

Thomas MEYER und Stefan NEHRING

Anpflanzung von Seegraswiesen (*Zostera marina* L.) als interne Maßnahme zur Restaurierung der Ostsee

Plantation of seagrass beds (*Zostera marina* L.) as internal measure for restoration of the Baltic Sea

Abstract

According to article 11 of the European water framework directive program measures are to be set up in order to achieve a "good water status" by 2015. In contrast to limnic waters, for coastal waters only few approaches and experiences in useful restoration strategies are available at the moment. On account of the limited time scale it is essential to carry out purposeful analysis and to put first proposals up to discussion now. Extended seagrass beds of *Zostera marina* with a good penetration to deep waters are characteristic for a good ecological status. However, since the beginning of the 20th century *Zostera*-beds have declined substantially in many coastal areas and especially on the German Baltic Sea coast due to increasing human pressure in the form of nutrient loading, siltation and mechanical disturbance. The growth rate of *Zostera marina* is low and a re-establishment of extended beds to deep waters will happen only in decades. For a restoration of coastal waters a useful internal measure is the plantation of seagrass beds. This way a fulfillment of the water framework directive will become possible.

Keywords: Baltic Sea, eutrophication, Water Framework Directive, management strategies, nature restoration

1 Einleitung

Seit Beginn des 20. Jahrhunderts hat sich die Ostsee von einem oligotrophen Meer mit klarem Wasser zu einem hochgradig eutrophierten und mit Schadstoffen belasteten Gewässer mit entsprechende negativen Auswirkungen auf die Biozönosen entwickelt (SRU 2004). In den Flachwasserbereichen zeigen die für die Ostsee vegetations-physiognomisch typischen Seegraswiesen sowie die Braun- und Rotalgen-Gemeinschaften die auffälligsten Veränderungen. Knapp 60 % der subaquatischen Makrophyten-Arten stehen auf der Roten Liste, 27 Arten gelten als ausgestorben oder verschollen (BfN 1996). Die Biomasse von früher be-

standsbildenden Arten hat sich teilweise drastisch um bis zu 95 % verringert. Auch zeigen die Makrophyten eine deutliche Veränderung in ihrer Tiefenverteilung. Die untere Verbreitungsgrenze, die früher je nach Art bei bis zu 20 m Wassertiefe lag, liegt heute allgemein entlang einer Wassertiefe von nur 6 bis 10 m. Dieses Phänomen wird vor allem durch die gestiegene Wassertrübung infolge der Überdüngung und die sich daraus ergebenden eingeschränkten Lichtverhältnisse erklärt, die zu einer Verengung des Lebensraums der submersen Vegetation geführt haben (Schramm 1996; Borum *et al.* 2004).

Im Dezember 2000 trat die Europäische-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zur Neuausrichtung der europäischen Wasser- und Gewässerschutzpolitik in Kraft (EG 2000). Mit der WRRL geraten die Gewässerbiologie und damit der Schutz oder die Wiederherstellung der ökologischen Funktion der Gewässer in das zentrale Blickfeld. Trotz aller bisherigen Erfolge durch Gewässerschutzmaßnahmen besteht heute weiterhin Bedarf, die Gewässerqualität nachhaltig zu verbessern (SRU 2004). Ein wichtiger Schwerpunkt wird hier auf gezielten internen Restaurierungsstrategien liegen müssen, um den in der WRRL geforderten „guten ökologischen Zustand“ bis zum Jahr 2015 zu erreichen. Im limnischen Bereich ist auf dem Gebiet der Gewässersanierung seit langem geforscht worden, und es existiert eine ganze Reihe von Erfahrungen (Schubert 2005). Anders stellt sich die Situation im Bereich der Küstengewässer dar, wo die Suche nach geeigneten Strategien gerade erst begonnen hat. Vor dem Hintergrund des durch die WRRL vorgegebenen engen zeitlichen Rahmens ist es daher unabdingbar, schon heute für den Meeresbereich Ideen, Meinungen, Erfahrungen und Erkenntnisse zu sammeln, zielgerichtete Analysen durchzuführen und erste Vorschläge zur Diskussion zu stellen. Nur auf dieser Basis können vielversprechende Maßnahmen vorab einer hinreichenden Überprüfung hinsichtlich Nutzen und Realisierbarkeit zugeführt werden, um anschließend bei positiver wissenschaftlicher Evaluierung eine Akzeptanz bei den Entscheidungsträgern zu erreichen (Meyer *et al.* im Druck). Diese Vorgehensweise wird wesentlich zu einem gezielten Einsatz der vorhandenen Ressourcen führen. Für die äußeren Küstengewässer der Ostsee könnte eine sinnvolle und in anderen Meeresgebieten schon erfolgreich getestete interne Maßnahme die direkte Anpflanzung von Seegras in ehemaligen Besiedlungsgebieten darstellen. Hierdurch könnte innerhalb weniger Jahre eine weiträumige Re-Etablierung von ökologisch besonders wertvollen Seegraswiesen an der Ostseeküste möglich werden, wie im Nachfolgenden erstmals als Konzeptidee vorgestellt wird.

2 Veranlassung

Die WRRL schafft einen neuen europaweiten Ordnungsrahmen für den Schutz der Oberflächengewässer einschließlich der Übergangs- und Küstengewässer sowie des Grundwassers. Für die Einzelschritte zur Umsetzung ist ein ehrgeiziges, verbindliches Fristenkonzept festgelegt. Wichtigstes Ergebnis der vor kurzem abgeschlossenen Bestandsaufnahmen zu den Belastungen und Auswirkungen auf den Zustand der Gewässer (Art. 5 WRRL) ist eine Einschätzung, welche Gewässer die Ziele der Richtlinie möglicherweise ohne zusätzliche Maßnahmen bis 2015 nicht

erreichen werden (Art. 4 WRRL). Eindeutiges Ergebnis ist, dass für fast alle Wasserkörper der Küstengewässer der drei Flusseinzugsgebiete der deutschen Ostsee (Schlei/Trave, Warnow/Peene, Oder) die festgeschriebene Zielerreichung des „guten ökologischen Zustands“ gefährdet ist (SH & MV 2004; MV 2005; MV & BB 2005). Die ebenfalls geforderte Abschätzung des chemischen Zustandes konnte bisher nicht vollständig erfüllt werden, da derzeit die vorhandene Datengrundlage hierfür nicht ausreicht.

