

Erstellung von Grundlagen für eine Strategie zum ökologischen Sedimentmanagement an der Ems

Abschlussbericht – SediEms

Vorhabensbezeichnung: Ökologisches Sedimentmanagement Ems

Reg.-Nr. 276 03 452 019 0154



Projektlaufzeit: 2019 – 2024

Projektfinanzierung:



EUROPÄISCHE UNION
Europäischer Landwirtschafts-
fonds für die Entwicklung des
ländlichen Raums



Niedersachsen

Projektpartner und Mitarbeiter:

**Nationalpark
Wattenmeer**
NIEDERSACHSEN



Dr. Inga Nordhaus
Verena Merk
Dr. Gregor Scheiffarth



Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Mathematisch-
Naturwissenschaftliche Fakultät

Dr. Filipe Galiforni
Gianna Persichini
Gabriel Herbst
Prof. Dr. Christian Winter



Niedersächsischer Landesbetrieb
für Wasserwirtschaft,
Küsten- und Naturschutz
Forschungsstelle Küste

Tina Kunde
Dr. Gholamreza Shiravani
Dr. Dennis Oberrecht
Prof. Dr. Andreas Wurpts

Aktualisierte Version vom 20.01.2025

Zitat: Oberrecht, D., Nordhaus, I., Merk, V., Galiforni, F., Persichini, G., Kunde, T., Shiravani, G., Herbst, G., Scheiffarth, G., Winter, C., Wurpts, A. (2025), Erstellung von Grundlagen für eine Strategie zum ökologischen Sedimentmanagement an der Ems (SediEms), Abschlussbericht

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
1. Einführung und Ausgangsbedingungen	7
1.1 Projektziele und Aufbau	9
2. Ökologischer Zustand der Muschelbänke und ihr Einfluss auf Sedimentationsdynamik und Sedimentationsraten	12
2.1 Einführung	12
2.2 Methodik	14
2.3 Ergebnisse	22
2.4 Diskussion	48
3. Beschreibung des Einflusses von Muschelfeldern auf die Hydrodynamik	55
3.1 Einführung	55
3.2 Methodik	56
3.3 Ergebnisse	59
3.4 Diskussion	68
3.5 Fazit	71
4. Aufbau und Erweiterung eines Modellwerkzeugs	72
4.1 Einführung	72
4.2 Numerische Methodik	72
4.3 Berücksichtigung der Eigenschaften von Muschelfeldern	82
4.4 Berücksichtigung von Seegraswiesen	91
4.5 Validierung und Diskussion der Berechnung der Sedimentation/Erosion auf den Muschelfeldern ..	91
5. Anwendung des großräumigen Modellsystems hinsichtlich eines ökologischen Sedimentmanagements	97
5.1 Einsatz des Modellwerkzeugs zur Planung und Optimierung von Verbringstellen	97
5.2 Bewertung der natürlichen und anthropogen beeinflussten Sedimentationsdynamik auf Muschelbänken und Seegraswiesen	102
5.3 Langzeitliche morphologische Betrachtung von eingebrachten Sedimenten	104

5.4 Bewertung des ökologischen Zustandes von Muschelbänken anhand der großräumigen Sedimentdynamik.....	108
5.5 Einbindung von punktuellen Messungen in die großräumige Bewertung.....	111
5.6 Einfluss von Maßnahmen im Intertidal und die Wirkung von Seegras auf die Gezeitenasymmetrie	114
Literatur.....	122
Anhang	127

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht bündelt die Ergebnisse eines Forschungsvorhabens, in dem methodische und modelltechnische Grundlagen für die Umsetzung einer Strategie für ein ökologisches Sedimentmanagement geschaffen wurden. Das übergreifende Projektziel war die Erstellung eines numerischen Modellwerkzeugs, welches differenzierte und quantitative Aussagen zu konkreten, lokalen, natürlichen oder anthropogen beeinflussten ökologischen Entwicklungen ermöglicht, die konsistent in die großräumigen, langfristigen Prozesse eingehängt sind. Als Untersuchungsgebiet wurde aufgrund der Genese des ökologischen Sedimentmanagements aus der niederländisch-deutschen grenzüberschreitenden Zusammenarbeit das äußere Emsästuar/Osterems gewählt. Das erarbeitete Instrumentarium soll aber perspektivisch auf das gesamte Niedersächsische Übergangs- und Küstengewässer angewendet werden und ist entsprechend universell formuliert.

