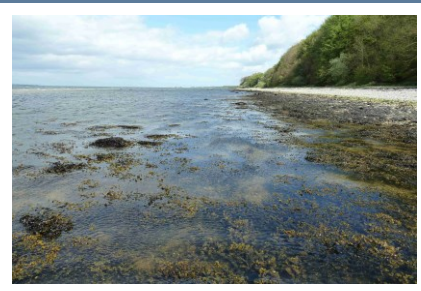


REPORT

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf den Blasentag (*Fucus vesiculosus*) und das Gewöhnliche Seegras (*Zostera marina*) in der Ostsee

Dr. Ivo Bobsien

RADOST-Berichtsreihe
Bericht Nr. 24
ISSN: 2192-3140



GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

KLIMZUG
Klimawandel in Regionen

Kooperationspartner

	Büro für Umwelt und Küste, Kiel BfUK		Leibniz-Institut für Gewässer- ökologie und Binnenfischerei, Berlin IGB
	Geographisches Institut der Christian Albrechts-Universität zu Kiel CAU		Leibniz-Institut für Ostseefor- schung Warnemünde IOW
	Coastal Research & Management, Kiel CRM		Institut für ökologische Wirt- schaftsforschung, Berlin IÖW
	Ecologic Institut, Berlin (Koordination) Ecologic		Landesbetrieb Küstenschutz, Nationalpark und Meeres- schutz Schleswig-Holstein, Husum LKN
	EUCC – Die Küsten Union Deutschland, Warnemünde EUCC-D		Landesamt für Landwirt- schaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein LLUR
	GICON – Großmann Ingenieur Consult GmbH – Niederlassung Rostock GICON		Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mittleres Mecklenburg StALU MM
	H.S.W. Ingenieurbüro Gesellschaft für Energie und Umwelt mbH, Rostock HSW		Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig TI
	Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Zentrum für Material- und Küstenforschung HZG		Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Wasserbau TUHH
	Institut für Angewandte Ökosystemforschung, Neu Broderstorf IfaÖ		Universität Rostock, Fachgebiet Küstenwasserbau URCE

REPORT

MÖGLICHE AUSWIRKUNGEN DES KLIMAWANDELS AUF DEN BLASENTAG (*FUCUS VESICULOSUS*) UND DAS GEWÖHNLICHE SEEGRAS (*ZOSTERA MARINA*) IN DER OSTSEE

Dr. Ivo Bobsien

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und
ländliche Räume Schleswig-Holstein

RADOST-Berichtsreihe
Bericht Nr. 24

ISSN: 2192-3140

Flintbek, Januar 2014

Inhalt

1	Die Ostsee	6
1.1	Flachwasserlebensgemeinschaften der Ostsee	7
1.2	Eutrophierung	8
1.3	Sauerstoffmangel.....	9
2	Ostsee im Klimawandel	11
2.1	Eutrophierung und Klimawandel	12
2.2	Versauerung	13
3	Blasentang	14
3.1	Ursachen des Bestandsrückganges.....	14
3.1.1	Eutrophierung.....	14
3.2	Auswirkungen klimatischer Veränderungen	15
3.2.1	Wassertemperatur	15
3.2.2	Salzgehalt	16
3.2.3	Versauerung.....	16
3.2.4	Gebietsfremde Arten (Neobiota).....	16
3.2.5	Aufwuchsorganismen	16
3.2.6	Toxische und wachstumshemmende Substanzen	17
3.2.7	Sedimentation und Sedimentmobilität.....	17
3.2.8	Nahrungsnetzbeziehungen in Blasentanglebensgemeinschaften	18
4	Gewöhnliches Seegras	19
4.1	Ursachen des Bestandsrückganges.....	19
4.2	Auswirkungen klimatischer Veränderungen	19
4.2.1	Wassertemperatur	19
4.2.2	Salzgehalt	21
4.2.3	Sauerstoffmangel	21
4.2.4	Kohlenstoffdioxidgehalt und Versauerung	21
4.2.5	Toxische Komponenten.....	22
4.2.6	Auswirkungen von Driftalgenmatten	23
4.2.7	Sedimentbedeckung, Erosion und Exposition.....	23
4.2.8	Nahrungsnetzbeziehungen in Seegraslebensgemeinschaften.....	24
5	Zusammenfassung.....	25
	Literaturverzeichnis	26

1 Die Ostsee

Mit einer Wasserfläche von etwa 400.000 km² ist die Ostsee eines der größten Brackwassernebenmeere der Erde. Im Wassereinzugsgebiet leben fast 90 Mio. Menschen. Durch die intensive Nutzung der marinen und terrestrischen Ressourcen beeinträchtigen Verunreinigungen durch Einträge von Nähr- und Schadstoffen die Lebensbedingungen von Menschen, Tieren und Pflanzen (Lozán et al. 1996). Das Überangebot an Pflanzennährstoffen (Eutrophierung) stellt eine der größten Belastungen für die Lebensgemeinschaften in der Ostsee dar (HELCOM 2006). Durch den Klimawandel sind weitere Veränderungen und Auswirkungen auf die marinen Ökosysteme zu erwarten (Philippart et al. 2011, HELCOM 2013).

Die Ostsee besitzt aufgrund ihrer eiszeitlichen Entstehung eine besondere Hydrographie. Der Meeresboden ist in tiefe Becken und flache Schwellen untergliedert, was den horizontalen Wasseraustausch mit dem Atlantischen Ozean einschränkt. Die Wasseraustauschzeit beträgt etwa 25-35 Jahre (Rheinheimer 1996). Infolge des humiden Klimas gelangt mehr Süßwasser über Niederschläge und Zuflüsse in die Ostsee als in der gleichen Zeit verdunstet. Daraus resultieren zwei weitere Besonderheiten. Zum einen überlagert das zuströmende Flusswasser das dichtere, salzreiche Meerwasser und bildet vertikale Salzgehaltsgradienten mit charakteristischen Salzgehaltssprungschichten (Haloklinen). Temperaturunterschiede können die Dichtunterschiede zwischen den Wassermassen verstärken. Dadurch entstehen stabile, teils permanente thermohaline Schichtungen zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser, die den vertikalen Stoff- und Energieaustausch stark einschränken. Ein intensiver Tiefenwasseraustausch mit Nordseewasser erfolgt deshalb nur unter spezifischen ozeanographischen und meteorologischen Bedingungen über horizontale Austauschprozesse (Einstromereignisse). Die kaskadenförmige Beckenstruktur der Ostsee behindert jedoch einen intensiven regelmäßigen Tiefenwasseraustausch. Zum anderen nimmt der Salzgehalt im Oberflächenwasser von Südwesten nach Nordosten ab (Abb. 1). Im Bereich der Beltsee hat das Seewasser einen Salzgehalt von etwa 20-15 PSU (Praktische Salinitätseinheit $\approx$ g Salz pro kg Meerwasser), in der zentralen Ostsee sind es noch 8-6 PSU. Im äußersten Bottnischen Meerbusen beträgt der Salzgehalt weniger als 4 PSU. Die Änderungen der Salzkonzentrationen im Oberflächenwasser sind im Bereich der Schwellen sprunghaft (Hupfer 2010).

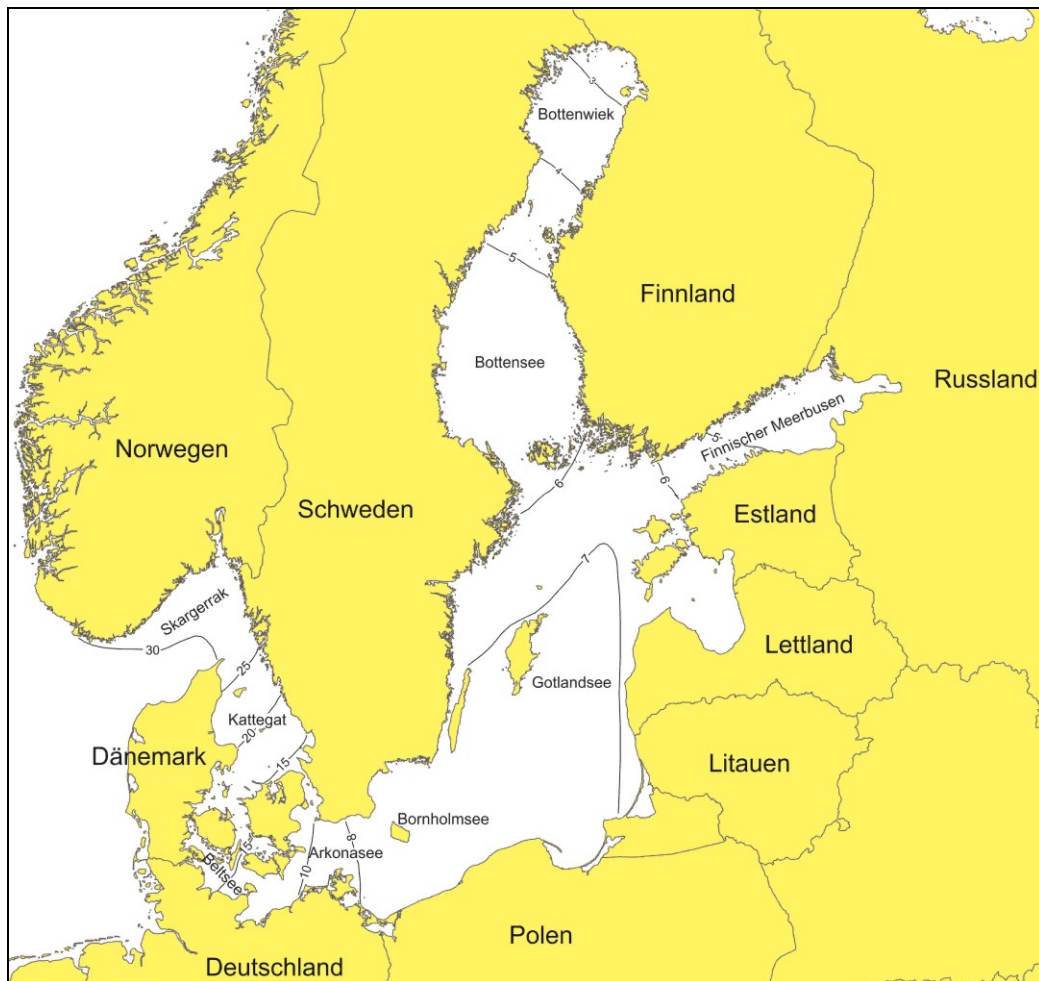


Abb. 1: Karte der Ostsee mit Salzgehaltsgrenzen (PSU) im Oberflächenwasser

1.1 Flachwasserlebensgemeinschaften der Ostsee

Aufgrund der ausgeprägten horizontalen Salzgehaltsunterschiede beherbergt die Ostsee typische Brackwasserorganismen, aber auch marine sowie limnische Tier- und Pflanzenarten. Einige marine Pflanzen sind aufgrund ihrer physiologischen Anpassungen weit in die salzarmen Bereiche der Ostsee vorgedrungen. Dazu gehören der Blasentang (*Fucus vesiculosus*) und das Gewöhnliche Seegras (*Zostera marina*) (Abb. 2). Diese mehrjährigen Makrophyten bilden dreidimensionale Habitate mit komplexen Gemeinschaften aus Tieren, Pflanzen und Mikroorganismen (Boström et al. 2003, Wikström und Kautsky 2007). Zusammen mit ihrer abiotischen Umwelt formen sie funktionelle Einheiten. Blasentangbestände und Seegraswiesen besitzen einen besonders hohen ökologischen und ökonomischen Wert (Costanza et al. 1997, Orth et al. 2006, Barbier et al. 2011). Sie übernehmen wichtige Ökosystemfunktionen, regulieren den Sedimenthaushalt der Küste und deponieren Kohlenstoff sowie Nährstoffe (Schmidt et al. 2011).



Abb. 2: Blasentang und Seegras besiedeln die flachen Küstenbereiche der Ostsee

Als Lebensräume bieten sie zahlreichen Organismen Schutz, Nahrung, Laich- und Aufwuchsgebiet (Boström und Bornsdorff 1997, Frederiksen et al. 2004). Die Seegrassblätter mildern die Wellenenergie, verlangsamen Meeresströmungen und reduzieren Turbulenzen (Orth et al. 2006). Zusätzlich stabilisiert das dichte Spross-Wurzelgeflecht den Meeresboden (Christianen et al. 2013). Die Sedimentation wird dadurch erhöht (Kennedy et al. 2010), wodurch Trüb-, Schad- und Nährstoffe aus der Wassersäule ins Sediment überführt und dort gespeichert werden (Koch et al. 2000). Das Sediment reichert sich in den Seegrasswiesen an und dämpft auch bei steigendem Meeresspiegel die Wellen. Gleichzeitig wird die Resuspension der Sedimente eingeschränkt und die Bodenerosion vermindert (Hansen und Reichenbach 2012). Seegrasswiesen speichern im Sediment beträchtliche Mengen Kohlenstoff (Fourqurean et al. 2012) und funktionieren aufgrund ihrer Langlebigkeit als effektive Kohlenstoffsenke. Die Erhaltung, Restaurierung und Nutzung dieser Küstenlebensräume bieten Strategien zur Anpassungen an den Klimawandel und zur Minderung von Klimafolgen (McLeod et al. 2011, Duarte et al. 2013).