Zur Verifizierung und zum Schließen von Datenlücken sind bis Ende 2006 geeignete Überwachungsprogramme zur Anwendungsreife zu bringen (Art. 8 WRRL). Für die weitere wasserwirtschaftliche Planung sind bis 2009 Bewirtschaftungspläne auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten zu erarbeiten, die umfassend mit allen Wassernutzern abgestimmt werden sollen (Art. 13 WRRL). Die zugehörigen Maßnahmenprogramme sind der aktive Kern der Bewirtschaftungspläne, die anschließend bis 2012 in die Praxis umgesetzt sein müssen (Art. 11 WRRL).

Schon jetzt ist auf Grundlage der aktuellen Bestandserhebungen erkennbar, dass gezielte Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes entwickelt werden müssen, um den geforderten guten Gewässerzustand bis 2015 zu erreichen. Für eine effektive Umsetzung wird es von Bedeutung sein, den Umfang von Maßnahmen auf das notwendige Maß zur Zielerreichung zu beschränken. Eine vielversprechende interne Maßnahme zur Restaurierung der Ostsee könnte die hier durch uns vorgeschlagene Anpflanzung von Seegras in den äußeren Küstengewässern der Flussgebietseinheiten Schlei/Trave und Warnow/Peene darstellen.

3 Die Seegraswiese an der deutschen Ostseeküste

3.1 Das System Seegraswiese

Seegräser sind marine angiosperme Blütenpflanzen, die derzeit in 12 Gattungen mit über 50 Arten unterteilt werden (Borum *et al.* 2004). Von den zwei in deutschen Küstengewässern vorkommenden Seegrasarten prägt vor allem das Gemeine oder Gewöhnliche Seegras *Zostera marina* Linnaeus die Seegrasgemeinschaften in der Ostsee. Die zweite Art, das Kleine oder Zwergseegras *Zostera noltii* Hornemann, mit einer maximalen Wuchshöhe von 30 cm wächst im Eulitoral bis zu Wassertiefen von etwa 1 m. Diese Seegrasart ist unempfindlich gegen Trockenfallen, verträgt aber keine Eisbedeckung. Hohe Wachstumsraten erreicht *Zostera noltii* aber erst ab einer Salinität von 10 PSU, so dass die Ostsee größtenteils einen suboptimalen Lebensraum darstellt (Borum *et al.* 2004). Erfolgreiche längerfristige Anpflanzungen von *Zostera noltii* sind daher hier nur sehr eingeschränkt möglich. Aus diesem Grund beziehen sich alle weiteren Ausführungen rein auf Erkenntnisse und Möglichkeiten mit dem Gemeinen Seegras *Zostera marina*.

Das Gemeine Seegras wächst bei optimalen Lebensbedingungen in dichten Beständen kurz unterhalb der Niedrigwasserlinie bis zu einer Wassertiefe von 10 m, vereinzelt bis 17 m (Abb. 1). Es kann in der Kieler Bucht Blattlängen von bis zu 2 m

erreichen, an der mecklenburgischen Küste mit ihren geringeren Salzgehalten findet man das Seegras meistens mit weniger als 1 m langen Blättern (Kobarg 1993; Schories *et al.* 2005). *Zostera marina* besitzt nur in den ersten 5-25 mm über dem Boden eine signifikante Steifigkeit, so dass seine bandartigen ledrigen Blätter sich äußerst flexibel auch bei stärkeren Wasserströmungen bewegen können. Durch gasgefüllte Kanäle im Blattgewebe werden die langen Blätter relativ gut aufrecht in der Schwebelage gehalten. Das Sonnenlicht im Wasser kann so für die Photosynthese optimiert genutzt werden. Hohe Wachstumsraten erreicht *Zostera marina* schon ab einer Salinität von 4 PSU, so dass große Teile der Ostsee und vor allem die deutschen Küstengewässer grundsätzlich einen optimalen Lebensraum darstellen.

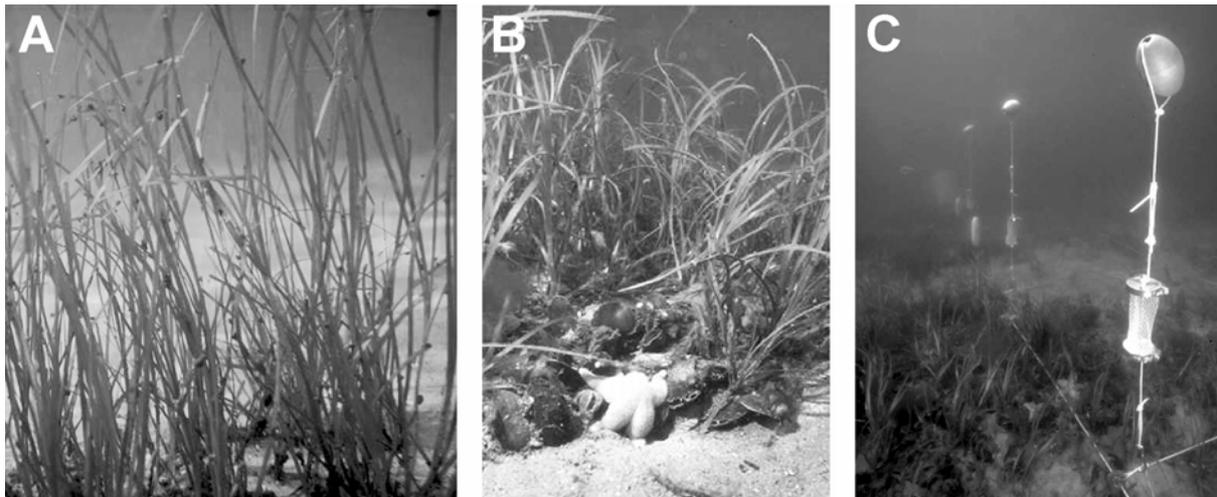


Abb. 1 Das Gemeine Seegras *Zostera marina* in der Ostsee. A) Seegraswiese. B) Lebensgemeinschaft Seegraswiese. C) Untersuchungsobjekt Seegraswiese (© MariLim).