Im Zentrum des Ansatzes steht ein auf die spezifischen Fragestellungen optimiertes hydro-morphodynamisches Modell. Dieses ist in der Lage, die natürliche großräumige Sedimentdynamik und Transportpfade unter den gegebenen hydrodynamischen Verhältnissen zu berechnen. Das gekoppelte Modellsystem berücksichtigt neben Gezeiten, Strömung und Morphologie auch die meteorologischen Verhältnisse (Windstau) und Seegang. Das Modellwerkzeug wurde anhand von u. A. im Projekt durchgeführten Feldmessungen zur Wirkung von Muschelbänken auf die Sedimentologie erweitert und umfassend validiert.

Weitere Teilprojekte befassen sich mit eingehängten Feldstudien, die einerseits zur Erweiterung und Validierung des Modellsystems beitragen und andererseits der Eignungsprüfung des Modellsystems bei Anwendung für spezifische Fragestellungen (z.B. Bewertung/Belastung von Muschelbänken, Optimierung von Klappstellen) dienen.

Sedimentations- und Erosionsraten sowie die Dynamik der Sedimentzusammensetzung wurden für drei Muschelbänke und die umgebenen Wattflächen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung zwischen 2019 und 2024 bestimmt. Es zeigte sich, dass das Wachstum der untersuchten Muschelbänke Randzel 1 und Nordland über einen Zeitraum von über vier beziehungsweise drei Jahren sowohl deutlich höher als der aktuelle Meeresspiegelanstieg in der Nordsee, als auch höher als die Akkumulation der Sedimente auf den Wattflächen ist. Die Sedimentationsrate war in den Beeten der Muschelbank Randzel 1 signifikant höher als für Nordland. Der Effekt der Muscheln auf die Zusammensetzung des sedimentierten Materials ist sehr ausgeprägt. Die Muschelbänke sind durch die Filtration eine Senke für Feinmaterial aus der Wassersäule. Das Feinmaterial bestimmt damit maßgeblich das Wachstum auf allen drei Muschelbänken in ähnlicher Weise trotz der unterschiedlichen Lage im Emsästuar. Die Ergebnisse zeigen außerdem, dass Biomasse,

Individuendichte und Kondition der Miesmuscheln im mittleren bis unteren Bereich der Werte für die Muschelbänke im Niedersächsischen Wattenmeer liegen.

Neben den sedimentologischen Messungen wurden im Projekt auch autonome Messrahmen für den flexiblen Einsatz im Wattenmeer entwickelt, die durch eine optimierte Kombination von Sensoren in-situ Messungen von Zustandsgrößen wesentlicher gewässerphysikalischer Parameter erlauben. Die Rahmen sind für alle zugänglichen und trockenfallenden Wattflächen wie Sandbänke, Muschelbänke und Seegraswiesen im Wattenmeer einsetzbar. Durch die zeitgleichen Messungen auf der Randzel 1 Muschelbank und einer südlich gelegenen Sandbank sind neue Erkenntnisse über die hydraulischen Eigenschaften von Muschel- und Sandbänken gewonnen worden. Erstmals wurde die unerwartet unidirektionale Überströmung der Randzel Muschelbank qualitativ und quantitativ gezeigt und plausibilisiert. Es wurden detaillierte gewässerphysikalische hydro- und sedimentdynamische Daten zur Erweiterung und Validierung des numerischen Modells herangezogen. Neben Turbulenzgrößen, Wasserständen, Wellenparameter und Strömungsgeschwindigkeiten wurden hochaufgelöst die Trübung und weitere damit zusammenhängende Parameter erfasst und zum Modellaufbau verwendet. Die erfassten Daten sind in entscheidenden Parametern so hoch aufgelöst, dass in Verbindung mit den Modellierungen das Systemverständnis hinsichtlich der kleinräumigen Hydro- und Sedimentdynamik, insbesondere mit Blick auf die Lebensumstände von Austern und Miesmuscheln wesentlich erweitert werden konnte.