1.2 Eutrophierung

Eutrophierung bezeichnet ursprünglich ein günstiges Nährstoffangebot in Ökosystemen. Heutzutage wird darunter ein durch den Menschen verursachtes Überangebot an Pflanzennährstoffen mit negativen Auswirkungen auf die natürlichen Lebensgemeinschaften verstanden (Ærtebjerg et al. 2003, Lundberg 2005). Erhöhte Nährstoffkonzentrationen steigern die Produktion des Phytoplanktons und fadenförmiger Großalgen. Die an nährstoffärmere Bedingungen angepassten Seegräser und Blasentange profitieren weniger vom Nährstoffüberangebot. Sie werden durch Planktonblüten und Aufwuchsalgen beschattet. Als Folge wird ihre Photosynthese eingeschränkt und ihre Tiefenverbreitung nimmt ab (Nielsen et al. 2002, Krause-Jensen et al. 2008) (Abb. 3).

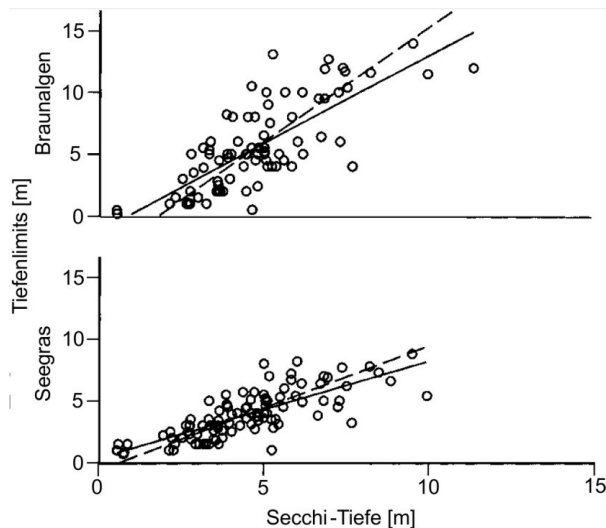


Abb. 3: Beziehung zwischen Secchi-Tiefe und der Tiefenverbreitung von Braunalgen und Seegras. Die Linien repräsentieren Regressionengeraden nach der Methode der kleinsten Quadrate des Typ-I (durchgehend) und Typ-II (unterbrochen). Aus Nielsen et al. 2002

Zudem beeinträchtigen driftende Großalgen die Lebensräume, wenn sie auf den Meeresgrund absinken und dort in dichten Matten den Meeresboden bedecken (Vahteri et al. 2000). Die absterbenden Algenmassen beeinträchtigen die Wasserqualität, verändern bei ihrer Zersetzung die Sedimenteigenschaften und verursachen Sauerstoffmangel (Norkko und Bonsdorff 1996, Diaz und Rosenberg 2008).

1.3 Sauerstoffmangel

Die Eutrophierung verursacht ein Übermaß an Pflanzenmaterial. Beim bakteriellen Abbau wird Sauerstoff verbraucht und Kohlendioxid (CO_2) freigesetzt. Dadurch entstehen im Tiefenwasser der Ostsee hypoxische und anoxische Zonen (Abb. 4). Die Fläche und das Wasservolumen der betroffenen Bereiche haben seit 1999 in der zentralen Ostsee deutlich zugenommen (Hansson et al. 2011).

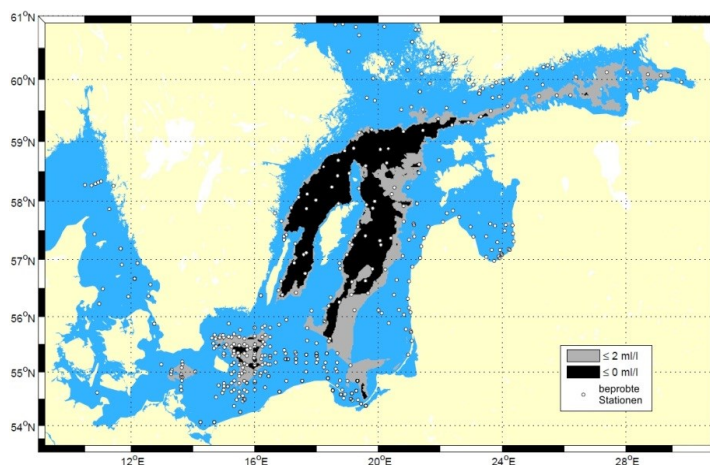


Abb. 4: Flächige Ausdehnung hypoxischen (grau) und anoxischen (schwarz) Tiefenwassers in der Ostsee im Herbst 2010 (aus Hansson et. al. 2011)

Unter sauerstofffreien Bedingungen bildet sich der für viele Organismen toxische Schwefelwasserstoff (H_2S). Auch werden dann im Sediment deponierte Pflanzennährstoffe (Phosphate) erneut freigesetzt, was die Eutrophierung verstärkt (Fonselius und Valderrama 2003). Die Häufigkeit und Intensität der Einstromlagen haben in den letzten 30 Jahren abgenommen (Abb. 5). Damit ist der Tiefenwasseraustausch der zentralen Ostseebecken stark eingeschränkt (Schinke und Matthäus 1998).

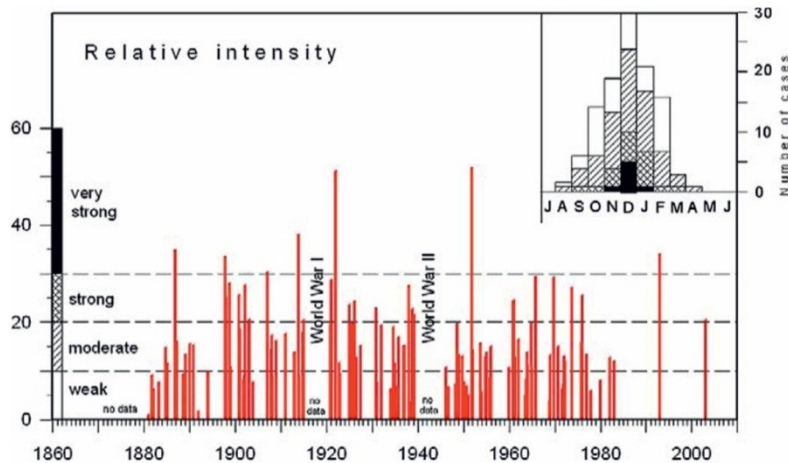


Abb. 5: Relative Intensität und saisonale Verteilung der Einstromereignisse in die Ostsee zwischen 1880 und 2005 (BACC 2008)

Ebenso hat sich der Sauerstoffabbau nach Einstromereignissen seit den 50er Jahren beschleunigt. Unter anoxischen Bedingungen steigen die Schwefelwasserstoffkonzentration im Tiefenwasser bei höheren Wassertemperaturen auch schneller an (Matthäus et al. 2008). Das Tiefenwasser im Bereich der schleswig-holsteinischen Ostsee ist im Spätsommer ebenfalls oft arm oder frei von Sauerstoff und mit Pflanzennährstoffen angereichert. Es besitzt aufgrund der hohen CO_2 -Konzentrationen niedrigere pH-Werte als das Oberflächenwasser. Sauerstofffreies Tiefenwasser enthält außerdem die für Pflanzen und Tiere toxischen Verbindungen Schwefelwasserstoff und Ammonium (Fonselius und Valderrama 2003). Unter bestimmten ozeanographischen Bedingungen gelangt Tiefenwasser auch in die flachen Küstenzonen (Lass und Matthäus 2008) und beeinträchtigt die Flachwasserlebensgemeinschaften (Conley et al. 2011, Saderne et al. 2013).

2 Ostsee im Klimawandel

Bis zum Jahr 2100 projizieren Klimamodelle umfassende Veränderungen in der Ostsee (Tab. 1). Durch die direkte Verbindung zu den Weltmeeren folgt die Ostsee dem Trend des globalen Meeresspiegelanstiegs. Die relativen Meeresspiegeländerungen fallen jedoch durch die nacheiszeitlichen Landhebungs- und Landsenkungsprozesse regional sehr unterschiedlich aus (Richter et al. 2012). Durch die weltweite Erwärmung nehmen die durchschnittlichen Luft- und Wassertemperaturen zu. Für die Ostsee lässt sich sogar eine verstärkte Erwärmung der Oberflächenwassertemperatur im Vergleich zum globalen Erwärmungstrend belegen (BACC 2008, HELCOM 2013). Zwischen 1982 und 2006 stieg die Jahresdurchschnittstemperatur um 1,35°C. Damit liegt die Ostsee auf Platz eins der sich am schnellsten erwärmenden marinen Ökosysteme (Belkin 2009). Bis 2100 könnten im Ostseebereich durchschnittliche Oberflächentemperaturerhöhungen bis zu 4°C zu auftreten (BACC 2008). Gleichzeitig erhöht sich die Wahrscheinlichkeit von Extremwetterereignissen mit Hitzeperioden (Schär et al. 2004, Fox Maule et al. 2013). Eine Zunahme der Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet der Ostsee erhöht den Süßwasserzufluss. Folglich nimmt der Salzgehalt ab (Gräwe et al. 2013). Bei gesteigertem Süßwasserzustrom nehmen die Nährstofffrachten und die Eutrophierung zu. Resultierend nimmt die Sichttiefe ab (Meier et al. 2012). Die Sauerstoffmangelsituationen im Tiefenwasser und im Küstenbereich intensivieren sich bei zunehmender Eutrophierung und einer Abnahme der Einstromereignisse (Gräwe et al. 2013). Eine erhöhte Wassertemperatur verstärkt diesen Trend, da bei ansteigender Wassertemperatur die Sauerstofflöslichkeit abnimmt und Respiration (Atmung) zunimmt (Bendtsen et al. 2009). Mit großer Wahrscheinlichkeit breiten sich deshalb zukünftig die sauerstoffarmen Zonen in der Ostsee aus (Meier et al. 2012, Bendtsen und Hansen 2013). Durch die ansteigende Kohlendioxid(CO₂)-Konzentration in der Atmosphäre sind Veränderungen im Karbonatsystem der Ostsee zu erwarten, die eine Abnahme des pH-Wertes zur Folge haben (Schneider 2011). Eine Destabilisierung der thermohalinen Schichtungen (Gräwe et al. 2013) sowie veränderte Wind- und Strömungsbedingungen können häufigeren Auftrieb von sauerstoffarmem Tiefenwasser mit starken pH-Wertschwankungen im Flachwasser nach sich ziehen (Saderne et al. 2013).

Tabelle 1: Mögliche Trends bedeutender abiotischer Umweltfaktoren durch den Klimawandel im südlichen und westlichen Ostseeraum bis 2100 (BAAC 2008, Gräwe und Burchard 2011, Friedland et al. 2011, Schneider 2011, Meier et al. 2012, Richter et al. 2012, Gräwe et al. 2013)

ABIOTISCHE FAKTOREN	KLIMASZENARIEN BIS 2100
Meeresspiegelanstieg	Zunahme 0,6-1,5 mm pro Jahr
Lufttemperatur	Zunahme 3-5°C
Wassertemperatur	Zunahme unterhalb 40 m 0,5-2,5°C
	Zunahme oberhalb 40 m 0,7-2,8°C (bis 4°C)
Hitzewellen	Zunahme
Niederschlag	Zunahme im Winter, Abnahme im Sommer
Starkregenereignisse	Zunahme
Süßwassereintrag durch Zuflüsse	Zunahme im Winter um 50% Abnahme im Sommer um 20%
Salinität	Abnahme um 1,5-2,0 PSU
Eutrophierung	Zunahme
Sichttiefe	Abnahme
Einstromereignisse	Abnahme
Sauerstoffmangel (Wasser und Sediment)	Zunahme
pH-Wert	Abnahme um 0,16 Einheiten
Schichtung	Destabilisierung, westliche Ostsee
pH-Wertschwankungen	Zunahme

2.1 Eutrophierung und Klimawandel

Die zukünftige Entwicklung der Eutrophierung ist erstrangig vom Nährstoffeintrag in die Ostsee abhängig. Im Wesentlichen werden die Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet durch das Ausmaß und die Art der landwirtschaftlichen Nutzung (Düngung) bestimmt. Maßnahmen zur Begrenzung der freigesetzten Nährstoffmengen sind deshalb von entscheidender Bedeutung. Der Ostsee-Aktionsplan (HELCOM Baltic Sea Action Plan) beinhaltet Zielvorgaben zur Reduzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Ostsee. Würden die anvisierten Ziele zur Nährstoffreduktion von allen Ostseeanrainerstaaten konsequent umgesetzt, könnte dies die Eutrophierung mit ihren negativen Auswirkungen auf die Ostsee bis zum Ende des Jahrhunderts mindern. Die Licht- und Sauerstoffbedingungen in tieferen Wasserschichten würden sich dann verbessern oder zumindest nicht bedeutend verschlechtern. Die negativen Auswirkungen des Klimawandels wären dann im Vergleich zu den möglichen Veränderungen durch Nährstoffreduktionsmaßnahmen zu vernachlässigen (Friedland et al. 2011).

Verfehlen die Maßnahmen zur Nährstoffbegrenzung das Ziel und führen Landnutzungsänderungen zu einem verstärkten Nährstoffeintrag, ist zukünftig mit einer Zunahme der Eutrophierung zu rechnen (HELCOM 2013). Der Klimawandel stellt dann eine zusätzliche Belastung für die Ökosysteme dar, weil die negativen Auswirkungen der Eutrophierung verstärkt werden (Meier et al. 2012).