Zostera marina wächst am besten auf kiesig-sandigen bis schlickigen, relativ stabil gelagerten Böden. Es besitzt einen ausgesprochen weiten Salinitätstoleranzbereich, der von 3 bis über 30 PSU reicht (den Hartog 1970; Baden & Boström 2001). Die Temperaturtoleranz der Seegräser ist inter- und intraspezifisch unterschiedlich. *Zostera marina* aus der Ostsee toleriert Eisbedeckung relativ gut und besitzt mit über 30° C auch eine recht hohe Toleranz gegenüber erhöhten Temperaturen (Kobarg 1993; Borum *et al.* 2004). Die Blütezeit dieser zu den Laichkrautgewächsen zählenden Pflanze erstreckt sich von Juni bis Oktober. Etwa 20 unscheinbare Blüten sind in einer abgeflachten Blütenähre vereinigt. Das obere Laubblatt umschließt die Ähre. Die Befruchtung findet unter Wasser statt. Allerdings vermehrt sich das Gemeine Seegras in der Ostsee überwiegend vegetativ durch Wachstum und Teilung der Pflanzensprosse (Baden & Boström 2001). Das Wachstum von *Zostera marina* ist grundsätzlich abhängig von der Wassertemperatur und der Photoperiode. Die Beschattungsintensität sekundärer Faktoren wie Wassertrübung und Aufwuchs auf den Blättern ist ein wichtiger Begleitparameter, der das Wachstum signifikant reduzieren kann. Wenn die Wassertemperatur auf 6-10° C steigt und die Photoperiode zunimmt, steigt die Wachstumsrate an und das Seegras bildet neue Sprosse und Blätter aus (Bobsien & Munkes 2004; Borum *et al.* 2004).

Als grober Wert für den Mindestlichtbedarf von *Zostera marina* werden ungefähr 20 % des Lichtes an der Oberfläche angegeben (Kobarg 1993; Borum *et al.* 2004). In unseren Breiten ist *Zostera marina* eine immergrüne Pflanze, bei welcher der Laubwechsel sukzessive erfolgt, durch Sturmwindlagen etc. aber stark ansteigen kann (Feldner 1976). In der Ostsee konnte Reusch *et al.* (1999) beim Seegras *Zostera marina* einen Klon mit einer Größe von 160 x 40 Metern mit einem geschätzten Alter von über 1000 Jahren identifizieren.

Seegräser erhalten ihre große Bedeutung für die Umwelt, weil sie für die Aufrechterhaltung physikalischer, chemischer und biologischer Zusammenhänge vieler Küstenökosysteme eine entscheidende Rolle spielen. Sie bestimmen zudem als räumlich strukturgebendes Element die Komplexität des Habitats (Bobsien & Munkes 2004). *Zostera marina* beeinflusst die Prozesse gleichzeitig in verschiedensten räumlichen (cm-km) und zeitlichen (min-Jahre) Skalen (Boström *et al.* 2002). Das Gemeine Seegras besitzt direkten Einfluss auf die physikalischen Faktoren der Flachwasserbereiche der Ostsee, da es die Strömungsgeschwindigkeiten reduziert und so die Sedimentationsrate erhöht. Hinzu kommt, dass das Rhizom- und Wurzelsystem die oberen Substratschichten binden und verankern kann und dadurch die Resuspension des Sedimentes verbunden u.a. mit einer Remobilisierung von Schadstoffen erschwert wird (Seibold *et al.* 1961, Fonseca *et al.* 1982). Weiterhin dämpfen Seegräser die Tiden- und Wellenenergie, wodurch zusätzlich die Möglichkeit der Sedimentaufwirbelung reduziert wird. Seegraswiesen besitzen daher auf Grund ihrer sedimentakkumulierenden und -stabilisierenden Eigenschaften eine wesentliche Bedeutung für den Küstenschutz, speziell auch der Ostsee (Rasmussen 1977; Sterr 1988).

Die chemischen Faktoren, mit denen *Zostera* Wiesen ihre aquatische Umwelt beeinflussen, beruhen auf ihrer Funktion als Ort einer sehr hohen Primärproduktion. So findet hier eine intensive Fixierung von Kohlenstoff statt, verbunden mit allen Wirkungen eines potenten Biofilters. Seegraswiesen leisten einen entscheidenden Beitrag zur Puffer- und Filterfunktion dieses Grenzsystems zwischen Festland und See und damit zur Reinhaltung der Ostsee. Durch die hohe Biomasseproduktion besteht auf der anderen Seite in vielen küstennahen Gebieten natürlicherweise die abgestorbene organische Substanz zu über 50 % aus Seegrasresten. Ein Teil der Blattmasse wird in den Seegraswiesen abgebaut, große Mengen werden aber auch in tiefere Bereiche der offenen Ostsee verdriftet, wo sie eine energetische Grundlage für Abbaugemeinschaften bilden können (Jansson 1972). Die Biomasse kann dem System aber auch - zumindest zeitweilig - entnommen werden, indem die Blätter an Land gespült werden und dort neben Leaching und bakteriellem Abbau vor allem auch von semi-terrestrischen und terrestrischen Organismen zersetzt werden (Feike *et al.* 2002). Durch die Abgabe von Sauerstoff über das Wurzelsystem in umgebende anoxische Sedimente kann *Zostera* für sich selbst und andere Organismen das benthische Milieu positiv verändern (Baden & Boström 2001).

Die Produktivität von Seegräsern bezogen auf die Grundfläche kann bedeutend höher sein, als die des Phytoplanktons der freien Gewässer (Sand-Jensen & Borum 1983). Durch die Bildung ausgedehnter Wiesen besitzt *Zostera marina* eine wichtige Funktion als ökologisches Strukturelement. Sprossdichten von über 1000 Sprossen m⁻² werden in der Ostsee in gut ausgebildeten Wiesen teilweise erreicht, variieren aber saisonal und auch innerhalb der Populationen sehr stark (Feldner

1976; Reusch *et al.* 1994; Schories *et al.* 2005). Seegraswiesen bieten Schutz vor Räubern und Verdriftung und dienen einer Vielzahl von Organismen als Laich- und Aufwuchsgebiet. Auf den Blättern setzen sich Mikroalgen und andere kleine Organismenformen fest. Zwischen den Sprossen und am Boden teilen sich Makroinvertebraten und diverse Fischarten den Lebensraum, von denen viele auf der Roten Liste stehen. Durch die verstärkte hydrodynamisch bedingte Ablagerung von feinem Material kommt es zu einer signifikanten Erhöhung des Nährstoffangebots, wovon eine Vielzahl von Lebewesen profitiert. In Seegraswiesen sind die Makroinvertebratenfauna sowie die Fischfauna jeweils diverser und weisen höhere Dichten auf als die entsprechenden Gemeinschaften angrenzender Gebiete (Orth *et al.* 1984; Boström & Bonsdorf 1997; Bobsien & Munkes 2004). *Zostera*-Wiesen in der Ostsee sind oft auch mit größeren Vorkommen von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) assoziiert. Durch die zwischen den einzelnen Sprossen am Gewässergrund liegenden Miesmuscheln kommt es u.a. durch die Abgabe von Pseudofaeces zu einer Anreicherung organischer Substanz, deren freigesetzte Nährstoffe positive Auswirkungen auf das Wachstum von *Zostera marina* besitzen (Reusch *et al.* 1994). Durch massiven Larvenfall der Miesmuschel auf die Blätter werden gelegentlich aber durch die Last schwächere Pflanzen zu Boden gedrückt und stellen das Wachstum ein (Kobarg 1993).