Das anhand der aufwendigen sedimentologischen und morphologischen Probenahmen- und Messkampagnen validierte Modellwerkzeug ist in der Lage, die Transportmuster für schluffige und sandige Sedimente im Bereich des Emsästuars und der Osterems realistisch zu berechnen. Im Modellsystem ist die Sieblinie der natürlichen Bodensedimente anhand von 9 Fraktionen diskretisiert (Schlick, acht sandige Größenklassen), was eine hinreichend detailgetreue Reproduktion des realen Sedimentinventars und realistischer Transporte ermöglicht. Umgelagerte Sedimente werden entsprechend ihrer Materialzusammensetzung durch zusätzliche Sedimentklassen diskretisiert, die vollständig mit den Sedimenten des natürlichen Systems interagieren. Der Ansatz ermöglicht die Diskriminierung des umgelagerten Sediments zu jedem Zeitpunkt der Modellierung und erlaubt konkrete, quantitative Aussagen zu Transport und längerfristigem Verbleib des umgelagerten Materials. Zur Veranschaulichung werden mit dem neuen Modellwerkzeug typische Anwendungsfälle hinsichtlich einer möglichen Bewertung von sedimentologischen und ökologischen Folgen von Baggergutumlagerungen berechnet. Die Ergebnisse der Anwendungen verdeutlichen, dass das neue Modellwerkzeug die Sensitivität des Systems gegenüber der Lage der Klappstellen und der Ausgestaltung des konkreten Bagger- und Verbringungskonzeptes gut abbildet und damit einen wesentlichen Beitrag bei der Umsetzung des ökologischen Sedimentmanagements leisten kann.

1. Einführung und Ausgangsbedingungen

Die Niederlande und Niedersachsen erarbeiten seit 2019 gemeinsam eine ökologische Strategie zum Sedimentmanagement für die Ems-Dollart-Region. Das übergeordnete Ziel besteht darin, Handlungsperspektiven zu entwickeln, um die Ökologie des Ems-Ästuars auch unter den Aspekten des Klimawandels und des Meeresspiegelanstiegs zu verbessern. Die im hier vorliegenden Abschlussbericht dokumentierten Arbeiten befassen sich mit der Erstellung von Grundlagen, die für eine Umsetzung einer solchen Strategie an der Ems erforderlich sind. Das erarbeitete Instrumentarium soll perspektivisch für das gesamte Niedersächsische Übergangs- und Küstengewässer angewandt werden.

Der gezeitenbeeinflusste Abschnitt der Ems kann durch zwei Bereiche mit unterschiedlichen Eigenschaften charakterisiert werden. Unter- und Außenems sind als Folge jahrzehntelanger Ausbauten mit dem Ziel einer Verbesserung der Schiffbarkeit erheblich beeinflusst. Diese äußert sich in der Unterems durch eine überproportionale Intensivierung der Gezeitendynamik und insbesondere der großräumigen ästuarinen Mechanismen, namentlich der Gezeitenasymmetrie und der baroklinen Zirkulation. Die aus der Flutdominanz resultierende starke Verschlickung der Unterems ist mit einer Reihe unmittelbarer und mittelbarer ökonomischer (Schiffbarkeit, hoher Unterhaltungsaufwand) und ökologischer (Trübung, Sauerstoffmangel, Wasserqualität) Folgen verbunden.

Die Sedimentdynamik und die ökologischen Fragestellungen in der Außenems unterscheiden sich von der Unterems durch höhere Energieumsätze, gröbere Sedimente und den direkteren Einfluss der Nordsee. Für ein umfassendes Systemverständnis können die Gewässerabschnitte nicht getrennt betrachtet werden, sondern müssen vielmehr als Teile eines großräumigen Systems verstanden werden, dessen Hydro- und Sedimentdynamik in unmittelbarer Wechselwirkung mit dem Energie- und Sedimenteintrag von der offenen See und der Dynamik von Unterems und Dollart von der Landseite aus steht. Die gesamte Tideems kann in ihrem derzeitigen Ausbauzustand unter Beibehaltung der aktuellen Nutzungen nicht ohne eine kostenintensive Bewirtschaftung existieren. Ein Großteil des Aufwandes entfällt auf die Fahrrinnenunterhaltung zur Sicherstellung der Schiffbarkeit. Zunehmend wird der natürliche Sedimenthaushalt durch menschliche Einflüsse überprägt. Die veränderte Gezeitendynamik, aber auch Baggerungen und die Baggergutumlagerung beeinflussen eine Vielzahl von morphologischen und ökologischen Aspekten des Gewässers. Neben den bekannten unmittelbaren Auswirkungen der hohen Sedimentkonzentrationen auf die Schiffbarkeit des Gewässers, den Sauerstoffgehalt und dessen Auswirkungen auf die Biologie in der Unterems sind in jüngerer Zeit auch in der Außenems wichtige Fragestellungen aufgekommen: Wie stark ist eine Überschlückung und Übersandung von Muschelvorkommen vorhanden? Eine Erklärung der zu beobachtenden Dynamik kann

nur modellbasiert erfolgen, da der Sedimenthaushalt und dessen Wechselwirkung mit der Hydrodynamik sich einem direkten, z.B. allein auf Messdaten basierenden Zugang entziehen.

