



Bundesamt für  
Naturschutz

# Blue-Carbon-Potenziale der deutschen Nord- und Ostsee

Status und Trends vor dem Hintergrund  
des Klimaschutzes

Julian Koplín, Corina Peter und Bernadette Pogoda

BfN-Schriften

**699**

**2024**







Bundesamt für  
Naturschutz

# Blue-Carbon-Potenziale der deutschen Nord- und Ostsee

**Status und Trends vor dem Hintergrund des Klimaschutzes**

Julian Koplin

Corina Peter

Bernadette Pogoda

## Impressum

**Titelbild:** NASA-Originalmotiv von Nord- und Ostsee, J. Desclotres

**Adressen der Autorinnen und des Autors:**

Julian Koplín	Alfred-Wegener-Institut
Corina Peter	Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung
Dr. Bernadette Pogoda	Am Handelshafen 12, 27570 Bremerhaven
	E-Mail: bernadette.pogoda@awi.de

**Fachbetreuung im BfN:**

Dr. Jochen Krause	Fachgebiet II 3.2 "Meeresschutzgebiete der AWZ"
Dr. Claudia Morys	

**Förderhinweis:**

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (FKZ: 3521 83 1000).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter [www.bfn.de/publikationen](http://www.bfn.de/publikationen) heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt ([creativecommons.org/licenses](http://creativecommons.org/licenses)).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-461-1

DOI 10.19217/skr699

Bonn 2024

## Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b> .....	<b>5</b>
<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>6</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Einleitung und Zielsetzung</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Ablauf des Vorhabens</b> .....	<b>14</b>
2.1 Kritische Synthese der Literatur .....	14
2.2 Sammlung und Analyse der C <sub>org</sub> Speicher und C <sub>org</sub> Sequestrierungsraten .....	15
2.3 Expert:innen Netzwerk, Interviews und Beteiligung .....	17
<b>3 Blue-Carbon-Potenzial in Deutschland</b> .....	<b>18</b>
3.1 Salzmarschen.....	18
3.1.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung.....	19
3.2 Seegraswiesen.....	23
3.2.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung.....	25
3.3 Unbewachsene marine Sedimente .....	27
3.3.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung.....	30
3.4 Makroalgen .....	34
3.4.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung.....	34
3.5 Biogene Riffe .....	36
3.5.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung.....	36
<b>4 Methanemissionen</b> .....	<b>41</b>
<b>5 Ökosystemleistungen</b> .....	<b>42</b>
<b>6 Klimawandeleffekte auf Nord- und Ostsee</b> .....	<b>45</b>
6.1 Klimawandeleffekte auf Salzmarschen .....	47
6.2 Klimawandeleffekte auf Seegraswiesen .....	49
6.3 Klimawandeleffekte auf unbewachsenen marinen Sedimenten.....	50
6.4 Klimawandeleffekte auf Makroalgen.....	52
6.5 Klimawandeleffekte auf biogene Riffe.....	53
<b>7 Anthropogene Einflüsse auf Blue Carbon</b> .....	<b>54</b>
<b>8 Möglichkeiten zur Erhöhung und dem Erhalt der Blue-Carbon-Speicher</b> .....	<b>57</b>
8.1 Renaturierung von Lebensräumen .....	57
8.2 Wiederherstellung der natürlichen (Überschwemmungs-)Dynamiken .....	60
8.3 Beweidungsmanagement auf Salzmarschen .....	61

8.4	Ausgleich des Sedimentdefizits und Stabilisierung.....	62
8.5	Verringerung des Nährstoffeintrags .....	63
8.6	Aquakultur: Muschelzucht .....	63
8.7	Technische Strategien zur Kohlendioxidentfernung.....	64
8.8	Ganzheitlicher Schutz von Lebensräumen und die Idee der „Kohlenstoffschutzzonen“ .....	66
<b>9</b>	<b>Synthese und offene Fragestellungen.....</b>	<b>68</b>
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>70</b>
	<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>90</b>
	<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>91</b>
	<b>Abkürzungsverzeichnis.....</b>	<b>92</b>
	<b>Glossar... ..</b>	<b>93</b>
	<b>Anhang... ..</b>	<b>94</b>
A.1	Tabelle der Suchbegriffe zur Literaturrecherche .....	94
A.2	Ausdehnung der Flächen von (potenziellen) Blue-Carbon-Ökosystemen und - Biotopen entlang und in der deutschen Nord- und Ostsee.....	95
A.3	Übersicht der Werte für $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten für (potenzielle) Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope entlang und in der deutschen Nordsee .....	96
A.4	Übersicht der Werte für $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten für (potenzielle) Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope entlang und in der deutschen Ostsee.....	97
A.5	Übersicht der Werte für $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten für (potenzielle) Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope entlang und im Nordatlantischen Schelf und der Nordsee gesamt .....	98
A.6	Übersicht der Werte für $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten für (potenzielle) Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope entlang und in der Ostsee gesamt .....	999
A.7	Übersicht über relevante, bereits laufende Projekte in Deutschland und ausgewählte internationale Projekte.....	101

## Vorwort

„Was wir heute tun, entscheidet darüber, wie die Welt morgen aussieht.“  
(Marie von Ebner-Eschenbach, 1830 – 1916)

Schon jetzt häufen sich Extremwetterereignisse wie Hitze, Dürren, Starkregen und Überschwemmungen. Lassen wir den vom Menschen gemachten Klimawandel heute weiter ungehindert die Ökosysteme unserer Erde verändern, blicken wir einer besorgniserregenden Welt von morgen entgegen. Der Weg zur Klimaneutralität wird beschwerlich sein, aber er ist unerlässlich, um Ökosysteme und Menschen zu schützen.

Der Klimawandel macht auch vor den Meeren und Ozeanen nicht halt. Besonders drastisch erkennbar sind seine Auswirkungen am größten Riff der Welt, dem einst so farbenfroh schimmernden Great Barrier Reef vor der Ostküste Australiens. Das Absterben dieses einzigartigen Ökosystems begann schon zum Ende des 20. Jahrhunderts. Heute, nur zwei Jahrzehnte später, sind trotz des Wissens über die Ursachen mehr als 90% des Riffs geschädigt und 50% bereits verloren. Der vom Menschen gemachte Klimawandel verursacht rasante Veränderungen und verschont auch die Meere vor unserer Haustür nicht.

Gesunde Ökosysteme an Land und im Meer sind natürliche Klimaschützer und können große Mengen an Kohlenstoffdioxid speichern. Doch der Mensch führt nicht nur seit Beginn der Industrialisierung große Mengen an anthropogenen CO<sub>2</sub> der Atmosphäre zu, er zerstört auch intakte Ökosysteme. Als Konsequenz wird so immer wieder und in immer kürzeren Zeitspannen der seit Jahrtausenden gespeicherte Kohlenstoff freigesetzt. Nun gilt es, die Gesundheit unserer Natur zu schützen und geschädigte Ökosysteme wiederherzustellen. Das ist ein aktiver Beitrag zum natürlichen Klimaschutz, an welchem sich das Bundesamt für Naturschutz beteiligt.

Dank der vorliegenden Literaturstudie, in welcher das Alfred-Wegener-Institut im Auftrag des BfN den aktuellen Kenntnisstand über die Auswirkungen des Klimawandels auf Nord- und Ostsee zusammengetragen hat, liegt nun eine aktuelle Zusammenfassung über die für den natürlichen Klimaschutz relevanten küstennahen und marinen Ökosysteme in Deutschland vor. Salzmarschen, Seegraswiesen, Makroalgen, marine Sedimente und biogene Riffe wurden hierbei identifiziert und in das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) der Bundesregierung aufgenommen. Der Schutz und/oder die Wiederherstellung dieser Ökosysteme steht in den nächsten Jahren im Fokus des Handlungsfeldes 3 „Küsten und Meere“ des Aktionsprogramms. Ebenso gilt es, die in der Studie identifizierten offenen Fragestellungen zu klären, um noch effizienter Maßnahmen im Kampf gegen den Klimawandel zu entwickeln und zu implementieren.

Ganz ausdrücklich möchte ich dem Alfred-Wegener-Institut sowie den beteiligten Forscherinnen und Forschern dafür danken, eine sehr wichtige Basis zukünftiger wissenschaftlicher und politischer Aktivitäten im Rahmen des Klimaschutzes im Meer erarbeitet zu haben.

Sabine Riewenherm

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

## Zusammenfassung

Marine Ökosysteme zeichnen sich durch eine Vielzahl von Ökosystemleistungen aus. Sie dienen dem Biodiversitätsschutz und tragen in Küstengebieten unter anderem dazu bei, Menschen vor Extremereignissen, wie Hochwasser und Stürmen, zu schützen. Indem sie der Atmosphäre Kohlenstoff entziehen und in ihrer Biomasse sowie den unterliegenden Sedimenten speichern, wirken sie dem Klimawandel entgegen und leisten einen essentiellen Beitrag zum natürlichen Klimaschutz. Der in den Küsten-, Brackwasser-, Meeresökosystemen sowie dem Meeresboden gebundene und gespeicherte Kohlenstoff wird als Blue Carbon bezeichnet.

Die vorliegende Studie präsentiert die Ergebnisse einer Literaturrecherche zum Blue-Carbon-Potenzial verschiedener Ökosysteme und Biotope der deutschen Küstengebiete und der deutschen AWZ sowie zu möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf diese. Dabei liegt der Fokus auf Salzmarschen und Seegraswiesen, sowie dem möglichen Potenzial von Makroalgen, unbewachsenen marinen Sedimenten und biogenen Riffen. Auf Grundlage des aktuellen Wissensstandes werden Strategien zum natürlichen Klimaschutz aufgezeigt, die zur gezielten Förderung und dem Erhalt von Blue Carbon in Deutschland beitragen.

Im ersten Teil werden naturwissenschaftliche Zusammenhänge zum Verständnis von Blue Carbon beschrieben. Denn das langfristige Kohlenstoffspeicherungspotenzial ist von verschiedenen Faktoren, wie Sedimenttyp, Vegetationsdichte, der (natürlichen und anthropogenen) Störungsfrequenz, und in Küstenhabitaten auch von der Überflutungshäufigkeit abhängig.

Im zweiten Teil werden die nationalen Kohlenstoffspeicherungspotenziale und die Ausdehnung der Blue-Carbon-Ökosysteme dargestellt und mit Daten aus internationalen Studien angrenzender Regionen und Länder verglichen. Als Ökosysteme und Biotope mit dem potenziell besten Blue-Carbon-Potenzial in den deutschen Meeren wurden Salzmarschen, Seegraswiesen sowie unbewachsene marine Sedimente identifiziert. Es zeigte sich aber, dass es im nationalen Raum bisher nur wenige publizierte, verwertbare und räumlich ausreichend gut aufgelöste Daten zum Blue-Carbon-Potenzial gibt. In diesem Kontext wurden seit 2021 umfangreiche Forschungsprojekte gestartet, die qualitative und quantitative Erkenntnisse zum Kohlenstoffspeicherungspotenzial in den deutschen Meeren liefern werden.

Im dritten Teil werden der Status der Klimawandeleffekte in der deutschen Nord- und Ostsee, sowie Auswirkungen des Klimawandels auf Blue Carbon in Deutschland dargestellt. Faktoren wie Temperaturanstieg, beschleunigter Meeresspiegelanstieg oder Eutrophierung können stark negative Auswirkungen auf Blue Carbon haben. Weitere anthropogene Einflüsse wie Baumaßnahmen oder sonstige Eingriffe können sich ebenfalls negativ auf die Kohlenstoffspeicher auswirken. Darauf aufbauend werden Strategien diskutiert und Fragestellungen identifiziert, die zur gezielten Förderung und dem Schutz der Kohlenstoffspeicher wichtig sind. Durch aktives Management von Blue-Carbon-Biotopen können der dort gespeicherte Kohlenstoff geschützt und das Speicherungspotenzial positiv beeinflusst werden. Schutz und Renaturierung von Lebensräumen, Wiederherstellung natürlicher (Überschwemmungs-) Dynamiken sowie eine Verringerung des Nährstoffeintrages sind Möglichkeiten zur Förderung und dem Erhalt bereits vorhandener nationaler Blue-Carbon-Speicher. Zum Schutz von Blue-Carbon-Ökosystemen und Biotopen ist es notwendig, Stressoren und negative Auswirkungen zu verringern und ein ganzheitliches Management aufzubauen. Zusätzlich zum natürlichen CO<sub>2</sub>-Speicherungspotenzial mariner Lebensräume werden technische Optionen erforscht, die in verschiedenen Ansätzen auf die aktive Entnahme von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre abzielen und hier dargestellt werden.

Ob und inwieweit die deutschen Meere eine Rolle bei der Entnahme und Speicherung von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre spielen können, wird derzeit im Rahmen nationaler Forschungsprojekte erforscht.

## Abstract

Marine ecosystems are characterized by a variety of ecosystem services. In coastal areas, they contribute directly to protecting people from extreme events such as floods and storms and serve to protect biodiversity. By removing carbon from the atmosphere and storing it in their biomass and underlying sediments, they also make an essential contribution to mitigating climate change and thus to natural climate protection. The carbon sequestered and stored in coastal, brackish water, marine ecosystems, and the seafloor is referred to as Blue carbon.

This study presents the results of a literature review on published data related to the Blue carbon potential of different ecosystems and biotopes along the German coasts and within the German EEZ as well as on climate change impacts on these. The focus lies on salt marshes and seagrass beds, as well as the possible potential of macroalgae, unvegetated marine sediments and biogenic reefs. In addition, based on the compiled current state of knowledge, strategies for natural climate protection are presented, which contribute to the targeted enhancement and preservation of Blue carbon in Germany.

In the first part, natural scientific contexts are described that are indispensable for understanding Blue carbon. For example, the extent of long-term carbon storage potential depends on various factors, including sediment type, vegetation density, disturbance frequency (natural and anthropogenic), and in coastal habitats, flooding frequency.

In the second part, national carbon storage potentials and the extent of Blue carbon ecosystems are presented and compared with data from international studies of adjacent regions and countries. Salt marshes, seagrass beds and unvegetated marine sediments were identified as ecosystems and biotopes with the highest Blue carbon potential for the German seas. The results showed that there are only few published, usable and spatially sufficient data on the blue carbon potential in the national area. Within this context, various extensive projects have been launched since 2021, which will provide new qualitative and quantitative insights into the carbon storage potential in the German oceans in the future.

In the third part, the status of climate change effects in the German North Sea and Baltic Sea, as well as the impact of climate change on Blue carbon in Germany is presented. Factors such as temperature increase, accelerated sea level rise or eutrophication can have strong negative impacts on Blue carbon. Other anthropogenic influences, such as construction activities, can also have a negative impact on carbon reservoirs. Based on this, strategies are discussed and issues are identified that are important for the targeted promotion and protection of carbon stores. Through active management of Blue carbon biotopes, the carbon stored can be protected and the storage potential can be positively influenced. Protection and renaturation of habitats, restoration of natural (flooding) dynamics, and reduction of nutrient inputs are ways to promote and conserve existing national Blue carbon stores. To protect Blue carbon ecosystems and biotopes, it is necessary to reduce stressors and negative impacts and establish an integrated management approach. In addition to the natural CO<sub>2</sub> storage potential of marine habitats, technical options are being explored that aim at actively removing CO<sub>2</sub> from the atmosphere in different approaches and are presented here. Whether and to what extent the German oceans can play a role in the removal and storage of CO<sub>2</sub> from the atmosphere is currently being researched as part of national research projects.

# 1 Einleitung und Zielsetzung

Der Weltklimarat (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) hat in seinem sechsten Sachstandsbericht (IPCC, 2022) die Risiken für Natur und Mensch durch die zukünftigen Folgen des Klimawandels als zahlreich und sehr hoch bewertet. Die erfolgreiche Umsetzung von Minderungsmaßnahmen des Anstiegs der atmosphärischen CO<sub>2</sub> Konzentration hängt von der Kapazität und Wirksamkeit politischer Entscheidungsprozesse ab. Im Sonderbericht „Der Ozean und die Kyrosphäre in einem sich wandelndem Klima“ (IPCC, 2019) wurden die Folgen des Klimawandels auf die Meeresnatur bewertet und die potenzielle Rolle des Ozeans bei Minderungsmaßnahmen hervorgehoben.

Der Ozean ist ein integraler Bestandteil des Klimasystems und wirkt regulierend auf das Klima und auf den Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) Gehalt in der Atmosphäre. Ozeanischer Kohlenstoff steht in einem ständigen Austausch mit der Atmosphäre: Nimmt der CO<sub>2</sub> Gehalt in der Atmosphäre zu, wird auch mehr Kohlenstoff in die Ozeane aufgenommen (Abb. 1).

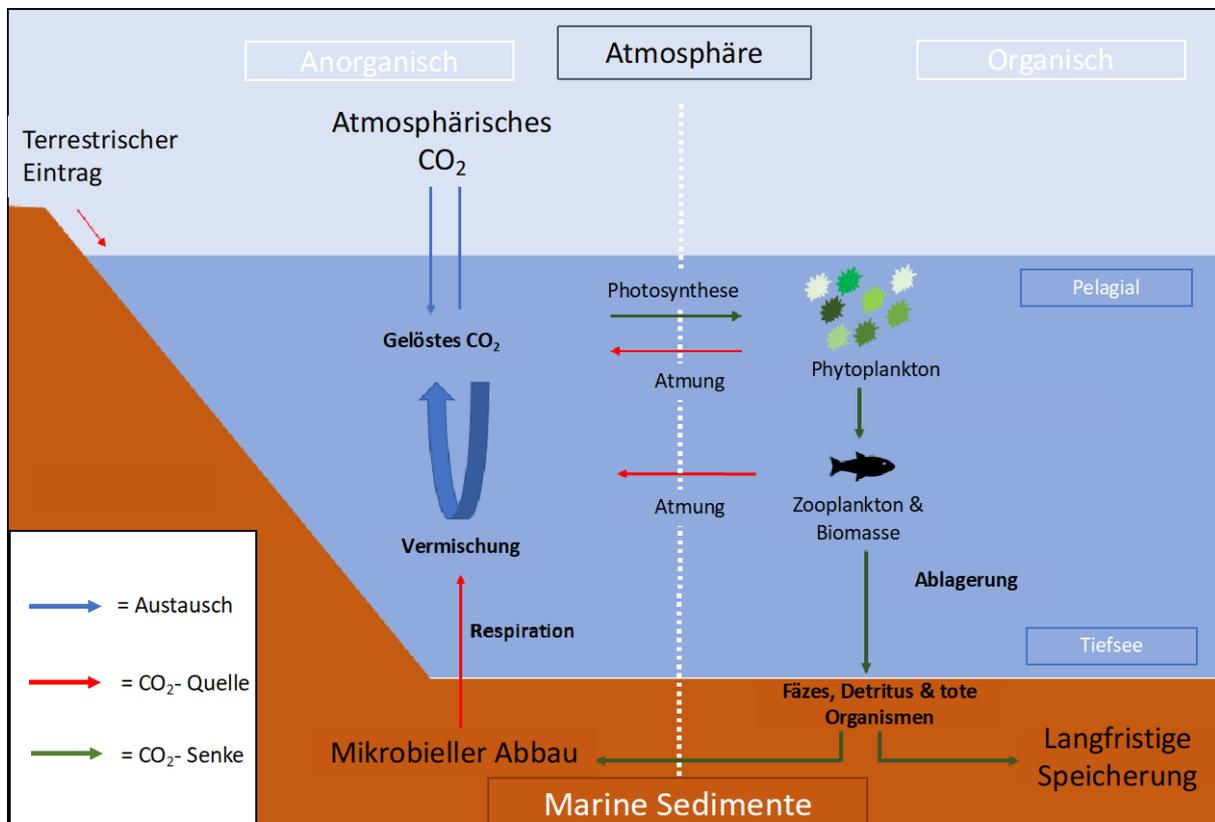


Abb. 1: Darstellung des organischen und anorganischen Kohlenstoffkreislaufs im Ozean (angepasst nach Gregg et al. (2021)).

Über die biologische Kohlenstoffpumpe wird gelöster anorganischer Kohlenstoff ( $C_{anorg}$ ), z.B. durch das Phytoplankton, in organischen Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) umgewandelt. Dadurch kommt es zu einer Abnahme von anorganischem Kohlenstoff im Oberflächenwasser (Bax et al., 2021). Diese Speicherung von Kohlenstoff besteht kurzfristig, da Phytoplankton von höheren trophischen Ebenen im marinen Nahrungsnetz konsumiert wird oder abstirbt. Durch Veratmung wird organischer Kohlenstoff wieder in CO<sub>2</sub> umgewandelt und ins Wasser abgegeben.

Wenn Organismen absterben, sinken diese ab und totes Material wird von Bakterien im mikrobiellen Kreislauf abgebaut und teilweise zu CO<sub>2</sub> veratmet (Bax et al., 2021). Der Anteil, der nicht mikrobiell veratmet wird, kann als organisches Material langfristig im Sediment eingelagert werden. Unter sauerstoffarmen (anaeroben) Bedingungen ist der mikrobielle Abbau von Kohlenstoff reduziert und es bilden sich langfristige Kohlenstoffspeicher im Sediment (Couwenberg et al., 2009).

Über die physikalische Kohlenstoffpumpe, auch Löslichkeitspumpe genannt, wird Kohlenstoff im Seewasser gelöst, wodurch der Ozean ein effektiver C<sub>anorg</sub> Speicher ist (zu hohe CO<sub>2</sub> Konzentrationen führen zur Ozeanversauerung). Anorganische Kohlenstoffverbindungen werden gebildet und tragen durch die Einlagerung in kalkhaltigen Schalen mariner Organismen zur langfristigen Kohlenstoffspeicherung im Meeresboden bei.

In Kohlenstoffkreisläufen und bei der Speicherung von Kohlenstoff spielen diverse komplexe und dynamische Prozesse eine Rolle. Bei einer Bilanzierung der Kohlenstoffspeicher müssen diese, wie auch die Form der Kohlenstoffverbindungen (anorganisch oder organisch), berücksichtigt werden, um Über- oder Unterschätzungen zu vermeiden.

Bestimmte Küstenökosysteme wie Salzmarschen, Seegrasswiesen und Mangrovenwälder, tragen direkt dazu bei, Menschen vor den Folgen des Klimawandels, wie Extremereignissen (z.B. Hochwasser und Stürme) zu schützen. Durch das Speichern von Kohlenstoff in ihrer Biomasse und ihren Sedimenten tragen sie außerdem dazu bei, den Klimawandel abzumildern.

Mit dem „Blue Carbon Report – The Role of Healthy Oceans in Carbon Sequestration“ (Nellemann et al., 2009) befasste sich die internationale Politik erstmals mit dem Zusammenhang zwischen Klimawandel und dem Potenzial der Ozeane und zugehöriger Ökosysteme als Kohlenstoffsinken (Röschel et al., 2021). In Vorbereitung auf die 15. UN-Klimakonferenz (COP) 2009 in Kopenhagen wurde der Bericht von mehreren internationalen Organisationen gemeinsam veröffentlicht. Das Konzept Blue Carbon wird in diesem Bericht erstmals eingeführt und bezieht sich auf den Kohlenstoff, der in Meeres- und Küstenökosystemen gespeichert ist. Traditionell bezieht sich Blue Carbon auf organischen Kohlenstoff (Bax et al., 2021), allerdings sollten auch der z.B. durch die Speicherung in biogenen Materialien aus dem Kohlenstoffkreislauf aufgenommene sowie der gelöste anorganische Kohlenstoff berücksichtigt werden. Effekte von Kohlenstoffflüssen (inkl. organischer und anorganischer Kohlenstoffverbindungen) auf Kohlenstoffspeicher mariner Habitats sind ein zentraler Bereich der Blue-Carbon-Forschung (Macreadie et al., 2019). Dabei ist Blue Carbon angelehnt an Green Carbon, das den in Wäldern und deren Oberflächensedimenten gespeicherten Kohlenstoff beschreibt. Beide stellen das Gegenstück zu Black Carbon oder auch Brown Carbon dar, der Kohlenstoff, der durch fossile Brennstoffe freigesetzt wurde und wird.

Eine einheitliche und erweiterte Definition des Blue-Carbon-Konzepts, aufbauend auf dem „Blue Carbon Report“ von 2009 (Nellemann et al., 2009), ist ein wichtiger nächster Schritt, um Wissenslücken zu adressieren und um eine politische Integration, wie z.B. bei der Umsetzung des Ostsee-Aktionsplans (BSAP), zu erreichen. Der HELCOM Workshop zum Blue-Carbon-Potenzial im Ostseeraum (HELCOM, 2021) ergab, dass der Fokus von Blue-Carbon-Projekten sowohl auf dem Klimawandel als auch auf der Biodiversitätskrise liegen sollte.

Aufbauend auf dieser Fachdiskussion ergibt sich eine erweiterte Definition, die im Verlauf dieser Studie angewendet wird:

## Erweiterte „Blue Carbon“ Definition

Blue Carbon umfasst den organischen und anorganischen Kohlenstoff, der in Küsten-, Brackwasser-, Meeresökosystemen sowie dem Meeresboden gebunden und gespeichert wird.

Ziel von Blue-Carbon-Strategien ist es, durch den Schutz und die Wiederherstellung von marinen kohlenstoff- und artenreichen Lebensräumen Treibhausgase aufzunehmen und Treibhausgasemissionen entgegenzuwirken (Nellemann et al., 2009). Das Thema wird als Klimaschutzmaßnahme weiter erforscht. In seinem jüngsten Bewertungsbericht hat der Weltklimarat (IPCC) die Notwendigkeit der Kohlendioxidentfernung (carbon dioxide removal – CDR) als Ausgleich von Restemissionen verdeutlicht, wenn das international angestrebte Ziel zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen (Netto-Null-Szenario) in Zukunft erreicht werden soll (IPCC, 2022). Alle berücksichtigten Pfade zum 1,5°C Ziel beinhalten den Einsatz von CDR-Maßnahmen (Rogelj et al., 2018). Die Förderung der CO<sub>2</sub> Bindung durch Ökosysteme erfordert eine diverse Bandbreite von CDR-Optionen, einschließlich naturbasierter Ansätze neben CDR-Optionen, die als eher technisch wahrgenommen werden (Merk et al., 2022).

Die globale Fläche bewachsener Küstenökosysteme ist ein bis zwei Größenordnungen kleiner als die terrestrischer Wälder. Ihr Beitrag zur Klimawandelreduzierung ist aber erheblich: An Land wird Kohlenstoff in überirdischer Biomasse und dem Boden gespeichert und unter aeroben Bedingungen, durch Atmung und Zersetzung abgestorbener Biomasse, als CO<sub>2</sub> oder Methan in die Atmosphäre zurückgeführt. Die Speicher in den Böden der terrestrischen Ökosysteme sind einer Sättigung von Kohlenstoff unterlegen. Die Sedimente in Blue-Carbon-Ökosystemen und Biotopen unterliegen weniger dieser Sättigung, da sie sich vertikal mit dem Meeresspiegelanstieg anreichern. So kann mehr Kohlenstoff pro Flächeneinheit langfristig in Blue-Carbon-Sedimenten gespeichert werden (Mcleod et al., 2011), über Jahrtausende hinaus (Hendriks et al., 2020). Eine Bilanzierung der Verteilung terrestrischer bzw. marin gespeicherter Kohlenstoffmengen in Deutschland ist bisher nicht umfassend verfügbar. Von der riesigen Menge Kohlenstoff (etwa 700 Gt organischer Kohlenstoff und 37.000 Gt anorganischer Kohlenstoff (Friedlingstein et al., 2022b), der global durch die Ozeane zirkuliert, wird nur ein kleiner Teil in biologischen Systemen gebunden, die Hälfte davon in Küstenökosystemen (Duarte et al., 2005). Als klassische Blue-Carbon-Ökosysteme in Nordeuropa werden Salzmarschen und Seegraswiesen angesehen. Auch bei Makroalgen (z.B. Kelpwälder), marinen Sedimenten, Meeresorganismen (z.B. Fische), biogenen Riffen aber auch bei Mooren in Wechselwirkung mit Küstenzonen der Ostsee, wird die mögliche Relevanz für Blue Carbon und ihre Kohlenstoffeinträge diskutiert (Macreadie et al., 2019, HELCOM, 2021). Bei den Kohlenstoffeinträgen wird zwischen autochthonem und allochthonem Ursprung unterschieden.

## Autochthoner und allochthoner Kohlenstoff

Autochthoner Kohlenstoff ist Kohlenstoff, der am selben Ort aufgenommen oder produziert und auch abgelagert wird. Beispielsweise binden Pflanzen durch Photosynthese Kohlenstoff aus der Atmosphäre (Eulitoral) oder der Wassersäule (Sublitoral) und wandeln dieses in organisches Pflanzengewebe um. Wird diese Biomasse abgebaut, kann ein Anteil des Kohlenstoffs im Sediment abgelagert werden.

Allochthoner Kohlenstoff ist Kohlenstoff, der außerhalb des betrachteten Ökosystems der Atmosphäre oder Wassersäule entzogen und anschließend in das Ökosystem transportiert (und dort gespeichert) wird. Aufgrund hydrodynamischer Prozesse (Gezeiten, Wellen, Strömungen und Stürme) wird partikuläres organisches Material, wie abgestorbenes Phyto- und Zooplankton, Pflanzenmaterial und resuspendierte Sedimente aus angrenzenden Bereichen, dem Meer, der Küste oder terrestrischen Systemen (z.B. über Flüsse), in Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope eingetragen.

Globale Schätzungen der bestehenden Blue-Carbon-Speicher werden durch eine lückenhafte Datenlage limitiert. Es ist davon auszugehen, dass weltweit mehr als 30 Gt C verteilt über etwa 185 Millionen ha in Blue-Carbon-Ökosystemen und -Biotopen (in diesem Fall Salzmarschen, Seegraswiesen und Mangrovenwälder) gespeichert sind. Dies entspricht in etwa der Menge an Kohlenstoff, die derzeit in drei Jahren global ausgestoßen wird auf einer Fläche von etwa 0,5% der globalen Meeresfläche. Durch den Schutz und die Erhaltung dieser schon bestehenden Lebensräume können jährliche Emissionen von etwa 0,038-0,126 Gt C (0,4 - 1,2 % der globalen Emissionen 2021; 0,141-0,466 Gt CO<sub>2</sub>-Äquivalente (CO<sub>2</sub>e)) gebunden werden (Macreadie et al., 2021). Durch die Wiederherstellung von Seegraswiesen, Salzmarschen und Mangrovenwäldern bis 2030, könnten jährlich zusätzliche 0,168-0,288 Gt C (0,621-1,064 Gt CO<sub>2</sub>e) der überschüssigen CO<sub>2</sub>-Emissionen aufgenommen werden (Macreadie et al., 2021). Bezogen auf die globalen Emissionen von 10,1 ± 0,5 Gt C (37,01 ± 1,83 Gt CO<sub>2</sub>e; Deutschland: 0,184 Gt C (0,67 Gt CO<sub>2</sub>e)) aus dem Jahr 2021 (Friedlingstein et al., 2022a), entspräche das etwa einer Minderung von 1,8 - 3% (Macreadie et al., 2021). Dieses Potenzial, Kohlenstoff in natürlichen Ökosystemen und Biotopen zu binden und zu speichern, kann das Erreichen des 1,5 Grad Ziels nur dann unterstützen, wenn klimatreibende (Treibhausgas-) Emissionen reduziert werden.

Das Kohlenstoffspeicherungspotenzial und die bestehenden Kohlenstoffspeicher mariner Ökosysteme variieren regional. Diese Variation hängt unter anderem von Sedimenttyp (insbesondere Schlickgehalt des Sediments), Salzgehalt, Wassertiefe, Vegetationsart und -gemeinschaften, Ökosysteminteraktionen und Unterschieden in der Störung der Ökosysteme ab (Röhr et al., 2018, Ford et al., 2019). Globale Kohlenstoffsequestrierungsraten für die verschiedenen Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope sowie quantitative Einschätzungen ihrer Kohlenstoffspeicherkapazität sind folglich nicht direkt auf Deutschlands Meeres- und Küstenbiotope übertragbar, bei Kenntnis aller nötiger Parameter regional möglich. Um verlässliche Aussagen zu treffen sind regional erhobene Daten des individuellen Kohlenstoffspeicherungspotenzials zwingend notwendig. In diesem Zusammenhang wurden in Deutschland in den letzten Jahren eine Vielzahl an Projekten gestartet (siehe Anhang A.7). Soweit möglich werden erste Erkenntnisse in diesem Bericht berücksichtigt.

In der Kommunikation und Beschreibung von Blue Carbon ist eine einheitliche Benennung und kohärente Nutzung von Fachbegriffen essentiell. Im naturschutzfachlichen Kontext werden die ökologischen Fachbegriffe hier wie folgt definiert:

#### Definitionen ökologischer Fachbegriffe im Rahmen dieser Studie

- Ökosystem: Nach Definition des Millennium Ecosystem Assessment (2005) ist ein Ökosystem ein dynamischer Komplex aus Gemeinschaften lebender Organismen (Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen), sowie ihrer nicht-lebenden Umgebung, die miteinander

agieren und funktionelle Einheiten bilden. Im Kontext von Blue Carbon wird in aller Regel von Blue-Carbon-Ökosystemen gesprochen, da die Interaktionen der einzelnen Gemeinschaften zur Ökosystemfunktion und -leistung beitragen. Eine räumliche Ausdehnung der Ökosysteme wird hierbei nicht miteingeschlossen.

Vereinzelt, und vor allem dann, wenn die Blue-Carbon-Definition erweitert wird, werden auch Biotope mit einbezogen, z.B. unbewachsene marine Sedimente.

- Nach EUNIS Definition<sup>1</sup> ist das englische „habitat“ der Lebensraum von Pflanzen oder Tieren. Habitats werden durch ihre physikalischen Eigenschaften (Topographie, Sedimentcharakteristika, Wasserqualität etc.) und durch die dort lebenden Organismen charakterisiert. Im Deutschen wird der Begriff „habitat“ im naturschutzfachlichen Kontext als „Biotop“ übersetzt. Ein Biotop oder eine Gruppe mehrerer Biotope kann unter Betrachtung ihrer Interaktionen auch als Ökosystem angesehen werden.

Die vorliegende Studie umfasst die seit 2009 als Blue-Carbon-Ökosysteme definierten Salzmarschen und Seegraswiesen des deutschen Ost- und Nordseeraums. Durch derzeit laufende Forschung könnte die Blue-Carbon-Definition zukünftig durch neue Erkenntnisse erweitert werden (HELCOM, 2021). Daher werden hier ebenfalls das Potenzial von Makroalgen und biogenen Riffen sowie die langfristigen Kohlenstoffspeicher unbewachsener mariner Sedimente in den deutschen Meeren berücksichtigt und erörtert. Wie die Prozesse der Kohlenstoffspeicherung im Detail in den einzelnen Ökosystemen und Biotopen ablaufen, wird in den jeweiligen Kapiteln erläutert. Die Menge an langfristig gespeichertem organischem Kohlenstoff wird hier als  $C_{org}$  Speicher bezeichnet.  $C_{org}$  Sequestrierung bezeichnet den Prozess der langfristigen Speicherung von  $C_{org}$  im  $C_{org}$  Speicher und wird meist pro Zeiteinheit angegeben (Sequestrierungsrate). Kurzfristig gespeicherter organischer Kohlenstoff (z. B. in der Biomasse der Vegetation) wird als fixierter  $C_{org}$  bezeichnet.

In Deutschland wird Blue Carbon als mögliche natürliche Klimaschutzmaßnahme diskutiert. Basierend auf den wissenschaftlichen, ökonomischen und politischen Fortschritten im globalen Blue-Carbon-Kontext, wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2021 eine Studie erstellt. Diese stellt internationale Ansätze zu möglichen politischen Handlungspfaden auch für Deutschland vor (Röschel et al., 2021). Ziel der hier vorliegenden Studie ist es, die nationalen Vorkommen von Blue-Carbon-Ökosystemen und -Biotopen und deren Verteilung, sowie konkretes Kohlenstoffspeicherungspotenzial zusammenzustellen. Die Studie basiert auf bis Mitte 2022 veröffentlichten Ergebnissen wissenschaftlicher Untersuchungen. Sie umfasst den aktuellen Wissensstand, offene Fragestellungen sowie einen Überblick laufender Forschungsprojekte zur quantitativen und qualitativen Bestimmung mariner Kohlenstoffspeicher. Dies beinhaltet auch Möglichkeiten, die natürlichen marinen Kohlenstoffspeicher zu optimieren und die Rolle technischer CDR-Verfahren. Die Studie verknüpft das aktuell verfügbare Wissen mit einem Ausblick auf künftige Fragestellungen und mögliche Managementoptionen.

---

<sup>1</sup> <https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/biodiversity/an-introduction-to-habitats> (09.05.2023)

## 2 Ablauf des Vorhabens

### 2.1 Kritische Synthese der Literatur

Im ersten Schritt wurde eine Literatur- und Datenrecherche mit anschließender kritischer Analyse durchgeführt. Die Suche konzentrierte sich hauptsächlich auf das C<sub>org</sub> Speicher- und Sequestrierungspotenzial sowie auf Auswirkungen des Klimawandels auf in Deutschland vorkommende marine Biotope und Küstenökosysteme die für Blue Carbon relevant sind:

- Salzmarschen
- Seegraswiesen
- Unbewachsene marine Sedimente
- Makroalgenwälder
- Biogene Riffe

Hierbei lag der Fokus zunächst auf publizierter Literatur mit Untersuchungsgebieten in Deutschland und anschließend entlang den Nord- und Ostseeanrainerstaaten. Globale Studien wurden vereinzelt und ergänzend gesammelt. Für die Recherche wurde die Websuchmaschine Google Scholar verwendet. Der Index der wissenschaftlichen Literatur ist auf Google Scholar frei zugänglich und sehr umfassend. Die Mehrheit (89-94%) aller Referenzen aus anderen Quellen können über Google Scholar gefunden werden (Martín-Martín et al., 2021). Andererseits wird aufgrund von Automatisierungsprozessen bei der Indexierung von Informationen die Qualität der Metadaten auf Google Scholar vermindert (Delgado López-Cózar et al., 2019), darüber hinaus bietet es keine Funktion zum automatischen Exportieren von Suchergebnissen. Dies ist insbesondere ein Hindernis für Literaturrecherchen, die eine umfangreiche Datensammlung erfordern, da der manuelle Export jedes Ergebnisses den Prozess verlangsamen kann. Ob Google Scholar als einzige Recherchequelle geeignet ist hängt daher vom Zweck und Detail der Literaturrecherche ab. Für die im Rahmen dieser Studie durchgeführten Recherche konnte die Nutzung von Google Scholar die angestrebten Ergebnisse erzielen.

Basierend auf einer vorläufigen Sichtung der publizierten Literatur sowie den Zielen der Studie wurden eine Reihe von Suchbegriffen ausgewählt (siehe Anhang A.1). Anschließend wurden mehrere Suchen gestartet, publizierte Literatur gesammelt und für die Studie relevante Veröffentlichungen in die Datenbank aufgenommen. Trotz der Eingrenzung der Suche durch die ausgewählten Suchbegriffe sind zunächst Veröffentlichungen mitberücksichtigt, die z.B. nur nebensächlich mit der Fragestellung der Studie (u.a. kein Bezug zur Blue-Carbon-Thematik, außerhalb der relevanten Regionen, etc.) zu tun haben. Ob eine Veröffentlichung für die Fragestellung der Studie relevant ist, wurde unter anderem anhand der Sichtung der Zusammenfassung entschieden. Eine erste Suche fokussierte sich auf deutschsprachige publizierte Literatur; insgesamt wurden hierfür auf Google Scholar 379 Ergebnisse gefunden (Stand 31.10.2022), wovon 13 publizierte Veröffentlichungen anhand ihrer Relevanz für die betrachteten Gebiete in die Analyse aufgenommen wurden. Eine anschließende Suche beinhaltete internationale, englische Literatur, sowohl mit denselben Schlüsselwort-Kombinationen der deutschsprachigen Suche als auch eingegrenzt auf den Blue-Carbon-Begriff (siehe Anhang A.1). Diese beiden Suchen resultierten jeweils in 2.120 und 704 Ergebnissen (Stand 31.10.2022), von denen 46 bzw. 101 publizierte Veröffentlichungen in die kritische Synthese aufgenommen wurden. Eine letzte Suche wurde durchgeführt, um neben Blue Carbon weitere Informationen gezielt zu den individuellen Ökosystemen und Biotopen zu suchen. Dies ergab

insgesamt 4.260 Ergebnisse, wovon 185 publizierte Veröffentlichungen integriert wurden (basierend auf der Region und um Fragestellungen zu Klima, Ökosystemleistungen und Gefährdungen diskutieren zu können). Für die kritische Synthese wurden aufgrund der Aktualität der Blue-Carbon-Thematik nur Veröffentlichungen ab dem Jahr 2000 berücksichtigt. Veröffentlichungen aus vorherigen Jahren wurden in die Studie integriert, wenn sie oft zitiert wurden oder grundlegend zum Verständnis beitragen. Zusätzlich dazu wurden Empfehlungen aus dem Expert:innen-Netzwerk (siehe Kapitel 2.3) in die Studie integriert, wodurch die im Rahmen der Studie genutzte Literaturdatenbank insgesamt 315 Referenzen umfasst.

## 2.2 Sammlung und Analyse der $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten

Im nächsten Schritt wurden publizierte Werte zu bestehenden Kohlenstoffspeichern bzw. gemessenen Kohlenstoffspeicherpotenzialen der Ökosysteme extrahiert und analysiert. Neben der publizierten Literatur der Literaturrecherche wurden auch einzelne Berichte (nicht in Fachjournals veröffentlichte Reports bzw. Literaturreviews) nach Daten durchsucht. Es wurde nur diejenige Literatur aufgeführt, in der bereits eine Umrechnung des Kohlenstoffspeichers in Menge Kohlenstoff pro Fläche oder der Sequestrierungsrate in Menge Kohlenstoff pro Fläche pro Jahr angegeben wurde (alle genutzten Umrechnungen der verschiedenen Einheiten siehe Tab. 1). Reine Rohdaten, z.B. zur Kohlenstoffdichte (Carbon density) oder dem Anteil organischen Kohlenstoffs (OC content, [%OC]), wurden im Rahmen dieser Literaturrecherche nicht erfasst und/oder weiter umgerechnet. Unterschiedliche Methodiken zur Bestimmung der Kohlenstoffanteile wurden im Rahmen der Datensammlung nicht differenziert. Allgemein beschreiben die Formeln 1 & 2 den Zusammenhang zwischen dem Kohlenstoffspeicher, der Sedimenttiefe, der Trockenrohddichte des Sediments (dry bulk density [ $g\ cm^{-3}$ ]<sup>2</sup>) sowie dem Anteil organischen Kohlenstoffs (OC content [%OC]).

---

<sup>2</sup> Die Trockenrohddichte ist die Masse (Gewicht) der trockenen Feststoffe in einer (nassen) Sedimentprobe. Je geringer die Trockendichte, desto höher ist der Wasseranteil in einer Probe. Generell korreliert dies mit dem Schlickgehalt der Probe (= je geringer die Trockenrohddichte umso höher der Anteil an schlickigem Sediment (Flemming und Delafontaine (2000))

Tab. 1: Übersicht über genutzte Einheiten zur Quantifizierung von Kohlenstoffspeicher und -sequestrierungspotenzialen und relevante Umrechnungsschritte.

Einheit	Umgerechnete Einheit
1 ha	10.000 m <sup>2</sup> = 0,01 km <sup>2</sup>
1 km <sup>2</sup>	10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup> = 100 ha
1 t C	1 Mg C = 1.000 kg C = 10 <sup>6</sup> g C
1 Mt C	1 Tg C = 10 <sup>6</sup> Mg C = 10 <sup>12</sup> g C
1 Gt C	10 <sup>3</sup> Tg C = 10 <sup>9</sup> t C
1 g C m <sup>-2</sup>	0,01 t C ha <sup>-1</sup> = 10 kg ha <sup>-1</sup> = 0,001 kg C m <sup>-2</sup>
1 kg C m <sup>-2</sup>	10 t C ha <sup>-1</sup> = 1000 g C m <sup>-2</sup>
1 kg C	44/12 kg CO <sub>2</sub> = 3,66 kg CO <sub>2</sub>
1 kg CO <sub>2</sub>	12/44 kg C = 0,27 kg C

$$(1) \text{ C Speicher (Mg ha}^{-1}\text{)} = 10.000 * \text{ Sedimenttiefe (m) } * \text{ Trockenrohddichte (g cm}^{-3}\text{)} * (\%OC/100)$$

$$(2) \text{ Mit Trockenrohddichte (dry bulk density) = } 0,861 * \%C^{-0,399}$$

Formel 1 & 2: Zusammenhang zwischen Kohlenstoffspeicher, Sedimenttiefe, trockener Rohddichte des Sediments (dry bulk density [g cm<sup>-3</sup>]) sowie dem Anteil organischen Kohlenstoffs (OC content [%OC]) Angabe des Kohlenstoffspeichers in Megagramm (Mg) pro Hektar (ha) (nach Atwood et al., 2020).

Die Menge Kohlenstoff pro Fläche (z.B. g C m<sup>-2</sup>) in Sedimenten aller Blue-Carbon-Biotope hängt stark von der untersuchten Tiefe der Messung ab. Unter anderem sehen die IPCC sowie UNFCCC Leitfäden zur Bestimmung der Potenziale von Blue-Carbon-Biotopen eine einheitliche Umrechnung der Werte auf 1 Meter Tiefe vor (IPCC, 2014). Grund dafür ist hauptsächlich auch die Vergleichbarkeit mit terrestrischen Biotopen. Die im Feld genommenen Probetiefen variieren je nach Studie und Biotop, wodurch eine einheitliche Umrechnung der Werte zum Vergleich zwischen den verschiedenen Blue-Carbon-Ökosystemen und -Biotopen notwendig ist (vgl. Röhr et al., 2018, Fourqurean et al., 2012, Lavery et al., 2013). Diese Standardisierung setzt allerdings voraus, dass der C<sub>org</sub> Bestand im Sediment über das Profil von einem Meter stabil bleibt. Die Extrapolation auf 1 m Tiefe führt in den meisten Fällen zu einer Überschätzung der C<sub>org</sub> Bestände, da generell eine Abnahme von Kohlenstoff in tieferen Sedimentschichten beschrieben wird (Mueller et al., 2019b, Parker et al., 2021, Diesing et al., 2017, Johannessen and Macdonald, 2016). Zum Vergleich mit gemäß diesen Richtlinien publizierten Daten wurden entsprechende Extrapolationen auf 1 m Tiefe hier mit in die Analyse aufgenommen. Innerhalb der Biotope (z.B. Seegraswiesen, marine Sedimente) werden in den untersuchten Studien ähnliche Methoden und Probetiefen angewandt, wodurch für diese Studie eine Biotop-spezifische Tiefe abgeleitet werden kann. Für diese Tiefe liegen idealerweise tatsächlich gemessene Werte ohne rechnerische Extrapolationen vor. Sie variiert je nach Methodik

und Möglichkeiten der Probennahme zwischen den einzelnen Biotopen (z.B. Seegraswiesen: 25 cm Tiefe, marine Sedimente: 10 cm Tiefe, siehe Anhänge A.3 - A.6).

Die räumliche Ausdehnung der einzelnen Biotope wurde aus der Literatur abgeleitet und mit möglichst aktuellen Kartierungsdaten der Bundesländer (Küstenbiotope) und des BfN (Sedimente der AWZ) abgeglichen. Zur Erstellung aktueller Verbreitungskarten mit der Software *ArcGIS* erfolgte ein Austausch zu verfügbaren Daten mit dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR) sowie dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG).

