite Abschnitte der Kieler Bucht betrug die Anlandungsmenge in den 1950er Jahren 2,5 bis 5 kg m^{-2} .

Die Angaben von [WACHENFELDT et al. \(1986\)](#) über die nahezu unveränderten *Fucus*-Bestände entlang der Kieler Bucht müssen dagegen als falsch angesehen werden, da vermutlich in die Betrachtung nur die sichtbaren ufernahen Bestände einbezogen worden sind und nicht deren Abnahme in der Tiefe berücksichtigt wurde. Diese Untersuchung wurde erst in den darauf folgenden Jahren von [VOGT & SCHRAMM \(1991\)](#) durchgeführt. Andererseits belegt aber die Übersicht von [WACHENFELDT et al. \(1986\)](#), dass die Abnahme der *Fucus*-Bestände in Deutschland nicht nur auf den Küstenabschnitt Schleswig-Holsteins beschränkt war, sondern sich auch auf Mecklenburg-Vorpommern ausdehnte.

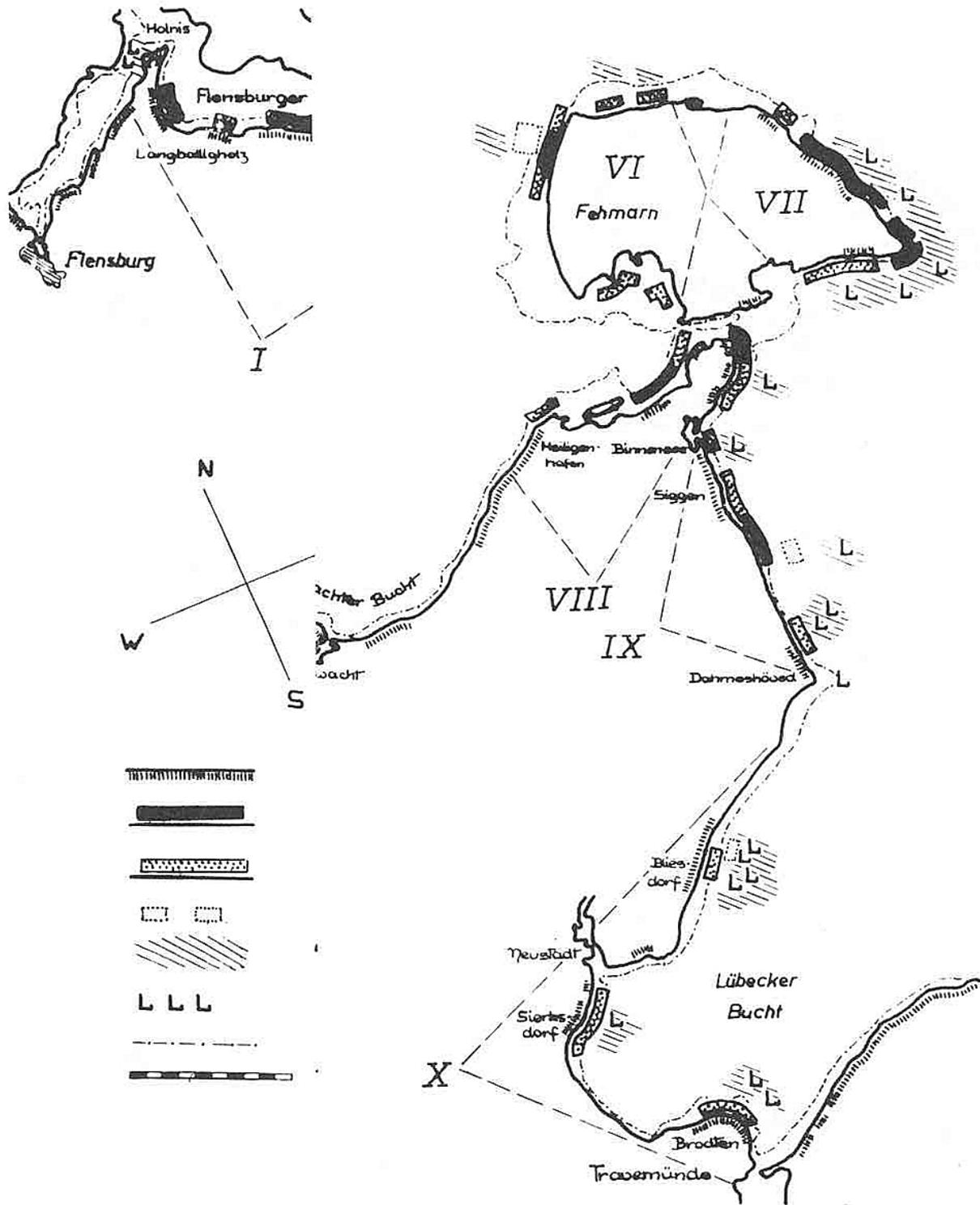


Abbildung 41: Kartierung der *Fucus* spp., *Laminaria* spp. und Rotalgen-Bestände in der Kieler Bucht durch [HOFFMANN \(1952\)](#). Legende siehe nachfolgende Abbildung.

Da es in flacheren Gebieten kaum quantifizierbare Anzeichen für eine langfristige Abnahme von *Fucus vesiculosus* gibt, sondern vermutlich die stärksten Bestandsschwankungen mit Vereisung einhergehen, müssen die Gründe für dessen Rückgang vor allem in seiner Tiefenverbreitung gesucht werden (ERIKSSON 2002). Das Verschwinden von *Fucus vesiculosus* muss in der Tiefe als klares Degradationskriterium interpretiert werden. Langfristige Veränderungen von *Fucus*-Beständen nach Salzgehalt-Einbrüchen sind zwar aus Finnland beschrieben (RÖNNBERG *et al.* 1985, HÄLLFORS & HEIKKONEN 1992), doch handelt es sich hierbei um natürliche Schwankungen. Dazu passen die Aussagen von verschiedenen Fischern und Hafenmeistern aus Mecklenburg-Vorpommern, die uns über eine Zunahme von *Fucus* im flachen Bereich berichteten. Diese Beobachtung wurde von den Befragten übereinstimmend auf die eisfreien Winter zurückgeführt. Der Eisgang soll in früheren Jahren entsprechend das obere Littoral frei von perennierenden Makroalgen gehalten haben.

LOTZE *et al.* (2001) zeigten, dass *Fucus* Keimlinge im Vergleich zu einjährigen Arten (*Pilayella* sp.) nicht von Nährstoff-Anreicherung profitieren (LOTZE *et al.* 2001), was möglicherweise auf die langsamen Wachstumsraten zurückzuführen ist (in 4 Wochen < 1 mm, gegenüber > 15 mm bei einjährigen Arten). Zudem erhöht selbst kurzzeitige Einleitung von Nährstoffen (5 Std.) die Wahrscheinlichkeit, dass *Fucus* von Epiphyten überwachsen wird, ohne selbst mit verstärktem Wachstum zu reagieren (WORM & SOMMER 2000). Des Weiteren sind ephemere Alge wesentlich toleranter gegenüber Sedimentation als *Fucus vesiculosus*, was durch das hohe Phytoplankton-Aufkommen (HORSTMANN & HÜBEL 1996, THAMM *et al.* 2004) in der Ostsee als weitere Ursache des Ausfalls von *Fucus* im Tiefenbereich angesehen werden kann (ERIKSSON & JOHANSSON 2002). Wegfraß von *Fucus vesiculosus* durch die Assel *Idotea baltica* und die Strandschnecke *Littorina littorea* verkompliziert die Voraussagen über zukünftige Entwicklungstendenzen, da die Weidegänger je nach Nahrungsangebot und Entwicklungsstadium entweder *Fucus* selbst oder deren ephemere Algen fressen (ENGVIST *et al.* 2000, KOTTA *et al.* 2000, ORAV-KOTTA & KOTTA 2003). SVENSSON *et al.* (2004) sehen vor allem in der starken Zunahme von *Idotea baltica* eine Erklärung für den starken Rückgang von *Fucus*-Gemeinschaften entlang der finnischen Küste.

6.2.2 *Laminaria* spp.

Die Verteilung der *Laminaria*-Bestände in der Kieler Bucht wurde erstmals von HOFFMANN (1952) genauer untersucht (Abbildung 41, Abbildung 42). Im Gegensatz zu seinen Kartierungen zu *Fucus* spp. gibt er aber lediglich Verbreitungsschwerpunkte an, da die Bestände zu tief lagen, um mit einem Unterwassersichtgerät bearbeitet werden zu können. Als Verbreitungsobergrenze gibt HOFFMANN (1952) 6 m Wassertiefe an. Für *Laminaria saccharina* und *L. digitata* wird angenommen, dass sie in der Ostsee trotz eines eigentlich höheren Lichtbedarfes vor allem wegen des oberflächlich niedrigeren Salzgehaltes in die Tiefe abgewandert sind und dort unter

suboptimalen Bedingungen wachsen. Die Verbreitung von *Laminaria* im deutschen Ostseeraum ist in den vergangenen Jahrzehnten stark zurückgegangen. Die Ursachen hierfür sind ähnlich denen zuvor für *Fucus* erwähnten (Kapitel 6.2.1). Vor allem die gestiegene Wassertrübung dürfte zu einer Verengung des Lebensraums für *Laminaria* und andere Makrophyten geführt haben (BREUER & SCHWENKE 1988; BREUER 1989, VOGT & SCHRAMM 1991, SCHRAMM 1996). Das Fehlen bestimmter Makrophyten-Komponenten im Tiefenbereich der Ostsee beziehungsweise das Heraufwandern von Rotalgen in flachere Bereiche ist seit über zwanzig Jahren bekannt (BREUER 1989). Trotz Reduzierung der Nährstoffeinleitungen in die Ostsee, konnte dieser bedenkliche Zustand bisher nicht umgekehrt und eine Erhöhung der Sichttiefen erreicht werden (Tabelle 25).

Die untere Verbreitungsgrenze hat sich seit Mitte der 60er Jahre und Mitte der 80er Jahre in der Kieler Bucht von maximal 20 m auf 18 m verschoben und liegt rezent auch noch in diesem Bereich, das Biomassemaximum hat sich zudem von 14-16 m auf 8 m Wassertiefe verändert (SCHRAMM 1996). Gegenwärtig lassen sich die flachsten *Laminaria saccharina* Bestände in der Kieler Bucht in 2-3 m Wassertiefe nachweisen, was ebenfalls eine Veränderung zu dem historisch bekannten Zustand darstellt.

Trotz dieser festgestellten Veränderungen in der Verbreitung von *Laminaria* spp. (hauptsächlich aber *Laminaria saccharina*) sind die Bestände bei weitem nicht so dokumentiert wie die für *Fucus* spp.. Hinzu kommt, dass *Laminaria* in vielen Bereichen auf recht kleinen Geröllen siedelt, die dann gemeinsam mit der Pflanze verdriftet werden, so dass die wirkliche Siedlungstiefe nicht immer eindeutig zugeordnet werden kann.

6.3 Phytal-Gemeinschaften

6.3.1 Veränderungen in der Artenzahl

Erste Algensammlungen für den Deutschen Teil der Ostsee gehen auf das Jahr 1819 (LYNGBYE 1819) zurück. Ende des 19. Jahrhunderts gibt REINKE (1889) eine Zusammenfassung des seitdem gesammelten Materials, wobei er kritisch bemerkt, dass zahlreiche Arten falsch bestimmt worden sind. Zahlreiches vor 1890 gesammeltes Algenmaterial ist von REINKE revidiert worden und in seiner Arbeit über die Algenflora der Westlichen Ostsee enthalten (REINKE 1889). Diese Arbeit bildet gemeinsam mit den REINBOLD-Publikationen (1889, 1890) den Grundstock für das historische Leitbild bezüglich der Makroalgenvegetation der äußeren Bereiche der Westlichen Ostsee. Für den östlichen Bereich, insbesondere östlich der Darßer Schwelle wo zahlreiche Arten aufgrund des sinkenden Salzgehaltes ihre Verbreitungsgrenze finden, geben die Arbeiten von LAKOWITZ (1907, 1929) Aufschluss über die mögliche damalige Besiedlung. Lückenhafte Angaben wurden durch Bestandsmeldungen aus den östlichen Anrainerstaaten ergänzt (BASSZYNSKI &

KARCZMARZ 1982, ADAMKIEWICZ-CHOJNACKA 1983), insbesondere für die Fälle bei denen uns die östliche Verbreitungsgrenze unklar gewesen ist.

Die größte Schwachstelle bei allen historischen Datenaufzeichnungen ist neben den häufig ungenauen Standortangaben die angegebene Fundorttiefe. In sämtlichen historischen Arbeiten werden Tiefenangaben zum Vorkommen von Makrophyten gemacht, die aufgrund der dort vorherrschenden Substratverhältnisse, im Nachhinein als unwahrscheinlich eingestuft werden müssen. Wir sind daher für unsere Bewertung zu dem historischen Referenzzustand vor allem SCHWENKE (1964, 1965, 1966, 1969) gefolgt, der in den 1960er Jahren umfangreiche Video-Tranekte in der Kieler Bucht abgefahren ist.

Die Vermutung bei der Betrachtung der Tiefenangaben aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts liegt nahe, dass vorwiegend errante Formen in den tiefen Becken gesammelt worden sind, da diese Komponente mit zunehmender Tiefe, insbesondere ab 11m Wassertiefe, stark zunimmt (BREUER 1989). In einem Tiefenbereich von 5 bis 7 m (KAMINSKI, zitiert in SCHOMANN 1977) war sie hingegen in den 70er Jahren mit weniger als 5 % Biomasse unbedeutend. 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, wir selbst sehen 22 m als unterste Grenze für den historischen Referenzzustand an (Kapitel 7.1).

REINKE (1889) ging seinerzeit davon aus, dass auch sandige Böden eine reiche Algenflora ausweisen können:

„aber auch der an Steinen arme oder von Ihnen ganz freie Sandboden ist hier in unserem Sinne als fest zu bezeichnen und trägt Algen oft in ganz dichten Rasen“.

Sowohl SCHWENKE (1964) als auch BREUER (1989) beziehen hierzu eindeutig Stellung und führen die Aussage von REINKE (1889) auf die adnante Komponente im Phytal zurück. Nach BREUER (1989) lag die licht- und substratspezifische Vegetationsuntergrenze in der Kieler Bucht im Jahr 1989 etwa bei 22 m Tiefe. *Laminaria saccharina* wurde bis 18 m Wassertiefe im Fehmarn-Belt, dort gemeinsam mit *L. digitata*, und der Kadettrinne angetroffen. Daran hat sich nach unseren eigenen Untersuchungen und der Sichtung von Video-Tranekten (INA, Vilm), die im Rahmen der Natura 2000 Schutzgebiete im Jahr 2004 durchgeführt worden sind, nichts geändert. Mögen die Lichtverhältnisse in den küstennahen Standorten auch im 19. Jahrhundert theoretisch ein tieferes Vorkommen von Makroalgen zugelassen haben, so wurde dies durch den Mangel an geeignetem Substrat wieder zunichte gemacht. Diese wohl errante Komponente der Algenflora bei den historischen Angaben wurde in unserer Auswertung weder in der Tiefe noch mit der Art

berücksichtigt. Allenfalls mit molekulargenetischen Methoden ließe sich zeigen, über welche Distanz Makroalgen in der Ostsee verdriftet bzw. eingeschleppt werden.

Festwachsende Funde wie die der Rotalge *Odonthalia dentata* als auch der Braunalge *Desmarestia aculeata* im Fehmarn Belt (BREUER 1989) hingegen sind Einzelbeobachtungen, die für die Verwendung in einem historischen Leitbild (Referenzzustand) auch als solche interpretiert werden, da sie keine beständigen Florenelemente in der Westlichen Ostsee sind, sondern sich dort nur vorübergehend aufgrund des höheren Salzgehaltes im Tiefenwasser ansiedeln konnten.

Tabelle 35 gibt einen Überblick über die möglichen historischen Veränderungen in der Artenzusammensetzung. Als unzureichend dokumentiert muss der überwiegende Zeitraum der zweiten Hälfte des 20ten Jahrhunderts angesehen werden. Zum einen sind die umfangreichen Erhebungsdaten von SCHWENKE nie komplett publiziert worden und liegen aktuell nicht mehr vor, zum anderen sind ebenfalls die Feldaufzeichnungen der anschließenden Jahre von KAMINSKI nicht mehr verfügbar. Ab den 1990er Jahren wurden zwar Monitoring-Programme von Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern eingeführt, jedoch waren diese nicht auf die vollständige Erfassung der taxonomischen Gruppen ausgerichtet.

Da die vorliegenden Untersuchungen oft nicht das vollständige Arteninventar erfassten wurde darauf verzichtet, eine Gegenüberstellung aktueller Artenlisten mit denen historischer Angaben vorzunehmen. Stattdessen wurde der Zeitraum Ende des 19ten Jahrhunderts mit dem von 1970-1990 verglichen (Tabelle 36). Hierbei werden große Unterschiede deutlich. So scheint nicht nur ein Artenverlust seit dem 19ten Jahrhundert eingetreten zu sein, sondern auch eine Veränderung in der Artenzusammensetzung. Ein großer Teil dieser Artenverschiebung beruht allerdings auf Unterschiede in taxonomisch schwer einzuordnenden Gruppen (unter anderem *Ulva* spp., *Ectocarpus* spp. sowie einige nur wenige Millimeter große Kleinalgen). Einzelne Arten dieser Gruppen wurden teilweise Anfang des Jahrhunderts noch nicht voneinander unterschieden und lassen sich heutzutage anhand des in dieser Hinsicht begrenzten historischen Herbarmaterials nur bedingt ergänzen. Von den historisch beschriebenen Kleinalgen fehlen entsprechende Präparate für eine taxonomische Neubetrachtung. Aufgrund dieser sammeltechnischen Unterschiede kann nur bei wenigen auffälligen Arten ein gesicherter Rückgang im Bestand beschrieben werden (Tabelle 35).

Tabelle 35: 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. Der Neophyt *Gracilaria vermiculophylla* ist erst seit 2005 aus der Kieler Bucht bekannt und wurde nicht bewertet.

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	++	++	+
<i>Fucus evanescens</i> C. Agardh	-	+	++
<i>Fucus serratus</i> Linnaeus	+	+	+
<i>Fucus vesiculosus</i> Linnaeus	++	++	++
<i>Hecatonema terminale</i> (Kützing) Kylin	++	-	?
<i>Laminaria digitata</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	+	++	+
<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	++	-	?

Phaeophyceae (Fortsetzung)	19. Jhdt	1970-1990	2004
----------------------------	----------	-----------	------

<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	++	++	+
<i>Pilayella littoralis</i> (Linnaeus) Kjellman	+	++	++
<i>Ralfsia verrucosa</i> (Areschoug) Areschoug	++	++	?
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngbye) Link	++	++	+
<i>Spermatochnus paradoxus</i> (Roth) Kützing	++	-	?
<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) Kützing	+	++	+
<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> (Kützing) Waern	++	+	?
<i>Ceramium circinatum</i> (Kützing) 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 bailouviana</i> (S.G. Gmelin) Montagne	-	+ (unattached)	++
<i>Delesseria sanguinea</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	++	++	+
<i>Dumontia contorta</i> (S.G. Gmelin) Ruprecht	++	++	+
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	++	+	+
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss	-	-	R
<i>Hildenbrandia rubra</i> (Sommerfelt) Meneghini	++	+	+
<i>Membranoptera alata</i> (Hudson) Stackhouse	+	+	R
<i>Nemalion helminthoides</i> (Velley) Batters	++	+	-
<i>Phycodrys rubens</i> (L.) Batt.	++	++	+
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i> (S.G. Gmelin) Newroth & A.R.A. Taylor	-	++	++
<i>Polysiphonia fucoïdes</i> (Hudson) Greville	+	++	++
<i>Polysiphonia elongata</i> (Hudson) Sprengel	+	++	+
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel	+	++	?
<i>Polysiphonia fucoïdes</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	++	++	?

Tabelle 36: Quantitative Veränderungen in der Artenzusammensetzung in der Westlichen Ostsee aufgrund historischer Angaben. Driftende Algen oder in der Originalliteratur als „?“ gekennzeichnete Algen wurden nicht berücksichtigt (zusammengestellt nach verschiedenen Autoren, siehe Text).

	19 Jhdt	1970-1990
Chlorophyceae	47	46
Identische Arten	27	
- / +	20	19
Phaeophyceae	66	41
Identische Arten	30	
- / +	36	11
Rhodophyceae	67	54
Identische Arten	34	
- / +	33	21
Gesamt-Artenzahl	180	141

Als Neophyten sind *Fucus evanescens* und *Dasya baillouviana* im Westlichen Teil der Deutschen Ostsee etabliert und weit verbreitet (JANSSON 1994, NIELSEN *et al.* 1995, NIELSEN & MATHIESEN 2005), *Gracilaria vermiculophylla* wird sich in der nächsten Zeit vermutlich weiter ausbreiten (SCHORIES & SELIG 2006) [Abbildung 43]. Rückgängig sind die Bestände von *Fucus vesiculosus*, *F. serratus* sowie von *Laminaria* spp. (Kapitel 6.2.1 & 6.2.2). Des Weiteren gehen wir ebenfalls von einem starken Rückgang von *Membranoptera alata* als auch *Punctaria tenuissima* aus. Für *Nemalion helminthoides* gibt es aus den letzten Jahren keine sicheren Nachweise für den westlichen Teil der Deutschen Ostsee. Unbefriedigend bleibt, dass zahlreiche Arten wie zum Beispiel *Chordaria flagelliformis* und *Eudesme virescens* nur als Zufallsfunde vorkommen, vermutlich weil vielfach die Standorte nicht genau genug bekannt sind. Hinzu kommt, dass gerade bei Kartierungsarbeiten vom Habitus her ähnliche Arten verwechselt werden können, wenn nicht histologische Schnitte angefertigt werden (*Chordaria flagelliformis* versus *Dictyosiphon chordaria*).

Tabelle 37: Verteilung der Makrolagen entlang der Deutschen Ostseeküste (nach NIELSEN 1995)

	Westliche deutsche Ostseeküste (bis Fehmarn)	Östliche Ostsee (Fehmarn bis Usedom)
Bangiophyceae	63	45
Fucophyceae	66	45
Tribophyceae	5	6
Charophyceae	6	7
Chlorophyceae	53	43
Gesamt-Artenzahl	193	146

Der Ausfall von historisch belegten Arten ist im westlichen Teil der Deutschen Ostsee besser belegt als im Osten. Dies mag zum einen an der mangelnden Bearbeitung der Ostdeutschen Außenküste

während des letzten Jahrhunderts gelegen haben, zum anderen aber auch an der insgesamt geringeren Artenzahl aufgrund des verminderten Salzgehaltes (Tabelle 37).



Abbildung 43: Große Exemplare des Neophyten *Gracilaria vermiculophylla* bei Schilksee, August 2005.

6.3.2 Strukturparameter

Neben den historischen Veränderungen auf Art-/Gemeinschaftsebene stellt sich die Frage, wie der Vegetationsaufbau für die EU-WRRL möglichst allgemeingültig dargestellt wird. BREUER (1989) beschreibt den Aufbau der Vegetation im Vergleich zu SCHWENKE (1964) und anderen historischen Arbeiten für die Kieler Bucht im Detail. Ihre Aussagen lassen sich, gleiche Sedimentbeschaffenheit vorausgesetzt, auf weite Teile der Mecklenburger Bucht übertragen und bilden somit einen festen Bestandteil für die Interpretation der historischen Veränderungen und die von uns vorgenommene Klassifizierung.

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 6 m Wassertiefe vor, fünfzig Jahre zuvor in 8-10 m Tiefe. 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 sublittorale 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 6-18m 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. Für die 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* und *Laminaria* spp. beschränkt.

Im Verlauf der Vegetationsperiode konnte BREUER (1989) ab 8 m Wassertiefe keinen Wechsel zwischen Sommer- und Wintervegetation feststellen, während sie dies oberhalb von 6 m noch beobachtet hatte. In 10-12 m Wassertiefe waren rote Feinalgen im Verlauf des Jahres nur kurzfristig als Epiphyten von Bedeutung, ihr quantitativer Anteil war jedoch zu gering um eine eigene Gemeinschaft auszubilden. *Coccotylus truncatus* kam als einzige Art weitgehend tiefen- und salzgehaltsunabhängig vor (siehe auch JANSSON & KAUTSKY 1977, WALLENTINUS 1979). Im Spätsommer war zu beobachten, dass ein Teil der Wintervegetation offensichtlich durch erhöhte Temperatur- und Lichtwerte geschädigt worden ist (Ausbleichen von *Phyllophora* / *Coccotylus*) (siehe auch SEARS & WILES 1975). Als wichtigstes Ergebnis für die Erarbeitung eines Klassifizierungsansatzes zeigte BREUER (1989), dass sich die quantitative Artenzusammensetzung auf gleichen Tiefenstufen in verschiedenen Regionen erheblich voneinander und auch kleinräumig starke Unterschiede zu beobachten sind. So erscheint die relative Verteilung der Flora auf den Restsedimenten häufig zufällig zu sein (siehe auch SMETACEK & WALGER 1987)

Die eigenen Untersuchungen lassen sich weitestgehend in die Aussagen von BREUER (1989) eingliedern, weichen jedoch erheblich von den Angaben von Schwenke ab (Tabelle 25). Die wenigen Unterschiede zu BREUER (1989) erklären wir uns dadurch, dass wir vorwiegend küstennah in flacheren Gebieten gearbeitet haben. Einen Einfluss von Frühjahrs- und Sommervegetation haben wir bis in 10 m Wassertiefe feststellen können. So kamen zahlreiche annuelle Makroalgen bis in dieser Tiefe vor (z.B. *Monostroma grevillei*, *Halosiphon tomentosus*, *Pilayella littoralis*, siehe auch Tabelle 38).

Tabelle 38: Tiefenverbreitung [m] ausgewählter Makroalgen; BREUER 1989 nur Kieler Bucht, diese Arbeit Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, - = keine Daten, ¹ = außerhalb der 1 Meilen Zone. ² = östlich der Darßer Schwelle

Tiefenverbreitung	Breuer 1989	S.-H.	M.-V.
Chlorophyceae			
<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C. Agardh 1823	-	4m	-
<i>Chaetomorpha melagonium</i> (F. Weber & D. Mohr) Kützing 1845	8-16m	4-7m	4-7m
<i>Cladophora rupestris</i> (Linnaeus) Kützing 1843	6-12m	-	-
<i>Monostroma grevillei</i> (Turret) Wittrock 1866		1-10m	1-5m
Phaeophyceae			
<i>Desmarestia viridis</i> (O.F. Müller) J.V. Lamouroux 1813	-	1-6m	1-9m
<i>Desmarestia aculeata</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux 1813	14m	-	-
<i>Fucus serratus</i> Linnaeus 1753	(12+14m)	1+7m	-
<i>Fucus vesiculosus</i> Linnaeus 1753		0-3,8(6)m	-
<i>Halosiphon tomentosus</i> (Lyngbye) Jaasund 1957	8m	1-7m	2-9m
<i>Laminaria saccharina</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux 1813	8-18m	3,5-16m ⁽¹⁾	12-14m
<i>Laminaria digitata</i> (Hudson) J.V.Lamouroux 1813	8-18m	16m	-
<i>Pilayella littoralis</i> (Linnaeus) Kjellman 1978	-	1-11m	1-13m
Rhodophyceae			
<i>Ahnfeltia plicata</i> (Hudson) Fries 1836	6-12m	-	-
<i>Brogniartella byssoides</i> (Goodenough & Woodward) F. Schmitz 1893	-	3-6m	-
<i>Callithamnion corymbosum</i> (J.E. Smith) Lyngbye 1819	-	-	2-10m
<i>Ceramium</i> spp.	6-14m	1-11m	2-10m
<i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) M.J. Wynne & J.N. Heine 1992	6-18m	1-15m	4-13m
<i>Cystoclonium purpureum</i> (Hudson) Batters 1902	(6)8-14(16)m	-	-
<i>Delesseria sanguinea</i> (Hudson) J.V. Lamouroux 1813	6-18m	2-15m	4-13m; 10-13m ⁽²⁾
<i>Dumontia contorta</i> (S.G. Gmelin) Ruprecht 1850		2-8m	1-8m
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Hudson) J.V. Lamouroux 1813	6-18m	-	1-6m
<i>Membranoptera alata</i> (Hudson) Stackhouse 1809	12-16m	7-14m	1-10m
<i>Odonthalia dentata</i> (Linnaeus) Lyngbye 1819	14-18m	-	-
<i>Phycodrys rubens</i> (Linnaeus) Batters 1902	6-18m	8-15m	7-8m
<i>Phyllophora pseudoceranooides</i> (S.G. Gmelin) Newroth & A.R.A. Taylor 1971	6-18m	10m	13m
<i>Polyides rotundus</i> (Hudson) Greville 1830	-	2-15m	2-14m
<i>Polysiphonia</i> spp.		1-12m	4-10m
<i>Polysiphonia fucooides</i> (Hudson) Greville 1824	6-18m	-	-
<i>Polysiphonia stricta</i> (Dillwyn) Greville 1824	8-14(16)m	-	-
<i>Rhodomela confervoides</i> (Hudson) P.C. Silva 1952	6-12(14)m	-	-

Dieses Ergebnis unterscheidet sich erheblich von SCHWENKE (1964), der eine jahreszeitliche Sukzession für das Sublitoral nur oberhalb einer Wassertiefe von 5 m angibt, aber nur geringfügig von BREUER (1989), die die Tiefengrenze bei 8 m ansetzt. Dieser Fakt wurde entsprechend in dem Bewertungsansatz berücksichtigt. Die obere Verbreitungsgrenze bei Rotalgen kann rezent bis zu 1 m hinaufreichen, insbesondere an schattigen Standorten (Mikrohabitate auf Steinen, aber auch Baumaßnahmen). Eine Lichtschädigung von *Coccotylus truncatus* bis in 6 m Wassertiefe wurde während der Sommermonate regelmäßig festgestellt. Geschlossene *Furcellaria lumbricalis* Wiesen wie sie SCHWENKE (1964, 1965, 1969) bei Bookniseck angetroffen hat, fanden wir in dem

Westlichen Teil der Ostsee überhaupt nicht, *Furcellaria* an sich war jedoch weit verbreitet. Sie kamen, wenn auch nicht wiesenartig, sowohl bei Göhren als auch bei Glowe vor der Steilküste ab 2 m Wassertiefe vor. Die von BREUER (1989) festgestellte Dominanz von *Phycodrys rubens* zwischen 6-18 m Tiefe konnte durch unsere Untersuchungen nicht bestätigt werden. Dies mag daran liegen, dass *Phycodrys* mit zunehmender Tiefe an Häufigkeit zunimmt und gleichzeitig zahlreiche andere Arten ausfallen. Von unseren Stationen lagen lediglich Waabs und Glowe in der 1-Seemeilen-Zone mit einem Tiefenbereich von 12-18 m, während alle übrigen Stationen deutlich flacher waren. Insgesamt nennt BREUER (1989) 26 vegetationsphysiognomisch bedeutsame und im unteren Sublitoral der Kieler Bucht zu erwartende Makrophyten-Arten. Wir haben diese Angaben für den Tiefenbereich ab 2 m entsprechend unserer Sichtungen ergänzt und auf die Mecklenburger Bucht erweitert (Tabelle 39). Nach BREUER (1989) sollten unter diesen folgende Feinalgen noch in Wassertiefen zwischen 8-14 m angetroffen werden: *Ceramium virgatum*, *Cystoclonium purpureum*, *Polysiphonia elongata*, *P. fucoides*, *P. stricta* sowie *Rhodomela converfoides*. Wir fügen ihren Angaben noch *Callithamnion corymbosum* zu.

Leider geht BREUER (1989) in ihrer umfassenden Analyse über die Bedeutung der Steingröße für den Aufwuchs mit Makrophyten bei Bookniseck (Eckernförder Bucht) nicht auf den Bewuchs mit der Miesmuschel *Mytilus edulis* ein. Die eigenen Ergebnisse zeigen, dass *Mytilus* auf fast allen Restsedimenten entlang der deutschen Ostseeküste im Jahr 2004 so dominant vorhanden war, dass ein Überwachsen perennialer Algen zu beobachten war, während ephemere Algen *Mytilus* zum Teil selbst als biogenes Hartsubstrat nutzten.

Tabelle 39: Vegetationsphysiognomisch bedeutsame und im Sublitoral (ab 2 m Wassertiefe) zu erwartende Makrophyten-Arten. O = nur außerhalb der 1-Seemeilen-Zone gefunden; - = im Gebiet nicht gefunden (nur eigene Untersuchungen).