Unterhaltungsmaßnahmen wie Baggergutumlagerungen können ebenfalls nur unter Berücksichtigung und Nutzung der natürlichen Dynamik optimal betrieben werden. Zu möglichen Optimierungszielen zählen neben den auf den Betrieb der Schifffahrtsstraße wirkenden ökonomischen und Sicherheitsaspekte vor allem auch Effekte auf die Ökologie und die Anpassung an Folgen des Klimawandels, d.h. die langfristige morphologische Entwicklung des Flusses und der zugehörigen Wattgebiete im Mündungsbereich. Unter einem zukünftig beschleunigenden Anstieg des Meeresspiegels ist von erheblichen Anpassungen im Bereich des Ästuars und der angrenzenden Wattflächen auszugehen, da die Zufuhr des hierbei zusätzlich erforderlichen Sediments von See durch die natürlichen Transportprozesse verzögert erfolgen wird. Die Verteilung des Sediments hat hierbei über das Mitwachsen von Vorländern und Salzwiesen Auswirkungen, die bis in den Bereich des Küstenschutzes reichen. Die vorgenannten Aspekte sind in eine nachhaltige Bewirtschaftungsstrategie mit einzubeziehen.

In diesem Gesamtzusammenhang können einerseits lokale Entwicklungen nicht ohne Kenntnis der großräumigen Prozesse und Sedimenttransportpfade verstanden werden und müssen andererseits die großräumigen Transportpfade verstanden und quantifiziert und hinsichtlich der unter Klimawandelaspekten zu erwartenden Veränderungen analysiert werden. Dieses Wissen stellt eine Grundvoraussetzung für die Beurteilung lokaler, in Verbindung mit dem Sedimentkreislauf stehender Entwicklungen und Phänomene dar. Auf der umweltrechtlichen Seite fordern WRRL und MSRL die Erzielung eines guten Umweltzustandes der Ems. Die Zielerreichung soll durch Programme wie den Masterplan Ems 2050 oder das niederländische Programm Eems-Dollard 2050 forciert werden. Für die Erzielung einer dauerhaft positiven Entwicklung im vorstehend dargelegten Sinne wird das hier entwickelte Instrumentarium als Voraussetzung und elementarer Bestandteil einer zukünftigen ökologischen Gesamtstrategie gesehen.

Das hier dokumentierte Projekt befasst sich mit der gesamten Tideems und den angrenzenden Wattgebieten, fokussiert in Hinblick auf die eingehängte Methodenentwicklung und Machbarkeitsstudien räumlich aber zunächst auf die Außenems und deren Wattflächen im Ems-Mündungstrichter. Die Untersuchungsgebiete umfassen natürliche Muschelbänke auf dem Randzel und Nordland (Abbildung 1). Diese haben mit Blick auf die weitere Übertragbarkeit zur Umsetzung einer ökologischen Strategie zunächst exemplarischen Charakter. Jedoch verdeutlichen sie auch das grundsätzliche Erfordernis, Bewertungen und Lösungen jeweils an den konkreten Bedingungen vor Ort und damit abhängig von der Dynamik des Gesamtsystems zu konzipieren. Der großräumige hydro-morphodynamische Modellansatz ist daher eine essentielle Grundlage für alle weiteren Analysen. Zusammen mit der modellbasierten Beschreibung wird auf diese Weise ein möglichst weitreichendes Verständnis des komplexen Systems erzielt.

Im Rahmen des Projektes wurde ein Instrumentarium zur systematischen Bewertung und zum zielgerichteten Management solcher Maßnahmen geschaffen. Anwendungsbeispiele des Instrumentes als Hilfestellung für eine Bewertung hinsichtlich ökologischer Habitats als auch des Sedimenttransportes durch die Verbringung von Sedimenten werden in Kapitel 5 gezeigt.