Im Rahmen der ökologischen Arbeiten zur Umsetzung der WRRL sind *Zostera marina* und seine Wiesen in den Küstengewässern der deutschen Ostseeküste als wichtiger Bewertungsparameter für den ökologischen Zustand anerkannt (Schories *et al.* 2005).

Die natürlichen Schwankungen des Bestandes werden eine Interpretation von Beobachtungen erschweren. Dennoch ist eine langfristige Zunahme des Gemeinen Seegrases als ein wesentlicher Faktor zu bewerten, der eine Verbesserung des ökologischen Zustandes der einzelnen Wasserkörper der Ostsee anzeigen wird (vgl. Schories *et al.* 2005).

3.2 Seegraswiese - Gestern

Die Daten- und Erkenntnislage zum historischen Vorkommen von *Zostera marina* an der deutschen Ostseeküste ist sehr eingeschränkt. Der älteste Bericht, der den westlichen Teil umfasst, stammt von Reinke (1888): „In den tieferen Buchten wuchert meistens *Zostera marina* vom Rande bis zur Grenze des tieferen Wasserstandes [...] meistens in reichlicher Menge bis zu 8 und 10 Meter Tiefe, vereinzelt bis 17 Meter Tiefe [...], in der Küstenregion jedoch auf steinigem Boden in der Regel durch Algen verdrängt.“

Obwohl durch Reinke keine direkten geografischen Bezugspunkte benannt wurden, ist davon auszugehen, dass das Gemeine Seegras flächenhaft in dichten Beständen mindestens bis 10 m Wassertiefe in den 1880er Jahren im Untersuchungsgebiet vorgekommen ist. In der Vegetationsaufnahme von Hoffmann (1952) für die westliche Ostsee wurde *Zostera marina* nicht gezielt untersucht, jedoch mit einer Signatur ohne genaue Bewuchsgrenzen in die Karten eingetragen (Abb. 2). Die Angaben weisen darauf hin, dass Seegras in einigen Gebieten in Wassertiefen unterhalb von 6 m vorgekommen ist, einzelne Flachwassergebiete offensichtlich aber auch keinen Seegrasbewuchs zeigten. Diese Beobachtungen

konnten anhand von Luftbildern der R.A.F. aus den 1950er Jahren größtenteils bestätigt werden (MariLim 2005). Auch die Untersuchungen von Schwenke (1964) zwischen 1962 und 1964, ergänzt durch unveröffentlichte Luftbilder des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein aus den 1960er Jahren, zeigen große Ähnlichkeiten in der Seegrasdichte und -verbreitung im Vergleich zur Situation in den 1950er Jahren. Bis zu einer Wassertiefe von 6 m war *Zostera marina* eine bestandsbildende Art. Die Grenze seiner Tiefenausbreitung lag wahrscheinlich bei etwa 10 m Wassertiefe (MariLim 2005). In den Untersuchungen von Breuer & Schramm (1988) zur Vegetationsverbreitung und -häufigkeit in der Kieler Bucht in den Jahren 1985/86 konnte gezeigt werden, dass das Gemeine Seegrass unterhalb einer Wassertiefe von 6 m dort nicht mehr vorkommt. Im Unterschied zur Untersuchung von Schwenke (1964) wurde durch Breuer & Schramm (1988) *Zostera marina* zudem nicht mehr als dominante Art für den Tiefenbereich 6 m klassifiziert.

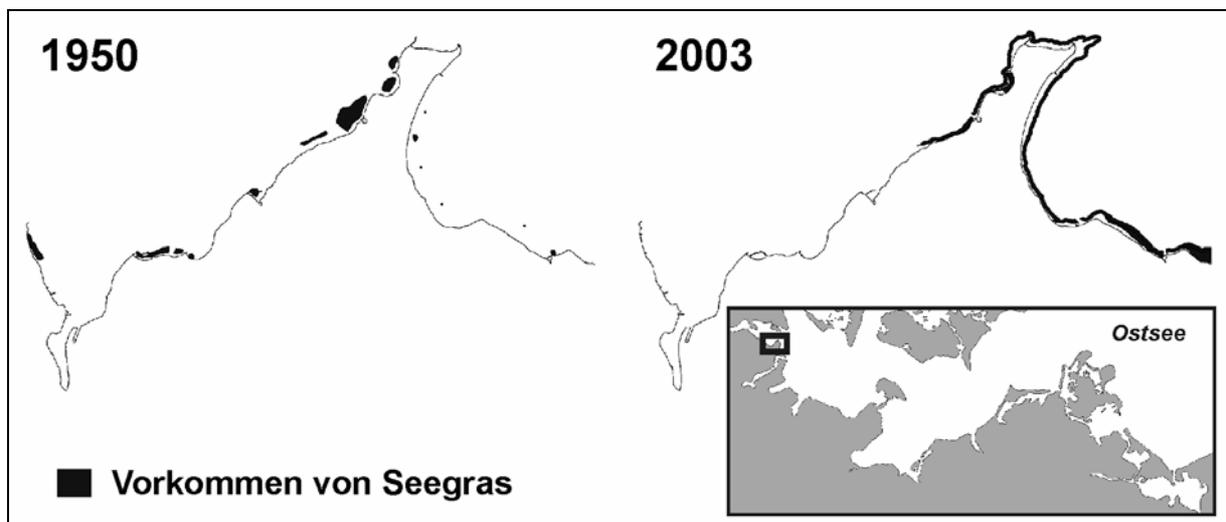


Abb. 2 Vorkommen des Gemeinen Seegrases *Zostera marina* 1950 und 2003 im Bereich der Flensburger Förde (nach Hoffmann 1952 und MariLim 2003).

Die Datenlage zum historischen Vorkommen von *Zostera marina* im östlichen Teil der deutschen Ostseeküste ist äußerst eingeschränkt (vgl. Schories *et al.* 2005). Für die Küste Mecklenburg-Vorpommerns gibt es schon seit 1790 dokumentierte Nachweise des Gemeinen Seegrases, die aber größtenteils im Nachhinein keine Bestandsabschätzungen ermöglichen. Im Greifswalder Bodden bedeckten ausgedehnte *Potamogeton*- und *Zostera*-Wiesen in den Randzonen sowie Rotalgen-Gemeinschaften bis zu 8 m Wassertiefe in den 1930er Jahren noch etwa 50 % der Gesamtfläche. 1988 bedeckten u.a. *Zostera marina* in 0-4 m Wassertiefe zusammen mit den Resten der Rotalgen in 3-4 m Tiefe nur noch 3 % des Bodens (Schramm 1996). Als historisches Leitbild der Makrophytengemeinschaften speziell der Wismar Bucht und des Salzhaffs wurde eine Characeen-*Zostera marina*-Gemeinschaft für eine Wassertiefe von 3 bis 6 m vorgeschlagen (Blümel & Schubert 2002). Ob das Gemeine Seegrass historisch in den östlichen äußeren Küstengewässern auch in größeren Wassertiefen vorkam, wie nachgewiesenermaßen in den weiter westlich gelegenen Bereichen, ist unbekannt, aber sehr wahrscheinlich.