2.2 Versauerung

Der Kohlenstoffdioxid-Gehalt in der Atmosphäre ist seit 1990 bis heute von etwa 300 ppm auf 400 ppm angestiegen. Der zunehmende Verbrauch fossiler Energieträger lässt die derzeitige Konzentration bis zum Jahr 2100 auf etwa 700-1000 ppm ansteigen (Meehl et al. 2007). Dadurch löst sich zunehmend mehr CO_2 im Meerwasser, was zu einer Abnahme des pH-Wertes führt (Versauerung). CO_2 reagiert chemisch mit Wasser und bildet Kohlensäure, welche zu Hydrogenkarbonat, Karbonat und H^+ -Ionen dissoziiert. Die Summe aller Kohlenstoffkomponenten im Karbonatsystem ist der gelöste anorganische Kohlenstoff (DIC) (Abb. 6).

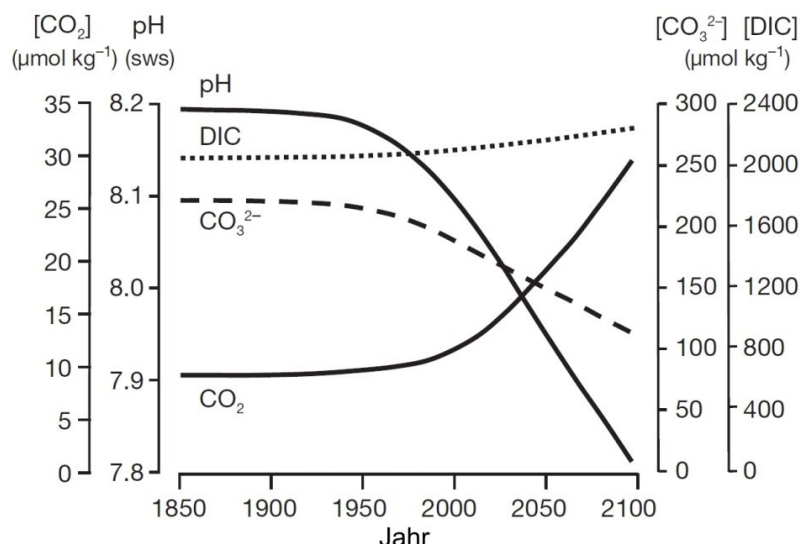


Abb. 6: Änderungen des ozeanischen Karbonatsystems im Oberflächenwasser bei einem angenommenen atmosphärischen CO_2 -Partialdruck von 750 atm im Jahr 2100 (aus Rost et al. 2008)

Verschiedene Modellszenarien projizieren zukünftig eine zunehmende Versauerung für die gesamte Ostsee (Omstedt et al. 2012). In den nächsten 100 Jahren könnte der mittlere pH-Wert von gegenwärtig 8,07 auf 7,91 sinken (Schneider 2011). Die pH-Werte in der Ostsee sind jedoch saisonal vergleichsweise großen Schwankungen unterworfen (Omstedt et al. 2010). Die ansteigenden CO_2 -Konzentrationen und sinkenden Salzgehalte mindern zudem die Pufferkapazität (Alkalinität) gegenüber Säuren. Hohe Nährstoffeinträge beeinflussen ebenfalls das Säure-Basen-Gleichgewicht der Ostsee. Die gesteigerte Produktion und Mineralisation verstärkt einerseits die saisonalen Schwankungen des pH-Wertes, andererseits setzt der Abbau organischer Substanz wieder CO_2 frei. Im anoxischen Tiefenwasser der Ostsee entstehen dadurch regelmäßig CO_2 -Konzentrationen, welche die bis 2100 zu erwartenden CO_2 -Gleichgewichtskonzentrationen bei weitem übersteigen. Durch Auftriebsprozesse gelangt das CO_2 -reiche Tiefenwasser auch in küstennahe Flachwasserlebensräume und führt dort zu extremen pH-Wertschwankungen (Melnzer et al. 2013).

3 Blasentang

Der Blasentang besiedelt fast den gesamten Ostseeraum. Er kommt von der Beltsee bis weit in den Bottnischen und Finnischen Meerbusen vor. Mithilfe einer Haftscheibe setzen sich die bis 1,5 m hohen Braunalgen an Felsen, Steinen, Holz oder auch künstliche Hartsubstraten fest. An der deutschen Ostseeküste ist er regelmäßig an steinigen Küstenabschnitten zu finden (Abb. 7). Aufgrund der ostseeweiten Verbreitung und seiner ökologischen Bedeutung (HELCOM 2009) ist der Blasentang ein wichtiger Indikator für die Bewertung der Wasserqualität nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Schories et al. 2009).

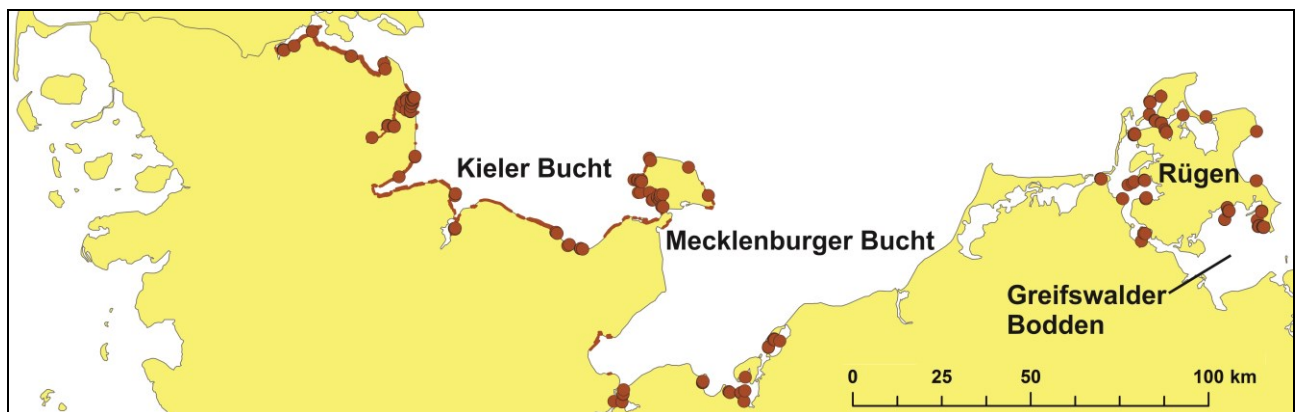


Abb. 7: Verbreitung des Blasentangs an der deutschen Ostseeküste (Datengrundlage LLUR und LUNG)

3.1 Ursachen des Bestandsrückganges

3.1.1 Eutrophierung

In den letzten Jahrzehnten wurde in der gesamten deutschen Ostsee ein massiver Rückgang der maximalen Tiefenverbreitung des Blasentangs (Abb. 3) festgestellt (Vogt und Schramm 1991, Torn et al. 2006, Pehlke et al. 2008). Die Bestände in der Kieler Bucht nahmen um mehr als 90% ab (Schramm 1996). Ursprünglich lebte der Blasentang bis in Wassertiefen über 10 m. Die Tiefenverbreitung an der deutschen Ostseeküste erstreckt sich heute vom Spülsaum bis in ca. 3 m Wassertiefe (Mertens und Selig 2007, Fürhaupter et al. 2008). Als zentrale Ursache für die Bestandseinbrüche werden die Eutrophierung und die dadurch eingeschränkte Lichtverfügbarkeit für den Blasentang angesehen (Kautsky et al. 1986, Krause-Jensen et al. 2008, Rohde et al. 2008). Untersuchungen von Pehlke et al. 2008 zeigen, dass Lichtlimitierung durch Eutrophierung nicht der ausschlaggebende Faktor für die aktuelle Bestandsrückgänge in der Mecklenburger Bucht ist. Als weitere bedeutende bestandsregulierende Faktoren kommen Sedimentation (Eriksson und Johansson 2003), Konkurrenz um Aufwuchsoberflächen (Råberg et al. 2005), Fraß (Engkvist et al. 2000), toxische Substanzen (Chapman et al. 2002) und Krankheiten in Frage. Alle genannten Faktoren werden von klimatischen Veränderungen beeinflusst.

3.2 Auswirkungen klimatischer Veränderungen

3.2.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur nimmt eine entscheidende Stellung im Stoffhaushalt aquatischer Organismen ein, weil sie alle enzymatischen Prozesse und metabolischen Funktionen direkt beeinflusst. Blasentange haben physiologische Anpassungen entwickelt, um ihre Lebensfunktionen bei den in ihrem Verbreitungsgebiet vorherrschenden Temperaturen aufrecht zu erhalten.

3.2.1.1 Temperaturtoleranz erwachsener Blasentange

Die Seewassertemperaturen im geographischen Verbreitungsgebiet des Blasentangs reichen von unter 0°C bis +28°C (Chmura et al. 2005). Der optimale Temperaturbereich für das Wachstum der Nordseepopulation bei Helgoland liegt bei etwa 15°C (Lüning 1985). Wassertemperaturen von 20°C stellen bereits einen Stressfaktor für Blasentange aus der Ostsee dar. Stoffwechselwege können gestört, Reparaturmechanismen beeinträchtigt, Membraneigenschaften verändert oder die chemische Abwehrfähigkeit gegenüber Fressfeinden herabgesetzt werden (Weinberger et al. 2011). Temperaturstress kann die Sensitivität gegenüber anderen Faktoren erhöhen. Zusammen mit Lichtmangel stellen hohe Wassertemperaturen eine zusätzliche Belastung dar (Wahl et al. 2011 und weitere Literatur darin).

Für die Beurteilung des Temperaturtoleranzverhaltens des Blasentangs wurde oft die Photosyntheseleistung als Maßstab herangezogen (Lüning 1985, Nygård und Drink 2008). Generell weisen Blasentange aus einer Umwelt mit niedrigen Jahresdurchschnittstemperaturen höhere Photosyntheseraten bei niedrigen Wassertemperaturen auf, als Blasentange aus einer wärmeren Umwelt (Nygård und Drink 2008). Die Dauer der Exposition und die individuelle Sensitivität bestimmen die Auswirkungen auf den Organismus. 28°C Wassertemperatur über einen Zeitraum von einer Woche werden als oberer Temperatur-Überlebensbereich für Blasentange in der Nordsee bei Helgoland angegeben (Lüning 1985). Bei 30°C stellt der Blasentang sein Wachstum innerhalb von 24 h ein, nach 2-3 Tagen erholen sich die Pflanzen nicht mehr. Bei 35°C stoppt das Wachstum bereits nach 3 Stunden, nach 8 Stunden sterben die Pflanzen (Strömberg 1977).

3.2.1.2 Temperaturtoleranz der Fortpflanzungsstadien

Die Reproduktion des Blasentangs ist sehr eng auf die Standorttemperaturen abgestimmt (Lüning 1985). 15°C gelten als günstige Bedingungen für die Keimung und Entwicklung der Blasentangzygoten aus der westlichen und südlichen Ostsee. Hohe Wassertemperaturen beeinträchtigen die Keimzellenbildung, die Befruchtung, die Keimung und das Überleben der Keimlinge. Generell reagieren die frühen Entwicklungsstadien des Blasentangs sensibler auf hohe Temperaturen als erwachsene Pflanzen. Neben Akklimatisationsprozessen (Collén und Davison 2001) spielt auch das Alter der Entwicklungsstadien eine Rolle (Maczasek 2013). Werden Elternpflanzen erhöhten Wassertemperaturen ausgesetzt nimmt die Hitzeresistenz der Embryonen zu. Auch sehr hohe Salzgehalte erhöhen die Überlebenswahrscheinlichkeit der Embryonen bei sublethalen Wassertemperaturen (Li und Brawley 2004). Wassertemperaturen von 25°C erniedrigen den Keimungserfolg und erhöhen die Sterblichkeit der Keimlinge (Maczasek und Wahl 2012). Bei Wachstumstemperaturen von 14°C überleben ohne vorherige Akklimatisation 50% der Blasentang-Embryonen 3 Stunden bei 33°C Wassertemperatur (Li und Brawley 2004).

3.2.2 Salzgehalt

Blasentange überleben in einem weiten Salinitätsbereich zwischen 4 und 34 PSU. Der Stoffwechsel der Ostseepopulation ist an niedrige Salzgehalte angepasst. Individuen aus der nördlichen Ostsee zeigen auch bei 6 PSU noch gutes Wachstum (Russell 1988). Die nördliche geographische Verbreitung des Blasentangs in der Ostsee wird von der Salinität bestimmt. Die Verbreitungsgrenze liegt bei etwa 4 PSU (HELCOM 2009). Niedrigere Salzgehalte bilden eine Reproduktionsbarriere, weil sie den Befruchtungserfolg des Blasentangs stark einschränken oder ganz verhindern (Brawley 1992, Serrão et al. 1996). Geringe Salzgehalte wirken sich auch negativ auf die Keimung der Zygoten aus (Maczassek 2009). Eine klimabedingte Abnahme der Salinität könnte die nördlichen Verbreitungsgrenzen des Blasentangs südwärts bzw. westwärts in den nördlichen Bereich der Zentralen Ostsee verschieben. Für die Blasentangpopulationen der deutschen Ostseeküste sind durch abnehmende Salzgehalte nur dort Auswirkungen zu erwarten, wo Blasentange an den physiologischen Toleranzgrenzen bezüglich des Salzgehaltes leben (z.B. in Ästuaren und Bodden).

3.2.3 Versauerung

Die Reaktionen von Algen auf erhöhte Kohlenstoffdioxid-Konzentrationen im Wasser fallen unterschiedlich aus (Harley et al. 2012). Im Vergleich zum Palmentang (*Laminaria hyperborea*) zeigt der Blasentang bei erhöhten CO₂-Konzentrationen abnehmende Wachstums- und Photosyntheseraten (Bartsch et al. 2010). Stecher (2011) ermittelte dagegen abnehmende Chlorophyll-a Konzentrationen mit zunehmenden CO₂-Konzentrationen. Während die Photosyntheseaktivität unbeeinflusst blieb, nahm die Wachstumsrate zu.