1.1 Projektziele und Aufbau

Das übergeordnete Projektziel ist die Erstellung von Werkzeugen, welche differenzierte Aussagen zu konkreten, lokalen, natürlichen oder anthropogen beeinflussten ökologischen Entwicklungen ermöglicht, die konsistent in die großräumigen, langfristigen Prozesse eingehängt sind. Die Entwicklung erfolgt hierbei anhand der exemplarischen Anwendung dieser Werkzeuge, beispielsweise zur Vermeidung/Verringerung der Überschlickung von Muschelbänken.

Die Untersuchungen dokumentieren die Veränderungen hinsichtlich der Ausdehnung der Muschelbänke, der Biomasse und Individuendichte der Muscheln sowie der Begleitfauna. Sedimentations- und Erosionsraten, sowie die Sedimentzusammensetzung auf den Muschelbänken und im näheren Umfeld wurden flächig an diversen Stationen langfristig gemessen. Die Auswertung und Beschreibung dieser Messungen sind in Kapitel 2 beschrieben.

Des Weiteren wurden im Projekt Messrahmen für den Einsatz im Wattenmeer entwickelt und betrieben, die durch eine optimierte Kombination von Sensoren in-situ Zustandsgrößen der wichtigsten gewässerphysikalischen Parameter messen können. Diese Rahmen sind auf Sandbänken, Muschelbänken und Seegraswiesen im Wattenmeer einsetzbar. Die Ergebnisse der Auswertung der hochauflösenden Messungen ist in Kapitel 3 dokumentiert.

Die Erkenntnisse aus den Messungen dienen der Erweiterung des Modellsystems (Kapitel 4). Insbesondere soll hier der Effekt von Muschelbänken auf die Morphologie Berücksichtigung finden. Weiterhin soll das hydro-morphodynamisch-numerische Modell massenkonsistent die großräumigen Sedimenttransportpfade und das Sedimentbudget der Tideeems abbilden. Es wird anhand von Messdaten validiert und darauf ausgerichtet, belastbare Aussagen zu Herkunft und Verbleib der im System anzutreffenden und insbesondere der durch Baggergutumlagerungen bewegten Sedimente zu ermöglichen. Hierbei werden neben der Menge des umgelagerten Sedimentes auch dessen spezifische Eigenschaften (Korngrößen, sandige und schluffige Anteile) berücksichtigt.