Diese an der deutschen Ostseeküste vorhandenen Veränderungen konnten auch für andere Gebiete der Ostsee beobachtet werden. Untersuchungen in Dänemark zeigten z.B., dass um 1900 *Zostera marina* ungefähr 6.700 km² dänischer Gewässer besiedelte. Heute umfasst das Besiedlungsgebiet ca. 25 % der Fläche von 1900 (Boström *et al.* 2003). In Polen konnte für die Puck Lagune eine Verringerung der Bestände des Gemeinen Seegrases zwischen 1957 und 1988 um mehr als 90 % nachgewiesen werden (Boström *et al.* 2003). In einem historischen Vergleich bezüglich der *Zostera*-Dichten bei Tvaerminne, SW Finnland, wurde keine negative Entwicklung festgestellt (Boström *et al.* 2002), jedoch fehlen Angaben zur räumlichen Verbreitung.

Für die festgestellten Bestandsrückgänge in Nord-Europa werden als Ursache vor allem Eutrophierungseffekte diskutiert. Neben direkten Wirkungen von erhöhten Nährstoff- und Schadstoffkonzentrationen (wie z.B. phytotoxische Pflanzenschutzmittel) sind hier insbesondere Beschattungseffekte als indirekte Wirkungen durch Algenblüten und verstärkt wachsende Kleinalgen auf den Seegrasblättern zu nennen (Borum *et al.* 2004). Inwieweit das Seegrassterben, das 1932 an der Nordseeküste einsetzte und dort die sublitoralen Bestände von *Zostera marina* im Wattenmeer vernichtete (Wohlenberg 1935), auch Auswirkungen in der deutschen Ostsee hatte, ist ungeklärt.

3.3 Seegraswiese - Heute

In den letzten Jahren gab es mehrere Untersuchungen, in denen die aktuelle Verbreitung und die Dichte der Bestände von *Zostera marina* an der deutschen Ostseeküste erfasst wurden. Bisher sind hierzu nicht alle Daten veröffentlicht worden. Auf Grundlage der vorliegenden Erkenntnisse lassen sich die großräumigen Besiedlungscharakteristika zumindest bezogen auf die Tiefenverteilung jedoch gut darstellen. Zwischen den 1880er und 1960er Jahren ist die Tiefengrenze von etwa 17 auf 10 m gesunken. Bis heute hat sich die Tiefengrenze dann bis auf 6 m weiter reduziert (MariLim 2005; Schories *et al.* 2005). Auf Grund der großen Unterschiede im Erfassungsgebiet und in der Methodik der Kartierung sind Aussagen hinsichtlich Veränderungen in der Bestandsdichte der Flachwasserbereiche bis zu 6 m Wassertiefe nur sehr eingeschränkt möglich. Wiesen des Gemeinen Seegrases kommen auch noch heute entlang der gesamten Ostseeküste zumindest fleckenhaft vor, häufig in dichten Beständen und bei Bokniseck sogar bis 7 m Wassertiefe (MariLim 2005; Schories *et al.* 2005).

Die Art und die Stärke des Einflusses der Eutrophierung auf *Zostera marina* in den Flachwasserbereichen sind bisher nicht hinreichend untersucht worden. Es ist bekannt, dass die Zugabe von Nährstoffen in das Sediment das Wachstum von Jungpflanzen des Gemeinen Seegrases fördern kann (Anstieg der Sprosse/Pflanze sowie der Blattlänge) (Roberts *et al.* 1984). Ein ähnliches Experiment, von Worm & Reusch (2000) in der Kieler Bucht durchgeführt, zeigte allerdings keine Auswirkungen der Nährstoffanreicherung auf das Wachstum von *Zostera marina*.

Es bleibt festzustellen, dass in Nord-Europa und speziell an der deutschen Ostseeküste seit über 70 Jahren ein Rückgang der strukturbildenden Seegraswiesen von *Zostera marina* zu beobachten ist, verbunden mit weitreichenden Folgen für die Produktivität der aquatischen Ökosysteme und für den küstennahen Sedimenthaushalt.

4 Maßnahmenstrategie

4.1 Seegraswiese - Morgen

Schon heute ist für fast alle Wasserkörper der Küstengewässer der drei Flusseinzugsgebiete der deutschen Ostsee (Schlei/Trave, Warnow/Peene, Oder) festgestellt worden, dass das in der WRRL definierte Umweltziel - Erreichen eines guten Gewässerzustandes bis 2015 - wahrscheinlich nicht erreicht wird (SH & MV 2004; MV 2005; MV & BB 2005).

Trotz erster Erfolge bei der Reduzierung von Nährstoff- und Schadstofffrachten gelten die heute beobachteten Stoffkonzentrationen in der Ostsee nach wie vor als erhöht (SRU 2004). Vor allem Einträge aus diffusen Quellen sorgen bei vielen Stoffen für weiterhin hohe Frachten über den Wasserpfad und die Atmosphäre. Umso wichtiger ist es, dass besonders in Bezug auf die Stoffeinträge aus der Landwirtschaft und dem Verkehr zügig weitere effiziente Reduzierungsmaßnahmen umgesetzt werden. Diese werden in näherer Zukunft dann sicherlich für eine wesentliche Verbesserung der Wasserqualität sorgen, so dass das Erreichen der Bestandsdichten und der Verbreitung von Seegras und seiner Wiesen grundsätzlich wieder einen historischen Zustand erreichen kann.