3.2.4 Gebietsfremde Arten (Neobiota)

Klimaveränderungen schaffen Lebensbedingungen, die es gebietsfremden Tieren (Neozoa) oder Pflanzen (Neophyta) ermöglichen, dauerhaft Lebensräume zu besiedeln, in denen sie ursprünglich nicht vorkamen (Galil et al. 2007). Auch für die Ostseeregion ist zu erwarten, dass vermehrt wärmeliebende Tier- und Pflanzenarten einwandern oder durch den Menschen eingetragen werden. Gebietsfremde marine Algen können Lebensräume verändern und sich negative auf die Biodiversität sowie Ökosystemfunktionen auswirken (Schaffelke et al. 2006). Die in die Ostsee eingewanderte ostasiatische Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* hat beispielsweise das Potential direkt das Wachstum des Blasentangs zu hemmen, die Keimlingssterblichkeit zu steigern und auch indirekt den Fraßdruck auf die erwachsenen Pflanzen zu erhöhen (Hammann et al. 2013). Auswirkungen gebietsfremder Tiere inklusive Parasiten und pathogene Keime auf den Blasentang in der Ostsee sind bisher nicht bekannt (Wahl et al. 2011). Durch Bootsverkehr und Aquakultur ist aber eine Zunahme gebietsfremder Arten in der Ostsee zu erwarten.

3.2.5 Aufwuchsorganismen

Pflanzliche und tierische Aufwuchsorganismen (Epibionten) schädigen den Blasentang vornehmlich durch Beschattung. Sie verstärken die lichtlimitierenden Effekte von Phytoplanktonblüten und hemmen das Wachstum (Wahl 1989, Rohde et al. 2008). Gleichzeitig ist der Stoffaustausch über die Oberfläche eingeschränkt, da die Diffusionswege ins Gewebe zunehmen. Aber auch eine Konkurrenz um Nährstoffe und Aufwuchsoberflächen ist möglich (Råberg et al. 2005). In der westlichen Ostsee konkurriert der Blasentang hauptsächlich mit schnellwachsenden fadenförmigen Algen und Miesmuscheln um Aufwuchsoberflächen. Die Auswirkungen veränderter

Dominanzverhältnisse insbesondere durch klimabedingte Veränderungen der Umweltbedingungen sind noch unklar. Hohe Wassertemperaturen durch klimatische Veränderungen können jedoch in Kombination mit hohen Nährstoffkonzentrationen den Konkurrenzdruck der kurzlebigen Fadenalgen auf die langlebige Braunalgen erhöhen (Steen 2004). Aufgrund klimatisch veränderter Umweltbedingungen und des weltweiten Transfers mariner Organismen durch den Menschen ist jedoch auch in der Ostsee mit einer Zunahme der biotischen Wechselwirkungen zwischen Epibionten und Blasentangen zu rechnen.

3.2.6 Toxische und wachstumshemmende Substanzen

Sehr hohe Nährstoffkonzentrationen können nicht nur indirekt die Lebensbedingungen der Blasentange beeinträchtigen sondern auch direkt auf die Entwicklung der Fortpflanzungsstadien einwirken. Die Kombination hoher Nitrat- und Phosphatkonzentrationen beeinträchtigt das Festsetzen, die Keimung sowie die Entwicklung der Rhizoide des Blasentangs. Bei moderaten Nährstoffkonzentrationen überlebten in Experimenten etwa 80% der Keimlinge. Bei hohen Nitrat- ($21\mu\text{M}$) und Phosphatkonzentrationen ($1\mu\text{M}$) überlebten weniger als 50% der Keimlinge (Bergström et al. 2003).

Obwohl keine Untersuchungen bezüglich einer toxischen Wirkung von Hydrogensulfid (H_2S) auf den Blasentang vorliegen, zeigen experimentelle Studien am verwandten Sägentang (*Fucus serratus*), dass Braunalgen-Keimlinge sensitiv auf eine Sulfidexposition reagieren. Nach 5 Tagen bei etwa $560\mu\text{g L}^{-1}$ H_2S überlebten 0% bis 20% der befruchteten Keimzellen. Das Wachstum der überlebenden Zygoten wurde im Vergleich mit der Kontrolle zwischen 50% und 65% reduziert (Chapman et al. 2002).

3.2.7 Sedimentation und Sedimentmobilität

Im Meerwasser suspendierte Partikel sind organischer oder mineralischer Natur. Sie setzen sich in strömungsarmen Bereichen am Meeresboden und auf den Pflanzen ab. Durch die intensive Nutzung terrestrischer Ressourcen erodiert vermehrt Bodenmaterial, welches über die Flüsse in die Küstengewässer transportiert wird. Außergewöhnliche Niederschlagsereignisse verstärken diesen Prozess. Mit steigendem Meeresspiegel und zunehmenden hydrodynamischen Belastungen nimmt auch die Küstenerosion zu. Als Folge trübt sich das Wasser und die Sedimentation anorganischen Materials steigert sich. Die Ablagerungen organischen Materials haben durch die Eutrophierung in der Ostsee stark zugenommen (Jonsson und Carman 1994). Letztendlich nimmt die verfügbare Lichtmenge für die Blasentange durch Wassertrübung und Sedimentablagerungen auf den Pflanzen ab. Generell gilt der Blasentang als wenig tolerant gegenüber Sedimentation (Eriksson und Johansson 2005). Verstärkte Sedimentation beeinträchtigt auch den Fortpflanzungserfolg. Einerseits wird die Ansiedlung befruchteter Eizellen durch Sedimentablagerungen auf Steinen behindert (Eriksson und Johansson 2003), andererseits können selbst dünne Sedimentschichten die Lichtverfügbarkeit von Braunalgen-Embryonen stark einschränken und die Überlebenschancen erniedrigen (Chapman et al. 2002). Extreme Wetterereignisse führen an stark exponierten Küsten auch zu einer verstärkten Erosion und gesteigerten Sedimentmobilität. Blasentangbestände können dann von Sand komplett zugedeckt werden und absterben (Sandow und Krost 2013).

3.2.8 Nahrungsnetzbeziehungen in Blasentanglebensgemeinschaften

Geringe Änderungen in der abiotischen Umwelt können für einzelne Organismen einem Vorteil darstellen. Hohe Schwankungen oder extreme Ausprägungen physikalischer Umweltfaktoren stellen dagegen physiologische Stress-Situationen dar (Wahl et al. 2011). Neben direkten Auswirkungen können auch indirekt die Wechselwirkungen innerhalb einer Lebensgemeinschaft und damit wichtige ökologische Regulationsmechanismen gestört werden (Korpinen et al. 2007b). Die folgenden Beispiele zeigen, dass abiotische Umweltfaktoren auch das Verhalten von Tieren verändern können, was sich dann rückwirkend über die Nahrungsnetzbeziehungen auf die Blasentangbestände auswirkt. Zudem wird deutlich wie sich die verschiedenen Einflussfaktoren gegenseitig beeinflussen, rückkoppeln und verstärken können.

Strandschnecken (*Littorina littorea*) sind in der Lage, den Aufwuchs auf erwachsenen Blasentangen abzuweiden, sodass ausreichend Licht für eine positive Photosynthese zur Verfügung steht (Lubchenco 1983). Wird diese Weidegänger-Aufwuchs-Wechselbeziehung gestört kann sich dies nachteilig auf die Blasentangbestände auswirken (Trussell et al. 2002). Strandschnecken bilden in Anwesenheit von Räubern wie der Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) dickere Schalen. Niedrige pH-Werte stören jedoch die Schalenbildung und die Schnecken werden anfälliger gegenüber Fressfeinden. Bedeutende Auswirkungen hoher Wassertemperaturen und niedriger pH-Werte auf die Räuber-Beute Beziehungen zwischen Strandkrabben und Strandschnecken konnten bisher nicht nachgewiesen werden (Landes und Zimmer 2012). Die Strandschnecken scheinen den Nachteil dünnerer Gehäuse durch Verhaltensänderungen zu kompensieren. Sie halten sich häufiger an für Strandkrabben nicht erreichbaren Orten auf. Diese Räuber-Vermeidungsstrategie führt jedoch dazu, dass sie weniger Zeit für die Nahrungsaufnahme aufwenden (Bibby et al. 2007) und die regulierende Funktion als Weidegänger eingeschränkt wird.

Baltische Meerasseln (*Idotea baltica*) können wie die Strandschnecken den Aufwuchs auf Blasentangen effektiv entfernen (Korpinen et al. 2007b), was sich positiv auf das Wachstum der Alge auswirkt. Andererseits fressen sie bei Nahrungsmangel das Gewebe des Blasentangs und können dadurch die Bestände nachhaltig schädigen (Engkvist et al. 2004). Eine starke Vermehrung der Meerassel durch veränderte Umweltfaktoren (z.B. hohe Wassertemperaturen) kann den Fraßdruck auf den Blasentang selbst erhöhen (Engkvist et al. 2000). Erhöhte Wassertemperaturen wirken sich jedoch in Abhängigkeit von anderen Faktoren regional unterschiedlich aus. Zum einen kann die Lebensspanne der Asseln verkürzt und die Anfälligkeit gegenüber pathogenen Keimen zunehmen. Auf der anderen Seite dehnen milde Winter die Brutperiode aus und führen zu mehr Nachkommen pro Jahr (Leidenberger et al. 2012). Zudem fördern hohe Wassertemperaturen das Wachstum der Aufwuchsalgen. Zusätzlich können hohe Wassertemperaturen und Lichtlimitation durch Eutrophierung die Abwehrbereitschaft des Blasentangs gegenüber Fressfeinden noch herabsetzen (Weinberger et al. 2011).

4 Gewöhnliches Seegras

Das Gewöhnliche Seegras ist eine marine Blütenpflanze. Es bildet ausgedehnte Bestände, Seegraswiesen, die auf kiesig-sandigen bis sandig-schlickigen Substraten in subarktischen bis subtropischen Klimaregionen vorkommen. Das Verbreitungsgebiet in der Ostsee reicht vom Kattegatt bis in die südliche Bottensee und den mittleren Finnischen Meerbusen (Abb. 1) (Boström et al. 2014). In 0,5 bis 8 m Wassertiefe ist es entlang der deutschen Ostseeküste weit verbreitet (Abb. 8). Das Gewöhnliche Seegras wird als Indikator zur Bewertung der Wasserqualität nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie eingesetzt (Schories et al. 2009).

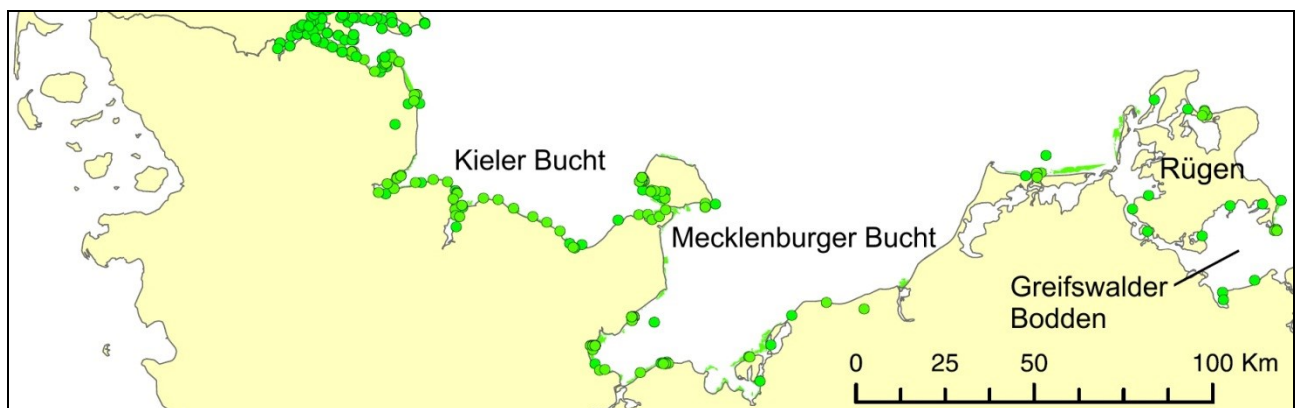


Abb. 8: Verbreitung des Gewöhnlichen Seegrases an der deutschen Ostseeküste (aus: Boström et al. 2014)

4.1 Ursachen des Bestandsrückganges

Generell begrenzen Wellenexposition und Eisgang die minimale Tiefenverbreitung des Gewöhnlichen Seegrases in der Ostsee, während alle Faktoren, die das Lichtangebot einschränken die maximale Tiefenausbreitung bestimmen (de Boer 2007). Die Eutrophierung mit ihren Folgen beschränkt die Lichtverfügbarkeit submerser Makrophyten und wird ursächlich für den Rückgang der Seegraswiesen (Abb. 3) verantwortlich gemacht (Burkholder et al. 2007, Krause-Jensen et al. 2008). Primär regt sie das Phytoplanktonwachstum an und verbessert die Lebensbedingungen kurzlebiger, fadenförmiger Algen. Als Auf- und Beiwuchs beschatten Aufwuchsalgen das Seegras (Wright et al. 1995) und Planktonblüten vermindern die Lichtzufuhr (Denisson 1987). Zudem erhöht die Eutrophierung die Sedimentation organischer Partikel, was die verfügbare Lichtmenge weiter einschränkt (Jonsson und Carman 1994). Vor 60 Jahren siedelte das Gewöhnliche Seegras in der westlichen Ostsee noch bis in 10 m Wassertiefe. Heute kommt es meist nur noch bis 5 m und nur selten in Wassertiefen bis 8,0 m vor (Schories et al. 2009, Schubert 2011).