	BREUER, 1989	eigene Untersuchungen
Chlorophyceae		
<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C. Agardh 1823		X
<i>Chaetomorpha melagonium</i> (F. Weber & D. Mohr) Kützing 1845	X	X
<i>Chaetomorpha linum</i> (O.F. Müller) Kützing 1849		X
<i>Monostroma grevillei</i> (Thuret) Wittrock 1866		X
Phaeophyceae		
<i>Desmarestia viridis</i> (O.F. Müller) J.V. Lamouroux 1813	X	X
<i>Desmarestia aculeata</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux 1813	X	X
<i>Fucus serratus</i> Linnaeus 1753	X	X
<i>Fucus vesiculosus</i> Linnaeus 1753		X
<i>Halosiphon tomentosus</i> (Lyngbye) Jaasund 1957		X
<i>Laminaria saccharina</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux 1813	X	X
<i>Laminaria digitata</i> (Hudson) J.V. Lamouroux 1813	X	O
<i>Pilayella littoralis</i> (Linnaeus) Kjellman 1978		X
Rhodophyceae		
<i>Antithamnion</i> sp.		X
<i>Ahnfeltia plicata</i> (Hudson) Fries 1836	X	X
<i>Brongniartella byssoides</i> (Goodenough & Woodward) F. Schmitz 1893	X	X
<i>Callithamnion corymbosum</i> (J.E. Smith) Lyngbye 1819	X	X
<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightfoot) Roth 1806		X
<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kützing) Waern 1949	X	X
<i>Ceramium virgatum</i> Roth 1797	X	X
<i>Chondrus crispus</i> Stackhouse 1797	X	-
<i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) M.J. Wynne & J.N. Heine 1992	X	X
<i>Cystoclonium purpureum</i> (Hudson) Batters 1902	X	X
<i>Dasya baillouvia</i> (S.G. Gmelin) Montagne 1841		X
<i>Delesseria sanguinea</i> (Hudson) J.V. Lamouroux 1813	X	X
<i>Dumontia contorta</i> (S.G. Gmelin) Ruprecht 1850		X
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Hudson) J.V. Lamouroux 1813	X	X
<i>Membranoptera alata</i> (Hudson) Stackhouse 1809	X	X
<i>Phycodrys rubens</i> (Linnaeus) Batters 1902	X	X
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i> (S.G. Gmelin) Newroth & A.R.A. Taylor 1971	X	X
<i>Polyides rotundus</i> (Hudson) Greville 1830	X	X
<i>Polysiphonia elongata</i> (Hudson) Sprengel 1827	X	X
<i>Polysiphonia fucoïdes</i> (Hudson) Greville 1824	X	X
<i>Polysiphonia stricta</i> (Dillwyn) Greville 1824	X	X
<i>Rhodomela confervoides</i> (Hudson) P.C. Silva 1952	X	X
Magnoliophyta (Bedecktsamer)		
<i>Zostera marina</i> L. 1758	X	X
Summe der berücksichtigten Arten, Total = 34	26	33

6.4 *Mytilus edulis*

Die Miesmuschel *Mytilus edulis* dominiert die tierische Biomasse in der zentralen Ostsee auf Hartsubstraten im Sublitoral (JANSSON & KAUTSKY 1977), während die Wandermuschel *Dreissena polymorpha* in Gebieten unter 5 PSU vorherrscht (SEGERSTRÅLE 1957, KAUTSKY 1981, ÖST & KILPI 1997, KOTTA et al. 1998). Obwohl die Faktoren für die Ausbildung von Muschelbänken vielfältig sind (siehe Zitate in KOTTA 2004), kann angenommen werden, dass sowohl *Mytilus* als auch *Dreissena* von einer starken Wassertrübung und dem dadurch erhöhten Nahrungsangebot profitieren und sich erfolgreicher rekrutieren können als in natürlichen Gewässern. Eine erhöhte Dichte von *Mytilus edulis* in Beständen ephemerer 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, ist nicht bekannt. Vor allem fehlen Langzeit-Datenreihen zur Bestandsentwicklung von *Mytilus edulis*, und insbesondere auch ein Vergleich aus dem küstennahen Bereich mit küstenentfernten Standorten. Diesbezüglich konnten trotz ausführlicher Recherche keine Daten gefunden werden. So ist es beispielsweise durchaus denkbar, dass *Mytilus* von der Eutrophierung profitiert, aber selbst durch natürliche Feinde wie dem Seestern *Asterias rubens* und der Eiderente *Somateria mollissima* im Bestand kontrolliert wird und drastische Bestandseinbußen erleiden kann (KRISTENSEN & HOFFMANN 1991). Dies hätte dann auch direkte Auswirkungen auf die langfristige Bestandsentwicklung auf den Hartsubstraten.

7 Klassifizierung der Gewässertypen

Basierend auf den eigenen Untersuchungsergebnissen und den umfangreichen Literaturrecherchen wurde ein Klassifizierungsansatz für alle drei Gewässertypen B3a, B3b und B4 erstellt. Dabei wurde sich auf das in Artikel 1 der EU WRRL formulierte Ziel konzentriert, einen Ordnungsrahmen für den Schutz der Wasserqualität und der Wasserressourcen zwecks Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung der Ökosysteme zu schaffen. Dazu bildet die Klassifizierung ein Instrument zur Unterstützung dieses Prozesses durch Vergleichen von Vergleichbarem. Dieses erforderte eine stark vereinfachte Darstellungsweise komplexer ökologischer Prozesse, die sowohl in diesem als auch den vorangegangenen Berichten ausführlich diskutiert wurden.

Gemäß den ausgearbeiteten Richtlinien der COAST Arbeitsgruppe (COAST 2003) war es unser Ziel, eine möglichst einfache physische Klassifizierung zu erstellen, die sowohl ökologisch relevant als auch praktisch umsetzbar ist. Es ist dabei selbstredend, dass ein einfaches Bewertungssystem der Ergänzung durch komplexere Referenzbedingungen bedarf, die ein ganzes Spektrum biologischer Bedingungen erfassen. So ist es durchaus denkbar, dass es bei späteren Bewertungen zu Abweichungen von unserem erarbeiteten Ansatz aufgrund seiner vereinfachten Darstellungsweise kommt. Dementsprechend muss auch der nun vorgestellte Klassifizierungsansatz einer ständigen Evaluierung und gegebenenfalls Anpassung unterliegen.

Bevor auf die einzelnen Bewertungsparameter eingegangen wird, soll noch einmal auf die Definition von Referenzbedingung und Zielsetzung der WRRL hingewiesen werden, welche mit dem Klassifizierungsansatz erreicht werden soll:

„Eine Referenzbedingung ist eine Beschreibung derjenigen biologischen Qualitätskomponenten, die bei sehr gutem Zustand vorliegen oder vorliegen würden, d. h., ohne oder mit nur geringen anthropogenen Störungen. Die Tabellen in den nachfolgenden Kapiteln für den sehr guten biologischen Zustand eines angegebenen Gewässertyps weisen in die Richtung der Sanierung, bilden aber nicht das Ziel ab. Nach Artikel 4.1 a (ii) gilt folgendes: “die Mitgliedstaaten schützen, verbessern und sanieren alle Oberflächenwasserkörper, ... mit dem Ziel, spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie ... einen guten Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen; ...“

7.1 Bestimmung der unteren Verbreitungsgrenzen

In Kapitel 3.4 wurde bereits auf die Abnahme der Secchi-Tiefe im Laufe der Jahrzehnte dargestellt. Ebenfalls wurde bereits auf die Problematik bei der Bestimmung der unteren Verbreitungsgrenzen von *Fucus vesiculosus* als auch *Zostera marina* eingegangen. In den folgenden Kapiteln wird der Versuch unternommen, anhand historischer Daten und dem Mittel der Expertenmeinung untere Verbreitungsgrenzen für *Zostera marina*, *Fucus vesiculosus* und dem Phytal im Allgemeinen aufzustellen. Des Weiteren wird auf die Secchi-Tiefe eingegangen.

7.1.1 *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus*

Sowohl für *Zostera marina* als auch für *Fucus vesiculosus* meinen wir anhand der historischen Daten eine maximale Tiefengrenze von 10 m für Einzelpflanzen festlegen zu können, bei einem angenommenen Lichtbedarf von 10 % der Eingangsstrahlung (BLÜMEL et al. 2002). Hierbei bezieht sich der Lichtbedarf auf die Vegetationsperiode von *Zostera marina*, der Jahreslichtbedarf von *Fucus vesiculosus* liegt entsprechend höher. Der Attenuationskoeffizient errechnet sich bei bekanntem Lichtbedarf entsprechend dem Lambert-Beerschen Gesetz. Im Folgenden ist ein Beispiel für die untere Verbreitungsgrenze von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* gegeben, die den guten vom mäßigen Zustand trennt. Als Toleranz von der maximalen Verbreitungstiefe wurden 5 % definiert. Dies entspricht im nachfolgenden Beispiel ungefähr der Abnahme der Secchi-Tiefe im Winter von historisch bekannten Werten (Kapitel 3.4).

(1) Berechnung des Attenuationskoeffizienten

$$k = -\ln\left(\frac{10\%}{100\%}\right) / 10m = 0,23026$$

(2) Funktion zur Abnahme Attenuation

$$y = 100 * e^{(-0,23026*x)}$$

Durch Bildung des Integrals erhält man:

$$(3) \quad A_{10} = \int_{0m}^{10m} 100 * e^{-0,23026x} dx \approx 390,90105$$

Den Flächenanteil für 5 % Toleranz zur Eindringtiefe von 10 m (bei 10 % verbleibendem Lichtanteil) erhält man durch:

$$(4) \quad \int_{x_2}^{10m} 100 * e^{-0,23026x} dx = 0,05 * 390,90105 \approx 19,54505$$

Daraus ergibt sich eine Tiefe von:

$$(5) \quad x_2 = \frac{\ln\left(\frac{19,54505 * 0,23026}{100} + e^{10 * 0,23026}\right)}{-0,23026} \approx 8,38655m$$

Hierbei wird davon ausgegangen, dass jeweils ein bestimmter Rückgang der Lichttiefe die Güteklassen voneinander trennt. In der Literatur werden verschiedene Attenuationskoeffizienten angegeben, die auf einem unterschiedlichen Lichtbedarf für *Zostera* und *Fucus* basieren (Tabelle 40).

Tabelle 40: Attenuationskoeffizienten bei verschiedenen Lichtsituationen und Tiefen. Farblich hervorgehoben wurden die Werte, die den historischen Verbreitungstiefen von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* zu Grunde lagen, sowie die daraus kalkulierte untere Verbreitungsgrenz des Phytals.

Attenuation	Tiefe [m]	Attenuationskoeffizient k
20 %	12	0,24964436
20 %	10	0,29957323
20 %	8	0,37446653
20 %	6	0,49928871
10 %	12	0,19188209
10 %	10	0,23025851
10 %	8	0,28782314
10 %	6	0,38376418
5 %	12	0,24964436
5 %	10	0,29957323
5 %	8	0,37446653
5 %	6	0,49928871
1 %	22	0,20932592
1 %	21	0,21929382
1 %	20	0,23025851
1 %	19	0,24237738
1 %	18	0,25584279
1 %	17	0,27089236
1 %	16	0,28782314
1 %	15	0,30701135
1 %	14	0,32894073
1 %	13	0,35424386
1 %	12	0,38376418
1 %	11	0,41865184
1 %	10	0,46051702
1 %	9	0,51168558
1 %	8	0,57564627
0,5 %	23	0,23025851

Dabei wird deutlich, dass Änderungen im Lichtbedarf und der historischen Verbreitungstiefe zu anderen Grenzen zwischen den Güteklassen führen (Tabelle 41).

Tabelle 41: Angegeben sind die kritischen Grenzen für die unterste Verbreitung von Einzelpflanzen von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* bei einem Lichtbedarf von 10%, Attenuationskoeffizient $k = 0,23025$. Je nach der natürlichen Eindringtiefe verändern sich die kritischen Grenzen für die Bewertung.

Rückgang in %	12 m	10 m	8 m	6 m
1	11,55	9,63	7,70	5,78
5	10,06	8,39	6,71	5,03
10	8,65	7,21	5,77	4,33
15	7,55	6,29	5,03	3,77
20	6,63	5,53	4,42	3,32
25	5,86	4,88	3,90	2,93
30	5,18	4,32	3,45	2,59
35	4,58	3,82	3,06	2,29
40	4,05	3,37	2,70	2,02
45	3,56	2,97	2,37	1,78
50	3,12	2,60	2,08	1,56
55	2,71	2,25	1,80	1,35
60	2,33	1,94	1,55	1,16
65	1,97	1,64	1,31	0,99
70	1,64	1,37	1,09	0,82
75	1,33	1,11	0,89	0,66
80	1,03	0,86	0,69	0,52
85	0,76	0,63	0,50	0,38
90	0,49	0,41	0,33	0,25
95	0,24	0,20	0,16	0,12
100	0,00	0,00	0,00	0,00

Um neben den Angaben für das tiefste Vorkommen von Einzelpflanzen auch noch maximale Verbreitungsgrenzen geschlossener Bestände anzugeben, wurde davon ausgegangen, dass geschlossene Bestände einen mindestens 5 % höheren Lichtbedarf als einzeln stehende Pflanzen haben. Somit definiert die flachere Grenze für das Vorkommen von einzeln stehenden Pflanzen den Ausgangspunkt für den sehr guten Zustand des Gesamtbestandes. Die anschließenden Intervalle für die jeweilige Abstufung zur nächst höheren Belastung wurden beibehalten.

Als geschlossener Bestand wird eine Seegras-Dichte von 50 Sprossen m^{-2} definiert. Dieser Wert orientiert sich an den Untersuchungen über Seegras-Bestände verschiedener Autoren innerhalb der Ostsee und entspricht dem niedrigsten aller aufgeführten Werte (Tabelle 26). Die Wahl eines höheren Wertes wurde abgelehnt, da die meisten Autoren ihre Untersuchungen in relativ flachen Bereichen durchgeführt haben.

Tabelle 42: Güteklasse-Bildung anhand des Rückganges der Lichteindringtiefe in Prozent für die am tiefsten vorkommenden Einzelpflanzen sowie geschlossener Bestände

Einstufung 10 m	Rückgang Licht Einzelpflanze	Vorkommen in m Einzelpflanze	Toleranz Licht Dichter Bestand	Vorkommen in m Dichter Bestand	Attenuations-Koeffizienten
1	0 – 1%	9,63 – 10,00	0 - 6%	8,12 - 10,00	K = 0,23025 (10%) Lichtbedarf 10% der Eingangs- strahlung
2	1 – 5%	8,39 - 9,62	6 – 10%	7,21 - 8,11	
3	5 – 25%	4,89 – 8,39	10 -30%	4,32 - 7,20	
4	25 - 75%	1,11 – 4,88	30 – 80 %	0,63 - 4,31	
5	75 - 100%	0,00 – 1,11	80 – 100 %	0,00 - 0,63	

Bei der Ermittlung der unteren Verbreitungsgrenze von *Zostera marina* ist unbedingt darauf zu achten, dass für die Bewertung keine Jungpflanzen herangezogen werden, die sich über Samen entwickelt haben. Diese keimen im Frühjahr bis 10 m Wassertiefe aus, sind aber an vielen Standorten nicht in der Lage sich über längere Zeit zu etablieren. So betrug die Länge des Rhizoms am Ende der Vegetationsperiode von ausgekeimten Pflanzen lediglich 2,8 cm (Waabs, September 2005) in einer Tiefe von 9,0 m, während sie in 5,0 m tiefen Wasser auf 14,3 cm heranwuchsen.

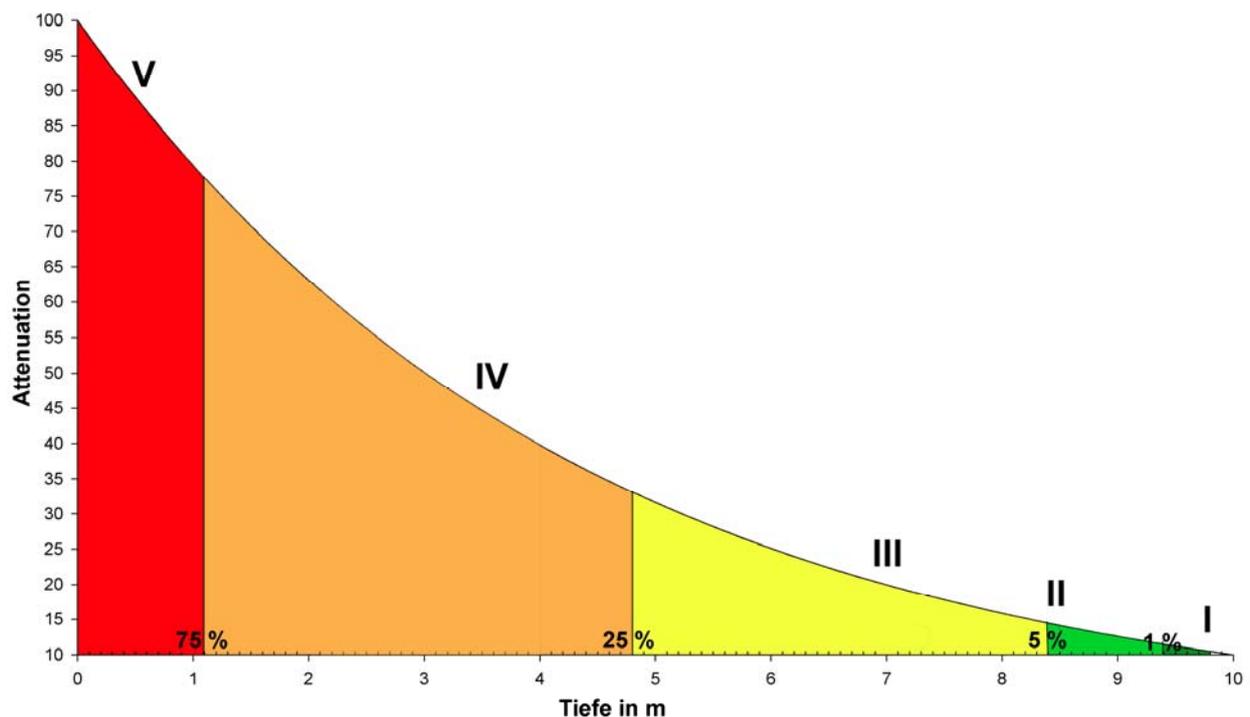


Abbildung 44: Verbreitungsgrenzen für einzeln stehende Pflanzen von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* bei einer angenommenen maximalen Vorkommenstiefe von 10 m und einem minimalen mittleren Lichtbedarf von 10% der Oberflächenstrahlung während der Vegetationsperiode von *Zostera*.

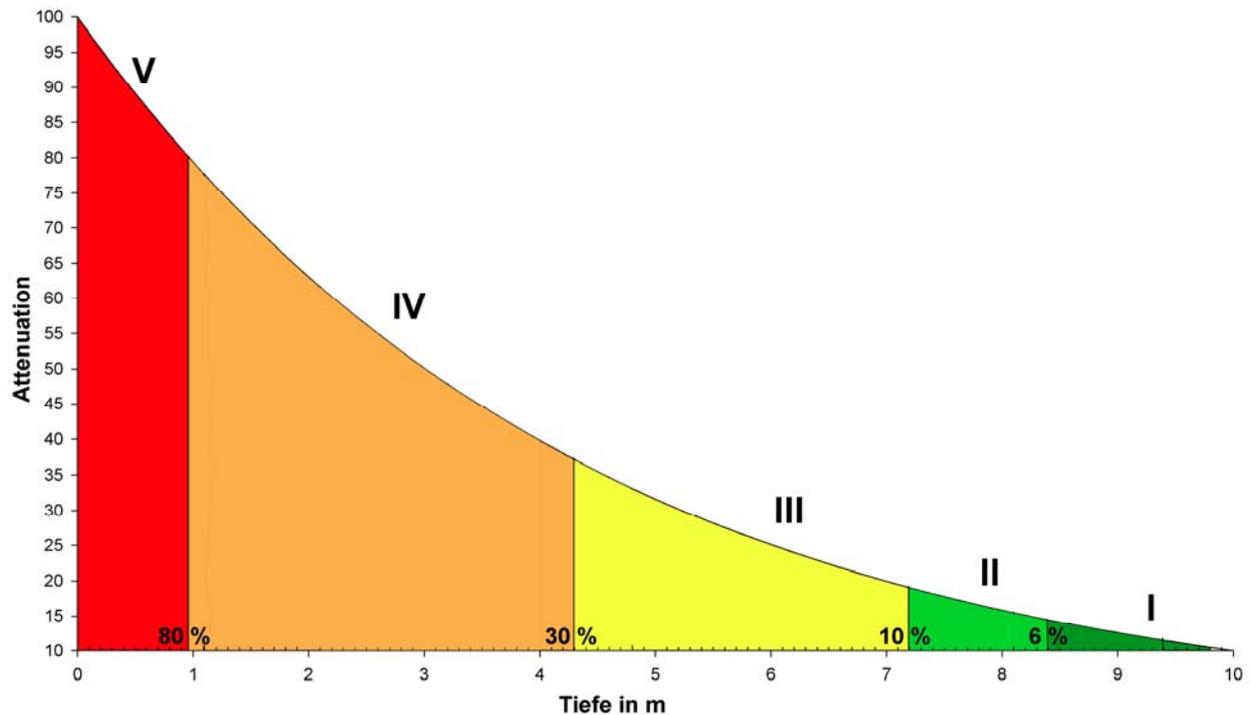


Abbildung 45: Verbreitungsgrenzen für geschlossene Bestände von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* bei einer angenommenen maximalen Vorkommenstiefe von 10 m bei den Einzelpflanzen und einem minimalen Lichtbedarf von 10% der Oberflächenstrahlung.

Ergibt sich eine neue Datenlage, dass die natürliche Verbreitungsgrenze von *Fucus vesiculosus* oder *Zostera marina* in einem Gebiet nicht bei 10 m gelegen hat oder der minimale Lichtbedarf für *Zostera* / *Fucus* nicht bei 10 % Oberflächenlicht liegt, so können die Tiefengrenzen mit Hilfe der hier aufgeführten Formeln neu berechnet werden.

7.1.2 Verlust an besiedelter Fläche

Ausgehend von den historischen Verbreitungstiefen von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* bedeutet ein Rückgang von 5 % des eindringenden Lichtes, wie er als Grenze von dem guten zu dem mäßigen Zustand für beide Arten definiert wurde, einen theoretisch möglichen Rückgang an besiedelbarer Fläche um etwa 16 % bei einem linear abfallenden Gewässer. Der Übergang vom mäßigen zum unbefriedigenden Zustand wäre mit einem Verlust von über 50 % an besiedelbarer Fläche verbunden, auch hier unter der Voraussetzung, dass das Bodenprofil gleichmäßig abfällt. Zukünftig erscheint es wünschenswert zu sein, eine GIS-Applikation zu benutzen, um standortgenau Flächenanteile im Flachwasserbereich zu berechnen und so die exakten Verluste an potenziell besiedelbarer Fläche zu bilanzieren. Der

hier gewählte Ansatz ist zu stark vereinfacht, er zeigt aber die erheblichen Auswirkungen auf das Benthos bei schon geringen Rückgängen der Eindringtiefe des Lichtes an.

Mit Hilfe des *Satzes des Pythagoras* und dem 2. *Strahlensatz* lässt sich auf einfache Art und Weise bei gegebener horizontaler Entfernung zum Ufer und der angenommenen historischen Untergrenze der Untersuchungskomponente der potentielle Habitatverlust berechnen (Abbildung 46).

(1) Entfernung über Grund

$$C = \sqrt{A^2 + B^2}$$

(2) Steilheit des Tiefenprofils α

$$\tan \alpha = B / A$$

(3) Prozentualer Verlust (F) an Fläche

$$F = \frac{c^2}{C} m^2$$

(4) Berechnung der Profillänge c^2

$$c^2 = \frac{b^2}{\sin \alpha}$$

Der prozentuale Verlust an theoretisch besiedelbarer Fläche hängt von dem Bodengefälle ab (Tabelle 43), da sich der Winkel α (Abbildung 46) entsprechend des Gefälles verändert; in der Praxis wirkt sich dies aber nur bei einem sehr steil abfallenden Bodenprofil aus.

Tabelle 43: Prozentualer Verlust an besiedelbarer Fläche für *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* bei gleichmäßig abfallender Wassertiefe. Die Referenztiefe beträgt 10 m.

Entfernung vom Ufer [m] (A, Abbildung 46)	Flächenverlust 1 % Lichtabfall	Flächenverlust 5 % Lichtabfall	Flächenverlust 25 % Lichtabfall	Flächenverlust 75 % Lichtabfall
1000	3,70	16,00	52,10	88,90
500	3,70	16,00	52,11	88,92
250	3,70	16,01	52,14	88,97
100	3,72	16,08	52,35	89,34
10	5,23	22,63	73,68	-

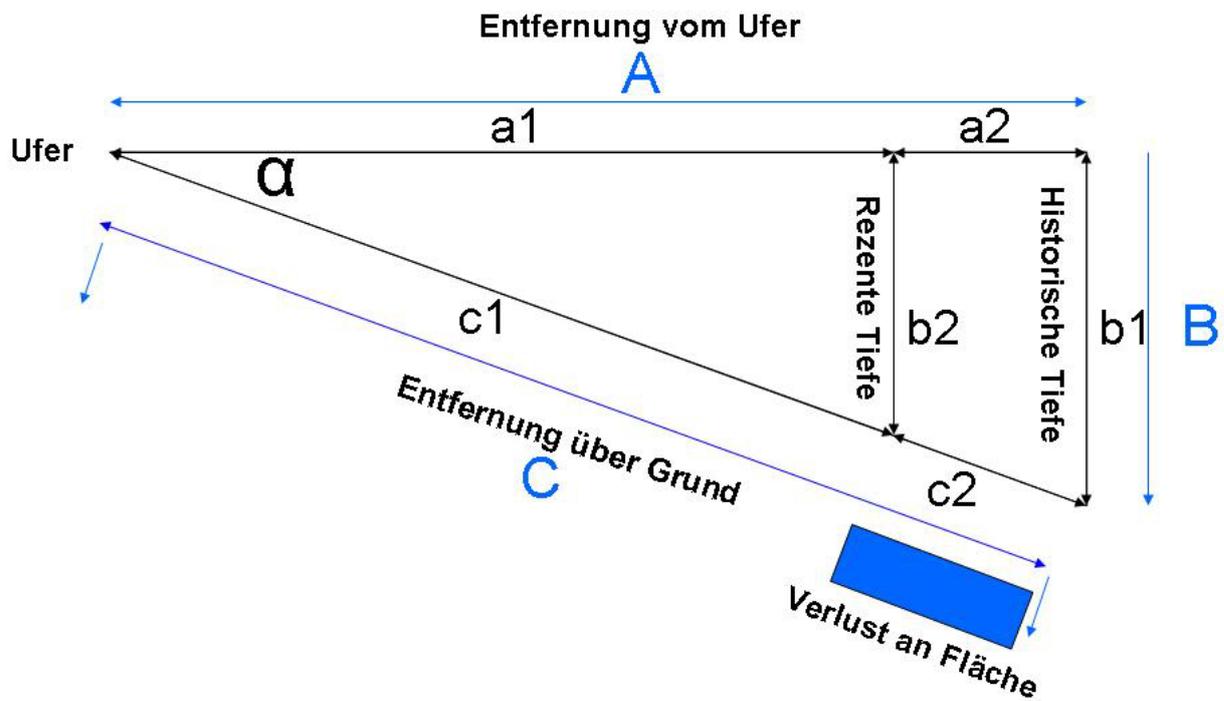


Abbildung 46: Vereinfachtes Schema zur Berechnung der besiedelbaren Fläche bei Rückgang der Eindringtiefe des Lichtes.

7.1.3 Verbreitungsgrenze des Phytals

Im Gewässertyp B4 kommen *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* aufgrund der oberen Abgrenzung zur 10 m Tiefenlinie in der Regel nicht vor. Über den Rückgang des Rotalgenphytals sowie von *Laminaria saccharina* wurde bereits in den Kapiteln 6.2 und 6.3 berichtet. BREUER (1989) ging davon aus, dass die Tiefengrenze für Makrophyten in der Kieler Bucht bei 0,5 % der Jahreslichtsumme an der Oberfläche liegt, was ungefähr der Grenze der Verfügbarkeit an Hartsubstraten entspricht. Mit unserem Ansatz, dass der Lichtbedarf von *Zostera marina* bei 10 % während der Vegetationsperiode liegt, kann keine historisch mögliche Untergrenze des Phytals berechnet werden. Wir haben daher ausgehend von der in Abbildung 47 dargestellten Lichtkurve (angepasst nach SAGERT & SCHUBERT 2002), den zusätzlichen Anteil von Licht außerhalb der Vegetationsperiode von *Zostera* berechnet und erhalten so den Jahreslichtbedarf von *Fucus vesiculosus* in 10 m Wassertiefe.

Nach Anpassung an die Normalverteilung gilt:

$$(1) \quad f = 91,2874 * e^{\left(-0,5 * \left(\frac{(x-172,6027)}{80,9941}\right)^2\right)}$$

Daraus lässt sich dann die Lichtsumme als Fläche für das ganze Jahr berechnen:

$$(2) \quad A_G = \int_0^{365} 91,2874 * e^{\left(-0,5 * \left(\frac{(x-172,6027)}{80,9941}\right)^2\right)} \quad A_G \approx 18064,350$$

Anschließend wird das Intervall berechnet in dem *Zostera marina* vorkommt (Mitte Mai – Mitte September)

$$(3) \quad A_{Zostera} = \int_{135}^{255} 91,2874 * e^{\left(-0,5 * \left(\frac{(x-172,6027)}{80,9941}\right)^2\right)} \quad A_{Zostera} \approx 9176,511$$

Von der Jahreslichtsumme fallen fast 54 % auf den Zeitraum der Vegetationsperiode von *Zostera marina*.

$$(4) \quad \frac{A_{Zostera}}{A_G} \approx 53,79\%$$

(5) Abschließend lässt sich ein mittlerer Lichtbedarf von 9,04 % für *Fucus vesiculosus* wie folgt errechnen:

$$Lichtbedarf_{Fucus} = \frac{(150 * 10 + 215 * 8,37)}{365} = 9,04 \text{ in 10 m Wassertiefe}$$

Der Attenuationskoeffizient für den mittleren Lichtbedarf ist: $k = 0,24035$

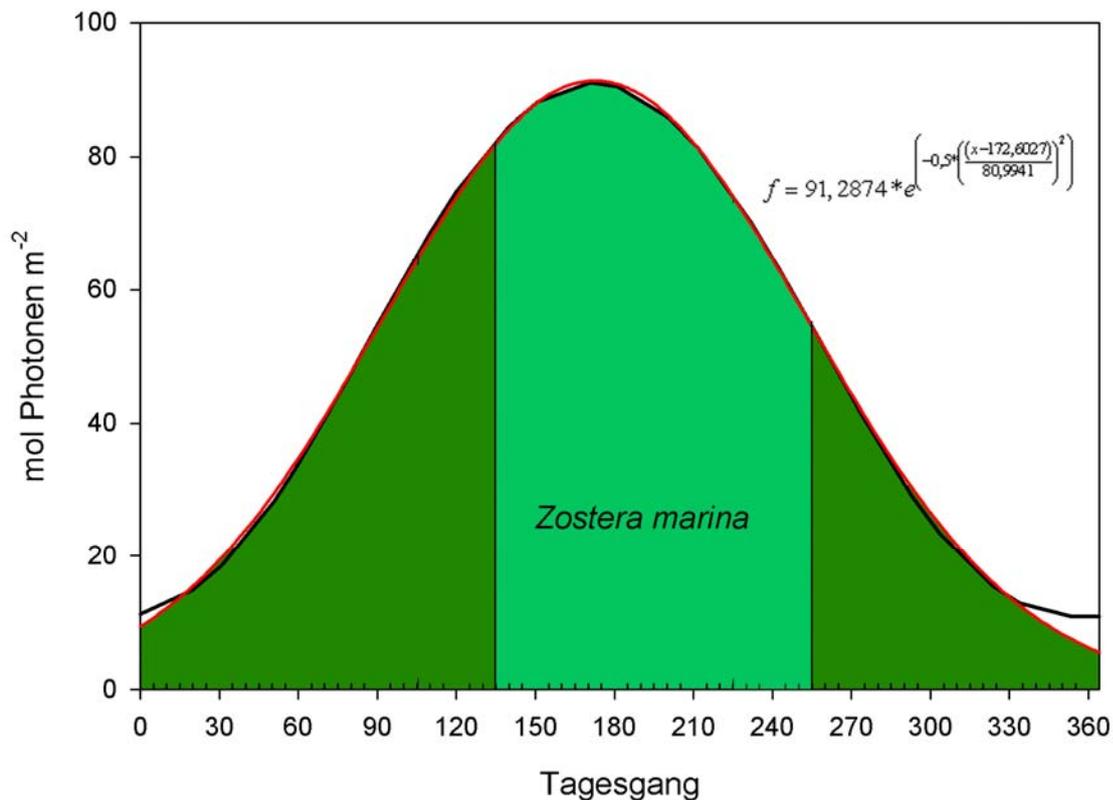


Abbildung 47: Simulation des Jahresganges der PAR (photosynthetically active radiation) Strahlung für die geographische Breite der Station Zingst (- Simulation nach [SAGERT & SCHUBERT 2002](#)) und statistische Anpassung an eine Normalverteilung (---).

Der von [SCHRAMM \(1996\)](#) beschriebene Rückgang der Tiefengrenze von 20 m auf 18 m wird durch die Lichtkalkulation bestätigt, die eine mittlere Attenuation von 1 % zugrunde legt. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Attenuationskoeffizienten wären bei [BREUER \(1989\)](#) in 17,45 m 1 % des mittleren Jahreslichtbedarfes vorhanden, nach unseren Kalkulationen kommen wir für den historischen Referenzwert auf eine Tiefe von 19,13 m. Würde man die gleichen Abstufungen für die Bewertungsklassen der Tiefengrenze des Phytals wählen wie für *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus*, dann hätte dies aufgrund des logarithmischen Kurvenverlaufs zur Folge, dass der Übergang vom guten zum mäßigen Zustand erst bei 11,74 m einsetzen würde. Dies würde, von einem linearen Anstieg der Wassertiefe ab der Küstenlinie ausgehend, einen Rückgang von fast 39 % einer ursprünglich besiedelbaren Fläche bedeuten (Tabelle 44).

Tabelle 44: Abgelehnte Übernahme des *Zostera* / *Fucus* Ansatzes für die untere Verbreitungsgrenze des Phytals, da dies zu einem übermäßigen Flächenverlust führen würde.

Einstufung 19,13 m	Rückgang Licht Einzelpflanze	Vorkommen in m Bestand	Toleranz Fläche absolut	Attenuations- Koeffizienten
1	0 – 1%	16,28 – 19,13	0-15 %	K = 0,24035 Lichtbedarf 1% der Eingangsstrahlung
2	1 – 5%	11,74 – 16,27	16-39 %	
3	5 – 25%	5,64 – 11,73	40-70 %	
4	25 - 75%	1,18 – 5,63	71-94 %	
5	75 - 100%	0,00 – 1,11	95-100%	

Ein solch starker Rückgang kann nicht den Übergang von dem guten zum mäßigen Zustand erklären. Das Problem ist vielmehr die Übertragung des *Zostera* / *Fucus* Ansatzes auf stark abweichende Tiefen.