Zurzeit werden erste Bewertungsansätze nach der WRRL für die äußeren Küstengewässer und deren verschiedene Gewässertypen diskutiert. Es ist allgemein Konsens, dass die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* in den Gebieten, in denen seewärtig ungestörte Bestände der Art vorkommen, als geeignetes Mittel für die Beurteilung der WRRL anzusehen ist. Die natürlichen Schwankungen des Bestandes werden die Interpretation der Beobachtungen sicherlich erschweren. Dennoch ist eine langfristige Zunahme des Gemeinen Seegrases als ein wesentlicher Faktor zu bewerten, der eine Verbesserung des ökologischen Zustandes der einzelnen Wasserkörper der Ostsee anzeigen wird. Der aktuelle Vorschlag von Schories *et al.* (2005) für den Gewässertyp 3b (Seegraswiesen, Weichböden und geschützte Buchten) definiert dichtes Wachstum von *Zostera marina* in größeren Wassertiefen als 6 m als einen sehr guten ökologischen Zustand. Dichtes Wachstum bis in Tiefen von 4 m, lockere Bestände bis in 6 m Wassertiefe entsprächen einem guten Zustand. Begründet wird diese Festlegung dahingehend, dass eine Verbreitungsdichte, wie sie um die Wende zum 20ten Jahrhundert vorgeherrschte haben mag, nach dem Einbruch der Population durch die Seegraskrankheit in den 1930er Jahren wahrscheinlich nachfolgend nicht mehr erreicht worden sei. Dieser Ansatz ist kritisch zu hinterfragen, da die Auswirkungen der Seegraskrankheit in den deutschen Küstengewässern unbekannt ist und eine Modellierung der Lichtverhältnisse in der Wassersäule über die verschiedenen Jahrzehnte bisher nicht vorliegt. Nur auf Basis von Korrelationsbetrachtungen der Lichtverhältnisse bzw. des Attenuationskoeffizienten, des Mindestlichtbedarfs und der Tiefenausbreitung von *Zostera marina* wäre eine hinreichende Abschätzung über die möglichen Auswirkungen der eutrophierungsbedingten Wassertrübung möglich. Auf Basis dieser Erkenntnisse könnte dann unter Berücksichtigung einer möglichen Schädigung durch die Seegraskrankheit das Besiedlungspotenzial abgeleitet werden. Grundsätzliches Ziel der WRRL muss es sein, das historische Leitbild möglichst nah an einer anthropogen ungestörten Umwelt bzw. an dem Potenzial der einzelnen Raumeinheiten zu orientieren. Aus unserer Sicht wäre zumindest für den westlichen Bereich der

deutschen Ostseeküste auf Basis der bekannten Besiedlungsstrukturen ein guter ökologischer Zustand durch dichtes Wachstum bis in Wassertiefen von 6 m, verbunden mit lockeren Beständen bis in 10 m Tiefe, zu diskutieren.

Bei beiden Ansätzen wird das Erreichen des guten Zustandes von *Zostera marina* trotz optimaler Umweltbedingungen mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen, da sich die Restbestände des Gemeinen Seegrases in der Ostsee überwiegend vegetativ verbreiten und die horizontale Wachstumsgeschwindigkeit der Sprosse mit ca. 20 cm pro Jahr relativ gering ist (Worm & Reusch 2000). Eine großflächigere Ausbreitung von Seegraswiesen vor allem auch in größere Wassertiefen wird wahrscheinlich nur sehr langsam erfolgen. Eine sinnvolle und in verschiedenen Seegebieten schon erfolgreich getestete interne Maßnahme stellt die direkte Anpflanzung von Seegras in ehemaligen Besiedlungsgebieten dar (Borum *et al.* 2004). Hierdurch könnte innerhalb weniger Jahre eine weiträumige Re-Etablierung von *Zostera marina* Wiesen an der Ostseeküste möglich werden. Im Rahmen eines ersten Pilotvorhabens in der Kieler Bucht konnte u.a. gezeigt werden, dass die Mortalitätsrate des Gemeinen Seegrases nach der Verpflanzung in den ersten Monaten weniger als 1 % betrug (Worm & Reusch 2000). Aufbauend auf diesen ersten Erfolgen sollten jetzt im Rahmen eines anwendungsorientierten größeren Pilotprojektes alle bisherigen Erkenntnisse zusammengetragen und die Grundlagen für Seegrasanpflanzungen in ausgewählten Gebieten in der Ostsee erarbeitet und getestet werden. Hierdurch würden die technischen Voraussetzungen für großflächige Anpflanzungen geschaffen und hinreichende Abschätzungen über die Auswirkungen von Seegraswiesen auf Morphodynamik, Sedimenthaushalt und Biodiversität der Küstenzone ermöglicht werden.

Im Nachfolgenden werden im Rahmen einer Einführung wichtige schon vorliegende Erkenntnisse zu ausgewählten Faktoren, Methodiken und Möglichkeiten von Seegrasanpflanzungen kurz vorgestellt.

4.2 Pflanzobjekt *Zostera marina*

Im Rahmen der europäischen Strategie zum Umgang mit gebietsfremden Arten (EG 2004) besteht allgemeiner umweltpolitischer und wissenschaftlicher Konsens auch in Deutschland, dass Maßnahmen gegen die Einschleppung und weitere Verbreitung gebietsfremder Arten schon gezielt Anwendung finden und weitere dringend erforderlich sind. Es wird zudem als wesentlich erachtet, die genauen Herkünfte auch einheimischer Tier- und Pflanzenarten, die z.B. durch Besatzmaßnahmen angesiedelt werden sollen, zu beachten. So lassen sich z.B. in Baden-Württemberg bei der Forelle (*Salmo trutta*), dem Gründling (*Gobio gobio*), der Groppe (*Cottus gobio*) und vermutlich auch bei der Trüsche (*Lota lota*) Rhein- und Donaupopulationen genetisch klar voneinander trennen (nach Dehus 2004).

Auf Grundlage dieser Vorgaben und Anforderungen sollte das für Anpflanzungen von *Zostera marina* an der deutschen Ostseeküste zu verwendende Pflanzenmaterial aus dem gleichen Seegebiet stammen. Natürlicherweise kommen verschiedene Genotypen beim Gemeinen Seegras nebeneinander vor. Durch aktuelle Untersuchungen in der Kieler Bucht konnte jetzt gezeigt werden, dass sich genetisch vielfältigere Wiesenabschnitte von *Zostera marina* nach starken Bestandseinbußen deutlich schneller als genetisch gleichförmigere erholten und am

Ende des Sommers deutlich mehr Biomasse und Pflanzendichte aufwiesen (Reusch *et al.* 2005). Das kann bedeuten, dass bei einer Anpflanzung gemischtes Pflanzmaterial von verschiedenen Vorkommen in einem Seegebiet den Anpflanzungserfolg erhöht. Hier sollten in einem Pilotvorhaben entsprechende Versuchsansätze gezielt getestet werden.