4.2 Auswirkungen klimatischer Veränderungen

4.2.1 Wassertemperatur

Im geographischen Verbreitungsgebiet ist das Gewöhnliche Seegras Wassertemperaturen von unter 0°C bis etwa 35°C ausgesetzt (Biebl und McRoy 1971). Optimale

Wassertemperaturen für Wachstum und Überleben liegen zwischen 10 und 20°C. Der direkte Einfluss hoher Wassertemperaturen ist jedoch abhängig von der individuellen Toleranz sowie der optimalen Temperatur für Wachstum, Photosynthese und Respiration, die regional unterschiedlich ausfällt. Für Seegrasbestände aus der westlichen Ostsee werden 25°C als kritische Temperaturgrenze angesehen. Die Produktivität der Pflanzen nimmt dann ab und die Sterblichkeit steigt an (Nejrup und Pederson 2008, Höffle et al. 2011). Reusch et al. (2005) untersuchten die Auswirkungen der Hitzewelle 2003 auf das Gewöhnliche Seegras in der Kieler Bucht. Im August 2003 wurden im Oberflächenwasser der inneren Kieler Förde Temperaturen von 26°C gemessen. Schon Anfang Juni 2003 bei Wassertemperaturen um 20°C wurden Anzeichen erster Schädigungen beobachtet. In der eigentlichen Wachstumsphase zwischen Mai und August, in der die Sprossdichten in vergleichbaren Jahren um bis das Dreifache zunahmen, reduzierten sich die Sprossdichten um etwa 50%. Auch die Sprosshöhe verkürzte sich während dieser Zeit um 56%. Die Freilandbeobachtungen von Reusch et al. (2005) wurden in Laborexperimenten bestätigt. Auffällig war auch hier, dass die Sprossverluste zeitlich verzögert auftraten und erst nach Wochen statistisch nachweisbar waren (Ehlers et al. 2008, Bergmann et al. 2010). Wassertemperaturen von 30°C vermindern bereits nach 15 Minuten die Netto-Photosynthese des Gewöhnlichen Seegrases, weil die Respirationsrate bei hohen Temperaturen schneller ansteigt als die Photosyntheserate (Marsh et al. 1986). Bei Wassertemperaturen über 30°C wird das Bildungsgewebe selbst bei günstigen Lichtbedingungen anoxisch, was zum Absterben der Pflanzen führt (Greve et al. 2003).

In der westlichen Ostsee können zukünftig Wassertemperaturen auftreten, die die physiologischen Toleranzgrenzen des Gewöhnlichen Seegrases überschreiten. In Kombination mit weiteren Stressfaktoren können Seegraswiesen dann nachhaltig geschädigt werden. Die Eutrophierung mit ihren Auswirkungen auf die Lichtverfügbarkeit und die Sedimenteigenschaften nimmt hier eine Schlüsselfunktion ein (Moore und Jarvis 2008, Martinez-Lüscher und Holmer 2010). Hohe Wassertemperaturen verstärken den negativen Einfluss von epiphytischen Algen auf das Gewöhnliche Seegras (Neckles et al. 1993). Die schnellwüchsigen fadenförmigen Algen beschatten das Seegras nicht nur als Auf- oder Beiwuchs. Als treibende Algenmatten überbedecken sie Seegraswiesen. Unter den Algenmatten kann der Sauerstoffgehalt reduziert oder ganz verbraucht werden (Norkko und Bonsdorff 1996). Unter anoxischen Bedingungen entstehen toxische Sulfide, die sich im Sediment anreichern und das Seegras schädigen (Holmer und Bondgaard 2001, Holmer und Nielsen 2007). Die Kombination kurzzeitiger hoher Wassertemperaturen, verbunden mit reduzierten Sauerstoffkonzentrationen und herabgesetzten Lichtbedingungen können zum vollständigen Absterben von *Zostera*-Wiesen führen (Moore und Jarvis 2008, Höffle et al. 2011). Genetisch diverse Seegrasbestände erholen sich schneller nach Hitzeperioden als genetisch verarmte Bestände (Ehlers et al. 2008, Reusch et al. 2005).

Hohe Wassertemperaturen können die Lebensbedingungen für Krankheitserreger begünstigen. Studien zeigen, dass in der westlichen Ostsee hohe Anteile der Seegraspopulationen mit einem endophytischen Protisten (*Labyrinthula zosterae*) infiziert sind (Bockelmann et al. 2013). Zwischen 1932 und 1934 verursachte *Labyrinthula* die ‚wasting disease‘, die über 90% der östlichen und westlichen Atlantikpopulation des Gewöhnlichen Seegrases vernichtete (Ralph und Short 2002). Wenig ist über die Faktoren bekannt, die zum Ausbruch dieser Krankheit führen. Hohe Temperaturen scheinen sich eher positiv, niedrige Salzgehalte dagegen eher negativ auf den Krankheitserreger auszuwirken.

4.2.2 Salzgehalt

Das Gewöhnliche Seegras toleriert einen Salinitätsbereich von 5 PSU bis 35 PSU (den Hartog 1970). Der optimale Salzgehalt liegt zwischen 10 und 25 PSU. Innerhalb der Ostsee erreicht das Gewöhnliche Seegras seine nördliche und nordöstliche geographische Verbreitungsgrenze bei etwa 5 PSU (Boström et al. 2014). Salinitäten unter 5 PSU hemmen die Photosynthese und das Wachstum. Gleichzeitig steigt im Vergleich mit einer Kontrollgruppe die Mortalität um das 3-6-fache und die Anzahl der Blätter pro Spross reduziert sich um bis zu 40% (Nejrup und Pedersen 2008). Die nördliche Verbreitungsgrenze könnte durch eine klimainduzierte Abnahme des Salzgehaltes weiter Richtung Süden in die zentrale Ostsee verschoben werden. Die Seegrasbestände in salzärmeren Gebieten an der deutschen Ostseeküste z.B. im Greifswalder Bodden (6-8 PSU) könnten ebenfalls davon betroffen sein.

4.2.3 Sauerstoffmangel

Geringe Sauerstoffkonzentrationen in der Wassersäule vermindern die Wachstums- und Überlebensraten des Gewöhnlichen Seegrases (Holmer und Bondgaard 2001). Nachts tolerieren Seegraspflanzen anoxische Bedingungen nur eine sehr kurze Zeit. Bei 20°C starben in abgedunkelten Versuchsansätzen bereits nach 24 Stunden erste Sprosse und bei 30°C überlebte keine Pflanze länger als 8 Stunden (Pulido Pérez und Borum 2010). Absterbende Algenmatten und Auftriebsphänomene verursachen Sauerstoffmangel auch im küstennahen Flachwasser. Zukünftig sind deshalb vermehrt negative Auswirkungen auf Seegraswiesen zu erwarten (Holmer und Nielsen 2007, Saderne et al. 2013). Veränderte Wind- und Strömungsmuster könnten dazu führen, dass sauerstoffarmes Tiefenwasser in bisher davon unberührte Flachwassergebiete gelangt.

4.2.4 Kohlenstoffdioxidgehalt und Versauerung

Kohlenstofflimitierte Pflanzen wie das Seegras reagieren auf erhöhte CO₂-Konzentrationen im Wasser mit erhöhten Photosyntheseraten und gesteigerter Produktivität. (Zimmermann et al. 1997, Palacios und Zimmermann 2007). Auch fädige Algen profitieren von dieser Situation, weil sie gelöstes CO₂ als Kohlenstoffquelle für die Photosynthese nutzen können.

Niedrige pH-Werte und extreme pH-Wertschwankungen können sich jedoch negativ auf die assoziierte Fauna in den Seegraswiesen auswirken. Insbesondere werden Kalzifizierungsprozesse wie die Schalenbildung von Schnecken gestört (Shirayama und Thornton 2005, Bibby et al. 2007). Schnecken übernehmen in Seegraswiesen wichtige Regulatorfunktionen, weil sie den Aufwuchs auf den Seegrasblättern abweiden. Werden sie reduziert entwickelt sich unter eutrophen Bedingungen ein dichter Epiphytenbewuchs. Letztendlich wird die nutzbare Lichtmenge der Seegraspflanzen eingeschränkt und die Produktion vermindert (Burkholder et al. 2007). Die Auswirkungen niedriger pH-Werte sowie extremer pH-Wertschwankungen auf Seegraswiesen und die assoziierte Fauna sind bisher wenig untersucht worden.

4.2.5 Toxische Komponenten

4.2.5.1 Schwefelwasserstoff im Sediment

In den Sedimenten von Seegraswiesen herrschen oft sauerstoffarme oder sauerstofffreie Bedingungen unter denen sich toxischer Schwefelwasserstoff (H_2S) als Endprodukt der anaeroben Respiration anreichert. Bei hohen Sauerstoffkonzentrationen im Wurzelgewebe ($>35\%$ Luftsättigung) dringt selbst bei sehr hohen Konzentrationen ($>1000 \mu\text{mol L}^{-1}$ H_2S im Sedimentporenwasser) kein Schwefelwasserstoff in die Pflanzen ein (Pedersen et al. 2004). Der interne Sauerstoffhaushalt in den Wurzeln wird während des Tages durch die Photosynthese gewährleistet, nachts wird der Sauerstoff aus der Wassersäule aufgenommen und über Lakunen in das Wurzelgewebe weitergeleitet. Bei ungünstigen Lichtbedingungen, hohen Wassertemperaturen und geringen Sauerstoffgehalten im Wasser kann die interne Sauerstoffbalance nicht aufrechterhalten werden. Die Photosyntheseleistung wird dann bereits bei mäßig hohen Schwefelwasserstoffkonzentrationen im Sediment ($400\text{--}800 \mu\text{mol L}^{-1}$) eingeschränkt (Goodman et al. 1995). In sauerstofffreiem Wasser und in absoluter Dunkelheit wird das Zellbildungsgewebe sehr schnell anoxisch (20 min bei 20°C ; 15 min bei 30°C), Schwefelwasserstoff dringt über die Wurzeln in die Pflanze ein führt innerhalb weniger Stunden zu hohen Mortalitäten (Pulido Pérez und Borum 2010).

4.2.5.2 Schwefelwasserstoff in der Wassersäule

Werden Seegraspflanzen mit Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff in der Wassersäule konfrontiert kann ebenfalls vermehrt H_2S in die Pflanzen eindringen (Mascaró et al. 2009). Konzentrationen zwischen 100 und $1000 \mu\text{mol}$ im Seewasser reduzieren die Photosyntheseaktivität von Seegras bereits nach 6 Tagen um ca. 80%. Nach 18 Tagen sind die Pflanzen stark geschädigt oder abgestorben (Holmer und Bondgaard 2001). Hohe Wassertemperaturen sind auch hier ein Schlüsselfaktor, weil die Respirationsrate des Seegrases bei Temperaturanstieg schneller ansteigt als die Photosyntheserate (Marsh et al. 1986). Junge Seegraspflanzen reagieren ebenfalls empfindlich auf Schwefelwasserstoff. Im Freiland werden oft Konzentrationen gemessen, die über den letalen Konzentrationen liegen, bei der 50% der Keimlinge sterben (Dooley et al. 2012). Hohe Schwefelwasserstoffkonzentrationen (im Sediment oder der Wassersäule) in Verbindung mit Sauerstoffmangel und hohen Wassertemperaturen werden als bedeutende Ursache für das Absterben von Seegraswiesen angesehen (Greve et al. 2003).

4.2.5.3 Stickstoffhaltige Pflanzennährstoffe

In Mesokosmos-Experimenten wiesen Burkholder et al. (1992) toxische Effekte von Nitrat nach. Nach gepulster Zugabe starben fast alle Sprosse bei $35,0 \mu\text{mol NO}_3^- \text{N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ab. Selbst bei $3,5 \mu\text{mol}$ und $7,0 \mu\text{mol NO}_3^- \text{N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ überlebten durchschnittlich weniger als 20%. Hohe Wassertemperaturen verstärkten den Effekt.

Auch hohe Ammonium-Konzentrationen im Wasser (pH-Wert 8,5) schädigen Seegraspflanzen. Bei Konzentrationen von $125 \mu\text{mol L}^{-1}$ starben nach 2 Wochen Blatteile ab (Nekrosen), nach 5 Wochen starben vermehrt Sprosse ab. Bereits bei Ammoniumkonzentrationen von $25 \mu\text{mol L}^{-1}$ zeigten die Pflanzen Anzeichen von Schädigungen. Hohe Wassertemperaturen (20°C) verstärkten die toxischen Effekte (van Katwijk et al. 1997).

4.2.6 Auswirkungen von Driftalgenmatten

Gelangen driftende Algenmatten in Seegraswiesen führen sie zu Sauerstoffmangel über dem Sediment, erhöhen die Schwefelwasserstoffkonzentrationen im Sediment und in bodennahen Wasserschichten. Sie beeinträchtigen die Photosynthese und damit das Seegraswachstum (Holmer und Nielsen 2007). Martínez-Lüscher und Holmer (2010) bestätigten in Mesokosmen diese Ergebnisse. Als Algenschicht über dem Sediment beeinträchtigt die asiatischen Rotalge *Gracilaria vermicophylla* in Abhängigkeit von der Dichte das Überleben des Gewöhnlichen Seegrases. Hohe Wassertemperaturen (30°C) führten zu hohen Sterberaten, die durch die Algenmatten verstärkt wurden. Nach 3 Wochen stiegen die Schwefelwasserstoffkonzentrationen im Sediment unabhängig von der Algenbedeckung sehr stark an. Die Sprossverluste bei niedrigeren Wassertemperaturen führten die Autoren auf die Algenbedeckung zurück, die Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff über dem Sediment verursachte. Höffle et al. (2011) konnten in Laborexperimenten dagegen keinen nachteiligen Einfluss der *Gracilaria vermicophylla* Algenmatten auf das (Rhizom-) Wachstum und das Überleben des Seegrases nachweisen. Nur bei sehr hohen Wassertemperaturen (27°C) zeigte sich ein negativer (nicht signifikanter) Effekt. Die hohen Wassertemperaturen führten jedoch zu signifikant erhöhten Sterberaten (durchschnittlich 68%) und erhöhen auch signifikant die Sulfidkonzentrationen im Sediment.

