

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

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

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

Classification approaches of macroalgae and angiosperms on the German Baltic Coast

Abstract

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

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

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

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

1 Einführung und Zielsetzung

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

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

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

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

2 Bewertungungsverfahren für die inneren Küstengewässer

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

2.1 Festlegung des Referenzzustandes

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

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

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

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

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

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

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

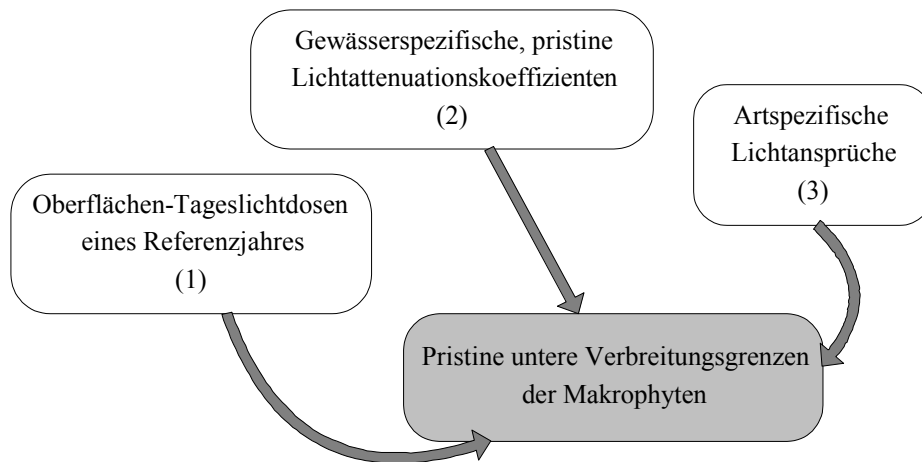


Abb. 1 „Pristines Lichtmodell“ zur Bestimmung der pristine unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten – Abbildung aus Schubert et al. (2003).

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

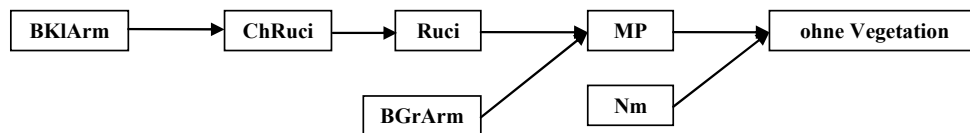
2.2 Charakterisierung der Degradationsindikatoren

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

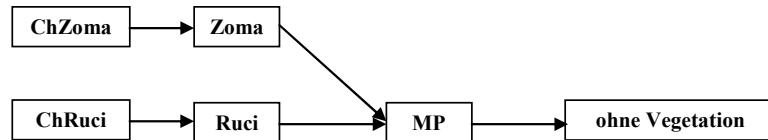
Als zweites Bewertungskriterium für den ökologischen Zustand fungiert die Präsenz bzw. der Ausfall von Pflanzengemeinschaften. Hierzu wurden im ELBO-Projekt Degradationsreihen für die einzelnen Gewässer aufgestellt (Abb. 2).

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

Darß-Zingster Boddenkette



Greifswalder Bodden



Salzhaff

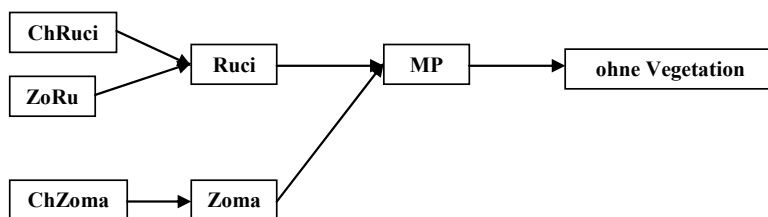


Abb. 2 Darstellung der Degradationsreihen der Pflanzengemeinschaften für drei Küstengewässer nach BLÜMEL (unveröffentlicht) – Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 4.