Pflanzmaterial aus anderen Einzugsgebieten sollte nicht verwendet werden. Ansätze, wie z.B. der Vorschlag von Fenske (2005) bzgl. einer gezielten Renaturierung von Küstengewässern mit Hilfe der vermeintlich heimischen Zebamuschel (*Dreissena polymorpha*), sind abzulehnen. Bei den jetzt in Mitteleuropa lebenden invasiven Zebamuscheln handelt es sich um Individuen gebietsfremder Sippen aus der Pontokaspis, die sich nur durch das heutige Vorhandensein von Schifffahrtskanälen ausbreiten konnten. *Dreissena polymorpha* ist daher als echte gebietsfremde Art für Mitteleuropa zu werten (vgl. EG 2004), deren Vorkommen neben vielen nachgewiesenen ökonomischen und ökologischen Problemen zudem theoretisch zu einer Verringerung der regional differenzierten genetischen Vielfalt führt (vgl. Kowarik 2003).

4.3 Anpflanzungen und ihre Umsetzung

Grundsätzlich wäre die Anpflanzung von *Zostera marina* über die Ausbringung von Samen oder von Pflanzen mit ihren Rhizomen möglich.

Erfahrungen aus anderen Meeresgebieten mit Seegrasanpflanzungen zeigten, dass der Erfolg von Anpflanzungen mittels Samen nur sehr gering ist. Die Samen keimten entweder größtenteils nicht aus (< 10 %) oder wurden in größere Wassertiefen verdriftet, wo kein Wachstum möglich war (Borum *et al.* 2004).

Im Gegensatz zu der Samentechnik ist die Anpflanzung von *Zostera marina* mit ihren Rhizomen relativ problemlos möglich und in nord-amerikanischen Küstengewässern mehrfach erfolgreich umgesetzt worden (Borum *et al.* 2004). Aus vorhandenen Seegraswiesen werden Pflanzen mit ihren Rhizomen entnommen und in die Versuchsfelder verpflanzt. Die Zahl der entnommenen Pflanzen je Flächeneinheit muss dabei den örtlichen Gegebenheiten angepasst werden. So wird die bestehende Gemeinschaft nur so gering wie möglich belastet. Ein Pflanzabstand von 20 cm hat einen positiven Einfluss auf die Ausbreitungsgeschwindigkeit und hält die anfängliche Mortalitätsrate gering (Worm & Reusch 2000).

Bisher liegen keine hinreichenden Erfahrungen zu Seegrasanpflanzungen in der Ostsee vor. Nach den vorliegenden Erkenntnissen ist davon auszugehen, dass sich die deutsche Ostseeküste grundsätzlich für Anpflanzungen mit *Zostera marina* eignet. Zuerst sollten jedoch im Rahmen einer Machbarkeitsstudie die technischen und ökologischen Voraussetzungen für erfolgreiche Anpflanzungen erarbeitet und entsprechende geeignete Gebiete an der gesamten deutschen Ostseeküste ausgewählt werden. Hierdurch würden Misserfolge bei einem nachfolgenden Pilotprojekt mit Versuchs-anpflanzungen von Seegras deutlich minimiert.

Für ein verbessertes Anpflanzungsmanagement sollten beim Pilotprojekt begleitende Laboruntersuchungen zu Wachstum und Züchtung durchgeführt werden, um die besonderen abiotischen Bedingungen in der Ostsee für die Anpflanzungen besser berücksichtigen zu können.

Möglicherweise ist es sinnvoll, die Versuchsfelder mit anderen Maßnahmen zu kombinieren, wie z.B. den Vorschlag hinsichtlich Einbringung von sekundären Hartsubstraten (Karez & Schories 2005). Hier könnte es zu synergistischen Effekten kommen, zusätzlich zu einer optimierten Nutzung der vorhandenen finanziellen Ressourcen. Im Rahmen der vorgeschlagenen Machbarkeitsstudie sollte hierzu eine Prüfung erfolgen.

5 Fazit und Handlungsempfehlungen

Mit der WRRL wird der Gewässerzustand nicht mehr nur durch chemische, sondern auch und in erster Linie durch biologische Kriterien bestimmt. Maßgebend sind hier Zusammensetzung und Abundanz von Flora und Fauna, die wiederum grundsätzlich durch die Struktur der Habitate bestimmt werden. Gemäß Artikel 11 der WRRL sind bis 2009 Maßnahmenprogramme zur Erreichung eines guten Gewässerzustandes festzulegen.

Ein besonders charakteristischer Biotoyp im historischen Leitbild der äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste sind die Seegraswiesen von *Zostera marina*. Vor allem durch eutrophierungsbedingte Effekte sind die Bestände heute erheblich reduziert. Durch gezieltes Anpflanzen könnte dort als eine der wenigen möglichen internen Maßnahmen zur Restaurierung der Ostsee innerhalb weniger Jahre eine weiträumige Re-Etablierung von Seegraswiesen möglich werden, die für eine Erfüllung des in der WRRL geforderten „guten ökologischen Zustands“ bis zum Jahr 2015 förderlich wäre. Auf Grund der bisher in Deutschland nur sehr geringen eigenen Erfahrungen bzgl. der technischen Umsetzung von *Zostera*-Anpflanzungen sollte in einem ersten Schritt ein dreigliedriges Pilotvorhaben umgesetzt werden, auf dem dann aufbauend erfolgreiche Anpflanzungen in einem größeren Maßstab möglich würden. Daher werden für eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL folgende Handlungsempfehlungen für ein Pilotvorhaben ausgesprochen:

Empfehlung 1: Erarbeitung einer Machbarkeitsstudie hinsichtlich der technischen, ökologischen und gebietsbezogenen Voraussetzungen für erfolgreiche Anpflanzungen durch eine umfassende Archivrecherche und Auswertung weiterer Unterlagen.

Empfehlung 2: Aufbauend auf den Ergebnissen aus der Machbarkeitsstudie Planung und Einrichtung von ersten Versuchsfeldern in verschiedenen Pilotgebieten entlang der gesamten Küste.

Empfehlung 3: Im Rahmen der Versuchs-anpflanzungen Durchführung begleitender Laboruntersuchungen zu Wachstum und Züchtung für ein verbessertes Anpflanzungsmanagement.