4.2.7 Sedimentbedeckung, Erosion und Exposition

Die von den Klimamodellen projizierten hydrologischen Veränderungen führen zu morphologischen Veränderungen der Küste. Die Küstenerosion nimmt zu. Aber auch Maßnahmen zum Küstenschutz können dazu führen, dass Seegraswiesen versanden oder erodieren (Short und Neckles 1999). Die Experimente von Mills und Fonseca (2003) zeigten, dass Gewöhnliches Seegras auf rasches Versanden mit eingeschränkter Produktion und erhöhter Mortalität reagiert. Werden 25% der photosynthetisch aktiven Blattoberfläche eingegraben resultiert nach 24 Tagen ein Sterblichkeit von über 50%. Fast 100% der Pflanzen starben, wenn 75% der Blattlänge eingegraben waren. Die Versuche wurden allerdings an der südlichen Verbreitungsgrenze im Atlantik (Salzgehalt 30-35 PSU) in North Carolina durchgeführt. Die Resultate sind daher nur bedingt auf die Ostsee übertragbar. Blattlänge und Rhizomdurchmesser von Seegräsern prognostizieren am besten die Widerstandsfähigkeit gegenüber Versanden (Cabaço et al. 2008).

Bei extremem Wellengang oder hohen Strömungsgeschwindigkeit können Seegraspflanzen frei gespült werden. Die Erosionsraten sind abhängig von der Sedimentzusammensetzung (Sandanteil und Tonanteile), den Partikelgrößen und dem Anteil organischen Materials im Sediment (Aberle et al. 2004). Auch die Salinität beeinflusst die Erosion. Bei Salzgehalten unter 10 PSU nehmen die elektrostatischen Bindungskräfte und damit die kohäsiven Eigenschaften zwischen feinen Sedimentpartikeln ab (Literatur siehe de Boer 2007). Seegraswiesen verändern die hydrodynamischen Bedingungen im Küstenbereich. Sie setzen Strömungen einen Widerstand entgegen und mindern dadurch die Wellenenergie und die bodennahen Strömungen (Gambi et al. 1990). Innerhalb einer Seegraswiese mit mehr als 50% Bedeckung überschreitet die Strömungsgeschwindigkeit am Boden selten $0,25 \text{ m s}^{-1}$, was unter der Strömungsgeschwindigkeit für die Mobilisierung von Feinsanden liegt (Fonseca und Bell 1998).

Strömung und Wellenexposition sind ein wichtiger Habitatparameter für Seegraswiesen. Die Seegrasbedeckung und die Größe zusammenhängender Seegrasflächen aber auch der organische Sedimentanteil nimmt bei zunehmender Strömung und steigender Exposition ab. (Fonseca und Bell 1998). Wenn Seegraswiesen verschwinden, verändern sich die

Sedimenteigenschaften und erschweren eine Wiederbesiedlung des betroffenen Gebietes. An sehr stark wellenexponierten Küsten wächst Seegras in größeren Tiefen oder die Bereiche sind ohne Seegrasbewuchs. Klimabedingt nehmen die Wellenhöhe und der Energieeintrag auf die Ostseeküste zu. Die hydrologischen Belastungen auf Seegraswiesen werden deshalb zukünftig zunehmen. Änderungen der Hautwindrichtungen können auch die Bedingungen in ehemals weniger exponierten Gebieten verändern.

4.2.8 Nahrungsnetzbeziehungen in Seegraslebensgemeinschaften

Klimatische Veränderungen können die Wechselbeziehungen zwischen den Organismen und damit das Überleben der Seegraswiesen beeinflussen. Das „mutualistic mesograzers model“ im Seegrasnahrungsnetz beschreibt die bedeutende regulatorische Funktion kleiner Krebstiere und Schnecken (Meso-Grazer), die den pflanzlichen Aufwuchs auf den Seegrasblättern abweiden und so ein Überwuchern mit schneller wachsenden Algen verhindert (Hughes et al. 2004). In einem vereinfachten Nahrungsnetz lassen sich die Effekte der Nahrungsbeziehungen beispielhaft erläutern (Abb. 9A).

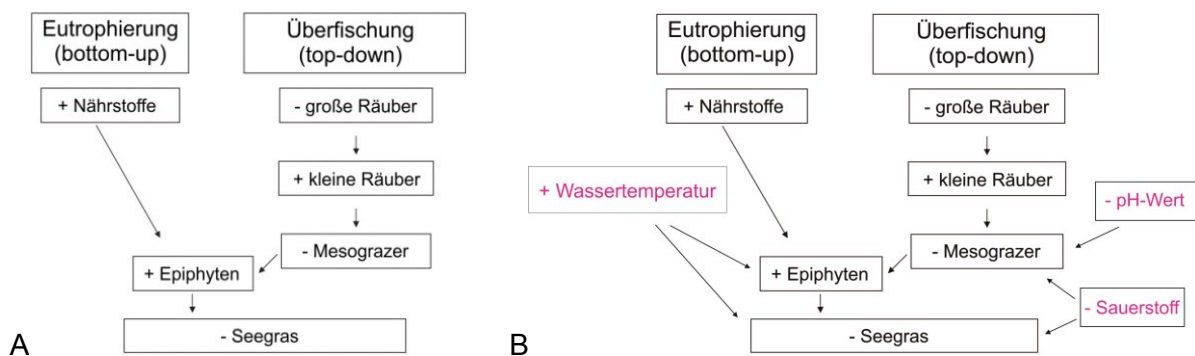


Abb. 9: Vereinfachte Darstellung, wie sich Überfischung und Eutrophierung auf Seegraswiesen auswirken können (A). Die Pfeile kennzeichnen die Richtung, die Plus- und Minuszeichen die positiven und negativen Effekte. Erhöhte Wassertemperaturen, sinkende pH-Werte und Sauerstoffmangel verstärken die Auswirkungen von Eutrophierung und Überfischung (B). Verändert nach Heck und Valentine 2006

Fressen beispielsweise kleine Fische vermehrt die wirbellosen Meso-Grazer, weil sie selbst aufgrund der Überfischung nicht von größeren Räubern erbeutet werden, können Aufwuchsalgen die Seegraspflanzen überwachsen und negativ beeinträchtigen (top-down Effekt, trophische Kaskade) (Baden et al. 2012). Die Eutrophierung verstärkt das Wachstum der Aufwuchsalgen (bottom-up Effekt). Werden die regulierenden Algengrazer aufgrund klimatisch bedingter Veränderungen reduziert oder das Wachstum der Epiphyten intensiviert, können die negativen Auswirkungen auf das Seegras verstärkt werden. Klimabedingte Veränderungen abiotischer Einflussfaktoren können die Folgen der Eutrophierung und der Überfischung verstärken (Abb. 9B). Eine erhöhte Wassertemperatur könnte zu bedeutenden Beeinträchtigungen führen, weil das Wachstum der Algen stärker ansteigt als die Konsumptionsraten der Meso-Grazer (Eklöf et al. 2012). Eine hohe Artenvielfalt der Krebstier-Grazergemeinschaft stärkt dagegen die Resilienz des Seegräsökosystems gegenüber den negativen Effekten der Eutrophierung und erhöhter Wassertemperaturen (Blake und Duffy 2012).

5 Zusammenfassung

Die bis 2100 projizierten Klimaveränderungen lassen vielfältige Auswirkungen auf die Blasentang- und Seegrasbestände in der Ostsee erwarten (Short und Neckles 1999, Korpinen et al. 2012). Änderungen in der Intensität und den Schwankungsbreiten verschiedener Umweltfaktoren haben direkte aber auch indirekte Konsequenzen. Durch die geographischen, hydrochemischen und biologischen Besonderheiten der Ostsee werden sich die Auswirkungen allerdings regional unterscheiden.

Die Wassertemperatur nimmt eine zentrale Stellung unter den Umweltfaktoren ein, weil Sie elementare physikochemische sowie biochemische Stoffwechselprozesse beeinflusst. Temperaturen über 30°C übersteigen die physiologischen Toleranzgrenzen und stellen eine außerordentliche Belastung für die Blasentang- und Seegrasbestände in der Ostsee dar. Zudem steigern hohe Wassertemperaturen die Sensitivität gegenüber anderen Stressfaktoren. Besonders empfindlich reagieren die Pflanzen bei hohen Wassertemperaturen im Zusammenwirken von Lichtmangel, Sauerstoffmangel und toxischen Komponenten.

Die Eutrophierung ist ein weiterer bedeutender Schlüsselfaktor, der die Lichtbedingungen, den Sauerstoffgehalt und die Konzentrationen giftiger Wasserinhaltsstoffe direkt beeinflusst. Gegenwärtig stellt die Eutrophierung die größte Bedrohung für die Blasentang- und Seegrasbestände in der Ostsee dar. Durch Klimaveränderungen ist zu erwarten, dass die negativen Auswirkungen der Eutrophierung zunehmen. Strikte Nährstoffreduzierungen im Ostseeeinzugsgebiet könnten die Wasserqualität und damit die Lebensbedingungen von Blasentang und Seegras langfristig verbessern. Direkte Beeinträchtigungen der Blasentang- und Seegraspopulationen sind auch durch hydrologische Veränderungen im Küstenbereich, zu erwarten.

Neben direkten Effekten wirken Änderungen auch indirekt auf biologische Interaktionen zwischen den Organismen. Abweichungen in der Artenzusammensetzung oder in den Bestandsdichten von Weidegängern können die regulierende Funktionen stören (Eklöf et al. 2012). Eingeschränkte Verteidigungsmechanismen gegenüber Auswuchsorganismen oder Masservermehrungen von Weidegängern führen dazu, dass die Pflanzen überwachsen oder abgefressen werden.

Seegras und Blasentang aus der Ostsee tolerieren weite Schwankungen einzelner abiotischer Parameter. Generell werden sie auch als sehr anpassungsfähig gegenüber Änderungen der Umweltbedingungen angesehen. Das betrifft sowohl biotische (Korpinen et al. 2007a) als auch abiotische Umweltfaktoren (Wahl et al. 2011). An wärmere Klimabedingungen angepasste Seegras-Individuen aus den südlichen Verbreitungsgrenzen können beispielsweise Hitzeperioden besser überstehen als Individuen aus nördliche Populationen (Franssen et al. 2011) und genetische diverse Gemeinschaften erholen sich schneller nach klimatischen Extremereignissen (Reusch et al. 2005, Worm et al. 2006). Die Wirkungen klimarelevanter Umweltfaktoren auf Blasentange und Seegras sind jedoch noch nicht ausreichend untersucht. Außerdem existieren bisher nur wenige Studien, die synergistische, additive und antagonistische Effekte erfassen (Eklöf et al. 2012). In welchem Umfang sich die Blasentang- und Seegrasbestände der Ostsee in relativ kurzen, klimarelevanten Zeitskalen von weniger als 100 Jahren an Veränderungen anzupassen vermögen, ist derzeit unklar.

Literaturverzeichnis

- Aberle, J., Nikora, V., Walters, R., 2004. Effects of bed material properties on cohesive sediment erosion. *Marine Geology*, 207:83-93
- Ærtebjerg, G., Andersen, J. H., Hansen, O. S., 2003. Nutrients and eutrophication in Danish marine waters. A challenge for science and management. Danish Environmental Protection Agency & National Environmental Research Institute, pp. 126
- BACC, 2008. Assessment of climate change for the Baltic Sea Basin. Regional Climate Studies. Eds.: H.-J. Bolle, M. Manenti, I. Rasool. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 473
- Baden, S., Emanuelsson, A. Pihl, L. Svensson, C.-J., Åberg, P., 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series*, 451:61-73
- Bartsch, I., Gutow, L., Olischläger, M., Rahmann, M. M., Roleda, M., Sarker, Y, Saborowski, R., Wiencke, C., Asmus, R., Asmus, D., Hanelt, D., 2010. Ocean acidification effects on growth, photosynthesis and trophic status of seaweeds. Joint EPOCA, BIOACID and UKOARP meeting, Bremerhaven 2010
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., Silliman, B., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81:169-193
- Bendtsen, J., Gustafsson, K. E., Söderkvist, J., Hansen, J. L. S., 2009. Ventilation of bottom water in the North Sea-Baltic Sea transition zone, *Journal of Marine Systems*, 75:138-149
- Bendtsen, J., Hansen, J. L. S., 2013. Effects of global warming on hypoxia in the Baltic Sea–North Sea transition zone. *Ecological Modelling*, 264:17-26
- Belkin, I. M., 2009. Rapid warming of large marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, 81:207-213
- Bergmann, N., Winters, G., Rauch, G., Eizaguirre, J. G., Nelle, P., Fricke, B., Reusch, T. B. H., 2010. Population-specificity of heat stress gene induction in northern and southern eelgrass *Zostera marina* populations under simulated global warming. *Molecular Ecology*, 19:2870-2883
- Bergström, L., Berger, R., Kautsky, L., 2003. Negative direct effects of nutrient enrichment on the establishment of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38:41-46
- Bibby, R., Cleall-Harding, P., Rundle, S., Widdicombe, S., Spicer, J., 2007. Ocean acidification disrupts induced defences in the intertidal gastropod *Littorina littorea*. *Biological Letters*, 3:699-701
- Biebl, R., McRoy, C. P., 1971. Plasmatic resistance and rate of respiration and photosynthesis of *Zostera marina* at different salinities and temperatures. *Marine Biology*, 8:48-56