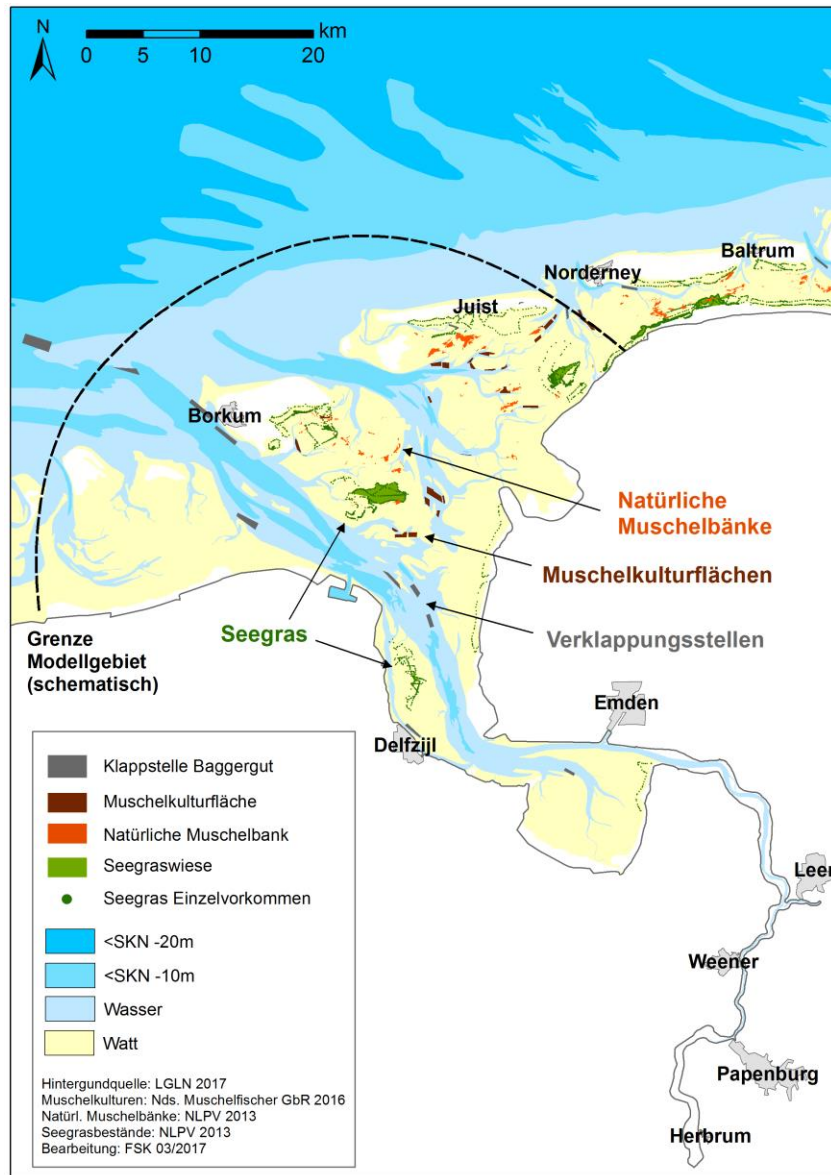


Abbildung 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet.

Durch Anwendung des hydro-morphodynamischen Modells werden Methoden zur Bewertung und ökologischen Gesamtoptimierung von Klappstellen entwickelt. Die Entwicklung erfolgt anhand exemplarischer Klappstellen im Osterems-Tidebecken und der Außenems, wobei einerseits der langfristige Verbleib verklappten Materials ausgewertet und hinsichtlich ökologischer, morphologischer und betrieblicher Aspekte bewertet werden kann. Andererseits erlaubt der großräumige Modellansatz eine gegenüber bisherigen Ansätzen verbesserte Optimierung hinsichtlich selektiver Beaufschlagung, Verlagerung der Klappstellenposition etc. unter Berücksichtigung umliegender Habitats und der langfristigen morphologischen Entwicklung des Untersuchungsgebietes. Anwendungsbeispiele des Modellsystems sind in Kapitel 5 dokumentiert.

Das im Projekt entwickelte Instrumentarium ist nicht auf das Emsästuar begrenzt, sondern soll perspektivisch auf das gesamte Niedersächsische Küstengebiet ausgeweitet bzw. eingesetzt werden. Der Modellansatz kann im gesamten deutschen Küsten- und Ästuarbereich angewendet werden.

2. Ökologischer Zustand der Muschelbänke und ihr Einfluss auf Sedimentationsdynamik und Sedimentationsraten

2.1 Einführung

Die einzelnen Habitate des Wattenmeeres werden stark durch sog. Ökosystemingenieure geprägt (Dittmann und Scheiffarth 2004). Hier spielen Muschelbänke im Eulitoral eine herausragende Rolle, da sie eines der wenigen Hartsubstrate in einer ansonsten von mobilen Sedimenten geprägten Umwelt einnehmen. Muschelbänke bedeckten im Jahr 2022 im Niedersächsischen Wattenmeer 2.400 ha und damit 1,6 % der eulitoral Zone (Adolph 2023). Ein Drittel dieser Fläche befand sich südlich der Inseln Borkum und Juist im Emsästuar (Abbildung 3). Die beiden bedeutenden und Habitat bildenden Muschelarten sind die Miesmuschel (*Mytilus edulis*, Mytilidae) und die Pazifische Auster (*Magallana gigas*, Ostreidae). Letztere ist ein Neobiot, der aus Aquakulturanlagen in den Niederlanden entwichen ist, wobei die Einwanderung in das Niedersächsische Wattenmeer 1998 wahrscheinlich durch Larvendrift erfolgte (Wehrmann et al. 2000). Die Miesmuschel ist aufgrund ihrer wichtigen ökologischen Funktionen ein prioritäres Schutzobjekt im Nationalpark, und die Miesmuschelfischerei, das Anlegen von Miesmuschelkulturen und die Besatzmuschelfischerei sind streng geregelt (NWattNPG 2022, Bewirtschaftungsplan). Miesmuscheln filtrieren das Wasser des Wattenmeeres innerhalb weniger Tage bis zu einem Monat und beeinflussen dadurch den Planktongehalt (Dankers und Koelemaj 1989). Folglich sind sie ein wichtiges Bindeglied zwischen Pelagial und Benthos und nehmen eine besonders wichtige trophische Stellung im Nahrungsnetz ein (Asmus et al. 1998). Sie bilden einen großen Biomassespeicher im Wattenmeer und sind eine bedeutende Nahrungsquelle für Vogelarten wie die Eiderente, den Austernfischer und die Silbermöwe (Nehls et al. 1997), aber auch für diverse Wirbellose. Beide Muschelarten bilden einen Lebensraum für andere Tier- und Pflanzenarten und können dadurch die Artenvielfalt im Wattenmeer erhöhen.