Literatur

- Baden SP, Boström C (2001) The leaf canopy of seagrass beds: Faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. In: Reise K (ed) Ecological Comparisons of Sedimentary Shores. Ecological Studies 151: 213-236
- BfN (Hrsg.) (1996) Rote Liste und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 48: 1-108
- Blümel C, Schubert M (2002) Entwicklung eines historischen Leitbildes für die submersen Makrophyten der Boddengewässer. Bodden 12: 71-92
- Bobsien I, Munkes B (2004) Saisonale Variation der Fischgemeinschaft und Habitatstruktur einer Seegraswiese (*Zostera marina* L.) der südlichen Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 12: 39-59
- Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve TM (2004) European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project, 88 p
- Boström 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
- Boström C, Bonsdorf E, Kangas P, Norkko A (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
- Boström C, Baden SP, Krause-Jensen D (2003) The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green EP and Short FT (eds) World atlas of seagrasses. California University Press, pp 27-37
- Breuer G, Schramm W (1988) Changes in macroalgal vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. Kieler Meeresforschung, Sonderheft 6: 241-255
- Dehus P (2004) Gebietsfremde Fischarten und ihre Bedeutung für unsere Gewässer. Fachbeitrag zum Fachsymposium „Lebensraum Bach“, 20.11.2004, Blieskastel, 10 p, www.umwelt.saarland.de/1844_12166.htm
- den Hartog C (1970) The seagrasses of the world. North Holland Publishing Company, Amsterdam, 275 p
- EG (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Brüssel.
- EG (2004) European strategy on invasive alien species. Europäische Kommission, Nature and Environment 137: 1-67
- Feike M, Fechter A, Mädler M (2002) Einfluss von *Platorchestia platensis* (Kröyer) auf die Abbaugeschwindigkeit von *Zostera marina* L. und den Kohlenstofffluss in das Sediment. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 11: 57-64
- Feldner J (1976) Ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Seegras *Zostera marina* in der Kieler Bucht (westliche Ostsee). Dissertation, Universität Kiel, 175 p
- Fenske C (2005) Renaturierung von Gewässern mit Hilfe der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 55-68
- Fonseca MS, Fisher JS, Zieman JC, Thayer GW (1982) Influence of the seagrass, *Zostera marina* L., on current flow. Estuarine, Coastal and Shelf Science 15: 351-364
- Hoffmann C (1952) Über das Vorkommen und die Menge industriell verwertbarer Algen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Kieler Meeresforschung 9: 5-14
- Jansson BO (1972) Ecosystem approach to the Baltic problem. Bulletin of the Ecology Research Commission of the Swedish National Science Research Council NFR 16: 1-82
- Karez R, Schories D (2005) Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 95-107
- Kobarg N (1993) Untersuchungen über Faktoren, die die Verbreitung von Seegras (*Zostera marina* L.) kontrollieren. Diplomarbeit, Universität Kiel, 78 p
- Kowarik I (2003) Biologische Invasionen - Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart, 380 p
- MariLim (2003) Kartierung mariner Pflanzenbestände im Flachwasser der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Führhaupter K, Wilken H, Meyer T (Bearbeiter), Technical Report im Auftrag für

- LANU Schleswig-Holstein, Kiel, 249 p
- MariLim (2005) Historische Kartierungen mehrjähriger mariner Pflanzen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste GIS-basierte Erfassung und Digitalisierung. Meyer T, Reincke T, Wilken H, Fürhaupter K, Krause S, Linke A (Bearbeiter), Endbericht im Auftrag für LANU Schleswig-Holstein, Kiel, 81 p
- Meyer T, Nehring S, Krause S (im Druck) Maßnahmenstrategien für die Küstengewässer der Ostsee nach Art. 11 EG-Wasserrahmenrichtlinie. Wasserwirtschaft.
- MV (2005) Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 der Richtlinie 2000/60/EG in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Stand 25.02.2005
- MV & BB (2005) Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 sowie der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im deutschen Teil des Bearbeitungsgebietes Stettiner Haff. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Stand 29.03.2005
- Orth RJ, Heck Jr KL, van Montfrans J (1984) Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* 7: 339-350
- Rasmussen E (1977) The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. In: McRoy, C.P. and Helfferich, C. (eds) *Seagrass ecosystems*. Marcel Dekker, New York, pp 1-51
- Reinke J (1888) Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematischpflanzengeographische Studie. Bericht der Kommission zur Wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel 6: III-XI, 1-101
- Reusch TBH, Chapman ARO, Gröger JP (1994) Blue mussels (*Mytilus edulis*) do not interfere with eelgrass (*Zostera marina*) but fertilize shoot growth through biodeposition. *Marine Ecology Progress Series* 108: 265-282
- Reusch TBH, Bostrom C, Stam WT, Olsen JL (1999) An ancient eelgrass clone in the Baltic. *Marine Ecology Progress Series* 183: 301-304
- Reusch TBH, Ehlers A, Hämmerli A, Worm B (2005) Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 2826-2831
- Roberts H M, Orth RT, Moore KA (1984) Growth of *Zostera marina* L. seedlings under laboratory conditions of nutrient enrichment. *Aquatic Botany* 20: 321-328
- Sand-Jensen K, Borum J (1983) Regulation and growth in eelgrass (*Zostera marina* L.) in Danish coastal waters. *Marine Technology Society Journal* 17: 15-21
- Schories D, Selig U, Jegzents K, Schubert H (2005) Klassifizierung der äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste nach der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie anhand von Makrophyten - Eine Zwischenbilanz. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 135-150
- Schramm W (1996) Veränderungen von Makroalgen- und Seegrassbeständen. In: Lozán JL, Lampe R, Matthäus W, Rachor E, Rumohr H and Westernhagen Hv (Hrsg.) *Warnsignale aus der Ostsee, wissenschaftliche Fakten*. Parey, Berlin, pp 150-157
- Schubert H (Hrsg.) (2005): Sanierungsstrategien in Küstengewässern. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 150 p
- Schwenke H (1964) Vegetation und Vegetationsbedingungen in der westlichen Ostsee (Kieler Bucht). *Kieler Meeresforschungen* 20: 157-168
- Seibold E, Dill RF, Walger E (1961) Tauchbeobachtungen und petrographische Untersuchungen zur Sedimentumlagerung in der Kieler Außenförde. *Meyniana* 11: 82-96
- SH & MV (2004) Flussgebietseinheit Schlei/Trave Bericht über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft Schleswig-Holstein und Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Stand 22.12.2004
- SRU (2004) Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden, 265 p
- Sterr H (1988) Das Ostseelitoral von Flensburg bis Fehmarnsund: Forschungs- und Entwicklungsdynamik einer Küstenlandschaft. Habilitationsschrift, Universität Kiel, 109 p
- Wohlenberg E (1935) Beobachtungen über das Seegrass, *Zostera marina* L., und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. *Nordelbingen* 11: 1-19

Worm B, Reusch TBH (2000) Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? Marine Ecology Progress Series 200: 158-166

Autoren:

Thomas Meyer
MariLim Gewässeruntersuchung
Wischhofstraße 1-3, Geb. 11
24148 Kiel

Email: tmeyer@marilim.de

www.marilim.de

Dr. Stefan Nehring
AeT umweltplanung
Bismarckstraße 19
56068 Koblenz

Email: nehring@aet-umweltplanung.de

www.aet-umweltplanung.de