Um dieses Problem zu umgehen haben wir daher den potenziellen Habitatverlust des *Zostera* / *Fucus* Ansatzes zu Grunde gelegt und diesen auf die Abstufung der Tiefengrenzen des Rotalgenphytals übertragen (Tabelle 45). Dadurch ergibt sich der Übergang vom guten zum mäßigen Zustand der äußeren Küstengewässer bei einer Tiefe von 16,06 m. Dies entspricht einem theoretischen Verlust an 16 % besiedelbarer Fläche sowie ein Rückgang der Eindringtiefe des Lichtes um 2 %. Zukünftig wird es wichtig sein den tatsächlichen Lichtbedarf der am tiefsten stehenden Makroalgen unter den jeweiligen Salzgehaltbedingungen in den B3a sowie B4 Gewässern noch einmal zu überprüfen. Sollte sich dabei ein geringerer Lichtbedarf einzelner Arten herausstellen, so wäre die Tiefengrenze nach unten zu korrigieren.

Tabelle 45: Grenzen des Rotalgenphytals in Metern, berechnet aus sich ergebenden Flächenverlusten des *Zostera* / *Fucus* Ansatzes

Einstufung 19,13 m	Rückgang Licht Phytal	Vorkommen in m Gesamtphytal	Flächenveränderung Dichter Bestand	Attenuations- Koeffizienten
1	0 – 1,1%	18,42 – 19,13	0 – 3,7%	K = 0,24035 Lichtbedarf 1% der Eingangsstrahlung
2	1,2 – 2,0%	16,06 - 18,41	3,8 – 16,0%	
3	2,1 – 10,9%	9,18 – 16,05	17 -52%	
4	11,0 – 31,6%	4,78 – 9,17	53 – 89 %	
5	31,7 – 100%	0,00 – 4,77	90 – 100 %	

7.1.4 Maximale Secchi-Tiefen

Die Secchi-Tiefe wird häufig als Hilfsmittel zur Bestimmung der Eindringtiefe des Lichtes benutzt (KIRK 1994). Dies lässt sich wie folgt berechnen:

$$k = \frac{1,44}{\text{Sichttiefe}}$$

Dann gilt für die Eindringtiefe des Lichtes bei einem Lichtbedarf von 10 % in 10 m Wassertiefe:

$$x_{10m} = -\frac{\ln(0,1) * \text{Sichttiefe}}{1,44} \quad \text{Sichttiefe} = 6,25m$$

Das so ermittelte Ergebnis für den sehr guten Zustand der Wasserkörper steht im Widerspruch zu historisch durchgeführten Messungen. Zwei Fehlermöglichkeiten müssen hier in Erwägung gezogen werden: zum einen die angenommenen Randbedingungen zum Lichtbedarf von *Zostera*, zum anderen aber auch der von KIRK (1994) angegebene Korrekturfaktor von 1,44 für die Umrechnung der Secchi-Tiefe auf den Attenuationskoeffizienten. Da der Widerspruch an dieser Stelle nicht geklärt werden kann, haben wir uns entschieden die auf *Zostera* basierenden Tiefengrenzen beizubehalten und den Rückgang der Secchi-Tiefe ebenfalls über den Attenuationskoeffizienten zu berechnen ($k = 0,23025$).

7.2 Neophyten

In den äußeren Küstengewässern erhöht sich die Zahl der Neophyten und Neozoen zunehmend. Die Rotalge *Dasya baillouviana* als auch die Braunalge *Fucus evanescens* haben sich in den letzten Jahren vor allem entlang der Dänischen Küste (SCHUELLER & PETERS 1994, NIELSEN & MATHIESEN 2005) und im westlichen Teil der Deutschen Ostsee etabliert, während das Vorkommen von *Codium fragile* und *Bonnemaisonia hamifera* schon länger bekannt ist. Die zunehmende Dominanz vor allem von *Dasya* in einem Tiefenbereich von 3-6 m gibt Anlass zur Sorge, ob nicht heimische Vertreter verdrängt werden könnten. Im Sommer 2005 wurde vermutlich erstmals *Gracilaria vermiculophylla* in mehreren Exemplaren treibend in der Kieler Förde gefunden (SCHORIES & SELIG 2006). Sowohl im ostfriesischen

Wattenmeer (NEHLS, pers. Mitteilung) als auch an der schwedischen Westküste hat sich die Art bereits etabliert (ICES 2005).

Die biologische Qualität von Gewässern kann durch Belastungen wie die Einführung nichtheimischer Arten oder Krankheitserreger beeinträchtigt werden. In der WRRL werden eingeschleppte Arten nicht explizit als Belastung bezeichnet, sie werden aber als *“andere signifikante anthropogene Auswirkungen“* mit erwähnt. Da durch die Präsenz von Neophyten einige biologische Qualitätskomponenten beeinflusst werden können, müssen sie bei der Festlegung von Referenzbedingungen berücksichtigt werden. Man kann zwar das bloße Vorkommen eingeschleppter Arten in einem Gewässer mit sehr gutem Zustand hinnehmen, allerdings nur wenn es die Gesamtstruktur und -funktion des Ökosystems nicht über Gebühr beeinträchtigt und wenn die normativen Begriffsbestimmungen des sehr guten Zustands nicht verletzt werden. In Tabelle 46 ist aufgelistet wie die Autoren ein mögliches Auftreten von Neophyten bewerten.

Tabelle 46: Güteklasse-Einteilung bei Vorkommen von Neophyten in einem Gebiet

	ökologischer Zustand	Beobachtung
1	Sehr guter Zustand	Keine Neophyten oder nur einzelne Pflanzen vorhanden, keine Funktionsänderung im Ökosystem
2	Guter Zustand	Einzelne Pflanzen einer oder mehrerer eingeschleppter Arten vorhanden, jedoch nie dominierend. Gesamtbiomasse unter 5 %
3	Mäßiger Zustand	Eine oder mehrere Neophyten-Arten vorhanden, Biomasse über 5 %, teilweise bestandsbildend
4	Unbefriedigender Zustand	Flächendeckendes Auftreten von Neophyten mit einem Biomasse-Anteil zwischen 25-75 %, Ausfälle und Verdrängung der einheimischen Vegetation
5	Schlechter Zustand	Deutliche Dominanz der Neophyten über die einheimische Flora. Über 75 % der Biomasse werden von den Neophyten ausgemacht. Massiver Ausfall von einheimischen Arten

7.3 Die Klassifizierung der Einzelkomponenten

In den vorherigen Kapiteln wurden die unteren Verbreitungsgrenzen von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* sowie des Rotalgenphytals mathematisch exakt definiert. Dadurch ist ein Hilfsmittel entstanden, welches ermöglicht, neue Referenzwerte für einzelne floristische Komponenten dem Bewertungsansatz hinzuzufügen oder sie auch lokal zu korrigieren, wenn andere historische Tiefengrenzen für einzelne Regionen bekannt werden. Voraussetzung für die Berechnung ist die historisch bekannte maximale Vorkommenstiefe sowie der

Lichtanspruch unter den standorttypischen Bedingungen. Ausgehend von diesen Werten lassen sich dann die Grenzen zwischen den ökologischen Zuständen entweder über (1) den prozentualen Lichtverlust oder (2) den Verlust an Habitatfläche berechnen. Beide Ansätze haben jedoch, wie bereits erwähnt, auch Schwächen. Der erste Ansatz führt dazu, dass seine Anwendung in verschiedenen Tiefenbereichen ganz unterschiedliche Flächenanteile berücksichtigt. Der zweite Ansatz geht stattdessen davon aus, dass die Flächenanteile einer linear abfallenden Küste folgen. Dies ist jedoch nicht der Fall.

Die Tabellen 47 a-c geben eine Zusammenfassung aller Parameter, die zur Klassifizierung der Gewässertypen B3a / B3b und B4 herangezogen werden. Es wird zwischen Basisparametern und Begleitparametern unterteilt. Die Basisparameter werden unmittelbar zur Bewertung herangezogen und müssen dadurch auch eindeutig für alle fünf Klassenstufen definiert sein. Die Begleitparameter charakterisieren die Flora in ihrer Zusammensetzung und Struktur. Auch wenn diese Parameter derzeit nicht direkt in die Bewertung eingehen, so sind sie doch unbedingt erforderlich für eine Einschätzung des ökologischen Zustandes. Zum einen ermöglichen sie tendenzielle Aussagen bzw. Langzeitbetrachtungen, und zum anderen geben sie auch erste Rückschlüsse für die Ursachen der Degradation, wenn der gute ökologische Zustand nicht erreicht wird. Weiterhin sind für eine spätere Evaluierung des Klassifizierungsansatzes diese Daten erforderlich. Das vorliegende Klassifizierungssystem basiert auf dem heutigen Kenntnisstand und kann nicht in allen Belangen die Vorgaben der EU-WRRL umsetzen - so u.a. bei der Artenzusammensetzung. So charakterisiert diese ebenso wie das verstärkte Auftreten von ephemeren Algen in den B3a- und B3b-Wasserkörpern die ökologischen Zustände. Unterschiede zu den Referenzzuständen sind jedoch in der Praxis wesentlich schwerer zu erfassen als die Verschiebung der Tiefengrenzen, da sowohl die intra- als auch interannuelle sowie die räumliche Variabilität innerhalb eines Standortes als auch zwischen den Standorten sowohl in historischen als auch rezenten Untersuchungen extrem hoch ist ([OVERBECK 1964](#), [BREUER 1989](#)).

Die Abstufung der Tiefengrenzen von *Zostera marina*, *Fucus vesiculosus* und dem Rotalgen-Phytal unterscheiden sich nicht zwischen den drei Gewässertypen. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass gerade in den historischen Angaben zu lokalen Gebietsbeschreibungen, zum Beispiel der Makroalgen-Vegetation von Hiddensee durch [OVERBECK \(1964\)](#), keine unteren Vorkommensgrenzen einzelner Arten enthalten sind, und es uns so nicht möglich war, ortsspezifische Abweichungen vom allgemeinen Referenzzustand zu berücksichtigen.

Die maximale Verbreitungstiefe von *Fucus vesiculosus* auf Hartsubstraten ist neben der Tiefenverteilung von *Zostera marina* das wichtigste Kriterium zur Beschreibung des ökologischen Zustandes. Das Vorkommen von *Fucus serratus* zwischen und unterhalb der *F. vesiculosus* Bestände ist typisch für den Gewässertyp B3b, kommt aber auch vereinzelt im Wassertyp B3a vor. Ein Vorkommen von *Fucus vesiculosus* und *Zostera marina* zwischen 9,5 und 10,0 m beschreibt den Referenzzustand der Gewässertypen B3a und B3b; für den guten Zustand sollten die am tiefsten stehenden Pflanzen noch zwischen 8,5 und 9,5 m angetroffen werden können. Im Gegensatz zu *Zostera marina* ist *Fucus vesiculosus* in der Tiefe aber nicht so weit verbreitet, da an vielen Standorten ein Mangel an Hartsubstraten vorherrscht oder dieses nur locker verstreut zwischen mobilen Sedimenten vorhanden ist. Gerade an der Mecklenburg-Vorpommernschen Küste ist bei der Kartierung 2004 / 2005 das weiträumige Fehlen von *Fucus vesiculosus* auffällig gewesen, so dass *Fucus* als Bewertungskomponente weiträumig ausfällt, während *Zostera marina* zumeist herangezogen werden kann.

Bei den mixohalinen äußeren Küstengewässern mit saisonaler Sprungschicht (B4) handelt es sich um Wasserkörper bei denen sich in den Sommermonaten im küstennahen Bereich eine temporäre Thermokline in einem Tiefenbereich zwischen 6-12 m ausbildet. Aufgrund der Tiefe dieser Becken und Rinnen können *Zostera marina* als auch *Fucus vesiculosus* selbst unter sehr guten Bedingungen nicht mehr oder nur ganz vereinzelt an diesen Standorten vorkommen. An diesen Standorten bildet die Verschiebung der Tiefengrenze des Rotalgenphytals das entscheidene Bewertungskriterium, das jedoch auch in den Gewässertypen B3a und B3b zum Tragen kommt.

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

Die Bewertung der Gewässertypen B3a, B3b und B4 anhand von Neophyten steht isoliert zu den zuvor erwähnten Betrachtungen, da die Ursachen dieser ökologischen Verschmutzung komplett andere sind als die im Gesamtkontext vorrangig diskutierten historischen Veränderungen der Küstengewässer. Dennoch führen Neophyten zu Veränderungen von beschriebenen Referenz-Zuständen mit teilweise dramatischen Folgen (SCHORIES & SELIG

2006). Die Bewertung von Neophyten ist entsprechend Kapitel 7.2 für alle Gewässertypen gleich gewählt.

Ein fehlender Bewuchs auf Sedimentflächen wird derzeit nicht als Belastung interpretiert werden, es sei denn, dass es sich historisch nachweisbar um Flächen mit Makrophytenbewuchs gehandelt hat und die Strömungsverhältnisse sich nicht durch bauliche Maßnahmen verändert haben. Der derzeitige Kenntnisstand ermöglicht keine anderen Aussagen. Dies betrifft auch die Einbeziehung unterer Verbreitungsgrenzen der Flora, welche derzeit nicht im Klassifizierungsansatz berücksichtigt werden.

Tabelle 47a-c: Zusammenfassung der für das Monitoring relevanten Angaben aus den Referenztabellen der Gewässertypen B3a, B3b und B4. Erklärungen: Dichter *Zostera*-Bestand bedeutet > 50 Sprosse m². Dichter Fucus-Bestand bedeutet > 75 % Bedeckung des vorhandenen Hartsubstrates. Detritus-Bewertung gilt nur für Gewässer ohne oder mit nur geringem Flusseintrag. Für den Gewässertyp 3a sind rezent keine Neophyta bekannt. Die Tiefenangaben wurden aus praktischen Gründen auf 0,5 m gerundet. Die Originaldaten sind dem Text zu entnehmen. Die Tabellen wurden in Basisparameter und Begleitparameter untergliedert.

B3a	<i>Zostera marina</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>	Hartsubstrat	Neophyten
Referenz – Sehr guter Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 9,5 - 10,0 m • Dichter Bestand bis 8,0 - 10,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • TG Epiphyten < 10 g/m² • Kein Detritus auf <i>Zostera</i> • Begleitarten in ruhigem flachen Bereichen siehe ELBO Ansatz 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 9,5 - 10,0 m • Dichter Bestand bis 8,0 -10,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Im flachen Bereich ist eine <i>Fucus</i> / <i>Pilayella</i> Assoziation ausgebildet 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefengrenze des Gesamtphytals 18,5 - 19,0 m; Einzelpflanzen bis 19,0 - 22,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Furcellaria lumbricalis</i> und <i>Laminaria saccharina</i> bestimmen die Untergrenze • <i>Polysiphonia fucoides</i> und <i>Rhodomela</i> > 10 m häufig 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Keine Neophyten oder nur einzelne Pflanzen vorhanden
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefe auch in den Sommermonaten häufig > 9,0 m				
Guter Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 8,5 - 9,5 m • Dichter Bestand bis 7,0 - 8,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • TG Epiphyten 10-50 g/m² • kein oder temporär wenig Detritus auf <i>Zostera</i> 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 8,5 - 9,5 m • Dichter Bestand bis 7,0 - 8,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Im flachen Bereich ist eine <i>Fucus</i> / <i>Pilayella</i> Assoziation ausgebildet 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefengrenze des Gesamtphytals 16,0 - 18,5 m, einzelne Pflanzen tiefer <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Coccolytus truncatus</i> und <i>Furcellaria lumbricalis</i> weniger häufig als zuvor, geschlossene Bestände unterbrochen 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelne Pflanzen einer oder mehrerer eingeschleppter Arten vorhanden, Biomasse TG < 5 %
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefe auch in den Sommermonaten überwiegend bis 8,0 und 9,0 m				
Mäßiger Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 7,0 - 8,5 m • Dichter Bestand bis 4,5 - 7,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • TG Epiphyten 50-100 g/m², teilweise mattenbildend, insbesondere <i>Pilayella littoralis</i> • Detritus akkumuliert in geschützten Buchten 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 7,0 - 8,5 m • Dichter Bestand bis 4,5 - 7,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Der <i>Fucus</i>-Gürtel wird zum Teil durch andere Algen ersetzt und durch opportunistische Algen überwachsen 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefengrenze des Gesamtphytals 9,0 - 16,0 m, einzelne Pflanzen tiefer <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • TG annuell > TG perennial in 5 -8 m Wassertiefe • Akkumulationen von losen Algen, vor allem bestehend aus <i>Ceramium virgatum</i> und <i>Pilayella littoralis</i> 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse TG 5-25 %
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefe in den Sommermonaten mehrheitlich zwischen 5,0 und 8,0 m.				

B3a (Fortsetzung)	<i>Zostera marina</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>	Hartsubstrat	Neophyten
Unbefried. Zustand	Basisparameter <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 1,0 - 5,0 m • Dichter Bestand bis 0,5 - 4,5 m Begleitparameter <ul style="list-style-type: none"> • TG Epiphyten > 100 g/m² • Detritus an allen <i>Zostera</i>-Standorten 	Basisparameter <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 1,0 - 5,0 m • Dichter Bestand bis 0,5 - 4,5 m Begleitparameter <ul style="list-style-type: none"> • Der <i>Fucus</i>-Gürtel ist im unteren Bereich (2,0 - 5,0 m) in den Sommermonaten von Driftalgen überwuchert. 	Basisparameter <ul style="list-style-type: none"> • Tiefengrenze des Gesamtphytals 5,0 - 9,0 m, einzelne Pflanzen tiefer Begleitparameter <ul style="list-style-type: none"> • Ausfall wesentlicher Florenelemente 	Basisparameter <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse TG 25-75 %
	Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefe auch in den Sommermonaten zwischen 1,0 und 5,0 m			
Schlechter Zustand	Basisparameter <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 0,0 - 1,0 m • Dichter Bestand bis 0,0 - 0,5 m Begleitparameter <ul style="list-style-type: none"> • TG Epiphyten >> 100 g/m² • viel Detritus auf <i>Zostera</i> • <i>Beggiatoa</i>-Rasen 	Basisparameter <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 0,0 - 1,0 m • Dichter Bestand bis 0,0 - 0,5 m Begleitparameter <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse annualer Pflanzen (in 2 - 10 m Wassertiefe) : Biomasse perennialer Arten (<i>Fucus</i>) = 75 % : 25 % 	Basisparameter <ul style="list-style-type: none"> • Tiefengrenze des Gesamtphytals 0,0 - 5,0 m, einzelne Pflanzen tiefer Begleitparameter <ul style="list-style-type: none"> • Massen von Driftalgen ersticken die stationäre Vegetation 	Basisparameter <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse TG > 75 %. Massiver Ausfall von einheimischen Arten.
	Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen in den Sommermonaten nur maximal 1,0 m			

B3b	<i>Zostera marina</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>	Hartsubstrat	Neophyten
Referenz – Sehr guter Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Einzelpflanzen bis 9,5 - 10,0 m ● Dichter Bestand bis 8,0 - 10,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● TG Epiphyten < 10 g/m² ● Kein Detritus auf <i>Zostera</i> ● Characeen und <i>Zostera noltii</i> in ruhigem, geschützten Bereichen präsent und dichte Bestände bildend 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Einzelpflanzen bis 9,5 - 10,0 m ● Dichter Bestand bis 8,0 - 10,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● mit Ausnahme von <i>Fucus</i> annuelle Arten bis 5 m dominant ● <i>Fucus serratus</i> regelmäßig unterhalb <i>Fucus vesiculosus</i> ● Im flachen Bereich ist eine <i>Fucus</i> / <i>Pilayella</i> ausgebildet 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Tiefengrenze des Gesamtphytals 18,5 - 19,0 m (Erhebung außerhalb der 1 sm-Zone erweitern); Einzelpflanzen bis 19,0 - 22,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● <i>Coccotylus</i>, <i>Phyllophora</i>, <i>Delesseria</i> und <i>Rhodomela</i> > 8 m dominant ● <i>Membranoptera</i> gemischt mit <i>Phycodrys</i> und <i>Delesseria</i> > 8 m ● <i>Halosiphon tomentaria</i> bis 10 m ● Geschlossene <i>Furcellaria</i> Rasen 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Keine Neophyten oder nur einzelne Pflanzen vorhanden (Vorkommen von <i>Dasya baillouviana</i>, <i>Gracilaria vermiculophylla</i>, <i>Fucus evanescens</i>, siehe SCHORIES & SELIG 2006)
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefe auch in den Sommermonaten häufig > 9,0 m				
Guter Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Einzelpflanzen bis 8,5 - 9,5 m ● Dichter Bestand bis 7,0 - 8,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● TG Epiphyten 10-50 g/m² ● kein oder temporär wenig Detritus auf <i>Zostera</i> 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Einzelpflanzen bis 8,5 - 9,5 m ● Dichter Bestand bis 7,0 - 8,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Im flachen Bereich ist eine <i>Fucus</i> / <i>Pilayella</i> Assoziation ausgebildet 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Tiefengrenze des Gesamtphytals 16,0 - 18,5 m (Erhebung außerhalb der 1 sm-Zone erweitern) <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Mittlere Biomasse von <i>Phyllophora</i> / <i>Coccotylus</i> / <i>Phyllophora</i> ≥ 20 % der Biomasse oberhalb 10 m ● kein Ausfall von Arten 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Einzelne Pflanzen einer oder mehrerer eingeschleppter Arten vorhanden, Biomasse TG < 5%
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen auch in den Sommermonaten überwiegend bis 8,0 und 9,0 m				

B3b (Fortsetzung)	<i>Zostera marina</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>	Hartsubstrat	Neophyten
Mäßiger Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 5,0 - 8,5 m • Dichter Bestand bis 4,5 - 7,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • TG Epiphyten 50-100 g/m², teilweise mattenbildend, insbesondere <i>Pilayella littoralis</i> • Detritus akkumuliert in geschützten Buchten 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 5,0 - 8,5 m • Dichter Bestand bis 4,5 - 7,2 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Der <i>Fucus</i>-Gürtel wird zum Teil durch andere Algen ersetzt und durch opportunistische Algen überwachsen 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefengrenze des Gesamtphytals 9,0 - 16,0 m, einzelne Pflanzen tiefer <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Akkumulationen von losen Algen, vor allem bestehend aus <i>Ceramium virgatum</i> und <i>Pilayella littoralis</i> • TG annuell (Rotalgen, <i>Pilayella littoralis</i>) > TG perennial in 5-8 m • <i>Coccotylus / Phyll.</i> 10-20 % 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse TG 5-25 %
	Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen in den Sommermonaten mehrheitlich zwischen 5,0 und 8,0 m			
Unbefried. Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 1,0 - 5,0 m • Dichter Bestand bis 0,5 - 4,5 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • TG Epiphyten > 100 g/m² • Detritus an allen <i>Zostera</i>-Standorten 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 1,0 - 5,0 m • Dichter Bestand bis 0,5 - 5,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Der <i>Fucus</i>-Gürtel ist im unteren Bereich (2,0 - 5,0 m) in den Sommermonaten von Driftalgen überwuchert 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefengrenze des Gesamtphytals 5,0 - 9,0 m, einzelne Pflanzen tiefer <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dominanz fädiger Braun- und Rotalgen bis 10 m (Biomasse > 75 %) • Ausfall von <i>Phycodrys rubens</i> und <i>Membranoptera alata</i>, driftende Feinalgen dominieren, vor allem <i>Pilayella littoralis</i> und <i>Ceramium virgatum</i> • Ausfall wesentlicher Florenkomponenten, unter den Rotalgen deutlicher Rückgang der Blattbuschalgen in der Tiefe ab 8 m 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse TG 25-75%
	Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen auch in den Sommermonaten zwischen 1,0 und 5,0 m			

B3b (Fortsetzung)	<i>Zostera marina</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>	Hartsubstrat	Neophyten
Schlechter Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 0,0 - 1,0 m • Dichter Bestand bis 0,0 – 0,5 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • TG Epiphyten >> 100 g/m² • viel Detritus auf <i>Zostera</i> • <i>Beggiatoa</i>-Rasen 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpflanzen bis 0,0 – 1,0 m • Dichter Bestand bis 0,0 – 0,5 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse annualer Pflanzen unterhalb 2 m Wassertiefe : Biomasse perennialer Arten (<i>Fucus</i>) = 75 % : 25 % 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefengrenze des Gesamtphytals 0,0 - 5,0 m, einzelne Pflanzen tiefer <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ausfall von über 75% der mehrjährigen Arten auf den ersten 10 m • Massen von Driftalgen ersticken die stationäre Vegetation 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biomasse TG > 75 %. Massiver Ausfall von einheimischen Arten
	Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen in den Sommermonaten nur maximal 1,0 m			

B4	Hartsubstrat	Neophyten
Referenz – Sehr guter Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Tiefengrenze Phytal (Bestand) 18,5 - 19,0 m, einzelne Pflanzen bis 22,0 m (0,5 % Licht) <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● <u>Dominante Arten tiefer 8 m:</u> <i>Coccotylus</i>, <i>Phyllophora</i>, <i>Delesseria</i> und <i>Rhomomela</i> ● <u>Dominante Arten tiefer 12 m:</u> <i>Delesseria</i>, <i>Phycodryis</i>, <i>Laminaria saccharina</i>, rote Feinalgen < 10 % ● <u>Dominante Arten tiefer 16 m:</u> <i>Delesseria</i>, <i>Phycodryis</i>, <i>Laminaria saccharina</i>, rote Feinalgen < 1 % ● <i>Laminaria saccharina</i> und <i>L. digitata</i> sind an den historisch nachgewiesenen Fundorten Schleswig-Holsteins ab 8 m Wassertiefe regelmäßig anzutreffen. ● Geschlossene <i>Furcellaria lumbricalis</i> Rasen in der Kieler Bucht präsent 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Keine Neophyten oder nur einzelne Pflanzen vorhanden (Vorkommen von <i>Dasya baillouvina</i>, <i>Gracilaria vermiculophylla</i>, <i>Fucus evanescens</i> > 10 m fraglich, SCHORIES & SELIG 2006)
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefe auch in den Sommermonaten häufig > 9,0 m		
Guter Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Tiefengrenze Phytal (Bestand) 16,0 - 18,5 m, einzelne Pflanzen tiefer <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● <u>Dominante Arten tiefer 12 m:</u> <i>Delesseria</i>, <i>Phycodryis</i>, <i>Laminaria</i>, rote Feinalgen < 5 % ● <u>Dominante Arten tiefer 16 m:</u> <i>Delesseria</i>, <i>Phycodryis</i>, <i>Laminaria</i>, rote Feinalgen << 1 % ● <i>Laminaria saccharina</i> und <i>L. digitata</i> sind an über 75 % der historisch nachgewiesenen Fundorte Schleswig-Holsteins ab 8 m Wassertiefe regelmäßig anzutreffen. ● kein Ausfall von Arten 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Einzelne Pflanzen einer oder mehrerer eingeschleppter Arten vorhanden, Biomasse TG < 5% ● Artenzusammensetzung siehe oben
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen auch in den Sommermonaten überwiegend bis 8,0 und 9,0 m		
Mäßiger Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Untere Tiefengrenze Phytal (Bestand) liegt bei 16,0 m <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● tiefer 12 m: <i>Delesseria sanguinea</i>, <i>Phycodryis rubens</i>, <i>Laminaria saccharina</i>, rote Feinalgen < 5% ● tiefer 16 m vereinzelt: <i>Delesseria sanguinea</i>, <i>Phycodryis rubens</i>, <i>Laminaria saccharina</i>, rote Feinalgen < 1% ● <i>Laminaria saccharina</i> und <i>L. digitata</i> sind nur an 50 % der historisch nachgewiesenen Fundorte Schleswig-Holsteins ab 8 m Wassertiefe regelmäßig anzutreffen. ● Deutlicher Rückgang von Arten zu verzeichnen 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Biomasse TG 5-25 % ● Artenzusammensetzung siehe oben
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen auch in den Sommermonaten überwiegend bis 5,0 und 9,0 m		

B4 (Fortsetzung)	Hartsubstrat	Neophyten
Unbefried. Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> Die Untergrenze für eine geschlossene Bodenvegetation liegt im küstenfernen Bereich bei maximal 11,5 m (5 % Lichtverlust), im küstennahen Bereich zwischen 5,0 - 9,0 m (Totalausfall B4). <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> <i>Delesseria sanguinea</i>, <i>Phycodrys rubens</i> vereinzelt bis 12 m Anoxika in den Sommermonaten sowohl unter als auch über der Thermoklinen <i>Laminaria saccharina</i> und <i>L. digitata</i> kommen nicht mehr in der Tiefe vor rote Feinalgen als verrottende Driftmatten 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> Biomasse TG 25-75% Artenzusammensetzung siehe oben
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen auch in den Sommermonaten zwischen 1,0 und 5,0 m		
Schlechter Zustand	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> Totalausfall der stationären Flora unterhalb 10 m Wassertiefe <p>Begleitparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> Über Monate deutlich ausgeprägte Anoxika rote Feinalgen als verrottende Driftmatten 	<p>Basisparameter</p> <ul style="list-style-type: none"> Biomasse TG > 75 %. Massiver Ausfall von einheimischen Arten Artenzusammensetzung siehe oben
Ergänzend über die Saison: Secchi-Sichttiefen in den Sommermonaten nur maximal 1,0 m		

7.4 Verrechnung der Einzelkomponenten

Theoretisch stehen für die Beurteilung der jeweiligen Wasserkörper maximal vier Bewertungsparameter zur Verfügung:

- die Verbreitungstiefe des Seegrases *Zostera marina*
- die Verbreitungstiefe des Blasentangs *Fucus vesiculosus*
- die Verbreitungstiefe der Phytal-Gemeinschaften und deren Zusammensetzung
- das Auftreten von Neophyten

Während die ersten drei Parameter auch für sich alleine wirken können, um die Veränderung vom Referenzzustand zu beurteilen, können Neophyta ohne weitere Angaben zu den vorherigen Parametern nie zu einem guten ökologischen Zustand führen sondern dokumentieren nur die Verschlechterung (Abbildung 48), da sie ein reiner Belastungsparameter sind.

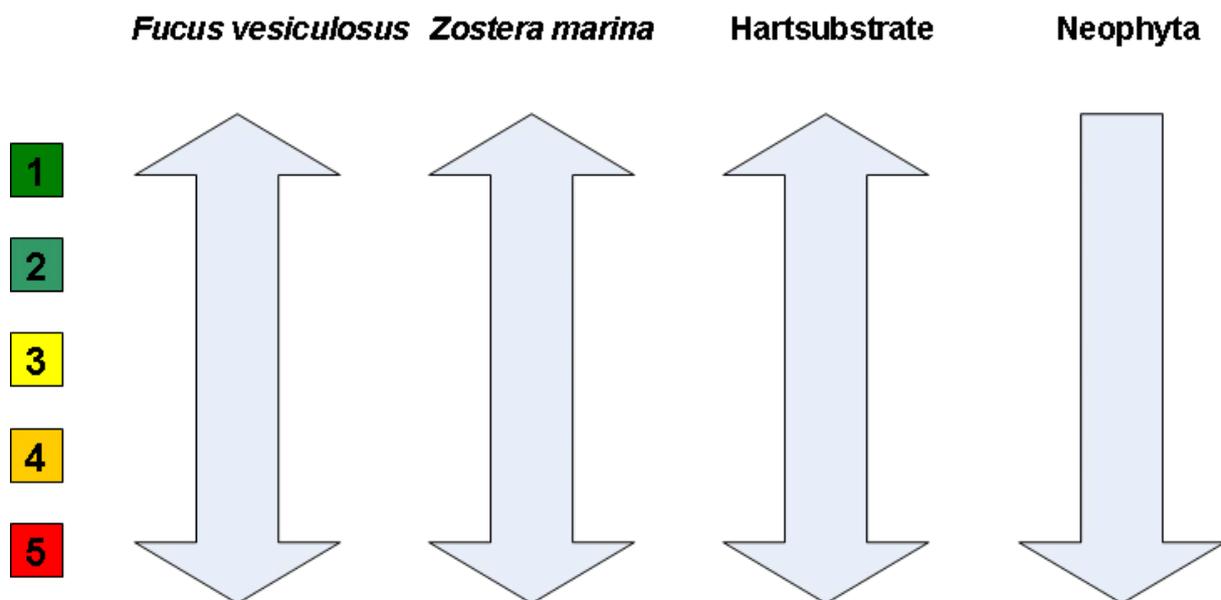


Abbildung 48: Aussagekraft der Messgrößen bei bekanntem historischem Zustand des Untersuchungsstandortes. Die Tiefengrenze von *Fucus vesiculosus*, *Zostera marina* und die Phytalgemeinschaft auf den Hartsubstraten wirken gleich stark in beide Richtungen der Bewertungsskala. Die Anwesenheit von Neophyta charakterisiert dagegen nur die Belastung.

In den vorherigen Kapiteln sowie in tabellarischer Form in den nachfolgenden Kapiteln ist der Referenzzustand für die Gewässertypen B3a, B3b und 4 im Allgemeinen beschrieben. Die Aussagekraft ist allerdings nur dann hoch, wenn nicht nur der historische Referenzzustand für den jeweiligen Gewässertyp bekannt ist sondern auch noch einer für die spezifische Lokalität erhoben werden kann. Diese Angaben müssen in der Folgezeit noch erstellt werden, bzw.

Monitoring-Stationen müssten so ausgewählt werden, dass auf entsprechende historische Angaben zurückgegriffen werden kann. Liegen diese Daten nicht vor, wird die Fehlermöglichkeit umso größer je schlechter die Lokalität bewertet wird. Eine beobachtete Verbesserung ist grundsätzlich positiv zu beurteilen, da sie sich dem Referenzzustand annähert (Abbildung 49). Zur Veranschaulichung sei folgendes Beispiel genannt: Wird rezent in einem Wasserkörper (B3a, b) ein geschlossener Bestand von *Fucus vesiculosus* in einer Wassertiefe von 3,5 m gefunden, so würden wir anhand unseres Bewertungsschemas das Gewässer in die Klasse III (mäßiger Zustand) einstufen. Wäre uns allerdings bekannt gewesen, dass *Fucus* historisch an dem Standort nie tiefer als 6 m vorgekommen ist anstatt des allgemeinen Referenzwertes von 10 m, wäre unsere Einstufung inkorrekt. Um solche Fehleinschätzungen bezüglich der historisch bekannten Sichttiefe zu minimieren, haben wir ein Bewertungsschema eingeführt mit dem sich sowohl der Lichtbedarf als auch die Tiefe Standortbezogen anpassen lässt.

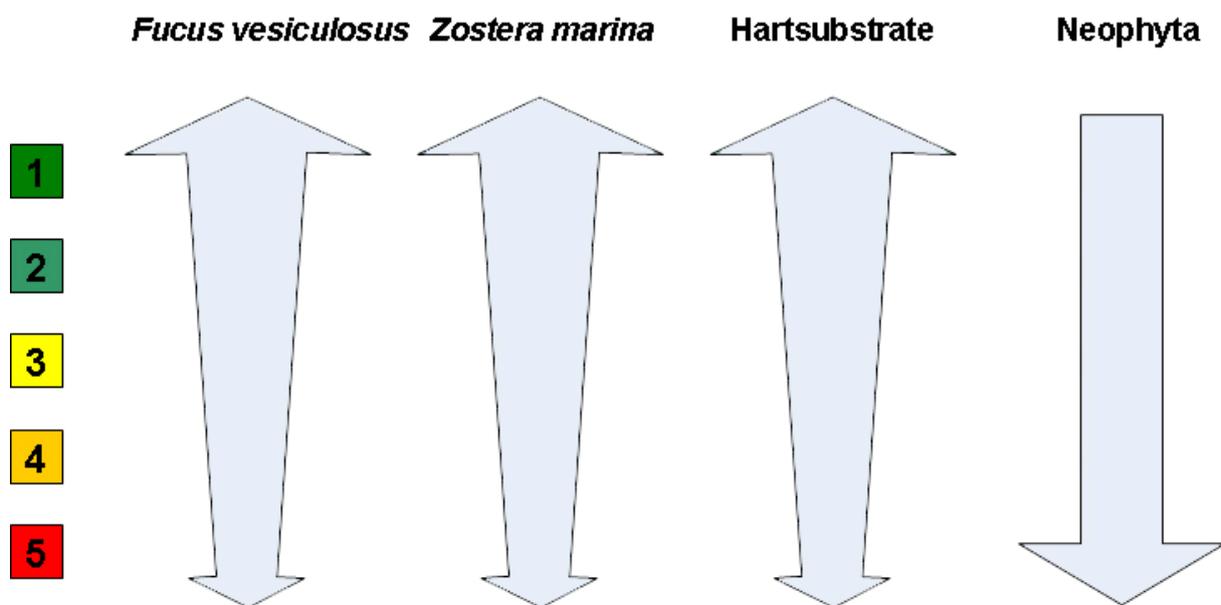


Abbildung 49: Aussagekraft des Bewertungsschemas bei unklarem historischem Referenzzustand einer lokalen Beprobungsstelle innerhalb der definierten Gewässertypen.

Bei der Verrechnung der Einzelkomponenten sind wir 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. Dadurch haben wir versucht dem Umstand Rechnung zu tragen, dass zum einen meist nicht die vollständigen Angaben aller Komponenten an einem Standort bekannt sind, zum anderen dass es zahlreiche natürliche Wechselwirkungen gibt, die sich auch direkt in der Verbreitungsgrenze eines

Algen-Bestandes widerspiegeln. Nicht verrechnet werden darf jedoch die Komponente Neophyta, die abhängig von ihrer Ausprägung immer eine Verschlechterung darstellt. Im Folgenden wird an mehreren Beispielen erläutert, wie wir uns bei bestimmten Ausgangssituationen die Bewertung vorstellen.

Beispiel 1, Sedimentfläche ohne Bewuchs (Abbildung 50): Bewuchslose Sedimentflächen können nicht beurteilt werden, es sei denn, dass der historische Zustand des Gewässers bekannt ist und die Komponente *Zostera marina* historisch präsent gewesen ist. Das Fehlen von Hartsubstrat, das historisch in einem Gewässer vorhanden war, aber durch Steinextraktion verloren gegangen ist, wird nicht für die Bewertung herangezogen.

<i>Fucus vesiculosus</i>	<i>Zostera marina</i>	Hartsubstrate	Neophyta	Resultierende
1				
2				
3				
4				
5				

Abbildung 50: Darstellung der zu berücksichtigenden Messgrößen für den Bewertungsansatz nach der EU-WRRL Gewässertypen B3a, B3b und B4 anhand von fünf Gütestufen (1-5). A) Tiefenverteilung von *Fucus vesiculosus*, B) Tiefenverteilung von *Zostera marina*, C) Zusammensetzung der Phytal-Gemeinschaften, D) Anteil an Neophyta – Resultierende Gütestufe.

Beispiel 2, gut entwickeltes Phytal auf Hartsubstraten (Abbildung 51): Obwohl *Fucus vesiculosus* als auch *Zostera marina* abwesend sind oder nur in schwach ausgeprägten Beständen vorkommen, wird ein Untersuchungsgebiet als sich in einem guten ökologischen Zustand befindend bezeichnet, wenn die Phytal-Gemeinschaften entsprechend ausgebildet sind. Auch hier wird wieder davon ausgegangen, dass das Fehlen der beiden anderen Komponenten entweder standortbedingt ist oder biologische Interaktionen eine weitere Ausbreitung der beiden Arten verhindern.

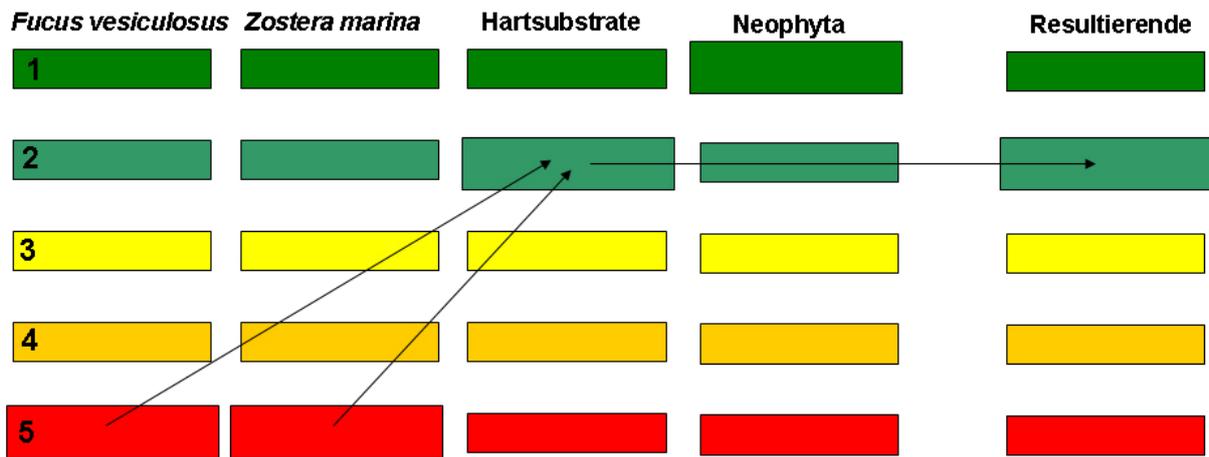


Abbildung 51: Sowohl *Fucus vesiculosus* als auch *Zostera marina* sind abwesend oder kommen nur in geringen Beständen im Gewässer vor, die Phytal-Gemeinschaften entsprechen jedoch dem guten ökologischen Zustand. Der ökologische Zustand ist für diesen Fall als gut (2) einzustufen. Weiterführende Erklärungen siehe im Text.

Beispiel 3: Gute Tiefenverteilung von *Fucus vesiculosus*, Hartsubstrate mit stark reduziertem Phytal (Abbildung 52): *Fucus vesiculosus* kommt in einem Tiefenbereich vor, der dem guten ökologischen Zustand entspricht, das Phytal ist allerdings stark reduziert, weil *Mytilus edulis* sich auf den Hartsubstraten etabliert hat und damit insbesondere in Konkurrenz mit mehrjährigen Algen steht. Auffällig ist zwar das hohe Vorkommen von *Mytilus* an zahlreichen Untersuchungsstandorten gewesen. Wir haben jedoch keine Belege, dass dies eutrophierungsbedingt geschehen ist, auch wenn die Vermutung dazu besteht.

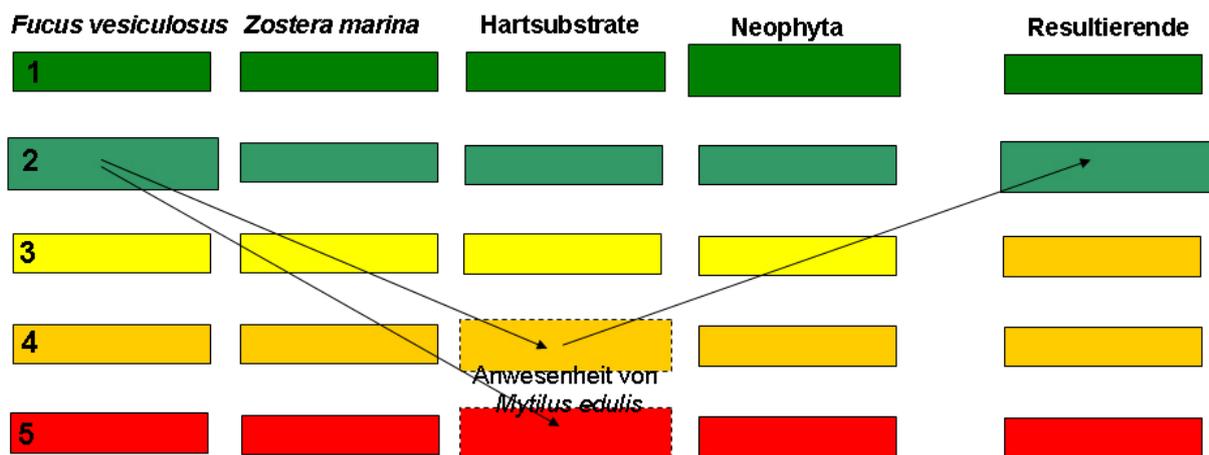


Abbildung 52: Tiefenverteilung von *Fucus vesiculosus* entspricht dem guten ökologischen Zustand, die Phytal-Gemeinschaften auf den Hartsubstraten sind jedoch abwesend oder nahezu abwesend, da *Mytilus edulis* die Hartsubstrate dominiert. Die Hartsubstrate werden nicht bewertet. Der ökologische Zustand ist für diesen Fall als gut (2) einzustufen.

Beispiel 4: Vorkommen von Neophyta (Abbildung 53): Obwohl *Fucus vesiculosus* und *Zostera marina* in Tiefen vorkommen, die einem guten ökologischen Zustand entsprechen, wird ein Gewässer nicht mit gut bewertet, wenn der Anteil an Neophyta zu hoch ist. Das Vorkommen von Neophyta wird ausdrücklich als „ökologische Verschmutzung“ betrachtet und nicht als einen Zustand, der hingenommen werden kann.

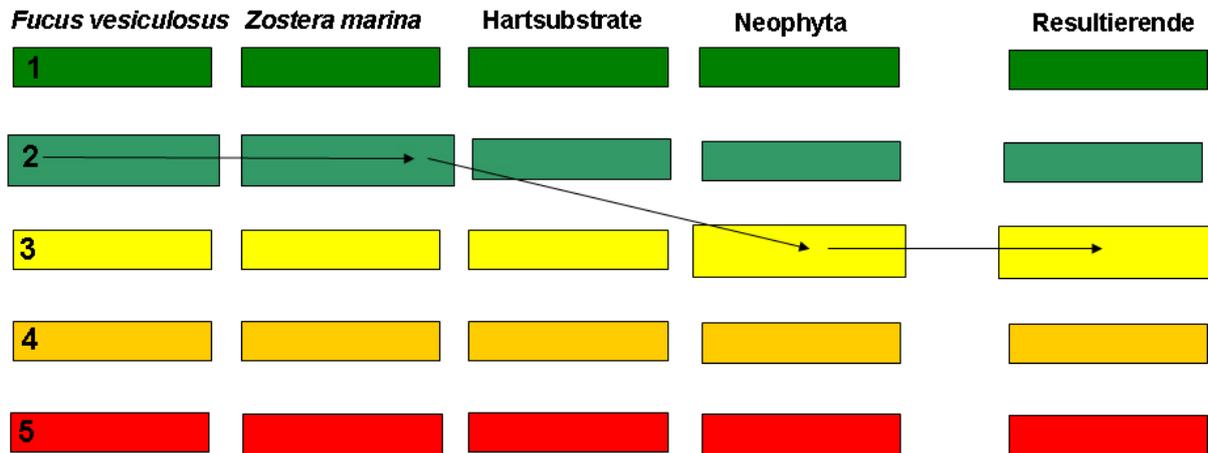


Abbildung 53: Tiefenverteilung von *Fucus vesiculosus* und *Zostera marina* entsprechen dem guten ökologischen Zustand, die Phytal-Gemeinschaften bilden ein heterogenes Bild und können nicht bewertet werden, allerdings fällt auf, dass der Anteil der Neophyta auf den Hartsubstraten zu hoch ist, um einen guten ökologischen Zustand zu präsentieren. Das Gewässer wird als mäßig belastet (3) eingestuft.

8 Monitoring

Im Rahmen dieses Berichtes werden erste Empfehlungen für ein zukünftiges Monitoring gegeben. Dabei sollten folgende Aspekte grundsätzlich Berücksichtigung finden:

1. Die Begrenzung der Untersuchungsgebiete auf die 1-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 1-Seemeilen-Zone – durchgeführt werden.
2. Aufgrund der hohen natürlichen Variabilität (Salzgehalt, Eiswinter) ist eine jährliche Beprobung unbedingt erforderlich. Zur Bewertung sollten dann immer auch mehrere Jahre herangezogen werden.
3. 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 im Bericht mehrfach auf die schlechte Datengrundlage zum Arteninventar hingewiesen. Durch das neue Monitoring sollte unbedingt eine entsprechende bessere Datengrundlage geschaffen werden.

In

Tabelle 48 sind die im Folgenden abschnittsweise erläuterten Monitoring-Empfehlungen für den jeweiligen Gewässertyp und Untersuchungsparameter zusammengestellt worden. Ein großer Teil der einzeln aufgeführten Untersuchungen kann bei den Feldbeprobungen miteinander verknüpft werden.

Tabelle 48: Übersicht der Empfehlungen für ein Überwachungsmonitoring

Zu untersuchende Parameter	<i>Zostera marina</i>	<i>Fucus vesiculosus</i>	Phytal (Hartsubstrat)	Neophyten
Tiefengrenze	Videotransekte im Zeitraum zwischen 15. Juli-15. August	Videotransekte, Zeitraum: ganzjährig	Videotransekte, Zeitraum: ganzjährig, bevorzugt Juni-August	-
Bestandsdichte	Übergang Einzelpflanzen geschlossener Bestand mit Video	Bestandsdichte über Video-transekt im stets gleichen jährlichen Zeitraum	Übergang Einzelpflanzen geschlossener Bestand mit Video	-
Biomasse	Quantitative Probenahme bei 25 % des Lichtbedarfs ¹ (15. Juli-15. August)	-	Quantitative Probennahme (15. Juli-15. August); Tiefen: 0-2 m, 5-7 m, 12-14 m	Quantitative Probennahme (15. Juli-15. August); Tiefen: 0-2 m, 5-7 m, 12-14 m
Arteninventar	-	Unterscheidung zwischen <i>Fucus vesiculosus</i> und <i>Fucus evanescens</i>	Bestimmung der Makroalgen auf Artebene an der Phytalgrenze + 2 m oberhalb; möglichst im Mai-Juni, Tiefen: siehe Biomasse	Bestimmung der Neophyten auf Artebene; möglichst im Juni, Tiefen: siehe Biomasse
Begleitfauna	-	Vorkommen von <i>Mytilus edulis</i> auf Hartsubstraten (Video-Transekt)	Vorkommen von <i>Mytilus edulis</i> auf Hartsubstraten (Video-Transekt)	-
Epiphyten / Detritus	Quantitative Probenahme bei 25 % des Lichtbedarfs ¹ (15. Juni-15. Juli)	-	-	-

¹ Die untere Tiefengrenze entspricht bei ungestörtem Zustand 10 % des saisonalen Lichtbedarfs. Entsprechend kann der 25 % Wert berechnet oder aus Tabelle 52 (Seite 177) mit $\pm 0,25$ m entnommen werden.

Tiefengrenze

Die Ermittlung der Tiefengrenze von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* sowie des Gesamtphytals sollte durch mindestens 5-10 Parallelproben (Video-Transekte) pro Untersuchungseinheit erfolgen. Die Größe der Untersuchungseinheit kann dabei je nach Fragestellung frei definiert werden (lokaler Strandabschnitt, Bucht, Förde etc.). Bei fleckenhafter Verteilung der besiedelbaren Hartsubstrate, der Seegrass-Bestände oder des Blasentangs muss vor Ort entschieden werden, ob die Anzahl an Proben weiter zu erhöhen ist. Dies bietet sich vor allem an um auszuschließen, dass die tiefste Fundort-Angabe ein Ausreißer ist.

Bei einer Auswertung über Unterwasser-Video muss sichergestellt sein, dass keine mit ihren Substrat verdrifteten Exemplare in der Bewertung berücksichtigt werden. Dies lässt sich zunächst überprüfen indem das Boot gestoppt wird und die auf dem Video-Bildschirm erscheinenden Algen nicht mit der Strömung oder der Wellenbewegung verdriften. Kann trotzdem keine Klärung erfolgen, muss getaucht werden. Während die Tiefengrenze der *Fucus*-Standorte ganzjährig beprobt werden kann, ist eine optimale Beprobung des Phytals von Juni bis August und die der *Zostera*-Tiefengrenze von Mitte Juli bis Mitte August gegeben. Da dieser optimale Zeitraum sich nicht mit dem maximalen Vorkommen der Epiphyten deckt (Mitte Juni-Mitte Juli), wäre aus Kostengründen ein möglicher Kompromiss anzustreben, der sich auf die ersten beiden Juli-Wochen für die Video-Transecte und Probenahmen beschränkt.

Bei der Ermittlung der Tiefengrenze von *Zostera marina* muss ausgeschlossen werden, dass juvenile Pflanzen für die Festlegung herangezogen werden, da diese während ihrer Auskeimung verstärkt auf Reservestoffe aus dem Samen zurückgreifen und daher weniger sensibel auf Licht reagieren. Die Tiefengrenze für geschlossene Bestände ergibt sich aus der Präsenz von mindestens 50 *Zostera* Sprossen m⁻². Beim Monitoring mit Hilfe einer UW-Videokamera wird es nötig sein eine Interkalibrierung durchzuführen, bei der als wesentliche Faktoren Fahrtgeschwindigkeit und Sichtfeld der Kamera (definiert durch zwei [drei] Laserpunkte) eingehen, so dass statt der tatsächlichen Sprosszahl ein unterer Bedeckungsfaktor definiert werden muss.

Die Transecte, die für das Monitoring abgefahren werden, erstrecken sich unter optimalen Bedingungen von der unteren Verbreitungsgrenze des Phytals bis zur unteren Verbreitungsgrenze von *Fucus vesiculosus*. Für die detaillierte Auswertung der so erhaltenen Videobänder wird nachfolgende Herangehensweise vorgeschlagen. BLACK (1978) zeigte, dass semiquantitative Abschätzungen analog dem Braun-Blanquet-Verfahren über längere Strecken möglich sind. Dieses Verfahren wurde dann von BREUER (1989) verfeinert, so dass eine aufgeschlüsselte Dichtequantifizierung möglich ist (Tabelle 49). *Fucus* spp. kann separat erfasst werden (Tabelle 50). Vor einer Umsetzung dieses Schemas und zur gegebenenfalls einheitlichen Auswertung bietet sich die Konatkaufnahme zum BfN auf Vilm an, welches Video-Transecte für die NATURA 2000 aufgenommen hat.

Kann mit der UW-Videokamera nicht eindeutig geklärt werden, ob die Art *Fucus vesiculosus* oder *F. evanescens* die untere Verbreitungstiefe definiert, müssen Proben genommen bzw. die Standorte gegebenenfalls betaucht werden. In die Bewertung geht lediglich die untere Verbreitungsgrenze von *F. vesiculosus* ein, und nicht ersatzweise die von *F. evanescens*. Es

wird jedoch empfohlen, immer ein gemeinsames Monitoring von *Fucus vesiculosus*, *F. evanescens* und *F. serratus* durchzuführen und das besiedelte Substrat mit aufzunehmen (*Mytilus edulis* versus Steine, Buhnen etc.). Hilfreiche ergänzende Parameter wären ungefähre Größenangaben der Thalli und der Bewuchs der Thalli mit Epiphyten und Epizoen. Wird eine Rekrutierung von *Fucus* Keimlingen im Gewässer festgestellt, so sollte diese vermerkt werden und ebenfalls die maximale Tiefe dafür angegeben werden. *Fucus evanescens* wird in der Bewertung als Neophyt betrachtet und ist entsprechend dem Bewertungsschema für Neophyten einzuordnen.

Tabelle 49: Angaben von Dichtestufen anhand von Video-Aufzeichnungen (BREUER, 1989)

Dichtestufe	Vegetationsdichte
0	nur vegetationsfreies Sediment
1	freie Sedimentfläche mit 1-2 Pflanzen oder Büscheln
2	freie Sedimentfläche sehr viel größer als vegetationsbedeckte Fläche
3	freie Sedimentfläche größer als vegetationsbedeckte Fläche
4	vegetationsbedeckte Fläche größer als freie Sedimentfläche
5	vegetationsbedeckte Fläche sehr viel größer als freie Sedimentfläche
6	nur Vegetation

Tabelle 50: Erfassung von *Fucus vesiculosus* anhand von Video-Aufzeichnungen

Dichtestufe	Vegetationsdichte
0	<i>Fucus</i> abwesend
1	1-2 Pflanzen <i>Fucus</i> -Thalli vorhanden
2	<i>Fucus</i> freie Fläche sehr viel größer als Fläche mit <i>Fucus</i> (< 10 %)
3	<i>Fucus</i> freie Fläche größer als Fläche mit <i>Fucus</i> (< 25 %)
4	<i>Fucus</i> (> 50 %) größer als Restfläche
5	<i>Fucus</i> (> 75 %) sehr viel größer als Restfläche
6	nur <i>Fucus</i> vorhanden

Diese so gewonnenen Informationen bilden wichtige Ergänzungen zu der in

Tabelle 48 dargestellten Monitoring-Strategie. Da das Datenmaterial ohnehin im Freiland erhoben wird, sind lediglich von den Landesämtern die entsprechenden Mittel zur Verfügung zu stellen, um die Informationen entsprechend auswerten zu lassen.

Die absolute Tiefengrenze des Phytals lässt sich nicht auf das Vorkommen einer einzelnen Art eingrenzen. Dafür sind zum einen die Salzgehaltsunterschiede entlang der Deutschen Ostseeküste zu groß, andererseits kommen im unteren Phytal mehrere Arten mit einem ähnlichen Lichtanspruch vor. Aufgrund der schwierigen Taxonomie und den wenig untersuchten Lichtansprüchen von Krusten-Rotalgen empfehlen wir diese nicht für die Bestimmung der unteren Phytalgrenze heranzuziehen, sondern lediglich filamentöse und thallose Formen. Um bei diesen auch auf Artebene vergleichende Aussagen zwischen der Tiefenverteilung treffen zu können, empfehlen wir, nicht nur das tiefste Vorkommen des Gesamtphytals zu bestimmen, sondern durch Taucher auch die zwei darüber liegenden Tiefenmeter auf Artebene zu untersuchen (qualitative Probenahme mit exakter Tiefenangabe).

Biomasse und Epiphyten von *Zostera marina*

Um das Monitoring möglichst effektiv zu gestalten wird eine Probenahme sowohl von *Zostera marina* als auch der Epiphyten bei einem Lichtanteil von 25 % vorgeschlagen (Tabelle 52, Anhang 11.2). Dies setzt voraus, dass die untere Verbreitungsgrenze des Seegrases auf Lichtlimitierung beruht. Sofern andere Faktoren die untere Verbreitungsgrenze definieren, kann die Standard-Probenahmetiefe für die Biomasse nicht mehr ermittelt werden.

Die vorgeschlagenen 25 % Lichttiefe für die Probenahme beruhen auf zwei Überlegungen: (A) Zum einen muss gewährleistet sein, dass in der ermittelten Tiefe Seegräser noch vorkommen. Der Übergang vom guten zum mäßigen Zustand erfolgt nach dem vereinfachten Monitoring -Schema für Einzelpflanzen bei 8,5 m; dies führt zu einer Probenahmetiefe für die Biomasse von 5,0 m. Dieser Bereich ist auch an exponierten Küsten mit Sandumlagerungen im Küstennahen Bereich (z. B. Zingst) physikalisch stabil genug, um Seegräsbestände aufzuweisen. Würde man sich beispielsweise für 50 % Lichtverfügbarkeit für das Monitoring entschieden, müsste die Biomasse-Probenahme in 2,5 m Wassertiefe erfolgen; in diesen flachen Bereichen kommen aber an besonders exponierten Standorten keine Seegräs-Bestände vor. Entsprechend drastischer sind die Übergänge vom mäßigen zum unbefriedigenden Zustand, da die Probenahmen immer flacher erfolgen müssten, die *Zostera*

marina Bestände entwickeln sich aber im obersten Sublittoral (0-2 m) nur an wenig geschützten Standorten. **(B)** Zum anderen sollen die Probenahme auch in einer Tiefe erfolgen, in dem annuelle Pflanzen von Bedeutung sind. Die 5 m Tiefenlinie (siehe **A**) bietet sich dabei an, da ausgehend von dieser Tiefe vor allem ephemere Algen die Vegetation während der Sommermonate dominieren.

Erfassung des Artenspektrums, Relation perennialer zu annualen Algen

Die natürliche Variabilität auf den Restsedimenten ist sowohl großräumig als auch kleinräumig extrem hoch. Da nur relativ wenige Arten von der Biomasse her von Bedeutung sind, hängt die Probenahmestrategie von der Fragestellung ab. Neben der vollständigen Artenerfassung (siehe unten) wird das Verhältnis annualer zu perennialer Algen in 5-7 m Wassertiefe untersucht. Um dieses zu ermitteln wird vorgeschlagen pro Untersuchungsgebiet zwischen 5-10 Proben zu nehmen. Die zu beprobende Fläche hängt davon ab, ob der Untergrund aus reinem Hartsubstrat besteht oder freie Sandflächen dazwischen vorhanden sind. Die Fläche kann zwischen 0,25 und 1,00 m² variieren. Soll *Mytilus edulis* quantitativ mitbeprobte werden, können kleinere Unterproben ausgewählt werden.

Für die vollständige Erfassung des Artenspektrums in den empfohlenen Tiefenstufen 0-2 m, 5-7 m und 12-14 m sollte der Probenumfang den von **BREUER (1989)** berechneten Minimalarealen entsprechen (Tabelle 51). Daraus ergeben sich für qualitative sowie quantitative Untersuchungen zu bearbeitende Gesamtflächen zwischen 6 und 14 m².

Tabelle 51: Minimalareale für Makrophytobenthos-Proben (1 m²) mit Dichtestufen 1-5 (**BREUER, 1989**).

Dichtestufe	1 (n=54)	2 (n=45)	3 (n=42)	4 (n=26)	5 (n=6)
Quantitativ (Kulczynsky-I.)	12 m ²	12 m ²	8 m ²	6 m ²	Stichprobenumfang zu gering
Qualitativ (Sørensen-I.)	14 m ²	8 m ²	10 m ²	8 m ²	Stichprobenumfang zu gering

Die Bewertung langfristiger Veränderungen der Phytal-Gemeinschaften setzt eine kontinuierliche, jährliche Daten_Erhebungen voraus. Aufgrund von natürlichen Variabilitäten (Salzwassereinträge aus der Nordsee) als auch natürlichen Sukzessionen (u.a. massiven Larvenfall der Miesmuschel *Mytilus edulis*) kann eine langfristigen Veränderung in der Artengemeinschaften nur durch jährliche Beobachtungen dokumentiert werden. Ein sporadischer Blick in das Ökosystem „Ostsee“, wie man ihn beispielsweise nach den Vorgaben der EU-WRRL alle drei Jahre tätigen könnte, kann diese natürliche Variabilitäten nicht beschreiben.

Neophyten

Für die Neophyten ist zurzeit keine eigene Monitoring-Strategie notwendig, da die entsprechenden Arten durch das empfohlene Monitoring mit erfasst werden. Sollte sich allerdings ein Neophyt massiv in seinem Bestand ausbreiten, muss gegebenenfalls eine neue Probennahmestrategie entwickelt werden. Dies könnte der Fall sein wenn beispielsweise die Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* in Seegras-Wiesen vordringt und sich dort übermässig ausbreitet.

9 Defizitanalyse und Handlungsbedarf

Die vorgeschlagene Klassifizierung der Gewässertypen B3a, B3b und B4 basiert auf dem derzeitigen Wissensstand. Im Bericht wurde bereits mehrfach darauf hingewiesen, dass die historische und auch rezente Datenlage nicht immer ausreichend war, um auf dieser Basis einen Klassifizierungsansatz zu erstellen. So wurden Modelle (Berechnung der unteren Verbreitungstiefen) und auch Expertenwissen zur Festlegung der Bewertungskriterien herangezogen. Bei der weiteren Umsetzung der EU-WRRL und auch Evaluierung dieses Bewertungsansatzes sollte dies Berücksichtigung finden. So sollten neben der Erprobung und dem Praxistest dieses vorliegenden Klassifizierungsansatzes auch weitere Fragestellungen unbedingt bearbeitet werden, welche im Folgenden aufgezählt werden.

1. Ermittlung des Lichtbedarfs der Arten

Bei den beiden Schlüssel-Arten *Fucus vesiculosus* und *Zostera marina* wurde von einem minimalen Lichtbedarf über die Vegetationsperiode von ungefähr 10 % ausgegangen, die in 10 m Wassertiefe historisch zur Verfügung standen. Diese Annahmen beruhen auf Literatur-Werten, die insbesondere für *Zostera marina* eine sehr große Spannweite aufweisen (siehe Kapitel 7.1). Daten für den Ostseeraum standen nicht zur Verfügung. Hier erscheint es dringend notwendig den tatsächlichen Lichtbedarf einzelner Arten entlang des Salzgehaltsgradienten im Rahmen von langfristig angelegten Vorhaben - sowohl im Freiland als auch durch Laborversuche - zu ermitteln. Dadurch kann sich eine Korrektur der unteren Verbreitungsgrenzen ergeben.

2. Erfassung des gesamten Arteninventars

Eine taxonomisch fundierte Studie des Artenbestandes entlang der deutschen Ostseeküste ist seit Jahrzehnten nicht mehr durchgeführt worden bzw. wurde niemals veröffentlicht (Schleswig-Holstein: Schwenke & Kaminski; Mecklenburg-Vorpommern: Pankow & Kehl). Hier erscheint eine Revision dringend notwendig um tatsächliche Veränderungen des historisch bekannten Arteninventars zu dokumentieren. Insbesondere liegen kaum Informationen über mögliche Verluste wenig bekannter Makroalgen vor. Eine tiefgreifende taxonomische Bearbeitung wird aber nicht durch jährlich neu ausgeschriebene Monitoringaufträge möglich sein. Hier sollte durch langfristige Kooperationen mit wissenschaftlichen Forschungseinrichtungen oder durch Mitarbeiter an den Landesämtern eine entsprechende Bearbeitung realisiert werden. Dazu ist eine ähnliche Vorgehensweise wie aus dem ALGFES Überwachungsprogramm für das Phytoplankton denkbar.

3. Interkalibrierung *Zostera*-Sprossdichte zu Biomasse

Geschlossene *Zostera*-Bestände werden über eine minimal vorhandene Anzahl von 50 Sprossen m^{-2} definiert. Dies stellt kein Problem bei der Beprobung der *Zostera*-Biomasse dar, jedoch bei Schnittfahrten, die auf Video-Untersuchungen basieren. Hier wird es nötig sein eine Interkalibrierung durchzuführen, bei der über die Faktoren Fahrtgeschwindigkeit und Sichtfeld der Kamera (definiert durch zwei [drei] Laserpunkte) sowie *Zostera*-Bedeckung eine Annäherung erfolgen muss, die sicher stellt, dass die untere Tiefengrenze von *Zostera* möglichst genau erfasst werden kann. Während der ersten Praxiserprobungen ist also eine Interkalibrierung für die Video-Untersuchung notwendig. Dies kann u.a. durch einen parallelen Einsatz von Tauchern und Beprobungen den Untersuchungsflächen entlang der Video-Transekte erfolgen.

4. *Mytilus edulis*

Die Mehrheit der entnommenen Proben auf den Hartsubstraten war nicht vom Phytal dominiert sondern von *Mytilus edulis*. Aus der Referenzliteratur ist solch eine starke Dominanz von *Mytilus edulis* nicht beschrieben. Es kann darüber spekuliert werden, ob *Mytilus edulis* eutrophierungsbedingt stärker ausgeprägt ist als in früheren Zeiten und dadurch einen Konkurrenzvorteil gegenüber dem Phytal hat. So ist wahrscheinlich, dass die Muschel von dem vermehrten Nahrungsangebot profitiert, ein Beleg dazu steht allerdings noch aus. Die Autoren gehen davon aus, dass die frühen botanischen Arbeiten der faunistischen

Komponente und damit auch *Mytilus edulis* keine weitere Beachtung geschenkt haben. So erscheint es lohnenswert insbesondere historische faunistische Literatur bezüglich *Mytilus edulis* auszuwerten, um so Rückschlüsse über Bestandsentwicklungen zu erhalten. Des Weiteren bietet es sich auch an, an permanenten Standorten die Entwicklung von *Mytilus edulis* über die Zeit zu verfolgen.