Die hohe natürliche Dynamik der Umweltparameter wie Temperatur, Sedimentbewegungen und Nahrungsverfügbarkeit, aber auch der Klimawandel (Anstieg der Wassertemperatur, Auftreten von warmen Wintern und heißen Sommern) beeinflussen die räumliche und zeitliche Variabilität der Muschelbänke bezüglich ihrer Ausdehnung, Biomasse, Gemeinschaftsstruktur und Biodiversität. Die Ausbildung von Muschelbänken wird zudem einerseits von der Hydro- und Sedimentdynamik bestimmt, umgekehrt können aber auch Muscheln einen Einfluss auf diese Dynamiken haben. Durch die Bereitstellung komplexer dreidimensionaler Strukturen können Muschelbänke Strömungen und Wellen abschwächen, Sedimente stabilisieren und ihre eigenen Wachstumsbedingungen und die vieler assoziierter Arten verändern (z.B. Christianen et al. 2017, Borst et al. 2018, van der Zee et al. 2016). Das Absetzen von Sedimenten erfolgt nur teilweise passiv und wird dabei von der Hydrodynamik beeinflusst. Wenn Miesmuscheln von Sedimenten bedeckt werden, können besonders die kleineren, noch mobilen Tiere an die Oberfläche wandern und dadurch die erneute

Erosion von Sedimenten verringern (van Leeuwen 2008). Die Möglichkeit, sich von einer Bedeckung mit Sedimenten zu befreien haben die fest zementierten Austern dagegen nicht. Muscheln tragen außerdem durch die Produktion von Fäzes und Pseudofäzes zur Ablagerung von Sedimenten bei. Dieser Vorgang wird als Biodeposition bezeichnet (van Leeuwen 2008). In der Summe führt dies zu einer Anreicherung von Sedimenten auf den Muschelbänken, der die Erosion durch Strömungen und Wind entgegengerichtet ist (Abbildung 2). Diese Sedimentations- und Erosionsprozesse wurden für Muschelbänke im Emsästuar bisher nicht untersucht.

Die Wassertrübung hat im äußeren Emsästuar durch Unterhaltungsbaggerungen und Küstenbaumaßnahmen über die Jahre hinweg zugenommen (de Jonge & Schückel 2019, Joyce et al. 2021), was sich negativ auf die Filtrationsvorgänge der Muscheln auswirken und zu einer verringerten Nahrungsaufnahme, Biomasse und Kondition der Tiere führen kann (Kjørboe et al. 1980). Dadurch wären wahrscheinlich auch Arten betroffen, die sich von Muscheln ernähren oder sie als Substrat nutzen. Eine Veränderung der Umweltfaktoren kann sich auf der Ebene des Individuums auswirken und seine allgemeine Fitness oder Kondition verändern. Zur Bestimmung der Miesmuschelkondition wird das Fleischgewicht der Muscheln in Relation zu ihrer Schalenlänge oder dem Schalengewicht gesetzt. Dieses Verhältnis gilt als Maß für den Ernährungszustand und die Wachstumsbedingungen der Muscheln an ihrem jeweiligen Standort. Bisherige Studien haben gezeigt, dass die Kondition der Miesmuscheln von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird. Diese sind zum einen die Nahrungsverfügbarkeit und die Wassertemperatur (Van Beusekom et al. 2009, Hoonkoop & Beukema 1997). Auch die Lage einer Muschelbank im jeweiligen Tidebecken oder Rückseitenwatt und damit verbundene Unterschiede in der Strömung und der Trübung des Wassers mit Feinpartikeln spielen in diesem Zusammenhang vermutlich eine große Rolle. Welchen Einfluss die im Wattenmeer konkret herrschenden, sehr hohen Konzentrationen von Schwebstoffen im Wasser haben, ist nicht hinreichend bekannt.