- Blake, R., E., Duffy, J. E., 2012. Changes in biodiversity and environmental stressors influence community structure of an experimental eelgrass *Zostera marina* system. Marine Ecology Progress Series, 470:41-54
- Bockelmann, A.-C., Tams, V., Ploog, J., Schubert, P. R., Reusch, T. B. H., 2013. Quantitative PCR reveals strong spatial and temporal variation of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae* in Northern European eelgrass (*Zostera marina*) beds. PLoS ONE 8: e62169. doi:10.1371/journal.pone.0062169
- Boström, C., Baden, S., Bockelmann, A.-C., Dromph, K., Fredriksen, S., Gustafsson, C., Krause-Jensen, D., Möller, T., Nielsen, S. L., Olesen, B., Olsen, J., Pihl, L., Rinde, E., 2014. Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. doi:10.1002/aqc.2424
- Boström, C., Baden, S. P., Krause-Jensen, D., 2003. The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green, E. P. and Short, F. T. Eds.: World atlas of seagrasses. California University Press, pp. 27-37
- 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., Jackson, E., L., Simenstad, C., A., 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review. Estuarine Coastal and Shelf Science, 68:383-403
- Brawley, S. H., 1992. Fertilization in natural populations of the dioecious brown alga *Fucus ceranoides* L. and the importance of the polyspermy block. Marine Biology, 113:145-57
- Burkholder, J.M., Mason, M., Glasgow, H.B., 1992. Water column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina*: evidence from mesocosm experiments. Marine Ecology Progress Series, 81:163-178
- Burkholder, J. M., Tomasko, D. A., Touchette, B. W., 2007. Seagrasses and eutrophication. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 350:46-72
- Cabaço, S., Santos, R., Duarte, C. M., 2008. The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: A review. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 79:354-366
- Chapman, A. S., Albrecht, A. S., Fletcher, R. L., 2002. Differential effects of sediments on survival and growth of *Fucus serratus* embryos (Fucales, Phaeophyceae). Journal of Phycology, 38:894-903
- Chmura, G. L., Van Guelpen, L., Pohle, G. W., Vereault, S., Flanary, E., 2005. Climate change and thermal sensitivity of Canadian Atlantic commercial marine species. Canadian climate change impacts and adaptation program. Natural Resources Canada, Project A515, Chapter 3, pp. 29-32

- Christianen, M. J. A., van Belzen, J., Herman, P. M. J., van Katwijk, M. M., Lamers, L. P. M., van Leent, P. J. M., Boumaet, T. J., 2013. Low-canopy seagrass beds still provide important coastal protection services, PLoS ONE 8: e62413. doi:10.1371/journal.pone.0062413
- Collén, J., Davison, I. R., 2001. Seasonality and thermal acclimation of reactive oxygen metabolism in *Fucus vesiculosus* (Pheophyceae). Journal of Phycology, 37:474-481
- Conley, D. J., Carstensen, J., Aigars, J., Axe, P., Bonsdorff, E., Eremina, T., Haahti, B.-M., Humborg, C., Jonsson, P., Kotta, J., Lännegren, C., Larsson, U., Maximov, A., Medina, M. R., Lysiak-Pastuszek, I., Remeikaitė-Nikienė, N., Walve, J., Wilhelms, S., Zill, L., 2011. Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. Environmental Science and Technology, 45:6777-6783
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387:253-260
- de Boer, W. F., 2007. Seagrass-sediment interactions, positive feedbacks and critical thresholds for occurrence: a review. Hydrobiologia, 591:5-24
- den Hartog, C., 1970. The seagrasses of the world. Amsterdam: North Holland Publishing Company, Amsterdam, pp. 275
- Dennison, W.C., 1987. Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. Aquatic Botany, 27:15-26
- Diaz, R. J., Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. Science, 321:926-929
- Dooley, F. D., Wyllie-Echeverria, S., Roth, M. B., Warda, P. D., 2013. Tolerance and response of *Zostera marina* seedlings to hydrogen sulphide. Aquatic Botany, 105:7-10
- Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., Marba, N., 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. Nature Climate Change, 3:961-968
- Duffy, J. E., Hughes, A. R., Moksnes, P.-O., 2013. Ecology of seagrass communities: In: Marine community ecology and conservation. Eds.: M. D. Bertness, J. F. Bruno, B. R. Silliman, J. J. Stachowicz, Chapter 12, pp. 72-297
- Ehlers, A., Worm, B., Reusch, T. B. H., 2008. Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to climate warming. Marine Ecology Progress Series, 355:1-7
- Eklöf, J. S., Alsterberg, C., Havenhand, J. N., Sundbäck, K., Wood, H. L., Gamfeld, L., 2012. Experimental climate change weakens the insurance effect of biodiversity. Ecology Letters, 15:864-872

- Engkvist, R., Malm, T., Tobiasson, S., 2000. Density dependent grazing effects of the isopod *Idotea baltica* Pallas on *Fucus vesiculosus* L. in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology*, 34:253-260
- Engkvist, R., Malm, T., Nilsson, J., 2004. Interaction between isopod grazing and wave action: a structuring force in macroalgal communities in the southern Baltic Sea. *Aquatic Ecology*, 38:403-413
- Eriksson, B. K., Johansson, G., 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38:217-222
- Eriksson, B. K., Johansson, G., 2005. Effects of sedimentation on macroalgae: species-specific responses are related to reproductive traits. *Oecologia*, 143:438-448
- Fonseca, M. S., Bell, S. S., 1998. Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 171:109-121
- Fonselius, S., Valderrama, J., 2003. One hundred years of hydrographic measurements in the Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 49:229-241
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K., Serrano, O., 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5:505-509
- Fox Maule, C., Christensen, O. B., Mayer, S., Thejll, P., 2013. Assessing projected changes in heat waves over Northern Europe using two regional climate models at 8-km resolution. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 15, abstract only
- Franssen, S. U., Gu, J., Bergmann, N., Winters, G., Klostermeyer, U. C., Rosenstiel, P., Bornberg-Bauer, E., Reusch, T. B. H., 2011. Transcriptomic resilience to global warming in the seagrass *Zostera marina*, a marine foundation species. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 108:19276-19281
- Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M., Laursen, J. S., 2004. Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. *Aquatic Botany*, 78:147-165
- Friedland, R., Neumann, T., Schernewski, G., 2011. Climate change and the Baltic Sea Action Plan: Model simulations on the future of the western Baltic Sea, *Journal of Marine Systems*, 105-108:175-186 DOI:10.1016/j.jmarsys.2012.08.002.
- Fürhaupter, K., Wilken, H., Grage, A., Meyer, T., 2008. Kartierung der marinen Pflanzenbestände im Flachwasser der Ostseeküste – Schwerpunkt *Fucus* und *Zostera*. Bericht des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), pp. 310
- Galil, B. S., Nehring, S., Panov, V., 2007. Waterways as invasion highways – Impact of climate change and globalization. In: *Biological Invasions. Ecological Studies*. Ed.: W. Nentwig, Vol. 193, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 59-71

- Gambi, M. C., Nowell, A. R. M., Jumars, P. A., 1990. Flume observations on flow dynamics in *Zostera marina* (eelgrass) beds. Marine Ecology Progress Series, 61:159-169
- Goodman, J. L., Moore, K. A., Dennison, W. C., 1995. Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. Aquatic Botany, 50:37-47
- Gräwe, U., Burchard, H., 2011. Regionalisation of climate scenarios for the Western Baltic Sea. In: Global Change and Baltic Coastal Zones. Eds.: G. Schernewski, J. Hofstede, T. Neumann, pp. 3-22
- Gräwe, U., Friedland, R., Burchard, H., 2013. The future of the western Baltic Sea: two possible scenarios. Ocean Dynamics, 63:901-921
- Greve, T. M., Borum, J., Pedersen, O., 2003. Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). Limnology and Oceanography, 48:210-216
- Hammann, M., Buchholz, B., Karez, R., Weinberger, F., 2013. Direct and indirect effects of *Gracilaria vermiculophylla* on native *Fucus vesiculosus*. Aquatic Invasions, 8:121-132
- Hansen, J., Reidenbach, M. 2012. Wave and tidally driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. Marine Ecology Progress Series, 448:271-287
- Hansson, M., Andersson, L., Axe, P., 2011. Areal extent and volume of anoxia and hypoxia in the Baltic Sea, 1960-2011. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut. Report Oceanography, 42:1-76
- Harley, C. D. G., Anderson, K. M., Demes, K. W., Jorve, J. P., Kordas, R. L., Coyle, T. A., Graham, M. H., 2012. Effects of climate change on global seaweed communities. Journal of Phycology, 48:1064-1078
- Heck, K. L., Valentine, J., 2006. Plant-herbivore interactions in seagrass meadows. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 330:420-436
- HELCOM, 2006. Eutrophication in the Baltic Sea. Draft HELCOM Thematic Assessment in 2006. HELCOM Stakeholder Conference on the Baltic Sea Action Plan. Helsinki, Finland, 7 March 2006, pp. 34
- HELCOM, 2009. Diversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. Baltic Sea Environmental Proceedings. No. 116B, pp. 188
- HELCOM, 2013. Climate change in the Baltic Sea Area. Baltic Sea Environment Proceedings No. 137. HELCOM thematic assessment, pp. 66
- Holmer, M., Bondgaard, E. J., 2001. Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulphide concentrations during hypoxic events. Aquatic Botany, 70:29-38

- Holmer, M., Nielsen, R. M., 2007. Effects of filamentous algal mats on sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 353:245-252
- Höffle, H., Thomsen, M. S., Holmer, M., 2011. High mortality of *Zostera marina* under high temperature regimes but minor effects of the invasive macroalgae *Gracilaria vermiculophylla*. Estuarine, Coastal and Shelf Sciences, 92:35-46
- Hughes, A. R., Bando, K. J., Rodriguez, L. F., Williams. S. L., 2004. Relative effects of grazers and nutrients on seagrasses: A meta-analysis approach. Marine Ecology Progress Series, 282:87-99
- Hupfer, P., 2010. Die Ostsee – kleines Meer mit großen Problemen. Gebrüder Borntraeger Verlag, pp. 262
- Jonsson, P., Carman, R., 1994. Changes in deposition of organic matter and nutrients in the Baltic Sea during the twentieth century. Marine Pollution Bulletin, 28: 417-426
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waern, M., 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series, 28:1-8
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbà, N., Middelburg, J. J., 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. Global Biogeochemical Cycles, 24, GB4026, doi:10.1029/2010GB003848
- Koch, E. M., Ailstock, S., Stevenson, J. C., 2000. Beyond light: Physical, geological and chemical environments. pp. 55-69. In: Chesapeake Bay submerged aquatic vegetation water quality requirements and habitat-based requirements and restoration targets: A second technical synthesis. U.S. Environmental Protection Agency Chesapeake Bay Program, Annapolis MD, USA
- Korpinen, S., Honkanen, T., Vesakoski, O., Hemmi, A., Koivikko, R., Lojonen, J., Jormalainen, V., 2007a. Macroalgal communities face the challenge of changing biotic interactions: Review with focus on the Baltic Sea. Ambio, 36:203-211
- Korpinen, S., Jormalainen, V., Honkanen, T., 2007b. Effects of nutrients, herbivory, and depth on the macroalgal community in the rocky sublittoral. Ecology, 88:839-852
- Korpinen, S., Meski, L., Andersen, J. H., Laamanen, L., 2012. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. Ecological Indicators, 15:105-114
- Krause-Jensen, D., Sagert, S., Schubert, H., Boström, C., 2008. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. Ecological Indicators, 8:515-529
- Landes, A., Zimmer, M., 2012. Acidification and warming affect both a calcifying predator and prey, but not their interaction. Marine Ecology Progress Series, 450:1-10

- Lass, H.-U., Matthäus, W., 2008. General Oceanography of the Baltic Sea. In: State and evolution of the Baltic Sea, 1952-2005. A detailed 50 year survey of meteorology and climate, physics, chemistry, biology, and marine environment. Eds.: R. Feistel, G. Nausch, N. Wasmund. Wiley-Interscience, pp. 5-43
- Leidenberger, S., Harding, K., Jonsson, P. R., 2012. Ecology and distribution of the isopod genus *Idotea* in the Baltic Sea: Key species in a changing environment. *Journal of Crustacean Biology*, 32:359-381
- Li, R., Brawley, S. H., 2004. Improved survival under heat stress in intertidal embryos (*Fucus* spp.) simultaneously exposed to hypersalinity and the effect of parental thermal history. *Marine Biology*, 144:205-213
- Lozán, J. L., Lampe, R., Matthäus, W., Rachor, E., Rumohr, H., von Westernhagen, H., 1996. Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Parey Buchverlag Berlin, pp. 385
- Lubchenco, J., 1983. *Littorina* and *Fucus*: Effects of herbivores, substratum heterogeneity, and plant escapes during succession. *Ecology*, 64:1116-1123
- Lundberg, C., 2005. Eutrophication in the Baltic Sea – from area-specific biological effects to interdisciplinary consequences. Environmental and marine biology, Department of Biology. Åbo Akademi University, pp. 166
- Lüning, K., 1985. Meeresbotanik – Verbreitung, Ökophysiologie und Nutzung der marinen Makroalgen. Stuttgart, G. Thieme Verlag, pp. 375
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., Silliman, B. R., 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9:552-560
- Maczassek, K., 2009. Germination of the bladder wrack *Fucus vesiculosus* L. under thermal and salinity stress (2008/2009). Report for the Agency for Agriculture, Environment and Rural Areas of Schleswig-Holstein, Flintbek (LLUR), pp. 34
- Maczassek, K., Wahl, M., 2012. The meaning of genetic diversity on the example of the bladder wrack *Fucus vesiculosus* L. Final report for the Agency for Agriculture, Environment and Rural Areas of Schleswig-Holstein, Flintbek (LLUR), pp. 22
- Marsh, J. A. Jr., Dennison, W. C., Alberte, R. S., 1986. Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 101:257-267