5. Wiederbesiedlungspotenziale

Die Bewertung langfristiger Veränderungen in Makroalgen-Populationen für die EU-WRRL muss unter dem Gesichtspunkt erfolgen, dass Veränderungen in der mengenmäßigen Zusammensetzung von Populationen bis hin zu ihrem totalen Zusammenbruch normalen Schwankungen unterliegen. Diese können auf instabile dynamische Prozesse, Interaktionen oder auf demoskopischen Schwankungen beruhen (GÅRDMARK *et al.* 2003).

Die Bestandsdichte und Zusammensetzung von Makroalgen schwanken auf drei zeitlichen Skalen: a) bei kurzlebigen Algen im Wesentlichen innerhalb eines Jahres oder b) zwischen zwei Jahren sowie c) bei mehrjährigen Arten innerhalb einer Dekade oder mehr. Einige kurzlebige Arten sind saisonal, so dass sie sich in Frühjahr-, Sommer- und Winterpflanzen unterscheiden lassen. Andere kurzlebige Arten kommen mehr oder weniger mit gleicher Biomasse über das ganze Jahr vor, aber unterscheiden sich extrem zwischen den Jahren. Für die Kriterien eines Klassifizierungsansatzes sind jedoch vor allem die direkten und indirekten Veränderungen wichtig, die auf ein Eingreifen des Menschen beruhen. So wird zukünftig ein konkretes Problem sein, ob und wann ein verbesserter Zustand des Ökosystems messbar nachweisen lässt. Eine Verbesserung des ökologischen Zustandes muss nicht mit der Wiederbesiedlung empfindlicher Arten einhergehen. Im Sinne der EU-WRRL verstehen wir unter einer erfolgreichen Wiederbesiedlung das erneute Vorkommen einer Population nach vorherigem signifikantem Rückgang ihres Bestandes. Dabei ist es wichtig, dass dieser Rückgang direkt oder indirekt durch den Menschen verursacht worden ist. In stabilen Makroalgen-Gesellschaften (z.B. *Fucus vesiculosus*) wird deren Dynamik vor allem über die Überlebensrate der adulten Pflanze gesteuert, während schnellwachsende einjährige Algengesellschaften (Massenvorkommen von *Ulva* spp.) über ihre Sporenverbreitung und Besiedlung gesteuert werden.

Derzeit gibt es keine ausreichenden Erkenntnisse über die zeitlichen und räumlichen Wiederbesiedlungspotenziale einzelner Arten. Für *Zostera marina* liegen erste Untersuchungen zur vegetativen Vermehrung vor (MEYER & NEHRING 2006) und in den eigenen Freilanduntersuchungen wurden Keimlinge in größeren Wassertiefen gefunden,

welche aber nicht überlebensfähig waren. Insbesondere für die Fragestellung der Erfolgskontrolle späterer Sanierungsmaßnahmen müssen hier weitere grundlagenwissenschaftliche Untersuchungen erfolgen.

10 Literatur

- AARUP T (2002): Transparency of the North Sea and Baltic Sea – a Secchi depth data mining study. *Oceanologia*, 44(3): 323–337.
- ADAMKIEWICZ-CHOJNACKA B (1983) Morphological and anatomical investigations of *Furcellaria fastigiata* (Huds.) Lam. From Puck Bay. *Oceanologia* 16: 133–147.
- ANONYMUS (1992): Vegetationsuntersuchungen in der Flensburger Förde 1982–1990. Teknisk Forvaltning Sonderjyllandsamt, Sonderjyllandsamt.
- ANONYMUS (2001): Wirtschaftliches und ökologisches Potential einer Laminarien-Farm in Deutschland. DBU-Abschlußbericht 1-37.
- APSTEIN C (1904): Die Schätzungsmethode in der Planktonforschung. *Wiss. Meeresunters. Abteilung Kiel*, 8.
- BACKMAN T & BARILOTTI D (1976): Irradiance Reduction: Effects on standing crops of the eelgrass *Zostera marina* in a coastal lagoon. *Marine Biology*, 34: 33–40.
- BADEN S, BOSTRÖM C (2001): The leaf canopy of seagrass beds: Faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. *Ecological Studies*, 151: 213ff.
- BASZYNSKI T & KARZMARZ K (1982): Investigations on the production of inorganic matter by Charophyta associations. 2. Benthic associations in the Bay of Puck. *Acta Hydrobiologia* 24: 143-150.
- BEHRENDT H, BACH M, HUBER P, KORNMILCH M, OPITZ D, PAGENKOPF W G, SCHMOLL O, SCHOLZ G, SCHWEIKART U, UEBE R (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Text des Umweltbundesamtes, Berlin, 288 Seiten.
- BIBER P, PAERL HL, GALLEGOS C, KENWORTHY W, FONSECA M (in review): Evaluating indicators of seagrass stress to light limitation in North Carolina. In S.A. Bortone (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 (1978): Vegetationsdynamische Untersuchungen an epilithischen Algengemeinschaften im Sublittoral der westlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der produktionsbiologischen Bestandsabschätzungen. *Rep. Sonderforschungsbereich 95: Wechselwirkungen Meer-Meeressboden* 44: 1-144.
- BLÜMEL C, DOMIN A, KRAUSE J, SCHUBERT M, SCHIEWER U, SCHUBERT H (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 10: 5-111.
- BOBSIEN I, MUNKES B (2004): Saisonale Variation der Fischgemeinschaft und Habitatstruktur einer Seegraswiese (*Zostera marina* L.) der südlichen Ostsee. *Meeresbiologische Beiträge Rostock*, 12: 39–59.
- BÖER (2003). In: Leibniz-Institut für Länderkunde (Hrsg.), *Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Klima, Pflanzen- und Tierwelt Heidelberg*, Berlin: Spektrum.
- BOHRER T, WRIGHT A, HAUXWELL J, VALIELA I (1995): Effect of epiphyte biomass on growth rate of *Zostera marina* in estuaries subject to different nutrient loading. *Biol Bull* 189: 260.

- BOSTROEM C, BONSDORFF E (1997): Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the Northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 37: 153–166.
- 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.
- BOSTRÖM C, BADEN SP, KRAUSE-JENSEN D (2003): The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In Green EP, Short FT (eds) *World atlas of seagrasses*. California University Press. 310 Seiten.
- BOYNTON W, HAGY J, MURRAY L, STOKES C, KEMP W (1996): A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries*, 19: 408–421.
- BRAUN-BLANQUET J (1964) : *Pflanzensoziologie*. Springer Verlag, 864 Seiten.
- BREUER G (1989): *Vegetationsstruktur, Biomasse und Produktivität der sublitoralen Rotalgengemeinschaften der Restsedimentgebiete in der Kieler Bucht*. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Dissertation, 247 Seiten.
- BREUER G, SCHWENKE H (1988): Changes in macroalgal vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. *Kieler Meeresforsch., Sonderh. 6*: 241-255.
- Burkholder PR & Doheny TE (1968). *The biology of eelgrass, with special reference to Hempstead and South Oyster Bays, Nassau County, Long Island, New York*. Contr. No. 3, Dept. Conserv. And Waterways, Hempstead, NY, 120 Seiten.
- BURSA A, WOJTUSIAK H (1939): Untersuchungen Über die Bodenfauna und Bodenflora der Danziger Bucht unter Anwendug eines Taucherhelms. *Bull. Acad . Polon. Scien. Lett. Ser B II*: 213-239.
- CASPERS H (1959): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur ("The Venice System"). *Internat. Rev. ges. Hydrobiol.* 44(2): 313-315.
- CHARLIER R, LONHIENNE T (1996): The management of eutrophicated waters, 2: 45–78.
- COAST (2003): Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer. 107 Seiten. <http://wasserblick.bafg.de/servlet/is/11521/>
- COTTAM C, MUNRO D (1954): Eelgrass status and environmental relations. *Journal of Wildlife Management*, 18: 446–460.
- DAHLGREN S, KAUTSKY L (2002): Distribution and recent changes in benthic macrovegetation in the Baltic Sea basins, a literature review. – *Plant & Ecology (Växtekologi)* 2002(1). Department of Botany, University of Stockholm. 32 pp.
- DAHLKE S (2003). Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee. Forschungsbericht im Auftrage des Umweltbundesamt, 175 Seiten.
- DARBISHIRE O (1896) Die Phyllophora-Arten der Westlichen Ostsee Deutschen Antheils. *Wiss Meeresunters (Kiel)* NF 2: 8-46.
- DE JONG F, BAKKER J, VAN BERKEL C, DANKERS N, DAHL K, GÄTJE C, MARENCIC H, POTEL P (1999): *Wadden Sea Quality Status Report.Wadden Sea Ecosystem No.9. Wattenmeer Qualitätsbericht 1999. Kapitel 6: Bewertung und Empfehlung*. Techn. Ber., Common Wadden Sea

Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

DEN HARTOG C (1970): The seagrasses of the world North Holland Publication.

DEN HARTOG C (1989): Early records of wasting-disease-like damage patterns in eelgrass *Zostera marina*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 7: 223–226.

DEN HARTOG C (1994): Suffocation of a littoral *Zostera* Bed by *Enteromorpha radiata*. *Aquatic Botany*, 47: 21–28.

DENNISON W (1985): Effects of light on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Estuaries*, 8(2B): 14A.

DENNISON W (1987): Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquatic Botany* 27: 15-26.

DENNISON, WC & RS ALBERTE (1985): Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 25: 51-61.

DIERSCHKE H (1994): *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden* Stuttgart: Ulmer (UTB für Wissenschaft).

DOMIN A, SCHUBERT H, KRAUSE J, SCHIEWER, U (2003): Description of pristine conditions for macrophyte growth and distribution in the Southern Baltic Sea. A comparison of ecophysiological and historical data. *Hydrobiologia* 514: 29-39.

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

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

ERIKSSON B, JOHANSSON G (2003): Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. – *Eur. J. Phycol.* 38: 217-222.

ERTEBJERG G, ANDERSEN J, HANSEN O (2003). Nutrients and eutrophication in Danish marine waters. A challenge for science and management. *Techn. Ber.*, National Environmental Research Center.

ERTEBJERG G, CARSTENSEN J, CSARTELLI S, DAHL K, DRUON J, HANSEN J, KÜNITZER A, NYGAARD K, RYGG B, SCHILLER C, SCHRIMPF W, SEVERINSEN G, SOERENSEN, K (2001): Eutrophication in Europe's coastal waters. *Techn. Ber.*, European Environment Agency.

FELDNER J (1976): *Ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Seegrass Zostera marina L. in der Kieler Bucht (westliche Ostsee)*. Dissertation, Universität Kiel.

FLETCHER R (1996): The occurrence of "green tides"- a review, Fletcher, R. L. 1996. The occurrence of "green tides" - a review. In W Schramm & PH Nienhuis (ed):. *Marine Benthic Vegetation*. Springer-Verlag, New York, 7–43.

FRAUDE H (1906): *Das Zooplankton des Greifswalder Boddens*. Dissertation, Universität Greifswald.

FÜRHAUPTER K, WILKEN H, MEYER T (2003): Kartierung mariner Pflanzenbestände im Flachwasser der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Technical report, MARILIM Gewässeruntersuchung für das Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein.

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 Seiten.

GÅRDMARK A, ENBERG K, RIPA J, LAASKO J, Kaitala V (2003): The ecology of recovery. Ann. Zool. Fennici 40: 131-144.

GERLACH S (1990): Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht: Abschlussbericht über das Teilvorhaben 9 „Koordination“ im Rahmen des Projektes Eutrophierung der Nord- und Ostsee: Berichte / Umweltbundesamt ; 90,4 Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit : Wasserwirtschaft ISBN: 3-503-03113-8 Report-Nr.: UBA FB Forschungsbericht 10204215 Berlin : Schmidt, 357 Seiten.

GOSSELCK F, BÖNISCH R, BROSDA K, HÜBNER J, MEIßNER K, SORDYL H (2003): Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen, Teil B Ostsee. BMBF Forschungsbericht, 63 Seiten.

GREN I, SÖDERQVIST T, WULFF (1997): Nutrient reductions to the Baltic Sea: Ecology, costs and benefits. Journal of Environmental Management (1997) 51: 123–143.

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

GÜNTHER CP, NIESEL V (1999): Effects of the ice winter 1995/96. In: Dittman S (ed) The Wadden Sea ecosystem, stability, properties and mechanisms. Springer, Berlin, 194–205.

GUIDETTI P, LORENTI M, BUIA M, MAZELLA L (2002): Temporal dynamics and biomass partitioning in three Adriatic seagrass species: *Posidonia oceanica*, *Cymodosa nodosa*, *Zostera marina*. Marine Ecology, 23(233): 51–67.

GUIRY MD, DHONNCHA N (2005): AlgaeBase version 2.1. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>

HAAHTELA I (1984): A hypothesis of the decline of the bladder wrack (*Fucus vesiculosus* L.) in SW Finland in 1975–1981. Limnologica (Berlin) 15: 345–350.

HÄLLFORS G, HEIKKONEN K (1992): *Chorda tomentosa* Lyngbye in Finnish coastal waters. - Acta Phytogeogr. Suec. 78: 79-84.

HANSEN H (1993): Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde Kiel, Kap. Saisonale und langzeitliche Veränderungen chemischhydrographischer Parameter in der Kieler Bucht. Berichte aus dem Institut für Meereskunde Kiel, 240: 2-31.

HARLIN M, THORNE-MILLER B (1981): Nutrient enrichment of seagrass beds in a Rhode Island Coastal lagoon. Mar Biol, 65: 221–229.

HAUCK F (1885): Die Meeresalgen Deutschlands und Österreichs. Rabenhorst, Kryptogamenflora, Bd 2, Kummer edit., Leipzig. 575 Seiten.

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

- HOOTSMANS M, VERMAAT J, VAN VIERSSEN W (1987): Seed bank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from The Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. *Aquat. Bot.*, 28: 275-285.
- HORSTMANN U, HÜBEL H (1996): Die Primärproduktion des Phytoplanktons. In: Warnsignale aus der Ostsee, herausgegeben von J. Lozan, R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr, H.v. Westernhagen, Parey, Berlin, S. 135-137.
- HUPFER P, TINZ B (2001): Langzeitänderungen im ufernahen Bereich der deutschen Ostseeküste Klimastatusbericht 2001. DWD 206-217.
- IBARRO-OBANDO S., BORDOURESQUE C, ROUX M (1997): Leaf dynamics and production of a *Zostera marina* bed near its southern distributional limit. *Aquatic Botany*, 58, 588, 99–112.
- ICES (2005): Report of the Working Group on introductions and transfers of marine organisms (WGITMO), By Correspondence. ICES CM 2005/ACME:05. 173 Seiten.
- JÄGER G (1966): Zur Ökologie der Seegrasswiesen (*Zostera marina*) in der Kieler Bucht. Staatsexamen Universität Kiel.
- JANSSON A, KAUTSKY N (1977): Quantitative survey of hard bottom communities in a Baltic archipelago. In: *Biology of benthic organisms*. By B. F. Keegan, P. O. Ceidigh & P. J. S. Boaden, (editors). Pergamon Press London: 359-366.
- 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 Seiten.
- KAUFELD, BAUER & DITTMER (1997): Wetter der Nord- und Ostsee. Delius Klasing.
- KLIEWE, STERR (1995): Physische Geographie Deutschlands. (2 Aufl.).Gotha:perthes.
- KAUTSKY N (1981): On the role of blue mussel *Mytilus edulis* L. in the Baltic ecosystem. Dissertation. Universität Stockholm, Schweden, 22 Seiten.
- KAUTSKY, H., KAUTSKY, L., KAUTSKY, N., KAUTSKY, U., & C. LINDBLAD (1992) Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78:33-48
- KIRK JTO (1994): Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems, Cambridge Univ. Press. 509 Seiten.
- KÖSTER R (1995): Entstehung der Ostsee. In: Rheinheimer (Hrsg.), *Meereskunde der Ostsee*, Bd. 2 Berlin, Heidelberg, New York: Springer, (S. 12–17).
- 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.
- KOTTA J, ORAV H, KOTTA I (1998): Distribution and filtration activity of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in the Gulf of Riga and the Gulf of Finland. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, 47: 32–41.

- KOTTA J, PAALME T, MARTIN G, MÄKINEN A (2000): Major changes in macroalgae community composition affect the food and habitat preference of *Idotea baltica*. Internat. Rev. Hydrobiol. 85(5–6): 697–705.
- KOTTA J, ORAV H (2001): Role of benthic macroalgae in regulating macrozoobenthic assemblages in the Väinameri (north-eastern Baltic Sea). Ann. Zool. Fennici, 38: 163-171.
- 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, SAND-JENSEN K. , CHRISTENSEN P (2000): Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool Oikos 91(2) 233-
- KRAUSE-JENSEN D, PEDERSEN M, JENSEN C (2003): Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. Estuaries 26: 866-877.
- 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, 170 Seiten.
- KRISTENSEN P, HOFFMANN E (1991): Investigations on transplantation and culture of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in bottom culture plots in Limfjord, Denmark. In: the ecology and management aspects of extensive mariculture, edited by S. J. Lockwood. 192: 87-92.
- KRUK-DOWGIALLO L (1991): Long-term changes in the structure of underwater meadows of the Puck Lagoon. Acta Ichthyologica Et Piscatoria, 21 Suppl..
- LAKOWITZ K (1887): Die Vegetation der Ostsee im Allgemeinen und Algen der Danziger Bucht im Speziellen. Ber. Westpreuss. Bot. -Zool. Vereins Danzig, 10: 36-44.
- LAKOWITZ K (1907): Die Algenflora der Danziger Bucht. Westpr Bot-Zool Ver, Danzig.
- 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 Seiten.
- LAMPERT W, SOMMER U (1993): Limnoökologie. Stuttgart: Thieme.
- LEMKE W (1998): Sedimentation und paläogeographische Entwicklung im westlichen Ostseeraum (Mecklenburger Bucht bis Arkonabecken) vom Ende der Weichselvereisung bis zur Litorina-Transgression. Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Techn. Ber. 31.
- LIN H, NIXON S, TAYLOR D, GRANGER S, BUCKLEY B (1996). Responses of epiphytes on eelgrass, *Zostera marina* L., to separate and combined nitrogen and phosphorus enrichment. Aquatic Botany, 52: 243–258.
- LINDNER A (1978): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Universität Rostock, 201 Seiten.
- LOTZE H, WORM B, SOMMER U (2001): Strong bottom-up and top-down control of early life stages of macroalgae. Limnology & Oceanography, 46(4): 749-757.
- LÜNING K (1985): Meeresbotanik. Georg Thieme Verlag Stuttgart – New York, 375 Seiten.

- LYNGBYE H C (1819): Tentamen Hydrophytologiae Danicae Continens omnia Hydrophyta Cryptogama Daniae, Holsatiae, Faeroae, Islandiae, Groenlandiae hucusque cognita, Systematice Disposita, Descripta et iconibus illustrata, Adjectis Simul Speciebus Norvegicis. Hafniae. 248 Seiten, 70 pls
- MAGENS (1954). Die natürlichen Vorbedingungen für die Erhaltung der Küsten von Nordwagrien und Fehmarn. Technical report, Wasser- und Schiffsamt Kiel, Gewässerkundliche Untersuchungsstelle.
- MATTHÄUS W (1992): Der Wasseraustausch zwischen Nord- und Ostsee. Geographische Rundschau, 11: 626–631.
- MEYER M (1983) Strukturanalytische Untersuchungen am Phytobenthos der Kieler Bucht mittels mathematischer Methoden. Dissertation Univ. Kiel, 251 Seiten.
- MEYER T (1997): Monitoring der Lebensgemeinschaften im flachen Sublitoral der Ostseeküste Schleswig-Holsteins (1997). Technical report, MARILIM für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
- MEYER T (1997a): Der Makrophytenbestand der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. Forschungsbericht 102 04 259 im Auftrag des Umweltbundesamtes und des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- MEYER T, FÜRHAUPTER K, REINCKE T (1998): Monitoring der Lebensgemeinschaften im flachen Sublitoral der Ostseeküste Schleswig-Holsteins (1998). Technical report, MARILIM für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.
- MEYER T, NEHRING S (2006) Anpflanzung von Seegrasswiesen (*Zostera marina* L.) als interne Maßnahme zur Restaurierung der Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 15: 105-119
- MEYER T, REINCKE T, WILKEN H, FÜRHAUPTER K, KRAUSE S, LINKE A (2005) Historische Kartierungen mehrjähriger mariner Pflanzen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Technical report, MARILIM für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 81 Seiten.
- MIDDELBOE A, SAND-JENSEN K, KRAUSE-JENSEN D (2003): Spatial and interannual variations with depth in eelgrass populations. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 291: 1–15.
- MORRIS L, VIRNSTEIN R, MILLER J (2000): Using the preliminary light requirement of seagrass to gauge restoration success in the Indian River Lagoon, Florida. In: H. Greening (Hrsg.), Seagrass Management: It's Not Just Nutrients! St. Petersburg, FL: Tampa Bay Estuary Program, 59–68.
- MOTHES G (1981): Sedimentation and nutrient cycles in the lakes of the Stechlin Lake District. Limnologica 13: 147-194.
- MUEHLSTEIN L (1989): Perspectives on the wasting disease of eelgrass *Zostera marina*. Diseases of Aquatic Organisms. 7: 211-221.
- MUEHLSTEIN L, PORTER D, SHORT F (1991): *Labyrinthula zosterae* sp. nov., the causal agent of the wasting disease of eelgrass, *Zostera marina*. Mycologia 183:190.
- MURSYS (2005): <http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/>
- NIELSEN R, KRISTIANSEN A, MATHIESEN L, MATHIESEN H (1995): Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. - Acta Bot. Fennica 155: 1-51.

- NIELSEN R, MATHIESEN L (2005): Dusktang, en ny og spændende rodalge in danske farvande . URT 29(2): 72-77.
- 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 (1999). Reproduction in Danish Eelgrass (*Zostera marina* L.) Stands: Size-dependence and biomass partitioning. Aquatic Botany, 65: 209–219.
- OLESEN B, SAND-JENSEN K (1993): Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to Light. Marine Ecology Progress Series, 94: 91–99.
- ORAV-KOTTA H, KOTTA J (2003): Food and habitat choice of the isopod *Idotea baltica* in the northeastern Baltic Sea. Hydrobiologia 514: 79–85.
- ORTH R (1977). Effect of nutrient enrichment on growth of the eelgrass *Zostera marina* in the Chesapeake Bay, Virginia, USA. Mar Biol, 44: 187–194.
- 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. Ann. Zool. Fennici 34: 31–36.
- OSTENFELD, C (1908): On the ecology and distribution of the grasswrack (*Zostera marina*) in Danish waters. Rept. Danish Biol. Stat. 16:1-162.
- OSTENFELD C (1927): Die Pflanzenareale, Bd. 1. Reihe, Kap. Meeresgräser II. Marine Potamogetonaceae. Jena: Fischer, 46–50 + Karten 34–39.
- OTT J (1988): Meereskunde - Einführung in die Geographie und Biologie der Ozeane Stuttgart: Ulmer.
- OVERBECK J (1964): die Meeresalgen und ihre Gesellschaften an den Küsten der Insel Hiddensee (Ostsee). Botanica Marina 8(2-4): 218-233.
- PEDERSEN M, 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, Nr. 179:73-79.
- PRANTE K (1995): Ökophysiologie und Verbreitung der in der Kieler Bucht eingewanderten Art *Fucus evanescens* C. Ag. (Phaeophyceae). Diplomarbeit Universität Hamburg, 79 Seiten.
- PREUB H (1911): Die Vegetationsverhältnisse der deutschen Ostseeküste. Ein Beitrag zur genetischen und ökologischen Pflanzengeographie Norddeutschlands. Schriften der Naturforschenden Gesellschaft in Danzig, 13, 1 und 2.
- PRUD'HOMME VAN REINE W (1982): A taxonomic revision of the European Sphacelariaceae (Sphacelariales, Phaeophyceae). Leiden Botanical series 6:293 Seiten.
- REINBOLD T (1889) Die Rhodophyceen (Florideen) (Rothtange) der Kieler Förde. Schriften d. Naturw. Vereins f Schleswig-Holstein 9: 111-143.
- REINBOLD T (1890) Die Cyanophyceen (Blautange) der Kieler Förde. Schriften d Naturw. Vereins f 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.
- REINKE J (1890): Uebersicht der bisher bekannten Sphacelariaceen. Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft 8: 201-215.
- REINKE J (1896) Zur Algenflora der westlichen Ostsee. Wiss Meeresunters (Kiel) NF 1: 2-6. 13.
- REINKE J (1897) Untersuchungen über den Pflanzenwuchs in der östlichen Ostsee. I. Wiss Meeresunters (Kiel) NF II: 98-101.
- REINKE J, DARBISHIRE O (1898) Untersuchungen über den Pflanzenwuchs in der östlichen Ostsee. II. Wiss Meeresunters (Kiel) NF 3: 18-23.
- REINKE J (1899) Untersuchungen über den Pflanzenwuchs in der östlichen Ostsee. III. Wiss Meeresunters (Kiel) NF 4: 208-212.
- REINKE J (1901): Untersuchungen über den Pflanzenbewuchs in der östlichen Ostsee. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen Preußen, 5: 1–6.
- REISE K, KOLBE K, DE JONGE V (1994): Warnsignale aus dem Wattenmeer, Makroalgen und Seegrassbestände im Wattenmeer, 90–100.
- REUSCH T (1994): Strukturbestimmende Faktoren für die *Mytilus*- und *Zostera*-Gemeinschaft in der westlichen Ostsee: ein experimenteller Ansatz. Dissertation, Universität Kiel.
- RIELING T, SCHUBERT M, SCHUBERT H (2004): Entwicklung eines Monitoringschemas für die Außenbereiche der deutschen Ostseeküste – Makrophytobenthos. Forschungsbericht der Universität Rostock im Auftrag des LANU und LUNG, 35 Seiten.
- RIETEMA H (1993) ecotypic differences between Baltic and North Sea populations of *Delesseria sanguinea* and *Membranoptera alata*. *Botanica Marina* 36: 15-21.
- ROBERTS H, ORTH R, MOORE K (1984): Growth of *Zostera marina* L. seedlings under laboratory conditions of nutrient enrichment. *Aquatic Botany*, 20: 321-328.
- RÖNNBERG O, LEHTO J, HAAHTELA I (1985): Changes in the occurrence of *Fucus vesiculosus* L. in the Archipelago Sea SW. Finland. *Annales Bot Fennici* 22: 231-244.
- ROHDE, NEHRING (1979). Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. *Geod. Geoph. Veröff. R. IV*, , 27: 1–68.
- RUMOHR H (1986): Historische Indizien für Eutrophierungserscheinungen (1875-1939) in der Kieler Bucht (westliche Ostsee). *Meeresforschungen*, 31: 115–123.
- SAGERT S, SCHUBERT H (2002): Unterwasserlichtklima der Darß-Zingster-Boddenkette. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 7:135-156.
- SCHAUMBURG J, SCHRANZ C, STELZER D, MEILINGER P, SCHNEIDER S (2003): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Vorläufiger Endbericht des BMBF Projektes PHYLIB, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- SHELLNHUBER J, STERR, H (1993). *Klimaänderung und Küste – Einblick ins Treibhaus Berlin*, Heidelberg, New York: Springer.

SCHLUNGBAUM G (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. W. P. U. Rostock 1-159.

SCHLUNGBAUM G, BAUDLER H (2000): Struktur und Funktion der Küstengewässer. In Guderian, R. & G. Gunkel, Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie Bd. 3A, Aquatische Systeme: Grundlagen – Physikalische Belastungsfaktoren – Anorganische Stoffeinträge. Springer Verlag Berlin, 45-80

SCHÖNEFELD C (2001): Das Unterwarnow-Ästuar – Hydromorphologie – Ökologische Gewässerstruktur – Stoffbilanzen. Diplomarbeit, Universität Rostock, 89 Seiten.

SCHÖNWIESE CD, STAEGER T, TRÖMEL S, JONAS M (2003). Statistisch-klimatologische Analyse des Hitzesommers 2003 in Deutschland. DWD Klimastatusbericht 2003. 123-132.

SCHOMANN H (1977): Qualitative und quantitative Untersuchungen an der erranten Vegetationskomponente im Phytobenthos der westlichen Ostsee. Diplomarbeit Univ. Kiel: 1-95.

SCHORIES D (1995): Populationsökologie und Massentwicklung von *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) im Sylter Wattenmeer. – Ber. Inst. Meereskunde Kiel 271: 145 Seiten.

SCHORIES D, SELIG U, SCHUBERT H (2004) Jahresbericht zum Forschungsvorhaben: „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. 81 Seiten.

SCHORIES D & SELIG U (2006): Die Bedeutung eingeschleppter Arten (*alien species*) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 15: (in Druck).

SCHRAMM W (1996): Veränderungen von Makroalgen- und Seegrassbeständen. In: Warnsignale aus der Ostsee, Hrsg. J. Lozan, R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr, H.v. Westernhagen, Parey, Berlin, 150-157.

SCHRAMM W (1996a): Marine Benthic Vegetation, Kap. The Baltic Sea and its transition Zones, (S. 131–164). Berlin, Heidelberg, New York: Springer.

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, 183 Seiten, http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/archives/Endbericht_ELBO.pdf.

SCHUELLER G, PETERS A (1994): Arrival of *Fucus evanescens* (Phaeophyceae) in Kiel Bight (Western Baltic). Bot. Mar. 37: 471–477.

SCHWENKE H (1964): Vegetation u. Vegetationsbedingungen in der westl. Ostsee (Kieler Bucht). Kieler Meeresforschungen 20: 157-168.

SCHWENKE H (1965): Beiträge zur angewandten marinen Vegetationskunde der westlichen Ostsee (Kieler Bucht). Kieler Meeresforsch. 21: 144-152

SCHWENKE H (1966): Untersuchungen zur Marinen Vegetationskunde I. Über den Aufbau der marinen Benthosvegetation im Westteil der Kieler Bucht (westl. Ostsee). Kieler Meeresforschungen 22: 163-170.

- SCHWENKE H (1969): Meeresbotanische Untersuchungen in der westlichen Ostsee als Beitrag zu einer marinen Vegetationskunde. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 54: 35-94.
- SEARS J, WILCE R (1975): Sublittoral benthic marine algae of southern Cape Cod and adjacent islands: Seasonal periodicity, associations, diversity and floristic composition. *Ecol. Monographs* 45: 337-365.
- SEGERSTRÅLE S (1957): Baltic Sea. *Mem. Geol. Soc. America*, 67, 751–800.
- SEPA (2004): <http://www.internat.naturvardsverket.se/index.php3?main=/documents/legal/assess/assedoc/coastdoc/macroveg.htm> Stand: 12/2004
- SETCHELL W (1929): Morphological and Phenological Notes on *Zostera marina* L. University of California Publications in Botany, 14, 389–452.
- SHORT F, MATHIESON A, NELSON J (1986): Recurrence of the eelgrass wasting disease at the border of New Hampshire and Maine, U.S.A. *Marine Ecology Progress Series*, 29, 88–92.
- SHORT F, BURDICK D, KALDY J (1995): Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *Limnology and Oceanography*, 40, 740–749.
- SHORT F, WYLLIE-ECHEVERRIA S (1996) Natural and human-induced disturbance of seagrasses, *Environmental Conservation*, 23, 17-27.
- SOMMER M (1989): Sporen und Ruhestadien des Phytoplanktons in der Kieler Bucht als Lebenszyklen; Vorkommen, räumliche Verbreitung und Bedeutung für Küstenökosysteme. Dissertation, Univ. Kiel:1-179.
- SMETACEK V, WALGER E (1987): Introduction. In: Rumohr J., Walger E., and Zeitschel B. (1987) *Seawater-Sediment Interactions in Coastal Waters*. 1-14.
- STERR H (1993): Der Einfluss von Klimavarianz auf die rezente Morphodynamik der deutschen Ostseeküste. In: H.-J. Schellnhuber & H. Sterr (Hrsg.), *Klimaänderung und Küste - Einblick ins Treibhaus Berlin*, Heidelberg, New York: Springer, (S. 153–173).
- STRÄSSER M (1993): Klimadiagramme und Klimadaten. Temperatur und Niederschlag im Zeitraum 1951-1980, Bd. Band 10 Dortmund: Duisburger Geographische Arbeiten.
- STEUER A (1936): Die Entwicklung der deutschen marinen Planktonforschung. *Naturwissenschaften* 9:129-131.
- SANDÉN, HAKANSSON (1996): Long-term trends in Secchi depth in the Baltic. *Limnol. Oceanogr.*, 41(2), 346-351
- SCHERNEWSKI G, NEUMANN T (2005) The trophic state of the Baltic Sea a century ago: a model simulation study. *J. of Marine Systems* 53: 109
- SVENSSON PA, MALM T, ENGVIST R (2004): Distribution and host plant preference of *Idotea baltica* (Pallas) (Crustacea: Isopoda) on shallow rocky shores in the central Baltic Sea 89 (7):1-7
- SZTOBRYN M, STIGGE, HJ, WIELBÍNSKA D, WEIDIG B, STANISLAWCZYK I, KÁNSKA A, KRZYSZTOFIK K, KOWALSKA B, LETKIEWICZ B, MYKITA M (2005) Sturmfluten in der südlichen Ostsee (westlicher und mittlerer Teil). *Berichte der BSH* 39: 74 Seiten.

- THAMM R, SCHERNEWSKI G, WASMUND N, NEUMANN T (2004): Spatial phytoplankton pattern in the Baltic Sea. G. Schernewski & M. Wielgat (eds.): Baltic Sea Typology Coastline Reports 4: 85-109.
- UNDERWOOD A (1997): Experiments in ecology. Cambridge University Press, 504 Seiten.
- VÄLIKANGAS I (1933): Über die Biologie der Ostsee als Brackwassergebiet. Verh. int. Ver. theor. u. angew. Limnologie 62-112.
- VAN LENT F & VERSCHUURE JM (1995): Comparative study on populations of *Zostera marina* L. (eelgrass): experimental germination and growth. - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 185: 77-91.
- Vogt H (1988): Kartierung der *Fucus*-Bestände an der Schleswig-Holsteinsichen Ostsee-Küste. Diplom-Arbeit Cristian-Albrechts-Universität, 80 Seiten.
- VOGT H, SCHRAMM W (1991): Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? Marine Ecology Progress Series, 69:189-194.
- WACHENFELDT T, KANGAS P, WALDEMARSSON S (1986): Changes in the littoral communities along the Baltic Sea coast. Baltic Sea Monitoring Symp. Balt Sea Environ Proc.19: 394-403.
- WALLENTINUS I (1979): Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Askö area, northern Baltic proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Techn. Ber. 25, Contr Askö Lab, Univ Stockholm, Stockholm. K 57.
- WALLENTINUS I (1984): Environmental influences on benthic macrovegetation in the trosa-Askö area, northern Baltic proper. II The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm 25: 1-210.
- WALLENTINUS I (1991): The Baltic Sea gradient. In: Mathieson, A.C. and Nienhuis, P. H. (eds). Intertidal and littoral ecosystems. Ecosystems of the world 24. Elsevier. Amsterdam. 83-108.
- WHELAN P, CULLINANE J (1985) The algal flora of a subtidal *Zostera* bed in Ventry Bay, South-west Ireland. Aquat. Bot., 23: 41-51
- WIKSTROM S, KAUTSKY L, VON WACHENFELD T (2002): Establishment of the exotic species *Fucus evanescens* C. Ag. (Phaeophyceae) in Öresund, Southern Sweden. Botanica Marina, Vol. 45 (6).
- WILMANN O (1993): Ökologische Pflanzensoziologie, 5. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- WIUM-ANDERSEN S, BORUM J (1984): Biomass variations and autotrophic production of an epiphyte-macrophyte community in a coastal Danish area: I. Eelgrass (*Zostera marina* L.) biomass and netproduction. Ophelia, 23(1): 33-46.
- WORM B, REUSCH T (2000): Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? Marine Ecology Progress Series 200: 159-166.
- WORM B, SOMMER U (2000): Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte-grazer system. Mar. Ecol. Prog. Ser. 202: 283-288.
- WRIGHT, A., BOHRER, T. HAUXWELL, J. & I. VALIELA (1995) Growth of epiphytes on *Zostera marina* in estuaries subject to different nutrient loading. Biol Bull 1995 189: 261.

11 Anhang

Übersicht über die einzelnen Untersuchungsstandorte

Tabelle zur Berechnung der Lichteindringtiefen

Übersicht über die einzelnen Untersuchungsstandorte

11.1.1 Holnis

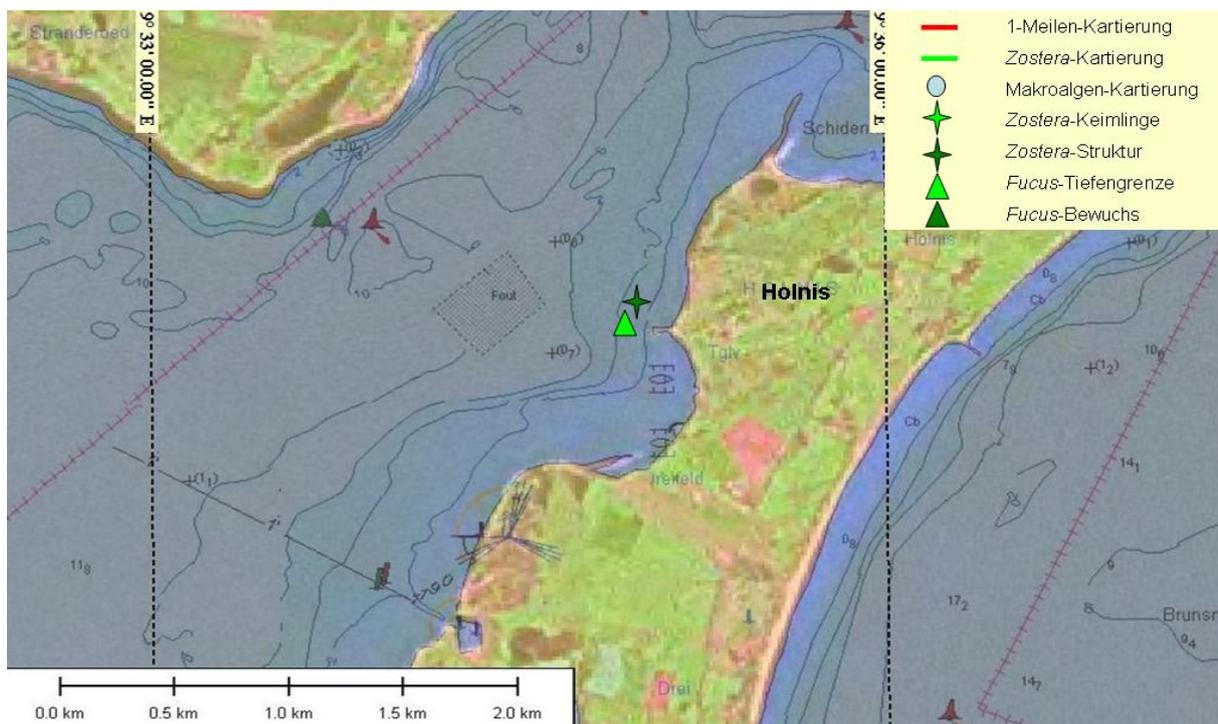


Abbildung 54: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.2 Wackerballig

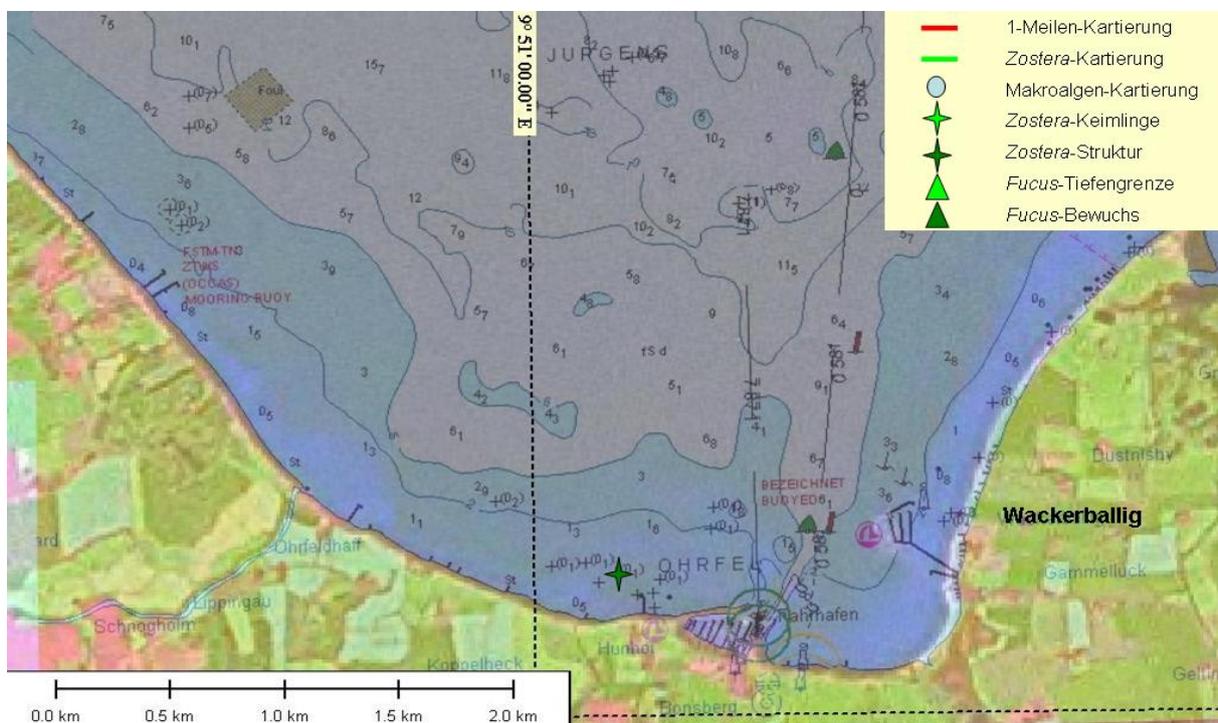


Abbildung 55: Probennahmestandorte bei Wackerballig (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.3 Kalkgrund / Gelting

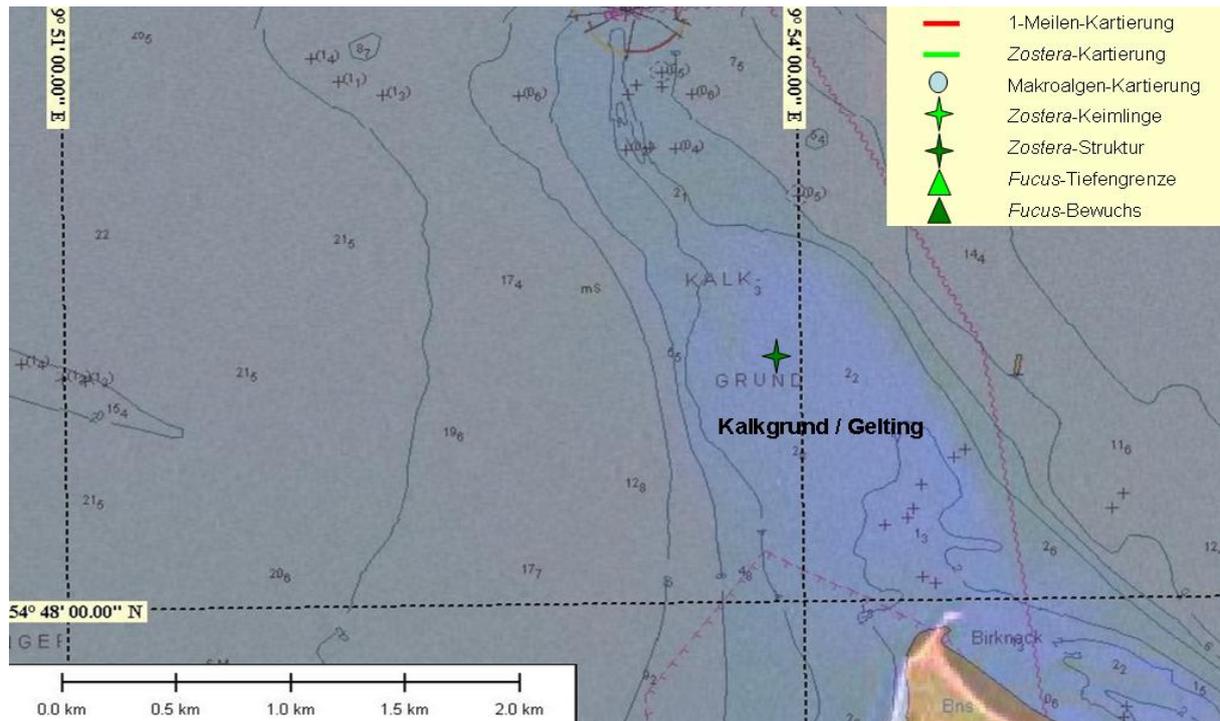


Abbildung 56: Probennahmestandorte bei Kalkgrund, Gelting (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.

11.1.4 Schleimünde

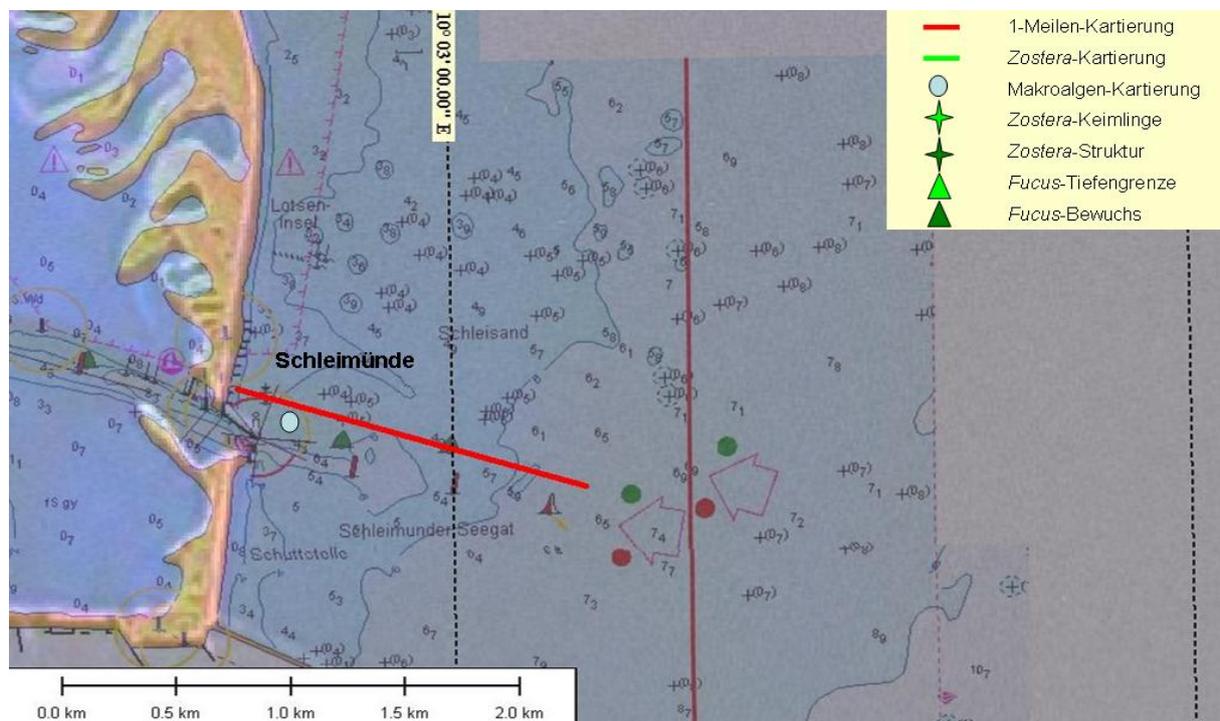


Abbildung 57: Probennahmestandorte bei Schleimünde (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.

11.1.5 Maasholm

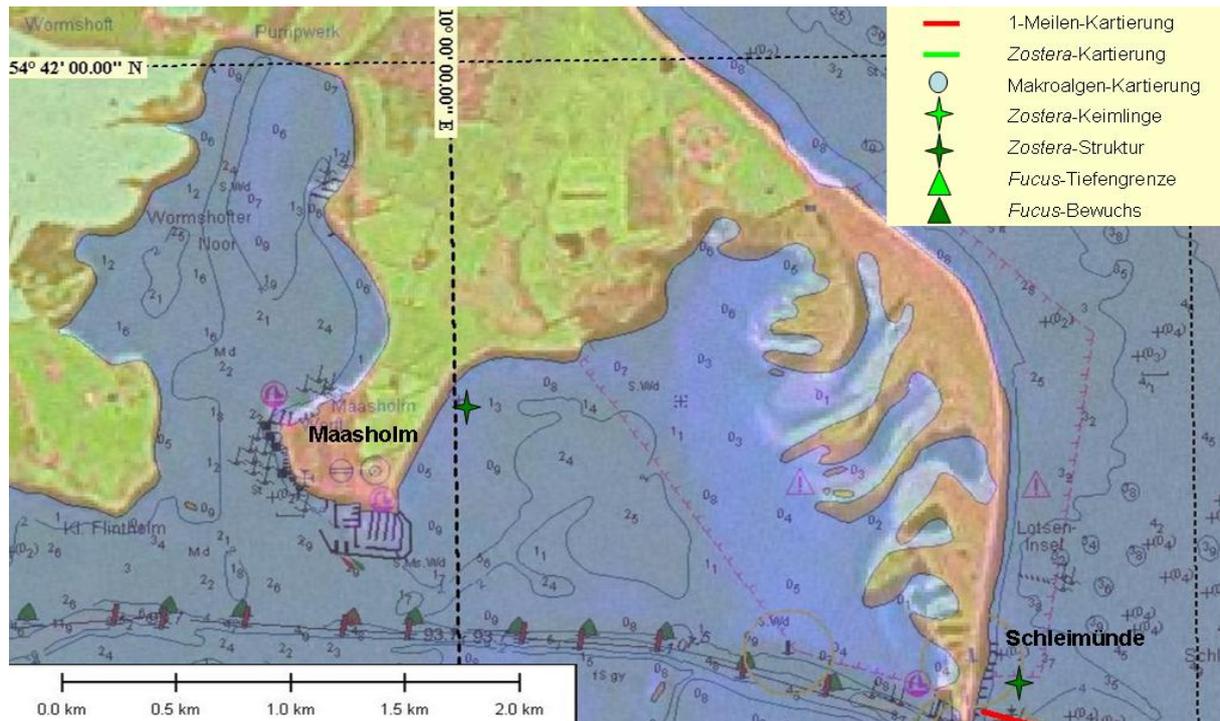


Abbildung 58: Probennahmestandorte bei Maasholm (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.

11.1.6 Bookniseck

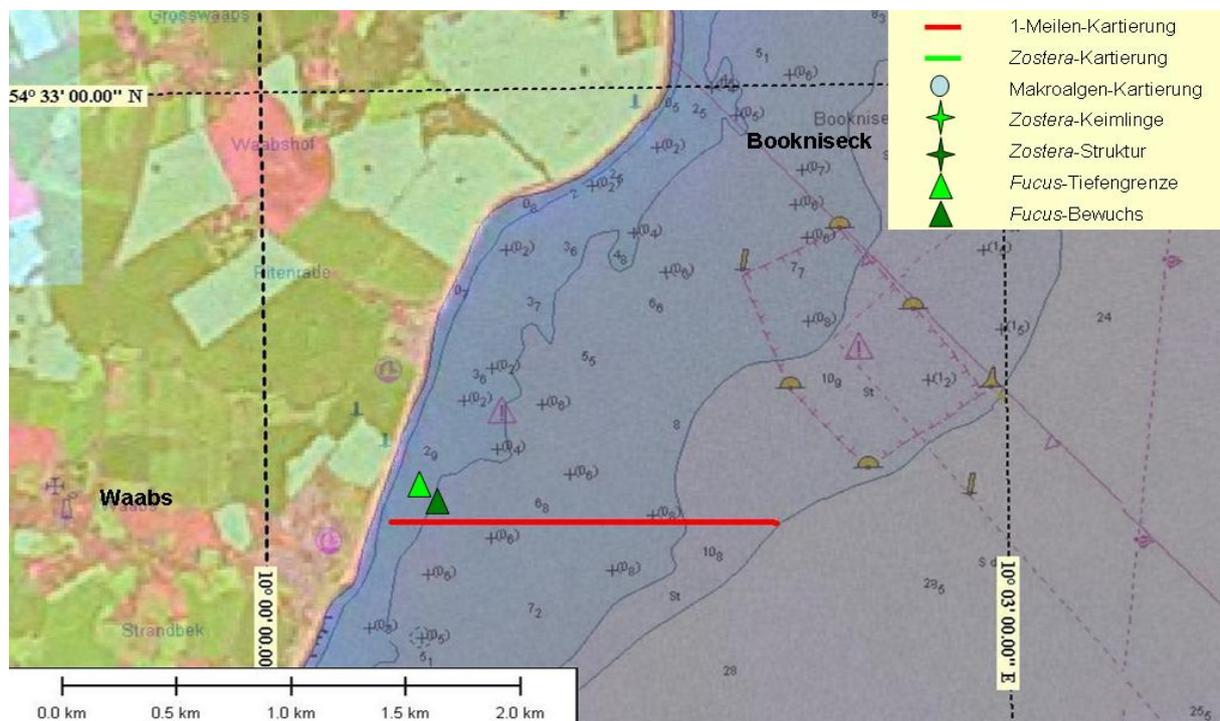


Abbildung 59: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.

11.1.7 Ludwigsburg / Waabs

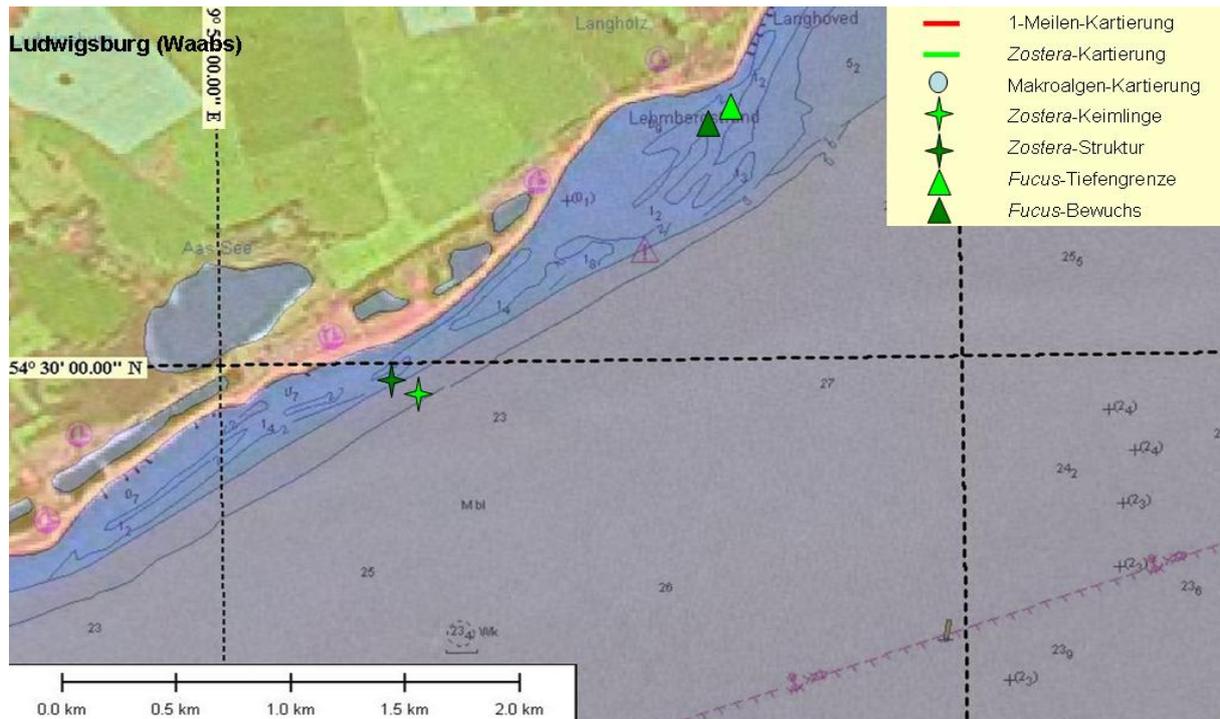


Abbildung 60: Probennahmestandorte beim Campingplatz Ludwigsburg (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.8 Surendorf

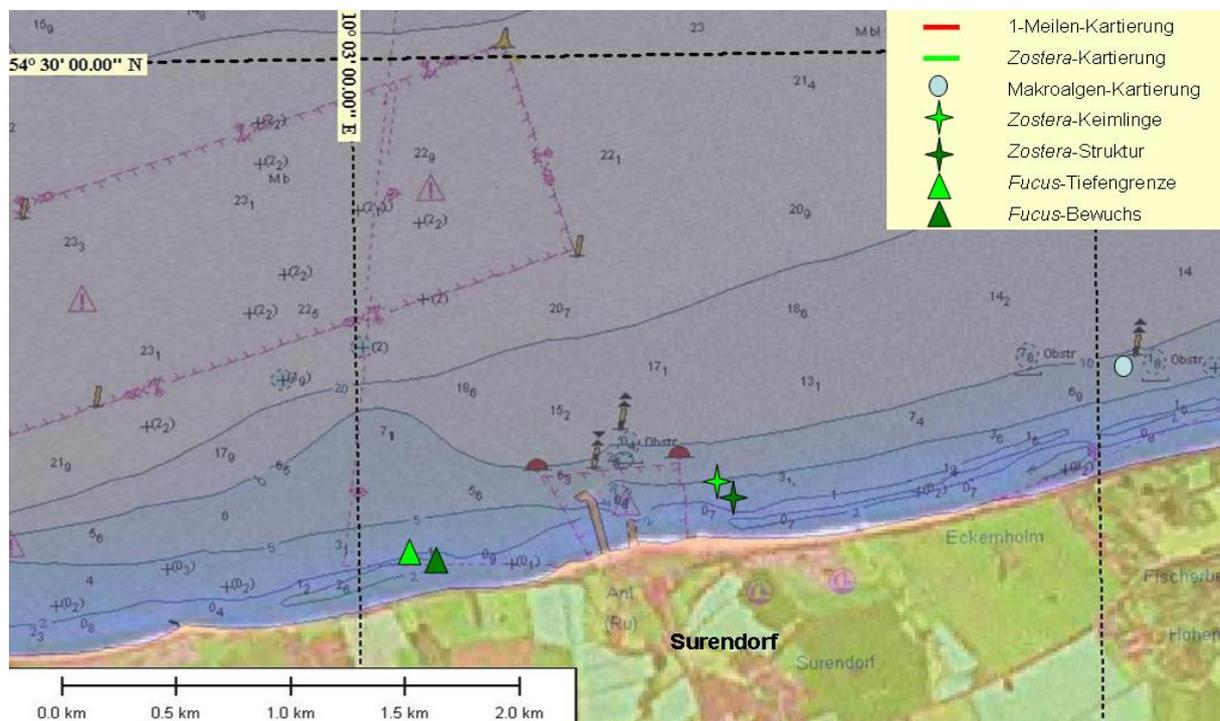


Abbildung 61: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.9 Strande

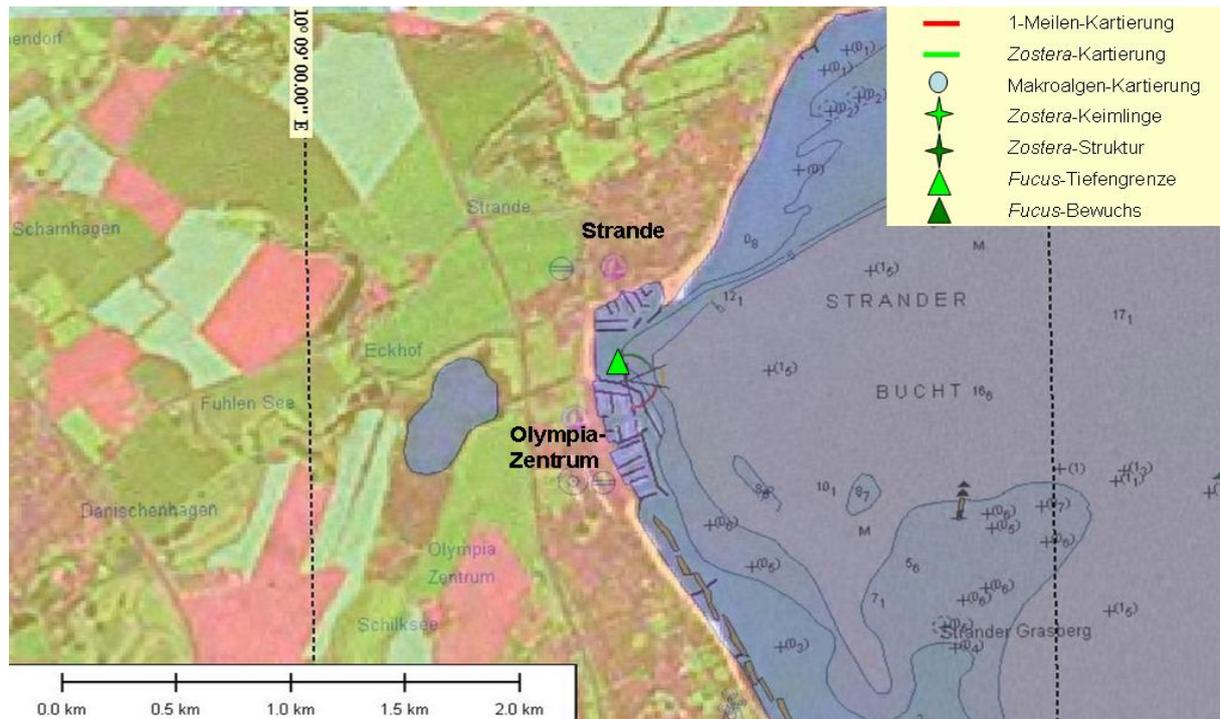


Abbildung 62: Probennahmestandorte bei Strande (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.10 Lippe

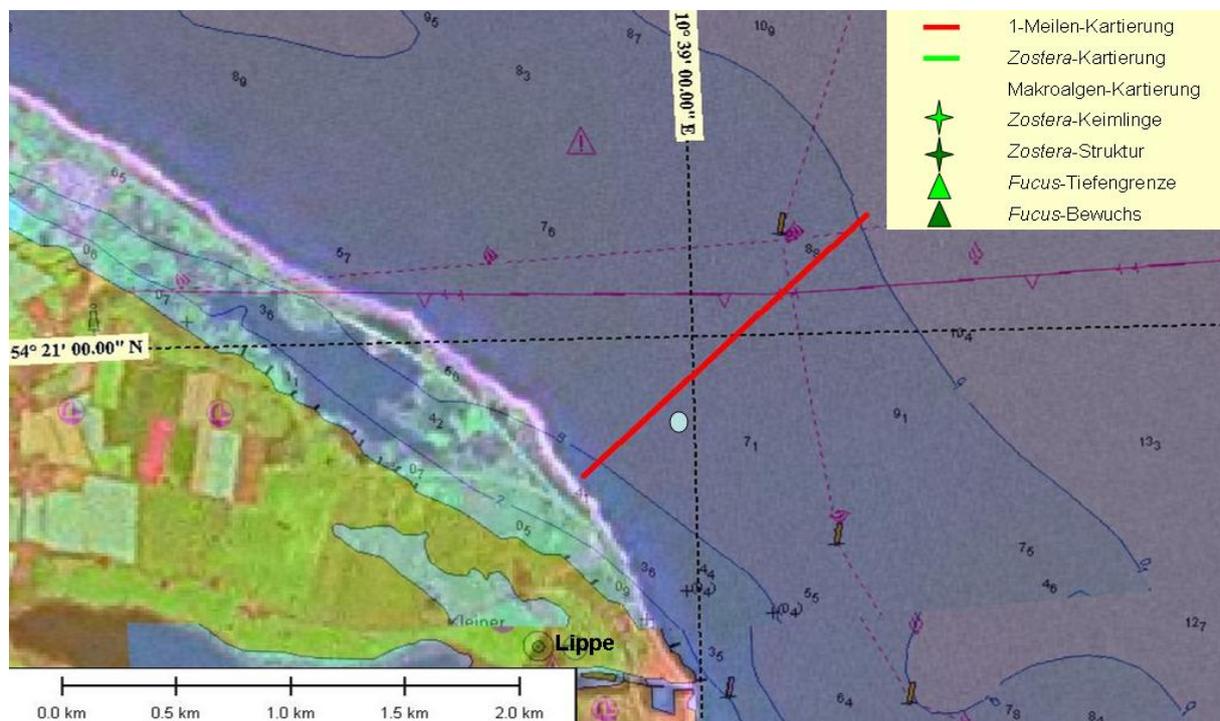


Abbildung 63: Probennahmestandorte bei Lippe (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.11 Lippe / Hohwacht

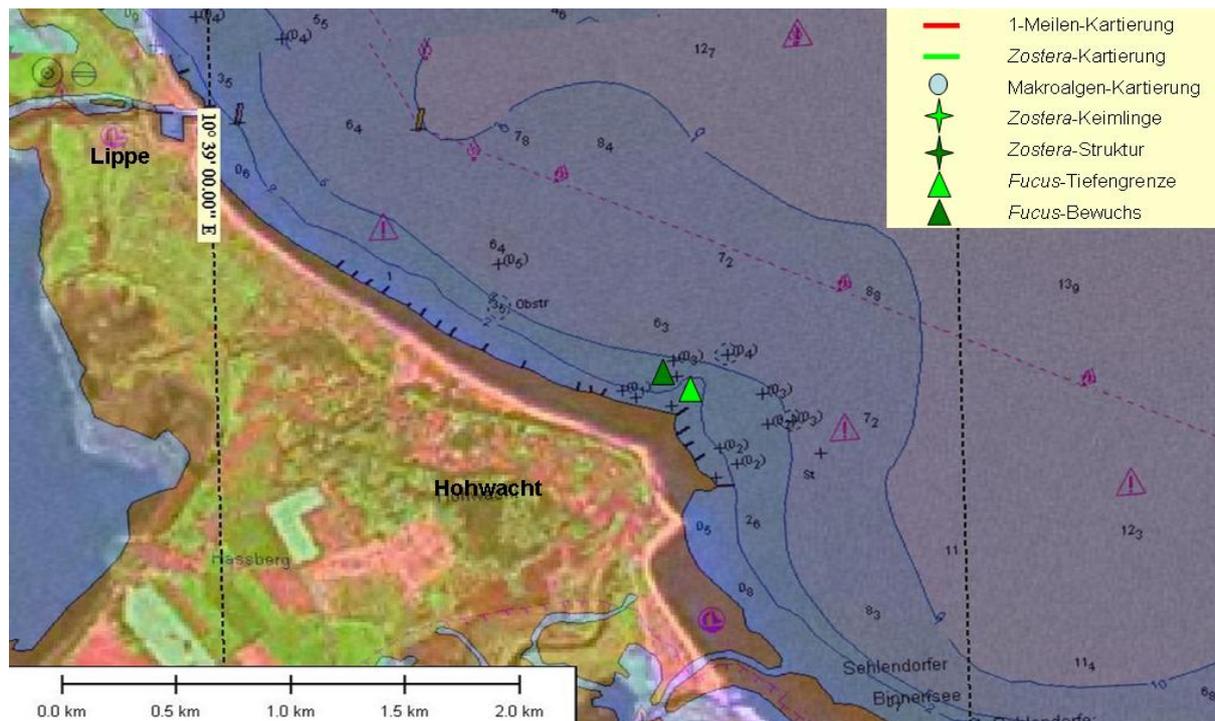


Abbildung 64: Probennahmestandorte bei Lippe / Hohwacht (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach digitalen Seekarte [C-MAP](#).