### **2.3 Expert:innen Netzwerk, Interviews und Beteiligung**

Ergänzend zur Literaturstudie wurden Forschende relevanter Themenbereiche der Blue-Carbon-Forschung mit ihrer fachlichen Expertise eingebunden. Sie wurden aufgrund ihrer Publikationen und/oder Beteiligung an laufenden Projekten ausgewählt. Diese Expert:innen stellten Fachwissen und Erkenntnisse im Rahmen von Interviews, beim DEFINE Workshop 2022, sowie als Fachgutachter:innen der Studie zur Verfügung.

### 3 Blue-Carbon-Potenzial in Deutschland

In diesem Kapitel werden grundlegende Mechanismen und entscheidende Faktoren zur Speicherung von Kohlenstoff in Blue-Carbon-Ökosystemen und -Biotopen erläutert. Vor allem der Eintrag von Kohlenstoff in das Sediment, der Ursprung des Kohlenstoffs und der vor Zersetzung geschützte und damit langfristig gespeicherte Kohlenstoff sind wichtig. Nur unter vollständiger Berücksichtigung kann eine Abschätzung des Speicherpotenzials von Blue Carbon in den deutschen Meeren erfolgen, auch um mögliche Schutz- und Optimierungsmaßnahmen der Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope zu definieren.

Küstenfeuchtgebiete sind hochproduktive Ökosysteme, die den Übergang zwischen Land und Meer bilden und sich durch charakteristische Pflanzen- und Tiergemeinschaften auszeichnen. Dazu zählen u.a. das Watt, Salzmarschen, Flussmündungen und flache Küstengewässer. Diese zählen zu den relevanten Blue-Carbon-Biotopen, sind allerdings unterschiedlich gut untersucht. In den nachfolgenden Kapiteln werden unter Salzmarschen alle Tidemarschen (Salz-, Brackwasser- und Süßwassermarschen in Flussmündungen mit ihren unterschiedlichen Vegetationen) zusammengefasst, obwohl es auch hier, vor allem in Deutschland, unterschiedlich detaillierte Datengrundlagen gibt. Im internationalen Kontext ist diese Zusammenfassung für Blue-Carbon-Biotope üblich und die Daten werden nicht scharf voneinander abgetrennt (Müller, pers. Komm.). Die Seegraswiesen werden in einem eigenen Kapitel behandelt, das Watt als Bestandteil des Kapitels zu marinen Sedimenten.

#### 3.1 Salzmarschen

Zu den Salzmarschen entlang der deutschen Nordseeküste gehören die FFH-Lebensraumtypen 1310 (Quellerwatt), 1320 (Schlickgrasbestände) sowie 1330 (atlantische Seegraswiesen) (Anhang I der FFH-Richtlinie). Entlang der Ostseeküste ist die Ausdehnung von Salzmarschen deutlich geringer (siehe Anhang A.2) und Schlickgrasbestände sind dort nicht beschrieben. Entlang der deutschen Nordseeküste erstrecken sich Salzmarschen auf einer Fläche von etwa 196,7 km<sup>2</sup>, entlang der Ostseeküste auf etwa 50,2 km<sup>2</sup> (Abb. 2).

Salzmarschen werden mehrmals jährlich (10- bis 250-mal) durch Salzwasser überflutet (Nationalpark Wattenmeer<sup>3</sup>), da sie nur knapp über dem mittleren Hochwasserstand liegen. Durch diese regelmäßigen Überschwemmungen wird partikuläres Material eingetragen (Bass and Kleyer, 2021), von der Vegetation aufgefangen und als Sedimente abgelagert. Daraus resultiert ein natürlicher Höhenzuwachs (Aufwuchs), der neben seiner ökologischen Bedeutung für das Küstenökosystem auch dem Küstenschutz dient, indem die Salzmarschen ausreichend mit dem Meeresspiegelanstieg in die Höhe mitwachsen und Wellen dämpfen. Entlang der trilateralen Wattenmeerküste beträgt dieser Höhenzuwachs im Mittel etwa 0,2 – 1 cm pro Jahr, je nach Art der Salzmarsch (Esselink et al., 2017). Die niedrigsten Bereiche der Salzmarschen werden täglich im Zuge der Gezeiten überflutet, während mit zunehmender Geländehöhe die Häufigkeit der Überflutungen abnimmt. Die dadurch entstehende Zonierung teilt die Salzmarschen in drei Bereiche auf, in denen sich verschiedene Pflanzengemeinschaften etablieren: die Pionierzone, die untere und die obere Salzmarsch.

<sup>3</sup> <https://www.nationalpark-wattenmeer.de/wissensbeitrag/salzwiesen/> (09.05.2023)

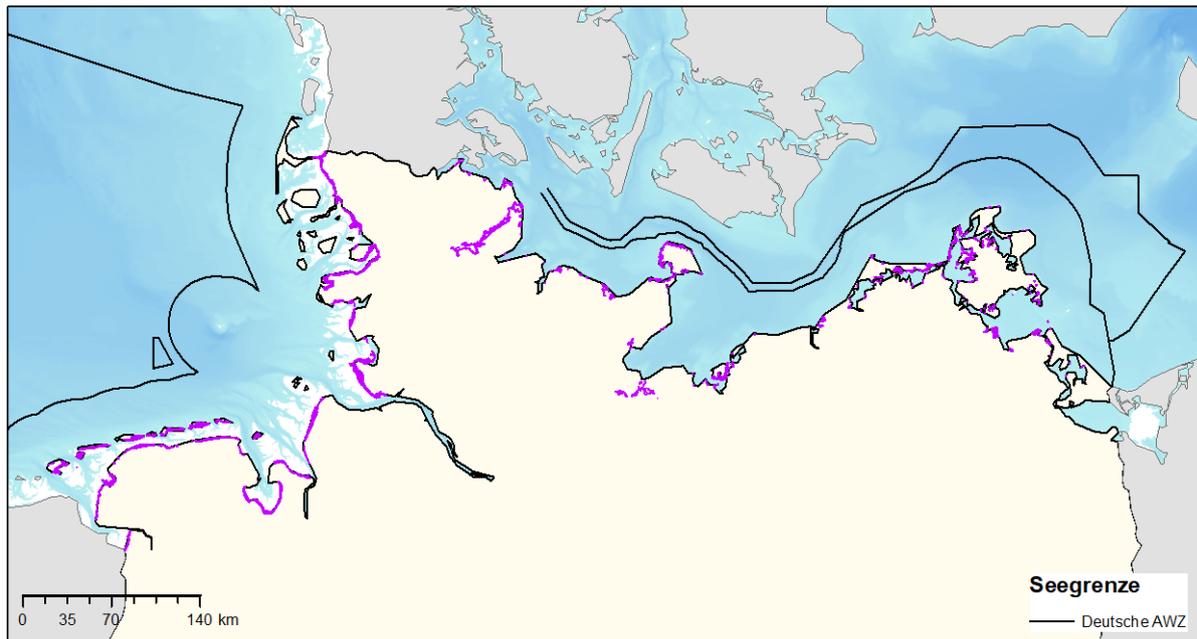


Abb. 2: Verbreitungskarte von Salzmarschen (FFH-Lebensraumtypen 1310, 1320 sowie 1330) entlang der deutschen Nord- und Ostseeküste (Quellen: Nordsee: Monitoring Daten NLWKN (2014-2017), Monitoring Daten LKN SH (2021): FFH LRT 1310, 1320, 1330; Ostsee: Monitoring Daten LUNG MV (2005-2021), Monitoring Daten LLUR SH (2012-2020): FFH LRT 1310, 1330)

Ausschlaggebend für die Fähigkeit der Salzmarschen in Nord-West Europa mit dem Meeresspiegel mitwachsen zu können, ist einerseits das Verhältnis zwischen Ablagerungsprozessen und möglichen Erosionsprozessen, sowie die Verdichtung (durch Weidetiere oder Selbstverdichtung) der Bodensedimente (Nolte et al., 2013, Butzeck et al., 2015). Die Aufwuchsrate variiert u.a. entlang von Höhengradienten, in Abhängigkeit der Tideneinflüsse und der Form des Managements (Suchrow et al., 2012). Hinzu kommt die saisonale Variabilität: Im Herbst und Winter kann die Ablagerung von partikulärem Material durch die erhöhte Sturm- und Überschwemmungsfrequenz deutlich höher ausfallen als im Frühjahr und Sommer (Butzeck et al., 2015).

### 3.1.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung

In Salzmarschen wird Kohlenstoff in drei Speichern abgelagert:

- In der (lebenden) oberirdischen Pflanzenbiomasse
- In der unterirdischen Pflanzenbiomasse (Wurzeln)
- Im Sediment

Kohlenstoff wird über die Photosynthese in der oberirdischen Vegetation der Salzmarsch fixiert. Nach Absterben der Pflanzen kann der in der Biomasse gebundene und nicht bereits remineralisierte Kohlenstoff langfristig im Sediment gespeichert werden (autochthon). Er kann allerdings auch durch die Gezeiten abgetragen werden, wodurch der Abbau (Mineralisierung) und die Ablagerung des Kohlenstoffs unter Umständen nicht vor Ort in der Salzmarsch stattfindet. Der Export in andere Biotope ist noch unzureichend erforscht. Ein erheblicher Teil des pflanzlichen Wachstums findet im Sediment, in den Wurzeln und den Rhizomen statt

(Darby and Turner, 2007). Der Kohlenstoffspeicher im Sediment und in der unterirdischen Biomasse spielt in Salzmarschen entsprechend die größte Rolle und wird aufgrund der schwierigen Abtrennbarkeit als unterirdischer, langfristiger  $C_{org}$  Speicher zusammengefasst (Chmura et al., 2003), es wird also der Gesamtkohlenstoff im Sediment bestimmt. Kohlenstoffeintrag sowie -abbau werden von einer Reihe biotischer und abiotischer Faktoren beeinflusst: der Kohlenstoffabbau wird z.B. von der mikrobiellen Aktivität und der Bodenfeuchtigkeit und -beschaffenheit beeinflusst. Änderungen lokaler Klimabedingungen, wie eine Verschiebung der Salinitätszonen durch den Meeresspiegelanstieg, können die Biomasse und somit den Kohlenstoffeintrag reduzieren (Hansen et al., 2017). Durch die regelmäßige Überflutung und

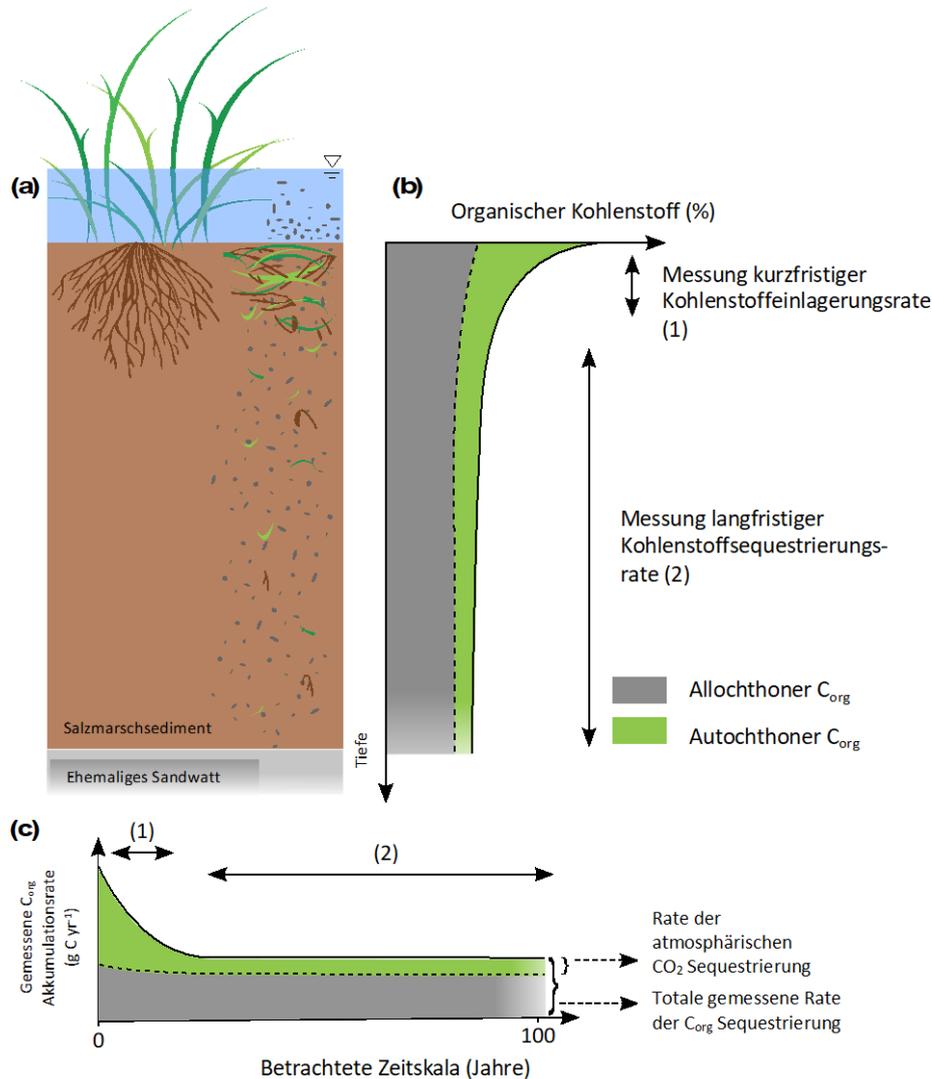


Abb. 3: Konzeptionelle Darstellung der  $C_{org}$  Dynamiken tidaler Salzmarschsedimente und Messungen der  $C_{org}$  Akkumulationsraten. Die Akkumulationsrate gibt die Menge des sich im System abgelagerten  $C_{org}$  an, die Kohlenstoffsequestrierungsrate bezieht sich auf den langfristig gespeicherten  $C_{org}$ . (a) Die oberen Bereiche des Sediments enthalten einen großen Anteil an  $C_{org}$  aus allochthonen Quellen (grau) und sowohl über wie auch unter der Sedimentoberfläche produzierte autochthone Biomasse (braun und grün). (b) Das assoziierte  $C_{org}$  Tiefenprofil ist aufgeteilt in autochthone und allochthone  $C_{org}$ . (c) Die gemessenen  $C_{org}$  Akkumulationsraten sind abhängig von den betrachteten Zeitskalen (angepasst nach Van de Broek et al., 2018).

den somit wassergesättigten und sauerstoffarmen Böden ist der mikrobielle Abbau organischen Materials in Salzmarschen verlangsamt, wodurch bestehende  $C_{org}$ -Speicher im Sediment dort über Jahrtausende erhalten bleiben können (Mcleod et al., 2011). Daher zeichnen sich Salzmarschen durch eine langfristige Speicherung von organischem Kohlenstoff aus. Partikel, die durch Überschwemmungen eingetragen und von der Vegetation der Salzmarschen eingefangen werden, enthalten allochthonen  $C_{org}$ . Wie viel  $C_{org}$  sich tatsächlich im Sediment ablagern kann hängt, ebenso wie der Schutz des  $C_{org}$  Speichers vor Remineralisierung, unter anderem auch von der Pflanzenartzusammensetzung der Salzmarsch ab (Abb. 3) (Valéry et al., 2004, Saintilan et al., 2013).

Ausschlaggebend für den Ursprung und Anteil des allochthonen  $C_{org}$  in der obersten Bodenschicht ist sowohl die Entfernung zur Sedimentquelle als auch die Höhe der Salzmarsch (Mueller et al., 2019a). Eine junge und niedrig liegende Marsch ist daher überwiegend von allochthonen organischen Einlagerungen gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu weist eine ältere und höher liegende Marsch eine autochthone Anreicherung von organischem Kohlenstoff durch einen stärkeren  $C_{org}$  Eintrag von der vorhandenen Salzmarschvegetation in der oberen Bodenschicht auf (Hansen et al., 2017). In Salzmarschen des deutschen Wattenmeers macht allochthoner  $C_{org}$  einen großen Teil des langfristigen und effektiven Speichers aus, während die Aufnahme atmosphärischen Kohlenstoffs durch die Salzmarschvegetation vergleichsweise wenig zum Speicher beiträgt (Mueller et al., 2019b).

Ein weiterer entscheidender Faktor für das  $C_{org}$  Speicherpotenzial sind die Sedimenteigenschaften des Ökosystems. Sande besitzen ein geringeres Speicherpotenzial als schlickige Sedimente (Ford et al., 2019) (siehe auch Kapitel 3.3 Unbewachsene Sedimente). Ein erhöhter Schlickgehalt im Sediment hat außerdem positive Auswirkungen auf die Vegetationsbedeckung und den Artenreichtum der Salzmarschen (Baptist et al., 2021), da die Samen der Pflanzen aufgrund der höheren Bodenfeuchtigkeit im Schlick schneller keimen können (Wohlenberg, 1938). Die Vegetation ist also einerseits wichtig, um den Kohlenstoffspeicher vor Remineralisierung zu schützen und den Eintrag von autochthonem  $C_{org}$  (unterirdische Biomasse durch Wurzeln und Rhizome) zu ermöglichen. Andererseits verstärkt eine hohe Vegetationsbedeckung den Eintrag partikulären organischen Materials (allochthonem  $C_{org}$ ) bei regelmäßigen Überflutungen. Der Zusammenhang zwischen dem lokalen Kohlenstoffspeicher und den Pflanzengemeinschaften der Salzmarsch wurde u.a. in einer Studie aus Großbritannien gezeigt: In den oberen 10 cm des Sediments der Binsengewächse *Juncus maritimus* und *Juncus gerardii* konnten im Vergleich zu Strand-Salzmelden *Halimione portulacoides* größere Kohlenstoffspeicher nachgewiesen werden (Ford et al., 2019). Auch die Sedimenttiefe ist entscheidend für die Quantifizierung des  $C_{org}$  Speichers. Grundsätzlich sind Böden in Salzmarschen wassergesättigt und sauerstoffarm, allerdings lässt sich der Einfluss anthropogener Entwässerungssysteme, z. B. durch künstliche Gräben, weiterhin beobachten (z.B. in den Salzmarschen des Wattenmeeres) (Müller pers. Komm.). Möglicherweise entwässern die Salzmarschen durch die gestörte Hydrologie schneller und ihre Böden sind entsprechend besser belüftet. Damit einhergehend findet in den oberen Bodenschichten Zersetzung statt, die Kohlenstoffdichte nimmt mit zunehmender Sedimenttiefe ab. Der Kohlenstoff wird also erst in tieferen Bodenschichten langfristig gespeichert, was die Bedeutung tiefer Probenahmen für eine Vermeidung der Überschätzung des Speichers verdeutlicht (Mueller et al., 2019b). Der Schutz der verschiedenen Bodenschichten in Salzmarschen vor Erosion und somit die Reduzierung des Habitatverlust ist daher besonders wichtig für die Bewahrung des kurz-, mittel- und langfristigen  $C_{org}$  Speichers.

Die Faktoren, die das Kohlenstoffspeicherpotenzial von Salzmarschen beeinflussen, variieren regional. Ein direkter Vergleich von  $C_{org}$  Sequestrierungsraten und bestehenden  $C_{org}$  Speichern zwischen Regionen kann Unterschiede aufzeigen, die absoluten Werte sind jedoch nicht direkt übertragbar. Regionale Untersuchungen und Messungen sind notwendig, um lokale Potenziale zuverlässig zu quantifizieren, sind aber auch in Europa teils noch wenig erforscht und in globalen Budgets stark unterrepräsentiert (Mueller et al., 2019a).

### Nordsee

Für das deutsche Wattenmeer wurde ein bestehender  $C_{org}$  Speicher von  $12,2 - 21,7 \text{ kg C m}^{-2}$  (bei einer gemessenen Tiefe von 1 m) und eine jährliche  $C_{org}$  Sequestrierungsrate von  $75,64 - 165,6 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  ermittelt (Mueller et al., 2019b). Im Vergleich ist die geschätzte  $C_{org}$  Sequestrierungsrate für Salzmarschen im Wattenmeer der Niederlande ca. 2 - 4 mal so hoch ( $139 - 650 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) (Callaway et al., 1996, Oenema and DeLaune, 1988), gemessene Raten im dänischen Wattenmeer dagegen entsprechen nur etwa 0,2 - 0,3 mal den Werten der deutschen Salzmarschen ( $17 - 45 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) (Graversen et al., 2022). An der britischen Nordatlantik-Küste wurden vergleichbare Sequestrierungsraten ( $77 - 187 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) (Ouyang et al., 2017, Burden et al., 2013) wie im deutschen Wattenmeer gemessen, an der schottischen Küste dagegen etwa 1,3 - 2,8 mal höhere ( $210 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) (Burrows et al., 2014). Entlang der Küste des Nord-West-Europäischen Schelfs wurden Werte von  $62,4 - 219,6 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  (Legge et al., 2020) gemessen. Für den  $C_{org}$  Speicher von Salzmarschen wurden für Großbritannien eine Größenordnung von  $10,9 - 31,1 \text{ kg C m}^{-2}$  (Burden et al., 2013), und im Nord-West-Europäischen Schelf eine Größenordnung von  $22,56 - 42,96 \text{ kg C m}^{-2}$  (Legge et al., 2020) ermittelt, jeweils auf 1 m standardisiert (für Legge et al. wurde der Wert in der vorliegenden Studie standardisiert, gemessen wurde in 10 cm Tiefe). Für das dänische Wattenmeer wurde ein  $C_{org}$  Speicher (bei einer gemessenen Tiefe von 43 cm) von  $4,2 - 8,2 \text{ kg C m}^{-2}$  (Graversen et al., 2022) ermittelt. Der Schutz von Salzmarschen vor anthropogenen Stressoren und Effekten des Klimawandels ist für bestehende  $C_{org}$  Speicher von großer Bedeutung. Für die Salzmarschen der deutschen Nordsee wird aktuell eine leichte Zunahme der Fläche beobachtet (Esselink et al., 2017, Röschel et al., 2021). Durch negative Einflüsse können sich bestehende und etablierte Salzmarschen jedoch zu Kohlenstoffquellen entwickeln, z.B. durch Habitatverlust oder Trockenlegungen (siehe Kapitel 6.2 und 7).

### Ostsee

Für eine Einschätzung des Speicherpotenzials in Salzmarschen der deutschen Ostsee ist die Datenlage bislang unzureichend. Allerdings gibt es eine Studie zu von Schilfrohr *Phragmites australis* dominierten Gebieten der deutschen Ostseeküste (Buczko et al., 2022). Im Durchschnitt wurde ein  $C_{org}$  Speicher (bei einer Tiefe von 1 m) von  $17,4 \text{ kg C m}^{-2}$  ( $1,76 - 88,6 \text{ kg C m}^{-2}$ ) ermittelt. Schilfrohr hat einerseits eine hohe Biomasseproduktion (Engloner, 2009, Song et al., 2014), andererseits erreicht es eine Wurzeltiefe von bis zu 1,5 m und weist somit eine tiefere Verwurzelung auf als viele andere Pflanzengemeinschaften in Küstenfeuchtgebieten (Mozdzer et al., 2016).

### Zwischenfazit

- In Salzmarschen gelten die unterliegenden Sedimente als Kohlenstoffspeicher. Der Kohlenstoff, der in der oberirdischen Biomasse fixiert wird, ist im Vergleich zum Boden zu vernachlässigen.

- Faktoren wie Sedimenteigenschaften, Überschwemmungshäufigkeit sowie die Vegetationsbedeckung und -gemeinschaft sind ausschlaggebend für das Kohlenstoffspeicherpotenzial in Salzmarschen.
- Die Menge an gespeichertem Kohlenstoff nimmt in der Regel zunächst mit der Tiefe ab, erst ab einer bestimmten Tiefe ist der  $C_{org}$  Speicher vor Zersetzung geschützt und kann als langfristiger Speicher angesehen werden.
- Messungen in bestehenden Salzmarschen entlang der deutschen Nordseeküste lassen auf ein relativ hohes Kohlenstoffspeicherpotenzial schließen, allerdings sind nur wenige Datensätze verfügbar.
- Entlang der deutschen Ostseeküste wurde bisher nur das Kohlenstoffspeicherpotenzial von durch Schilf besiedelte Küstenfeuchtgebiete ermittelt, die Ergebnisse zeigen ein relevantes Kohlenstoffspeicherpotenzial.

### 3.2 Seegraswiesen

Seegraswiesen sind als Vegetationstyp flacher, sandiger Küsten innerhalb des FFH-Lebensraumtyps 1160 aufgeführt (Europäische Union, 1992).

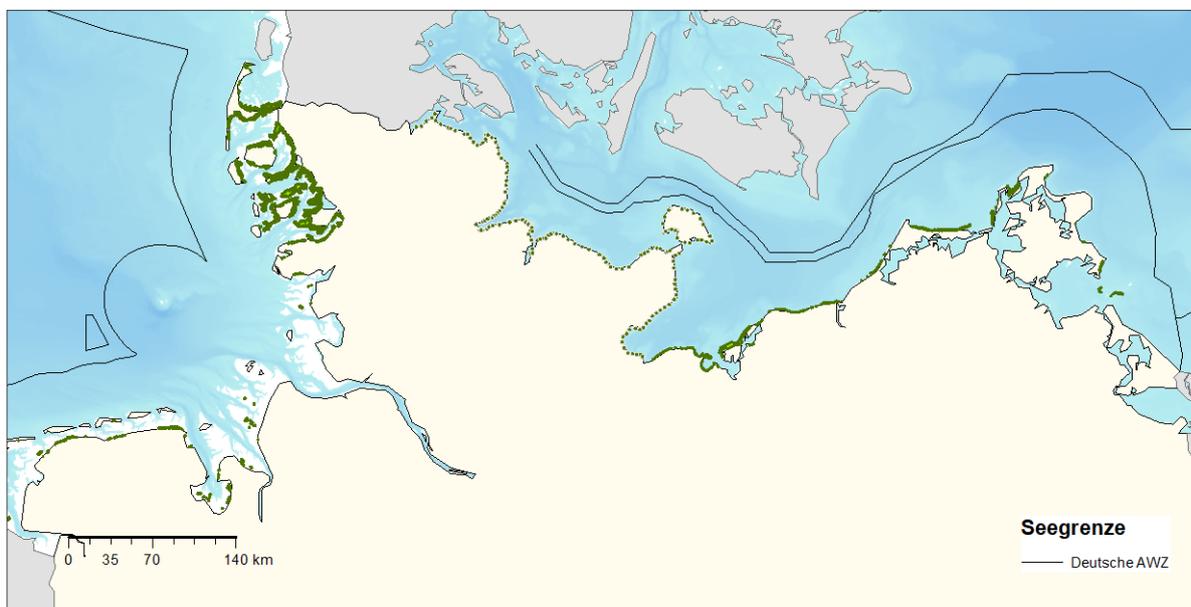


Abb. 4: Verbreitungskarte von Seegraswiesen entlang der deutschen Nord- und Ostseeküste (Quellen: Nordsee: KÜFOG & Steuwer, 2020; Dolch (Bedeckung > 5%), 2020; Ostsee: Schubert et al., 2015 (Punktdaten), Monitoring Daten LUNG MV 2017 (alle Bedeckungen)).

Sie bilden teils dichte Bestände und schaffen besondere Lebensräume von denen viele Arten profitieren (z.B. Nahrung, Schutzraum, Siedlungssubstrat). Sie zeichnen sich durch eine hohe Produktivität aus und bilden einen wichtigen Grundstein für das Nahrungsnetz. In der Nord- und Ostsee findet man zwei Seegrasarten: das große (oder auch echte) Seegras *Zostera marina* und das Zwerg-Seegras *Zostera noltii*. *Z. marina* ist in den gemäßigten Zonen weit verbreitet und kommt sowohl intertidal als auch subtidal vor. Die Art zeichnet sich unter anderem durch ihr schnelles und dichtes Wachstum im Subtidal aus (Moore and Short, 2006). Im Intertidal wachsen die Pflanzen größtenteils vereinzelt. *Z. marina* ist die dominierende Seegrasart in der Ostsee (Jankowska et al., 2016, Röhr et al., 2016, Kuhwald et al., 2021, Schubert et al.,

2015). Die Bestände des niedersächsischen Wattenmeers (Adolph, 2010, KÜFOG GmbH and Steuer, 2020) und des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres werden von *Z. noltii* dominiert (Dolch et al., 2013). Seegraswiesen können als Mischlebensräume gemeinsam mit Makroalgen- (z.B. *Fucus* spp.), Miesmuschel- (*Mytilus edulis*) und Steinhabitaten vorkommen (Schubert et al., 2015).

### **Nordsee**

Die Seegraswiesen im Wattenmeer sind geprägt von ihrer saisonalen Entwicklung. Den Winter überdauert das Zwerg-Seegras in Form von Rhizomen und Wurzeln hauptsächlich im Sediment und wächst im April wieder aus. Die maximale Dichte wird im August erreicht und Ende August folgt der Blattabwurf (Dolch et al., 2020). Im deutschen Wattenmeer bedecken Seegraswiesen etwa eine Fläche von 191 km<sup>2</sup> (Bedeckung > 5%, siehe Anhang A.2) und ihre Ausbreitung beschränkt sich heute auf das Eulitoral. Nach der Dezimierung durch den eingeschleppten Schleimpilz *Labyrinthula zosterae* Anfang der 1930er Jahre, haben sich die Bestände im Sublitoral des Wattenmeeres nicht mehr erholt und Seegras ist bis heute hierhin nicht zurückgekehrt. Eine natürliche Wiederbesiedlung blieb vermutlich u.a. aufgrund hydrodynamischer Veränderungen und einer verstärkten Trübung des Wassers aus (Dolch et al., 2020). Bevorzugt kommen *Z. noltii* im oberen Eulitoral und *Z. marina* im mittleren bis unteren Eulitoral vor (van Katwijk et al., 2000). Zwischen 2013 und 2018 setzten sich 63% der Seegraswiesenflächen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer hauptsächlich aus *Z. noltii* zusammen, 23% waren gemischte Flächen und in 13% dominierte *Z. marina* (Dolch et al., 2020). Im Vergleich zum vorherigen Jahrzehnt ist eine Zunahme von *Z. marina* Flächen feststellbar, vor allem auf Wattflächen die neu mit Seegras bewachsen wurden. Gründe hierfür sind einerseits der allgemeine Flächenzuwachs der Seegraswiesen, andererseits eine Zunahme des prozentualen Anteils von *Z. marina*. Allerdings zeichnet sich *Z. marina* durch eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität aus und es ist ungewiss, wie beständig diese Seegrasflächen sind (Dolch, pers. Komm.). Während das mehrjährige *Z. noltii* sehr beständige Seegraswiesen ausbilden kann, ist die Verbreitung von *Z. marina* teilweise sehr dynamisch. Insgesamt lässt sich im nördlichen Teil Schleswig-Holsteins seit 2013 ein zunehmender Trend beobachten, während die Bestände im südlichen Teil schwanken und kein eindeutiger Trend erkennbar ist. Im niedersächsischen Wattenmeer ist ein abnehmender Trend zu beobachten (KÜFOG GmbH and Steuer, 2020). Ein Grund für die Unterschiede in Niedersachsen ist unter anderem der Einfluss naher und vor allem großer Flussmündungen. Durch die hohen Nährstofffrachten aus Flüssen und der daraus resultierenden Eutrophierung entstehen direkte und indirekte negative Auswirkungen, wie ein erhöhtes Algenwachstum, eine Verschlechterung des Lichtklimas und der Lebensbedingungen für das Seegras (Dolch et al., 2020). Im Zentrum ihrer Flächen bleiben Seegraswiesen meist bestehen. Räumliche Änderungen finden vor allem in den Randbereichen statt, die oft von *Z. marina* gebildet werden (Dolch et al., 2020). Der Anteil an dicht- bzw. sehr dicht wachsenden Seegraswiesen ist daher ein wichtiger Hinweis für den ökologischen Zustand, ebenso wie der absolute Zuwachs an Fläche. Die letzte Beprobung im schleswig-holsteinischen Wattenmeer ergab ein ausgeglichenes Verhältnis von Flächenzunahme und Bewuchsdichte (Dolch et al., 2020)

### **Ostsee**

An der Ostseeküste Schleswig-Holsteins wächst Seegras auf überwiegend sandigen Böden. Dabei breitet sich das Seegras generell bis zu einer Tiefe von maximal 7,6 m aus (Schubert et al., 2015). Vor allem in geschützten Buchten befinden sich große und dichte Wiesen (Kuhwald et al., 2021). Die heute mit Seegraswiesen bedeckten sublitoralen Flächen der deutschen Ostsee

betragen etwa 269 km<sup>2</sup> (siehe Anhang A.2). Dabei übertrifft die Gesamtbiomasse der Ostsee-Seegraswiesen die Biomasse der in der Nordsee vorkommenden Populationen, aufgrund unterschiedlichen Wuchsformen und Seegrasarten (Schubert et al., 2015). Aufzeichnungen zur historischen Verbreitung von Seegraswiesen verzeichnen eine Tiefengrenze von 8 bis 12 m. Für die schleswig-holsteinische Ostseeküste wird angenommen, dass innerhalb dieser Tiefen vor 1960 eine zusätzliche Seegraswiesenfläche von 148 km<sup>2</sup> existierte, die heute, vermutlich aufgrund von Eutrophierung, verschwunden ist (Schubert et al., 2015). Die Ausdehnung der Seegraswiesen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins beträgt im Durchschnitt 128,6 m, in geschützten Bereichen mit einem Maximum von 2000 m.

### 3.2.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung

Seegraswiesen gelten allgemein als *Hotspots* für die Kohlenstoffspeicherung in Sedimenten. Im globalen Vergleich mit Sedimenten terrestrischer Wälder kann im Durchschnitt die doppelte Menge Kohlenstoff pro Hektar in den Sedimenten der Seegraswiesen gespeichert werden. Allerdings ist der Anteil des gespeicherten Kohlenstoffs in ihrer oberirdischen Biomasse im Vergleich zu Wäldern gering (Fourqurean et al., 2012). Vereinfacht wird Kohlenstoff in Seegraswiesen in verschiedenen Formen gespeichert (Macreadie et al., 2014):

- In oberirdischer und unterirdischer organischer Biomasse gespeicherter Kohlenstoff
- Im Sediment in organischer Form (z.B. abgestorbene Pflanzenteile von Seegras, aus Seewasser abgesunkene Partikel) gespeicherter Kohlenstoff ( $C_{org}$ )
- Im Sediment in anorganischer Form (Karbonate) gespeicherter Kohlenstoff ( $C_{anorg}$ )

Für die erste Form wird durch die photosynthetische Aktivität der Pflanzen mineralischer Kohlenstoff (CO<sub>2</sub>) als organische Substanz in den Pflanzenbestandteilen fixiert, sowohl im oberirdischen (Blätter) als auch im unterirdischen Gewebe (Wurzeln und Rhizome). Für die zweite Form wird durch die raue Oberfläche der Vegetation die Strömungsgeschwindigkeit herabgesetzt. Partikel (u.a. partikulärer Kohlenstoff) werden durch die Blätter der Seegraspflanze aus der Wassersäule "gekämmt". Diese Partikel können anschließend in Sedimenten vergraben und dort mehrere Tausend Jahre lang gespeichert bleiben (Koch et al., 2006, Mateo et al., 1997): Seegraswiesen sind Sedimentfallen und der Kohlenstoffgehalt der unterliegenden Sedimente ist bedeutender als der in der oberirdischen Pflanzenbiomasse gespeicherte Kohlenstoff. In der Kattegat-Skagerrak Region wurde ermittelt, dass im Vergleich zu den oberen 25 cm des Sediments die ober- sowie unterirdische lebende *Z. marina* Biomasse nur 3,1% zum gesamten Kohlenstoffvorrat beiträgt (Röhr et al., 2018). Wird das Kohlenstoffspeicherpotenzial für Blue Carbon bestimmt, so wird in der Regel bisher nur der Gesamtkohlenstoff im Sediment gemessen, der fixierte Kohlenstoff in der Pflanzenbiomasse nicht. In Seegraswiesensedimenten wird auch bei geringer Vegetationsdichte mehr  $C_{org}$  angesammelt als in regional vergleichbaren, nicht bewachsenen Gebieten (Jankowska et al., 2016). Der strömungsreduzierende Einfluss der Seegraswiesenvegetation auf den Wasserfluss und die sedimentäre Umgebung hängt unter anderem von den Eigenschaften der Vegetation (Art, Wuchshöhe und Dichte) (Jankowska et al., 2016, Gacia et al., 1999) ab. Die großen Variationen innerhalb der lokalen  $C_{org}$  Speicherkapazität können allerdings nicht nur anhand von Pflanzenattributen erklärt werden. Sie werden hauptsächlich durch lokale Faktoren, wie Sedimenteigenschaften (Anteil an Feinsedimenten im Meeresboden), dem lokalen hydrodynamischen Regime, der Wassertiefe, terrestrischen Einflüssen, der Trockendichte sowie dem Salzgehalt und des von außen in die Seegraswiese eingetragenen Kohlenstoffs beeinflusst (Röhr et al., 2018, Lavery et al., 2013, van Katwijk et al., 2010). Eine Übertragung von Potenzialen auf andere Gebiete

ist daher nicht sinnvoll, insbesondere wenn die Einschätzung des globalen Blue-Carbon-Potenzials von Seegraswiesen auf nur wenigen Datensätzen basiert (Lavery et al., 2013). Anhand einer Modellierung stabiler Isotopensignaturen der Seegrassedimente in der Danziger Bucht (Ostsee) wurde festgestellt, dass ein Anteil von 40-45% des  $C_{org}$  Speichers in den Sedimenten von der Biomasse der Seegraspflanzen stammt, also autochthonen Ursprungs ist (Jankowska et al., 2016). Der Rest des gespeicherten Kohlenstoffs ist allochthonen Ursprungs (Novak et al., 2020, Röhr et al., 2018). Beispielsweise fixieren auf Seegras lebende Epiphyten sowie benthische Mikroalgen in Seegraswiesen ebenfalls organischen Kohlenstoff, der sich anteilig im Sediment anreichert (Macreadie et al., 2014, Boschker et al., 2000). Darüber hinaus wird aus Flüssen stammendes organisches Material von der Vegetation der Seegraswiese aufgefangen und dort gespeichert (Macreadie et al., 2014). Der Anteil organischen Materials, der von abgestorbener Pflanzenbiomasse stammt und innerhalb der Seegraswiese gespeichert wird, ist höher als der Anteil, der in umliegende, nicht bewachsene Sedimente exportiert und dort gespeichert wird (Jankowska et al., 2016). Dennoch wird bis zu einem Viertel der Pflanzenbiomasse exportiert. Der enthaltene Kohlenstoff wird dann entweder remineralisiert, in angrenzenden Ökosystemen gespeichert oder weiter in die Tiefsee transportiert (Duarte et al., 2017). Die ausschließliche Betrachtung des Kohlenstoffpotenzials in den Sedimenten der Seegraswiesen könnte folglich ihr Gesamtpotenzial unterschätzen. Gleichzeitig wird in der Blue-Carbon-Forschung kontrovers diskutiert, ob das Kohlenstoffbindepotential von Seegraswiesen möglicherweise überschätzt wird, wenn  $CO_2$ -Emissionen durch Kalzifizierungsprozesse keine Berücksichtigung finden (Van Dam et al., 2021). Seegraswiesen bieten einen Lebensraum für kalkbildende Epiphyten, Makroalgen und benthische Wirbellose und scheiden auch selbst Kalziumkarbonat aus, wobei  $CO_2$  frei wird und der  $CO_2$ -Bindung durch  $C_{org}$ -Aufbau in Seegraswiesen im Gesamtbudget entgegen stehen kann (Howard et al., 2018). Kalzifizierungsprozesse könnten somit der Netto- $C_{org}$  Sequestrierung entgegenwirken (Macreadie et al., 2017, Mazarrasa et al., 2015).

Der mögliche Export von allochthonem Kohlenstoff aus Seegraswiesen in andere Blue-Carbon-Ökosysteme, sowie die Berücksichtigung möglicher Prozesse, die dem Kohlenstoffspeicherpotenzial entgegenwirken, sind noch offene Fragestellungen.

### **Nordsee**

Trotz eines Aufwärtstrends der Seegraswiesenbestände im Wattenmeer im nördlichen Schleswig-Holstein und obwohl es noch keine belastbaren Daten für den bestehenden und langfristigen  $C_{org}$  Speicher für das deutsche Wattenmeer gibt, ist ein geringes Speicherpotenzial zu erwarten, vor allem im Vergleich mit der Ostsee (Dolch, pers. Komm.). Gründe sind das überwiegend sandige unterliegende Sediment (siehe Kapitel 3.3: Sedimente), sowie die Unterschiede zwischen den dominierenden Arten: Das Seegras im Wattenmeer bildet weniger Biomasse, wodurch weniger abgestorbene Seegrasbiomasse im Sediment eingelagert wird.

### **Ostsee**

Die  $C_{org}$  Speicher der deutschen Ostsee sind teilweise 13-mal höher als in anderen Regionen der Ostsee (siehe Anhang A.4 & A.6), unter anderem weil sich unter den Seegraswiesen der südwestlichen Ostsee terrestrisches Torfmaterial befindet, das während der letzten Deglaziation abgelagert wurde (Stevenson et al., 2022). Entlang der deutschen Ostseeküste wurde ein  $C_{org}$  Speicher im Sediment der Seegraswiesen (*Z. marina*) von  $7,8 \pm 0,68 \text{ kg C m}^{-2}$  (in einer Tiefe von 25 cm) ermittelt (Stevenson et al., 2022).

### Zwischenfazit

- Das Kohlenstoffspeicherpotenzial von Seegraswiesen wird durch mehrere Faktoren beeinflusst, die jeweils regional variieren.
- Entlang der Küsten Deutschlands kommen zwei unterschiedliche Seegrasarten vor: In der Nordsee dominiert das Zwergseegras *Zostera noltii*, in der Ostsee *Zostera marina*. Die unterschiedlichen Arten prägen das Kohlenstoffspeicherpotenzial maßgeblich.
- Ein direkter Vergleich von  $C_{org}$  Sequestrierungsraten und bestehenden  $C_{org}$  Speichern kann vor allem die Unterschiede deutlich machen, eine Verallgemeinerung und Übertragung der Datensätze auf andere Regionen ist jedoch nicht sinnvoll.
- Die Datenlage für das Kohlenstoffspeicherpotenzial von Seegraswiesen in den deutschen Meeren ist gering. Regionale Untersuchungen und Messungen sind dringend notwendig, um lokale Potenziale genau zu quantifizieren (Ausblick siehe Überblick der Projekte Anhang A.7).
- Erste Studien zeigen einen hohen Kohlenstoffspeicher im Sediment der Seegraswiesen der deutschen Ostseeküste, vor allem aufgrund des Vorkommens terrestrischen Torflandmaterials.

### 3.3 Unbewachsene marine Sedimente

Marine unbewachsene Sedimente umfassen den freiliegenden Meeresboden, der z.B. nicht von Seegraswiesen bewachsen ist. Sie unterteilen sich in intertidale Küstensedimente und Sedimente im Subtidal. Die intertidalen Bereiche des Wattenmeeres der Nordsee umfassen hauptsächlich vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt, die dem FFH-Lebensraumtyp 1140 entsprechen (Abb. 7). In den vor Gezeiten weniger geschützten Bereichen und besonders im Subtidal nimmt die mittlere Korngröße der Sedimente zu (Dolch and Hass, 2007). Im Flachwasserbereich der deutschen Ostseeküste sind neben Sand (stellenweise kiesig/steiniger) auch Kiese und Steine stark verbreitet (Knauer et al., 2019). Für eine detaillierte Verteilung der Sedimentarten der deutschen Nord- und Ostsee siehe Abb. 5 und Abb. 6.

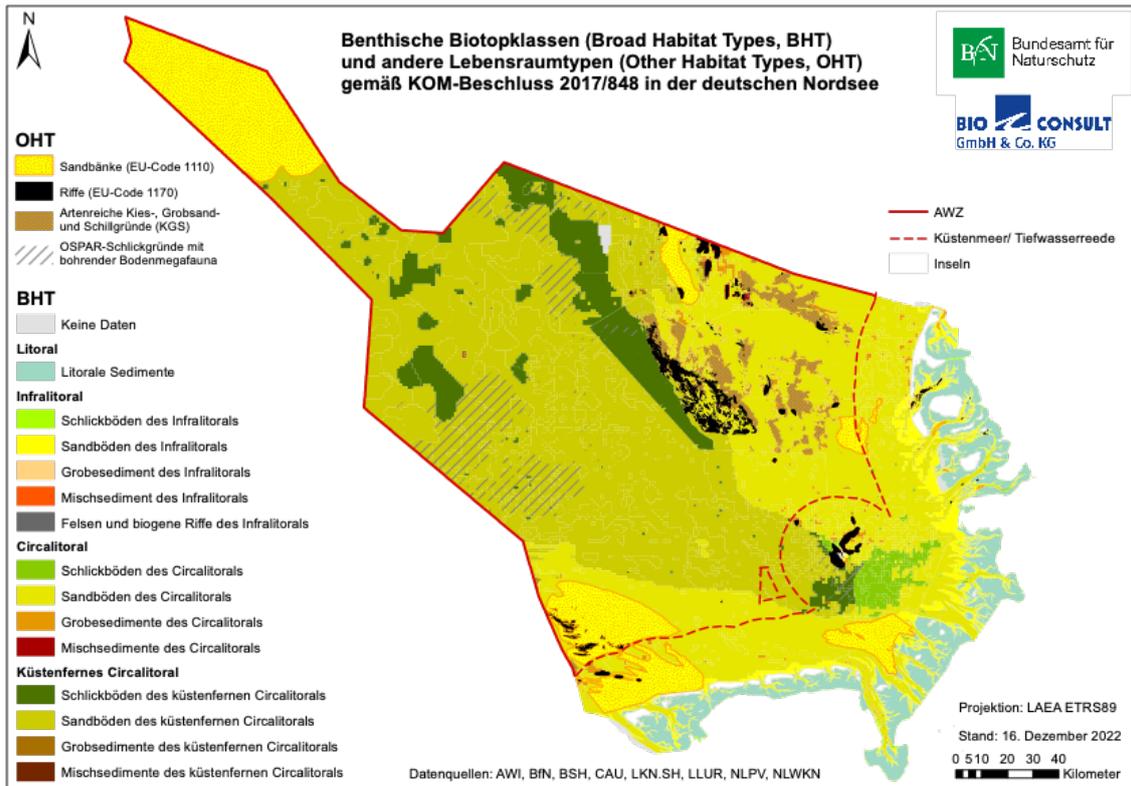


Abb. 5: Aktuelle Sedimentverteilung in der deutschen Nordsee, Quelle: BfN/K. Heinicke

Der Meeresboden der deutschen AWZ erstreckt sich über 41.034 km<sup>2</sup> in der Nordsee und 15.507 km<sup>2</sup> in der Ostsee (BfN<sup>4</sup>). Das Wattenmeer der Nordsee und damit der FFH-RLT 1140 erstreckt sich über eine Fläche von etwa 4.030 km<sup>2</sup> (Flächen basierend auf Seekarte/Topographiedaten, Daten von NLPVW & LKN SH, 2015-2016). Flächen des FFH-RLT 1140 entlang der deutschen Ostseeküste (ohne AWZ) umfassen etwa 104 km<sup>2</sup> (Monitoring Daten LUNG MV (2011-2021), Monitoring Daten LLUR SH (2012-2020) (siehe Anhang A.2).

<sup>4</sup> <https://www.bfn.de/nationale-meeresschutzgebiete> (09.05.2023)

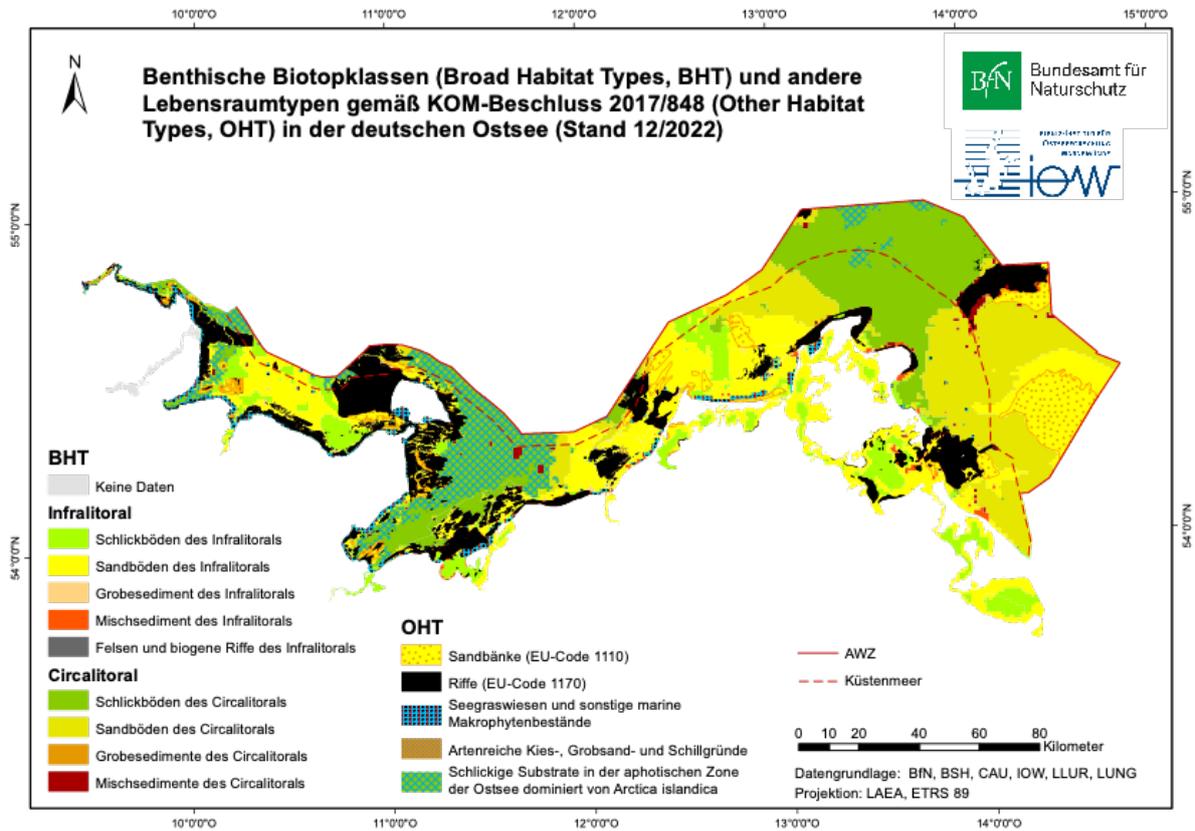


Abb. 6: Aktuelle Sedimentverteilung in der deutschen Ostsee. Quelle: BfN/K. Heinicke

Verbreitung Intertidale Sedimente

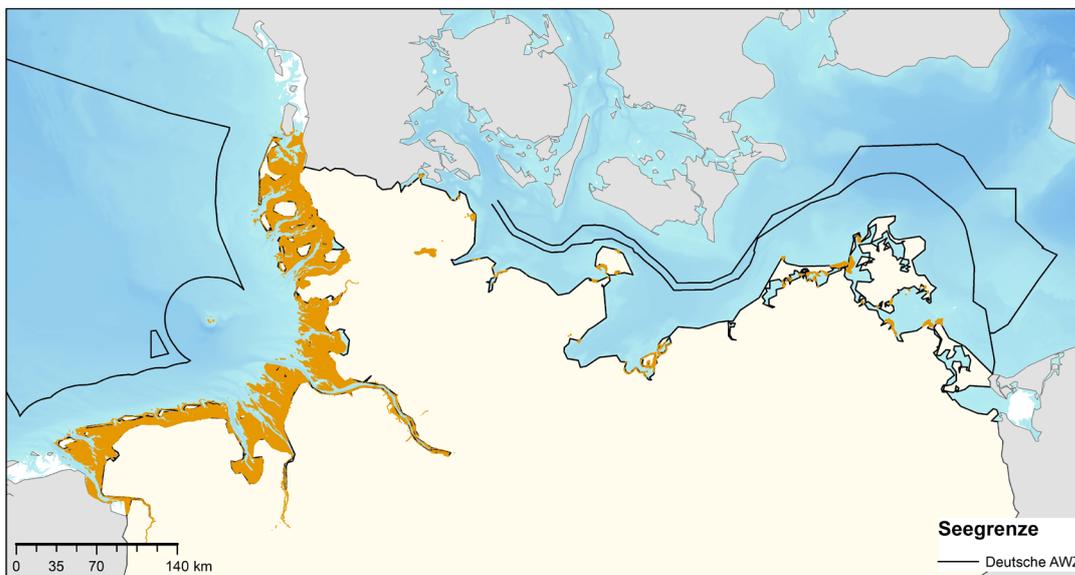


Abb. 7: Verbreitungskarte unbewachsener intertidaler Sedimente entlang der deutschen Nord- und Ostseeküste (Quellen: Nordsee: Flächen basierend auf Seekarte/Topographiedaten Daten von NLPVW & LKN SH, 2015-2016; Ostsee: Monitoring Daten LUNG MV (2011-2021), Monitoring Daten LLUR SH (2012-2020); FFH LRT 1140).

### 3.3.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung

Schelfmeere wie Nord- und Ostsee spielen eine wichtige Rolle bei der CO<sub>2</sub>-Aufnahme aus der Atmosphäre (Winogradow and Pempkowiak, 2014, Chen and Borges, 2009). Für die Speicherung von Kohlenstoff sind marine Sedimente aufgrund ihrer ausgedehnten Flächen besonders relevant (Diesing et al., 2017). Folgende Faktoren beeinflussen die langfristige Speicherung von Kohlenstoff in marinen Sedimenten:

- Sedimenttyp (und Porosität)
- Absinken von partikulärem Kohlenstoff
- Sedimentationsraten
- organischer Kohlenstoffgehalt
- Biotische und abiotische Bedingungen, sowie (natürliche) Störungen, z.B. Bioturbation, Strömungen, Temperatur

Den Großteil des Kohlenstoffinventars sowohl im Sediment als auch in der Wassersäule stellt anorganischer Kohlenstoff ( $C_{\text{anorg}}$ ) dar. Organischer Kohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ) macht nur etwa 5% des Kohlenstoffinventars aus (Legge et al., 2020).  $C_{\text{anorg}}$  kann über lange Zeit im Sediment gespeichert werden, z.B. als Karbonat in Muschelschalen (Legge et al., 2020). Betrachtet man marine Sedimente vom Kontinentalrand in Richtung Küste, nehmen in seichten und sauerstoffarmen Gebieten Sedimentationsraten, Vergrabungseffizienz und Speicherung von organischem Material zu (Burdige, 2007). Auch für das Blue-Carbon-Potenzial in marinen Sedimenten wird, vergleichbar mit allen bereits vorgestellten Blue-Carbon-Ökosystemen, derzeit vor allem die langfristige Speicherung von  $C_{\text{org}}$  betrachtet. Kohlenstoff wird in der Regel remineralisiert (Dunne et al., 2007, Burdige, 2007), allerdings kann in Sedimenten mit hohen Sedimentationsraten ein höherer Prozentsatz organischer Substanz erhalten bleiben (Keil, 2017). Bei höheren Sedimentationsraten verbleibt das organische Material kürzer an der oxischen Oberfläche, wodurch der Abbau weniger schnell voranschreitet. Der  $C_{\text{org}}$  Gehalt variiert in den verschiedenen Sedimenttypen: Feine Sedimente (z.B. Schlack) weisen einen höheren  $C_{\text{org}}$  Gehalt auf als grobkörnigere Sedimente (z.B. Sand) (Diesing et al., 2017). Trotz des geringen  $C_{\text{org}}$  Gehalts sind Sedimente aufgrund ihrer weiten Ausdehnung als  $C_{\text{org}}$  Speicher relevant (Diesing et al., 2017, Smeaton et al., 2021). Für Sedimente der AWZ Großbritanniens wurden in küstennahen Sedimenten  $C_{\text{org}}$  Gehalte von 0,4 (gravel) - 1,81 (mud) % und in küstenfernen Schelfsedimenten Werte von 0,32 (gravelly sand) - 1,10 % (mud) gemessen (Smeaton et al., 2021) (Abb. 8). Einen vergleichsweise hohen  $C_{\text{org}}$  Gehalt in Sedimenten (Gehalt von 5 bis über 10%) findet man global in Regionen mit hoher Produktivität und limitiertem Sauerstoff, beispielsweise in den Zonen des Tiefenwasseraufstiegs vor Peru und Südwestafrika (Leipe et al., 2011, Seiter et al., 2004), in tieferen Fjorden (Smeaton et al., 2021) oder auch in den tiefen Becken der Ostsee, die von frischer Wasserzufuhr abgegrenzt sind (Leipe et al., 2011).

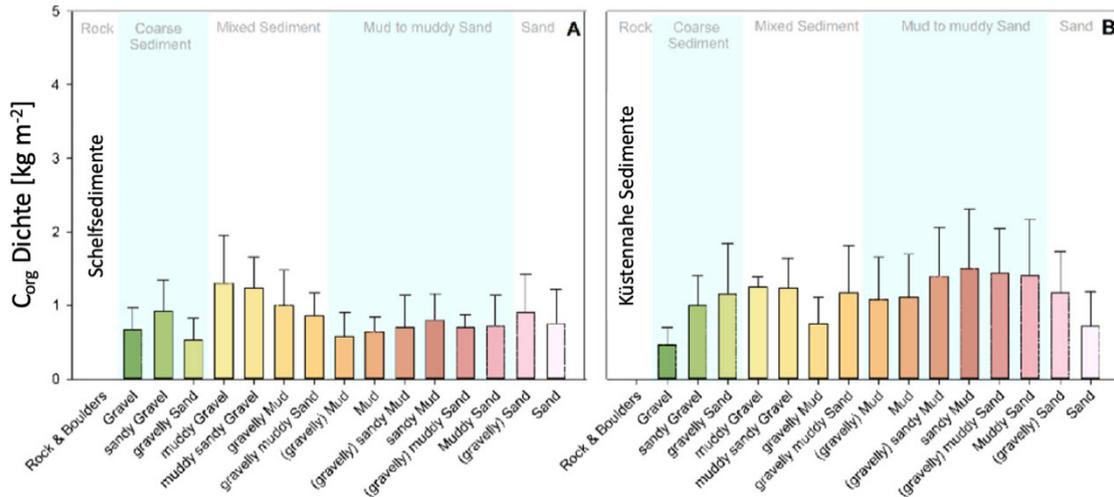


Abb. 8: Gemessene Dichte an organischem Kohlenstoff in verschiedenen Schelf- und Küstensedimenten der Ausschließlichen Wirtschaftszone Großbritanniens. Einteilung & Übersetzung: **Steine (Rock & Boulders)**; **Grobes Sediment (Coarse Sediment)**: Kies & Steine (Gravel), Kies, sandig (sandy Gravel), Sand, kiesig (gravelly Sand); **Gemischte Sedimente (Mixed sediments)**: Kies, schluffig (muddy Gravel), Kies, sandig, schluffig (muddy sandy Gravel), Schluff, Ton, kiesig (gravelly Mud), Sand, kiesig, schluffig (gravelly muddy Sand); **Sand, schluffig, tonig (Mud to muddy Sand)**: Schluff, Ton, kiesig (gravelly Mud), Schluff & Ton < 63 µm (Mud), Schluff, Ton, sandig, gering kiesig (gravelly sandy mud), Schluff, Ton, sandig (sandy mud), Sand, schluffig, gering kiesig (gravelly muddy Sand), Sand, schluffig, tonig (muddy Sand); **Sand (Sand)**: Sand, gering kiesig (gravelly Sand), Sand 63 - 2000 µm (Sand) (angepasst nach Smeaton et al., 2021)

## Nordsee

Die deutsche Nordsee kennzeichnet sich laut Diesing et al. (2021) vor allem durch einen niedrigen  $C_{org}$  Anteil, eine geringe Wassertiefe, einen hohen Tidenhub und durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten aus. Durch diese Umweltbedingungen werden die Sedimente regelmäßig aufgewirbelt, wodurch viel Sauerstoff ins Sediment eingetragen und der Abbau von  $C_{org}$  gefördert wird. Vor allem in tieferen Fjorden Norwegens wurden hohe  $C_{org}$  Gehalte in den Sedimenten ermittelt (bis zu 8,86%), während Sedimente im südlichen und östlichen Teil der Nordsee (z.B. Deutsche Bucht) im Mittel einen  $C_{org}$  Gehalt von 0,5 bis 5% aufweisen (Diesing et al., 2021). In der Nordsee findet im Schnitt eine niedrige Akkumulation von organischem Kohlenstoff statt ( $0,19 \text{ Mt C yr}^{-1}$ ), lediglich in der Norwegischen Rinne werden hohe Akkumulationsraten erreicht ( $1,24 \pm 1,2 \text{ Mt C yr}^{-1}$ ), was möglicherweise auch mit der höheren Wassertiefe und einem dadurch geringeren Sauerstoffaustausch zusammenhängt. In den oberen 10 cm der subtidalen Sedimente der Nordsee wurden ein  $C_{org}$  Speicher von  $0,04\text{-}1,23 \text{ kg C m}^{-2}$  (Diesing et al., 2021, Diesing et al., 2017, Parker et al., 2021) und eine Sequestrierungsrate von  $0,2\text{-}0,36 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  bestimmt (de Haas et al., 1997). Zum Vergleich, für den Nordwesteuropäischen Schelf wurde für die oberen 10 cm des intertidalen Watts ein  $C_{org}$  Speicher von  $1,3\text{--}18,4 \text{ kg C m}^{-2}$  mit einer Sequestrierungsrate von  $11\text{-}37 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  errechnet (Legge et al., 2020, Armstrong et al., 2020) (siehe Anhang A.6, Abb. 9). Der  $C_{org}$  Speicher pro  $\text{m}^2$  in den intertidalen Sedimenten des Nordwesteuropäischen Schelfs ist damit  $14,9\text{-}32,5$  größer als in den subtidalen Sedimenten der Nordsee.

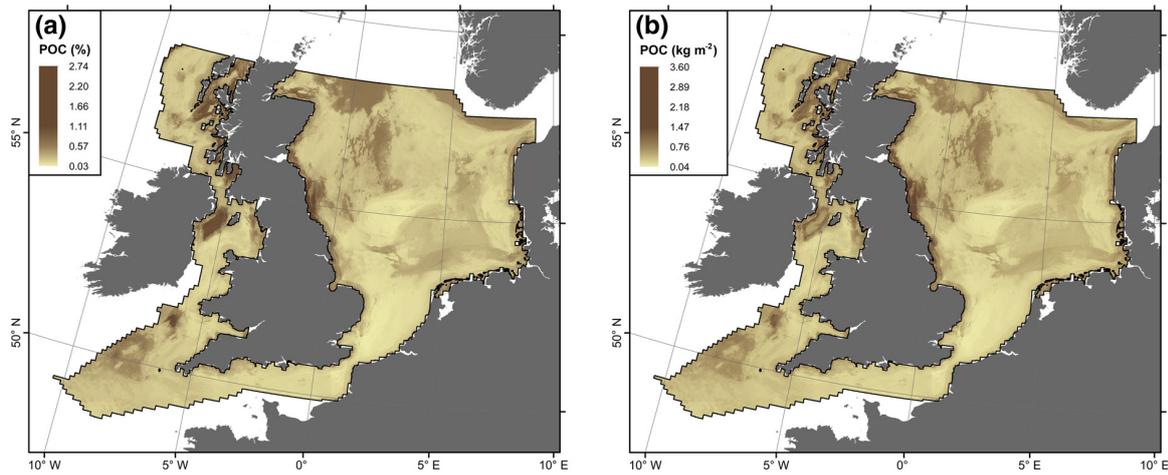


Abb. 9: **(a)** Modellierte POC (particulate organic matter) Konzentrationen (in %) und **(b)** Speicher (in  $\text{kg m}^{-2}$ ) in subtidalen Sedimenten der Nordsee (aus Diesing et al., 2019)

Bei der Anreicherung von  $C_{\text{org}}$  in marinen Sedimenten wird zwischen turnover, accumulation und transition Zonen unterschieden (Diesing et al., 2021). In turnover Zonen wird  $C_{\text{org}}$  vermehrt abgebaut, in accumulation Zonen wird  $C_{\text{org}}$  im Sediment akkumuliert und gespeichert. Die transition Zone bildet mit Wassertiefen, Strömungsgeschwindigkeiten und Sauerstoffeindringtiefen, die zwischen denjenigen der turnover und accumulation Zonen liegen, den Übergang zwischen den beiden Zonen. Der  $C_{\text{org}}$  Gehalt in der transition Zone ist durchschnittlich und die Akkumulation vernachlässigbar. Aufgrund der oben beschriebenen Umweltfaktoren ist die deutsche Nordsee in weiten Bereichen eine turnover Zone. Nur ein kleiner Teil der deutschen Nordsee ist eine *transition* Zone (Abb. 10).

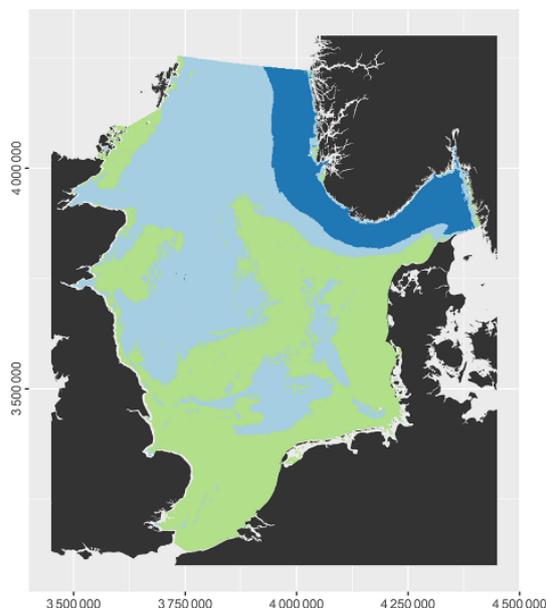


Abb. 10: Nordsee und Skagerrak im Kontext der Anreicherung organischen Kohlenstoffs in den Sedimenten: Region 1 (hellblau) - transition zone; Region 2 (grün) - turnover zone, und Region 3 (dunkelblau) - accumulation zone (aus Diesing et al., 2021)

## Ostsee

Die meist schlickigen Sedimente der Ostsee sind feinkörniger und somit reicher an organischem Material als die Sedimente der Nordsee (Leipe et al., 2011). Darüber hinaus ist die Ostsee ein eutrophiertes Gewässer. Die intensive Landwirtschaft und der Eintrag von Düngemitteln über die zahlreichen Flüsse der Anrainerstaaten sorgen für einen Nährstoffüberfluss (Andersen et al., 2017, Gustafsson et al., 2012, Rönnerberg and Bonsdorff, 2004). Dadurch kommt es zu intensiven Phytoplanktonblüten. Der produzierte organische Kohlenstoff sinkt zu Boden und wird remineralisiert, wodurch Sauerstoff verbraucht wird und anoxische Zonen in den tiefen Becken der Ostsee entstehen (Köuts et al., 2021). Für eine Einschätzung des  $C_{org}$  Speichers muss, wie auch bei allen anderen Blue-Carbon-Ökosystemen und -Biotopen, geklärt werden, wieviel aufgenommener Kohlenstoff tatsächlich langfristig in marinen Sedimenten gebunden wird, wie hoch der Kohlenstoffrückfluss, z.B. durch Remineralisierung von den Sedimenten in die Wassersäule ist und wie viel Kohlenstoff in andere Meeresbereiche exportiert wird (Chen and Borges, 2009, Leipe et al., 2011). Für die Sedimente der Ostsee wurde im Vergleich zur Nordsee ein etwa doppelt so hoher Kohlenstoffspeicher ( $0,83 \pm 0,09 \text{ kg C m}^{-2}$ ) in den oberen 10 cm modelliert (Scheffold and Hense, 2020, Diesing et al., 2017). Als Grund wird der auch im globalen Vergleich hohe  $C_{org}$  Gehalt der (südwestlichen) Ostsee-Sedimente angesehen (Bunke et al., 2019). Dieser variiert von 0,1% in flachen, sandigen Gebieten bis zu 16% in tiefen, schlammigen Becken (z.B. Gotland Becken, wobei hier auch die Bildung von anoxischen Zonen eine Rolle spielt) (Leipe et al., 2011). Für die gesamte Ostseeküste konnte im Mittel eine Sequestrierungsrate von  $18\text{-}22 \text{ g } C_{org} \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  ermittelt werden (Winogradow and Pempkowiak, 2014) (siehe Anhang A.6). Allerdings werden dort 96% des auf den Meeresboden sedimentierten  $C_{org}$  wieder in die Wassersäule recycelt und nur 4% werden dauerhaft gespeichert, was in etwa  $1 \pm 0,3 \text{ Tg } C_{org} \text{ yr}^{-1}$  entspricht (Nilsson et al., 2019). Für die deutsche AWZ der Ostsee wurde das Potenzial der jährlichen Kohlenstoffsequestrierung und des gesamten Kohlenstoffspeichers in marinen Sedimenten bisher nicht bestimmt.

## Zwischenfazit

- Für die marinen Sedimente der Ostsee wurde im Vergleich zur Nordsee ein etwa doppelt so hoher Kohlenstoffspeicher ermittelt (obere 10 cm), da die Nordsee einen niedrigen  $C_{org}$  Gehalt, eine geringe Wassertiefe, einen hohen Tidenhub und hohe Strömungsgeschwindigkeiten aufweist.
- In Bilanzierungen für den langfristigen Kohlenstoffspeicher mariner Sedimente werden derzeit hauptsächlich  $C_{org}$  Speicher betrachtet. Für ein ganzheitliches Bild sollten zusätzlich auch die  $C_{anorg}$  Speicher sowie Kohlenstoffflüsse (anorganisch und organisch) untersucht werden.
- Werte für das Potenzial der jährlichen Kohlenstoffsequestrierung und des gesamten Kohlenstoffspeichers in marinen Sedimenten der deutschen AWZ wurden bisher weder für die Ostsee noch für die Nordsee detailliert bestimmt.

### 3.4 Makroalgen

Makroalgen zählen zu den produktivsten marinen Makrophyten und werden in der aktuellen Forschung als relevantes Blue-Carbon-Biotop diskutiert. Seetang, der hochproduktive und ausgedehnte marine Wälder bilden kann, spielt bei der aktuellen Betrachtung eine prominente Rolle.

#### Nordsee

In der deutschen Nordsee befinden sich potenziell relevante Vorkommen von Seetangwäldern hauptsächlich um die Insel Helgoland (Pehlke and Bartsch, 2008, Bartsch and Tittley, 2004). Diese bestehen unter anderem aus Braunalgen, die sich im Subtidal vor allem aus Laminariales (Kelp) wie *Laminaria digitata*, *Laminaria hyperborea*, und *Saccharina latissima* aber auch anderen Braunalgen wie *Desmarestia aculeata* zusammensetzen (Pehlke and Bartsch, 2008). Im finden sich Unterwuchs diverse Rotalgenarten, wie *Delesseria sanguinea* oder *Plocamium cartilagineum* (Uhl et al., 2016). Braunalgen der Gattung *Fucus* kommen vor allem in der Gezeitenzone vor (Bartsch and Tittley, 2004). Die Wachstumsgrenze des Braunalgenwaldes um Helgoland liegt bei 8-10 m, während Rotalgen auch noch bis 20 m Tiefe vorkommen (Pehlke and Bartsch, 2008, Lüning, 1969). Die Insel Helgoland bietet das einzige natürliche Felssubstrat in der Deutschen Bucht, wodurch sich regionale Seetangwälder nur dort ansiedeln können (siehe auch Anhang A.2).

#### Ostsee

Der bis zu 1,5 m hohe Blasentang (*Fucus vesiculosus*), der bei Helgoland nur in der Gezeitenzone wächst, besiedelt fast im gesamten Ostseeraum das Subtidal und gilt dort als ökologisch wichtigster Primärproduzent und Habitatbildner (Graiff et al., 2015). *F. vesiculosus* gilt als Indikator zur Bewertung der Wasserqualität der Ostsee nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (Bobsien, 2015, Schories et al., 2009).

#### 3.4.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung

Makroalgen fixieren bei der Photosynthese große Mengen Kohlenstoff. Je größer die Pflanzenbiomasse ist, desto größer ist die Menge an fixiertem Kohlenstoff. Aufgrund ihrer weiten globalen Verbreitung (auch im Vergleich zu Salzmarschen, Seegrasswiesen und Mangrovenwäldern), werden sie als Blue-Carbon-Biotop diskutiert. Ihre Vorkommen begrenzen sich überwiegend auf felsige Küsten und flache Riffe, wodurch das Potenzial organischen Kohlenstoff zu sequestrieren vermutlich nur dort auftritt, wo in Makroalgen-Detritus fixierter Kohlenstoff entweder in umliegende (tiefe) Biotope oder in umliegende Biotope mit langfristiger Bindungskapazität (z.B. Salzmarschen, Seegrasswiesen) transportiert werden kann (Queirós et al., 2019, Krumhansl and Scheibling, 2012, Krause-Jensen and Duarte, 2016). Sie agieren also als Kohlenstoffspender, d.h. sie sind selbst keine Kohlenstoffsenke, sondern exportieren Kohlenstoff in andere Ökosysteme und Biotope, wo er langfristig gespeichert werden könnte (Hill et al., 2015). Der Detritus-Fluss zwischen Biotopen ist eine wichtige Form der Konnektivität, die sich sowohl auf die regionale Produktivität, als auch auf die räumliche Organisation von Ökosystemen auswirkt. Geschätzt könnten global 80% des durch Makroalgen fixierten  $C_{org}$  (entspricht durchschnittlich  $706 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ , anhand Schätzungen der Detritusmenge weltweiter Seetangvorkommen) über diesen Detritus-Fluss exportiert werden (Krumhansl and Scheibling, 2012). Das konkrete Schicksal des exportierten Kohlenstoffs ist oft unklar (Hill et al., 2015). Um die Effektivität eines Kohlenstoffspender-Systems beurteilen zu können, wurden von Hill et al. (2015) drei Voraussetzungen definiert:

- Der Kohlenstoffspender sollte sich durch eine hohe Biomasseproduktionsrate auszeichnen.
- Die Möglichkeit des effektiven Exports dieser Biomasse in Lebensräume, die den Kohlenstoff speichern können, muss gegeben sein.
- Der exportierte Kohlenstoff sollte in diesen Lebensräumen effektiv und vor mikrobiellem Abbau gesichert gespeichert werden können.

Organischer Kohlenstoff, der zuvor durch Makroalgen fixiert wurde, konnte in Sedimenten tieferer Gebiete nachgewiesen werden (Queirós et al., 2019, Krause-Jensen and Duarte, 2016), wo er unter Umständen langfristig gespeichert werden könnte. Von dem Anteil des in Makroalgenbiomasse fixierten Kohlenstoffs, der langfristig in Sedimenten gespeichert wird, werden geschätzt 90% in der Tiefsee und 10% in küstennahen Sedimenten gespeichert (Krause-Jensen and Duarte, 2016). Dadurch ist eine Einschätzung des realistischen regionalen Potenzials generell schwierig. Ebenso unklar ist, wie viel Kohlenstoff beim Export in die Tiefsee remineralisiert und wieder freigesetzt wird (Gallagher et al., 2022). Relevante offene Fragen sind daher der Verbrauch des Detritus durch Herbivore oder Mikrofauna, die in diesem Zusammenhang bestehende Remineralisierung und die lokale Nettoprimärproduktion der Makroalgen (Gallagher et al., 2022).

### **Nordsee**

In den letzten Jahrzehnten (zwischen 1966 und 2006) haben sich sowohl die Tiefenverteilung, die Biomasse, sowie die Verteilung dominierender Arten (innerhalb) der Seetangwälder um Helgoland signifikant verändert (Pehlke and Bartsch, 2008). In der deutschen Nordsee vor Helgoland umfassen die Seetangwälder ungefähr eine Fläche von 9,4 km<sup>2</sup> (Bartsch, pers. Komm.). Wegen erhöhter Wassertemperaturen breiten sich die Seetangwälder um Helgoland weiter in die Tiefe aus; pro m<sup>2</sup> nahmen Tiefengrenzen aber auch Biomasse zu (Steinberg, 2019). Die jährliche Fixierungsrate für den in die Biomasse der Seetangwälder um Helgoland aufgenommenen  $C_{org}$  wird auf 330 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> geschätzt (Bartsch, pers. Komm.). Im Vergleich dazu wurde für die an Großbritanniens Nordseeküste vorkommende Art *L. hyperborea* eine etwa 1,8 mal so hohe jährliche Fixierungsrate (Biomasse) von 611 ± 207,4 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> ermittelt (Burrows et al., 2014). Erste Schätzungen zur Sequestrierungsrate in tiefen Küstensedimenten des Nordatlantiks (Großbritannien & Norwegen) ergaben durchschnittlich 8,75 (± 9,85) bis 13 (± 5) g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> (Queirós et al., 2019, Frigstad et al., 2021) (siehe Anhang A.5).

### **Ostsee**

Die Fläche und das Kohlenstoffpotenzial von Makroalgen in der deutschen Ostsee sind bislang unbekannt und lassen sich nicht verlässlich schätzen.

### **Zwischenfazit**

- Das langfristige Kohlenstoffspeicherpotenzial von Makroalgen wird derzeit kontrovers diskutiert da der in ihrer Biomasse fixierte Kohlenstoff nicht direkt im unterliegenden Sediment gespeichert wird.
- Der in Makroalgen fixierte Kohlenstoff verbleibt nach derzeitigem Wissensstand in tieferen Meeresgebieten, wo er als allochthoner Kohlenstoff eingetragen und ggfs. abgelagert wird.
- In den deutschen Meeren wird derzeit hauptsächlich das Potenzial der Seetangwälder vor der Insel Helgoland (Nordsee) betrachtet.

### 3.5 Biogene Riffe

Riffe werden dem FFH-Lebensraumtyp 1170 zugeordnet und umfassen geogene und biogene Riffe (European Commission, 2013). Biogene Riffe werden von marinen Organismen aufgebaut und bilden biogene Hartsubstrate aus, wie z.B. Sandkorallen-Riffe oder Muschel- und Austernbänke. Häufig sind sie mit einer charakteristischen Makrofauna assoziierter Arten bewachsen, in der Ostsee auch mit Großalgen (BfN<sup>5</sup>).

In der deutschen Nord- und Ostsee (Küstenmeer und AWZ) gelten Miesmuscheln (*Mytilus edulis*, rezente Bestände) sowie historisch Europäische Austern (*Ostrea edulis*) und Polychaeten (*Sabellaria sp.*) als Gründungsarten biogener Riffe. Seit zwei Jahrzehnten bildet auch die eingewanderte Pazifische Auster (*Crassostrea gigas*) im Wattenmeer großflächige Austernbänke und damit ebenfalls ein biogenes Hartsubstrat.

Biogene Riffökosysteme bedeckten historisch große Teile des Nordseebodens. Durch die Bereitstellung von Lebensraum für andere Arten gelten sie als *Hot Spots* der Biodiversität mit bedeutenden ökologischen Effekten, wie verbesserter Wasserqualität durch Filtration, erhöhter Nährstoffzirkulation und der Bereitstellung von Lebens- und Aufzuchttraum für marine Organismen (Pogoda, 2019). Diese Lebensräume spielen möglicherweise eine wichtige Rolle im marinen Kohlenstoffsystem gemäßiger Breiten. Die ehemals weit verbreiteten Riffe der Europäischen Auster *Ostrea edulis* verschwanden vor etwa 100 Jahren durch Überfischung aus der Deutschen Bucht (Pogoda, 2019). Basierend auf Schätzungen der ehemals bedeckten Gesamtfläche (21.000 km<sup>2</sup>) und einer konservativ geschätzten Dichte (1-3 ausgewachsene Tiere je m<sup>2</sup>) (Gercken and Schmidt, 2014) wurde in der südlichen Nordsee historisch ein erheblicher Anteil an (anorganischem) Kohlenstoff in Austernschalen gebunden. Große Teile dieses Bestands wurden abgeerntet und es ist unklar, wie viel C<sub>anorg</sub> der Schalen durch z.B. Vergrabung in den Sedimenten der Nordsee verblieb. Im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen laufen derzeit Wiederansiedlungsversuche für die ökologische Schlüsselart *O. edulis* (Pogoda et al., 2020). Diese werden im Schutzgebiet Borkum Riffgrund erprobt und erforscht. Um mögliche Synergieeffekte von Naturschutz- und Klimaschutzmaßnahmen im sublitoralen Bereich der Nordsee zu nutzen, muss die Rolle von *O. edulis* Riffen im Kohlenstoffkreislauf erforscht und verstanden werden.

Auch die Rolle der heimischen Miesmuschel, *M. edulis*, im Kohlenstoffkreislauf der deutschen Küstenregionen ist wenig erforscht. *M. edulis* sowie die invasive *C. gigas* (siehe Abschnitt Klimawandeleffekte) kommen im Eulitoral aber auch im sublitoralen Bereich des Wattenmeeres vor (Reise and Buschbaum, 2017). 2013 wurden für Niedersachsen insgesamt 250.000 Tonnen Lebendmasse beider Arten ermittelt, wobei *C. gigas* aufgrund ihrer Größe mit 80% die Gesamtbioasse dominierte (Folmer et al., 2017).

#### 3.5.1 Funktion der Kohlenstoffaufnahme und -speicherung

Das Blue-Carbon-Potenzial biogener Riffe, z.B. von Muschel- und Austernbänken, wird derzeit kontrovers diskutiert: Es ist nicht geklärt ob sie als Kohlenstoffsinken oder -quellen agieren (Burrows et al., 2014, Fodrie et al., 2017, Filgueira et al., 2018). Sie sind entsprechend bisher nicht als zu berücksichtigendes Blue-Carbon-Biotop gelistet (Mcleod et al., 2011).

In der Nordsee wurde aktive Biodeposition, also die Ablagerung biologischen Materials durch

<sup>5</sup> <https://www.bfn.de/riffe> (09.05.2023)

Organismen, z.B. durch lebende Muscheln, bisher nur teilweise und für wenige Arten quantitativ erfasst. Für die Europäische Auster *O. edulis* wurde diese nur in Laborexperimenten untersucht ( $51,1 \pm 18,25 \text{ g C}_{\text{org}} \text{ m}^{-2}$  pro Jahr bzw.  $2,62 \pm 0,57 \text{ g}_{\text{TPM}} \text{ m}^{-2}$  pro Tag, Dichte: 75 Individuen  $\text{m}^{-2}$ ) (Lee et al., 2020). Für Große Miesmuscheln *Modiolus modiolus* wurde in Feldexperimenten (Loch Linnhe, Schottland) eine im Vergleich etwa 1,6-mal höhere aktive Biodeposition gemessen ( $4,29 \text{ g}_{\text{TPM}} \text{ m}^{-2}$  bzw.  $0,69 \text{ g}_{\text{POM}} \text{ m}^{-2}$  pro Tag, Dichte: 40 Individuen  $\text{m}^{-2}$ ). Die Biodepositionsraten (Faeces und Pseudofaeces) pro Individuum (*M. modiolus*) pro Tag variieren stark saisonal mit etwa 8,3-mal höheren Werten während der Phytoplanktonblüte ( $40,9 \text{ mg}_{\text{TPM}}$  bzw.  $4,92 \text{ mg}_{\text{TPM}}$ ) (Kent et al., 2017, Navarro and Thompson, 1997). Zusätzlich konnte eine passive Sedimentdeposition durch die Oberflächenstruktur toter *M. modiolus* Schalen ( $2,3_{\text{TPM}} \text{ g m}^{-2}$  bzw.  $0,29 \text{ g}_{\text{POM}} \text{ m}^{-2}$  pro Tag, Dichte: 40 Individuen  $\text{m}^{-2}$ ) nachgewiesen werden (Kent et al., 2017). Die raue Oberfläche biogener Riffe verlangsamt die Strömungsgeschwindigkeit im Wasserkörper, wodurch sich Biodepositions- und Sedimentationsprozesse (passive Sedimentation) verstärken und zu einem erhöhten Kohlenstofffluss zum Meeresboden führen können. Für Vorkommen des riffbildenden Röhrenwurms *Lanice conchilega* wurde modelliert, dass der Einfluss seiner biogeomorphologischen Struktur auf Sedimentationsdynamiken weit über die Bereiche der biogenen Struktur und über die Lebensspanne der einzelnen Individuen hinauswirkt (Borsje et al., 2014). Mit steigender Dichte und zunehmenden Röhrenlängen im Riff nimmt die Strömungsgeschwindigkeit des darüberstreichenden Wasserkörpers ab. Röhrenwürmer der Art *L. conchilega* bilden diese Strukturen durch Anreicherung von Sandkörnern und Muschelschalenstückchen. Sie gelten nicht als klassische biogene Riffe, die aus Kalk bestehendes Hartsubstrat bilden (BfN, 2018). Der durch dreidimensionale Strukturen entstehende Einfluss am Meeresboden ist jedoch vergleichbar.

Wie alle Sekundärproduzenten produzieren Riffbildner durch ihre Stoffwechselprozesse  $\text{CO}_2$ . Auch der Prozess der Schalenbildung führt zu einer Nettoausgasung von  $\text{CO}_2$  in die Wassersäule (Fodrie et al., 2017, Martin et al., 2007). Die Freisetzung von  $\text{CO}_2$  aus Sedimenten biogener Riffe ist zudem saisonal bedingt, mit höheren Raten im Frühjahr und Sommer durch die Ablagerung von organischem Material und steigenden Temperaturen (Ray and Fulweiler, 2021). Die Produktion von Treibhausgasen kann auch von standortspezifischen Gegebenheiten abhängig sein. So ist deren Produktion z.B. an Standorten mit niedrigen Nährstoffkonzentrationen begrenzt (Ray and Fulweiler, 2021). Der Kohlenstofffluss ( $\text{C}_{\text{anorg}}$ ) in verschiedenen Muschelarten variiert von  $-1.656$  (*Mytilus galloprovincialis*, Kohlenstoffausstoß) bis  $103 \text{ g C}_{\text{anorg}} \text{ m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$  (*C. gigas*, Kohlenstoffspeicherung) (Filgueira et al., 2019). Zum Vergleich: Der Wert der möglichen Kohlenstoffspeicherung entspricht etwa 40% der mittleren global geschätzten Kohlenstoff Akkumulationsrate in Salzmarschsedimenten ( $\text{CAR}$ ,  $244,7 \text{ g C m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ ) (Ouyang and Lee, 2014).

Das  $\text{CO}_2$  Budget biogener Riffe wird in der Literatur, unter Berücksichtigung verschiedener Annahmen, Faktoren und Arten wie folgt berechnet (Jansen and van den Bogaart, 2020):

- A. Reine Betrachtung des in Schalenmaterial gebundenen Kohlenstoffs ( $\text{C}_{\text{anorg}}$ , Aufbau von Kalkstrukturen), was immer zu einem positiven Kohlenstoffsequestrierungspotenzial ( $\text{CO}_2$  Senke) führt
- B. Betrachtung der C-Bindung in Schalenmaterial unter Einbezug der  $\text{CO}_2$  Produktion durch Schalenbildung und Atmung. Bezogen nur auf die Stoffwechselprozesse, welche die Schale betreffen (10% des  $\text{CO}_2$  aus der Atmung), resultiert diese Berechnung in einem geringen aber positiven Kohlenstoffsequestrierungspotenzial ( $\text{CO}_2$  Senke)

- C. Betrachtung der C-Bindung in Schalenmaterial unter Einbezug der CO<sub>2</sub>-Produktion durch Schalenbildung und Stoffwechselprozesse. Bezogen auf den ganzen Organismus (Schale und Weichkörper/organisches Gewebe) resultiert diese Berechnung immer in einem negativen Kohlenstoffsequestrierungspotenzial (CO<sub>2</sub> Quelle)
- D. Vollständige Betrachtung des Kohlenstoffkreislaufs der riffbildenden Organismen inklusive Biodeposition, Sedimentation sowie Resuspension z.B. an den Riffändern oder Bioturbation am Riff. Viele Faktoren dieser Gleichung sind noch nicht ausreichend bestimmt und erlauben noch keine generellen Aussagen.
- E. Kohlenstoffbilanz biogener Riffe zusammen mit den ökologischen Interaktionen im Gesamtsystem.

Die Berechnungsmethodik einer vollständigen Betrachtung inklusive Biodeposition und Sedimentation (Punkt D) kann am Beispiel eines Austernriffs (Abb. 11) durch folgende Gleichung vereinfacht dargestellt werden: (Biodeposition + passive Sedimentation + Kalzifizierung) – (Veratmung CO<sub>2</sub> + Kalzifizierung CO<sub>2</sub>).

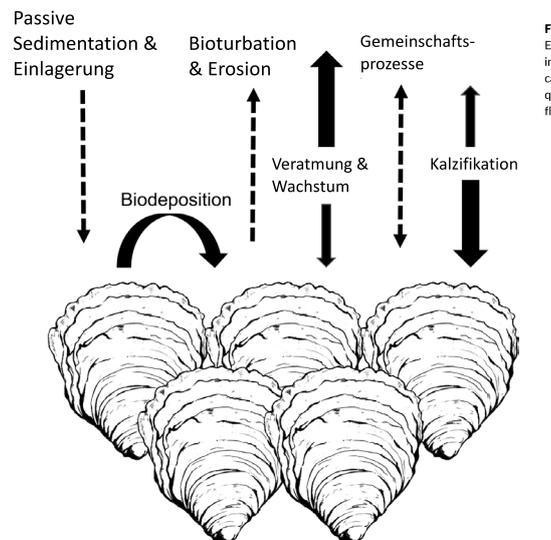


Abb. 11: Konzept des Kohlenstoffbudgets von Muschel- und Austernbänken am Beispiel der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*, linke Abbildung): Ablagerung von Kohlenstoff (Pfeil nach unten) oder die Freisetzung von Kohlenstoff (Pfeil nach oben); die Größe der Pfeile gibt einen Hinweis auf die relative Menge des abgegebenen oder aufgenommenen Kohlenstoffs. Grafik aus Lee et al., 2020

Die Aspekte einer integrierten Kohlenstoffbilanz biogener Riffe und ihren ökologischen Interaktionen im Gesamtsystem (Punkt E, Abb. 12) wurden bisher nicht quantifiziert. So filtrieren Austern- und Muschelbänke Phytoplankton (Jansen and van den Bogaart, 2020), das als Primärproduzent CO<sub>2</sub> fixiert. Allerdings ist die Primärproduktion im Meer oft Stickstoff oder Phosphat-limitiert. Durch die aktive Filtration von Muscheln und Austern werden Nährstoffe regeneriert, die so sowohl den Primärproduzenten in nährstoffarmen Gebieten oder Jahreszeiten (Sommer) wie auch der im Sediment lebenden Mikrofauna zur Verfügung stehen (Kellogg et al., 2014, Lejart et al., 2011, Jansen and van den Bogaart, 2020, Prins et al., 1995). Durch diese positive Rückkopplung wird möglicherweise das von Muscheln und Austern durch

Kalzifizierung und Atmung freigesetzte  $\text{CO}_2$  nicht wieder in die Atmosphäre freigegeben, sondern durch verstärkte photosynthetische Aktivität aufgenommen.

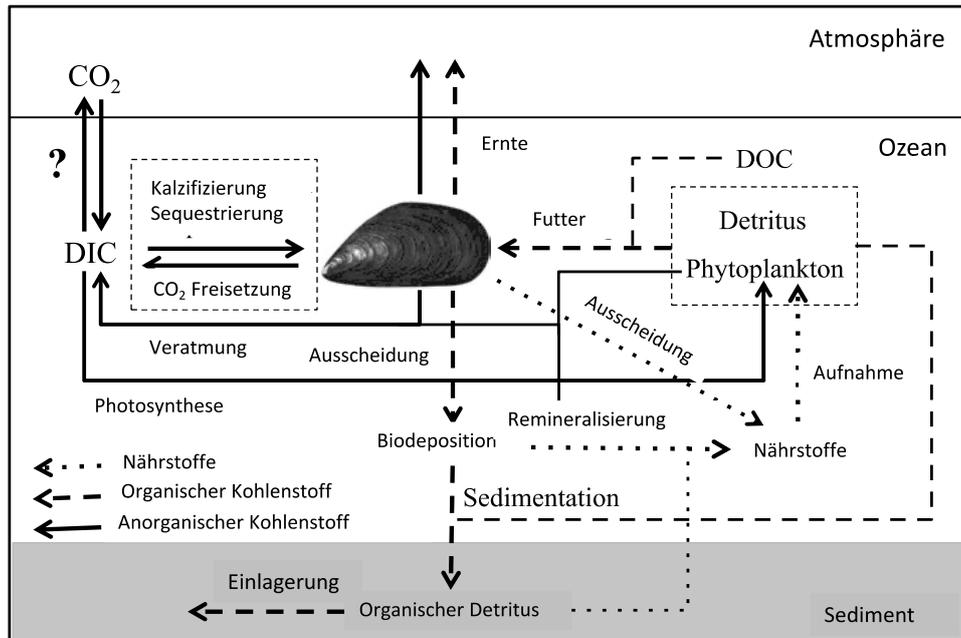


Abb. 12: Kohlenstoffflüsse in einer Muschelbank. Pfeile: anorganischer Kohlenstoff, gestrichelte Pfeile: Organischer Kohlenstoff, gepunktete Pfeile: Einfluss einer Muschelpopulation auf die Speicherung anorganischer Nährstoffe (Dissolved organic Carbon DOC: Gelöster organischer Kohlenstoff; Dissolved inorganic Carbon DIC: gelöster anorganischer Kohlenstoff); nach Filgueira et al., 2015

Das Netto-Budget aller Prozesse hängt auch von Umweltfaktoren wie der Wassertiefe, der Stabilität der Sedimente oder der anthropogenen Nutzung ab. Die Lage von Muschel- und Austerbänken hat einen entscheidenden Einfluss auf ihre Kohlenstoffspeicherrate. In US-amerikanischen Studien wurden Riffe der dort heimischen Austerart *Crassostrea virginica* als Kohlenstoffsinken identifiziert, die im flachen Subtidal liegen oder an Salzwiesen angrenzen. Ihre gemessene Kohlenstoffaufnahme (Produktion von organischem Kohlenstoff minus Produktion von anorganischem Kohlenstoff) betrug  $100 \pm 40$  bzw.  $130 \pm 40 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ . *C. virginica* Riffe der Gezeitenzone sind dagegen Kohlenstoffquellen, für die ein Kohlenstoffausstoß von  $710 \pm 120 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  gemessen wurde (Fodrie et al., 2017).

Um das Potenzial biogener Riffe in den deutschen Meeren zu verstehen sind Analysen der Prozesse innerhalb bestehender Riffe, aber auch die Berücksichtigung relevanter angrenzender Prozesse und Interaktionen, notwendig. Nur ein ganzheitlicher Ökosystemansatz kann die Bedeutung biogener Riffe im Kohlenstoffkreislauf erfassen (Filgueira et al., 2015). Biogene Riffe sind artenreiche Lebensräume, mit einem entsprechend hohen Kohlenstoffanteil, welcher in der Biomasse der dort beheimateten Tier- und Pflanzenarten gespeichert wird. Gleichzeitig bedecken biogene Riffe das unterliegende Sediment, verringern möglicherweise mechanische Störungen, Resuspension sowie Sauerstoffeintrag und damit langfristig die Remineralisierung von organischem Kohlenstoff. Die Auswirkungen von Muschel- und Austernvorkommen vor allem auf das unterliegende Sediment und damit auf den  $C_{org}$  Speicher dort wurden bisher nur in einer Studie berücksichtigt (Fodrie et al., 2017).