- Martínez-Lüscher, J., Holmer, M., 2010. Potential effects of the invasive species *Gracilaria vermiculophylla* on *Zostera marina* metabolism and survival. *Marine Environmental Research*, 69:345-349
- Mascaró, O., Valdemarsen, T., Holmer, M., Pérez, M., Romero, J., 2009. Experimental manipulation of sediment organic content and water column aeration reduces *Zostera marina* (eelgrass) growth and survival. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373:26-34
- Matthäus, W., Nehring, D., Feistel, R., Nausch, G., Mohrholz, V., Lass, H.-U., 2008. The inflow of highly saline water into the Baltic Sea. In: State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005. In: A detailed 50-year survey of meteorology and climate, physics, chemistry, biology, and marine environment. Eds.: Feistel, R., Nausch, G., Wasmund, N., Wiley-Interscience, pp. 265-309
- Meehl, G. A., Stocker, T. F., Collins, W. D., Friedlingstein, P., Gaye, A. T., Gregory, J. M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy J. M., Noda, A., Raper, S. C. B., Watterson, I. G. Weaver A. J., Zhao, Z.-C., 2007. Global climate projections. In: Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Eds.: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, H. L. Miller. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA
- Meier, H. E. M., Hordoir, R., Andersson, H. C., Dietrich, C., Eilola, K., Gustafsson, B. G., Höglund, A., Schimanke, S., 2012. Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea environment in an ensemble of transient simulations for 1961-2099. *Climate Dynamics*, 39:2421-2441
- Melzner, F., Thomsen, J., Koeve, W., Oschlies, A., Gutowska, M., Bange, H. W., Hansen, H. P., Körtzinger, A., 2013. Future ocean acidification will be amplified by hypoxia in coastal habitats. *Marine Biology*, 160:1875-1888
- Mertens M. und Selig, U., 2007. Vergleich von historischen und rezenten Makrophytenbeständen in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 17:55-66
- Mills, K. E., Fonseca, M. S., 2003. Mortality and productivity of eelgrass *Zostera marina* under conditions of experimental burial with two sediment types. *Marine Ecology Progress Series*, 255:127-134
- Moore, K. A., Jarvis, J. C., 2008. Environmental factors affecting recent summertime eelgrass diebacks in the Lower Chesapeake Bay: Implications for long-term persistence. *Journal of Coastal Research: Special Issue*, 55:135-147
- Neckles, H. A., Wetzel, R. L., Orth, R. J., 1993. Relative effects of nutrient enrichment and grazing on epiphyte-macrophyte (*Zostera marina* L.) dynamics. *Oecologia*, 93:285-295

- Nejrup, L. B., Pederson, M. F., 2008. Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquatic Botany*, 88:239-246
- Nielsen, S. L., Sand-Jensen, K., Borum, L., Geertz-Hansen, O., 2002. Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25:1025-1032
- Norkko, A., Bonsdorff, E., 1996. Altered benthic prey-availability due to episodic oxygen deficiency caused by drifting algal mats. *Marine Ecology*, 17:355-372
- Nygård, C. A., Dring, M. J., 2008. Influence of salinity, temperature, dissolved inorganic carbon and nutrient concentration on the photosynthesis and growth of *Fucus vesiculosus* from the Baltic and Irish Seas. *European Journal of Phycology*, 43:253-262
- Omstedt, A., Edman, M., Claremar, B., Frodin, P., Gustafsson, E., Humborg, C., Hägg, H., Mörrth, M., Rutgersson, A., Schurgers G., Smith, B., Wällstedt, T., Yurova, A. 2012. Future changes in the Baltic Sea acid-base (pH) and oxygen balances. *Tellus B*, 64, 19586 DOI: 10.3402/tellusb.v64i0.19586
- Omstedt, A., Edman, M., Anderson, L. G., Laudon, H., 2010. Factors influencing the acid base (pH) balance in the Baltic Sea: a sensitivity analysis. *Tellus B Chemical and Physical Meteorology*, 62:280-295
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck Jr., K. L., Hughes, A. R., Olyarnik, S., Williams, S. L., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., Waycott, M., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56:987-996
- Palacios, S. L., Zimmerman, R. C., 2007. Response of eelgrass *Zostera marina* to CO₂ enrichment: possible impacts of climate change and potential for remediation of coastal habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 344:1-13
- Pedersen, O., Binzer, T., Borum, J., 2004. Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina*). *Plant, Cell and Environment*, 27:595-602
- Pehlke, C., Selig, U., Schubert, H., 2008. Distribution and ecophysiology of bladder wrack (*Fucus vesiculosus*) in the Mecklenburg Bight (southern Baltic Sea). *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 20:123-142
- Philippart, C. J. M., Anadón, R., Danovaro, R., Dippner, J. W., Drinkwater, K. F., Hawkins, S. J., Oguz, G. O., Reid, P. C., 2011. Impact of climate change on European marine ecosystems: Observations, expectations and indicators. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400:52-69
- Pulido Pérez, C., Borum, J., 2010. Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 385:8-13

- Ralph, P. J., Short, F. T., 2002. Impact of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae*, on the photobiology of eelgrass *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series, 226:265-271
- Råberg, S., Berger-Jönsson, R., Björn, A., Granéli, E., Kautsky, L., 2005. Effects of *Pilayella littoralis* on *Fucus vesiculosus* recruitment: implications for community composition. Marine Ecology Progress Series, 289:131-139
- Reusch, T. B. H., Ehlers, A., Hämmerli, A., Worm, B., 2005. Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. Proceedings of the National Society of Sciences, USA, 102:2826-2831
- Rheinheimer, G., 1996. Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl., Springer Verlag, Berlin, pp. 338
- Richter, A., Groh, A., Dietrich, R., 2012. Geodetic observation of sea-level change and crustal deformation in the Baltic Sea region. Physics and Chemistry of the Earth, 53-54:43-53
- Rohde, S., Hiebenthal, C., Wahl, M., Karez, R., Bischof, K., 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. European Journal Phycology, 43:143-150
- Rost, B., Zondervan, I., Wolf-Gladrow, D., 2008. Sensitivity of phytoplankton to future changes in ocean carbonate chemistry: Current knowledge, contradictions and research directions, Marine Ecology Progress Series, 373:227-237, doi: 10.3354/meps07776
- Russell, G., 1988. The seaweed flora of a young semi-enclosed sea: The Baltic. Salinity as a possible agent of flora divergence. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 42:243-250
- Sandow, V., Krost, P., 2013. Blasentang und Klima. 2. Zwischenbericht. Bericht für das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, pp. 52
- Saderne, V., Fietzek, P., Herman, P. M. J., 2013. Extreme variations of pCO₂ and pH in a macrophyte meadow of the Baltic Sea in summer: Evidence of the effect of photosynthesis and local upwelling. PLoS ONE, 8:e62689. doi:10.1371/journal.pone.0062689
- Schaffelke, B., Smith, J. E., Hewitt, C. L., 2006. Introduced macroalgae – a growing concern. Journal of Applied Phycology, 18:529-541, <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-006-9074-2>
- Schär, C., Vidale, P. L., Lüthi, D., Frei, C., Häberli, C. Liniger, M. A., Appenzeller, C., 2004. The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. Nature, 427: 332-336
- Schinke, H., Matthäus, W., 1998. On the causes of major Baltic inflows – an analysis of long time series. Continental Shelf Research, 18:67-97
- Schmidt, A. L., Coll, M., Romanuk, T., Lotze, H. K., 2011. Ecosystem structure and services in eelgrass *Zostera marina* and rockweed *Ascophyllum nodosum* habitats. Marine Ecology Progress Series, 437:51-68

- Schneider, B., 2011. The CO₂ system of the Baltic Sea: Biogeochemical control and impact of anthropogenic CO₂. In: Global change and Baltic coastal zones. Eds.: G. Schernewski, J. Hofstede, T. Neumann. Coastal Research Library 1, pp. 33-49
- Schories, D., Pehlke, C., Selig, U., 2009. 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 9:670-680
- Schramm, W., 1996. Veränderungen von Makroalgen- und Seegrasbeständen. In: Warnsignale aus der Ostsee. Eds.: José L. Lozà, Reinhart Lampe, Wolfgang Matthäus, Eike Rachor, Heye Rumohr, Hein von Westernhagen. Parey, pp. 150-157
- Schubert, P., 2010. Bedeutung von Seegraswiesen in der Ostsee. Ergebnisse einer zweijährigen Kartierung der Seegrasbestände (*Zostera marina*) in der Kieler Bucht. Abschlussbericht für das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), pp. 35
- Serrão, E. A., Kautsky, L., Brawley, S. H., 1996. Distributional effect of the marine seaweed *Fucus vesiculosus* L. in the brackish Baltic Sea correlates with osmotic capabilities of Baltic gametes. Oecologia, 107:1-12
- Shirayama, Y., Thornton, H., 2005. Effect of increased atmospheric CO₂ on shallow water marine benthos. Journal of Geophysical Research, 110, C09S08
- Short, F. T., Neckles, H. A., 1999. The effects of global climate change on seagrasses. Aquatic Botany, 63:169-196
- Short, F. T., Wyllie-Echeverria, S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environmental Conservation, 23:17-27
- Stecher, A., 2011. Combined effects of CO₂ and tides on growth and photosynthetic performance of *Fucus vesiculosus*. Research Project, University of Bremen, Germany
- Steen, H., 2004. Interspecific competition between *Enteromorpha* (Ulvales: Chlorophyceae) and *Fucus* (Fucales: Phaeophyceae) germlings: effects of nutrient concentration, temperature, and settlement density. Marine Ecology Progress Series, 278:89-101
- Strömberg, T., 1977. Short-term effects of temperature upon the growth of intertidal Fucales. Journal of Experimental Biology and Ecology, 29:181-195
- Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G., 2006. Present and past depth distribution of bladder wrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. Aquatic Botany, 84: 53-62
- Trussell, G. C. , Ewanchuk, P. J., Bertness, M. D., 2002. Field evidence of trait-mediated indirect interactions in a rocky intertidal food web. Ecology Letters, 5:241-245

- van Katwijk, M. M., Vergeer L. H.T., Schmitz, G. H. W., Roelofs, J. G. M., 1997. Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series, 157:159-173
- Vahteri, P., Mäkinen, A., Salovius, S., Vuorinen, I., 2000. Are drifting algal mats conquering the bottom of the Archipelago Sea, SW Finland? Ambio, 29:338-343
- Vogt, H., Schramm, W., 1991. Conspicuous decline of *Fucus vesiculosus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? Marine Ecology Progress Series, 69:189-194
- Wahl, M., 1989. Marine Epibiosis 1. Fouling and antifouling – Some basic aspects. Marine Ecology Progress Series, 58:175-189
- Wahl, M., Jormalainen, V., Eriksson, B. K., Coyer, J. A., Molis, M., Schubert, H., Dethier, M., Karez, R., Kruse, I., Lenz, M., Pearson, G., Rohde, S., Wikström, S. A., Olsen, J. L., 2011. Stress ecology in *Fucus*: Abiotic, biotic and genetic interactions. In: Advances in Marine Biology. Ed.: Michael Lesser. Oxford. Academic Press, 59:37-106
- Weinberger, F., Rohde, S., Oschmann, Y., Shahnaz, L., Dobretsov, S., Wahl, M., 2011. Effects of limitation stress and of disruptive stress on induced antigrazing defense in the bladder wrack *Fucus vesiculosus*. Marine Ecology Progress Series, 427:83-94
- Wikström, S. A., Kautsky, L., 2007. Structure and density of invertebrate communities in the presents and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 72:168-176
- Worm, B., Barbier, E. B., Beumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science, 314:787-790
- Wright, A., Bohrer, T., Hauxwell, J., Valiele, I., 1995. Growth of epiphytes on *Zostera marina* in estuaries subject to different nutrient loading. Biological Bulletin, 189:261
- Zimmerman, R. C., Kohrs, D. G., Steller, D. L., Alberte, R. S., 1997. Impacts of CO₂-enrichment on productivity and light requirements of eelgrass. Plant Physiology, 115:599-607

Impressum

Herausgeber

Ecologic Institut gemeinnützige GmbH
Pfalzburger Str. 43/44
10717 Berlin
www.ecologic.eu

Inhalt erstellt durch:

Dr. Ivo Bobsien

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt
und ländliche Räume Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek

Web

<http://www.klimzug-radost.de>

Fotos

Titelseite
Links: Blasentang in der Eckernförder Bucht
Mitte: Gewöhnliches Seegras
Rechts: Blasentang

Bildrechte

© Uli Kunz und Dr. Ivo Bobsien

ISSN 2192-3140

Das Projekt "Regionale Anpassungsstrategien für die deutsche Ostseeküste" (RADOST) wird im Rahmen der Maßnahme „Klimawandel in Regionen zukunftsfähig gestalten“ (KLIMZUG) vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert