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

2.3 Bewertung

2.3.1 Berechnung der unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten

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

Tab. 2 Berechnete Verbreitungsgrenzen (Angaben in Metern) für die Spermatophyten-gemeinschaften in den inneren Küstengewässern an der deutschen Ostseeküste. Ref: Referenzzustand, sg/g: sehr gut/gut, g/m: gut/mäßig, m/u: mäßig/unbefriedigend, u/s: unbefriedigend/schlecht, s: schlecht

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

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

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

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

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

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

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

2.3.2 Definition von Pflanzengemeinschaften

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

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

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

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

2.3.3 Erarbeitung eines Berechnungsmodells

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

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

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

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

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

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

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

3 Bewertungsverfahren für die äußeren Küstengewässer

3.1 Auswertung historischer Daten

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

Auf den Weichböden ist vor allem das Seegras *Zostera marina* weit verbreitet. Die Bedeutung der Tiefengrenze von *Z. marina* als geeigneter Parameter für die Bewertung entsprechend der EU-WRRL spiegelt sich bereits in den Empfehlungen des schwedischen Umweltamtes und dänischen Untersuchungen wider (KRAUSE-

JENSEN et al. 2000, 2003). Dabei wird davon ausgegangen, dass Veränderungen in der Tiefenverteilung von *Z. marina* auf die Eutrophierung zurückzuführen sind. Allerdings darf nicht außer Acht gelassen werden, dass *Zostera* sich über verschiedene Mechanismen kurzfristig stark ausbreiten kann (Rhizome, abgerissene Pflanzenteile, Samen). So können ihre Bestände auch natürlich von Jahr zu Jahr stark schwanken, ohne dass dies als Verschlechterung bzw. Verbesserung des ökologischen Zustandes bewertet werden darf.

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

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

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

3.2 Beschreibung von Degradationsindikatoren

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

SHORT & WYLLIE-ECHEVERRIA (1996) geben an, dass die vom Menschen herbeigeführten Störungen von *Zostera* im Vergleich zu natürlichen Störungen erheblich zugenommen haben, wobei an erster Stelle die Abnahme der Sichttiefe im Wasser genannt werden muss. Zahlreiche Untersuchungen über die Verbreitungstiefe von *Zostera marina* in Abhängigkeit vom Lichtangebot und anderen physikalischen Faktoren wurden in den letzten beiden Jahrzehnten durchgeführt (DENNISON 1985, 1987, DENNISON & ALBERTE 1985, PEDERSÉN & KRAUSE-JENSEN 1996, KRAUSE-JENSEN et al. 2000, 2003). Allerdings wurde nicht für die gesamte Ostsee ein Rückgang der *Zostera*-Bestände beobachtet. BOSTROEM et al. (2002) konnten in

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

Neben dem Rückgang der Verbreitungstiefe wird eine Veränderung auf Art- und Gemeinschaftsebene als Folge der Gewässerdegradation angesehen. Es stellt sich derzeit aber die Frage, ob sich diese Veränderungen zur Bewertung entsprechend der EU-WRRL anwenden lassen. Dazu ist der Wissensstand sehr gering. BREUER (1989) beschreibt als einzige den Aufbau der Vegetation sehr intensiv und vergleicht die eigenen Untersuchungen mit SCHWENKE (1964). Danach lässt sich aufzeigen, dass zwischen den sechziger und den achtziger Jahren des 20. Jahrhunderts die Biomasse in der Kieler Bucht oberhalb 12 m Wassertiefe anstieg, während sie in den tieferen Bereichen zurückgegangen war. Geschlossene *Zostera*-Wiesen kamen in den sechziger Jahren bis in 6 m Wassertiefe vor. Die Braunalge *Fucus serratus* und die Rotalgen *Furcellaria lumbricalis* und *Ceramium* spp. dominierten den Tiefenbereich bis 8 m. In 8-10 m Wassertiefe kamen *Furcellaria lumbricalis* sowie *Saccharina latissima* häufig vor. Nach BREUER (1989) wird die sublitorale Vegetation ab 6 m zu 93% der Biomasse von überwiegend mehrjährigen Rotalgen-Gemeinschaften gebildet und 5% von den Brauntangen *Laminaria digitata* und *Saccharina latissima*, 1% waren saisonale Braunalgen. Bei der Artenzusammensetzung wurden mit 18 Arten (bzw. Gattungen) fast 100% der Biomasse erreicht. Nach E. KAMINSKI (unveröffentlicht, zitiert in BREUER 1989) sind für den von BREUER untersuchten Tiefenbereich etwa 85 Arten sicher bestimmt. 79% des Arteninventars sind demnach quantitativ unbedeutend. Als häufigste Art der Restsedimentgebiete zwischen 6 und 18 m Tiefe kam die Rotalge *Phycodrys rubens* vor. Zusammen mit *Coccotylus truncatus* bildete sie 56% der Biomasse. Am auffälligsten sind die lichtbedingte Abnahme der roten Feinalgen sowie die Zunahme der Blattbuscharten. Bei Feinalgen wird eine Lichtgrenze in 14 m Tiefe bei $11 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ im Jahresmittel oder 3% der Oberflächeneinstrahlung angenommen. Im Tiefenbereich bei 18 m sind die Artengemeinschaften auf *Coccotylus truncatus*, *Phycodrys rubens*, *Delesseria sanguinea*, *Laminaria digitata* und *Saccharina latissima* beschränkt.

Die Veränderungen des Arteninventars sind nicht nur auf die Effekte der Eutrophierung, sondern auch teilweise auf das Einwandern von Neophyten zurückzuführen. So müssen *Fucus evanescens* und *Dasya baillouviana* bereits als etabliert und weit verbreitet im westlichen Teil der deutschen Ostsee angesehen werden (JANSSON 1994, NIELSEN et al. 1995). Die Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* wurde im August 2005 erstmals an der deutschen Ostseeküste gefunden (SCHORIES & SELIG 2006) und breitet sich seitdem weiter ostwärts aus. Rückgängig sind dagegen die Bestände von *Fucus vesiculosus*, *F. serratus*, *Laminaria digitata* und *Saccharina latissima*. Des Weiteren wird ebenfalls ein starker Rückgang von *Membranoptera alata* als auch *Punctaria tenuissima* angenommen. Für *Nemalion helminthoides* gibt es aus den letzten Jahren keine sicheren Nachweise für den westlichen Teil der deutschen Ostsee mehr.

3.3 Bewertungsansatz

3.3.1 Bewertungsvorschlag durch SCHORIES et al. (2006)

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

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

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

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

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

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

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

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

3.3.2 Bewertungsverfahren durch FÜRHAUPTER et al. (2006)

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

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

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

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

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

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

4 Monitoring

4.1 Beprobung der inneren Küstengewässer

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

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

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

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

4.2 Beprobung der äußeren Küstengewässer

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

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

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

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

Danksagung

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

Literatur

- Berg, C., J. Dengler, A. Abdank & M. Isermann, 2001. Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 661 pp.
- Behrens, J., 1982. Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darss-Zingster-Boddengewässer. Dissertation, Universität Rostock, 139 pp.
- Black, H. J., 1978. Vegetationsdynamische Untersuchungen an epilithischen Algengemeinschaften im Sublittoral der westlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der produktionsbiologischen Bestandsabschätzungen. Report Sonderforschungsbereich 95: Wechselwirkungen Meer-Meeressboden 44: 1-144.
- Blümel, C., A. Domin, J. C. Krause, M. Schubert, U. Schiewer & H. Schubert, 2002. Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 10: 5-111.
- Bostroem, C., E. Bonsdorff, P. Kangas & A. Norkko, 2002. Long-term changes of a brackish-water eelgrass (*Zostera marina* L.) community indicate effects of coastal eutrophication. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55: 795-804.
- Braun-Blanquet, J., 1964. Pflanzensoziologie. Springer Verlag, 864 pp.
- Breuer, G., 1989. Vegetationsstruktur, Biomasse und Produktivität der sublitoralen Rotalgengemeinschaften der Restsedimentgebiete in der Kieler Bucht. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 247 pp.
- COAST, 2003. Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer. 107 pp.
- Dennison, W. C., 1985. The effects of light on photosynthesis and distribution of seagrasses. Estuaries 8: 14A.
- Dennison, W. C., 1987. Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. Aquatic Botany 27: 15-26.
- Dennison, W. C. & R. S. Alberte, 1985. Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). Marine Ecology Progress Series 25: 51-61.