Zusätzlich muss das Kohlenstoffbudget biogener Riffe im zeitlichen Kontext gesehen werden. Während die Bildung der Kalkschalen beim Prozess der Kalzifizierung  $CO_2$  freisetzt, kann der so gebundene partikuläre anorganische Kohlenstoff (PIC) in dieser Form für Jahrzehnte, Jahrhunderte oder Jahrtausende im Sediment vergraben und gespeichert werden (Burrows et al., 2017, Legge et al., 2020, Sander et al., 2021).

### Zwischenfazit

- Biogene Riffe sind aktuell nicht als Blue-Carbon-Ökosysteme oder -Biotope definiert.
- Biogene Riffe gelten je nachdem, welche Prozesse in die Betrachtung mit einbezogen werden, als Kohlenstoffsinken oder -quellen. Muschel- und Austernbänke, wie sie vor allem in der deutschen Nordsee verbreitet sind könnten relevante Speicher (oder Quellen) darstellen.
- Ihr Potenzial wird derzeit hauptsächlich als Trade-off zwischen Kohlenstofffreisetzung durch Kalzifizierungsprozesse und Atmung versus Biodeposition und langfristiger  $C_{anorg}$  Einlagerung durch Schalen diskutiert. Faktoren, die den Kohlenstoffspeicher in darunterliegenden Sedimenten beeinflussen sind wenig erforscht.
- Die Kohlenstoffspeicherpotenziale biogener Riffe sind bestimmt durch Umweltfaktoren wie u.a. der Lage des Muschelriffs und können daher regional stark variieren.
- Global gibt es bisher keine standardisierte Methodik, Kohlenstoffflüsse und -speicher an biogenen Riffen zu messen.

## 4 Methanemissionen

Bewachsene Ökosysteme sind einerseits Senken für Kohlenstoff, oder auch Stickstoff, gleichzeitig emittieren sie aber auch Treibhausgase wie beispielsweise Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Khan et al., 2007). Im Zuge der Photosynthese von Pflanzen wird im Sediment u.a. labiles organisches Material eingelagert (Blaabjerg and Finster, 1998, Holmer et al., 2001), das die mikrobielle Bildung von  $\text{CH}_4$  (Methanogenese) stimuliert (Al-Haj and Fulweiler, 2020, Martens and Berner, 1974, Bridgham et al., 2013).  $\text{CH}_4$  hat über einen Zeitraum von 100 Jahren ein etwa 32-mal und  $\text{N}_2\text{O}$  ein etwa 263-mal höheres Treibhausgaspotential als  $\text{CO}_2$  (Neubauer and Megonigal, 2015). Selbst wenn das Ökosystem viel  $\text{CO}_2$  als organischen Kohlenstoff festlegt, können kleine  $\text{CH}_4$  Emissionen das Treibhausgasbudget bewachsener Gebiete ausgleichen oder übersteigen, sprich sie werden zu einer Treibhausgasquelle (Needelman et al., 2018, Bahlmann et al., 2015). Bei hoher Salinität und Sulfatverfügbarkeit dominieren sulfatreduzierende Bakterien über methanogene Archaeen (Bridgham et al., 2013), wodurch weniger Methanogenese stattfindet (Bridgham et al., 2013). In Küstenfeuchtgebieten sind die Sulfat-Konzentrationen in der Regel hoch (eingetragen mit dem Meerwasser, Sulfat ist ein abundantes Ion im Meerwasser), weshalb die  $\text{CH}_4$  Produktionsraten deutlich geringer ausfallen als in allen anderen Feuchtgebieten (wie z.B. Mooren) (Poffenbarger et al., 2011). Modellierungen des aktuellen globalen Kohlenstoffflusses zeigen, dass das Kohlenstoffspeicherpotenzial von Salzmarschen langfristig ihre Methanemissionen übertrifft und sie insgesamt Netto-Kohlenstoffsenken sind (Malak et al., 2021). Für Moore trifft das aufgrund der hohen  $\text{CH}_4$  Emissionen nicht immer zu (Lai, 2009). Auch in Seegraswiesen findet lokal Methanogenese und somit die Freisetzung von  $\text{CH}_4$  statt. Seegraswiesen weisen vor allem in warmen, tropischen Gebieten hohe  $\text{CH}_4$  Emissionen auf, wo erhöhte Temperaturen die  $\text{CH}_4$  Produktion positiv beeinflussen (Heyer and Berger, 2000, George et al., 2020). Für Seegraswiesen temperierter Gebiete wurden nur geringe  $\text{CH}_4$  Emissionen gemessen, die deutlich unter dem Kohlenstoffspeicherpotenzial liegen (Asplund et al., 2022).

## 5 Ökosystemleistungen

Blue-Carbon-Ökosysteme erfüllen eine Reihe von Ökosystemfunktionen, die auch für den Schutz vor Klimawandelauswirkungen und Biodiversitätsverlust eine entscheidende Rolle spielen. Man unterscheidet zwischen Ökosystemfunktionen, die dem Lebensraum selbst und den darin lebenden Lebewesen dienen, sowie daraus resultierenden Ökosystemleistungen, von denen der Mensch direkt oder indirekt profitiert (Pogoda et al., 2021). Das Potenzial natürlicher Ökosysteme Kohlenstoff langfristig zu speichern, ist also eine Ökosystemfunktion, die als Schutz vor Klimawandelauswirkungen auch eine Ökosystemleistung darstellt. Dies sollte allerdings immer im Kontext aller Leistungen betrachtet werden. Zu weiteren Ökosystemleistungen zählen neben Blue Carbon beispielhaft:

### A. Salzmarschen, Seegraswiesen und Makroalgen: Küstenschutz durch Abmilderung/ Abpuffern von Wellenenergie

Die Vegetation von Salzmarschen, Seegraswiesen und Makroalgenwäldern bremst Wellen- und Strömungsenergien ab. Im deutschen Küstenvorderland helfen Salzmarschen die hydrodynamische Belastung auf den Hauptdeich zu reduzieren (Wittig et al., 2004, Mai et al., 1998). An der Emsmündung in das Wattenmeer wurde festgestellt, dass die signifikante Höhe der Wellen durch Salzmarschen bei einem Hochwasser von 7 m um 25% und bei einem Hochwasser von 4 m sogar um 60% reduziert wird (Baptist et al., 2021). Auch biogene Riffe agieren in Küstennähe als Wellenbrecher und wirken der Küstenerosion entgegen. Sie reduzieren den Einfluss von Wellenenergie auf Blue-Carbon-Küstenbiotope wie z.B. Salzwiesen und Seegraswiesen, wodurch deren Ausbreitung gefördert wird (Fodrie et al., 2017) und Referenzen darin). In Abhängigkeit lokaler Faktoren und Bedingungen können naturbasierte Lösungen für den Küstenschutz ökonomisch und ökologisch wertvolle Alternativen gegenüber harten Strukturen sein. Vor allem die gesellschaftliche Akzeptanz gegenüber dem Schutz des Gebietes, die Wahrscheinlichkeit einer Zerstörung der naturbasierten Klimaschutzmaßnahme durch z.B. Stürme, sowie die Kosten für mögliche Renaturierung und Wartung der Gebiete sind hier entscheidend (Vuik et al., 2019). In Schleswig-Holstein sind die Lebensbedingungen von knapp 125.000 in den Küstenmarschen entlang der Festlandküste und 32.000 auf den Inseln und Halligen lebenden Menschen vom Küstenschutz abhängig (Hofstede et al., 2019). Für Szenarien mit einem mittleren bis hohen beschleunigten Meeresspiegelanstieg und damit einhergehender höherer Wellen wäre eine Verstärkung der Deiche notwendig. Durch die Anreicherung von Sedimenten in Salzmarschen entsteht Ton, der als Baumaterial für diese Verstärkung genutzt werden kann (Marijnissen et al., 2020).

### B. Seegraswiesen, Makroalgen und biogene Riffe (z.B. Muschel- und Austernbänke): Kinderstube und Laichgebiet für Fische sowie Lebensraum und Schutz vor Räubern für viele Arten

Blue-Carbon-Ökosysteme und Biotope bieten Lebensraum für zahlreiche Pflanzen, Vögel und weitere Tierarten, die teilweise ausschließlich dort vorkommen (Hofstede et al., 2019). Seegraswiesen und Kelpwälder agieren als Kinderstuben und Laichgebiet für wichtige regionale Fischarten (Schultze et al., 1990). Durch die höhere Nahrungsverfügbarkeit tragen Seegraswiesen dazu bei, dass sich die Biomasse herbivorer Vogelarten wie beispielsweise die der Pfeifente *Anas penelope* oder Ringelgans *Branta bernicla* erhöht. Blue-Carbon-Ökosysteme beeinflussen so die Struktur und Funktionsweise des Nahrungsgefüges und führen zu einem stabileren und resilienten Nahrungsnetz (Safi et al., 2019). Austern und Muscheln gelten als Ökosystemingenieure. Sie bilden Habitate und beeinflussen und formen diesen Lebensraum

(Jones et al., 1996), indem sie Siedlungssubstrat, Nahrung, Laichgrund, Kinderstube sowie Versteck- und Schutzraum für andere Arten bieten (Humphries et al., 2011, Hancock and zu Ermgassen, 2019). Im deutschen Wattenmeer ist die Artenvielfalt von Miesmuschelbänken signifikant höher als in angrenzenden sandigen Bereichen (Buschbaum et al., 2008). Dies gilt auch für Riffe der invasiven Austernart *C. gigas* im Wattenmeer, wobei diese einen höheren Anteil an ebenfalls invasiven Arten zeigen (Folmer et al., 2017). Assoziiert mit den historischen Austernbänken (*O. edulis*) der deutschen Nordsee wurden um die 150 Arten beschrieben (Pogoda et al., 2021).

**C. Seegraswiesen, Makroalgen und biogene Riffe: Entfernung von Trüb- und Schadstoffen und Regulation des Nährstoffhaushalts**

Seegraswiesen, Makroalgen und biogene Riffe beeinflussen den lokalen Nährstoffhaushalt. Partikel und Sedimente werden von der Vegetation oder von Riffstrukturen aufgefangen. Dadurch werden auch überschüssige Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor sowie Trüb- und Schadstoffe aus der Wassersäule entfernt und im Sediment abgelagert, die Entfernung dieser Stoffe und damit die Verbesserung der Wasserqualität sind eine bedeutende Ökosystemleistung dieser Ökosysteme (Pedersen and Borum, 1996). Auch Austern- und Muschelbänke unterstützen diese Prozesse durch aktive Filtration und Sedimentation. Sie steigern die benthopelagische Kopplung (Tab. 2).

Tab. 2: Übersicht typischer Ökosystemfunktionen und daraus resultierenden Ökosystemleistungen verschiedener (potenzieller) Blue-Carbon-Ökosysteme (erweitert aus Pogoda et al 2021).

Ökosystemfunktion	Ökosystemleistung				
CO <sub>2</sub> Speicherung in Biomasse und/oder unterliegendem Sediment	<ul style="list-style-type: none"> <li>Steigerung des Kohlenstoffspeichers</li> <li>Blue-Carbon-Speicher</li> </ul>	?			?
Siedlungssubstrat für epibiontische Flora und Fauna	<ul style="list-style-type: none"> <li>Steigerung der Biodiversität</li> <li>Steigerung der Produktivität</li> </ul>	Muschel- und Austernbänke	Salzmarschen	Seegraswiesen	Seetangwälder
Laichgrund und „Kinderstube“ für viele Fischarten	<ul style="list-style-type: none"> <li>Steigerung der Biodiversität</li> <li>Steigerung des Fischvorkommens</li> </ul>				
Versteck- und Schutzraum für viele Tierarten	<ul style="list-style-type: none"> <li>Steigerung der Biodiversität</li> <li>Steigerung der Produktivität</li> </ul>				
Dreidimensionaler, strukturierter Lebensraum: Bildung von Mikrohabitaten	<ul style="list-style-type: none"> <li>Steigerung der Biodiversität</li> <li>Erhöhung der Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Habitaten und Arten</li> </ul>				
Wellendämpfung durch Vegetation bzw. Struktur	<ul style="list-style-type: none"> <li>Stabilisierung des Sediments</li> <li>Schutz vor Erosion</li> <li>Küstenschutz</li> </ul>				

Ökosystemfunktion	Ökosystemleistung
Entfernung von Trüb- und Schadstoffen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Regulation des Nährstoffhaushalts der Küste</li> </ul>
Wasserfiltration & Produktion von Pseudofaeces	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Steigerung der Wasserqualität</li> <li>• Verringerung toxischer Algenblüten</li> <li>• Konzentration der im Wasser gelösten Partikel und Nährstoffe und deren Deposition am Meeresboden</li> <li>• Antrieb des Nährstoffkreislaufs und der benthopelagischen Kopplung</li> <li>• CO<sub>2</sub>- und Stickstoff-Fixierung</li> </ul>



## 6 Klimawandeleffekte auf Nord- und Ostsee

Die regulierende und schützende Wirkung mariner Ökosysteme nimmt angesichts aktueller Klimaveränderungen und zunehmender anthropogener Einflüsse ab (Pörtner et al., 2021). Die Blue-Carbon-Forschung untersucht inwieweit der fortschreitende Klimawandel bestehende und ggfs. restaurierte Blue-Carbon-Ökosysteme beeinflussen wird (Macreadie et al., 2019). In Szenarien mit steigenden CO<sub>2</sub> Emissionen sinkt die Effizienz mariner und terrestrischer Kohlenstoffsinken, die Akkumulation von CO<sub>2</sub> in der Atmosphäre zu verlangsamen (Arias et al., 2021). Die Zerstörung dieser Ökosysteme, auch durch Veränderungen des Klimas, der Niederschlagsmenge, der Nährstoffverfügbarkeit und/oder Verschmutzung (Mcleod et al., 2011), kann zur Produktion und Freisetzung weiterer potenter Treibhausgase wie Methan oder Distickstoffmonoxid, mit entsprechend höherem Treibhauspotenzial, führen ((Neubauer and Magonigal, 2015, Ray and Fulweiler, 2021) (siehe Kapitel 4: Methanemissionen). Innerhalb der letzten 50 bis 100 Jahre wurde global bereits ein Drittel bis zur Hälfte der küstennahen Blue-Carbon-Ökosysteme zerstört, mit Verlusten von 0,1 bis 3% pro Jahr (Maurya et al., 2021). Nach Schätzungen des IPCC resultiert dieser Verlust in einer Freisetzung von 0,04 bis 1,46 Gt C Jahr<sup>-1</sup> (IPCC, 2019).

Dieses Kapitel fasst durch den Klimawandel bedingte Veränderungen zusammen, die besonders die regionalen Blue-Carbon-Ökosysteme an der deutschen Nord- und Ostsee betreffen. Dabei werden für das weitere Verständnis relevante Auswirkungen auf die Nord- und Ostsee beschrieben. Hintergründe und zugrundeliegende Prozesse lokaler Veränderungen werden im Rahmen dieser Studie nicht erläutert. Detaillierte Ausführungen zu den Auswirkungen des Klimawandels bieten die jeweiligen Studien für die Ostsee (HELCOM and Baltic Earth, 2021), Nordsee (Huthnance et al., 2016, BMU, 2018a) und global (Arias et al., 2021).

Eine Veränderung, die alle Küsten und die dort angesiedelten Ökosysteme betrifft ist der durch den Klimawandel bedingte globale beschleunigte **mittlere Meeresspiegelanstieg**. Zwischen 1901-1990 stieg der globale Meeresspiegel um 1,4 mm yr<sup>-1</sup>, zwischen 1970-1990 um 2,1 mm yr<sup>-1</sup>, zwischen 1993-2015 um 3,2 mm yr<sup>-1</sup> und zwischen 2006 und 2015 um 3,6 mm yr<sup>-1</sup> (IPCC, 2019). Bis 2100 könnte der globale Meeresspiegel um 43 bis 84 cm ansteigen, im Vergleich zu 1986-2005 (IPCC, 2019). In der Nordsee könnte bis zum Ende des Jahrhunderts der Meeresspiegel um 48 cm bis 71 cm ansteigen (Schuldt et al., 2020) mit der langfristigen Konsequenz, dass, neben zunehmender Erosion und Küstenabbrüchen, wasserbedeckte Flächen im Wattenmeer zunehmen, während Wattflächen und Salzmarschen abnehmen (Hofstede et al., 2019). Für die Ostsee schätzen aktuelle Projektionen, dass der Meeresspiegelanstieg mit 47 cm bis 73 cm etwa 87% der globalen Rate entsprechen wird (Grinsted, 2015). Der mittlere Meeresspiegelanstieg wird im südlichen Teil der Ostsee höher ausfallen. Als Gründe werden nacheiszeitliche Landmassenbewegungen („post-glacial rebound“) sowie regional variierende Auswirkungen des Abschmelzens der Pole angesehen (Hieronymus and Kalen, 2020). Dadurch kann es häufiger zu **Sturmfluten** kommen, die vor allem für tieferliegende Küsten eine Bedrohung darstellen (Hieronymus and Kalen, 2020). Prognostizierte Änderungen des Wind- und Wellenklimas der Ostsee sind aufgrund der großen natürlichen Schwankungen unsicher (Christensen et al., 2015). Simulationen für den Zeitraum 2070-99 (IPCC representative concentration pathway (RCP) 8.5) berechnen im Herbst einen leichten aber signifikanten Anstieg der Windgeschwindigkeiten im Vergleich zu heute, im Frühjahr einen Rückgang (Ruosteenoja et al., 2019). Für die Nordsee lässt sich anhand meteorologischer Daten kein langfristiger

Trend für Sturmfluten ableiten. Extreme Flutereignisse haben allerdings insgesamt zugenommen, was vor allem im Zusammenhang mit dem mittleren Anstieg des Meeresspiegels und der veränderten Gezeitendynamik (Mudersbach et al., 2013), aber nicht mit einer Zunahme von Sturmaktivität steht (Huthnance et al., 2016). In der deutschen Nordsee werden außergewöhnlich hohe Veränderungen im Tidenhub gemessen. Pegelstandsmessungen in Dagebüll (Schleswig-Holstein) ergaben eine Veränderung von 5,7 mm Jahr<sup>-1</sup> (Jensen, 2020, Jänicke et al., 2021). Dies übersteigt lokal teilweise die Rate des mittleren Meeresspiegelanstiegs. Als Gründe für die starke Zunahme speziell in der Deutschen Bucht werden derzeit Veränderungen in der vertikalen Schichtung der Wassermassen angenommen, wodurch die Wassersäule gegenüber Turbulenzen stabilisiert wird und ein höherer Tidenhub an den Küsten auftritt (Jänicke et al., 2021).

Eine weitere Klimaveränderung stellt die Erhöhung der globalen **Lufttemperatur** dar. Diese war zwischen 2001-2020 um 0,99 °C und zwischen 2011-2020 sogar um 1,09 °C höher als im Zeitraum von 1850-1900 (Arias et al., 2021). Im Nordseeraum ist der beobachtete Temperaturanstieg deutlich höher als im globalen Mittel. Zwischen 1901 und 2013 stieg die Temperatur in Westeuropa um 1,8 °C, allein zwischen 1951 und 2013 um 1,4 °C (KNMI, 2014). Auch im Ostseeraum stieg die Temperatur stärker an als im globalen Mittel (The BACC Author Team, 2008, Rutgersson et al., 2014, The BACC II Author Team, 2015). Bis zum Ende des Jahrhunderts könnte die Temperatur dort im Vergleich zu 1976-2005 zwischen 1,4 °C und 3,9 °C ansteigen (Gröger et al., 2021).

Seit 1750 haben die Treibhausgasemissionen zu einer globalen **Erwärmung des Ozeans** beigetragen. Die Ozeane werden sich im Verlauf des 21. Jahrhunderts, je nach modelliertem Szenario<sup>6</sup>, im Vergleich zur Zeitspanne von 1971 bis 2018 um das zwei- bis vier- (Szenario 1-2.6) bzw. zwei- bis achtfache (Szenario 5-8.5) erwärmen (Arias et al., 2021). Global wurden in Randmeeren die höchsten Temperaturanstiege verzeichnet, wobei sich die Ostsee am stärksten erwärmte (Belkin, 2009). Als Gründe werden vor allem die räumliche Nähe und die Lage, umschlossen von (sich ebenfalls schnell erwärmenden) Landmassen, vermutet. Im atlantischen Wasserzufluss der Nordsee hat sich die Kerntemperatur zwischen 1970-2016 um etwa 0,8 °C erhöht, wobei der höchste Temperaturanstieg der letzten Jahrzehnte mit 1,4 °C zwischen 1980 und 2015 in der Deutschen Bucht zu beobachten ist (Huthnance et al., 2016, Bundesregierung, 2020). Bis Ende des Jahrhunderts wird dort ein Anstieg der Oberflächentemperatur von 1 - 3 °C erwartet (BMU, 2018b). Im südwestlichen Teil der Ostsee hat sich die durchschnittliche Oberflächentemperatur zwischen 1855 und 2005 um 0,06 °C und zwischen 1990 und 2018 um 0,59 °C pro Jahrzehnt erhöht (Kniebusch et al., 2019). Im Vergleich zu 1976-2005 könnte sich die Ostsee bis 2100 je nach Szenario um 1,1 °C bis 3,2 °C erwärmen (Gröger et al., 2019, Meier and Saraiva, 2020). Verbunden mit den höheren Wassertemperaturen werden sowohl global als auch regional im Laufe des 21. Jahrhunderts auch die Schichtung sowie der Sauerstoffmangel in den Meeren weiter zunehmen (Arias et al., 2021).

---

<sup>6</sup> In den Berichten und Berechnungen des IPCC wird ein Kernsatz von fünf Szenarien verwendet: SSP1-1.9, SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0, und SSP5-8.5. Diese Szenarien decken ein breiteres Spektrum an Treibhausgas- und Luftschadstoffentwicklungen ab und umfassen sowohl Pfade mit hohen CO<sub>2</sub> Emissionen ohne Klimaschutzmaßnahmen als auch neue Pfade mit niedrigen CO<sub>2</sub> Emissionen. In diesen Szenarien wirken sich Unterschiede in der Kontrolle der Luftverschmutzung und Variationen in der Stringenz der Abschwächung des Klimawandels stark auf die anthropogenen Emissionspfade aus (Arias et al., 2021).

Meerwasser nimmt zudem CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre auf (siehe Einleitung), das durch chemische Reaktion mit Wasser zu einer Senkung des pH-Wertes, also einer **Versauerung** der Meere führt. In der deutschen Nordsee wurde eine Abnahme des pH-Wertes von 0,06 gemessen (BMU, 2018a). Für die deutsche AWZ der Ostsee liegen keine Messungen vor. Für die gesamte Ostsee wird eine zunehmende Versauerung erwartet (HELCOM and Baltic Earth, 2021).

Eine weitere Belastung für marine Lebensräume ist die **Eutrophierung**, deren Hauptursache externe Nährstoffeinträge aus den Flüssen und der Atmosphäre sind (Zillén et al., 2008, Gustafsson et al., 2012). Seit den 1980er Jahren konnte der Nährstoffeintrag in die Ostsee erheblich reduziert werden, allerdings hat sich die weitere Reduzierung von Stickstoffeinträgen seit Beginn des 21. Jahrhunderts verlangsamt (Colette et al., 2016, Gauss et al., 2018). Trotz der internationalen Bemühungen im Rahmen des HELCOM Baltic Sea Action Plans konnten die Ziele zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen nicht erreicht werden. Im Zeitraum 2011-2016 befanden sich über 96% der untersuchten Gebiete immer noch nicht in einem guten Zustand in Bezug auf die Eutrophierung (HELCOM, 2018). In der deutschen Nordsee gelten 55% der Gewässer als eutrophiert (BMU, 2018a). In einigen Küstengewässern der Ostsee, in denen der Eintrag von Nährstoffen zurückgegangen ist, konnten verbesserte Sauerstoffbedingungen beobachtet werden (HELCOM, 2018). Dennoch hat sich die räumliche Ausbreitung von **Hypoxie** in der Ostsee insgesamt nicht verbessert. 2018 umfasste die jährliche maximale Ausdehnung der von Sauerstoffmangel (Sauerstoffsättigung < 2 ml l<sup>-1</sup>) betroffenen Gebiete eine Fläche von rund 84.600 km<sup>2</sup>, also ca. 33 % der Fläche der zentralen Ostsee (Almroth-Rosell et al., 2021). Durch die Erwärmung der Meere wird der Sauerstoffmangel zunehmen, da sich sowohl die thermische Schichtung als auch die internen Nährstoffkreisläufe verstärken werden (Saraiva et al., 2018). Der Sauerstoffmangel wird neben steigenden Temperaturen von der Nährstoffkonzentration in der Ostsee beeinflusst (Carstensen et al., 2014). Letztere, sowie auch ihre ökologischen Auswirkungen, können durch eine Reduktion von Nährstoffbelastungen kontrolliert werden (Saraiva et al., 2018, Meier et al., 2018). Die Nährstoffeinträge aus großen Flüssen beeinflussen auch das Wattenmeer der Nordsee. Hier wurden in den letzten zehn Jahren die niedrigsten Einträge seit 1977 beobachtet. Der rückläufige Trend nimmt allerdings immer weiter ab und beginnt zu stagnieren (Oost et al., 2017). Die meisten Gebiete in der Nordsee verfügen über eine gute Sauerstoffversorgung und das Risiko für Hypoxie ist gering. Einige Gebiete können allerdings in Bodennähe für niedrige Sauerstoffkonzentrationen anfällig sein, z.B. die Austerengebiete vor der dänischen Küste oder einige Flussmündungen der Deutschen Bucht. In der Nordsee könnte der Klimawandel durch Veränderungen der Temperatur und der Durchmischung die Sauerstoffkonzentrationen beeinflussen (Huthnance et al., 2016).

Die Auswirkungen der genannten Klimawandeleffekte auf die Kohlenstoffspeicherung der jeweiligen Biotop sind noch nicht detailliert untersucht. Effekte auf die Ausbreitung und Ausprägung der Biotop beeinflussen aber indirekt auch deren Blue-Carbon-Potenzial. Solche Klimawandeleffekte auf einzelne Biotop und Ökosysteme werden in den folgenden Kapiteln zusammengefasst.

## 6.1 Klimawandeleffekte auf Salzmarschen

Der globale Klimawandel kann durch Temperaturanstieg, beschleunigten Meeresspiegelanstieg oder Küsteneutrophierung stark negative Auswirkungen auf den vor Zersetzung geschützten und damit langfristig gespeicherten Kohlenstoff in Salzmarschen haben und die Umsetzung (oder auch Freisetzung) von Kohlenstoff beschleunigen (Mueller et al., 2018).

## Meeresspiegelanstieg

Der mittlere Meeresspiegelanstieg im deutschen Wattenmeer entspricht weitgehend dem globalen mittleren Meeresspiegelanstieg (Wahl et al., 2011). Obwohl bisher keine herausragende Beschleunigung des Meeresspiegelanstiegs (beschleunigter MSA) im deutschen Wattenmeer zu beobachten ist (Oost et al. (2017) und Referenzen darin), wird erwartet, dass sich der Anstieg bis zum Ende des Jahrhunderts beschleunigen wird (Oost et al., 2017). Ob regionale Salzmarschen mit dem aktuellen und zukünftigen Meeresspiegelanstieg mithalten können oder nicht, wird mit teilweise gegensätzlichen Erkenntnissen und Schlussfolgerungen diskutiert (Laengner et al., 2019). Ein zukünftiger Flächenverlust oder ein Ertrinken der Salzmarsch hängt stark von der Geschwindigkeit des beschleunigten MSA (künftige Klimaszenarien), dem Aufwuchsvermögen der Pflanzengemeinschaft und der Möglichkeit der Salzmarsch ab, landeinwärts zu wandern ohne von feststehenden Deichen oder anderer anthropogener Infrastruktur daran gehindert zu werden (Wittig et al., 2004). Die meisten Salzmarschen im Wattenmeer werden einem vorhergesagten Meeresspiegelanstieg von  $0,3 \text{ cm Jahr}^{-1}$  standhalten können, während möglicherweise nur knapp die Hälfte mit einem vorhergesagten Meeresspiegelanstieg von  $0,6 \text{ cm Jahr}^{-1}$  mitwachsen könnten (Suchrow et al., 2012). Niedrigere Höhenlagen bedeuten auch, dass die Überschwemmungshäufigkeit zunimmt und damit auch Sedimentation und Aufwuchs der Salzmarsch. Es ergibt sich ein Rückkopplungseffekt (Kirwan et al., 2016, Esselink et al., 2017). Mit einem beschleunigten MSA wird dieser Effekt dennoch begrenzt sein. Die Resilienz von Salzmarschen gegenüber dem Meeresspiegelanstieg sind aktuell schwer abzuschätzen. Im niederländischen Wattenmeer ist der Aufwuchs von Salzmarschen ausreichend, um einem moderaten Anstieg des Meeresspiegels (29 cm bis 2100) standzuhalten. Bei einem mittleren Meeresspiegelanstiegsszenario ( $>102 \text{ cm bis 2100}$ ) würde die Ablagerungsrate der Sedimente bis etwa 2050 vom Anstieg des Meeresspiegels überstiegen werden. Laut Modellierungen könnten die Ablagerungsraten in Salzmarschen durch die höheren Überflutungstiefen ab 2050 wieder steigen, allerdings nicht ausreichend, um in den folgenden Jahren dem weiterhin ansteigenden Meeresspiegel standhalten zu können (Marijnissen et al., 2020). Hinzu kommt, dass das Modell die Sedimentanhäufung bei erhöhten Überschwemmungsraten überschätzt, denn die Vegetation der Salzmarschen benötigt Trockenheitsperioden, um zu überleben. Mit dem Verlust der Vegetationsdecke würden zunehmende Turbulenzen und Wellenbewegungen die Deposition von Sedimenten verhindern und die Erosion fördern (Marijnissen et al., 2020). Für das Wattenmeer würde eine starke Abnahme von Salzmarschen (und Wattflächen) hin zu wasserbedeckten Flächen einen ökologisch degradierten Lebensraum bedeuten, mit negativen Folgen für die Biodiversität (Philippart and Epping, 2009). Bei einer höheren Überflutungsfrequenz würde dies zu Veränderungen der Zonierung und der Biodiversität der Vegetation führen. Während einige Pflanzenarten der Salzmarsch in der Lage sind ein breites Spektrum an Wasserquellen zu nutzen (auch mit hohem Salzgehalt), wie die untere Salzmarschenart *Halimione portulacoides*, können andere Salzmarschenarten nur einen geringeren Salzgehalt tolerieren (Redelstein et al., 2018). Der dadurch verringerte Aufwuchs durch Vegetation beeinflusst die oberirdische Biomasse negativ und reduziert auch den Eintrag von autochthonem organischem Kohlenstoff. Zudem sinkt der allochthone Eintrag aufgrund der erhöhten Remineralisierung (Hansen et al., 2017) und erhöhter Turbulenzen. Überschwemmungsfreie Zeiträume sind ausschlaggebend für die Etablierung von Pioniervegetation, wobei vor allem die Überschwemmungshäufigkeit und nicht die Überschwemmungsdauer die untere Grenze der Pioniervegetation beeinflusst (Balke et al., 2016). Entsprechend kann ein Fehlen neuer Keimlinge auf eine Veränderung des

Überschwemmungsregimes hindeuten, noch bevor die Salzmarsch andere Anzeichen eines Rückzugs oder Ertrinkens zeigt (Balke et al., 2016).

## 6.2 Klimawandeleffekte auf Seegraswiesen

Eine Kombination mehrerer, von klimatischen Veränderungen beeinflusster Faktoren, können zum Absterben von Seegraswiesen führen. Kurzzeitig starke Temperaturwechsel, reduzierte Sauerstoffkonzentrationen und herabgesetzte Lichtbedingungen können zum Verlust von Seegraswiesenbeständen führen (Moore and Jarvis, 2008).

### Meeresspiegelanstieg

Der Klimawandel bedingt sowohl einen Anstieg des mittleren Hochwasserstandes als auch eine veränderte Hydrodynamik (siehe Kapitel 6: Klimawandeleffekte auf Nord- und Ostsee), mit einer Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit und Wellenenergie. Wellenbewegungen haben großen Einfluss auf die räumliche Struktur der Seegraswiesen. Sie führen zu Sedimentinstabilität und einer Umlagerung von Sedimenten. Starke Strömungen können Rhizome freilegen oder ganze Pflanzen entwurzeln, große Sandbänke können sich, vor allem im Winter, räumlich ausdehnen und Seegraswiesen überwandern (Dolch and Reise, 2010). Durch ihre dichte Vegetation werden Strömungen und Wellenenergie bis zu einem gewissen Maß gedämpft und Seegraswiesen können sich vor Erosion und Resuspension der Sedimente schützen (Koch and Gust, 1999, Verduin and Backhaus, 2000, Schanz and Asmus, 2003). Ab einer Strömungsgeschwindigkeit von  $0,08 \text{ m s}^{-1}$  wurden in ungeschützten Seegraswiesen signifikant negative Einflüsse gemessen: auf Populationsebene eine Abnahme von Ausdehnung, Biomasse und Dichte, auf individueller Ebene von Blattzahl pro Trieb oder Blattlänge. Im nördlichen Wattenmeer kann *Z. noltii* eine Strömungsgeschwindigkeit bis  $0,33 \text{ m s}^{-1}$  tolerieren (Schanz and Asmus, 2003).

Ohne die Verfügbarkeit geschützter Habitate können Seegraswiesen sich nicht ausbreiten und wachsen. In Küstenregionen führt ein Coastal Squeeze zu Lebensraumverlust (Fujii and Raffaelli, 2008, Birchenough et al., 2015): Der Meeresspiegel steigt aber Biotop können sich nicht in flachere Gewässer zurückziehen. Allerdings können Gezeitenbecken und Flussmündungen, wie der Jade Busen, als Sedimentfallen fungieren (Little, 2000). In Ausnahmefällen kann es durch die höheren Sedimentationsraten zu einer Zunahme von Seegraswiesen kommen (Singer et al., 2017). Insgesamt muss zukünftig mit einem erheblichen Rückgang von Seegraswiesen gerechnet werden, wenn Klimawandeleffekte nicht abgemildert werden können.

### Temperatur

Im Wattenmeer sind es hohe Lufttemperaturen im Sommer, die bei Niedrigwasser für die Pflanzen Stress verursachen können (Austrocknen und Hitzeschäden, Dolch pers. Komm.). In der westlichen Ostsee werden  $25^\circ\text{C}$  als kritische Wassertemperatur angesehen, bei der die Produktivität der Pflanzen abnimmt und ihre Sterblichkeit ansteigt (Bobsien, 2015). Zukünftig können Temperaturen auftreten, die diese kritische Grenze überschreiten, wodurch die Seegraswiesen, vor allem in Kombination mit zusätzlichen Stressfaktoren, nachhaltig geschädigt werden (Bobsien, 2015). Anzeichen von Hitzestress sind bei ausgewachsenen Pflanzen oft erst mehrere Wochen nach der Exposition sichtbar (Bergmann et al., 2010, Reynolds et al., 2016). Seegraskeimlinge hingegen sind besonders anfällig und zeigen eine hohe Sterblichkeit und reduziertes Wachstum während einer Hitzewelle (Olsen et al., 2012). Mesokosmos-Experimente zeigten, dass eine über 9 Monate andauernde Erwärmung um  $3,6^\circ\text{C}$  (Winter bis Sommer) zu einem erhöhten Energieverbrauch der Pflanzen führt, eine verfrühte Blüte auslöst und die

Pflanzenbiomasse verringert wird (Sawall et al., 2021). Eine hohe genetische Vielfalt kann dabei helfen, dass sich eine Seegraswiese nach einer Hitzeperiode im Vergleich zu verarmten Beständen schneller wieder erholt, da sie die Resilienz von Populationen stärkt (Reusch et al., 2005).

Erhöhte Wassertemperaturen begünstigen auch die Ausbreitung von Krankheitserregern, die große Anteile der Seegraspopulationen infizieren können (Bockelmann et al., 2013). Historisch starben als Folge einer Infektion mit dem endophytischen Protisten *Labyrinthula zosterae* beispielsweise zwischen 1932 und 1934 etwa 90% der *Z. marina* Seegrasbestände im Ost- und Westatlantik ab (Bockelmann et al., 2013). Von diesem Ereignis haben sich subtidale *Z. marina* Wiesen in diesem Gebiet bis heute nicht erholt (Dolch et al., 2020). Die Wiederbesiedlung durch natürliche Ausbreitung verlief stockend und wurde von weiteren Ausbrüchen begleitet (Godet et al., 2008). Im deutschen Wattenmeer gibt es, im Gegensatz zu den Niederlanden, keine aktiven Wiederherstellungsversuche. Krankheitsausbrüche oder die Ausbreitung bisher nicht bekannter Krankheiten können durch erhöhte Wassertemperaturen begünstigt werden.

### **Niedrigerer pH-Wert**

Der Einfluss eines niedrigeren pH-Wertes auf Seegraswiesen und deren assoziierte Fauna ist nicht weitreichend untersucht. Es könnten negative Zusammenhänge bestehen, z.B. durch ein geringeres Vorkommen von Schnecken, deren Kalzifizierungsprozesse durch einen niedrigeren pH-Wert gestört werden (Bobsien, 2015). Schnecken regulieren durch Abfressen den Aufwuchs von Epiphyten auf Seegraswiesen und verbessern somit das Lichtklima für die Photosynthese (Burkholder et al., 2007).

## **6.3 Klimawandeleffekte auf unbewachsenen marinen Sedimenten**

Über die biologische Pumpe wird  $\text{CO}_2$  in organischen Kohlenstoff (z.B. als Bestandteil pflanzlicher Biomasse) umgewandelt und anschließend zum Meeresboden transportiert. Nur ein geringer Teil des  $\text{C}_{\text{org}}$  wird langfristig im Sediment gespeichert, der Großteil durch mikrobielle Aktivität remineralisiert und wieder in die Wassersäule freigesetzt (Keil, 2017). Remineralisierungsprozesse können durch lokale Auswirkungen des Klimawandels entstehen oder verstärkt werden und bewirken einen verringerten Kohlenstofftransport in die Sedimente (Abb. 13) (Fabry et al., 2008, Keil, 2017).

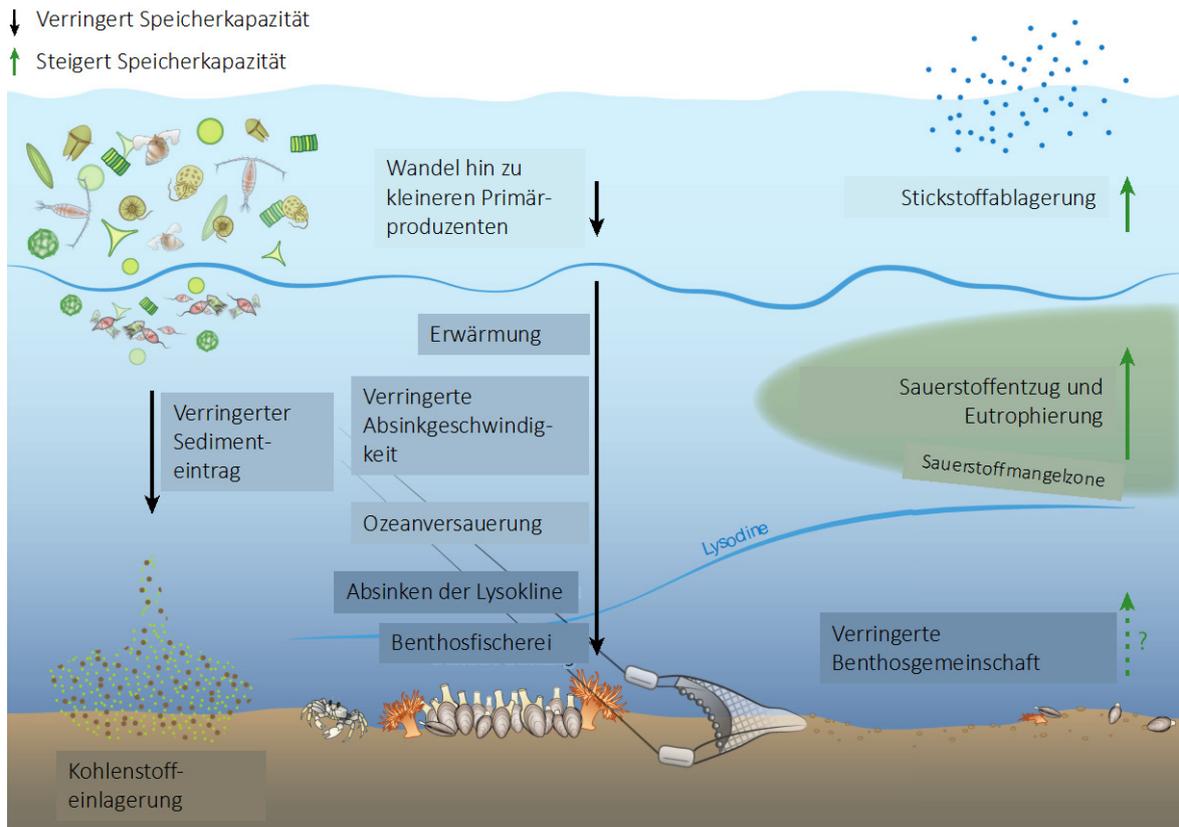


Abb. 13: Auswirkungen des anthropogenen Wandels auf die Kohlenstoffspeicher mariner Sedimente (aus Keil et al., 2017).

## Temperatur

Die Erwärmung des Ozeans führt aufgrund einer verstärkten Schichtung von Oberflächen- und Tiefenwasser unter anderem dazu, dass die Nährstoffzufuhr (z.B. von Upwelling) für Phytoplankton herabgesetzt wird (Laufkötter et al., 2015, Henson et al., 2018, Legge et al., 2020). Die daraus resultierende Abnahme von Produktivität und Absinkgeschwindigkeit sowie die erhöhte Remineralisierung von organischem Material in der Wassersäule, ebenfalls aufgrund erhöhter Temperatur, bedeuten, dass weniger  $C_{org}$  den Meeresboden erreicht und potenziell weniger Kohlenstoff gespeichert werden kann (Keil, 2017). Bei höheren Temperaturen wird durch die gesteigerte Stoffwechselaktivität mariner Organismen mehr Sauerstoff verbraucht und kann zu Sauerstoffmangel auch am Meeresboden führen. Diese anaeroben Bedingungen können sich zwar durch z.B. verringerte Bioturbation sowie eingeschränkte Remineralisierung durch Oxidation positiv auf den  $C_{org}$  Speicher auswirken (Keil, 2017, Legge et al., 2020), führen aber zu anderen erheblichen Problemen im Ökosystem wie dem Verlust benthischer Lebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen (HELCOM, 2021). Insgesamt sind die Auswirkungen der Temperaturveränderung auf benthische Kohlenstoffspeicher also an komplexe Prozesse geknüpft, für den Nordwesteuropäischen Schelf z.B. werden negative Auswirkungen erwartet (Legge et al., 2020).

## 6.4 Klimawandeleffekte auf Makroalgen

Entlang ihres Verbreitungsgebiets vor der Insel Helgoland besteht für Seetangwälder zurzeit keine Gefährdung ihres Bestandes allerdings wurden Umverteilungen der Artenzusammensetzung beobachtet (Steinberg, 2019; Pehlke and Bartsch, 2008).

### Temperatur

Überdurchschnittlich warme Sommer können zu einer Schädigung der Seetangbestände führen (Bartsch et al., 2013). Laminariales (Kelp) überleben nur in einem definierten Temperaturbereich, z.B. *Laminaria hyperborea* von 5 - 15 °C (tom Dieck (Bartsch), 1992, tom Dieck (Bartsch), 1993, Wiencke and Bischof, 2012). Umweltveränderungen bilden sich direkt in Änderungen ihrer Ausbreitung ab (Harley et al., 2006). Die Erwärmung der Nordsee ist der ausschlaggebende Faktor für die räumliche Umverteilung oder einen Verlust der Seetang Populationen (Araújo et al., 2016). Auch Braunalgen in der Ostsee wie *Fucus vesiculosus* reagieren negativ auf Erwärmung (Graiff et al., 2015). Durch Erwärmung und Ozeanversauerung erhöhen sich zunächst die Wachstumsraten der *F. vesiculosus* Keimlinge. Anhaltend hohe Temperaturen führen jedoch zu einer verstärkten Hemmung der Photosynthese und somit zu erhöhten Mortalitäten (Al-Janabi et al., 2016). Zusammenfassend beschleunigen eine erhöhte Temperatur und Ozeanversauerung den Reifeprozess, was zu einer früheren Freisetzung der Gameten führt und somit die zeitliche Entwicklung und Fruchtbarkeit von *Fucus vesiculosus* beeinflusst (Graiff et al., 2017).

Bei Temperatur sensitiven Arten bedeutet ein Anstieg der Temperatur eine Verbreitungsverschiebung und ein Abwandern in tiefere und kühlere Gewässer. Um den Helgoländer Felssockel ist dies aufgrund von Licht- und Substratverfügbarkeit jedoch nur eingeschränkt möglich. So werden im Hochsommer im Oberflächenwasser um Helgoland Temperaturen von über 20 °C erreicht, die nahe der Überlebensgrenze von Arten wie *Laminaria hyperborea* oder *Laminaria digitata* liegen (tom Dieck (Bartsch), 1992). Ein vermehrtes Absterben durch Hitzewellen ist wahrscheinlich. *S. latissima*, hat eine vergleichsweise hohe Resistenz gegenüber kurzzeitigen Hitzeperioden mit Temperaturen bis 6 °C über Normaltemperatur (Diehl et al., 2021). Bei dauerhaft veränderten Temperaturen, die zukünftig vermehrt auftreten werden, sind dennoch auch bei dieser Art Stressreaktionen wie das Absterben von Gewebe und verringerte Photosyntheseraten zu beobachten (Diehl et al., 2021). Seit 1940 lässt sich eine polwärts gerichtete Verschiebung von Makroalgenpopulationen beobachten (Wernberg et al., 2011), für Populationen der Nordsee, wie auch für Braunalgenpopulationen der Art *F. vesiculosus* in der Ostsee vorkommen (Jueterbock et al., 2013). Die Temperatursensitivität dieser Art ist stark saisonabhängig. Während sich höhere Temperaturen im Frühsommer positiv auf das Wachstum und die Anzahl von Keimlingen auswirken, führen hohe Temperaturen im Spätsommer zu einem Einbruch der Bestände (Al-Janabi et al., 2016). Eine höhere genetische Vielfalt innerhalb der Population steigert dabei die Toleranz gegenüber Umweltstressoren (wie Temperaturerhöhungen) (Al-Janabi et al., 2016).

### Stürme

Das Vorkommen von Seetang kann die Wellenexposition der Küsten reduzieren und somit zum Küstenschutz beitragen. Eine Zunahme der Sturmaktivität und extremer Windbelastung hat möglicherweise einen (negativen) Einfluss auf die Artenverteilung von Seetang Populationen. So bevorzugt *S. latissima* wellengeschützte Standorte, während *L. digitata* und *L. hyperborea* auch einer höheren Wellenbelastung standhalten (Kain, 1962). Eine möglicherweise da

raus resultierende Umverteilung dieser Arten wurde um Helgoland bereits beobachtet (Pehlke and Bartsch, 2008).

## 6.5 Klimawandeleffekte auf biogene Riffe

Biogene Riffe, vor allem Austernriffe, sind stark bedroht. Weltweit gelten etwa 85% aller historischen Austernriffe als verloren (Beck et al., 2011). Hauptgründe für diesen alarmierenden Zustand sind Überfischung, Krankheiten, Auswirkungen des sich ändernden Klimas und Konkurrenz mit nicht einheimischen Arten.

### Temperatur

Regionale Klimamodellprojektion zeigen, dass die Meeresbodentemperaturen vor allem in flachen Meeresgebieten, wie der südlichen Nordsee, entlang den Küsten Nordfrankreichs, der Niederlande, Dänemarks und auch Nordwestdeutschlands stark ansteigen werden (siehe Kapitel 6: Klimawandeleffekte auf Nord- und Ostsee). Bis zum Ende des Jahrhunderts kann ein Temperaturanstieg bis zu 3,4 Grad erreicht sein (Diederich et al., 2005, Nehls and Büttger, 2007). Die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* wurde im Nordostatlantik für die Aquakultur eingeführt, unter der Annahme, dass die Bedingungen für eine erfolgreiche Reproduktion nicht gegeben sind (Troost, 2010). Die Temperaturen ermöglichen allerdings immer wieder Jahre mit erfolgreicher Reproduktion und Rekrutierung, so dass sich die Art in vielen Regionen Europas massiv ausgebreitet hat und als invasiv eingestuft wird. In den letzten 20 Jahren dominiert sie auch weite Teile des Wattenmeeres (Diederich et al., 2005, King et al., 2020). Dabei besiedelt sie Muschelbänke der heimischen Miesmuschel *Mytilus edulis* (Nehls and Büttger, 2007, Folmer et al., 2016). Es wird vorhergesagt, dass die Bestände weiter zunehmen werden. Als heimische Auster soll die Europäische Auster (*Ostrea edulis*) vor allem in den bisher strukturell armen subtidalen Bereichen der deutschen Nordsee wieder angesiedelt werden (Pogoda et al., 2019). Aufgrund der breiten natürlichen Verbreitung dieser Art wird kein negativer Einfluss der erhöhten Wassertemperatur hierfür erwartet.

Die Ausbreitung von tidalen und subtidalen Austernbänken hat möglicherweise signifikante Effekte auf den Kohlenstoffkreislauf, z.B. durch Speicherung von  $C_{anorg}$  in Form von Kalziumkarbonat in Austernschalen oder im Sediment einerseits oder durch die Freisetzung von  $CO_2$  beim Kalzifizierungsprozess andererseits.

## 7 Anthropogene Einflüsse auf Blue Carbon

Neben Klimawandel bedingten Einflüssen auf Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope gibt es auch eine Reihe anthropogener Einflüsse, die den aktuellen Bestand gefährden oder einer Erweiterung bestehender Kohlenstoffspeicher entgegenwirken. Dazu gehören unter anderem:

- Verlust von Habitat durch Küstenschutzbaumaßnahmen
- Eine Verschlechterung des Lichtklimas durch z.B. Eutrophierung
- Boden-berührende Aktivitäten wie Schleppnetzfisherei oder Baggern

Berechnungen einer globalen Studie ergeben, dass bei ausreichend freier Fläche für eine Ausbreitung von Küstenfeuchtgebieten (mit gleichbleibender Sedimentzufuhr) eine Zunahme der bewachsenen Fläche um bis zu 60 % möglich ist. Sollten sich Küstenfeuchtgebiete, aufgrund fehlender Managementmaßnahmen, nicht weiter ausbreiten können, ist bis 2100 ein globaler Verlust dieser Lebensräume von bis zu 30 % möglich (Schuerch et al., 2018). Die Resilienz von Salzmarschen gegenüber dem steigenden Meeresspiegel wird unter anderem durch die verfügbare Fläche zur Ansammlung von neuem Feinsediment für den Aufwuchs bestimmt (Vuik et al., 2019), sowie durch die verfügbare Sedimentfracht im Wasser (z.B. (Wolaver et al., 1988). Hauptsächlich wird diese Fläche aber durch gebaute Infrastruktur im Hinterland der Salzmarsch eingeschränkt. Um die Landwanderung von Salzmarschen, und somit ihr Überleben trotz Meeresspiegelanstieg, zu garantieren, müssten durch Küstenmanagement beispielsweise harte Küstenstrukturen in das Landesinnere verlagert werden (Schuerch et al., 2018). Auch Kanalbauarbeiten zur Vertiefung oder Begradigung von Fahrrinnen, haben negative Effekte auf die Qualität und Verteilung der Salzmarschen, insbesondere bei einer kurzen Entfernung zwischen Salzmarschen und Fahrrinnen. Die Anpassungen können zu einer Erhöhung der Tidenamplitude und einer Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit führen. Es kommt zu einer Abnahme des mittleren Niedrigwassers und zu einer Zunahme des mittleren Hochwassers, wodurch vor allem die Hochmarschzone beeinträchtigt wird (Butzeck et al., 2016). Maßnahmen des Küstenschutzes, aber auch Stürme können auch dazu führen, dass Seegrasswiesen entweder unter Sedimenten begraben oder erodiert werden. Eine Bedeckung der Seegrassprose durch Sediment auf einer Höhe von etwa 10% der typischen Sprosslänge reicht aus, um negative Effekte auszulösen. Dazu gehören eine erhöhte Sprosssterblichkeit, verzögertes Blatt- und Blütenwachstum, sowie ein geringeres Potenzial der Seegraspflanzen, Energie in Form von Kohlenhydraten zu speichern (Munkes et al., 2015). Eine Sterblichkeit von über 50% ist bereits nach 24 Tagen zu beobachten, wenn 25% der photosynthetisch aktiven Blattoberfläche des Seegrases von Sand begraben sind (Mills and Fonseca, 2003) (Mills and Fonseca, 2003). Zwischen 1869 und 2016 sind in Europa Seegrassflächen von insgesamt 404,11 km<sup>2</sup> verloren gegangen und nur 42,27 km<sup>2</sup> neue Fläche ist dazu gekommen (de los Santos et al., 2019). Neben Küstenschutzbaumaßnahmen und mechanischen Schäden, sind weitere Ursachen vor allem und eine schlechte Wasserqualität durch Eutrophierung und der Befall durch Krankheitserreger (de los Santos et al., 2019).

Zu hohe Nährstoffkonzentrationen haben einen negativen Einfluss auf die Lichtverfügbarkeit. Durch den erhöhten Nährstoffeintrag werden das Wachstum von Phytoplankton angeregt und die Lebensbedingungen kurzlebiger Algen verbessert, die das Seegrass beschatten (Wright et al., 1995). Nährstoffe wie Nitrat und Ammoniak einen negativen Einfluss auf die Rhizom- sowie Sprossbiomasse, aber auch auf die Dichte von Seegrasswiesen (van Katwijk et al., 1997, Cornelisen and Thomas, 2004). Eutrophierung und deren Folgen gelten heute als Hauptgrund

für den Rückgang der Seegraswiesen, vor allem in Europa und den USA (Krause-Jensen et al., 2008). Die reduzierte Lichtverfügbarkeit durch Eutrophierung stellt auch für Makroalgen eine große Belastung dar (Krause-Jensen et al., 2008, Bobsien, 2015). In der gesamten Ostsee wurden in den letzten Jahrzehnten Bestandseinbrüche des Blasentang *Fucus vesiculosus* beobachtet. In der Kieler Bucht nahmen die Bestände um mehr als 90% ab (Schramm, 1996, Bobsien, 2015), vor allem die Tiefenverbreitung ist massiv zurückgegangen. Wurden in den 1960er Jahren noch Tiefen von bis zu 10 m erreicht, erstrecken sich Blasentangflächen heute nur noch bis in eine Wassertiefe von 3 m (Mertens and Selig, 2007, Fürhaupter et al., 2008, Bobsien, 2015).

Ein Faktor, der benthische Lebensräume und marine Sedimente wiederholt beeinflusst, verändert und dadurch potenziell dauerhaft schädigt sind anthropogene boden-berührende Aktivitäten, wie beispielsweise die Grundsleppnetzfisherei, Baggerarbeiten zur Sand- und Kiesentnahme oder zur Vertiefung von Fahrrinnen, und die Verklappung von Sedimenten. Die europäische Kommission schätzt, dass in Europa 79% des küstennahen Meeresbodens durch Grundsleppnetzfisherei gestört werden (European Commission, 2020). Dadurch ausgelöste Einflüsse und ihre Folgen bezogen auf den Kohlenstoffkreislauf am Meeresboden sind in Abbildung 14 zusammengefasst (Epstein et al., 2022). Die Auswirkungen können dabei von erhöhter Resuspension und bodennaher Trübung (Martin et al., 2014, Mengual et al., 2016), bis hin zu Veränderungen des benthischen Lebensraums reichen (Queirós et al., 2006, Sköld et al., 2018). Resuspendierte Sedimente und die Trübung des Wassers führen möglicherweise zu vollständigen Verlusten von Seegraswiesen (Patriquin, 1975). Durch die Entfernung von Oberflächensedimenten, zeigen Sedimente einen höheren Grad von Durchmischung, Erosion, sowie Verarmung von organischem Kohlenstoff (Martin et al., 2014, Morys et al., 2021). Möglicherweise wird durch boden-berührende Aktivitäten die Remineralisierung von  $C_{org}$  in kohäsiven Sedimenten verstärkt. Zuvor vergrabene organische Stoffe aus beständigen  $C_{org}$  Speichern werden mit Sauerstoff in Kontakt gebracht und durch erhöhte mikrobielle Aktivität zersetzt (van de Velde et al., 2018, Epstein et al., 2022).

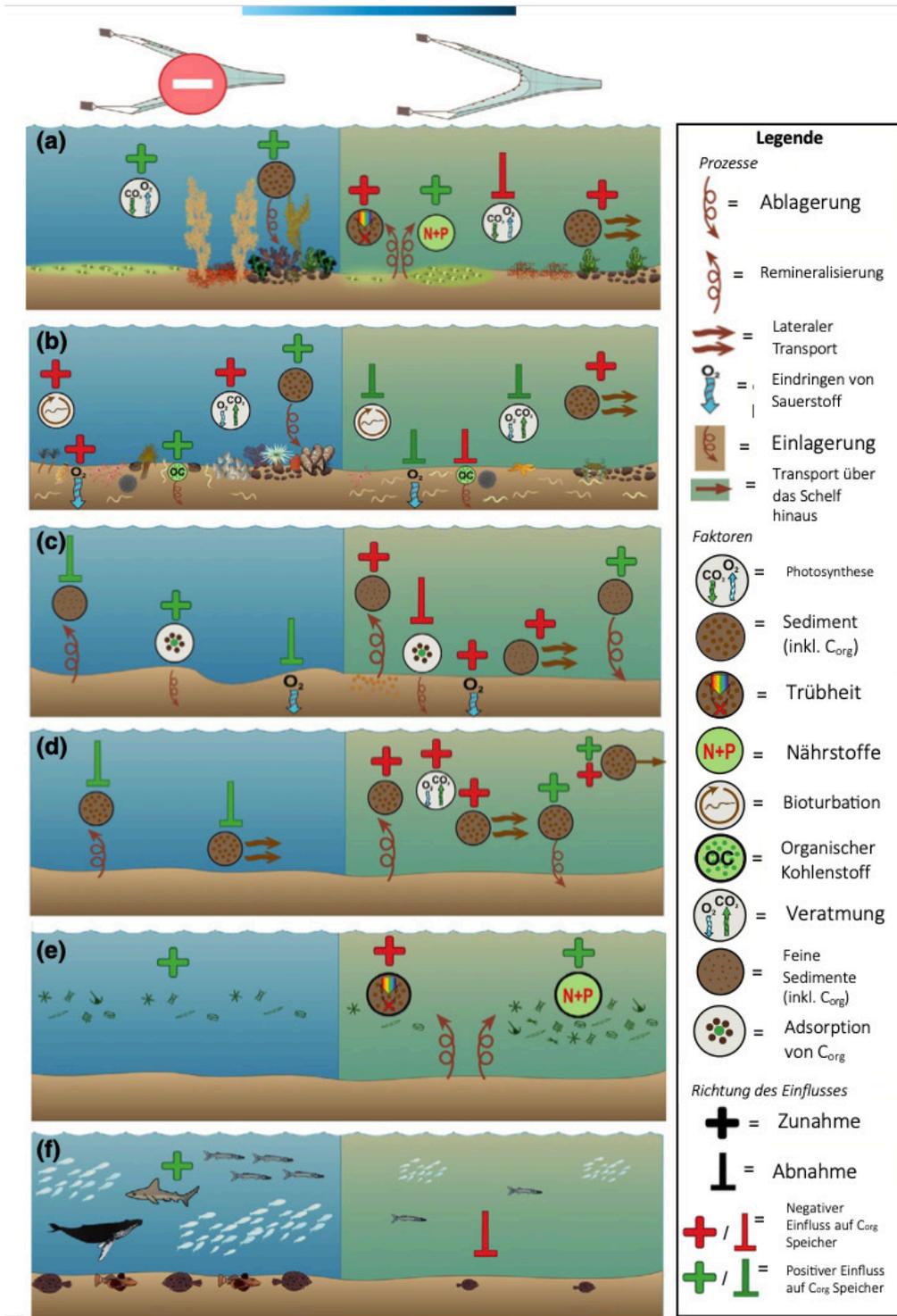


Abb. 14: Mögliche Auswirkungen der mobilen grundberührenden Fischerei auf Prozesse, die die Speicherung von organischem Kohlenstoff (C<sub>org</sub>) im Meeresboden beeinflussen (rechts), im Vergleich ohne mobile Grundschleppnetzfisherei (links): (a) benthische Algen, (b) benthische Infauna und Epifauna, (c) Sedimenteigenschaften, (d) Sedimentdynamik, (e) pelagische Primärproduktion, (f) Wirbeltierfauna, und Effekte dieser Veränderungen auf die C<sub>org</sub> Speicherung. Die Symbole zeigen, wann ein Faktor/Prozess voraussichtlich bei An-/Abwesenheit der Fischerei zu- oder abnehmen würden. Die Farbe der Additions-/Hemmungssymbole zeigt, ob sich Änderungen voraussichtlich positiv (grün) oder negativ (rot) auf die C<sub>org</sub> Sequestrierung und Speicherung auswirken (aus Eppstein et al.,2022).

## 8 Möglichkeiten zur Erhöhung und dem Erhalt der Blue-Carbon-Speicher

Im folgenden Abschnitt werden Maßnahmen vorgestellt, die dazu beitragen können, den Kohlenstoffspeicher der natürlichen Ökosysteme vor den Auswirkungen des Klimawandels zu schützen und die Menge an gespeichertem Kohlenstoff potenziell sogar zu erhöhen. Einige Maßnahmen wirken in mehreren Ökosystemen und Biotopen, andere sind für spezifische Systeme relevant. Für detaillierte Beschreibungen und Schlussfolgerungen stehen die gesammelten Referenzen zur Verfügung. Je nach Datenlage stellt dieses Kapitel die folgenden Managementoptionen vor:

- Renaturierung von Lebensräumen
- Wiederherstellung natürlicher (Überschwemmungs-)Dynamiken
- Beweidungsmanagement auf Salzmarschen
- Ausgleich des Sedimentdefizits und Stabilisierung
- Verringerung des Nährstoffeintrags
- Aquakultur: Muschelzucht
- Technische Strategien zur Kohlenstoffdioxidentfernung
- Ganzheitliches Management
- Kohlenstoffschutzzonen

### 8.1 Renaturierung von Lebensräumen

Die (ökologische) Renaturierung ist eine Maßnahme, welche die Wiederherstellung von Ökosystemen und Biotopen unter Beachtung seiner Funktionsfähigkeit, Gesamtheit und Beständigkeit einleitet und fördert. Oft wurde das Ökosystem oder Biotop, das wiederhergestellt wird, zuvor durch anthropogenen Einfluss geschädigt, verändert oder vollständig zerstört (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004). Global könnte die Renaturierung der bewachsenen Küstenökosysteme (Salzmarschen, Seegraswiesen & Mangrovenwälder) bis 2030 potenziell eine zusätzliche Kohlenstoffspeicherung von 0,168-0,288 Gt C (0,621 - 1,064 Gt CO<sub>2</sub>e) erreichen (Macreadie et al., 2021). Dies entspricht etwa 1,6 - 2,9% der globalen CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Jahr 2021.

Generell hat sich gezeigt, dass die Renaturierung von **Salzmarschen** auch mit geringem Aufwand in Bezug auf Management und Aufbereitung möglich ist (Burden et al., 2013). Wird der Tidenfluss auf küstennahe, flach liegende Landwirtschaftsflächen wieder ermöglicht, entwickeln sich diese zu Sedimentsenken und es etablieren sich schnell die für Salzmarschen repräsentativen Pflanzengemeinschaften (Garbutt and Wolters, 2008). Allerdings wurde in Großbritannien gezeigt, dass eine wiederhergestellte Salzmarsch nach 15 Jahren zwar hinsichtlich der oberirdischen Biomasse und den Mineralisierungsraten im Sediment einer natürlichen Salzmarsch ähnlich ist, ihr aber biogeochemisch nicht vollständig entspricht (Burden et al., 2013). Vor allem die unterirdische Biomasse, der im Boden gespeicherte Kohlenstoff und das Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Stickstoff ähneln weiterhin den Verhältnissen einer landwirtschaftlich genutzten Fläche. Die Sequestrierungsrate einer wiederhergestellten Salzmarsch im östlichen England war zunächst beschleunigt, nach etwa 20 Jahren sank sie auf eine konstante Rate von 65 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> ab. Der Kohlenstoffspeicher einer wiederhergestellten Salz-

marsch entspricht erst nach etwa 100 Jahren dem vergleichbarer natürlicher Salzmarschen (Burden et al., 2019).

Die Renaturierung von **Seegraswiesen** ist aufwändiger. Vor allem das Ausstreuen von Samen und Umpflanzen von Trieben ist ein anspruchsvoller Prozess, dessen Erfolg von Flächengröße, Zeitrahmen und Umgebungsbedingungen abhängt (Duarte et al., 2013, Greiner et al., 2013). Das  $C_{org}$  Bindungspotenzial in wiederangesiedelten Seegraswiesen wurde im Rahmen einer Langzeitstudie im Westen Australiens untersucht. Hier wurde gezeigt, dass das Potenzial mit dem Alter der Seegraswiese zunahm und nach 18 Jahren mit dem Potenzial von dauerhaft bewachsenen Wiesen vergleichbar war (Marbà et al., 2015). In Seegraswiesen der Ostsee wurde gemessen, dass die Sedimente der oberen 10 cm ungefähr die letzten 60 Jahre und somit die Jahre nach dem Verlust großer Seegrasflächen repräsentieren (Jankowska et al., 2016). Tiefen von 10-60 cm repräsentieren entsprechend das Kohlenstoffspeicherpotenzial der Seegraswiesen vor 1950, als Seegraswiesen noch eine größere Fläche sowie höhere Biomasse und Dichte besaßen. Dort wurden auch entsprechend höhere  $C_{org}$  Speicher nachgewiesen (Jankowska et al., 2016). Eine Wiederherstellung ehemaliger Zustände bezüglich Vegetationsdichte und Lichtverfügbarkeit kann dazu führen, dass langfristig mehr Kohlenstoff im System gespeichert werden kann. Für renaturierte *Z. noltii* Seegrasbestände (Nordsee) wird eine theoretische jährliche  $C_{org}$  Sequestrierungsrate von  $24 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  für das Jahr 2050 geschätzt (Mengis et al., 2022). Dieser Wert liegt im Bereich der erhobenen  $C_{org}$  Sequestrierungsraten für heutige Seegraswiesen (*Z. marina*) im dänischen Wattenmeer (Röhr et al., 2016), sowie der Küste Großbritanniens (Green et al., 2018, Armstrong et al., 2020), mit 21,3 bzw.  $27 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ . Aufgrund unterschiedlicher Umweltbedingungen handelt es sich hierbei allerdings um eine vorsichtige Annäherung und Abschätzung.

Für die Auswahl von Renaturierungsflächen von Seegraswiesen spielen Standortfaktoren eine entscheidende Rolle. Das  $\text{CO}_2$  Bindungspotenzial wird erhöht, wenn autochthone Kohlenstoffeinträge durch eine dichte Vegetation, sowie allochthone Kohlenstoffeinträge durch z.B. terrestrische Einflüsse maximiert sind (Duarte et al., 2013). Indem durch eine effiziente Raumnutzung sichergestellt wird, dass sich Populationen nicht (beziehungsweise nicht direkt) mit anderen Populationen überlappen, kann das  $\text{CO}_2$  Bindungspotenzial erhöht werden (Duarte et al., 2013). Die Topographie des Meeresbodens und hydrodynamische Modelle helfen, um Renaturierungsflächen mit idealen hydrodynamischen Eigenschaften auszuwählen (Folmer et al., 2016) (Abb. 15). Die mittlere Korngröße sowie der Anteil an Feinsedimenten sind wichtige Kriterien für eine erfolgreiche Renaturierung von Seegraswiesen, die bevorzugt in Gebieten mit höherem Gehalt an Feinsedimenten wachsen (Folmer et al., 2016). In Schleswig-Holstein sind die Flächen, die für das Wachstum von Seegras ideal geeignet sind, weitgehend bereits bewachsen. Die Ausdehnung der Seegrasflächen ist damit größer als in 1930 (vor dem großen Rückgang) (Dolch et al., 2020). Im südlichen Bereich des Wattenmeeres findet allerdings keine Erholung der Seegraswiesen statt, vermutlich aufgrund der hohen Nährstofftrachten aus Flüssen und der daraus resultierenden Eutrophierung (KÜFOG, 2020).



Abb. 15: Modellierte Eignung von Küstenflächen zur Renaturierung von Seegrasflächen (Habitat Class = errechnete Eignung des vorliegenden Habitats, Unsuitable = nicht geeignet, Marginal = geringfügig geeignet, Suitable = geeignet, rote Flächen = bereits durch Seegras besiedelte Flächen) entlang der deutschen Nordseeküste. Die deutsche AWZ (schwarzer Umriss) zur Orientierung eingefügt (nach Folmer et al., 2016).

Das Kohlenstoffbindungspotenzial natürlicher Salzmarschen und Seegraswiesen kann durch Renaturierung erhöht werden, allerdings erreicht die Kohlenstoffbindung erst nach vielen Jahren ihr volles Potenzial (Greiner et al., 2013, Marbà et al., 2015). Ein anhaltender Verlust der bestehenden Habitate führt zudem zur Erosion historischer Kohlenstoffspeicher (Macreadie et al., 2013). Der Großteil dieses Kohlenstoffs oxidiert und fließt somit in den Kohlenstoffkreislauf und damit, vor allem im intertidalen Bereich, teilweise auch in die Atmosphäre zurück, wodurch der  $C_{org}$  Speicher in eine Quelle umgewandelt werden kann. So wurde in Salzmarschen der USA in nicht mehr von Salzmarschvegetation bewachsenen Sedimenten signifikant weniger (ca. 30%) organischer Kohlenstoff gemessen als in den Oberflächensedimenten intakter Salzmarschen (Macreadie et al., 2013). Neben der Renaturierung von Blue-Carbon-Ökosystemen ist also insbesondere der Erhalt von bestehenden Habitaten und  $C_{org}$  Speichern wichtig (Macreadie et al., 2014).

Die Wiederherstellung **biogener Riffe** ist in nationalen und internationalen Richtlinien sowie aktuell in der UN-Dekade zur Ökosystemwiederherstellung verankert und wird an zahlreichen Standorten in Europa sowie global bereits praktisch umgesetzt (z.B. Native Oyster Restoration

Alliance<sup>7</sup>). Dabei stehen der Schutz und die Steigerung der lokalen Biodiversität und die Etablierung wichtiger Ökosystemfunktionen und -leistungen wie die Verbesserung der Wasserqualität durch Filtration überschüssiger Nährstoffe im Vordergrund (Duarte et al., 2020, Pogoda et al., 2021, Thomas et al., 2022). Die wenigen Studien zur Kohlenstoffsequestrierung identifizierten nur einige der wiederangesiedelten Austernriffe als Kohlenstoffspeicher, hauptsächlich in Abhängigkeit des Standortes wie z.B. in unmittelbarer Nähe zu Salzmarschflächen (Fodrie et al., 2017). Dies macht die Standortwahl für Wiederansiedlungsbemühungen besonders bedeutsam, um mögliche Synergieeffekte für Klimaschutzleistungen durch biogene Riffe zu fördern. Unabhängig von ihrem Kohlenstoffspeicherpotenzial sind biogene Riffe wichtige Lebensräume, die es zu erhalten und wiederaufzubauen gilt. Eine Grundvoraussetzung für erfolgreiche Restaurationsvorhaben ist vor allem der Ausschluss bodenberührender Aktivitäten (Pogoda et al., 2020). In den Natura 2000 Gebieten der deutschen Nordsee sind die designierten Maßnahmen der Gemeinsamen Europäischen Fischereipolitik (GFP) ein wichtiger Schritt, um mechanische Eingriffe am Meeresboden zu reduzieren (Pogoda et al., 2023).

## 8.2 Wiederherstellung der natürlichen (Überschwemmungs-)Dynamiken

Die Wiederherstellung natürlicher (Überschwemmungs-)Dynamiken in **Salzmarschen** kann ihre Anpassungsfähigkeit an den beschleunigten Meeresspiegelanstieg erhöhen, z.B. indem höhere Sedimentablagerungsraten ermöglicht werden. Die Wiederherstellung einer natürlichen Gezeitendynamik weist dabei ein höheres Potenzial für die Minderung von Emissionen pro Flächeneinheit auf als die Schaffung neuer Salzmarschen oder die Wiedervernässung terrestrischer Moore (Kroeger et al., 2017). Möglichkeiten der Umsetzung werden im Laufe dieses Kapitels erläutert. Mit der Wiederherstellung der natürlichen Gezeitenzyklen werden die Salzgehaltsbedingungen wiederhergestellt und somit die Methanemissionen in bestehenden Salzmarschen reduziert. Aufgrund des hohen Salzgehalts und den dadurch verfügbaren Sulfationen im Meerwasser ist der Ausstoß von Methan aus ausreichend überfluteten Salzmarschen oft vernachlässigbar (Poffenbarger et al., 2011, Kroeger et al., 2017). Die Reduktion von Sulfat konkurriert mit der Methanogenese als Stoffwechselweg zum mikrobiellen Abbau und wird bei ausreichend verfügbaren Sulfationen bevorzugt genutzt (siehe Kapitel 4).

Eine Möglichkeit, um die natürliche Dynamik in Salzmarschen zu verbessern oder wiederherzustellen, sind die Öffnung von Sommerdeichen oder eine gezielte Verschiebung von Hochwasserinfrastruktur landeinwärts. Dies kann als naturbasierte Schutzmaßnahme vor Flutereignissen gesehen werden, die die Erweiterung von Salzmarschen als natürliche Ökosysteme mit verschobenen Deichen (künstlich) kombiniert. Bis 2022 wurden mindestens 89 Verschiebungen von Deichen landeinwärts in Belgien, Dänemark, England, Frankreich, Deutschland, Spanien, Schottland und den Niederlanden durchgeführt (van den Hoven et al., 2022). Durch vermehrte Überschwemmungsereignisse wird so mehr Sediment auf die Salzmarsch gespült und von der Vegetation aufgefangen, wodurch die Aufwuchsrate steigt und die Salzmarsch aufwächst (van den Hoven et al., 2022). Auch die natürliche Vegetationszonierung kehrt nach der Entfernung der Eindeichung wieder zurück, wodurch wiederum mehr Sediment aufgefangen werden kann und zusätzlich allochthoner Kohlenstoff gespeichert wird. Sehr bedeutsam ist, dass entwässerte Marschböden wahrscheinlich als massive CO<sub>2</sub> Quellen sind (Kroeger et al., 2017). Möglicherweise kann, wie bei Mooren, durch die Vernässung der Marschböden der

---

<sup>7</sup> [www.noraeurope.eu](http://www.noraeurope.eu) (09.05.2023)

Abbau organischer Substanz reduziert werden, indem die in den Böden festgelegte Organik vor aerober Atmung, und damit dem Zerfall, geschützt bleibt (Müller pers. Komm.). Dennoch ist diese Form der Renaturierung von Salzmarschen ein langwieriger Prozess. Eine höhere und längere Salzbelastung durch die Zunahme der Überflutungshäufigkeit kann aber auch zu Umstrukturierungen in der Pflanzengemeinschaft führen: Eine höhere mechanische Belastung und veränderte Bodenverhältnisse beeinflussen die ökologische Anpassungsfähigkeit der Salzmarschengemeinschaften (Vagts et al., 2000, Wittig et al., 2004). Die Folgen einer Öffnung des Deiches müssen also entsprechend abgewogen werden, auch inwieweit die Nutzung der Salzmarsch nach der Wiederherstellung der Überschwemmungsdynamiken eingeschränkt werden soll. Das Beibehalten und Management durch Beweidung könnte die Salzmarsch beim Wiederherstellungsprozess unterstützen, hat gleichzeitig aber möglicherweise negative Auswirkungen auf die Höhe und Dichte der Vegetation (siehe Kapitel 8.3). Im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer Wilhelmshaven wurde im Juni 2020 eine Prüfung und Bewertung möglicher Maßnahmen zur Förderung der Kohlenstofffixierung in Salzwiesen in durchgeführt, die einen Überblick über die hier beschriebenen Möglichkeiten hinaus enthält (siehe Martens et al. (2021)).

### 8.3 Beweidungsmanagement auf Salzmarschen

Mittlerweile werden mehr als die Hälfte der Salzmarschen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer-Nationalpark und etwa zwei Drittel im niedersächsischen Wattenmeer-Nationalpark nicht (mehr) beweidet (Nationalpark Wattenmeer<sup>8</sup>). Welchen Einfluss die Beweidung auf den Kohlenstoffspeicher von Salzmarschen hat und inwiefern sie das Aufwuchsvermögen der Salzmarsch beeinflussen, wird in der Literatur mit teils gegensätzlichen Empfehlungen intensiv diskutiert. Die unterschiedlichen Ergebnisse aus Studien verdeutlichen die Abhängigkeit des Weidetier-Effekts von den lokalen Bedingungen des Systems, aber auch von der Weidetierart und der Art der Beweidung. Ein eindeutiger Mechanismus lässt sich also nur bedingt bestimmen und die lokalen Effekte sollten individuell beurteilt werden, bevor Beweidung als potenzielle Maßnahme zur Erhöhung des Kohlenstoffspeichers in Salzmarschen eingesetzt wird. Der folgende Abschnitt gibt einen Überblick über die Grundlagen dieser Abwägung.

Zunächst hat eine Beweidung der Salzmarschen einen negativen Einfluss auf die Aufwuchshöhe und Dichte der Vegetation (Elschot et al., 2013, Schulze et al., 2021). Auf den Halligen, Restbestände der Festlandmarschen des norddeutschen Wattenmeeres, tritt auf beweideten Flächen im Vergleich zu nicht beweideten Flächen eine geringere Ablagerung von Sedimenten auf. Hierdurch entsteht, vor allem an der Kante der Salzmarsch, auf Dauer eine erhöhte Diskrepanz zwischen dem Meeresspiegelanstieg und dem Aufwuchs der Salzmarsch (Schulze et al., 2021). Auch abseits der Halligen liegen im Wattenmeer nicht beweidete Salzmarschen im Vergleich zu beweideten Flächen höher (Suchrow et al., 2012), weil vor allem größere Weidetiere den Boden verdichten (Elschot et al., 2013). Diese Verdichtung hat vor allem Auswirkungen auf den Erosionsschutz, da Weidetiere den Boden durch Trampeln zusätzlich befestigen. Allerdings spielt auch die Vegetationsbedeckung eine wichtige Rolle, da der Boden durch Wurzeln und Rhizome stabilisiert und das direkte Abtragen des Sediments eingeschränkt wird (Dugan et al., 2011, Zobeck et al., 2013). Die Vegetationshöhe und -bedeckung wird durch

---

<sup>8</sup> <https://www.nationalpark-wattenmeer.de/wissensbeitrag/salzwiesen/> (09.05.2023)

Beweidung negativ beeinflusst (Graversen et al., 2022), wodurch ihr Einfluss auf Erosionsmechanismen differenziert betrachtet werden muss. Bei einer hohen Beweidungsintensität an der Nordseeküste wurde festgestellt, dass zwar eine Festigung des Bodens eintritt, die allerdings direkt durch eine weniger dichte Vegetation und eine Verschiebung der Pflanzengemeinschaften hin zu kurzem Salzmarschengras ausgeglichen wird (Kosmalla et al., 2022). Diese verringerte Vegetationsbedeckung reduziert gleichzeitig den Schutz der Salzmarsch vor Wellen und Strömungen, wodurch mehr Stress auf die Bodenoberfläche einwirkt (Ford et al., 2016). Andere Studien weisen zwar ebenfalls eine Verdichtung der Salzmarschböden durch Beweidung nach, allerdings zeigt sich, vor allem in Gebieten des Wattenmeeres in denen große Sedimentmengen über die Gezeiten eingetragen werden, keine negative Beeinflussung der Aufwuchsraten (Nolte et al., 2013). Ob die Nutzung von Weidetieren für Naturschutz- und Blue-Carbon-Management angepasst werden muss hängt also von den lokalen Bedingungen in den Salzmarschen ab, vor allem vom Meeresspiegelanstieg sowie dem lokalen Sedimenteintrag (Elschot et al., 2013).

Weiter lässt sich ein positiver Zusammenhang zwischen dem Kohlenstoffspeicher und der Beweidung in Salzmarschen feststellen. Ein Großteil des unterirdisch (mittelfristig) gespeicherten Kohlenstoffs in Salzmarschen befindet sich in den oberen 10 cm des Bodens. Dadurch ist dieser Speicher besonders anfällig gegenüber Erosion, dem Meeresspiegelanstieg und Änderungen in der Landnutzung. Im Vergleich zu nicht beweideten Salzmarschen ist die Oberbodendichte auf beweideten Salzmarschen erhöht und die Durchlässigkeit des Bodens verringert (Keshta et al., 2020). Das führt dazu, dass sich Wasser anstauen kann und somit die Salzmarschen länger benässt bleiben (Graversen et al., 2022). So werden die Sauerstoffverfügbarkeit und das Redoxpotential verringert, die mikrobiellen Gemeinschaften verändert und der Umsatz organischer Stoffe verringert (Pendleton et al., 2012). In dänischen Salzmarschen entlang der Nord- und Ostseeküste zeigt sich ein neutraler bis leicht positiver Effekt der Beweidung auf  $C_{org}$  Speicher im Vergleich zu nicht beweideten Salzmarschen (Graversen et al., 2022). Ob sich dies insgesamt positiv auf das Blue-Carbon-Potenzial auswirkt hängt davon ab, inwiefern sich kontinuierliche Abgrasen von Biomasse und die dadurch geringere Pflanzenproduktivität ausgleicht. Außerdem müssen in ein Gesamtbudget des so genutzten Ökosystems auch die Treibhausgasemissionen der Tiere einbezogen werden (Graversen et al., 2022). Eine ausführliche Prüfung und Bewertung möglicher Maßnahmen (inklusive Beweidung) zur Förderung der Kohlenstofffixierung in Salzwiesen im niedersächsischen Wattenmeer wurde 2021 durchgeführt (Martens et al., 2021).

#### 8.4 Ausgleich des Sedimentdefizits und Stabilisierung

Möglicherweise kommt es im Wattenmeer bis Mitte des Jahrhunderts (je nach Szenario) aufgrund des Meeresspiegelanstiegs und damit einhergehenden Erosionen zu einem erheblichen Sedimentdefizit. Bei einem Meeresspiegelanstieg von 1,8 mm pro Jahr (1935 – 2010) müsste sich so auf den etwa 1.620 km<sup>2</sup> großen Wattflächen und Salzwiesen in Schleswig-Holstein fast 3 Millionen m<sup>3</sup> Sediment zum höhenmäßigen Ausgleich ablagern (Hofstede et al., 2019). Für erhöhte Raten des beschleunigten Meeresspiegelanstiegs steigen die Mengen entsprechend. Um dieses auszugleichen und dem Meeresspiegelanstieg entgegenzuwirken, wird der aktive Import von Sedimenten als wichtige Anpassungsoption eingeschätzt (Hofstede et al., 2019). Als Teil des Sedimentmanagements kann Sand aus der vorgelagerten Nordsee in das Wattenmeer importiert werden, um den Lebensraum Wattenmeer so naturnah wie möglich zu erhal-

ten. Hierfür ist es wichtig, weitere Erkenntnisse zur effektiven Sedimentverteilung im Wattenmeer zu gewinnen. Um speziell in Salzmarschen die Sedimentationsprozesse zu fördern, eignen sich Lahnungsfelder (Pfahlreihen, die Schlick festhalten) und Gräben (parallel verlaufende Gräben, die das Vorland entwässern). Ein natürlicher Übergang zwischen den Lebensräumen sollte möglich sein (Hofstede et al., 2019). Bei der Wiederansiedlung von Salzmarschen im Wattenmeer der Emsmündung hat sich das Mischen von Sand mit Schlick als positiv für die Vegetation und den Artenreichtum erwiesen: zusätzlich zur erhöhten Feuchtigkeit im Schlick werden durch den natürlichen Schlick Nährstoffe eingebracht (Baptist et al., 2021). Auch das frühe Anpflanzen und Etablieren salztoleranter Pflanzenarten, wie *Salicornia spp.*, trägt zu einer Stabilisierung der Vegetation neu angelegter Salzmarschen bei. (Baptist et al., 2021).

Zum Zweck des Küstenschutzes und der Landgewinnung wurde bereits 1920 *Spartina anglica* aufgrund der Fähigkeit, Sedimente effektiv aufzufangen und zu stabilisieren, gezielt in das europäische Wattenmeer eingeführt (z.B. (Granse et al., 2021). *S. anglica* zeichnet sich unter anderem durch eine hohe Stammfestigkeit und Blattfläche aus, durch deren Rauheit mehr Sediment eingefangen wird (Bass and Kleyer, 2021). Der Lebensraum für einheimische Arten schafft Voraussetzungen für eine höhere Artenvielfalt und die Salzmarschen stabilisieren sich gegenüber dem steigenden Meeresspiegel (Granse et al., 2021). Diese positiven Effekte treten bei der natürlichen Ausbreitung von *S. anglica* vor allem in der Pionierzone auf. Von 1989 bis 2019 verschob und erhöhte sich die *Spartina*-Zone bereits in mehreren Salzmarschen und reicht heutzutage bis zu den Erhebungen der Hochmarschzone (Granse et al., 2021).

## 8.5 Verringerung des Nährstoffeintrags

Eutrophierung und deren Folgen stellen eine starke Belastung für Seegraswiesen und Makroalgen dar (Krause-Jensen et al., 2008, Bobsien, 2015). Obwohl der Nährstoffeintrag in die Nord- und Ostsee erheblich reduziert wurde, verlangsamt sich dieser rückläufige Trend und beginnt zu stagnieren (siehe auch Kapitel 6: Klimawandeleffekte auf Nord- und Ostsee). Eine verstärkte Reduzierung von Nährstoffeinträgen ist wichtig um Blue-Carbon-Ökosysteme und ihr Kohlenstoffspeicherpotenzial zu schützen.

## 8.6 Aquakultur: Muschelzucht

Viele Muschel- und Austernarten sind von kommerziellem Interesse und werden in der Aquakultur produziert (FAO et al., 2018). Das Schalenmaterial ist dabei bisher ein Abfallprodukt. Durch Schalenwachstum wird Kohlenstoff langfristig in den Schalen gespeichert. Je nach Art liegt das Kohlenstoffspeicherpotenzial der Schalen zwischen 1,1 (*C. gigas*) (Lejart et al., 2012) und 372,2 g  $C_{\text{anorg}}$  m<sup>-2</sup> Jahr<sup>-1</sup> (*Mytilus galloprovincialis*) (Munari et al., 2013), davon ausgehend, dass die Schale aufgrund niedriger energetischer Anforderungen nur 10 % des durch Veratmung ausgestoßenem CO<sub>2</sub> enthält. Bei weiterer Nutzung der Schalen, z.B. als Zement oder Verbundstoffe (Bonnard et al., 2019), können Muschelschalen eine Kohlenstoffsенке darstellen (Filgueira et al., 2019). Potenzielle negative Effekte der Muschelaquakultur sind die mögliche Reduktion der Primärproduktion sowie ein erhöhtes Risiko anoxischer benthischer Bereiche durch den Abfall von organischem Material in Form von Faeces bei übermäßig hohen Muscheldichten (Feng et al., 2023).

## 8.7 Technische Strategien zur Kohlendioxidentfernung

Im jüngsten Bewertungsbericht hat der Weltklimarat (IPCC) die Notwendigkeit von Techniken zur Kohlendioxidentfernung (carbon dioxide removal - CDR), zu denen auch die Erweiterung von Blue-Carbon-Speichern zählt, als Ausgleich von Restemissionen deutlich gemacht. Alle berücksichtigten Pfade zum 1,5°C Ziel schließen zwingend die Verwendung von CDR-Maßnahmen mit ein (Rogelj et al., 2018). CDR-Maßnahmen ermöglichen das Ziel Netto-Null zu erreichen und mehr Zeit für den Übergang zu CO<sub>2</sub>-neutralen Systemen zu schaffen (Borchers et al., 2022). Dies birgt allerdings potenziell das Risiko, dass diese gewonnene Zeit politisch nicht für die Reduzierung von CO<sub>2</sub> genutzt wird (Azar et al., 2013). Eine Entfernung von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre kann durch die Verbesserung natürlicher Senken, wie den beschriebenen Blue-Carbon-Ökosystemen und -Biotopen, in Kombination mit technologischen Prozessen erfolgen (Mengis et al., 2022). Sowohl an Land als auch im Ozean werden eine Vielzahl von CDR-Maßnahmen untersucht, die von spezifischen Bedingungen, wie biophysikalischen Standorteigenschaften oder der Verfügbarkeit von Infrastruktur und Ressourcen abhängig sind (Borchers et al., 2022). Trotz vieler potenzieller CDR-Maßnahmen ist keine als „Wunderwaffe“ gegen den Klimawandel zu verstehen (Minx et al., 2018). Nur in Kombination mit Maßnahmen der Emissionsreduzierung an den Quellen, der Verbesserung der Energieeffizienz und der Weiterentwicklung erneuerbarer Energien kann die Treibhausgasreduzierung gelingen (Borchers et al., 2022). Die Forschung zu den CDR-Maßnahmen befindet sich in unterschiedlichen Reifestadien. Während vor allem an Land einige Maßnahmen, wie Aufforstung, gut erforscht und weit verbreitet sind, sind marine CDR-Maßnahmen noch in einem relativ frühen Entwicklungsstadium (Borchers et al., 2022), wodurch eine Vielzahl an Unsicherheiten zur Umsetzung der Maßnahmen bestehen (Low and Schäfer, 2020). Neben der Rolle von Küstenökosystemen bei der Entnahme und Speicherung von Kohlendioxid aus der Atmosphäre untersucht die deutsche Forschungsmission CDRmare der Deutschen Allianz Meeresforschung (DAM) verschiedene Methoden der technischen marinen CO<sub>2</sub> Entnahme und Speicherung in den deutschen Meeren. Dazu zählen Alkalinisierung (A), Künstlicher Auftrieb (B) und CO<sub>2</sub> Abscheidung und Speicherung (carbon dioxide capture and storage – CCS (C)). Neben der Einschätzung des Potenzials und der technischen Machbarkeit dieser Verfahren müssen auch Risiken für die Meeresumwelt, das Erdsystem, Menschen und Gesellschaft sowie die Nachhaltigkeit untersucht und abgewogen werden.

- A. Die Alkalinisierung**, bei terrestrischer Anwendung Enhanced Weathering genannt, erfolgt durch den Einsatz schnell verwitternder Mineralien, die durch ihre Auflösung die totale Alkalinität und damit die CO<sub>2</sub> Bindungskapazität erhöhen (Ilyina et al., 2013). Die Alkalinisierung im Meer wird als Ocean Alkalinity Enhancement bezeichnet. Indem große Mengen dieser Mineralien pulverisiert ins Meer gegeben werden beschleunigt sich der natürliche Prozess der Gesteinsverwitterung. Derzeit wird aufgrund des weltweiten Vorkommens und der relativ schnellen Auflösungskinetik vor allem das Mineral Olivinbasalt (Mg<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>) untersucht (Schuiling and De Boer, 2011, Montserrat et al., 2017). Bei der Auflösung von Olivin werden allerdings mineralische Lösungsprodukte und toxische Spurenelemente (Si, Ca, Mg, Fe, Schwermetalle wie Ni) (Montserrat et al., 2017, Fuhr et al., 2022) freigesetzt, die sich in der Umwelt anreichern, sollte diese Maßnahme in großem Umfang eingesetzt werden. Die Auswirkungen sind bisher nicht untersucht, der Einfluss von Eisen (Fe), Nickel (Ni) und Silikat (Si) auf pelagische Primärproduzenten (Phytoplankton) wird allerdings als hoch eingestuft (Bach et al., 2019). Eisen (Fe) ist ein limitierendes Spurenelement im Ozean. Erhöhte Konzentrationen könnten zu gesteigerten Algenblüten führen. Nickel (Ni)

kommt ebenfalls selten in gelöster Form im Ozean vor, kann aber bei bestimmten Konzentrationen toxisch für manche Algenarten oder andere marine Organismen sein. Insgesamt würden Kalzium (Ca) nutzende Phytoplanktonarten wie Coccolithophoriden von der Nutzung von Kalkgesteinen profitieren, Kieselalgen und Cyanobakterien dagegen eher von Silikatgesteinen wie Olivin (Bach et al., 2019). Erste Modellierungsstudien zeigen außerdem einen Einfluss der Verwitterungsprozesse auf die Nahrungsverfügbarkeit und den Stoffwechsel des marinen Zooplanktons (Fakhraee et al., 2022). Die bisherigen theoretischen Überlegungen werden durch neue Erkenntnisse, z.B. zur Lösungs- und Verbreitungskinetik der Mineralien in experimentellen Aufbauten, ergänzt (Fuhr et al., 2022).

- B.** Die **Erzeugung eines künstlichen Auftriebs** steigert die Primärproduktion und zielt ursprünglich auf die Ernährungssicherheit für eine wachsende Bevölkerung und auf eine Minderung der Überfischung. Natürliche Auftriebsgebiete (Upwelling) gehören zu den produktivsten Systemen der Welt, da nährstoffreiches Tiefenwasser in Oberflächenschichten transportiert wird in denen Photosynthese möglich ist. Ein künstlicher Auftrieb lässt sich erzeugen, indem das nährstoffreiche Tiefenwasser an die Oberfläche gepumpt wird (Kirke, 2003). Die gesteigerte Primärproduktion kann als Antrieb der biologischen Pumpe auf natürliche Weise CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre entfernen und hat das Potenzial dem Klimawandel entgegenwirken (Lovelock and Rapley, 2007). Die ökologischen Risiken und biogeochemischen Konsequenzen sind weitgehend unerforscht (Kemper et al., 2022).
- C.** Beim **Carbon Capture & Storage, CCS-Konzept** wird emittiertes CO<sub>2</sub> direkt an der Quelle aufgefangen oder aus der Atmosphäre entnommen und anschließend eingelagert. Flüssiges CO<sub>2</sub> würde durch Pipelines oder per Schiff z.B. in die Nordsee transportiert und in Sandsteinformationen unter dem Meeresboden gespeichert. Dafür wären Bohrungen in den tiefliegenden Untergrund nötig. Außerhalb Deutschlands (z.B. im Nordatlantik um Norwegen) wird diese Methode bereits angewendet. Dort zeigt sich, dass sich das CO<sub>2</sub> mit der Zeit löst und mit Mineralien im Formationswasser reagiert. In den neu gebildeten Mineralien kann das Kohlendioxid auf Dauer gebunden werden. Dieser auch natürlich vorkommende Prozess dauert einige Jahrhunderte. Bislang existieren nur grobe Schätzungen, wie viel Kohlendioxid im Untergrund der deutschen Nordsee gespeichert werden könnte. Die Schätzungen reichen von 3,6 bis 10,4 Milliarden Tonnen CO<sub>2</sub> (entspricht etwa 5- bis 15,5-mal den Jahresemissionen Deutschlands in 2021 (Friedlingstein et al., 2022a) verfügt. Es gibt jedoch ungeklärte Risiken, wie das ungewollte Entweichen von eingelagertem CO<sub>2</sub>, das zur Versauerung bodennaher Wassermassen führt, eine erhöhte Lärmbelastung während der Bohrungen, und aus den Mineralien gelöste Schwermetalle und das sehr saline Formationswasser (CDRmare, 2022). Zusätzlich bestehen aktuell möglicherweise Nutzerkonflikte bei potenziell geeigneten Flächen innerhalb der deutschen AWZ.

Vor dem Hintergrund, dass CDR-Maßnahmen zum Erreichen der Netto-Null-Klimaziele obligatorisch sind muss dringend untersucht werden, welche Methoden unter welchen lokalen und globalen Bedingungen umsetzbar sind und wie (Umwelt-)Risiken minimiert werden. Eine Integration in bestehende politische Strukturen und Verhandlungen und eine offene politische sowie gesellschaftliche Debatte sind dringend notwendig (Keller et al., 2022).

Die Verbundprojekte der DAM Mission CDRmare legen den Fokus auf die Erforschung naturbasierter und technischer CDR-Methodiken. Die Projekte, Zielstellungen, Laufzeiten und Projektkoordinator\*innen sind in Anhang A.7 zusammengefasst. Derzeit liegen speziell für Deutschland und Europa noch keine Studien zu gemessenen, biologischen und/oder ökologischen Auswirkungen der CDR-Verfahren vor.

## 8.8 Ganzheitlicher Schutz von Lebensräumen und die Idee der „Kohlenstoffschutzzonen“

Die anthropogenen Belastungen und klimabedingten Auswirkungen auf Blue-Carbon-Ökosysteme sind vielseitig. Zu ihrem Schutz ist es daher notwendig, Stressoren und Auswirkungen durch ein ganzheitliches Management zu reduzieren (Griffiths et al., 2020, Krause-Jensen et al., 2021). Politisch kann nur durch ein aktives Management der Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope Einfluss auf die Menge des dort gespeicherten Kohlenstoffs genommen werden (Krause-Jensen et al., 2018).

Für die Förderung von Blue Carbon in Salzmarschen wurden Maßnahmen wie Renaturierung, (Wieder-)Herstellung einer natürlichen Hydrodynamik sowie mögliche Einflüsse der Nutztierhaltung beschrieben (siehe Kapitel 8.1 bis 8.3). In ihrer Prüfung und Bewertung möglicher Maßnahmen zur Förderung der Kohlenstofffixierung empfehlen Martens et al. eine engere Verzahnung mit weiteren Schutzziele und Nutzungsinteressen und ein ganzheitliches Systemverständnis und Management im Küstenraum als wichtige Voraussetzung für einen nachhaltigen Erfolg (Martens et al., 2021).

Zum Schutz der Seegraswiesen sieht die EU-Wasserrahmenrichtlinie vor, eine Ausdehnung der europäischen Seegraswiesen in mindestens 74% der historischen Tiefe zu erzielen. Ein ganzheitliches Management würde z.B. fortgesetzte Bemühungen zur Verringerung des Nährstoffeintrags und eine Minimierung physischer Stressoren, wie bodenberührender Muschelfischelei umfassen (Krause-Jensen et al., 2021). Damit werden eine Erholung der Seegraswiesen in tieferen und vor Temperaturstress besser geschützten Regionen unterstützt (Krause-Jensen et al., 2021) und Blue Carbon gefördert. Durch effektives Management wird die Resilienz der Seegraswiesen (z.B. gegenüber dem Klimawandel) erhöht, ein breiterer Seegrasgürtel in tiefen Gewässern fördert auch eine erhöhte Samenproduktion und Expansion der Vegetation (Krause-Jensen et al., 2021). Einige dieser Zielvorgaben sind für die Ostsee unter anderem im HELCOM Baltic Sea Action Plan (BSAP) verankert.

Zum Schutz der Seetangwälder hat OSPAR sie als schützenswertes Biotop definiert (de Bettignies et al., 2021), europaweit gibt es allerdings kein spezifisches Schutzprogramm (Araújo et al., 2016). Auch die Integration von Makroalgen in politische und wissenschaftliche Blue-Carbon-Überlegungen ist durch ihre breite phylogenetische und ökologische Vielfalt im Vergleich zu den Gründungsarten anderer Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope, wie Seegraswiesen oder Mangrovenwälder, erschwert (Krause-Jensen et al., 2018). Grünalgen, Braunalgen und Rotalgen unterscheiden sich deutlich in Größe, Form und Vorkommen, sowie in ihren Fähigkeiten, Kohlenstoff zu binden (Steneck and Dethier, 1994). Vergleiche und Schätzungen des Kohlenstoffspeicherpotenzials sind daher auf regionaler und internationaler Ebene nur schwer möglich. Um Makroalgen in Klimaanpassungsstrategien aufnehmen zu können, müssen aktuelle Rahmenbedingungen und Vorschriften überdacht werden, wie u.a. die IPCC-Richtlinien zu Treibhausgasinventaren (Krause-Jensen et al., 2018). Zu den Herausforderungen zählt es, die Herkunft des gespeicherten Kohlenstoffes verlässlich nachweisen zu können: Einerseits um den langfristig gespeicherten Kohlenstoff aus Makroalgenbiomasse beziffern zu können, andererseits um die Kohlenstoffherkunft festlegen zu können.

Vor dem Hintergrund nationaler und internationaler MPA-Managementoptionen wird auch diskutiert, inwieweit Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope einbezogen werden können und sollen. Es geht darum, den gespeicherten Kohlenstoff zu schützen, indem Stressoren wie Störungen des Meeresbodens eingeschränkt oder verhindert werden (Sala et al., 2021, Dunkley

and Solandt, 2021, Epstein et al., 2022, Graves et al., 2022). Ausgewählte Meeresgebiete könnten demnach als Kohlenstoffschutzzonen ausgewiesen, boden-berührende Aktivitäten wie Grundschieppnetzerei oder Ausbaggern von Sedimenten ausgeschlossen und damit bestehende Kohlenstoffspeicher in den marinen Sedimenten vor Störungen und Remineralisierung geschützt werden (Roberts et al., 2017). Derzeit wird erforscht, welche Messungen und Daten notwendig sind um mögliche „Kohlenstoff Hot Spots“ zu identifizieren, deren Schutz besonders effektiv für den Klimaschutz wäre (Graves et al., 2022).

## 9 Synthese und offene Fragestellungen

Für das Kohlenstoffspeicherpotenzial natürlicher mariner Ökosysteme und Biotop in Deutschland ergeben sich folgende Schlussfolgerungen aus der vorliegenden Literaturstudie: I) Regionale Speicher und Potenziale müssen weiter erforscht und gemessen werden, um regionale Zusammenhänge, Speicher und Kohlenstoffkreisläufe zu quantifizieren und zu verstehen. Dies geschieht teilweise im Rahmen bereits laufender Projekte. II) Bereits bestehende Blue-Carbon-Speicher müssen vor Störungen geschützt werden, um den dort langfristig gespeicherten Kohlenstoff nicht der Remineralisierung auszusetzen und damit zusätzlich CO<sub>2</sub> freizusetzen. III) Durch die Renaturierung hinzu intakten (Blue Carbon) Biotopen können bestehende Kohlenstoffspeicher gleichzeitig geschützt und erweitert werden. IV) Zukünftige Klimawandelauswirkungen haben hauptsächlich negative Auswirkungen auf Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotop. V) Marine CDR-Methoden könnten das Kohlenstoffspeicherpotenzial der deutschen Nord- und Ostsee theoretisch erhöhen. Feldversuche fehlen bislang ebenso wie detailliertes Wissen zu ökologischen Folgen und Risiken dieser Methoden.

Um einen ganzheitlichen Schutz von Blue Carbon zu erreichen, müssen eine Reihe relevanter Fragestellungen auf nationaler und internationaler Ebene gelöst werden. Eine Auswahl ist in Tabelle 3 dargestellt. Für Deutschland werden sie teilweise durch nationale Konsortien und Projekte bereits bearbeitet.

Tab. 3: Übersicht über offene Fragestellungen im Bereich der Blue-Carbon-Forschung in Deutschland sowie, wo möglich, Nennung der damit befassten nationalen Projekte.

Ökosystem/Biotop	Fragestellungen
Salzmarschen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wie hoch ist der regionale Kohlenstoffspeicher und das Speicherpotenzial von Salzmarschen in Deutschland? &gt; <b>CDRmare: Sea4Society</b></li> <li>• Wird durch die Vernässung von Marschböden der Abbau organischer Substanz reduziert, weil die festgelegte Organik vor aerober Atmung geschützt wird?</li> <li>• Umgang mit und individuelle Beurteilung der Nutztierhaltung auf Salzmarschen zur Förderung des Kohlenstoffspeicherpotenzials vs. Einfluss des Meeresspiegelanstiegs</li> <li>• Können die Salzmarschen mit einem möglichen beschleunigten Meeresspiegelanstieg mithalten?</li> </ul>
Seegraswiesen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wie hoch ist der regionale Kohlenstoffspeicher und das Speicherpotenzial von Seegraswiesen in Deutschland? &gt; <b>CDRmare: Sea4Society</b></li> <li>• Wie viel des in der Vegetation von Seegraswiesen fixierten Kohlenstoffs wird direkt vor Ort im Sediment langfristig gespeichert (autochthon), wie viel im Vergleich z.B. durch Blattabwurf exportiert?</li> </ul>
Unbewachsene marine Sedimente	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wie hoch ist der regionale Kohlenstoffspeicher und das Speicherpotenzial von marinen Sedimenten in Deutschland? &gt; <b>APOC, CAR-BOSTORE</b></li> <li>• Wodurch wird der Kohlenstoffspeicher mariner Sedimente in Deutschland beeinflusst? &gt; <b>APOC</b></li> <li>• Können marine Sedimente innerhalb der deutschen AWZ mehr Kohlenstoff speichern, wenn sie vor bestimmten Störungen geschützt werden? &gt; <b>MGF Nordsee</b></li> </ul>

Ökosystem/Biotop	Fragestellungen
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Welche Messungen und Daten sind nötig um mögliche „Kohlenstoff Hot Spots“ zu identifizieren, deren Schutz durch beispielsweise Naturschutzzonen eine dem Klimaschutz besonders zuträglich sein könnten?</li> </ul>
Makroalgen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Können Kelpwälder z.B. vor Helgoland als Kohlenstoffsinken angesehen werden? &gt; <b>CDRmare: Sea4Society</b></li> <li>• Wie viel von Makroalgen fixierter Kohlenstoff wird in die Tiefsee oder andere Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope exportiert und dort langfristig gespeichert (in dem Zusammenhang die Remineralisierung und Nettoprimärproduktion der Makroalgen)?</li> </ul>
Biogene Riffe	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Agieren Muschelriffe der Art <i>Crassostrea gigas</i>, <i>Mytilus edulis</i> oder <i>Ostrea edulis</i> in den deutschen Meeren als Kohlenstoffsinken oder -quellen? &gt; <b>DEFINE II</b></li> <li>• Wie beeinflussen biogene Riffe den Kohlenstoffkreislauf im umliegenden Ökosystem? &gt; <b>DEFINE II</b></li> </ul>
Biotopübergreifend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ursprung des Kohlenstoffs (allochthon vs. autochthon) innerhalb der Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope</li> <li>• Welche ökologischen Auswirkungen haben einzelne CDR-Optionen auf marine Ökosysteme und Organismen? &gt; <b>CDRmare, DEFINE II</b></li> <li>• Interaktion zwischen anorganischen und organischen Kohlenstoffverbindungen und -flüssen sowie Prozessen, die dem Kohlenstoffspeicherpotenzial entgegenwirken könnten (z.B. Kalzifizierung in den Ökosystemen)</li> <li>• Relevanz von nicht-CO<sub>2</sub>-Treibhausgasemissionen, z. B. Methan, im C-Budget der Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope</li> <li>• Der Einfluss des Klimawandels (steigende atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentrationen, steigende Temperaturen, beschleunigter Meeresspiegelanstieg, etc.) auf die Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope muss fortlaufend untersucht werden und Managementstrategien entsprechend flexibel angepasst werden können</li> </ul>

## Literaturverzeichnis

- Adolph W. (2010): Praxistest Monitoring Küste 2008. Seegraskartierung - Gesamtbestandserfassung der eulitoralen Seegrasbestände im Niedersächsischen Wattenmeer und Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. *NLWKN Küstengewässer und Ästuar* 2/2010: 52 S.
- Al-Janabi B., Kruse I., Graiff A. et al. (2016): Genotypic variation influences tolerance to warming and acidification of early life-stage *Fucus vesiculosus* L.(Phaeophyceae) in a seasonally fluctuating environment. *Marine Biology* 163(1): S. 14. DOI: 10.1007/s00227-015-2804-8
- Al-Haj A.N., Fulweiler R.W. (2020): A synthesis of methane emissions from shallow vegetated coastal ecosystems. *Global change biology* 26(5): S. 2988-3005. DOI: 10.1111/gcb.15046
- Almroth-Rosell E., Wählström I., Hansson M. et al. (2021): A Regime Shift Toward a More Anoxic Environment in a Eutrophic Sea in Northern Europe. *Frontiers in Marine Science* 8. DOI: 10.3389/fmars.2021.799936
- Andersen J.H., Carstensen J., Conley D.J. et al. (2017): Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews* 92(1): S. 135-149. DOI: 10.1111/brv.12221
- Araújo R.M., Assis J., Aguillar R. et al. (2016): Status, trends and drivers of kelp forests in Europe: an expert assessment. *Biodiversity and Conservation* 25(7): S. 1319-1348. DOI: 10.1007/s10531-016-1141-7
- Arias P.A., Bellouin N., Coppola E. et al. (2021): Technical Summary. Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A. et al. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*: 33-144 S. DOI: 10.1017/9781009157896.002
- Armstrong S., Hull S., Pearson Z. et al. (2020): Estimating the Carbon Sink Potential of the Welsh Marine Environment. NRW, Cardiff. 74 S.
- Asplund M.E., Bonaglia S., Boström C. et al. (2022): Methane Emissions From Nordic Seagrass Meadow Sediments. *Frontiers in Marine Science* 8: S. 811533. DOI: 10.3389/fmars.2021.811533
- Azar C., Johansson D.J.A., Mattsson N. (2013): Meeting global temperature targets—the role of bioenergy with carbon capture and storage. *Environmental Research Letters* 8(3): S. 034004. DOI: 10.1088/1748-9326/8/3/034004
- Bach L.T., Gill S.J., Rickaby R.E.M. et al. (2019): CO2 Removal With Enhanced Weathering and Ocean Alkalinity Enhancement: Potential Risks and Co-benefits for Marine Pelagic Ecosystems. *Frontiers in Climate* 1: S. 7. DOI: 10.3389/fclim.2019.00007
- Bahlmann E., Weinberg I., Lavrič J.V. et al. (2015): Tidal controls on trace gas dynamics in a seagrass meadow of the Ria Formosa lagoon (southern Portugal). *Biogeosciences* 12(6): S. 1683-1696. DOI: 10.5194/bg-12-1683-2015
- Balke T., Stock M., Jensen K. et al. (2016): A global analysis of the seaward salt marsh extent: The importance of tidal range. *Water Resources Research* 52(5): S. 3775-3786. DOI: 10.1002/2015WR018318
- Baptist M.J., Dankers P., Cleveringa J. et al. (2021): Salt marsh construction as a nature-based solution in an estuarine social-ecological system. *Nature-Based Solutions* 1: S. 100005. DOI: 10.1016/j.nbsj.2021.100005
- Bartsch I., Tittley I. (2004): The rocky intertidal biotopes of Helgoland: present and past. *Helgoland marine research* 58(4): S. 289-302. DOI: 10.1007/s10152-004-0194-2

- Bartsch I., Vogt J., Pehlke C. et al. (2013): Prevailing sea surface temperatures inhibit summer reproduction of the kelp *Laminaria digitata* at Helgoland (North Sea). *Journal of Phycology* 49(6): S. 1061-1073. DOI: 10.1111/jpy.12125
- Bass J., Kleyer M. (2021): Bestimmung biogeomorphologischer Rückkopplung zwischen Pflanzen und Sedimentation. *Die Küste* 89: S. 323-336. DOI: 10.18171/1.089113
- Bax N., Sands C.J., Gogarty B. et al. (2021): Perspective: Increasing blue carbon around Antarctica is an ecosystem service of considerable societal and economic value worth protecting. *Global change biology* 27(1): S. 5-12. DOI: 10.1111/gcb.15392
- Beck M.W., Brumbaugh R.D., Airoidi L. et al. (2011): Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management. *BioScience* 61(2): S. 107-116. DOI: 10.1525/bio.2011.61.2.5
- Belkin I.M. (2009): Rapid warming of Large Marine Ecosystems. *Progress in Oceanography* 81(1): S. 207-213. DOI: 10.1016/j.pocean.2009.04.011
- Bergmann N., Winters G., Rauch G. et al. (2010): Population-specificity of heat stress gene induction in northern and southern eelgrass *Zostera marina* populations under simulated global warming. *Molecular Ecology* 19(14): S. 2870-2883. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2010.04731.x
- BfN (2018): BfN-Kartieranleitung für „Riffe“ in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ). (Hrsg.). Bundesamt für Naturschutz: 43 S.
- Birchenough S.N.R., Reiss H., Degraer S. et al. (2015): Climate change and marine benthos: a review of existing research and future directions in the North Atlantic. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 6(2): S. 203-223. DOI: 10.1002/wcc.330
- Blaabjerg V., Finster K. (1998): Sulphate reduction associated with roots and rhizomes of the marine macrophyte *Zostera marina*. *Aquatic Microbial Ecology* 15(3): S. 311-314. DOI: 10.3354/ame015311
- BMU (2018a): Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nationale Sicherheit (Hrsg.), Bonn. *Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*: 191 S.
- BMU (2018b): Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nationale Sicherheit (Hrsg.), Bonn. *Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*: 194 S.
- Bobsien I. (2015): Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf den Blasentang (*Fucus vesiculosus*) und das Gewöhnliche Seegras (*Zostera marina*) in der Ostsee. Staats- und Universitätsbibliothek Hamburg Carl von Ossietzky. *RADOST-Berichtsreihe*: 38 S.
- Bockelmann A.-C., Tams V., Ploog J. et al. (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(5): S. e62169. DOI: 10.1371/journal.pone.0062169
- Bonnard M., Boury B., Parrot I. (2019): Key Insights, Tools, and Future Prospects on Oyster Shell End-of-Life: A Critical Analysis of Sustainable Solutions. *Environmental Science & Technology* 54(1): S. 26-38. DOI: 10.1021/acs.est.9b03736

- Borchers M., Thrän D., Chi Y. et al. (2022): Scoping carbon dioxide removal options for Germany— What is their potential contribution to Net-Zero CO<sub>2</sub>? *Frontiers in Climate* 4: S. 25. DOI: 10.3389/fclim.2022.810343
- Borsje B.W., Bouma T.J., Rabaut M. et al. (2014): Formation and erosion of biogeomorphological structures: A model study on the tube-building polychaete *Lanice conchilega*. *Limnology and Oceanography* 59(4): S. 1297-1309. DOI: 10.4319/lo.2014.59.4.1297
- Boschker H.T.S., Wielemaker A., Schaub B.E.M. et al. (2000): Limited coupling of macrophyte production and bacterial carbon cycling in the sediments of *Zostera* spp. meadows. *Marine Ecology Progress Series* 203: S. 181-189. DOI: 10.3354/meps203181
- Bridgham S.D., Cadillo-Quiroz H., Keller J.K. et al. (2013): Methane emissions from wetlands: biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Global change biology* 19(5): S. 1325-1346. DOI: 10.1111/gcb.12131
- Buczko U., Jurasinski G., Glatzel S. et al. (2022): Blue Carbon in Coastal Phragmites Wetlands Along the Southern Baltic Sea. *Estuaries and coasts*. DOI: 10.1007/s12237-022-01085-7
- Bundesregierung (2020): Antworten der Bundesregierung vom 8. Juni bzw. 2. Juli 2020 auf eine Schriftliche Frage der Bundestagsabgeordneten Steffi Lemke. 6 S.
- Bunke D., Leipe T., Moros M. et al. (2019): Natural and Anthropogenic Sediment Mixing Processes in the South-Western Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 6: S. 20. DOI: 10.3389/fmars.2019.00677
- Burden A., Garbutt A., Evans C.D. (2019): Effect of restoration on saltmarsh carbon accumulation in Eastern England. *Biology Letters* 15(1): S. 20180773. DOI: 10.1098/rsbl.2018.0773
- Burden A., Garbutt R.A., Evans C.D. et al. (2013): Carbon sequestration and biogeochemical cycling in a saltmarsh subject to coastal managed realignment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 120: S. 12-20. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.01.014
- Burdige D.J. (2007): Preservation of Organic Matter in Marine Sediments: Controls, Mechanisms, and an Imbalance in Sediment Organic Carbon Budgets? *Chemical Reviews* 107(2): S. 467-485. DOI: 10.1021/cr050347q
- Burkholder J.M., Tomasko D.A., Touchette B.W. (2007): Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350(1): S. 46-72. DOI: 10.1016/j.jembe.2007.06.024
- Burrows M., Hughes D., Austin W. et al. (2017): Assessment of Blue Carbon Resources in Scotland's Inshore Marine Protected Area Network. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 957*: 284 S.
- Burrows M.T., Kamenor N.A., Hughes D.J. et al. (2014): Assessment of carbon budgets and potential blue carbon stores in Scotland's coastal and marine environment. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 761*: 90 S.
- Buschbaum C., Dittmann S., Hong J.-S. et al. (2008): Mytilid mussels: global habitat engineers in coastal sediments. *Helgoland marine research* 63(1): S. 47-58. DOI: 10.1007/s10152-008-0139-2
- Butzeck C., Eschenbach A., Gröngröft A. et al. (2015): Sediment Deposition and Accretion Rates in Tidal Marshes Are Highly Variable Along Estuarine Salinity and Flooding Gradients. *Estuaries and coasts* 38(2): S. 434-450. DOI: 10.1007/s12237-014-9848-8
- Butzeck C., Schröder U., Oldeland J. et al. (2016): Vegetation succession of low estuarine marshes is affected by distance to navigation channel and changes in water level. *Journal of Coastal Conservation* 20(3): S. 221-236. DOI: 10.1007/s11852-016-0432-1
- Callaway J.C., DeLaune R.D., Patrick Jr W.H. (1996): Chernobyl 137Cs used to determine sediment accretion rates at selected northern European coastal wetlands. *Limnology and Oceanography* 41(3): S. 444-450. DOI: 10.4319/lo.1996.41.3.0444

- Carstensen J., Andersen J.H., Gustafsson B.G. et al. (2014): Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *PNAS* 111(15): S. 5628-5633. DOI: 10.1073/pnas.1323156111
- CDRmare (2022): Wissen kompakt, Kohlendioxid-Speicherung im tiefen Untergrund der deutschen Nordsee. CDRmare Research Mission (Hrsg.). 2 S. DOI: 10.3289/CDRmare.05
- Chen C.-T.A., Borges A.V. (2009): Reconciling opposing views on carbon cycling in the coastal ocean: Continental shelves as sinks and near-shore ecosystems as sources of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 56(8-10): S. 578-590. DOI: 10.1016/j.dsr2.2009.01.001
- Chmura G., Anisfeld S., Cahoon D. et al. (2003): Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17: S. 1-12. DOI: 10.1029/2002GB001917
- Christensen O.B., Kjellström E., Zorita E. (2015): Projected Change—Atmosphere. In: The BACC I. I. Author Team (Hrsg.) *Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin*. Springer International Publishing, Cham: S. 217-233. DOI: 10.1007/978-3-319-16006-1\_11
- Colette A., Aas W., Banin L. et al. (2016): Air pollution trends in the EMEP region between 1990 and 2012. *Joint Report of the EMEP Task Force on Measurements and Modelling (TFMM), Chemical Co-ordinating Centre (CCC), Meteorological Synthesizing Centre-East (MSC-E), Meteorological Synthesizing Centre-West (MSC-W)*: 107 S.
- Cornelisen C.D., Thomas F.I.M. (2004): Ammonium and nitrate uptake by leaves of the seagrass *Thalassia testudinum*: impact of hydrodynamic regime and epiphyte cover on uptake rates. *Journal of Marine Systems* 49(1): S. 177-194. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2003.05.008
- Couwenberg J., Dommarn R., Joosten H. (2009): Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Global change biology* 16(6): S. 1715-1732. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02016.x
- Darby F.A., Turner R.E. (2007): Below- and Aboveground *Spartina alterniflora* Production in a Louisiana Salt Marsh. *Estuaries and coasts* 31(1): S. 223-231. DOI: 10.1007/s12237-007-9014-7
- de Bettignies T., Hébert C., Assis J. et al. (2021): Case Report for kelp forests habitat. OSPAR 787/2021. 39 S.
- de Haas H., Boer W., van Weering T.C.E. (1997): Recent sedimentation and organic carbon burial in a shelf sea: the North Sea. *Marine Geology* 144(1): S. 131-146. DOI: 10.1016/S0025-3227(97)00082-0
- de los Santos C.B., Krause-Jensen D., Alcoverro T. et al. (2019): Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature communications* 10(1): S. 1-8. DOI: 10.1038/s41467-019-11340-4
- Delgado López-Cózar E., Orduña-Malea E., Martín-Martín A. (2019): Google Scholar as a Data Source for Research Assessment. In: Glänzel W., Moed H. F., Schmoch U., Thelwall M. (Hrsg.): *Springer Handbook of Science and Technology Indicators*. Springer International Publishing, Cham: S. 95-127. DOI: 10.1007/978-3-030-02511-3\_4
- Diederich S., Nehls G., van Beusekom J.E.E. et al. (2005): Introduced Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the northern Wadden Sea: invasion accelerated by warm summers? *Helgoland marine research* 59(2): S. 97-106. DOI: 10.1007/s10152-004-0195-1
- Diehl N., Roleda M.Y., Bartsch I. et al. (2021): Summer Heatwave Impacts on the European Kelp *Saccharina latissima* Across Its Latitudinal Distribution Gradient. *Frontiers in Marine Science* 8: S. 695821. DOI: 10.3389/fmars.2021.695821
- Diesing M., Kroger S., Parker R. et al. (2017): Predicting the standing stock of organic carbon in surface sediments of the North-West European continental shelf. *Biogeochemistry* 135(1-2): S. 183-200. DOI: 10.1007/s10533-017-0310-4

- Diesing M., Thorsnes T., Bjarnadóttir L.R. (2021): Organic carbon densities and accumulation rates in surface sediments of the North Sea and Skagerrak. *Biogeosciences* 18(6): S. 2139-2160. DOI: 10.5194/bg-18-2139-2021
- Dolch T., Buschbaum C., Reise K. (2013): Persisting intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea since the 1930s. *Journal of Sea Research* 82: S. 134-141. DOI: 10.1016/j.seares.2012.04.007
- Dolch T., Buschbaum C., Reise K. (2020): Seegrass-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 2017-2019. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek (LLUR) (Hrsg.). 127 S.
- Dolch T., Hass H.C. (2007): Long-term changes of intertidal and subtidal sediment compositions in a tidal basin in the northern Wadden Sea (SE North Sea). *Helgoland marine research* 62(1): S. 3-11. DOI: 10.1007/s10152-007-0090-7
- Dolch T., Reise K. (2010): Long-term displacement of intertidal seagrass and mussel beds by expanding large sandy bedforms in the northern Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 63(2): S. 93-101. DOI: 10.1016/j.seares.2009.10.004
- Duarte C.M., Agusti S., Barbier E. et al. (2020): Rebuilding marine life. *Nature* 580(7801): S. 39-51. DOI: 10.1038/s41586-020-2146-7
- Duarte C.M., Middelburg J.J., Caraco N. (2005): Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2(1): S. 1-8. DOI: 10.5194/bg-2-1-2005
- Duarte C.M., Sintes T., Marbà N. (2013): Assessing the CO<sub>2</sub> capture potential of seagrass restoration projects. *Journal of Applied Ecology* 50(6): S. 1341-1349. DOI: 10.1111/1365-2664.12155
- Duarte C.M., Wu J., Xiao X. et al. (2017): Can Seaweed Farming Play a Role in Climate Change Mitigation and Adaptation? *Frontiers in Marine Science* 4(100). DOI: 10.3389/fmars.2017.00100
- Dugan J.E., Airoidi L., Chapman M.G. et al. (2011): 8.02 - Estuarine and Coastal Structures: Environmental Effects, A Focus on Shore and Nearshore Structures. In: Wolanski E., McLusky D. (Hrsg.): *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Academic Press. Waltham: S. 17-41. DOI: 10.1016/B978-0-12-374711-2.00802-0
- Dunkley F., Solandt J.-L. (2021): Marine unprotected areas. A case for a just transition to ban bottom trawl and dredge fishing in offshore Marine Protected Areas. Marine Conservation Society, UK. 50 S.
- Dunne J.P., Sarmiento J.L., Gnanadesikan A. (2007): A synthesis of global particle export from the surface ocean and cycling through the ocean interior and on the seafloor. *Global Biogeochemical Cycles* 21(4): S. 16. DOI: 10.1029/2006gb002907
- Elschot K., Bouma T.J., Temmerman S. et al. (2013): Effects of long-term grazing on sediment deposition and salt-marsh accretion rates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 133: S. 109-115. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.08.021
- Engloner A.I. (2009): Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – A review. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 204(5): S. 331-346. DOI: 10.1016/j.flora.2008.05.001
- Epstein G., Middelburg J.J., Hawkins J.P. et al. (2022): The impact of mobile demersal fishing on carbon storage in seabed sediments. *Glob Chang Biol* 28(9): S. 2875-2894. DOI: 10.1111/gcb.16105
- Esselink P., van Duin W., Bunje J. et al. (2017): Salt marshes. S. Klöpffer et al. (Hrsg.), Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. *Wadden Sea Quality Status Report 2017*: 42 S.
- Europäische Union (1992): Richtlinie 92/43/EEC vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanze (FFH - Richtlinie), 68 S.

- European Commission (2013): Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR 28. European Commission DG Environment. 146 S.
- European Commission (2020): Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Marine Strategy Framework Directive (Directive 2008/56/EC), 31 S.
- Fabry V.J., Seibel B.A., Feely R.A. et al. (2008): Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science* 65(3): S. 414-432. DOI: 10.1093/icesjms/fsn048
- Fakhraee M., Li Z., Planavsky N. et al. (2022): Environmental impacts and carbon capture potential of ocean alkalinity enhancement. *nature portfolio* preprint: S. 1-18. DOI: 10.21203/rs.3.rs-1475007/v1
- FAO, IFAD, UNICEF et al. (2018): The state of food security and nutrition in the world 2018. Building climate resilience for food security and nutrition. Food & Agriculture Org., Rome, FAO. 202 S.
- Feng J.-C., Sun L., Yan J. (2023): Carbon sequestration via shellfish farming: A potential negative emissions technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 171: S. 113018. DOI: 10.1016/j.rser.2022.113018
- Filgueira R., Byron C., Comeau L. et al. (2015): An integrated ecosystem approach for assessing the potential role of cultivated bivalve shells as part of the carbon trading system. *Marine Ecology Progress Series* 518: S. 281-287
- Filgueira R., Strohmeier T., Strand Ø. (2019): Regulating services of bivalve molluscs in the context of the carbon cycle and implications for ecosystem valuation. In: Smaal A., Ferreira, J., Grant, J., Petersen, J., Strand, Ø. (Hrsg.) *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer, Cham: S. 231-251. DOI: 10.1007/978-3-319-96776-9\_12
- Flemming B.W., Delafontaine M.T. (2000): Mass physical properties of muddy intertidal sediments: some applications, misapplications and non-applications. *Continental Shelf Research* 20(10): S. 1179-1197. DOI: 10.1016/S0278-4343(00)00018-2
- Fodrie F.J., Rodriguez A.B., Gittman R.K. et al. (2017): Oyster reefs as carbon sources and sinks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1859): S. 20170891. DOI: 10.1098/rspb.2017.0891
- Folmer E., Büttger H., Herlyn M. et al. (2017): Beds of blue mussels and Pacific oysters. Kloepper S. et al. (Hrsg.) Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. *Wadden Sea Quality Status Report 2017*: 20 S.
- Folmer E.O., van Beusekom J.E.E., Dolch T. et al. (2016): Consensus forecasting of intertidal seagrass habitat in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology* 53(6): S. 1800-1813. DOI: 10.1111/1365-2664.12681
- Ford H., Garbutt A., Duggan-Edwards M. et al. (2019): Large-scale predictions of salt-marsh carbon stock based on simple observations of plant community and soil type. *Biogeosciences* 16(2): S. 425-436. DOI: 10.5194/bg-16-425-2019
- Ford H., Garbutt A., Ladd C. et al. (2016): Soil stabilization linked to plant diversity and environmental context in coastal wetlands. *Journal of Vegetation Science* 27(2): S. 259-268. DOI: 10.1111/jvs.12367
- Fourqurean J.W., Duarte C.M., Kennedy H. et al. (2012): Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5(7): S. 505-509. DOI: 10.1038/ngeo1477
- Friedlingstein P., O'Sullivan M., Jones M.W. et al. (2022): Global Carbon Budget 2022. *Earth System Science Data* 14(11): S. 4811-4900. DOI: 10.5194/essd-14-4811-2022

- Frigstad H., Gundersen H., Andersen G.S. et al. (2021): Blue Carbon–climate adaptation, CO<sub>2</sub> uptake and sequestration of carbon in Nordic blue forests: Results from the Nordic Blue Carbon Project. Nordic Council of Ministers. 139 S.
- Fuhr M., Geilert S., Schmidt M. et al. (2022): Kinetics of Olivine Weathering in Seawater: An Experimental Study. *Frontiers in Climate* 4: S. 831587. DOI: 10.3389/fclim.2022.831587
- Fujii T., Raffaelli D. (2008): Sea-level rise, expected environmental changes, and responses of intertidal benthic macrofauna in the Humber estuary, UK. *Marine Ecology Progress Series* 371: S. 23-35. DOI: 10.3354/meps07652
- Fürhaupter K., Wilken H., Grage A. et al. (2008): Kartierung der marinen Pflanzenbestände im Flachwasser der Ostseeküste–Schwerpunkt *Fucus* und *Zostera*. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein. 317 S.
- Gacia E., Granata T.C., Duarte C.M. (1999): An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany* 65(1): S. 255-268. DOI: 10.1016/S0304-3770(99)00044-3
- Gallagher J.B., Shelamoff V., Layton C. (2022): Seaweed ecosystems may not mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *ICES Journal of Marine Science* 0: S. 1-8. DOI: 10.1093/icesjms/fsac011
- Garbutt A., Wolters M. (2008): The natural regeneration of salt marsh on formerly reclaimed land. *Applied Vegetation Science* 11(3): S. 335-344. DOI: 10.3170/2008-7-18451
- Gauss M., Bartnicki J., Klein H. (2018): Atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea. EMEP MSC-W. 9 S.
- George R., Gullstrom M., Mtolera M.S.P. et al. (2020): Methane emission and sulfide levels increase in tropical seagrass sediments during temperature stress: A mesocosm experiment. *Ecology and evolution* 10(4): S. 1917-1928. DOI: 10.1002/ece3.6009
- Gercken J., Schmidt A. (2014): Current status of the European Oyster (*Ostrea edulis*) and possibilities for restoration in the German North Sea. Bundesamt für Naturschutz. 96 S.
- Godet L., Fournier J., van Katwijk M.M. et al. (2008): Before and after wasting disease in common eelgrass *Zostera marina* along the French Atlantic coasts: a general overview and first accurate mapping. *Diseases of Aquatic Organisms* 79(3): S. 249-255. DOI: 10.3354/dao01897
- Graiff A., Dankworth M., Wahl M. et al. (2017): Seasonal variations of *Fucus vesiculosus* fertility under ocean acidification and warming in the western Baltic Sea. *Botanica Marina* 60(3). DOI: 10.1515/bot-2016-0081
- Graiff A., Liesner D., Karsten U. et al. (2015): Temperature tolerance of western Baltic Sea *Fucus vesiculosus* – growth, photosynthesis and survival. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 471: S. 8-16. DOI: 10.1016/j.jembe.2015.05.009
- Granse D., Suchrow S., Jensen K. (2021): Long-term invasion dynamics of *Spartina* increase vegetation diversity and geomorphological resistance of salt marshes against sea level rise. *Biological Invasions* 23(3): S. 871-883. DOI: 10.1007/s10530-020-02408-0
- Graversen A.E.L., Banta G.T., Masque P. et al. (2022): Carbon sequestration is not inhibited by livestock grazing in Danish salt marshes. *Limnology and Oceanography* 9999: S. 1-17. DOI: 10.1002/lno.12011
- Graves C.A., Benson L., Aldridge J. et al. (2022): Sedimentary carbon on the continental shelf: Emerging capabilities and research priorities for Blue Carbon. *Frontiers in Marine Science* 9: S. 22. DOI: 10.3389/fmars.2022.926215
- Green A., Chadwick M.A., Jones P.J.S. (2018): Variability of UK seagrass sediment carbon: Implications for blue carbon estimates and marine conservation management. *PLOS ONE* 13(9): S. e0204431. DOI: 10.1371/journal.pone.0204431

- Gregg R., Elias J.L., Alonso I. et al. (2021): Carbon storage and sequestration by habitat: a review of the evidence (second edition). Natural England, York. *Natural England Research Report NERR094*: 240 S.
- Greiner J.T., McGlathery K.J., Gunnell J. et al. (2013): Seagrass Restoration Enhances “Blue Carbon” Sequestration in Coastal Waters. *PLOS ONE* 8(8): S. e72469. DOI: 10.1371/journal.pone.0072469
- Griffiths L.L., Connolly R.M., Brown C.J. (2020): Critical gaps in seagrass protection reveal the need to address multiple pressures and cumulative impacts. *Ocean & Coastal Management* 183: S. 104946. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2019.104946
- Grinsted A. (2015): Projected Change—Sea Level. In: The BACC II Author Team (Hrsg.) *Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Regional Climate Studies*. Springer, Cham: S. 253-263. DOI: 10.1007/978-3-319-16006-1\_14
- Gröger M., Arneborg L., Dieterich C. et al. (2019): Summer hydrographic changes in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak projected in an ensemble of climate scenarios downscaled with a coupled regional ocean–sea ice–atmosphere model. *Climate Dynamics* 53(9): S. 5945-5966. DOI: 10.1007/s00382-019-04908-9
- Gröger M., Dieterich C., Meier H.E.M. (2021): Is interactive air sea coupling relevant for simulating the future climate of Europe? *Climate Dynamics* 56(1): S. 491-514. DOI: 10.1007/s00382-020-05489-8
- Gustafsson B.G., Schenk F., Blenckner T. et al. (2012): Reconstructing the development of Baltic sea eutrophication 1850-2006. *Ambio* 41(6): S. 534-548. DOI: 10.1007/s13280-012-0318-x
- Hancock B., zu Ermgassen P. (2019): Enhanced production of finfish and large crustaceans by bivalve reefs. In: Smaal A., Ferreira, J., Grant, J., Petersen, J., Strand, Ø. (Hrsg.) *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer, Cham: S. 295-312. DOI: 10.1007/978-3-319-96776-9\_15
- Hansen K., Butzeck C., Eschenbach A. et al. (2017): Factors influencing the organic carbon pools in tidal marsh soils of the Elbe estuary (Germany). *Journal of Soils and Sediments* 17(1): S. 47-60. DOI: 10.1007/s11368-016-1500-8
- Harley C.D., Randall Hughes A., Hultgren K.M. et al. (2006): The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* 9(2): S. 228-241. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x
- HELCOM (2018): HELCOM Thematic Assessment of Eutrophication 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 156. HELCOM Helsinki. 106 S.
- HELCOM (2021): Report of the HELCOM Workshop on Blue Carbon Potential in the Baltic Sea region. In: Baltic Marine Environment Protection Commission (Hrsg.) Workshop on Blue Carbon Potential in the Baltic Sea region Online meeting, 17.-18. November 2021, 12 S.
- HELCOM, Baltic Earth (2021): Climate Change in the Baltic Sea. 2021 Fact Sheet. Helsinki Commission - HELCOM, Helsinki. *Baltic Sea Environment Proceedings no 180*: 45 S.
- Hendriks K., Gubbay S., Arets E. et al. (2020): Carbon storage in European ecosystems: A quick scan for terrestrial and marine EUNIS habitat types. Wageningen Environmental Research, Wageningen. 66 S.
- Henson S.A., Cole H.S., Hopkins J. et al. (2018): Detection of climate change-driven trends in phytoplankton phenology. *Global change biology* 24(1): S. e101-e111. DOI: 10.1111/gcb.13886
- Heyer J., Berger U. (2000): Methane Emission from the Coastal Area in the Southern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51(1): S. 13-30. DOI: 10.1006/ecss.2000.0616
- Hieronimus M., Kalen O. (2020): Sea-level rise projections for Sweden based on the new IPCC special report: The ocean and cryosphere in a changing climate. *Ambio* 49(10): S. 1587-1600. DOI: 10.1007/s13280-019-01313-8

- Hill R., Bellgrove A., Macreadie P.I. et al. (2015): Can macroalgae contribute to blue carbon? An Australian perspective. *Limnology and Oceanography* 60(5): S. 1689-1706. DOI: 10.1002/lno.10128
- Hofstede J., Matelski B., Stock M. (2019): Schleswig-Holsteins Klima-Anpassungsstrategie für das Wattenmeer 2100. Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe. *Die Küste* 87: 19-38 S. DOI: 10.18171/1.087102
- Holmer M., Andersen F.Ø., Nielsen S.L. et al. (2001): The importance of mineralization based on sulfate reduction for nutrient regeneration in tropical seagrass sediments. *Aquatic Botany* 71(1): S. 1-17. DOI: 10.1016/S0304-3770(01)00170-X
- Howard J.L., Creed J.C., Aguiar M.V.P. et al. (2018): CO<sub>2</sub> released by carbonate sediment production in some coastal areas may offset the benefits of seagrass "Blue Carbon" storage. *Limnology and Oceanography* 63(1): S. 160-172. DOI: 10.1002/lno.10621
- Humphries A.T., La Peyre M.K., Kimball M.E. et al. (2011): Testing the effect of habitat structure and complexity on nekton assemblages using experimental oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 409(1): S. 172-179. DOI: 10.1016/j.jembe.2011.08.017
- Huthnance J., Weisse R., Wahl T. et al. (2016): Recent Change—North Sea. In: Quante M., Colijn F. (Hrsg.): *North Sea Region Climate Change Assessment*. Springer International Publishing. Cham: S. 85-136. DOI: 10.1007/978-3-319-39745-0\_3
- Ilyina T., Wolf-Gladrow D., Munhoven G. et al. (2013): Assessing the potential of calcium-based artificial ocean alkalization to mitigate rising atmospheric CO<sub>2</sub> and ocean acidification. *Geophysical Research Letters* 40(22): S. 5909-5914. DOI: 10.1002/2013GL057981
- IPCC (2014): 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. Hiraishi T., Krug T., Tanabe K. et al. (Hrsg.), IPCC, Switzerland. 354 S.
- IPCC (2019): IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate. Pörtner H.-O., Roberts D. C., Masson-Delmotte V. et al. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. 755 S. DOI: 10.1017/9781009157964
- IPCC (2022): Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Pörtner H.-O., Roberts D. C., Tignor M. et al. (Hrsg.), Cambridge University Press. Cambridge, UK and New York, NY, USA. 3056 S. DOI: 10.1017/9781009325844
- Jänicke L., Ebener A., Dangendorf S. et al. (2021): Assessment of Tidal Range Changes in the North Sea From 1958 to 2014. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 126(1): S. e2020JC016456. DOI: 10.1029/2020JC016456
- Jankowska E., Michel L.N., Zaborska A. et al. (2016): Sediment carbon sink in low-density temperate eelgrass meadows (Baltic Sea). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121(12): S. 2918-2934. DOI: 10.1002/2016JG003424
- Jansen H., van den Bogaart L. (2020): Blue carbon by marine bivalves: Perspective of Carbon sequestration by cultured and wild bivalve stocks in the Dutch coastal areas. Wageningen Marine Research, Wageningen. 51 S. DOI: 10.18174/537188
- Jensen J. (2020): Retrospektive der Meeresspiegelforschung in Deutschland. *Hydrografische Nachrichten* 115: S. 18-26. DOI: 10.23784/HN115-03
- Johannessen S.C., Macdonald R.W. (2016): Geoengineering with seagrasses: is credit due where credit is given? *Environmental Research Letters* 11(11): S. 113001. DOI: 10.1088/1748-9326/11/11/113001
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M. (1996): Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* 69(3): S. 373-386. DOI: 10.1007/978-1-4612-4018-1\_14

- Jueterbock A., Tyberghein L., Verbruggen H. et al. (2013): Climate change impact on seaweed meadow distribution in the North Atlantic rocky intertidal. *Ecology and evolution* 3(5): S. 1356-1373. DOI: 10.1002/ece3.541
- Kain J.M. (1962): Aspects Of the biology of *Laminaria hyperborea* I. vertical distribution. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 42(2): S. 377-385. DOI: 10.1017/S0025315400001363
- Keil R. (2017): Anthropogenic Forcing of Carbonate and Organic Carbon Preservation in Marine Sediments. *Annual review of marine science* 9: S. 151-172. DOI: 10.1146/annurev-marine-010816-060724
- Keller D.P., Ketelhake S., Meyer J. et al. (2022): Achieving Climate Neutrality and Paris Agreement Goals: Opportunities for Ocean-Based Methods of Carbon Dioxide Removal. *Science Policy Brief*: 8 S. DOI: 10.3289/cdrmare.oceannets\_1
- Kellogg M.L., Smyth A.R., Luckenbach M.W. et al. (2014): Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 151: S. 156-168. DOI: 10.1016/j.ecss.2014.09.025
- Kemper J., Riebesell U., Graf K. (2022): Numerical Flow Modeling of Artificial Ocean Upwelling. *Frontiers in Marine Science* 8: S. 1-13. DOI: 10.3389/fmars.2021.804875
- Kent F., Last K.S., Harries D.B. et al. (2017): In situ biodeposition measurements on a *Modiolus modiolus* (horse mussel) reef show enhanced sedimentation and provide insights into ecosystem services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 184: S. 151-157. DOI: 10.1016/j.ecss.2016.11.014
- Keshta A., Koop-Jakobsen K., Titschack J. et al. (2020): Ungrazed salt marsh has well connected soil pores and less dense sediment compared with grazed salt marsh: a CT scanning study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 245: S. 106987. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106987
- Khan M.H.R., Blume H.-P., Adachi T. et al. (2007): Source and Sink Strength of Carbon Dioxide, Methane and Distribution of Sulfate in Salt-marsh Soils at the Wadden Sea Coast of Northern Germany. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* 11(2): S. 223-229. DOI: 10.4314/jasem.v11i2.55051
- King N.G., Wilmes S.B., Smyth D. et al. (2020): Climate change accelerates range expansion of the invasive non-native species, the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *ICES Journal of Marine Science* 78(1): S. 70-81. DOI: 10.1093/icesjms/fsaa189
- Kirke B. (2003): Enhancing fish stocks with wave-powered artificial upwelling. *Ocean & Coastal Management* 46(9): S. 901-915. DOI: 10.1016/S0964-5691(03)00067-X
- Kirwan M.L., Temmerman S., Skeehan E.E. et al. (2016): Overestimation of marsh vulnerability to sea level rise. *Nature Climate Change* 6(3): S. 253-260. DOI: 10.1038/nclimate2909
- Knauer K., Hartmann K., Müller A. (2019): Bericht zur satellitengestützten Klassifizierung der Sedimente und Besiedlung im Flachwasser der schleswig-holsteinischen Ostsee für Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR). EOMAP. 39 S.
- Kniebusch M., Meier H.E.M., Neumann T. et al. (2019): Temperature Variability of the Baltic Sea Since 1850 and Attribution to Atmospheric Forcing Variables. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 124(6): S. 4168-4187. DOI: 10.1029/2018jc013948
- KNMI (2014): KNMI'14: Climate change scenarios for the 21st century—A netherlands perspective. van den Hurk B., Siegmund P., Tank A. K. et al. (Hrsg.) KNMI, De Bilt, The Netherlands. *Scientific Report WR2014-1*: 120 S.
- Koch E.W., Gust G. (1999): Water flow in tide- and wave-dominated beds of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series* 184: S. 63-72. DOI: 10.3354/meps184063

- Koch E.W., Sanford L.P., Chen S.-N. et al. (2006): Waves in seagrass systems: review and technical recommendations. 92 S.
- Kosmalla V., Keimer K., Schürenkamp D. et al. (2022): Erosion resistance of vegetation-covered soils: Impact of different grazing conditions in salt marshes and analysis of soil-vegetation interactions by the novel DiCoastar method. *Ecological Engineering* 181: S. 106657. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2022.106657
- Kõuts M., Maljutenko I., Elken J. et al. (2021): Recent regime of persistent hypoxia in the Baltic Sea. *Environmental Research Communications* 3(7): S. 075004. DOI: 10.1088/2515-7620/ac0cc4
- Krause-Jensen D., Duarte C.M. (2016): Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience* 9(10): S. 737-742. DOI: 10.1038/ngeo2790
- Krause-Jensen D., Duarte C.M., Sand-Jensen K. et al. (2021): Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. *Global change biology* 27(3): S. 563-575. DOI: 10.1111/gcb.15440
- Krause-Jensen D., Lavery P., Serrano O. et al. (2018): Sequestration of macroalgal carbon: the elephant in the Blue Carbon room. *Biology Letters* 14(6): S. 20180236. DOI: 10.1098/rsbl.2018.0236
- Krause-Jensen D., Sagert S., Schubert H. et al. (2008): Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators* 8(5): S. 515-529. DOI: 10.1016/j.ecolind.2007.06.004
- Kroeger K.D., Crooks S., Moseman-Valtierra S. et al. (2017): Restoring tides to reduce methane emissions in impounded wetlands: A new and potent Blue Carbon climate change intervention. *Scientific Reports* 7(1): S. 11914. DOI: 10.1038/s41598-017-12138-4
- Krumhansl K.A., Scheibling R.E. (2012): Production and fate of kelp detritus. *Marine Ecology Progress Series* 467: S. 281-302. DOI: 10.3354/meps09940
- KÜFOG GmbH, Steuer J. (2020): Eulitorale Seegrassbestände im niedersächsischen Wattenmeer 2019. *Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des NLWKN*: 84 S.
- Kuhwald K., Schneider von Deimling J., Schubert P. et al. (2021): How can Sentinel-2 contribute to seagrass mapping in shallow, turbid Baltic Sea waters? *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 8(3): S. 328-346. DOI: 10.1002/rse2.246
- Laengner M.L., Siteur K., van der Wal D. (2019): Trends in the Seaward Extent of Saltmarshes across Europe from Long-Term Satellite Data. *Remote sensing* 11(14): S. 1653. DOI: 10.3390/rs11141653
- Lai D.Y.F. (2009): Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review. *Pedosphere* 19(4): S. 409-421. DOI: 10.1016/S1002-0160(09)00003-4
- Laufkötter C., Vogt M., Gruber N. et al. (2015): Drivers and uncertainties of future global marine primary production in marine ecosystem models. *Biogeosciences* 12(23): S. 6955-6984. DOI: 10.5194/bg-12-6955-2015
- Lavery P.S., Mateo M.A., Serrano O. et al. (2013): Variability in the carbon storage of seagrass habitats and its implications for global estimates of blue carbon ecosystem service. *PLOS ONE* 8(9): S. e73748. DOI: 10.1371/journal.pone.0073748
- Lee H.Z.L., Davies I.M., Baxter J.M. et al. (2020): Missing the full story: First estimates of carbon deposition rates for the European flat oyster, *Ostrea edulis*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30(11): S. 2076-2086. DOI: 10.1002/aqc.3402
- Legge O., Johnson M., Hicks N. et al. (2020): Carbon on the northwest European shelf: Contemporary budget and future influences. *Frontiers in Marine Science* 7: S. 143. DOI: 10.3389/fmars.2020.00143

- Leipe T., Tauber F., Vallius H. et al. (2011): Particulate organic carbon (POC) in surface sediments of the Baltic Sea. *Geo-Marine Letters* 31(3): S. 175-188. DOI: 10.1007/s00367-010-0223-x
- Lejart M., Clavier J., Chauvaud L. et al. (2012): Respiration and Calcification of *Crassostrea gigas*: Contribution of an Intertidal Invasive Species to Coastal Ecosystem CO<sub>2</sub> Fluxes. *Estuaries and coasts* 35(2): S. 622-632. DOI: 10.1007/s12237-011-9462-y
- Little C. (2000): The biology of soft shores and estuaries. Oxford University Press, Oxford. 253 S.
- Lovelock J.E., Rapley C.G. (2007): Ocean pipes could help the Earth to cure itself. *Nature* 449(7161): S. 403-403. DOI: 10.1038/449403a
- Low S., Schäfer S. (2020): Is bio-energy carbon capture and storage (BECCS) feasible? The contested authority of integrated assessment modeling. *Energy Research & Social Science* 60: S. 101326. DOI: 10.1016/j.erss.2019.101326
- Lüning K. (1969): Standing crop and leaf area index of the sublittoral Laminaria species near Helgoland. *Marine Biology* 3(3): S. 282-286. DOI: 10.1007/BF00360961
- Macreadie P.I., Anton A., Raven J.A. et al. (2019): The future of Blue Carbon science. *Nature communications* 10(1): S. 3998. DOI: 10.1038/s41467-019-11693-w
- Macreadie P.I., Baird M.E., Trevathan-Tackett S.M. et al. (2014): Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows – A critical assessment. *Marine Pollution Bulletin* 83(2): S. 430-439. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.07.038
- Macreadie P.I., Costa M.D.P., Atwood T.B. et al. (2021): Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment* 2(12): S. 826-839. DOI: 10.1038/s43017-021-00224-1
- Macreadie P.I., Hughes A.R., Kimbro D.L. (2013): Loss of 'blue carbon' from coastal salt marshes following habitat disturbance. *PLOS ONE* 8(7): S. e69244. DOI: 10.1371/journal.pone.0069244
- Macreadie P.I., Serrano O., Maher D.T. et al. (2017): Addressing calcium carbonate cycling in blue carbon accounting. *Limnology and Oceanography Letters* 2: S. 195-201. DOI: 10.1002/lol2.10052
- Mai S., Daemrich K.-F., Zimmermann C. (1998): Wellentransmission an Sommerdeichen. *Wasser & Boden* 11: S. 28-30
- Malak D.A., Marín A.I., Trombetti M. et al. (2021): Carbon pools and sequestration potential of wetlands in the European Union. European Topic Centre on Urban, Vienna and Malaga. *ETC/ULS Report 10/2021*: 72 S.
- Marbà N., Arias-Ortiz A., Masqué P. et al. (2015): Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. *Journal of Ecology* 103(2): S. 296-302. DOI: 10.1111/1365-2745.12370
- Marijnissen R., Esselink P., Kok M. et al. (2020): How natural processes contribute to flood protection - A sustainable adaptation scheme for a wide green dike. *Science of The Total Environment* 739: S. 139698. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139698
- Martens C.S., Berner R.A. (1974): Methane Production in the Interstitial Waters of Sulfate-Depleted Marine Sediments. *Science* 185(4157): S. 1167-1169. DOI: 10.1126/science.185.4157.1167
- Martens M., Müller P., Gösele C. et al. (2021): Blue Carbon im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Grundlagen für eine Prüfung und Bewertung möglicher Maßnahmen zur Förderung der Kohlenstofffixierung in Salzwiesen. Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven (Hrsg.). 51 S.
- Martin J., Puig P., Masque P. et al. (2014): Impact of bottom trawling on deep-sea sediment properties along the flanks of a submarine canyon. *PLOS ONE* 9(8): S. e104536. DOI: 10.1371/journal.pone.0104536

- Martin S., Thouzeau G., Richard M. et al. (2007): Benthic community respiration in areas impacted by the invasive mollusk *Crepidula fornicata*. *Marine Ecology Progress Series* 347: S. 51-60. DOI: 10.3354/meps07000
- Martín-Martín A., Thelwall M., Orduna-Malea E. et al. (2021): Google Scholar, Microsoft Academic, Scopus, Dimensions, Web of Science, and OpenCitations' COCI: a multidisciplinary comparison of coverage via citations. *Scientometrics* 126(1): S. 871-906. DOI: 10.1007/s11192-020-03690-4
- Mateo M.A., Romero J., Pérez M. et al. (1997): Dynamics of Millenary Organic Deposits Resulting from the Growth of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44(1): S. 103-110. DOI: 10.1006/ecss.1996.0116
- Maurya P., Das A.K., Kumari R. (2021): Managing the blue carbon ecosystem: A remote sensing and GIS approach. In: Pandey P. C., Sharma L. K. (Hrsg.): *Advances in remote sensing for natural resource monitoring*. John Wiley, Sons, Ltd: S. 247-268. DOI: 10.1002/9781119616016.ch13
- Mazarrasa I., Marbà N., Lovelock C.E. et al. (2015): Seagrass meadows as a globally significant carbonate reservoir. *Biogeosciences* 12(16): S. 4993-5003. DOI: 10.5194/bg-12-4993-2015
- McLeod E., Chmura G.L., Bouillon S. et al. (2011): A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: S. 552-560. DOI: 10.1890/110004
- Meier H.E.M., Edman M.K., Eilola K.J. et al. (2018): Assessment of Eutrophication Abatement Scenarios for the Baltic Sea by Multi-Model Ensemble Simulations. *Frontiers in Marine Science* 5: S. 24. DOI: 10.3389/fmars.2018.00440
- Meier M., Dieterich C., Gröger M. et al. (2022): Oceanographic regional climate projections for the Baltic Sea until 2100. *Earth System Dynamics* 13: S. 159-199. DOI: 10.5194/esd-13-159-2022
- Mengis N., Kalhori A., Simon S. et al. (2022): Net-Zero CO<sub>2</sub> Germany—A Retrospect From the Year 2050. *Earth's Future* 10(2): S. e2021EF002324. DOI: 10.1029/2021EF002324
- Mengual B., Cayocca F., Le Hir P. et al. (2016): Influence of bottom trawling on sediment resuspension in the 'Grande-Vasière' area (Bay of Biscay, France). *Ocean Dynamics* 66(9): S. 1181-1207. DOI: 10.1007/s10236-016-0974-7
- Merk C., Grunau J., Riekhof M.-C. et al. (2022): The need for local governance of global commons: The example of blue carbon ecosystems. *Ecological Economics* 201: S. 107581. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2022.107581
- Mertens M., Selig U. (2007): Vergleich von historischen und rezenten Makrophytenbeständen in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 17: S. 55-66
- Millenium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 137 S.
- 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: S. 127-134. DOI: 10.3354/meps255127
- Minx J.C., Lamb W.F., Callaghan M.W. et al. (2018): Negative emissions—Part 1: Research landscape and synthesis. *Environmental Research Letters* 13(6): S. 063001. DOI: 10.1088/1748-9326/aabf9b
- Montserrat F., Renforth P., Hartmann J. et al. (2017): Olivine dissolution in seawater: implications for CO<sub>2</sub> sequestration through enhanced weathering in coastal environments. *Environmental Science & Technology* 51(7): S. 3960-3972. DOI: 10.1021/acs.est.6b05942
- 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* 10055: S. 135-147. DOI: 10.2112/si55-014

- Moore K.A., Short F.T. (2006): *Zostera*: Biology, Ecology, and Management. In: Larkum A. W. D., Orth R. J., Duarte C. M. (Hrsg.): *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer Netherlands. Dordrecht: S. 361-386. DOI: 10.1007/978-1-4020-2983-7\_16
- Morys C., Brüchert V., Bradshaw C. (2021): Impacts of bottom trawling on benthic biogeochemistry in muddy sediments: Removal of surface sediment using an experimental field study. *Marine Environmental Research* 169: S. 105384. DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105384
- Mozdzer T.J., Langley J.A., Mueller P. et al. (2016): Deep rooting and global change facilitate spread of invasive grass. *Biological Invasions* 18(9): S. 2619-2631. DOI: 10.1007/s10530-016-1156-8
- Mudersbach C., Wahl T., Haigh I.D. et al. (2013): Trends in high sea levels of German North Sea gauges compared to regional mean sea level changes. *Continental Shelf Research* 65: S. 111-120. DOI: 10.1016/j.csr.2013.06.016
- Mueller P., Do H.T., Jensen K. et al. (2019a): Origin of organic carbon in the topsoil of Wadden Sea salt marshes. *Marine Ecology Progress Series* 624: S. 39-50. DOI: 10.3354/meps13009
- Mueller P., Ladiges N., Jack A. et al. (2019b): Assessing the long-term carbon-sequestration potential of the semi-natural salt marshes in the European Wadden Sea. *Ecosphere* 10(1): S. e02556. DOI: 10.1002/ecs2.2556
- Mueller P., Schile-Beers L.M., Mozdzer T.J. et al. (2018): Global-change effects on early-stage decomposition processes in tidal wetlands—implications from a global survey using standardized litter. *Biogeosciences* 15(10): S. 3189-3202. DOI: 10.5194/bg-15-3189-2018
- Munari C., Rossetti E., Mistri M. (2013): Shell formation in cultivated bivalves cannot be part of carbon trading systems: a study case with *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Environmental Research* 92: S. 264-267. DOI: 10.1016/j.marenvres.2013.10.006
- Munkes B., Schubert P.R., Karez R. et al. (2015): Experimental assessment of critical anthropogenic sediment burial in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Pollution Bulletin* 100(1): S. 144-153. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.013
- Navarro J.M., Thompson R.J. (1997): Biodeposition by the horse mussel *Modiolus modiolus* (Dillwyn) during the spring diatom bloom. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 209(1): S. 1-13. DOI: 10.1016/0022-0981(96)02681-0
- Needelman B.A., Emmer I.M., Emmett-Mattox S. et al. (2018): The Science and Policy of the Verified Carbon Standard Methodology for Tidal Wetland and Seagrass Restoration. *Estuaries and coasts* 41(8): S. 2159-2171. DOI: 10.1007/s12237-018-0429-0
- Nehls G., Büttger H. (2007): Spread of the Pacific Oyster *Crassostrea gigas* in the Wadden Sea. *HARBASINS Report*: 54 S.
- Nellemann C., Corcoran E., Duarte C. et al. (2009): Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal (Hrsg.). S. 80
- Neubauer S.C., Magonigal J.P. (2015): Moving Beyond Global Warming Potentials to Quantify the Climatic Role of Ecosystems. *Ecosystems* 18(6): S. 1000-1013. DOI: 10.1007/s10021-015-9879-4
- Nilsson M.M., Kononets M., Ekeröth N. et al. (2019): Organic carbon recycling in Baltic Sea sediments – An integrated estimate on the system scale based on in situ measurements. *Marine Chemistry* 209: S. 81-93. DOI: 10.1016/j.marchem.2018.11.004
- Nolte S., Müller F., Schuerch M. et al. (2013): Does livestock grazing affect sediment deposition and accretion rates in salt marshes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135: S. 296-305. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.10.026
- Novak A.B., Pelletier M.C., Colarusso P. et al. (2020): Factors Influencing Carbon Stocks and Accumulation Rates in Eelgrass Meadows Across New England, USA. *Estuaries and coasts* 43(8): S. 2076-2091. DOI: 10.1007/s12237-020-00754-9

- Oenema O., DeLaune R.D. (1988): Accretion rates in salt marshes in the Eastern Scheldt, South-west Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 26(4): S. 379-394. DOI: [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(88\)90019-4](https://doi.org/10.1016/0272-7714(88)90019-4)
- Olsen Y.S., Sánchez-Camacho M., Marbà N. et al. (2012): Mediterranean Seagrass Growth and Demography Responses to Experimental Warming. *Estuaries and coasts* 35(5): S. 1205-1213. DOI: 10.1007/s12237-012-9521-z
- Oost A.P., Hofstede J., Weisse R. et al. (2017): Climate Change. Kloepper S., Baptist M. J., Bostelmann A. et al. (Hrsg.) Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. *Wadden Sea Quality Status Report: 29 S.*
- Ouyang X., Lee S.Y. (2014): Updated estimates of carbon accumulation rates in coastal marsh sediments. *Biogeosciences* 11(18): S. 5057-5071. DOI: 10.5194/bg-11-5057-2014
- Ouyang X., Lee S.Y., Connolly R.M. (2017): The role of root decomposition in global mangrove and saltmarsh carbon budgets. *Earth-Science Reviews* 166: S. 53-63. DOI: 10.1016/j.earscirev.2017.01.004
- Parker R., Benson L., Graves C. et al. (2021): Blue Carbon stocks and accumulation analysis for Secretary of State (SoS) region. Cefas (Hrsg.) Centre for Environment, Fisheries & Aquaculture Science. *Cefas Project Report for Defra: 42 S.*
- Patriquin D.G. (1975): "Migration" of blowouts in seagrass beds at Barbados and Carriacou, West Indies, and its ecological and geological implications. *Aquatic Botany* 1: S. 163-189. DOI: 10.1016/0304-3770(75)90021-2
- Pedersen M.F., Borum J. (1996): Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 142: S. 261-272. DOI: 10.3354/meps142261
- Pehlke C., Bartsch I. (2008): Changes in depth distribution and biomass of sublittoral seaweeds at Helgoland (North Sea) between 1970 and 2005. *Climate Research* 37(2-3): S. 135-147. DOI: 10.3354/cr00767
- Pendleton L., Donato D.C., Murray B.C. et al. (2012): Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLOS ONE* 7(9): S. e43542. DOI: 10.1371/journal.pone.0043542
- Philippart C.J.M., Epping E. (2009): Climate Change and Ecology. Thematic Report No. 4.2. Marencic H., Vlas J. d. (Hrsg.) Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Trilateral Monitoring and Assessment Group (TMAG), Wilhelmshaven, Germany,. *Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25.: 9 S.*
- Poffenbarger H.J., Needelman B.A., Megonigal J.P. (2011): Salinity Influence on Methane Emissions from Tidal Marshes. *Wetlands* 31(5): S. 831-842. DOI: 10.1007/s13157-011-0197-0
- Pogoda B. (2019): Current Status of European Oyster Decline and Restoration in Germany. *Humanities* 8(1): S. 9. DOI: 10.3390/h8010009
- Pogoda B., Merk V., Colsohl B. et al. (2020): Site selection for biogenic reef restoration in offshore environments: The Natura 2000 area Borkum reef ground as a case study for native oyster restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30(11): S. 2163-2179. DOI: [doi.org/10.1002/aqc.3405](https://doi.org/10.1002/aqc.3405)
- Pogoda B., Peter C., von Nordheim H. (2021): Wiederansiedlung und ökologische Bedeutung der Europäischen Auster in der deutschen Nordsee. *Natur und Landschaft* 96(2): S. 83-88. DOI: 10.17433/2.2021.50153881.83-88

- Pogoda B., Rothe M., Bakker F. et al. (2023): Come, tell me how you live: Habitat suitability analysis for *Ostrea edulis* restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* n/a(n/a): 18 S. DOI: 10.1002/aqc.3928
- Pörtner H., Scholes R., Agard J. et al. (2021): IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change. IPBES & IPCC (Hrsg.). 28 S. DOI: 10.5281/zenodo.4782538
- Prins T.C., Escaravage V., Smaal A.C. et al. (1995): Nutrient cycling and phytoplankton dynamics in relation to mussel grazing in a mesocosm experiment. *Ophelia* 41(1): S. 289-315. DOI: 10.1080/00785236.1995.10422049
- Queirós A.M., Hiddink J.G., Kaiser M.J. et al. (2006): Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335(1): S. 91-103. DOI: 10.1016/j.jembe.2006.03.001
- Queirós A.M., Stephens N., Widdicombe S. et al. (2019): Connected macroalgal-sediment systems: blue carbon and food webs in the deep coastal ocean. *Ecological Monographs* 89(3): S. e01366. DOI: 10.1002/ecm.1366
- Ray N.E., Fulweiler R.W. (2021): Negligible Greenhouse Gas Release from Sediments in Oyster Habitats. *Environmental Science & Technology* 55(20): S. 14225-14233. DOI: 10.1021/acs.est.1c05253
- Redelstein R., Coners H., Knohl A. et al. (2018): Water sources of plant uptake along a salt marsh flooding gradient. *Oecologia* 188(2): S. 607-622. DOI: 10.1007/s00442-018-4229-9
- Reise K., Buschbaum C. (2017): Muschelbänke in der Unterwasserwelt des Wattenmeeres. WWF Deutschland. 36 S.
- Reusch T.B.H., Ehlers A., Hämmerli A. et al. (2005): Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(8): S. 2826-2831. DOI: 10.1073/pnas.0500008102
- Reynolds L.K., DuBois K., Abbott J.M. et al. (2016): Response of a Habitat-Forming Marine Plant to a Simulated Warming Event Is Delayed, Genotype Specific, and Varies with Phenology. *PLOS ONE* 11(6): S. e0154532. DOI: 10.1371/journal.pone.0154532
- Roberts C.M., O'Leary B.C., McCauley D.J. et al. (2017): Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(24): S. 6167-6175. DOI: 10.1073/pnas.1701262114
- Rogelj J., Shindell D., Jiang K. et al. (2018): Mitigation pathways compatible with 1.5 °C in the context of sustainable development. In: Masson-Delmotte V., Zhai P., Pörtner H.-O. et al. (Hrsg.): *Global warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Intergovernmental Panel on Climate Change: S. 93-174
- Röhr M.E., Boström C., Canal-Vergés P. et al. (2016): Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences* 13(22): S. 6139-6153. DOI: 10.5194/bg-13-6139-2016
- Röhr M.E., Holmer M., Baum J.K. et al. (2018): Blue carbon storage capacity of temperate eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Global Biogeochemical Cycles* 32(10): S. 1457-1475. DOI: 10.1029/2018GB005941
- Rönnerberg C., Bonsdorff E. (2004): Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia* 514(1): S. 227-241. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000019238.84989.7f
- Röschel L., Unger S., Thile T. et al. (2021): Klimaschutz durch Meeresnatur: Potentiale und Handlungsoptionen. BMU (Hrsg.) Institute for Advanced Sustainability Studies e.V. (IASS). 63 S.

- Ruosteenoja K., Vihma T., Venäläinen A. (2019): Projected Changes in European and North Atlantic Seasonal Wind Climate Derived from CMIP5 Simulations. *Journal of Climate* 32(19): S. 6467-6490. DOI: 10.1175/jcli-d-19-0023.1
- Rutgersson A., Jaagus J., Schenk F. et al. (2014): Observed changes and variability of atmospheric parameters in the Baltic Sea region during the last 200 years. *Climate Research* 61(2): S. 177-190. DOI: 10.3354/cr01244
- Safi G., Giebels D., Arroyo N.L. et al. (2019): Vitamine ENA: A framework for the development of ecosystem-based indicators for decision makers. *Ocean & Coastal Management* 174: S. 116-130. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2019.03.005
- Saintilan N., Rogers K., Mazumder D. et al. (2013): Allochthonous and autochthonous contributions to carbon accumulation and carbon store in southeastern Australian coastal wetlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 128: S. 84-92. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.05.010
- Sala E., Mayorga J., Bradley D. et al. (2021): Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature* 592(7854): S. 397-402. DOI: 10.1038/s41586-021-03371-z
- Sander L., Hass H.C., Michaelis R. et al. (2021): The late Holocene demise of a sublittoral oyster bed in the North Sea. *PLOS ONE* 16(2): S. e0242208. DOI: 10.1371/journal.pone.0242208
- Saraiva S., Meier M.H.E., Andersson H. et al. (2018): Baltic Sea ecosystem response to various nutrient load scenarios in present and future climates. *Climate Dynamics* 52(5-6): S. 3369-3387. DOI: 10.1007/s00382-018-4330-0
- Sawall Y., Ito M., Pansch C. (2021): Chronically elevated sea surface temperatures revealed high susceptibility of the eelgrass *Zostera marina* to winter and spring warming. *Limnology and Oceanography* 66: S. 4112 - 4124. DOI: 10.1002/lno.11947
- Schanz A., Asmus H. (2003): Impact of hydrodynamics on development and morphology of intertidal seagrasses in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 261: S. 123-134. DOI: 10.3354/meps261123
- Scheffold M.I.E., Hense I. (2020): Quantifying contemporary organic carbon stocks of the Baltic Sea ecosystem. *Frontiers in Marine Science* 7: S. 1052. DOI: 10.3389/fmars.2020.571956
- Schories D., Selig U., Schubert H. (2009): Species and synonym list of the German marine macroalgae based on historical and recent records. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 21: S. 7-135
- Schramm W. (1996): The Baltic Sea and Its Transition Zones. In: Schramm W., Nienhuis P. H. (Hrsg.): *Marine Benthic Vegetation. Ecological Studies*. Springer Berlin Heidelberg. Berlin, Heidelberg: S. 131-163. DOI: 10.1007/978-3-642-61398-2\_6
- Schubert P.R., Hukriede W., Karez R. et al. (2015): Mapping and modeling eelgrass *Zostera marina* distribution in the western Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 522: S. 79-95. DOI: 10.3354/meps11133
- Schuerch M., Spencer T., Temmerman S. et al. (2018): Future response of global coastal wetlands to sea-level rise. *Nature* 561(7722): S. 231-234. DOI: 10.1038/s41586-018-0476-5
- Schuiling R.D., De Boer P.L. (2011): Rolling stones; fast weathering of olivine in shallow seas for cost-effective CO<sub>2</sub> capture and mitigation of global warming and ocean acidification. *Earth System Dynamics Discussions* 2: S. 551-568
- Schuldt C., Schiewe J., Kröger J. (2020): Sea-Level Rise in Northern Germany: A GIS-Based Simulation and Visualization. *KN-Journal of Cartography and Geographic Information* 70(4): S. 145-154. DOI: 10.1007/s42489-020-00059-8
- Schultze K., Janke K., Krüß A. et al. (1990): The macrofauna and macroflora associated with *Laminaria digitata* and *L. hyperborea* at the island of Helgoland (German Bight, North Sea). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 44(1): S. 39-51. DOI: 10.1007/BF02365430

- Schulze D., Jensen K., Nolte S. (2021): Livestock grazing reduces sediment deposition and accretion rates on a highly anthropogenically altered marsh island in the Wadden Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 251: S. 107191. DOI: 10.1016/j.ecss.2021.107191
- Seiter K., Hensen C., Schröter J. et al. (2004): Organic carbon content in surface sediments—defining regional provinces. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 51(12): S. 2001-2026. DOI: 10.1016/j.dsr.2004.06.014
- Singer A., Millat G., Staneva J. et al. (2017): Modelling benthic macrofauna and seagrass distribution patterns in a North Sea tidal basin in response to 2050 climatic and environmental scenarios. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 188: S. 99-108. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.02.003
- Sköld M., Göransson P., Jonsson P. et al. (2018): Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* 586: S. 41-55. DOI: 10.3354/meps12434
- Smeaton C., Hunt C.A., Turrell W.R. et al. (2021): Marine Sedimentary Carbon Stocks of the United Kingdom's Exclusive Economic Zone. *Frontiers in Earth Science* 9: S. 593324. DOI: 10.3389/feart.2021.593324
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004): The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. 15 S.
- Song K., Lee J., Cha C.-J. et al. (2014): Effects of Phragmites invasion on soil microbial activity and structure in a brackish marsh. *Plant and Soil* 392(1-2): S. 45-56. DOI: 10.1007/s11104-014-2339-7
- Steinberg R. (2019): Investigation of the Helgoland kelp forest along a depth gradient. Carl von Ossietzky University of Oldenburg, Oldenburg, Carl von Ossietzky University of Oldenburg, 63 S.
- Steneck R.S., Dethier M.N. (1994): A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69(3): S. 476-498. DOI: 10.2307/3545860
- Stevenson A., Corcora T.C.Ó., Hukriede W. et al. (2022): Substantial seagrass blue carbon pools in the southwestern Baltic Sea include relics of terrestrial peatlands. *Frontiers in Marine Science* 9. DOI: 10.3389/fmars.2022.949101
- Suchrow S., Pohlmann N., Stock M. et al. (2012): Long-term surface elevation changes in German North Sea salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 98: S. 71-83. DOI: 10.1016/j.ecss.2021.107191
- The BACC Author Team (2008): Assessment of climate change for the Baltic Sea basin. Springer Berlin, Heidelberg. 490 S. DOI: 10.1007/978-3-540-72786-6
- The BACC II Author Team (2015): Second assessment of climate change for the Baltic Sea basin. Springer Cham. 515 S. DOI: 10.1007/978-3-319-16006-1
- Thomas S., Collins K., Hauton C. et al. (2022): A Review of the Ecosystem Services Provided by the Native Oyster (*Ostrea edulis*): Implications for Restoration. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 1245(1): S. 012010. DOI: 10.1088/1757-899X/1245/1/012010
- tom Dieck (Bartsch) I. (1992): North Pacific and North Atlantic digitate Laminaria species (Phaeophyta): hybridization experiments and temperature responses. *Phycologia* 31(2): S. 147-163. DOI: 10.2216/i0031-8884-31-2-147.1
- tom Dieck (Bartsch) I. (1993): Temperature tolerance and survival in darkness of kelp gametophytes (Laminariales, Phaeophyta): ecological and biogeographical implications. *Marine Ecology-progress series* 100: S. 253-253
- Troost K. (2010): Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *Journal of Sea Research* 64(3): S. 145-165. DOI: 10.1016/j.seares.2010.02.004

- Uhl F., Bartsch I., Oppelt N. (2016): Submerged Kelp Detection with Hyperspectral Data. *Remote sensing* 8(6): S. 487. DOI: 10.3390/rs8060487
- Vagts I., Cordes H., Weidemann G. et al. (2000): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die biologischen Systeme der Küsten (Salzwiesen & Dünen). *Teil A: Synthese. Abschlußbericht des Verbundvorhabens, gefördert durch das BMBF & das Land Mecklenburg-Vorpommern*: 199 S.
- Valéry L., Bouchard V., Lefeuvre J.-C. (2004): Impact of the invasive native species *Elymus athericus* on carbon pools in a salt marsh. *Wetlands* 24(2): S. 268-276. DOI: 10.1672/0277-5212(2004)024[0268:IOTINS]2.0.CO;2
- Van Dam B., Zeller M., Lopes C. et al. (2021): Calcification-driven CO<sub>2</sub> emissions exceed “Blue Carbon” sequestration in a carbonate seagrass meadow. *Science Advances* 7: S. eabj1372. DOI: 10.1126/sciadv.abj1372
- Van de Broek M., Vandendriessche C., Poppelmonde D. et al. (2018): Long-term organic carbon sequestration in tidal marsh sediments is dominated by old-aged allochthonous inputs in a macrotidal estuary. *Global change biology* 24(6): S. 2498-2512. DOI: 10.1111/gcb.14089
- van de Velde S., Van Lancker V., Hidalgo-Martinez S. et al. (2018): Anthropogenic disturbance keeps the coastal seafloor biogeochemistry in a transient state. *Scientific Reports* 8(1): S. 5582. DOI: 10.1038/s41598-018-23925-y
- van den Hoven K., Kroeze C., van Loon-Steensma J.M. (2022): Characteristics of realigned dikes in coastal Europe: Overview and opportunities for nature-based flood protection. *Ocean & Coastal Management* 222: S. 106116. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2022.106116
- van Katwijk M.M., Bos A.R., Hermus D.C.R. et al. (2010): Sediment modification by seagrass beds: Muddification and sandification induced by plant cover and environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89(2): S. 175-181. DOI: 10.1016/j.ecss.2010.06.008
- van Katwijk M.M., Hermus D.C.R., de Jong D.J. et al. (2000): Habitat suitability of the Wadden Sea for restoration of *Zostera marina* beds. *Helgoland marine research* 54(2): S. 117-128. DOI: 10.1007/s101520050010
- van Katwijk M.M., Vergeer L.H.T., Schmitz G.H.W. et al. (1997): Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 157: S. 159-173. DOI: 10.3354/meps157159
- Verduin J.J., Backhaus J.O. (2000): Dynamics of Plant–Flow Interactions for the Seagrass *Amphibolis antarctica*: Field Observations and Model Simulations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50(2): S. 185-204. DOI: 10.1006/ecss.1999.0567
- Vuik V., Borsje B.W., Willemsen P.W.J.M. et al. (2019): Salt marshes for flood risk reduction. *Ocean & Coastal Management* 171: S. 96-110. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2019.01.010
- Wahl T., Jensen J., Frank T. et al. (2011): Improved estimates of mean sea level changes in the German Bight over the last 166 years. *Ocean Dynamics* 61(5): S. 701-715. DOI: 10.1007/s10236-011-0383-x
- Wernberg T., Russell B.D., Thomsen M.S. et al. (2011): Seaweed communities in retreat from ocean warming. *Current biology* 21(21): S. 1828-1832. DOI: 10.1016/j.cub.2011.09.028
- Wiencke C., Bischof K. (2012): Seaweed Biology. Springer Berlin, Heidelberg (Hrsg.). XIV, 514S. DOI: 10.1007/978-3-642-28451-9
- Winogradow A., Pempkowiak J. (2014): Organic carbon burial rates in the Baltic Sea sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 138: S. 27-36. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.12.001
- Wittig S., Kraft D., Meyerdirks J. et al. (2004): Risikobewertung ökologischer Systeme an der deutschen Nordseeküste im Klimawandel. *Coastline Reports* 1: S. 127-135

- Wohlenberg E. (1938): Biologische Kulturmaßnahmen mit dem Queller (*Salicornia herbacea* L.) zur Landgewinnung im Wattenmeer. Heide, Holstein: Boyens. *Westküste* 2,1: 52-104 S.
- Wolaver T.G., Dame R.F., Spurrier J.D. et al. (1988): Sediment Exchange between a Euhaline Salt Marsh in South Carolina and the Adjacent Tidal Creek. *Journal of Coastal Research* 4(1): S. 17-26
- Wright A., Bohrer T., Hauxwell J. et al. (1995): Growth of Epiphytes on *Zostera marina* in Estuaries Subject to Different Nutrient Loading. *The Biological Bulletin* 189(2): S. 261-261. DOI: 10.1086/BBLv189n2p261
- Zillén L., Conley D.J., Andrén T. et al. (2008): Past occurrences of hypoxia in the Baltic Sea and the role of climate variability, environmental change and human impact. *Earth-Science Reviews* 91(1): S. 77-92. DOI: 10.1016/j.earscirev.2008.10.001
- Zobeck T.M., Baddock M., Scott Van Pelt R. et al. (2013): Soil property effects on wind erosion of organic soils. *Aeolian Research* 10: S. 43-51. DOI: 10.1016/j.aeolia.2012.10.005

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Darstellung des organischen und anorganischen Kohlenstoffkreislaufs im Ozean.....	9
Abb. 2:	Verbreitungskarte von Salzmarschen (FFH-Lebensraumtypen 1310, 1320 sowie 1330) entlang der deutschen Nord- und Ostseeküste.....	19
Abb. 3:	Konzeptionelle Darstellung der $C_{org}$ Dynamiken tidaler Salzmarschsedimente und Messungen der $C_{org}$ Akkumulationsraten. Die Akkumulationsrate gibt die Menge des sich im System abgelagerten $C_{org}$ an, die Kohlenstoffsequestrierungsrate bezieht sich auf den langfristig gespeicherten $C_{org}$ ..	20
Abb. 4:	Verbreitungskarte von Seegraswiesen entlang der deutschen Nord- und Ostseeküste. ....	23
Abb. 5:	Aktuelle Sedimentverteilung in der deutschen Nordsee .....	28
Abb. 6:	Aktuelle Sedimentverteilung in der deutschen Ostsee .....	29
Abb. 7:	Verbreitungskarte unbewachsener intertidaler Sedimente entlang der deutschen Nord- und Ostseeküste.....	29
Abb. 8:	Gemessene Dichte an organischem Kohlenstoff in verschiedenen Schelf- und Küstensedimenten der Ausschließlichen Wirtschaftszone Großbritanniens. ....	31
Abb. 9:	<b>(a)</b> Modellierete POC (particulate organic matter) Konzentrationen (in %) und <b>(b)</b> Speicher (in $kg\ m^{-2}$ ) in subtidalen Sedimenten der Nordsee.....	32
Abb. 10:	Nordsee und Skagerrak im Kontext der Anreicherung organischen Kohlenstoffs in den Sedimenten .....	32
Abb. 11:	Konzept des Kohlenstoffbudgets von Muschel- und Austernbänken am Beispiel der Europäischen Auster ( <i>Ostrea edulis</i> ) .....	38
Abb. 12:	Kohlenstoffflüsse in einer Muschelbank.....	39
Abb. 13:	Auswirkungen des anthropogenen Wandels auf die Kohlenstoffspeicher mariner Sedimente.....	51
Abb. 14:	Mögliche Auswirkungen der mobilen grundberührenden Fischerei auf Prozesse, die die Speicherung von organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) im Meeresboden beeinflussen.....	56
Abb. 15:	Modellierete Eignung von Küstenflächen zur Renaturierung von Seegrasflächen .....	59

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über genutzte Einheiten zur Quantifizierung von Kohlenstoffspeicher und -sequestrierungspotenzialen und relevante Umrechnungsschritte. ....	16
Tab. 2:	Übersicht typischer Ökosystemfunktionen und daraus resultierenden Ökosystemleistungen verschiedener (potenzieller) Blue-Carbon-Ökosysteme (erweitert aus Pogoda et al 2021).....	43
Tab. 3:	Übersicht über offene Fragestellungen im Bereich der Blue-Carbon-Forschung in Deutschland sowie, wo möglich, Nennung der damit befassten nationalen Projekte. ....	68

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BSAP	Baltic Sea Action Plan
CCS	Carbon Capture and Storage
CDR	Carbon Dioxide Removal
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
CO <sub>2</sub> e	Kohlenstoffdioxid Äquivalent
C <sub>anorg</sub>	Anorganischer Kohlenstoff
C <sub>org</sub>	Organischer Kohlenstoff
DAM	Deutsche Allianz Meeresforschung
DIC	Dissolved Inorganic Carbon
DOC	Dissolved Organic Carbon
HELCOM	Helsinki Commission
IPCC	International Panel on Climate Change - Weltklimarat
MSA	Meeresspiegelanstieg
MPA	Marine Protected Area
PIC	Particulate Inorganic Carbon
POM	Particulate Organic Matter
RCP	Representative Concentration Pathway
TPM	Total Particulate Matter
UN	United Nations
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change

## Glossar

Stichwort	Erklärung
Autochthoner Kohlenstoff	Kohlenstoff, der von z.B. vegetativen Küstenfeuchtgebieten gebunden und direkt vor Ort eingelagert wird
Allochthoner Kohlenstoff	Kohlenstoff, der außerhalb des betrachteten Ökosystems der Atmosphäre entzogen und anschließend in das Ökosystem transportiert (und dort gespeichert) wurde
Biogenes Riff	Von marinen Organismen gebildete biogene Hartsubstrate wie z.B. Sandkorallen-Riffe oder Muschel- und Austerbänke
Biotop	(Räumlicher) Lebensraum von Pflanzen oder Tieren, in dem diese normalerweise leben. Es ist einerseits charakterisiert durch seine physikalischen Eigenschaften (Topographie, Sedimentcharakteristika, Klima, Wasserqualität etc.) sowie zweitens auch durch die Pflanzen- und Tierarten, die dort leben.
Habitat	Natürliche Umgebung einer spezifischen Pflanzen- oder Tierart, charakterisiert durch spezifische abiotische und biotische Faktoren und ein räumlich abgrenzbarer Teilbereich eines Biotops
Intertidal/Eulitoral	Gezeitenzone, der Bereich zwischen höchsten und tiefsten gezeitenbedingten Wasserstand
Marine (unbewachsene) Sedimente	Freiliegender Meeresboden, der nicht von z.B. Seegraswiesen bewachsen ist. Sie unterteilen sich in intertidale Küstensedimente und Sedimente im subtidalen Bereich.
Ökosystem	Dynamischer Komplex, bestehend aus Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sowie ihrer nicht-lebenden Umgebung, die miteinander interagieren und funktionelle Einheiten bilden. Ein Biotop oder eine Gruppe mehrerer Biotope kann unter Betrachtung ihrer Interaktionen auch als Ökosystem angesehen werden (nach Definition der European Environment Agency)
Salzmarsch	Regelmäßig überschwemmter Küstenbereich, der von charakteristischer Vegetation bewachsen ist
Seegraswiese	Dichte Bestände von Seegraspflanzen, die auf sandigen inter- sowie subtidalen Küstensedimenten wachsen
Seetang/Seetangwald	Meist benthische Makroalgen, die dicht wachsend einen marinen Lebensraum der Küsten bilden
Subtidal	Ständig von Wasser bedeckter mariner Bereich
Repräsentative Konzentrationspfad (RCP)	Beschreibung von Szenarien für den Verlauf der absoluten Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre

## Anhang

### A.1 Tabelle der Suchbegriffe zur Literaturrecherche

Art der durchsuchten Literatur	Suchwörter	Anzahl Ergebnisse (Stand 31.10.2022)	Anzahl der aufgenommenen Studien
Deutsche Literatur zu Blue Carbon	marine maritime ökosysteme gemeinschaften OR Küstenökosystem OR Meeresküste AND ((Deutschland Deutsche) AND (Nordsee Ostsee "deutsche Bucht" Nordatlantik)) AND (CO2 Kohlenstoff*speicherung sequestrierung senke vorrat) OR "blue carbon" OR negativemiss	379	13
Internationale Literatur zu Blue Carbon	(intitle:Germany German) AND ("North Sea" "Baltic Sea" "german bight" "NorthAtlantic") AND ((CO2 carbon storage sequestration sink burial accumulation stock) OR "blue carbon" und germany german AND "blue carbon" AND "North Sea" "Baltic Sea"	2.120 und 704	46 und 101
Informationen zu Ökosystemen	("seagrass" "salt marsh" "wetland" "marsh" "marine sediments" "macroalgae" "reef") AND "climate change" AND "German North Sea" "German Baltic Sea" "German Bight" "German Wadden Sea"	4.260	185

## A.2 Ausdehnung der Flächen von (potenziellen) Blue-Carbon-Ökosystemen und -Biotopen entlang und in der deutschen Nord- und Ostsee

Ökosystem/Biotop	Fläche [km <sup>2</sup> ]		Quelle
	Nordsee	Ostsee	
Seegraswiesen	8,6 (NS & HH)	269,1	KÜFOG & Steuer, 2020; Dolch, 2020; Schubert et al., 2015; Monitoring Daten LUNG MV 2017
	182,3 (SH)		
Salzmarschen	196,7	50,2	Nordsee: Monitoring Daten NLWKN (2014-2017); Monitoring Daten LKN SH (2021): FFH LRT 1310, 1320, 1330 Ostsee: Monitoring Daten LUNG MV (2005-2021); Monitoring Daten LLUR SH (2012-2020): FFH LRT 1310, 1330
Makroalgen	9,4	N.A.	Bartsch, 2016, pers. Komm.
Biogene Riffe	23,5	N.A.	Nordsee: Folmer et al., 2017 (gesamte Fläche Miesmuschel-, <i>Mytilus edulis</i> , und Pazifische Austerbänke, <i>Crassostrea gigas</i> )
Küstensedimente	4.030,2	103,7	Nordsee: Flächen basierend auf Seekarte/Topographiedaten (Daten von NLPVW & LKN SH, 2015 – 2016) Ostsee: Monitoring Daten LUNG MV (2011-2021); Monitoring Daten LLUR SH (2012-2020): FFH LRG 1140
Subtidale Sedimente	41.034	15.507	BfN (Homepage) <sup>1</sup>

<sup>1</sup> <https://www.bfn.de/nationale-meeresschutzgebiete> (09.05.2023)

### A.3 Übersicht der Werte für $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten für (potenzielle) Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope entlang und in der deutschen Nordsee

	Ökosystem/ Biotop	$C_{org}$ im Sediment [kgCm <sup>-2</sup> ]		$C_{org}$ Sequestrierungs- rate [gCm <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	Referenzen/Anmerkungen	Laufende Projekte
				Sediment		
Subtidal <- Intertidal	Salzmarschen		Tiefe: 1m	75,64 – 165,6	<b>Sediment Stock:</b> Mueller et al., 2019; pers. Komm. <b>Sequestrierungsrate:</b> Mueller et al, 2019; pers. Komm.	Sea4Society
			12,2 – 21,7			
	Küstensedimente				Potenziale bisher nicht beschrieben	Sea4Society CARBOSTORE
	Biogene Riffe				Potenziale bisher nicht beschrieben (z.B. Muschel- und Austernbänke)	DEFINE II
	Seegras			24	<b>Sediment Stock:</b> Daten noch nicht verfügbar (Helmholtz Hi-Cam Projekt); <i>Zostera noltii</i> <b>Sequestrierungsrate:</b> Mengis et al., 2022: geschätzter Wert für wiederherge- stellte Seegrasbestände in 2050; <i>Zostera noltii</i>	Sea4Society
	Makroalgen			330 (in Biomasse)	<b>Sediment Stock:</b> in Sediment: Daten noch nicht verfügbar <b>Sequestrierungsrate:</b> in Biomasse (in trockener Biomasse, abgeleitet aus der mittleren Sommerbiomasse von <i>Laminaria hyperborea</i> zwischen 0,5 und 8 m Tiefe bei Helgoland unter Annahme einer TG:Carbon ration von 30%; basie- rend auf Daten von Pehlke und Bartsch, 2008; Bartsch unpubliziert)	Sea4Society
Subtidale Sedimente				<b>Sediment Stock:</b> Daten noch nicht verfügbar <b>Sequestrierungsrate:</b> Daten noch nicht verfügbar	APOC CARBOSTORE	

Werte aus Literatur, Abweichungen wie in jeweiligen Studien angegeben (nicht unterstrichen: Standardfehler (SE), unterstrichen: Standardabweichung (SD), doppelt unterstrichen: 95% Confidence Intervall).

#### A.4 Übersicht der Werte für $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten für (potenzielle) Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope entlang und in der deutschen Ostsee

	Ökosystem/ Biotop	$C_{org}$ im Sediment [kgCm <sup>-2</sup> ]		$C_{org}$ Sequestrierungs- rate [gCm <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	Referenzen/Anmerkungen	Laufende Projekte
				Sediment		
Subtidal <- Intertidal	Salzmarschen				Potenziale bisher nicht beschrieben	Sea4Society
	Küstensedimente	Tiefe: 0,1m	Tiefe: 1 m		<b>Sediment Stock:</b> Stevenson et al., 2022 <b>Sequestrierungsrate:</b> Regionale Daten nicht verfügbar	Sea4Society
		<u>0,74 ± 0,3</u>	<u>7,4 ± 3</u>			
	Biogene Riffe				Potenziale bisher nicht beschrieben (z.B. Muschelbänke)	
	Seegras	Tiefe: 0,25 m	Tiefe: 1 m	39,4	<b>Sediment Stock:</b> Stevenson et al., 2022; <i>Zostera marina</i> <b>Sequestrierungsrate:</b> Mengis et al., 2022: geschätzter Wert für wiederhergestellte Seegrasbestände in 2050; <i>Zostera marina</i>	Sea4Society SEASTORE
		<u>7,8 ± 0,68</u>	<u>31,14 ± 2,7</u>			
Makroalgen				Potenziale bisher nicht beschrieben		
Subtidale Sedimente				Potenziale bisher nicht beschrieben	CARBOSTORE	

Werte aus Literatur, Abweichungen wie in jeweiligen Studien angegeben (nicht unterstrichen: Standardfehler (SE), unterstrichen: Standardabweichung (SD), doppelt unterstrichen: 95% Confidence Intervall).

## A.5 Übersicht der Werte für $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten für (potenzielle) Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope entlang und im Nordatlantischen Schelf und der Nordsee gesamt

	Ökosystem/ Biotop	$C_{org}$ im Sediment [kgCm <sup>-2</sup> ]		$C_{org}$ Sequestrie- rungsrate [gCm <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	Referenzen/Anmerkungen
				Sediment	
Subtidal <- Intertidal	Salzmarschen		Tiefe: 1 m 10,07 - 43	17 - 220	<b>Sediment Stock:</b> Mueller (pers. Komm.; DEN); Burden et al., 2019 (UK); Legge et al., 2020 (NWE Shelf); Graversen et al., 2022 (DEN) <b>Sequestrierungsraten:</b> Mueller (pers. Komm., DEN); Beaumont et al., 2013 (UK); Legge et al., 2020 (NWE Shelf); Graversen et al., 2022 (DEN)
	Küstensedimente	Tiefe: 0,1m 0,13 – 1,84	Tiefe: 1 m 1,3 – 18,4	11 - 37	<b>Sediment Stock:</b> Armstrong et al., 2020 (UK, Werte aus Diesing et al., 2017); Legge et al., 2020 (NWE Shelf) <b>Sequestrierungsraten:</b> Legge et al., 2020 (NWE Shelf); Armstrong et al., 2020 (UK, errechnet nach Werten aus Diesing et al., 2017) mit jährlicher Zuwachsrates von 2,2 mm yr <sup>-1</sup>
	Biogene Riffe	4 ( $C_{anorg}$ )		1,3 ±0,4 - 50	<b>Sediment Stock:</b> Burrows et al., 2014, 2017 (UK): <i>Modiolus modiolus</i> , $C_{anorg}$ ! <b>Sequestrierungsraten:</b> Lee et al., 2020: <i>Ostrea edulis</i> ( $C_{org}$ ); Armstrong et al., 2020 (UK): Schätzung aus Fodrie et al., 2017 (Nettowert: $C_{org}$ & $C_{anorg}$ , Referenz: subtidale Austernbänke)
	Seegras	Tiefe: 0,25 m 1,22 (±0,36) – 3,37 (±1,63)	Tiefe: 1 m 4,87 (±1,45) – 13,5 (±6,5)	21,3 - 27	<b>Sediment Stock:</b> Green et al., 2018 (UK); Röhr et al., 2016 (DEN), Fourqurean et al., 2012 (Nord Atlantik); <i>Zostera marina</i> <b>Sequestrierungsraten:</b> Röhr et al., 2016 (DEN); Armstrong et al., 2020 nach Green et al., 2018 (UK); <i>Zostera marina</i> *
	Makroalgen			8,75 (±9,85) – 13 (±5)	<b>Sequestrierungsraten:</b> Queirós et al., 2019 (UK, 45 m Tiefe, Anteil an $C_{org}$ aus Makroalgen im Sediment identifiziert via eDNA); Frigstad et al., 2021 (NOR, tiefe Fjordsedimente 242 – 531 m Tiefe, Anteil an $C_{org}$ aus Makroalgen in Sediment identifiziert via eDNA)

	Ökosystem/ Biotop	C <sub>org</sub> im Sediment [kgCm <sup>-2</sup> ]		C <sub>org</sub> Sequestrie- rungsrate [gCm <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	Referenzen/Anmerkungen
		Tiefe: 0,1 m	Tiefe: 1 m		
	Subtidale Sedimente	0,04 – 1,55 ( <u>±0,65</u> )	0,4 – 15,5 ( <u>±6,5</u> )	0,02 – 66,18**	<b>Sediment Stock:</b> Diesing et al., 2017, 2021 (Nordsee, alle Sedimenttypen, POC); Smeaton et al., 2021 (UK, inkl. Fjordsedimente) <b>Sequestrierungsrate:</b> De Haas et al., 1997 (Mittelwert Nordsee); Diesing et al., 2021 (Nordsee & Skagerrak *)

Werte aus Literatur, Abweichungen wie in jeweiligen Studien angegeben (nicht unterstrichen: Standardfehler (SE), unterstrichen: Standardabweichung (SD), doppelt unterstrichen: 95% Confidence Intervall).

## A.6 Übersicht der Werte für $C_{org}$ Speicher und $C_{org}$ Sequestrierungsraten für (potenzielle) Blue-Carbon-Ökosysteme und -Biotope entlang und in der Ostsee gesamt

	Ökosystem/ Biotop	$C_{org}$ im Sediment [kgCm <sup>-2</sup> ]		$C_{org}$ Sequestrierungs- rate [gCm <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	Referenzen/Anmerkungen
				Sediment	
Subtidal <- Intertidal	Salzmarschen				Potenziale bisher nicht beschrieben
	Küstensedimente	Tiefe: 0,1m	Tiefe: 1 m		<b>Sediment Stock:</b> Jankowska et al., 2016 (POL); Dahl et al., 2016 (SWE)
		0,05 (±0,0015) – 0,24	0,5 (±0,015) – 2,4		
	Biogene Riffe				Potenziale bisher nicht beschrieben
	Seegras	Tiefe: 0,25 m	Tiefe: 1 m	0,84 - 41	<b>Sediment Stock:</b> Jankowska et al., 2016 (POL); Röhr et al., 2016, 2018 (DEN); <i>Zostera marina</i> <b>Sequestrierungsrate:</b> Jankowska et al., 2016 (POL); <i>Zostera marina</i>
		0,13 – 6,01 (±1,13)	0,5 – 28,02 (±4,51)		
Makroalgen				Potenziale bisher nicht beschrieben	
Subtidale Sedimente	Tiefe: 0,1 m	Tiefe: 1 m	18 – 22	<b>Sediment Stock:</b> Scheffold & Hense, 2020 <b>Sequestrierungsrate:</b> Winogradw & Pempkowiak, 2014	
	0,83 ± 0,09	8,3 ± 0,9			

Werte aus Literatur, Abweichungen wie in jeweiligen Studien angegeben (nicht unterstrichen: Standardfehler (SE), unterstrichen: Standardabweichung (SD)).

## A.7 Übersicht über relevante, bereits laufende Projekte in Deutschland und ausgewählte internationale Projekte

	Seegraswiesen	Salzmarschen	Sedimente	Makroalgen	Gelöste Kohlenstoffspeicher	Weitere Verfahren
Ostsee		 	 			 
Nordsee		 	  			  



### CARBOSTORE

Förderung/ Laufzeit: BMBF, 04/2021-03/ 2024

Projektkoordinator: Prof. Dr. Helmuth Thomas (Helmholtz-Zentrum Hereon)

Projekthomepage: [www.carbostore.de](http://www.carbostore.de)

Beschreibung:

CARBOSTORE (Carbon Storage in German Coastal Seas – Stability, Vulnerability and Perspectives for Manageability) ist ein vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördertes Verbundprojekt im Forschungsprogramm „MARE:N – Küsten-, Meeres- und Polarforschung für Nachhaltigkeit“ unter dem Dach des Forschungsrahmenprogramms „Forschung für Nachhaltige Entwicklung“ (FONA). Bezugnehmend auf die Ausschreibung des BMBF vom 26. Juli 2019 widmet sich CARBOSTORE im Besonderen der „Analyse von Wechselwirkungen physikalisch bedingter und biogeochemischer Kreisläufe (insbesondere CO<sub>2</sub>-Aufnahme/biologische Pumpe) unter dem kombinierten Einfluss des globalen Wandels und weiterer unmittelbar anthropogener Einflussfaktoren“. Dieser Frage wird für die beiden Randmeere Nordsee und Ostsee nachgegangen, deren Küstenverlauf zu Teilen durch deutsches Hoheitsgebiet führt. Hauptziel von CARBOSTORE ist die Untersuchung der Stabilität und Verwundbarkeit verschiedener Kohlenstoffspeicher in den deutschen Nebenmeeren Nord- und Ostsee. Hierfür wird geprüft, ob und in welchem Maß Prozesse, die für die Kohlenstoffspeicherung verantwortlich sind, beeinflusst sind oder werden. Aufbauend auf diesen Untersuchungen der Verwundbarkeit, und unter Berücksichtigung relevanter gesetzlicher sowie sozio-ökonomischer

Rahmenbedingungen, werden Perspektiven entwickelt, die die gezielte Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in Nord- und Ostsee, d.h., netto negative CO<sub>2</sub>-Emissionen, zum Ziel haben.

Quelle:

[https://www.hereon.de/institutes/carbon\\_cycles/coastal\\_productivity/research/index.php.de](https://www.hereon.de/institutes/carbon_cycles/coastal_productivity/research/index.php.de)

## APOC



Anthropogenic impacts on particulate organic carbon cycling in the North Sea

Förderung/ Laufzeit: BMBF, 04/2021-03/ 2024

Projektkoordination: Prof. Dr. Sabine Kasten (Helmholtz-Zentrum AWI) & Dr. Wenyan Zhang (Helmholtz-Zentrum Hereon)

Projekthomepage: [www.apoc-project.de](http://www.apoc-project.de)

Beschreibung:

Ziel des Verbundprojektes APOC ist es zu verstehen wie der Umsatz partikulären organischen Kohlenstoffs (POC) zur Festlegung von Kohlenstoff in der Nordsee beiträgt und wie diese Ökosystemleistung durch den globalen Klimawandel und anthropogenen Nutzungsdruck beeinträchtigt wird. Der Sedimenthaushalt der Nordsee wird durch die bodenberührende Fischerei und weitere Nutzungen, die zur Mobilisierung von Sedimenten führen, stark beeinflusst. Diese menschlichen Eingriffe können dazu führen, dass weniger POC im Sediment akkumuliert und weniger CO<sub>2</sub> in der Nordsee fixiert wird. Das APOC-Projekt zielt darauf ab, diese Effekte erstmals zu quantifizieren und dazu beizutragen, dass sie durch geeignete Maßnahmen minimiert werden. Die Forschung findet dabei im Kontext der bestehenden politischen Gesetzgebung, Verpflichtungen und Aktivitäten auf nationaler, regionaler und EU-Ebene statt. Ein verbesserter Wissenstransfer, ein abgestimmter Dialog mit Stakeholdern und Empfehlungen an politische Entscheidungsträger\*innen sind zentrale Aufgaben und Ziele des Projektes.

Quelle:

[www.apoc-project.de](http://www.apoc-project.de)



## Deutsche Allianz Meeresforschung (DAM)



### 1. DAM Mission: CDRmare

Marine Kohlenstoffspeicher als Weg zur Dekarbonisierung

Förderung/ Laufzeit: BMBF, 08/2021-07/ 2024

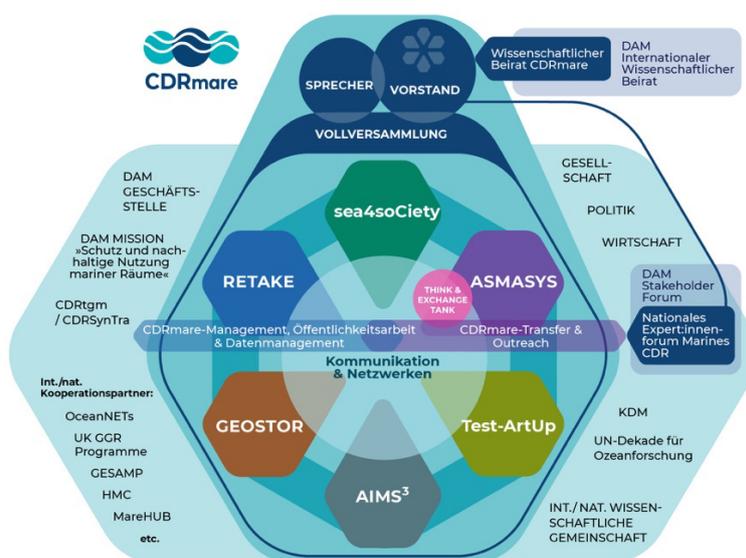
Projektsprecher: Prof. Dr. Andreas Oschlies (Helmholtz-Zentrum GEOMAR) & Prof. Dr. Gregor Rehder (Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde IOW)

Projekthomepage: [www.cdrmare.de](http://www.cdrmare.de)

Die DAM-Forschungsmission „**Marine Kohlenstoffspeicher als Weg zur Dekarbonisierung**“ untersucht, ob und inwieweit der Ozean eine wesentliche und nachhaltige Rolle bei der Aufnahme und Speicherung von Kohlendioxid aus der Atmosphäre spielen kann. Darüber hinaus werden Zusammenhänge mit und Auswirkungen auf die Meeresumwelt, das Erdsystem und die Gesellschaft ermittelt.

Quelle:

<https://www.allianz-meeresforschung.de/kernbereiche/forschung/meere-als-kohlenstoffspeicher/>



Quelle: [www.cdrmare.de](http://www.cdrmare.de)



## Sea4soCiety

### Verbesserung der natürlichen Kohlenstoffspeicherung in vegetationsreichen Küstenökosystemen durch innovative Ansätze

Koordination: Prof. Dr. Martin Zimmer (ZMT)

#### Beschreibung:

sea4soCiety hat sich zum Ziel gesetzt, innovative und gesellschaftlich akzeptierte Ansätze zu entwickeln, um das natürliche Potenzial für Kohlenstoffspeicherung in vegetationsreichen Küstenökosystemen zu verbessern. Als einer von insgesamt sechs Forschungsverbänden der Mission „Marine Kohlenstoffspeicher als Weg zur Dekarbonisierung“ der Deutschen Allianz Meeresforschung (DAM) wird sea4soCiety die Speicherkapazität für „blauen Kohlenstoff“ in vier verschiedenen Arten von Küstenökosystemen an den deutschen Nord- und Ostseeküsten, in der Karibik und der Indonesischen See quantifizieren und analysieren.

Herkunft, Stabilität und Dynamik der Speicher organischen Materials werden vor Ort und in den Laboren der Verbundpartner analysiert. Satellitendaten und Schiffsmessungen dienen dazu, die Biomasse an Land und unter Wasser in den Küstenzonen zu ermitteln. Austausch mit lokalen Stakeholdern, Modelle und Szenarien ermöglichen eine Abschätzung der Nutzen und Risiken, die Flächen der vegetationsreichen Küstenökosysteme durch Ökosystem Design aktiv zu vergrößern.

#### Quelle:

<https://www.leibniz-zmt.de/de/forschung/wissenschaftliche-projekte/sea4society.html>



## RETAKE

### Test von Verfahren mariner Alkalinitätserhöhung zur dauerhaften Entnahme signifikanter Mengen von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre

Koordination: Prof. Dr. Andreas Oschlies (GEOMAR)

#### Beschreibung:

In enger Zusammenarbeit mit den Projektpartnern sollen in diesem Subprojekt mögliche Einbringungsszenarien alkalinitätserhöhender Mineralien in verschiedenen Zielgebieten der Ostsee analysiert werden. Grundlage für die Modellierung ist ein bestehendes Ökosystemmodell, zunächst auf die bestmögliche Repräsentation der Karbonatsystemparameter in den Zielgebieten kalibriert werden soll. Dies erfordert vorbereitend eine detaillierte empirische Analyse dieser Parameter und ihrer Variabilität. Das vorhandene Wissen aus historischen Messdaten und aktuellen, kontinuierlichen Messungen des pCO<sub>2</sub> im Oberflächenwasser soll dabei durch adäquate Messkampagnen zielgerichtet ergänzt werden, um den Status quo zunächst so genau wie möglich beschreiben und im Modell nachbilden zu können. Die Modelluntersuchungen zielen dann auf vier Fragestellungen ab: (1) Wie unterscheiden sich potentielle Zielgebiete in der Ostsee bezüglich ihrer hydrodynamischen Voraussetzungen? (2) Auf welchen Zeitskalen ist mit einem Einfluss auf das atmosphärische CO<sub>2</sub> zu rechnen? (3) Welche Nebeneffekte sind auf den für die Ostsee besonders kritischen Phosphatkreislauf zu erwarten? (4) Auf welchem

Weg könnten aus diesen Störungen weitere indirekte Effekte auf den Kohlenstoffkreislauf erwachsen, die die Wirkung der

Maßnahmen auf die marine CO<sub>2</sub>-Aufnahme modifizieren und somit auch eine Attributierung des gezielt herbeigeführten Effekts erschweren können?

Darüber hinaus sollen verbundübergreifend die Öffentlichkeitsarbeit bzw. das Datenmanagement der Forschungsmission „Marine Kohlenstoffsinken in Dekarbonisierungspfaden“ koordiniert werden.

Quelle:

<https://www.io-warnemuende.de/projekt/277/retake.html>

## ASMASYS



Bewertungsrahmen für marine CO<sub>2</sub>-Entnahme und Synthese des aktuellen Wissenstandes (Verbundkoordination, naturwissenschaftliche Bewertung und Synthese)

Koordination: Prof. Dr. Gregor Rehder (IOW)

Beschreibung:

Innerhalb von ASMASYS wird ein transdisziplinärer Bewertungsrahmen für marine CDR-Optionen als Basis für eine einheitliche Bewertung der verschiedenen marinen CDR-Optionen und als Nukleus für eine weitere Homogenisierung mit der Bewertung von CDR-Optionen an Land entwickelt werden. Besonderes Augenmerk wird auf nicht-naturwissenschaftliche Aspekte gelegt, einschließlich Kriterien, die rechtliche, soziale und ethische Aspekte sowie politische Rahmenbedingungen und politikimmanente Mechanismen berücksichtigen. Aktuelle Lücken in der Bewertungskette werden analysiert werden. ASMASYS wird sich auch mit den aktuellen Hürden bei der Genehmigung von Demonstrationsprojekten mit Feldstudien befassen, die eine unabdingbare Voraussetzung für eine technische Anwendung im großen Maßstab sind. Insbesondere die Nachhaltigkeit wird eine starke Komponente des Bewertungsrahmens sein, wobei die UN-Ziele für nachhaltige Entwicklung (Sustainable Development Goals, SDGs (United Nations, 2015) als Kriterien verwendet werden.

Der aktuelle Wissensstand zu einigen marinen CDR-Optionen, die nicht von den Verbundprojekten der DAM-Mission abgedeckt werden, wird zusammengestellt, einschließlich der jüngsten Fortschritte und Entwicklungen in anderen internationalen Initiativen. Das Wissen über Methoden, die im Rahmen der Forschungsmission (FM) behandelt werden, wird von den geförderten Verbundprojekten der Mission abgefragt und im Hinblick auf den Bewertungsrahmen zusammengestellt. Die in der Mission betrachteten marinen CDR-Optionen werden anhand des entwickelten Bewertungsrahmens detailliert bewertet. Hierauf aufbauend wird eine Zwischensynthese erstellt und mögliche neue Richtungen für die 2. Förderphase der FM identifiziert.

Während des gesamten Verlaufs von ASMASYS ist eine starke Interaktion und Austausch mit allen Projekten der Mission, derzeit aktiven internationalen Forschungsaktivitäten, Stakeholdern und dem Syntheseprojekt der CDR-Förderlinie vorgesehen. Die Transferkomponente innerhalb von ASMASYS wird die Einbindung von Experten und Stakeholdern während der Entwicklung des Bewertungsrahmens sicherstellen, Interaktionsformate einbinden und maßge-

schneiderte Informationsmaterialien für die wissenschaftliche Gemeinschaft, Entscheidungsträger und die Öffentlichkeit erstellen. Besonderes Augenmerk wird darauf gelegt, dass die Arbeitsergebnisse und Produkte von ASMASYS von Relevanz für die nationale Klimastrategie Deutschlands sind.

Quelle:

<https://www.io-warnemuende.de/projekt/276/asmasys.html>



### TestArtUp

Förderung des oberflächennahen Planktonwachstums durch den Auftrieb von nährstoffreichem Tiefenwasser um mehr Kohlenstoff aus der Atmosphäre zu binden

Koordination: Prof. Dr. Ulf Riebesell (GEOMAR)

Beschreibung:

Im Verbundprojekt TestArtUp wird erforscht, ob der Einsatz von künstlichem Auftrieb im offenen Ozean technisch realisierbar ist und einen signifikanten Beitrag zur CO<sub>2</sub>-Entfernung aus der Atmosphäre leisten kann. Zu diesem Zweck soll eine frei im Meer operierende Auftriebspumpe entwickelt und getestet werden. Die Analyse und Optimierung realistischer Auftriebsszenarien erfolgen im Rahmen hydromechanischer Modellierungen. Zusätzlich werden biochemische Mesokosmenexperimente im Atlantik durchgeführt, um die CO<sub>2</sub>-Entfernungskapazität zu bestimmen und resultierende Umweltrisiken und Nebeneffekte zu untersuchen. Unter Einbeziehung der Bereiche Meerestechnik, Ozeanwissenschaften, Wirtschaft und Seerecht verfolgt TestArtUp einen transdisziplinären Ansatz, um eine umfassende Bewertung des künstlichen Auftriebs im Hinblick auf die technische Machbarkeit und Kosteneffizienz, das CO<sub>2</sub>-Entfernungspotenzial, die Wirtschaftlichkeit im Sinne einer Kosten-Nutzen-Abwägung sowie des nationalen und internationalen Rechtsrahmens zur Entwicklung eines geeigneten Regelwerks für den Einsatz der CDR-Technologie zu liefern. Ein gezielter, projektbegleitender Stakeholder-Dialog mit Vertretern aus Wirtschaft, Umweltschutz- und Ozeangovernance gewährleistet den Transfer zur Entwicklung nutzerorientierter Managementstrategien für die Implementierung und Steuerung von künstlichem Auftrieb.

Quelle:

<https://www.projektfoerderung-geo-meeresforschung.de/kuesten-meeres-und-polarforschung/details?action=ShowForm&id=3251>



### AIMS<sup>3</sup>

#### Studien zur möglichen permanenten Speicherung von CO<sub>2</sub> in der basaltischen oberen Ozeankruste als Karbonat

Koordination: Prof. Dr. Achim Kopf (MARUM)

##### Beschreibung:

Anthropogene CO<sub>2</sub> Emissionen können durch eine Speicherung des Gases im geologischen Untergrund erheblich reduziert werden. Das Verbundprojekt AIMS<sup>3</sup> wird kontrollierte Experimente zur CO<sub>2</sub>-Speicherung an basaltischen Ozeankrustengesteinen durchführen. Im Gegensatz zur klassischen CO<sub>2</sub>-Injektion in ehemaligen küstennahen Unterbodenreservoirs oder Aquiferen nutzt AIMS<sup>3</sup> reaktive Gesteinsformationen, deren Porenwässer mit flüssigen CO<sub>2</sub> bzw. Bikarbonat als Minerale ausfallen. Diese Karbonatfällung bzw. -mineralisierung der oberen Basalte bietet ein höheres Speicherpotential als das anthropogen produzierte CO<sub>2</sub>.

Mit Hilfe innovativer technischer Lösungen im Bereich Sensorik und mariner Robotik wird ein neuartiges, chemisches Monitoring-System für die Überwachung der Speicherstandorte in Ozeanbasalten entwickelt. Geeignete Standorte für ein CO<sub>2</sub>-Einleitungsexperiment und die Errichtung eines begleitenden Meeresboden-Observatoriums an der Ostflanke des südlichen Reykjanesrückens (Nordatlantik) werden identifiziert und vorbereitet. Im Rahmen zweier Schiffsexpeditionen werden die geologischen und geophysikalischen Vorerkundungen am Meeresboden durchgeführt, um das CO<sub>2</sub>-Aufnahmepotential und die Reservoirkapazität von Ozeanrückenflanken zu quantifizieren. Zusätzlich werden analoge und numerische Experimente im Bereich der Fluid-Gesteins-Interaktion durchgeführt, um die Langzeitintegrität des Speichers zu untersuchen. Übergeordnetes Ziel von AIMS<sup>3</sup> ist die Bereitstellung eines Best-Practice-Katalogs mit Empfehlungen für Entscheidungsträger über die Machbarkeit, das Potenzial und die Umweltrisiken mariner CO<sub>2</sub>-Speicherung.

##### Quelle:

<https://www.projektfoerderung-geo-meeresforschung.de/kuesten-meeres-und-polarforschung/details?action=ShowForm&id=3221>



### GEOSTOR

#### Erforschung des Potenzials der unterirdischen Speicherung von CO<sub>2</sub> in Sandsteinformationen unter der Nordsee

Koordination: Prof. Dr. Klaus Wallmann (GEOMAR)

##### Beschreibung:

Anthropogene CO<sub>2</sub> Emissionen können durch eine Speicherung des Gases im geologischen Untergrund erheblich reduziert werden. Der überwiegende Teil der europäischen Speicherkapazität befindet sich in Sandsteinformationen im tieferen Untergrund der Nordsee. Obwohl die potentiellen Speicherformationen in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) bisher nur zum Teil exploriert wurden, zeigen die verfügbaren Daten, dass im tiefen

Untergrund der deutschen Nordsee genügend Kapazität vorhanden ist, um die CO<sub>2</sub> Emissionen der deutschen Industrie durch die Speicherung in Sandsteinformationen signifikant zu reduzieren.

Das Verbundprojekt GEOSTOR wird die statische Speicherkapazität für CO<sub>2</sub> in der deutschen Nordsee neu erfassen, dynamische Speicherkapazitäten an zwei ausgewählten Lokationen quantifizieren und potentielle Leckage-Pfade und Mechanismen evaluieren. Dabei werden mögliche Umweltauswirkungen bei der Standorterkundung oder dem Speicherbetrieb berücksichtigt, wie die Beeinträchtigung von Schweinswalen durch seismischen Lärm. Im Verbund wird zudem ein neues umweltverträgliches Verfahren zur Überwachung von Speicherstätten mittels passiv seismischer Methoden entwickelt.

Quelle:

<https://www.projektfoerderung-geo-meeresforschung.de/kuesten-meeres-und-polarforschung/details?action=ShowForm&id=3261>



## 2. DAM Mission: sustainMare

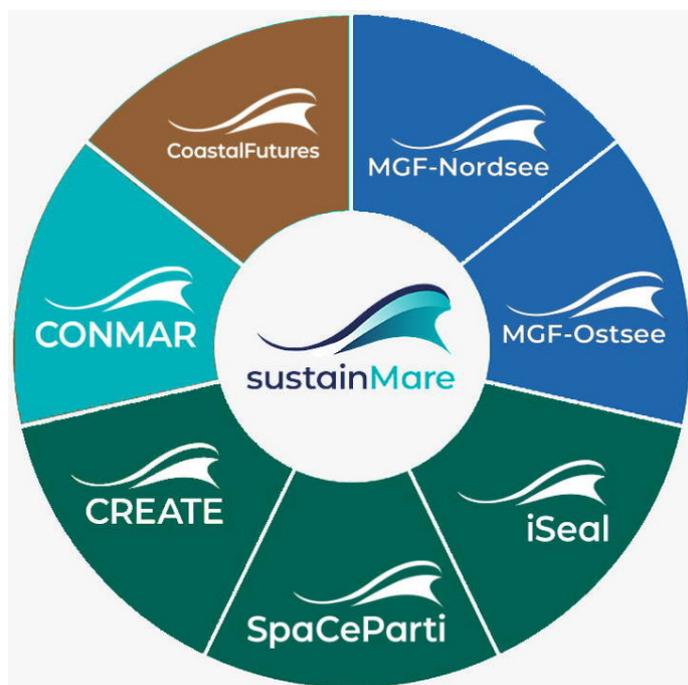
Meere schützen und nachhaltig nutzen

Förderung/ Laufzeit: BMBF, 12/2021-11/ 2024

Sprecherinnen: Prof. Dr. Corinna Schrum (Helmholtz-Zentrum Hereon) & Prof. Dr. Karen H. Wilshire (Helmholtz-Zentrum AWI)

Projekthomepage: [www.sustainmare.de](http://www.sustainmare.de)

Die Mission wird Maßnahmen (Optionen, Konzepte und Strategien) entwickeln und bewerten, die eine nachhaltige Nutzung von Meeresressourcen und Ökosystemdienstleistungen unterstützen und einen guten Umweltzustand in marinen Systemen fördern.



Quelle: [www.sustainmare.de](http://www.sustainmare.de)

## Coastal Futures

### Zukunftsszenarien zur Förderung einer nachhaltigen Nutzung mariner Räume, Vorhaben: Szenarien für Ökosystemleistungen

Koordination: Prof. Corinna Schrum (Helmholtz-Zentrum Hereon)

#### Beschreibung:

CoastalFutures entwickelt ein neuartiges skalenübergreifendes End-to-End (E2E) Modellsystem für Nord- und Ostsee und die Küstengebiete. Mit diesem Modellsystem schafft das Projekt eine virtuelle Umgebung (i) zur Untersuchung von Auswirkungen der Klimaänderung und anthropogener Nutzungen auf Ökosysteme und (ii) zur Testung unterschiedlicher Managementmaßnahmen. Das Projekt stellt damit ein innovatives Instrument zur Entscheidungsunterstützung für ein maritimes Systemmanagement bereit und schafft Handlungswissen. CoastalFutures konzentriert sich dabei auf vier Managementsektoren: (i) Offshore-Energieerzeugung, (ii) Fischerei, (iii) Küstenschutz und Sandmanagement und (iv) Nährstoff- und Schadstoffeinträge.

Die Entwicklung von Modellen und Szenarien, die Bewertung der Nutzungsauswirkungen auf das Ökosystem und die sozioökonomische Bewertung werden zusammen mit Partnern aus dem maritimen Management, Interessenvertretern der Industrie und Nichtregierungsorganisationen durchgeführt. Die Entwicklung von Szenarien erfordert dabei eine regionale und sektorale Kontextualisierung der Szenario-Handlungsstränge und ein vertieftes Verständnis der gesellschaftlichen, politischen und institutionellen Zusammenhänge. Dazu gehören die individuelle Problemwahrnehmung, Überzeugungen und Einstellungen von Interessengruppen aus verschiedenen Sektoren sowie Konflikte und Kompromisse zwischen ihnen. Zusammen mit Entscheidungsträgern werden dann in einem partizipatorischen Ansatz effektive Schutz- und Managementoptionen entwickelt und gemeinsam mit Stakeholdern bewertet.

#### Quelle:

<https://translation.hereon.de/106355/index.php.de>



### MGF Nordsee & MGF Ostsee

DAM Pilotmissionen: Ausschluss mobiler, grundberührender Fischerei in Schutzgebieten der Deutschen AWZ von Nord- und Ostsee (MGF-Nordsee und MGF-Ostsee)

Laufzeit: 03/2020 – 02/2023

Koordination:

MGF Nordsee: Prof. Dr. Karen H. Wiltshire (AWI), Projektmanagement: Dr. Sabine Horn (AWI)

MGF Ostsee: Prof. Klaus Jürgens (IOW)

Projekthomepage: [www.mgf-nordsee.de](http://www.mgf-nordsee.de)

Beschreibung:

In den Forschungsprojekten MGF-Nordsee und MGF-Ostsee bietet sich nun die einmalige Gelegenheit, zu verfolgen, wie sich durch menschliche Nutzung stark beeinflusste benthische Habitate nach zukünftigem Ausschluss von MGF entwickeln. Hierzu wird zunächst der aktuelle Zustand der Gebiete als Referenz untersucht und dokumentiert, um danach zu verfolgen, wie sich Lebensgemeinschaften, Meeresbodenmorphologie, Biogeochemie der Meeressedimente und Austauschprozesse zwischen Sediment und Wassersäule ohne weitere Störungen entwickeln. Solche Einflüsse auf MPAs und marine Ökosysteme sind bisher kaum untersucht und die Ergebnisse bieten eine wichtige Grundlage für ein zukünftiges, angepasstes Management der Schutzgebiete in Nord- und Ostsee.

Die in den Projekten geplanten wissenschaftlichen Arbeiten verfolgen einen modernen, ganzheitlichen Ansatz, der alle Bestandteile des Ökosystems einbezieht, um die Folgen eines MGF-Ausschlusses abschätzen zu können. Die Daten der ersten Aufnahmen sollen die Basis des zukünftigen Monitorings in den Gebieten sein, mit dem Statusveränderungen rechtzeitig erkannt und ggf. Gegenmaßnahmen bzw. weitere Schutzmaßnahmen ergriffen werden können.

Quelle:

<https://www.io-warnemuende.de/dam-mgf-ostsee-start.html>



## SeaStore

### Biodiversitätserhöhung durch Seegrass Renaturierung

Förderung/ Laufzeit: BMBF, 11/2020 - 10/2023

Projektleiterin: Dr. Maike Paul (Leibniz Universität Hannover)

Projekthomepage: [www.seegrasswiesen.de](http://www.seegrasswiesen.de)

#### Beschreibung:

Seegrasswiesen fördern Biodiversität und bieten wichtige Ökosystemleistungen (ÖSL) wie Kohlenstoffbindung sowie die Sedimentstabilisierung, die für den Küstenschutz von großer Bedeutung ist. Fehlschläge in bisherigen Wiederansiedlungsmaßnahmen für das gewöhnliche Seegrass deuten darauf hin, dass seine ökologische Nische noch wenig verstanden ist. Dieses Projekt schafft die wissenschaftliche Grundlage für eine robuste und wissenschaftlich fundierte Wiederansiedlung von Seegrass in südbaltischen Gewässern. Basierend auf der Identifikation dominanter Faktoren innerhalb der ökologischen Nische einschließlich des Mikrobioms wird eine Ansiedlungsunterstützung entwickelt und getestet, sowie die Auswirkungen von natürlichen und wiederhergestellten Seegrasswiesen mit Blick auf ÖSL und ökologischen Wert bewertet. Darüber hinaus wird eine ökonomische Bewertung der ÖSL durchgeführt, um die Kosten für den Verlust der Lebensräume im Vergleich zu Investitionen in die Wiederherstellung der gleichen ökologischen Funktionen und ÖSL zu schätzen. Diese Kostenschätzung wird von einer Untersuchung der Akzeptanz von Seegrasswiesen und ihren ÖSL sowie von Aktivitäten zur Akzeptanzsteigerung begleitet, um die Bereitschaft zu erhöhen, in die Wiederherstellung dieser wichtigen Lebensräume zu investieren. Durch die Modellkopplung der mit Seegrasswiesen verbundenen Biodiversität mit ÖSL (z.B. Sedimentstabilisierung) trägt dieses Projekt zu den Forschungsschwerpunkten II (Biodiversität und Nahrungsnetze), III (Ökosystembasierter Küstenschutz) und I (Klima- und Küstendynamik) bei. Die resultierenden Werkzeuge und Modelle werden EntscheidungsträgerInnen bei der Planung von Maßnahmen zur Wiederherstellung von Seegrasswiesen unterstützen und Aufklärungsmaterial für Küstengemeinden bereitstellen, die das Bewusstsein für Seegrasswiesen und ihre ÖSL im Küstenschutz und zur Anpassung an den Klimawandel schärfen wollen.

#### Quelle:

<https://deutsche-kuestenforschung.de/seastore.html>

## GREENTRIALS

Förderung/Laufzeit: Bauer Hollmann-Stiftung im Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft, 01/2020 – 12/2023

Projektleiter: *Dr. Peter Mueller (Universität Hamburg)*

Beschreibung:

Marschen, halb-terrestrische Ökosysteme an der Schnittstelle zwischen Land und Meer, haben ein großes Potenzial, den Klimawandel durch den langfristigen Abbau von atmosphärischem CO<sub>2</sub> abzuschwächen. Ihr Einfluss auf den globalen Kohlenstoffkreislauf wurde unter dem Begriff "Blue Carbon" hervorgehoben. Das Ausmaß, in dem diese CO<sub>2</sub>-Senkenfunktion durch Emissionen starker Nicht-CO<sub>2</sub>-Treibhausgase (THG) - insbesondere Methan - kompensiert wird, ist jedoch kaum bekannt und stellt eine der größten Unsicherheiten in der Blue-Carbon-Forschung dar. Das Wattenmeer (WS) beherbergt einen großen Teil des europäischen Marschgebietes; die Blue-C-Forschung in dieser Region steckt jedoch noch in den Kinderschuhen. Ziel des GREENTRIALS-Projekts ist es, das erste umfassende THG-Budget für die Gezeitenmarschen der WS-Region in einer trilateralen (DK, DE, NL) Bewertung zu erstellen. Die Projektmitarbeiter führten und führen die ersten Studien über die CO<sub>2</sub>-Sinkkapazität von Gezeitenmarschen in der gesamten Region durch. GREENTRIALS wird diese Studien durch die Quantifizierung von Nicht-CO<sub>2</sub>-THG-Emissionen an denselben Standorten ergänzen und die Datensätze in einem Synthesebericht zusammenfassen. Das gesamte WS-Sumpfbereich unterliegt verschiedenen Bewirtschaftungs- und Erhaltungspraktiken, die seit langem im Zusammenhang mit der Förderung der biologischen Vielfalt diskutiert werden. Hier werden diese Praktiken unter dem Gesichtspunkt natürlicher Klimalösungen untersucht. Insbesondere wird das Potenzial zur Verringerung der Treibhausgasemissionen durch Beweidungsmanagement und durch die (Wieder-)Anlage von Gezeitenmarsch auf ehemaligen Deichflächen untersucht.

Quelle:

[https://www.biologie.uni-hamburg.de/forschung/oekologie-biologische\\_ressourcen/angpfloek/drittmittelprojekte/greentrials.html](https://www.biologie.uni-hamburg.de/forschung/oekologie-biologische_ressourcen/angpfloek/drittmittelprojekte/greentrials.html)

## Klimawandel in Salzmarschen

Förderung/ Laufzeit: Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG)/Hydralab+

Projektleiter: Prof. Dr. Kai Jensen (Universität Hamburg)

Beschreibung:

In diesem Projekt sollen (i) zunächst in Salzmarschen des Wattenmeeres die hydrodynamischen Kräfte (Wellenbelastung) und deren raum-zeitliche Variabilität an der Marschkante mit Hilfe von Wellenmessstationen an drei Standorten, die sich ihrer Exponiertheit unterscheiden, erfasst werden. Parallel werden die Vegetationsstruktur und der eventuelle Biomasseverlust nahe den Stationen wiederholt durch eine nicht-destruktive Methode bestimmt und mit den aufgenommen Wellenenergien und Wellenhöhen korreliert. Weiterhin sollen (ii) unter kontrollierten Bedingungen in einem Wellenkanal hydrodynamische Schwellenwerte ermittelt werden, oberhalb derer Salzmarschpflanzen physikalischen Schaden erleiden. Wir erwarten, dass diese Schwellenwerte artspezifisch sind, da sich Pflanzenarten in Salzmarschen in Hinblick auf ihre biophysikalischen Eigenschaften unterscheiden. Weiterhin werden durch unterschiedliche Entwicklungsstadien hervorgerufene saisonale Unterschiede in der Höhe der

Schwellenwerte sowie Unterschiede der Schwellenwerte zwischen Einzelpflanzen und komplexen Artengemeinschaften ermittelt. Abschließend werden wir (iii) Effekte erhöhter Temperaturen auf biophysikalische Eigenschaften der Vegetation der Salzmarschen in einem Ökosystem-Erwärmungsexperiment (MERIT – Marsh Ecosystem Response to Increased Temperatures) erfassen. Wir erwarten, dass sowohl die ober- als auch die unterirdische Biomasse durch Erwärmung zunimmt, dass die Vegetationsentwicklung im Frühjahr früher einsetzt und im Herbst erst später das Absterben der Vegetation beginnt. Weiterhin erwarten wir, dass sich der Ligningehalt in den Pflanzen erhöht. Zusammen könnten diese Änderungen zu einer erhöhten Küstenschutzfunktion von Salzmarschen in Zeiten des Klimawandels führen.

Mittelfristig sollen die Ergebnisse dieses Projektes in hydrodynamische Modelle, die die Auswirkungen von Wellengang auf Küstenschutzstrukturen darstellen, sowie in Modelle, die die Marschentwicklung unter verschiedenen Klimawandel- und Meeresspiegelanstiegsszenarien vorhersagen, integriert werden. Die Erkenntnisse werden helfen, die Küstenschutzfunktion von Salzmarschen zukünftig verlässlicher abschätzen und mit Extremereignissen besser umgehen zu können.

Quelle:

<https://www.biologie.uni-hamburg.de/forschung/oekologie-biologische-ressourcen/angpfloek/drittmitelprojekte/klimawandelsalzmarschen.html>

**Netto-Null-2050: SPEICHERLÖSUNGEN DER NATUR**

**NETTO - NULL**  
Pfade zur Klimaneutralität 2050

Förderung/Laufzeit: Helmholtz-Klima-Initiative, 07/2019-06/2021

Beschreibung:

Natürliche Treibhausgasquellen und -senken spielen eine wichtige Rolle im gesamten CO<sub>2</sub>-Budget. Sowohl der Ausstoß als auch das Einlagern von CO<sub>2</sub> hängen oft von Landnutzungs- und Managemententscheidungen ab. Unter verschiedenen Klimaszenarien bewertet Projekt 4 das Potenzial terrestrischer und mariner Systeme, CO<sub>2</sub>-Emissionen zu mindern und Kohlenstoff zu speichern. Zudem analysiert es, wie sich Maßnahmen zur Erreichung der Netto-Null-Ziele in Deutschland auswirken.

Aufgrund der großen räumlichen Unterschiede und der begrenzten Anzahl von Studien, sind die Kapazitäten natur-basierter Systeme, atmosphärischen Kohlenstoff aufzunehmen und zu speichern, derzeit weitgehend unbekannt und unterliegen sehr hohen Fehlertoleranzen. Ziel dieses Projekts ist es daher, diese Kapazität besser zu quantifizieren und die Unsicherheit zu verringern. Als Teile der „Net-Zero Toolbox“ sollen interoperable Datendienste und Webanwendungen, wie der Prototyp der "Kohlenstoff-App" dabei unterstützen, Speicherpotenziale landesweit zu bewerten und dieses Wissen an Stakeholder zu transferieren.

Quelle:

[https://www.netto-null.org/projects/nature\\_based\\_storage\\_systems/index.php.de](https://www.netto-null.org/projects/nature_based_storage_systems/index.php.de)

## Relevante bereits laufende Projekte international

**NordSalt**

Förderung/Laufzeit: BiodivERsA EU Programm, 03/2021 – 02/2024

Projektkoordinator: Gary Banta (University of Southern Denmark)

Projekthomepage: <http://www.sdu.dk/nordsalt>

## Beschreibung:

NordSalt wird Daten aus verschiedenen Quellen zusammenführen und ein umfassendes Inventar der nordischen Salzwiesenlebensräume erstellen. Dies wird eine Bewertungsgrundlage für die Klassifizierung der Lebensraumtypen (EU, Skandinavien, national), den räumlichen Zustand, die vorherrschenden Pflanzengemeinschaften und die gegenwärtigen und künftigen Bewirtschaftungsoptionen bilden, einschließlich Karten des Zustands der derzeitigen Salzwiesen. Wir werden die umweltbedingten und anthropogenen Belastungen bewerten, die sich auf die Lebensräume der Salzwiesen in der nordischen Region auswirken.

Außerdem messen wir die Blue-Carbon (BC)-Vorräte und die Sequestrationsraten in Salzwiesen mit beweideten und unbeweideten Sumpfpflanzengemeinschaften. Methanemissionen und Netto-CO<sub>2</sub>-Flüsse werden entlang von Küstengradienten gemessen. Wir werden die biologische Vielfalt der Pflanzen und die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften quantitativ mit den C-Vorräten, der BC-Sequestrierung und den Treibhausgasemissionen entlang des Ostseegradienten in Verbindung bringen und experimentell testen, wie die funktionelle Vielfalt der Pflanzen, die durch die Beweidungspraktiken grundlegend verändert wird, den klimabezogenen C-Kreislauf in einem Experiment zur Klimaerwärmung verändert.

Im Mittelpunkt von NordSalt steht die Sensibilisierung der Öffentlichkeit für die ökologische Rolle und Bedeutung dieser Lebensräume für den Klimaschutz, die Erhaltung der biologischen Vielfalt und den Küstenschutz. Multiactor Labs (MAL) werden lokale und nationale politische Entscheidungsträger, Nichtregierungsorganisationen, Landeigentümer, wissenschaftliche Experten, Verwaltungsbeamte und andere relevante Akteure einbeziehen, um gemeinsam Wissen und Verständnis für die nordischen Ökosystemleistungen zu schaffen und das Projektteam bei der Umsetzung von Strategien zu beraten. Die Ergebnisse werden zusammengefasst und als Ökosystemleistungen im Zusammenhang mit dem Klimaschutz, der biologischen Vielfalt und dem Küstenschutz bewertet, die von diesen Lebensräumen erbracht werden. NordSalt wird die Endnutzer über Maßnahmen zur synergetischen Bewirtschaftung der nordischen Salzwiesen als NbS beraten, um den Klimaschutz zu verbessern, die biologische Vielfalt zu erhöhen und die Ökosystemleistungen zu verbessern.

## Quelle:

<https://www.biodiversa.org/1878/download>



### Nordic Blue Carbon (Norwegen)

[www.nordicbluecarbon.no](http://www.nordicbluecarbon.no)

Ziele:

- Erstellung einer aktualisierten Übersicht über die Kohlenstoffkreisläufe von Kelp, Seegras und Felsenvegetation in der nordischen Region
- Behebung der Wissenslücken bei der langfristigen Kohlenstoffspeicherung durch Makrovegetation in nordischen Gewässern
- Schaffung der Wissensgrundlage für die Aufnahme von „Blue Forests“ in die nationalen nordischen Bestände



### OceanNETs (Ocean-based Negative emission Technologies)

Transdisziplinäre Forschung zu ozeanbasierten Technologien für negative Emissionen

[www.oceannets.eu](http://www.oceannets.eu)

Beschreibung:

Das von der EU geförderte Projekt OceanNETs untersucht, ob ozeanbasierte NETs eine wesentliche und nachhaltige Rolle bei der Begrenzung der globalen Erwärmung spielen können. Ein interdisziplinäres Konsortium von 14 Partnern aus sechs Ländern erforscht hierzu die technischen, ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Dimensionen von ozeanbasierten NETs. Das Projekt, das Expertinnen und Experten aus den Natur-, Sozial- und Geisteswissenschaften zusammenbringt, verfolgt einen transdisziplinären Forschungsansatz, zu dem auch der Dialog mit relevanten Interessengruppen gehört. Daraus leiten die Forscherinnen und Forscher Empfehlungen für Wissenschaft und Politik ab.

Die „BfN-Schriften“ sind eine seit 1998 unperiodisch erscheinende Schriftenreihe in der institutionellen Herausgeberschaft des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Bonn. Sie sind kurzfristig erstellbar und enthalten u.a. Abschlussberichte von Forschungsvorhaben, Workshop- und Tagungsberichte, Arbeitspapiere oder Bibliographien. Viele der BfN-Schriften sind digital verfügbar. Printausgaben sind auch in kleiner Auflage möglich.

**DOI 10.19217/skr699**