11.1.12 Orther Bucht

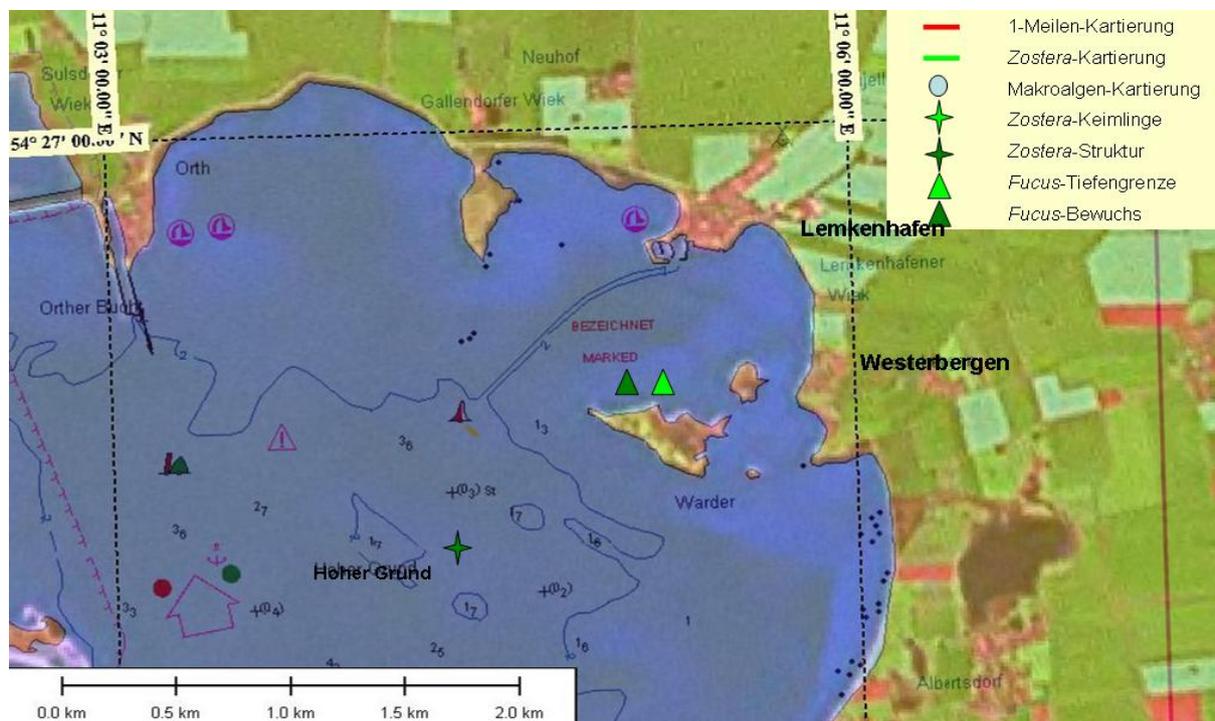


Abbildung 65: Probennahmestandorte bei der Orther Bucht (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.13 Niobe / Puttgarden

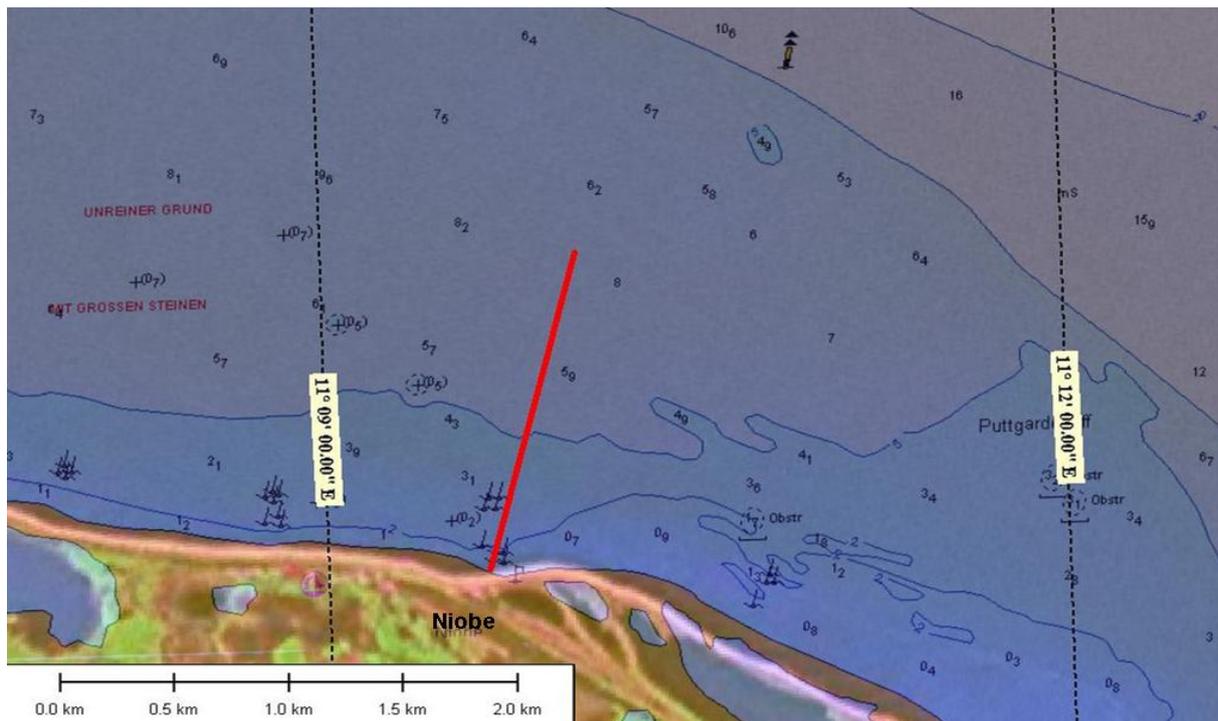


Abbildung 66: Probennahmestandorte bei Niobe (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach digitalen Seekarte [C-MAP](#).

11.1.14 Staberhuk

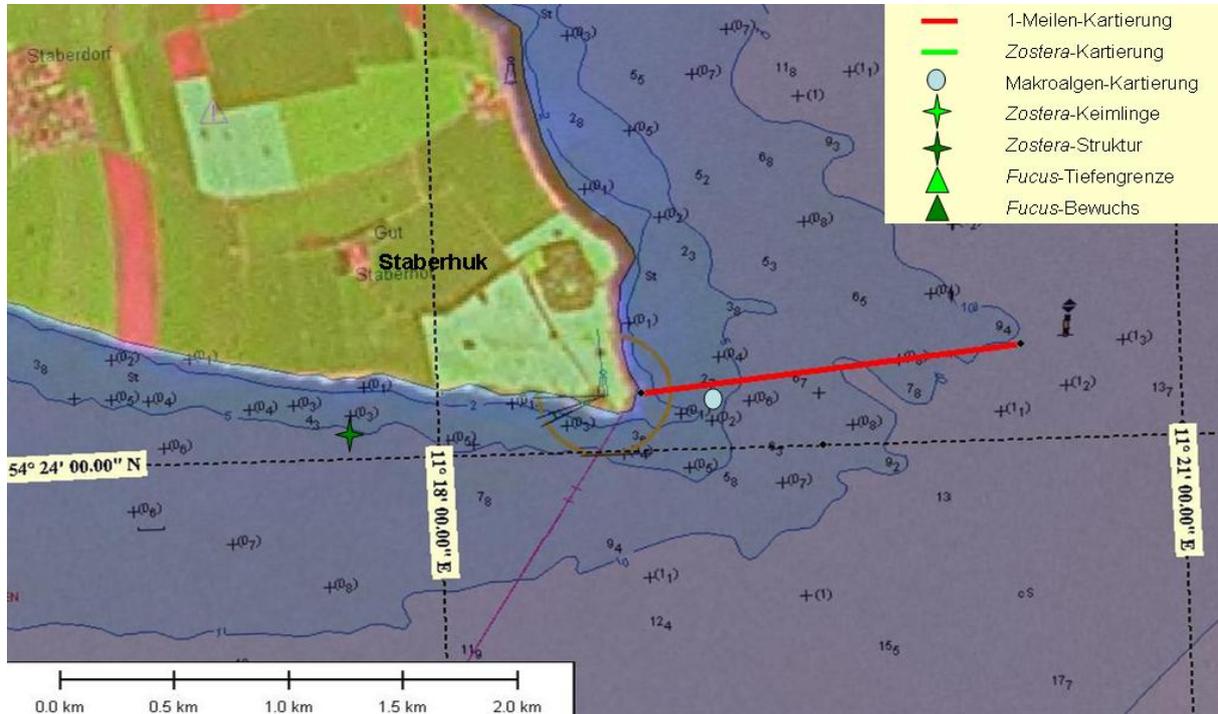


Abbildung 67: Probennahmestandorte bei Staberhuk (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.15 Grömitz

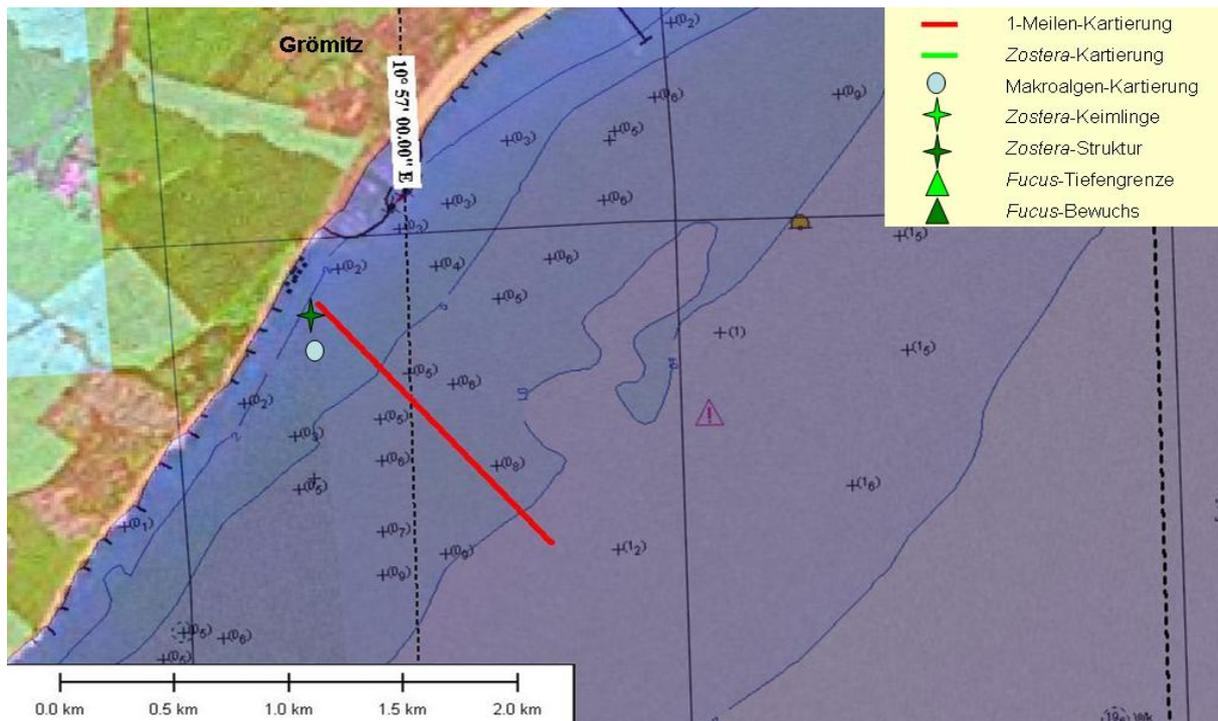


Abbildung 68: Probennahmestandorte bei Grömitz (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.16 Boltenhagen

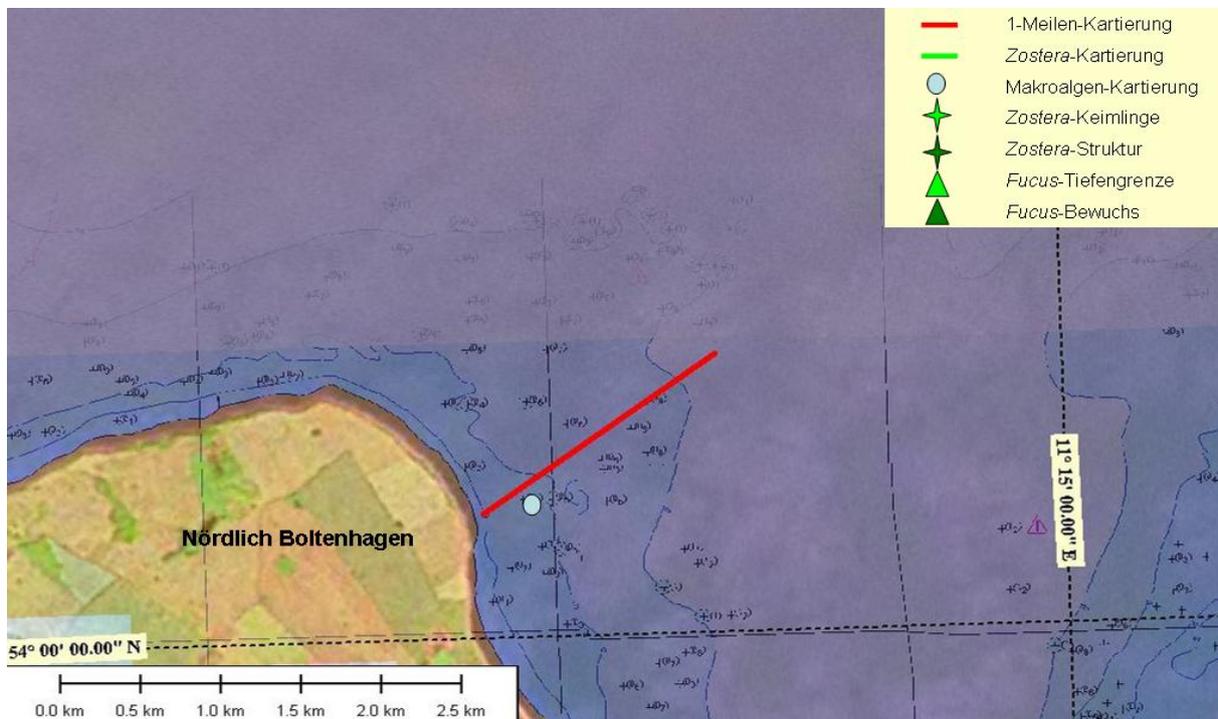


Abbildung 69: Probennahmestandorte bei Boltenhagen (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.17 **Meschendorf**

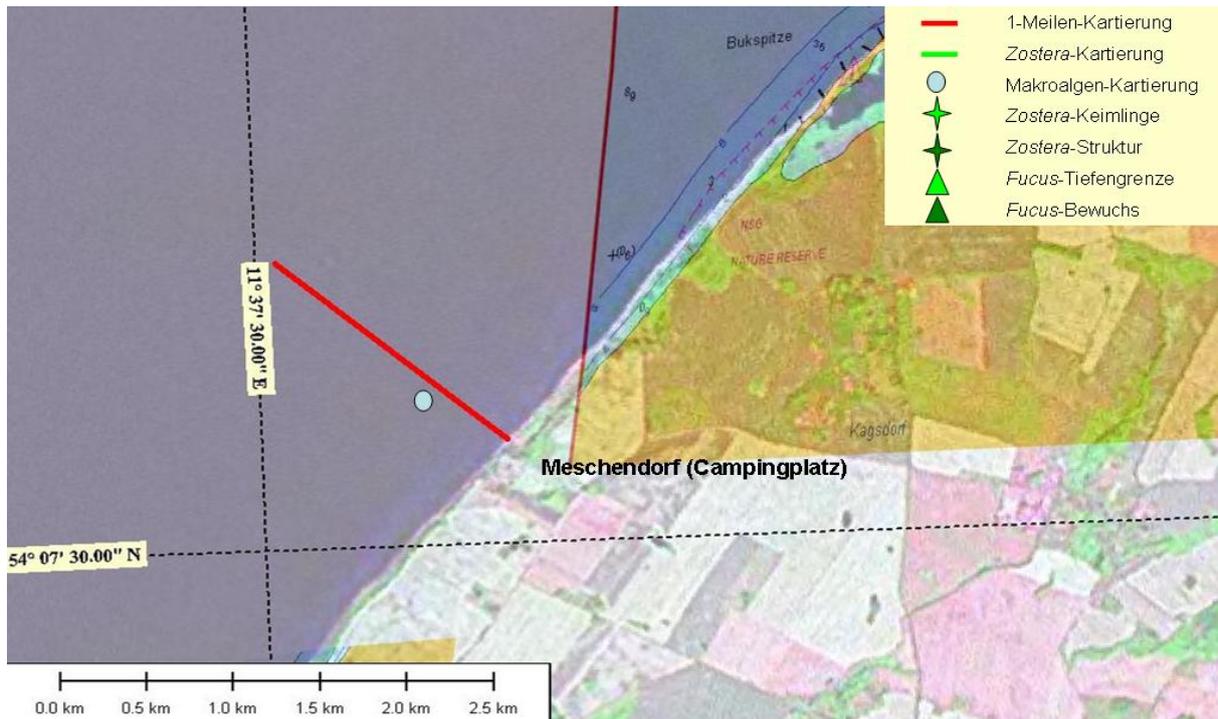


Abbildung 70: Probennahmestandorte bei Meschendorf (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.

11.1.18 **Zingst**

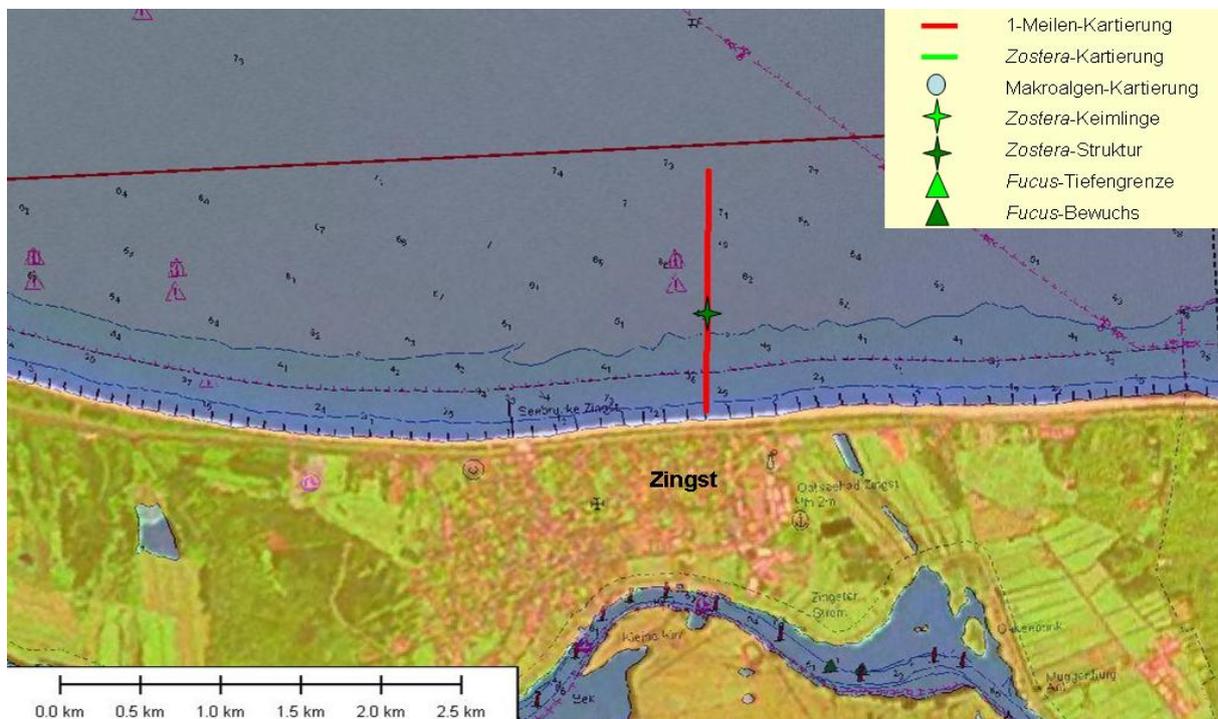


Abbildung 71: Probennahmestandorte bei Zingst (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.

11.1.19 **Glowe**

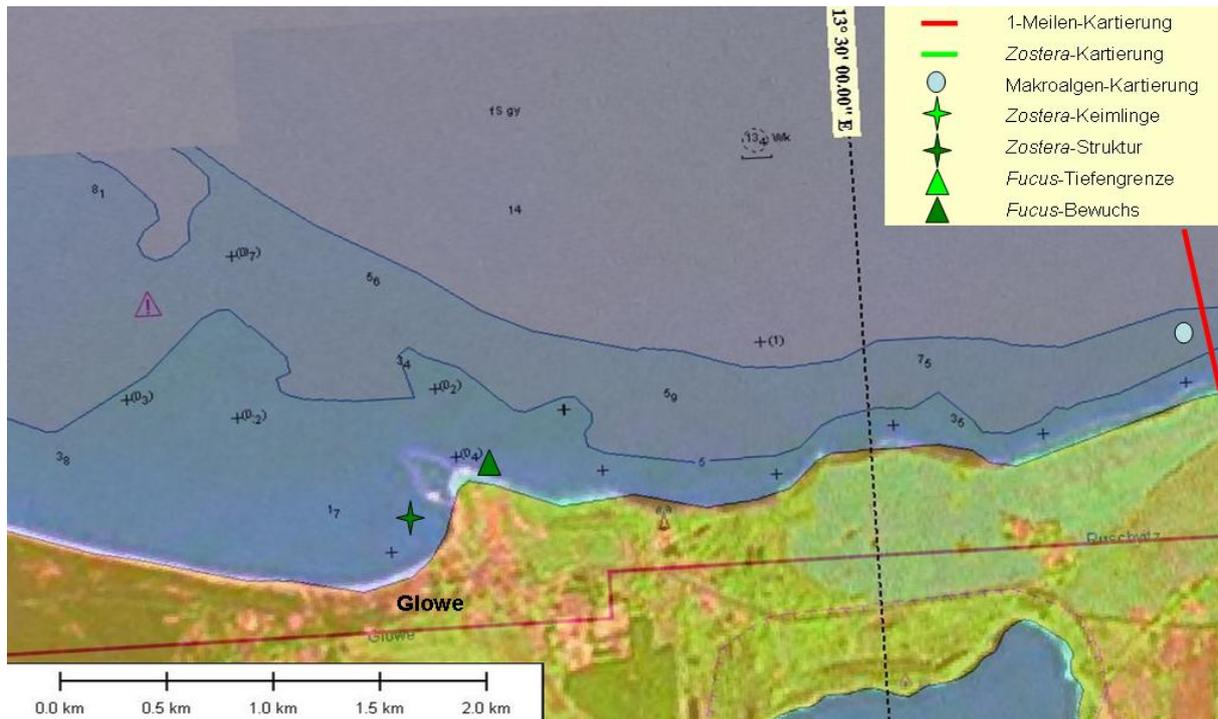


Abbildung 72: Probennahmestandorte bei Glowe (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.1.20 **Göhren (Thiessow)**

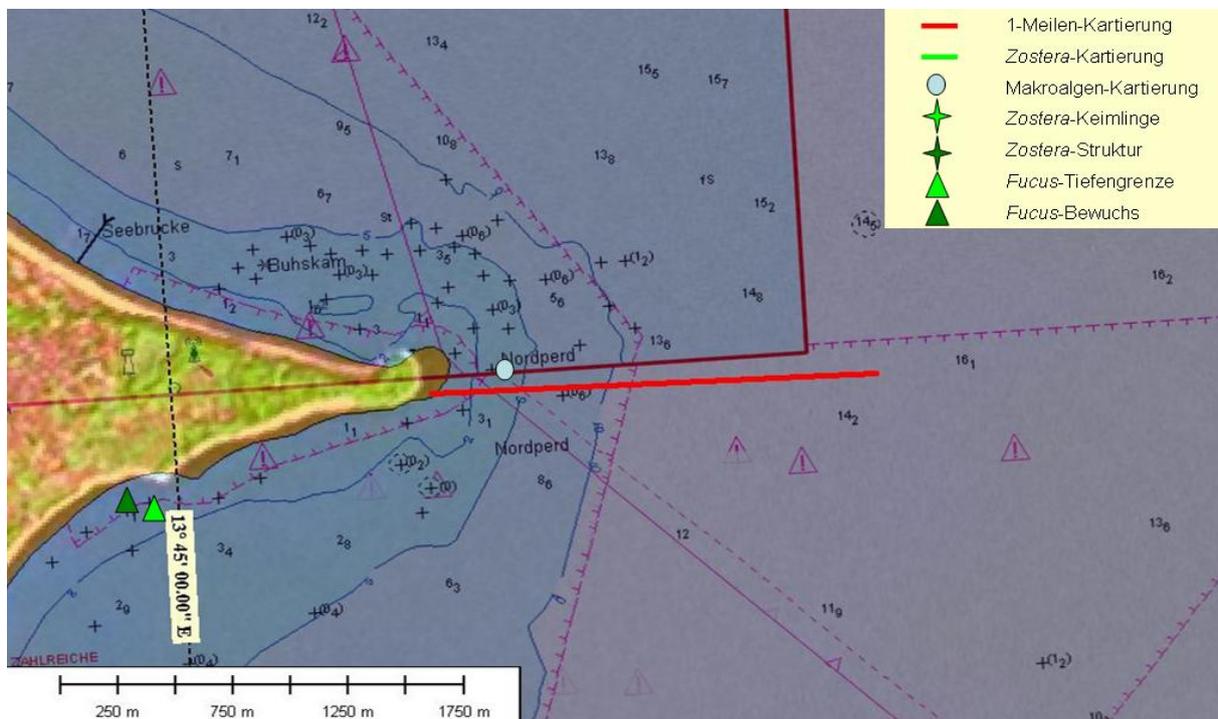


Abbildung 73: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach digitaler Seekarte [C-MAP](#).

11.1.21 Thiessow

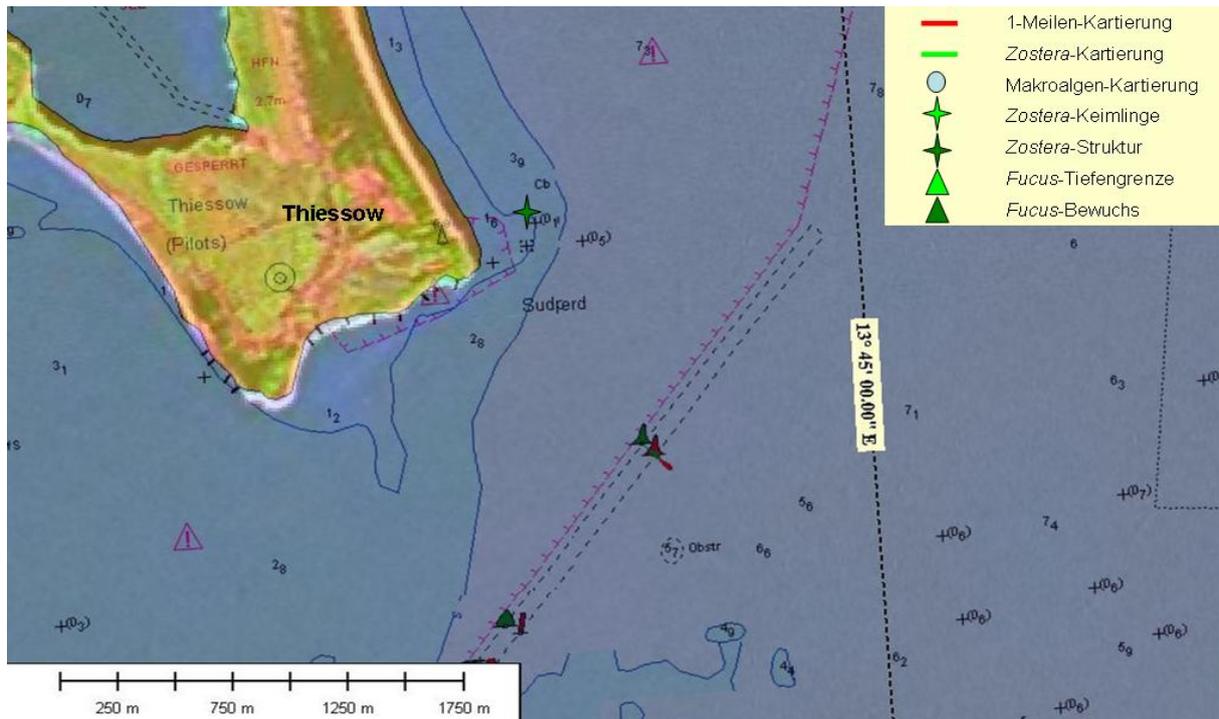


Abbildung 74: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage [NASA 2000](#), Tiefenkarte verändert nach [C-MAP](#).

11.2 Lichteindringtiefen

Tabelle 52: Verschiedene Eindringtiefen des Lichtes [m] Wassertiefe unter Angabe des jeweiligen Attenuationskoeffizienten K. Ausgehend von einem saisonalen Lichtbedarf von 10 % bei *Zostera marina*, lässt sich anhand ihrer rezenten maximalen Verbreitungstiefe eine Empfehlung für quantitative Probennahmen zur Biomasse und LAI angeben. Empfohlen wird die Probennahme in den Tiefen, bei denen die durchschnittlich verfügbare Lichtmenge 25 % beträgt.