- Domin, A., H. Schubert, J. C. Krause & U. Schiewer, 2004. Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514: 29-39.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Praxistest zum Makrophytenmonitoring in Schleswig-Holstein 2006. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 199 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken & T. Meyer, 2007. WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Gewässergütebericht, 1991/1992. Mecklenburg/Vorpommern, Methoden, Meßprogramme, Daten.
- Holtz, L. 1861. Herbaral records, Herbarium Ernst-Moritz Arndt University of Greifswald, Germany.
- Jansson, K., 1994. Alien species in the marine environment. Swedish environmental protection agency, Report 4357: 3-68.
- Karez, R. & D. Schories, 2005. Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 95-107.
- Krause-Jensen, D., A. L. Middelboe, K. Sand-Jensen & P. B. Christensen, 2000. Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool. *Oikos* 91: 233-244.
- Krause-Jensen, D., M. F. Pedersén & C. Jensen, 2003. Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries* 26: 866-877.
- Lakowitz, K., 1907. Die Algenflora der Danziger Bucht. *Berichte des Westpreussischen Botanisch-Zoologischen Vereins*, Danzig, 141 pp.
- Lakowitz, K., 1929. Die Algenflora der gesamten Ostsee (ausschl. Diatomeen). Herausgegeben vom West-preußischen Botanisch-Zoologischen Verein mit Unterstützung der Notgemeinschaft der Deutschen Wissenschaft, Danzig, 474 pp.
- LAWA, 1998. Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Richtlinie zur Bewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 74 pp.
- Lindner, A., 1972. Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Universität Rostock, 201 pp.
- Mertens, M., 2006. Landschaftsökologische Untersuchungen zu Makrophyten (einschließlich Makroalgen) in ausgewählten inneren Küstengewässern Schleswig-Holstein. Diplomarbeit, Universität Greifswald, 108 pp.
- Nielsen, R., A. Kristiansen, L. Mathiesen & H. Mathiesen, 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Botanica Fennici* 155: 1-51.
- Pedersén, M. F. & D. Krause-Jensen, 1996. Regulation of vertical and horizontal distribution of eelgrass. In Kaas, H. & F. Møhlenberg (eds) *Marine areas. Danish inlets - State of the environment, trends and causal relations. The monitoring programme under the action plan for the aquatic environment 1994*. Faglig rapport fra DMU 179: 73-79.
- Reinbold, T., 1889. Die Rhodophyceen (Florideen) (Rothtange) der Kieler Förde. *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein* 9: 111-143.
- Reinbold, T., 1890. Die Cyanophyceen (Blautange) der Kieler Förde. *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein* 8: 163-185.
- Reinke, J., 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. Schmidt & Klaunig, Kiel. 101 pp.
- Sagert, S., H.-G. Wagner & U. Selig, 2007. Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytoplankton. Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (4121.3-2006-511F). 64 pp.
- Sagert, S., C. Porsche & U. Selig, 2008. Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 7-24.
- Schories, D., 1995. Populationsökologie und Massenentwicklung von *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) im Sylter Wattenmeer. *Berichte des Institutes für Meereskunde Kiel* 271: 145 pp.
- Schories, D. & U. Selig, 2006. Die Bedeutung eingeschleppter Arten (*alien species*) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 15: 147-158.
- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil A: Äußere Küstengewässer. *Forschungsbericht*. 187 pp.

- Schories, D., C. Pehlke & U. Selig, 2008. Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. *Ecological Indicators*, doi 10.1016/j.ecolind.2008.08.010.
- Schubert, H., S. Sagert & R. M. Forster, 2001. Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. *Helgoland Marine Research* 55:12-22.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 pp.
- Schubert, H., M. Schubert & J. C. Krause, 2007. Development of ecological quality standards for submersed macrophytes of coastal lagoons of the German Baltic Sea. *Sea and Environment* 1: 16-27.
- Schwenke, H., 1964. Vegetation u. Vegetationsbedingungen in der westl. Ostsee (Kieler Bucht). *Kieler Meeresforschungen* 20: 157-168.
- Schwenke, H., 1969. Meeresbotanische Untersuchungen in der westlichen Ostsee als Beitrag zu einer marinen Vegetationskunde. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 54: 35-94.
- Seifert, R., 1938. Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Ein Beitrag zur Ökologie der Brackwasserfauna. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 34: 221-271.
- Selig, U. & R. Marquardt, 2007. Vorläufige Handlungsanweisung zur Erfassung der Angiospermen- und Makroalgenbeständen in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste – Bewertung entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Qualitätskomponente Makrophyten, 24 pp.
- Selig, U., A. Eggert, D. Schories, M. Schubert, C. Blümel & H. Schubert, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the Southern Baltic Sea. *Ecological Indicator* 7: 665-678.
- Selig, U. & S. Sagert, 2008. Vergleich der drei biologischen Qualitätskomponenten zur Bewertung der Küstengewässer – Analyse eines Gesamtansatzes. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 91-108.
- Selig, U. & C. Porsche, 2008. Evaluierung des Bewertungsansatzes „Makroalgen und Angiospermen“ für innere Küstengewässer (B1, B2) der deutschen Ostseeküste. Forschungsbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 24 pp.
- Short, F. T. & S. Wyllie-Echeverria, 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* 23: 17-27.
- Trahms, O. K., 1940. Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackwässer. 2. Die Bodenfauna und Bodenflora des Großen Jasmunder Boddens. *Archiv für Hydrobiologie* 36: 1-35.
- Välikangas, I., 1933. Über die Biologie der Ostsee als Brackwassergebiet. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 62-112.