10%	25%	75%	50%	1 %	0,5 %	K
10,00	6,02	1,25	3,01	20,00	23,01	0,2303
9,90	5,96	1,24	2,98	19,80	22,78	0,2326
9,80	5,90	1,22	2,95	19,60	22,55	0,2350
9,70	5,84	1,21	2,92	19,40	22,32	0,2374
9,60	5,78	1,20	2,89	19,20	22,09	0,2399
9,50	5,72	1,19	2,86	19,00	21,86	0,2424
9,40	5,66	1,17	2,83	18,80	21,63	0,2450
9,30	5,60	1,16	2,80	18,60	21,40	0,2476
9,20	5,54	1,15	2,77	18,40	21,17	0,2503
9,10	5,48	1,14	2,74	18,20	20,94	0,2530
9,00	5,42	1,12	2,71	18,00	20,71	0,2558
8,90	5,36	1,11	2,68	17,80	20,48	0,2587
8,80	5,30	1,10	2,65	17,60	20,25	0,2617
8,70	5,24	1,09	2,62	17,40	20,02	0,2647
8,60	5,18	1,07	2,59	17,20	19,79	0,2677
8,50	5,12	1,06	2,56	17,00	19,56	0,2709
8,40	5,06	1,05	2,53	16,80	19,33	0,2741
8,30	5,00	1,04	2,50	16,60	19,10	0,2774
8,20	4,94	1,02	2,47	16,40	18,87	0,2808
8,10	4,88	1,01	2,44	16,20	18,64	0,2843
8,00	4,82	1,00	2,41	16,00	18,41	0,2878
7,90	4,76	0,99	2,38	15,80	18,18	0,2915
7,80	4,70	0,97	2,35	15,60	17,95	0,2952
7,70	4,64	0,96	2,32	15,40	17,72	0,2990
7,60	4,58	0,95	2,29	15,20	17,49	0,3030
7,50	4,52	0,94	2,26	15,00	17,26	0,3070
7,40	4,46	0,92	2,23	14,80	17,03	0,3112
7,30	4,40	0,91	2,20	14,60	16,80	0,3154
7,25	4,36	0,91	2,18	14,50	16,68	0,3176
7,20	4,33	0,90	2,17	14,40	16,57	0,3198
7,10	4,27	0,89	2,14	14,20	16,34	0,3243
7,00	4,21	0,87	2,11	14,00	16,11	0,3289
6,90	4,15	0,86	2,08	13,80	15,88	0,3337
6,80	4,09	0,85	2,05	13,60	15,65	0,3386
6,70	4,03	0,84	2,02	13,40	15,42	0,3437
6,60	3,97	0,82	1,99	13,20	15,19	0,3489
6,50	3,91	0,81	1,96	13,00	14,96	0,3542
6,40	3,85	0,80	1,93	12,80	14,73	0,3598
6,30	3,79	0,79	1,90	12,60	14,50	0,3655
6,20	3,73	0,77	1,87	12,40	14,27	0,3714
6,10	3,67	0,76	1,84	12,20	14,04	0,3775
6,00	3,61	0,75	1,81	12,00	13,81	0,3838

10%	25%	75%	50%	1 %	0,5 %	K
5,90	3,55	0,74	1,78	11,80	13,58	0,3903
5,80	3,49	0,72	1,75	11,60	13,35	0,3970
5,70	3,43	0,71	1,72	11,40	13,12	0,4040
5,60	3,37	0,70	1,69	11,20	12,89	0,4112
5,50	3,31	0,69	1,66	11,00	12,66	0,4187
5,40	3,25	0,67	1,63	10,80	12,43	0,4264
5,30	3,19	0,66	1,60	10,60	12,20	0,4345
5,20	3,13	0,65	1,57	10,40	11,97	0,4428
5,10	3,07	0,64	1,54	10,20	11,74	0,4515
5,00	3,01	0,62	1,51	10,00	11,51	0,4605
4,90	2,95	0,61	1,48	9,80	11,28	0,4699
4,83	2,91	0,60	1,45	9,66	11,11	0,4767
4,80	2,89	0,60	1,44	9,60	11,04	0,4797
4,70	2,83	0,59	1,41	9,40	10,81	0,4899
4,60	2,77	0,57	1,38	9,20	10,58	0,5006
4,50	2,71	0,56	1,35	9,00	10,35	0,5117
4,40	2,65	0,55	1,32	8,80	10,12	0,5233
4,30	2,59	0,54	1,29	8,60	9,89	0,5355
4,20	2,53	0,52	1,26	8,40	9,66	0,5482
4,10	2,47	0,51	1,23	8,20	9,43	0,5616
4,00	2,41	0,50	1,20	8,00	9,20	0,5756
3,90	2,35	0,49	1,17	7,80	8,97	0,5904
3,80	2,29	0,47	1,14	7,60	8,74	0,6059
3,70	2,23	0,46	1,11	7,40	8,51	0,6223
3,60	2,17	0,45	1,08	7,20	8,28	0,6396
3,50	2,11	0,44	1,05	7,00	8,05	0,6579
3,40	2,05	0,42	1,02	6,80	7,82	0,6772
3,30	1,99	0,41	0,99	6,60	7,59	0,6978
3,20	1,93	0,40	0,96	6,40	7,36	0,7196
3,10	1,87	0,39	0,93	6,20	7,13	0,7428
3,00	1,81	0,37	0,90	6,00	6,90	0,7675
2,90	1,75	0,36	0,87	5,80	6,67	0,7940
2,80	1,69	0,35	0,84	5,60	6,44	0,8224
2,70	1,63	0,34	0,81	5,40	6,21	0,8528
2,60	1,57	0,32	0,78	5,20	5,98	0,8856
2,50	1,51	0,31	0,75	5,00	5,75	0,9210
2,40	1,44	0,30	0,72	4,80	5,52	0,9594
2,30	1,38	0,29	0,69	4,60	5,29	1,0011
2,20	1,32	0,27	0,66	4,40	5,06	1,0466
2,10	1,26	0,26	0,63	4,20	4,83	1,0965
2,00	1,20	0,25	0,60	4,00	4,60	1,1513
1,90	1,14	0,24	0,57	3,80	4,37	1,2119
1,80	1,08	0,22	0,54	3,60	4,14	1,2792
1,70	1,02	0,21	0,51	3,40	3,91	1,3545
1,60	0,96	0,20	0,48	3,20	3,68	1,4391
1,50	0,90	0,19	0,45	3,00	3,45	1,5351
1,40	0,84	0,17	0,42	2,80	3,22	1,6447
1,30	0,78	0,16	0,39	2,60	2,99	1,7712
1,20	0,72	0,15	0,36	2,40	2,76	1,9188
1,10	0,66	0,14	0,33	2,20	2,53	2,0933

10%	25%	75%	50%	1 %	0,5 %	K
1,00	0,60	0,12	0,30	2,00	2,30	2,3026
0,90	0,54	0,11	0,27	1,80	2,07	2,5584
0,80	0,48	0,10	0,24	1,60	1,84	2,8782
0,70	0,42	0,09	0,21	1,40	1,61	3,2894
0,60	0,36	0,07	0,18	1,20	1,38	3,8376
0,50	0,30	0,06	0,15	1,00	1,15	4,6052
0,40	0,24	0,05	0,12	0,80	0,92	5,7565
0,30	0,18	0,04	0,09	0,60	0,69	7,6753
0,20	0,12	0,02	0,06	0,40	0,46	11,5129
0,10	0,06	0,01	0,03	0,20	0,23	23,0259

12 Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

12.1 Abbildungen

Abbildung 1: Die Miesmuschel <i>Mytilus edulis</i> auf Geröllfeldern bei Grömitz.....	7
Abbildung 2: Fließschema zur Umsetzung der EU-WRRL. Grün unterlegt sind die Komponenten, die für die Klassifizierung von Küstengewässern zu berücksichtigen sind.....	9
Abbildung 3: <i>Furcellaria lumbricalis</i> , eine in den 1960er Jahren häufige und Mattenbildende Rotalge in Schleswig-Holstein, bildet um die Insel Rügen (Mecklenburg-Vorpommern) dichte Bestände aus.	10
Abbildung 4: P- und N-Einträge aus den Küstengewässern Schleswig-Holsteins in die Beltsee – Angaben aus BEHRENDT <i>et al.</i> (1999).	15
Abbildung 5: Mittlere Vereisung an der der Deutschen Ostseeküste seit 1897. Daten: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.....	18
Abbildung 6: Salzwassereinträge in die Ostsee während des letzten Jahrhunderts.	19
Abbildung 7: Langfristige Temperaturanomalien. Langfristiger Trend. Linearer Trend 1761-2003 0,44°C; 1913-2003 1,31°C; 1980-2003 1,77°C (Graphik: SCHÖNWIESE <i>et al.</i> 2003).....	20
Abbildung 8: Standorte gemessener Secchi-Tiefen zwischen 54,0°N-55,5°N und 9,5°O-14,5°O. Messzeitraum 1903-1965, Wintermessungen zwischen Dezember und März (n=34), Mehrfachmessungen an einzelnen Standorten möglich. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/ Stand: Okt. 2005). Satellitenbild: NASA, Landsat 7, Aufnahme um das Jahr 2000.	25
Abbildung 9: Standorte gemessener Secchi-Tiefen zwischen 54,0°N-55,5°N und 9,5°O-14,5°O. Messzeitraum 1903-1965, Sommermessungen zwischen Mai und Oktober (n=161), Mehrfachmessungen an einzelnen Standorten möglich. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/ Stand: Okt. 2005). Satellitenbild: NASA, Landsat 7, Aufnahme um das Jahr 2000.	25
Abbildung 10: Standorte gemessener Secchi-Tiefen zwischen 54,0°N-55,5°N und 9,5°O-14,5°O. Messzeitraum 1966-1998, Wintermessungen zwischen Dezember und März (n=543), Mehrfachmessungen an einzelnen Standorten möglich. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/ Stand: Okt. 2005). Satellitenbild: NASA, Landsat 7, Aufnahme ungefähr Jahr 2000.....	26
Abbildung 11: Standorte gemessener Secchi-Tiefen zwischen 54,0°N-55,5°N und 9,5°O-14,5°O. Messzeitraum 1966-1998, Sommermessungen zwischen Mai und Oktober (n=1506), Mehrfachmessungen an einzelnen Standorten möglich. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/ Stand: Okt. 2005). Satellitenbild: NASA, Landsat 7, Aufnahme ungefähr Jahr 2000.....	26
Abbildung 12: Schematische Darstellung des Klassifizierungsansatzes für Makrophyten nach den zwei Prämissen 1) Verschiebung der unteren Verbreitungsgrenze sowie 2) Ausfall von Pflanzengemeinschaften (PG - Pflanzengemeinschaft) – aus SCHUBERT <i>et al.</i> (2003).....	28
Abbildung 13: <i>Dasya baillouviana</i> , eine häufige Rotalge in der westlichen Ostsee, wurde aus dem Pazifischen Raum eingeschleppt und breitet sich seit Ende der 1990er Jahre vehement aus.....	30
Abbildung 14: Untersuchungsstandorte zur Erfassung der Strukturparameter des Seegrases <i>Zostera marina</i> . x Standorte mit Seegrasvorkommen 2004, x Vorkommen von juvenilen Pflanzen im Jahr 2005, x untersuchte Standorte frei von Seegras.	31
Abbildung 15: Hartsubstrat- und Transektkartierungen in den Jahren 2004/2005. x / Standorte, welche an den Transekten senkrecht zur Küstenlinie abgetaucht worden sind. x Standorte an denen das Hartsubstrat (nicht jedoch Orther Bucht) und <i>Fucus vesiculosus</i> beprobt wurde.....	32

Abbildung 16: Kartierung von <i>Zostera</i> -Keimlingen zwischen Maasholm und Glücksburg, September 2005.....	32
Abbildung 17: Transekt entlang des Nördlichen Teils der Insel Usedom zur Untersuchung von Seegrasbeständen.	33
Abbildung 18: Epiphyten auf großen, alten Thalli von <i>Fucus vesiculosus</i> in der Orther Bucht, dazwischen auf Steinen und Muscheln wachsend, <i>Chorda filum</i>	35
Abbildung 19: Kartierung der Hartsubstrate mithilfe von 1 m ² Rahmen, abgebildet sind 0,25 m ²	37
Abbildung 20: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der Gesamt-Sprossdichte an zwölf <i>Zostera</i> Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die Gesamt-Sprossdichte. Die Standorte Holnis (Ho), Gelting (Ge), Wackerballig (Wk), Maashoolm (Ma), Waabs (Wa), Surendorf (Su), Orth (Or), Staberhuk (St), Grömitz (Gr), Zingst (Zi), Glowe (Gl) und Thiessow (Th) sind von West nach Ost abgebildet.	46
Abbildung 21: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der Anzahl der fertilen Sprosse an zwölf <i>Zostera</i> -Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die Anzahl der fertilen Sprosse m ⁻² . Abkürzungen siehe Abbildung 20.	47
Abbildung 22: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der mittleren Blattbreite an zwölf <i>Zostera</i> -Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die mittlere Blattbreite. Abkürzungen siehe Abbildung 20.	48
Abbildung 23: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der mittleren Blattlängen an zwölf <i>Zostera</i> -Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die mittlere Blattlänge. Abkürzungen siehe Abbildung 20.	49
Abbildung 24: Box-Whisker-Plots zur Darstellung des LAI an zwölf <i>Zostera</i> -Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für den LAI. Abkürzungen siehe Abbildung 20.	50
Abbildung 25: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der Biomasse (TG) der sterilen <i>Zostera</i> -Pflanzen an zwölf Standorten. Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die Biomasse (TG) der sterilen <i>Zostera</i> -Pflanzen. Abkürzungen siehe Abbildung 20.	51
Abbildung 26: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der Gesamt-Sprossdichte am Standort Zingst über einen Zeitraum von vier Monaten (Juli bis Oktober). Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die die Gesamt-Sprossdichte.	52
Abbildung 27: Box-Whisker-Plots zur Darstellung der mittleren Blattlängen am Standort Zingst über einen Zeitraum von vier Monaten (Juli bis Oktober). Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die mittlere Blattlänge.	53
Abbildung 28: Box-Whisker-Plots zur Darstellung des LAI am Standort Zingst über einen Zeitraum von vier Monaten (Juli bis Oktober). Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für den Blattflächenindex.	54
Abbildung 29: Box-Whisker-Plots zur Darstellung des Biomasse (TG) der sterilen <i>Zostera</i> -Pflanzen am Standort Zingst über einen Zeitraum von vier Monaten (Juli bis Oktober). Dargestellt sind Mittelwert, Standardabweichung („Box“), Minimum und Maximum (Whisker) für die Biomasse (TG) der sterilen <i>Zostera</i> -Pflanzen.	55
Abbildung 30: Juvenile Pflanzen von <i>Fucus vesiculosus</i> in 3 m Wassertiefe.....	56
Abbildung 31 a-e: Verbreitung ausgewählter Arten der Ostsee entlang der Schleswig-Holsteinischen und Mecklenburg-Vorpommernschen Küste (a. <i>Delesseria sanguinea</i> , b. <i>Dumontia contorta</i> , c. <i>Pilayella littoralis</i> , d. <i>Halosiphon tomentosus</i> , e. <i>Fucus vesiculosus</i>) während der Kartierung im April / Mai 2004. Die Häufigkeiten wurden nach einem abgewandelten Schema nach BRAUN-BLANQUET angegeben. Die Differenzen zwischen	

BRAUN-BLANQUET und dem verwendeten Muster sind unterhalb jeder Graphik dargestellt. Der tiefste Untersuchungsort entlang jedem Transekte ergibt sich aus der Entfernung zur Küste (jeweils 1 Meile).	66
Abbildung 32: Der Zuckertang <i>Laminaria saccharina</i> am Standort Walkyriengrund, Lübecker Bucht, 15 m Wassertiefe.	68
Abbildung 33: Unterschiedliche Besiedlung von glazialen Restsedimenten entlang der Deutschen Ostseeküste. Bei Abwesenheit von <i>Mytilus edulis</i> dominieren in 5 bis 6 m Wassertiefe in der Westlichen Ostsee Blattbuschalggen wie <i>Delesseria sanguinea</i> und <i>Phycodryis rubens</i> (Lippe) während im östlichen Teil <i>Furcellaria lumbricalis</i> dichte Bestände ausbildet (Thiessow). Zwischen diesen sind häufig junge Miesmuscheln vorhanden.	71
Abbildung 34: Mittlere Abundanz je m ² der Miesmuschel <i>Mytilus edulis</i> in Abhängigkeit der Schalenlänge auf glazialen Restsedimenten (n=5, y-Achse logarithmiert).	73
Abbildung 35: Mittleres Trockengewicht je m ² der Miesmuschel <i>Mytilus edulis</i> in Abhängigkeit der Schalenlänge auf glazialen Restsedimenten (n=5, y-Achse logarithmiert).	74
Abbildung 36: <i>Zostera marina</i> Fischerei in der Schlei um die Jahrhundertwende (Photo: Stadtarchiv Kappeln). Das Material wurde zum Füllen von Matratzen und zur Hausisolierung benutzt (OSTENFELD 1908).	75
Abbildung 37: Entwicklung der Schlauchascidie <i>Ciona intestinalis</i> auf den Blättern vom Seegras <i>Zostera marina</i> , Orther Bucht, August 2004.	87
Abbildung 38: Einflussgrößen auf die Tiefenverbreitung von <i>Zostera marina</i> (zusammengestellt nach diversen Autoren).	89
Abbildung 39: Von der Braunalge <i>Pilayella littoralis</i> überwuchertes Seegras in Zingst, Juli 2004.	94
Abbildung 40: Veränderungen von <i>Fucus vesiculosus</i> Beständen zwischen Mitte der achtziger Jahre und historisch bekannten Vorkommen, verändert nach WACHENFELDT <i>et al.</i> (1986). 1 keine Veränderungen bekannt, 2 moderate Abnahme von <i>Fucus</i> , 3 Abnahme von <i>Fucus</i> , fleckenhaftes Vorkommen, 4 starke Abnahme von <i>Fucus</i> oder totaler Verlust, gestrichelte Linie: Verbreitungsgrenze von <i>Fucus</i> .	96
Abbildung 41: Kartierung der <i>Fucus</i> spp., <i>Laminaria</i> spp. und Rotalgen-Bestände in der Kieler Bucht durch HOFFMANN (1952). Legende siehe nachfolgende Abbildung.	98
Abbildung 42: Kartierung der <i>Fucus</i> spp., <i>Laminaria</i> spp. und Rotalgen-Bestände in der Kieler Bucht durch HOFFMANN (1952).	99
Abbildung 43: Große Exemplare des Neophyten <i>Gracilaria vermiculophylla</i> bei Schilksee, August 2005.	107
Abbildung 44: Verbreitungsgrenzen für einzeln stehende Pflanzen von <i>Zostera marina</i> und <i>Fucus vesiculosus</i> bei einer angenommenen maximalen Vorkommenstiefe von 10 m und einem minimalen mittleren Lichtbedarf von 10% der Oberflächenstrahlung während der Vegetationsperiode von <i>Zostera</i> .	117
Abbildung 45: Verbreitungsgrenzen für geschlossene Bestände von <i>Zostera marina</i> und <i>Fucus vesiculosus</i> bei einer angenommenen maximalen Vorkommenstiefe von 10 m bei den Einzelpflanzen und einem minimalen Lichtbedarf von 10% der Oberflächenstrahlung.	118
Abbildung 46: Vereinfachtes Schema zur Berechnung der besiedelbaren Fläche bei Rückgang der Eindringtiefe des Lichtes.	120
Abbildung 47: Simulation des Jahresganges der PAR (photosynthetically active radiation) Strahlung für die geographische Breite der Station Zingst (- Simulation nach SAGERT & SCHUBERT 2002) und statistische Anpassung an eine Normalverteilung (---).	122
Abbildung 48: Aussagekraft der Messgrößen bei bekanntem historischem Zustand des Untersuchungsstandortes. Die Tiefengrenze von <i>Fucus vesiculosus</i> , <i>Zostera marina</i> und die Phytalgemeinschaft auf den Hartsubstraten wirken gleich stark in beide Richtungen der Bewertungsskala. Die Anwesenheit von Neophyta charakterisiert dagegen nur die Belastung.	137

Abbildung 49: Aussagekraft des Bewertungsschemas bei unklarem historischem Referenzzustand einer lokalen Beprobungsstelle innerhalb der definierten Gewässertypen.	138
Abbildung 50: Darstellung der zu berücksichtigenden Messgrößen für den Bewertungsansatz nach der EU-WRRL Gewässertypen B3a, B3b und B4 anhand von fünf Gütestufen (1-5).	139
Abbildung 51: Sowohl <i>Fucus vesiculosus</i> als auch <i>Zostera marina</i> sind abwesend oder kommen nur in geringen Beständen im Gebiet vor, die Phytal-Gemeinschaften entsprechen jedoch dem guten ökologischen Zustand. Das Gebiet ist für diesen Fall als gut (2) einzustufen. Weiterführende Erklärungen siehe im Text.	140
Abbildung 52: Tiefenverteilung von <i>Fucus vesiculosus</i> entspricht dem guten ökologischen Zustand, die Phytal-Gemeinschaften auf den Hartsubstraten sind jedoch abwesend oder nahezu abwesend, da <i>Mytilus edulis</i> die Hartsubstrate dominiert. Die Hartsubstrate werden nicht bewertet. Das Gebiet ist für diesen Fall als gut (2) einzustufen.	140
Abbildung 53: Tiefenverteilung von <i>Fucus vesiculosus</i> und <i>Zostera marina</i> entsprechen dem guten ökologischen Zustand, die Phytal-Gemeinschaften bilden ein heterogenes Bild und können nicht bewertet werden, allerdings fällt auf, dass der Anteil der Neophyta auf den Hartsubstraten zu hoch ist, um einen guten ökologischen Zustand zu präsentieren. Das Gebiet wird als mäßig belastet (3) eingestuft.	141
Abbildung 54: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	166
Abbildung 55: Probennahmestandorte bei Wackerballig (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	166
Abbildung 56: Probennahmestandorte bei Kalkgrund, Gelting (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	167
Abbildung 57: Probennahmestandorte bei Schleimünde (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	167
Abbildung 58: Probennahmestandorte bei Maasholm (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	168
Abbildung 59: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	168
Abbildung 60: Probennahmestandorte beim Campingplatz Ludwigsburg (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	169
Abbildung 61: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	169
Abbildung 62: Probennahmestandorte bei Strande (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	170
Abbildung 63: Probennahmestandorte bei Lippe (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	170
Abbildung 64: Probennahmestandorte bei Lippe / Hohwacht (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach digitalen Seekarte C-MAP.	171
Abbildung 65: Probennahmestandorte bei der Orther Bucht (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	171
Abbildung 66: Probennahmestandorte bei Niobe (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach digitalen Seekarte C-MAP.	172
Abbildung 67: Probennahmestandorte bei Staberhuk (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	172
Abbildung 68: Probennahmestandorte bei Grömitz (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	173
Abbildung 69: Probennahmestandorte bei Boltenhagen (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	173
Abbildung 70: Probennahmestandorte bei Meschendorf (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	174

Abbildung 71: Probennahmestandorte bei Zingst (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	174
Abbildung 72: Probennahmestandorte bei Glowe (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	175
Abbildung 73: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach digitalen Seekarte C-MAP.	175
Abbildung 74: Probennahmestandorte bei Holnis (siehe Legende). Kartengrundlage NASA 2000, Tiefenkarte verändert nach C-MAP.	176

12.2 Tabellen

Tabelle 1: Typisierung der inneren und äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste.	12
Tabelle 2: Zuordnung der Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins zum Küstengewässertyp B3 / B4 – Tabelle entnommen aus GOSSELCK <i>et al.</i> (2003).	14
Tabelle 3: Stickstoff-Einträge in die Ostsee in 1000 t N a ⁻¹ (Quelle: GAREN <i>et al.</i> 1997).	16
Tabelle 4: Phosphor-Einträge in die Ostsee in 1000 t P a ⁻¹ (Quelle: GAREN <i>et al.</i> 1997).	16
Tabelle 5: Veränderungen in der Anzahl von Sturmfluten und Sturmniedrigwassern zwischen den Jahren 1831-2000 (Quelle: HUPFER & TINZ 2001)	18
Tabelle 6: Zusammenstellung der verfügbaren Datenbasis zu den historischen Makrophyten-Nachweisen.	22
Tabelle 7: Datenbank und Literatur-Recherche zur historischen und aktuellen Verbreitung von Makrophyten in den Gewässertypen B3a, B3b und B4. DK = Dänemark, PL = Polen. ...	22
Tabelle 8: Historische Veränderungen der Secchi-Tiefen in Metern in der Westlichen Ostsee (54,0°N-55,5°N; 9,5°O-14,5°O. Datengrundlage: Secchi Disk Daten Archiv für die Nord- und Ostsee (AARUP 2002 und http://www.ices.dk/ocean/project/secchi/ Stand: Okt. 2005).	24
Tabelle 9: Artmächtigkeitsstufen nach BRAUN-BLANQUET (1964) und in der für die vorliegende Untersuchung veränderten Variante.	37
Tabelle 10: Salzgehalt an den einzelnen Untersuchungsstandorten (Juli/August 2004).	39
Tabelle 11: Biomasse (TM-Gehalt), organischer Gehalt (org. Gehalt), Anteil der Fraktion < 0,063 mm, mittlere Korngröße (mKG) und Einteilung des Sedimentes nach dem Anteil der Fraktion < 0,063 mm (Substrattyp) nach KOLP (1966) für jeden Standort.	39
Tabelle 12: Nährstoffgehalt des Oberflächenwassers im Februar 2005. Ammonium- (NH ₄), Nitrat- (NO ₃), Nitrit- (NO ₂), Σ gelöster anorgan. Stickstoff- (N _{anorg}) und Phosphatgehalt (PO ₄) des Oberflächenwassers an Uferstandorten der deutschen Ostseeküste. Die Daten stammen aus einer einmaligen Probennahme im Zeitraum 07.02.05 bis 17.02.05. Die Analyse der Wasserproben (PO ₄ , NO ₃ , NO ₂) erfolgte im Institut für Ostseeforschung Warnemünde. (Z) bezeichnet die im Sommer 2004 untersuchten <i>Zostera</i> -Standorte.	40
Tabelle 13: Attenuationskoeffizienten an den Messpunkten im Februar 2005. Folgende Messpunkte wurden stellvertretend für die angegebenen <i>Zostera</i> -Standorte untersucht: * stellvertretend für die Orther Bucht; ** stellvertretend für Glowe; *** stellvertretend für Thiessow; (Z) bezeichnet die im Sommer 2004 untersuchten <i>Zostera</i> -Standorte.	41
Tabelle 14: Vergleich der Biomassewerte (TG) der einzelnen Standorte von <i>Zostera</i> (gesamt und nur der blühende Anteil), Algen, anderen Spermartophyten und insgesamt sowie des <i>Zostera</i> -Anteils an der Gesamt-Biomasse. Die Anzahl der Proben je Standort betrug n = 5, die Untersuchungstiefe lag zwischen 1,3 und 4,8 m. Die Biomasse für <i>Zostera marina</i> , Makroalgen und sonstige Spermartophyten wurde bestimmt und der Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) ermittelt. Die Gesamt-Biomasse (TG gesamt) ergibt sich aus der	

Biomasse aller Makrophyten. Der Anteil von <i>Zostera</i> an der Gesamt-Biomasse ist in %, die übrigen Biomassewerte sind in g m ⁻² angegeben.....	42
Tabelle 15: Vergleich der Biomassewerte (TG) der einzelnen Standorte von <i>Zostera</i> (gesamt und nur der blühende Anteil), Algen, anderen Spermartophyten und insgesamt sowie des <i>Zostera</i> -Anteils an der Gesamt-Biomasse am Standort Zingst (Juli-Oktober 2004). Die Anzahl der Proben je Standort betrug n = 5, die Untersuchungstiefe lag zwischen 4,6 m und 5,6 m. Die Biomasse (TG) für <i>Zostera marina</i> und die Makroalgen wurde bestimmt und der Mittelwert (MW) und die Standardabweichung (SD) angegeben. Die Gesamt-Biomasse ergibt sich aus der Biomasse (TG) aller Makrophyten. Der Anteil von <i>Zostera</i> an der Gesamt-Biomasse ist in %, die übrigen Biomasse-Werte sind in g m ⁻² angegeben.....	43
Tabelle 16: Häufigkeiten im Auftreten der Makroalgen und Spermatophyten. Anzahl der zwölf Standorte (A) und vier Untersuchungstermine in Zingst (B) an denen die Algenart bzw. -gattung gefunden wurde. Die Anzahl der Proben pro Standort betrug n = 5, die Probennahme erfolgte an den zwölf <i>Zostera</i> -Standorte in einer Wassertiefe zwischen 1,3 m und 4,8 m im Zeitraum Juli und August 2004. Der Standort Zingst wurde von Juli bis Oktober viermal in einer Tiefe zwischen 4,6 und 5,6 m untersucht.....	44
Tabelle 17: Auftreten von Algenabteilungen an den Standorten im Juli/August 2004. x! die Abteilung dominierte am Standort, x verschiedene Gattungen der Abteilung traten auf, (x) lediglich in einer der Parallelproben wurde eine Gattung der Abteilung gefunden. * Da für die Untersuchung im August keine Angaben über die Algenvorkommen existieren, wurden die Ergebnisse der Juli-Aufnahmen verwendet.....	45
Tabelle 18: Auftreten von Algenabteilungen in Zingst im Untersuchungszeitraum Juli bis Oktober 2004; x! die Abteilung dominierte zum Untersuchungszeitpunkt, x verschiedene Gattungen der Abteilung traten auf, (x) lediglich in einer der Parallelproben wurde eine Gattung der Abteilung gefunden; k.A. es existieren keine Angaben über das Vorkommen von Algen zu diesem Zeitpunkt; - = Abteilung nicht gefunden.....	45
Tabelle 19: Maximale Tiefe von <i>Fucus vesiculosus</i> an 8 Standorten entlang der deutschen Ostseeküste (siehe auch Karten im Anhang).....	56
Tabelle 20: Epiphytische Braunalgen auf <i>Fucus vesiculosus</i> in der Westlichen Ostsee (zusammengestellt nach REINKE 1889, REINBOLD 1889, NIELSEN et al. 1995 und durch eigene Untersuchungen ergänzt). Symbole: - Art nicht gefunden, R vereinzelt selten, + Art unregelmäßig vorkommend ++ Art regelmäßig vorkommend, häufig, ? Vorkommen unbekannt, L Berichte aus Literatur vor 1970.....	57
Tabelle 21: Bewuchs von <i>Fucus vesiculosus</i> mit Epizoen und Epiphyten. Pro Standort wurden 5 Thalli aus einer Wassertiefe von 1,5 m entnommen.....	58
Tabelle 22: Vorkommenstiefen [m] einzelner Makrophyten-Arten entlang von Transekten, die senkrecht von der Küstenlinie bis zu 1 Seemeile beprobt wurden. Standorte in Schleswig-Holstein, Kartierung Frühjahr 2004.....	60
Tabelle 23: Vorkommenstiefen [m] einzelner Makrophyten-Arten entlang von Transekten, die senkrecht von der Küstenlinie bis zu einer Seemeile beprobt wurden. Standorte in Mecklenburg-Vorpommern. Kartierung Frühjahr 2004.....	61
Tabelle 24: Zusammenfassung der Ergebnisse zu dem Makroalgenbewuchs auf Hartsubstraten.....	66
Tabelle 25: Historische Vorkommensgrenzen ausgewählter Arten bis Ende der 1960er Jahre im Vergleich zu dem sich anschließenden Zeitraum.....	76
Tabelle 26: Sprossdichten in unterschiedlichen <i>Zostera marina</i> -Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren. * Mittelwert; ** Minimum und Maximum; *** mittlere Sprossdichten in den optisch dichtesten Seegrasflecken; SZ Sprosszahl.....	79
Tabelle 27: Anzahl fertiler Pflanzen in unterschiedlichen <i>Zostera marina</i> -Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren. Fertile Sprosszahl (FSZ) in Seegrasbestände.....	79

Tabelle 28: Mittlere Blattlänge in <i>Zostera marina</i> -Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren.....	82
Tabelle 29: LAI von <i>Zostera marina</i> -Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren	84
Tabelle 30: Biomasse (TG) in <i>Zostera marina</i> -Beständen der Ostsee nach verschiedenen Autoren	86
Tabelle 31: Licht-Attenuationskoeffizienten aus den Lichtmessungen Februar 2005, sowie Angaben der relativen Lichtstärke in 8 m sowie bei 25, 10 und 1 % des einfallenden Oberflächenlichtes.....	88
Tabelle 32: Langjähriger Mittelwert der Winter-Nährstoffkonzentration im Oberflächenwasser der deutschen Ostseeküste. Die Daten stammen aus der Messreihe des Bund-Länder-Messprogramms von 1990-2002 (*) und aus Daten einer Messreihe von 1999-2002 aus dem Landesamt für Natur und Umweltschutz Mecklenburg Vorpommern (**).....	91
Tabelle 33: Mögliche abiotische und biotische Einflussfaktoren auf die Entwicklung von <i>Zostera marina</i> : Positiver Zusammenhang (+), negativer Zusammenhang (-) oder kein Effekt (k.E.) zwischen Einflussfaktoren und Strukturparametern eines Seegrassbestandes. a) SHORT <i>et al.</i> (1995) verwendete in seiner Arbeit den Begriff der Eutrophierung, den er mit einem exzessiven Nährstoffeintrag gleichsetzt. b) fertiles Wachstum nur zwischen 15-20 °C möglich.....	93
Tabelle 34: Methodenvergleich zur Untersuchung der <i>Fucus</i> -Bestände in der Ostsee	95
Tabelle 35: 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. Der Neophyt <i>Gracilaria vermiculophylla</i> ist erst seit 2005 aus der Kieler Bucht bekannt und wurde nicht bewertet.....	104
Tabelle 36: Quantitative Veränderungen in der Artenzusammensetzung in der Westlichen Ostsee aufgrund historischer Angaben. Driftende Algen oder in der Originalliteratur als „?“ gekennzeichnete Algen wurden nicht berücksichtigt (zusammengestellt nach verschiedenen Autoren, siehe Text).....	106
Tabelle 37: Verteilung der Makroalgen entlang der Deutschen Ostseeküste (nach NIELSEN 1995).....	106
Tabelle 38: Tiefenverbreitung [m] ausgewählter Makroalgen; BREUER 1989 nur Kieler Bucht, diese Arbeit Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, - = keine Daten, ¹ = außerhalb der 1 Meilen Zone. ² = östlich der Darßer Schwelle	109
Tabelle 39: Vegetationsphysiognomisch bedeutsame und im Sublitoral (ab 2 m Wassertiefe) zu erwartende Makrophyten-Arten. O = nur außerhalb der 1-Seemeilen-Zone gefunden; - = im Gebiet nicht gefunden (nur eigene Untersuchungen).	111
Tabelle 40: Attenuationskoeffizienten bei verschiedenen Lichtsituationen und Tiefen. Farblich hervorgehoben wurden die Werte, die den historischen Verbreitungstiefen von <i>Zostera marina</i> und <i>Fucus vesiculosus</i> zu Grunde lagen, sowie die daraus kalkulierte untere Verbreitungsgrenz des Phytals.	115
Tabelle 41: Angegeben sind die kritischen Grenzen für die unterste Verbreitung von Einzelpflanzen von <i>Zostera marina</i> und <i>Fucus vesiculosus</i> bei einem Lichtbedarf von 10%, Attenuationskoeffizient $k = 0,23025$. Je nach der natürlichen Eindringtiefe verändern sich die kritischen Grenzen für die Bewertung.	116
Tabelle 42: Güteklasse-Bildung anhand des Rückganges der Lichteindringtiefe in Prozent für die am tiefsten vorkommenden Einzelpflanzen sowie geschlossener Bestände	117

Tabelle 43: Prozentualer Verlust an besiedelbarer Fläche für <i>Zostera marina</i> und <i>Fucus vesiculosus</i> bei gleichmäßig abfallender Wassertiefe. Die Referenztiefe beträgt 10 m.....	119
Tabelle 44: Abgelehnte Übernahme des <i>Zostera / Fucus</i> Ansatzes für die untere Verbreitungsgrenze des Phytals, da dies zu einem übermäßigen Flächenverlust führen würde.	123
Tabelle 45: Grenzen des Rotalgenphytals in Metern, berechnet aus sich ergebenden Flächenverlusten des <i>Zostera / Fucus</i> Ansatzes.....	123
Tabelle 46: Güteklasse-Einteilung bei Vorkommen von Neophyten in einem Gebiet	125
Tabelle 47a-c: Zusammenfassung der für das Monitoring relevanten Angaben aus den Referenztabellen der Gebiete B3a, B3b und B4. Erklärungen: Dichter <i>Zostera</i> -Bestand bedeutet > 50 Sprosse m ⁻² . Dichter <i>Fucus</i> -Bestand bedeutet > 75 % Bedeckung des vorhandenen Hartsubstrates. Detritus-Bewertung gilt nur für Gebiete ohne oder mit nur geringem Flusseintrag. Für Gebiet 3a sind rezent keine Neophyta bekannt. Die Tiefenangaben wurden aus praktischen Gründen auf 0,5 m gerundet. Die Originaldaten sind dem Text zu entnehmen. Die Tabellen wurden in Basisparameter und Begleitparameter untergliedert....	129
Tabelle 48: Übersicht der Empfehlungen für ein Überwachungsmonitoring.....	144
Tabelle 49: Angaben von Dichtestufen anhand von Video-Aufzeichnungen (BREUER, 1989)	146
Tabelle 50: Erfassung von <i>Fucus vesiculosus</i> anhand von Video-Aufzeichnungen.....	146
Tabelle 51: Minimalareale für Makrophytobenthos-Proben (1 m ²) mit Dichtestufen 1-5 (BREUER, 1989).	148
Tabelle 52: Verschiedene Eindringtiefen des Lichtes [m] Wassertiefe unter Angabe des jeweiligen Attenuationskoeffizienten K. Ausgehend von einem saisonalen Lichtbedarf von 10 % bei <i>Zostera marina</i> , lässt sich anhand ihrer rezenten maximalen Verbreitungstiefe eine Empfehlung für quantitative Probennahmen zur Biomasse und LAI angeben. Empfohlen wird die Probennahme in den Tiefen, bei denen die durchschnittlich verfügbare Lichtmenge 25 % beträgt.....	177