In der vorliegenden Studie wurden 1. die Sedimentations- und Erosionsraten für Muschelbänke im Emsästuar in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung bestimmt, 2. der Einfluss der Muschelbänke auf die Sedimentationsdynamik und Sedimentzusammensetzung untersucht, 3. die Biomasse und Biodiversität des Makrozoobenthos der Muschelbänke ermittelt, 4. der Ernährungszustand und die Wachstumsbedingungen anhand der Miesmuschelkondition bestimmt, und 5. der ökologische Zustand der Muschelbänke auf Basis der großräumigen Sedimentdynamik bewertet. Hierfür wurden exemplarisch Untersuchungen auf drei Muschelbänken im Emsästuar durchgeführt (Abbildung 3 und Abbildung 4) sowie Modellierungsergebnisse herangezogen.

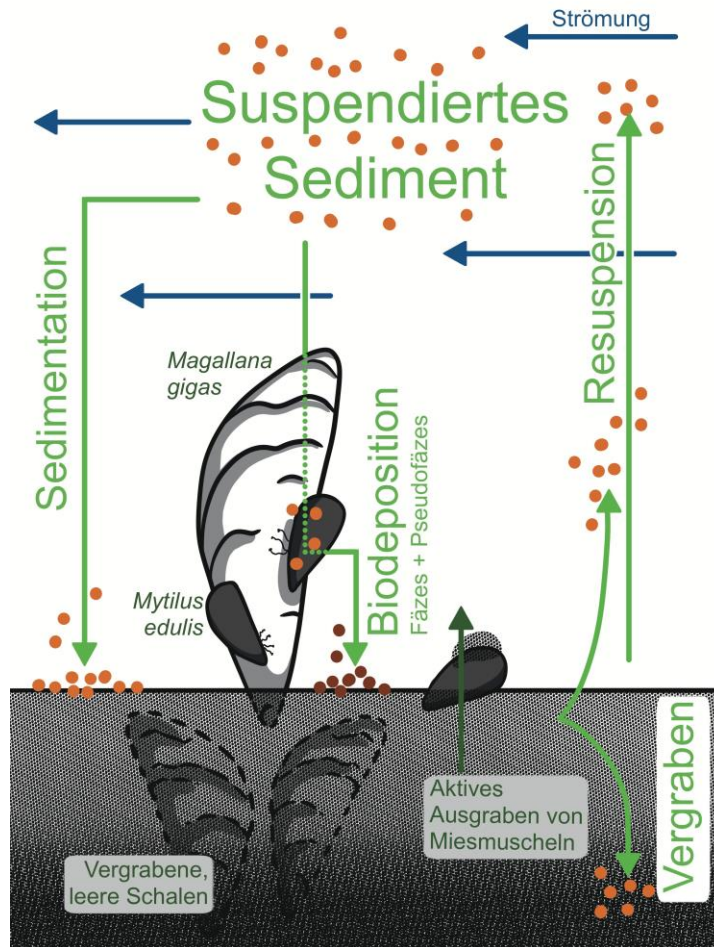


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Sedimentations- und Erosionsprozesse auf einer Muschelbank (*Magallana gigas* + *Mytilus edulis*) (Grafik NLPV). Sedimentation und Resuspension und die Verfügbarkeit von Sediment in der Wassersäule sind dabei unter anderem abhängig von der Strömung. Biodeposition von Fäzes und Pseudofäzes werden durch Muscheln hervorgerufen. Miesmuscheln beeinflussen außerdem durch aktive Bewegung an die Sedimentoberfläche, ob Sedimente vergraben werden oder wieder in die Wassersäule eintreten (van Leeuwen 2008).

2.2 Methodik

2.2.1 Probenahmedesign

Die Untersuchungen erfolgten auf den drei Muschelbänken Randzel 1, Randzel 2 und Nordland (Abbildung 3 und Abbildung 4). Auf jeder Bank wurden 12 Stationen entlang eines Transektes von Ost (Station S1) nach West (S12) beprobt. Die Länge der Transekte betrug 750 m (Randzel 1), 540 m (Randzel 2) und 700 m (Nordland). Am Standort Randzel 2 wurde der Transekt auf zwei Muschelbänke aufgeteilt. An jeder der Stationen wurden zwei Habitate unterschieden. Die von Muscheln besiedelten Bereiche der Bank stellen das Habitat „Beet“ dar, die dazwischenliegenden Sedimentbereiche ohne Muschelbesiedlung das Habitat „Lücke“ (Abbildung 5). Weitere 12 Stationen befanden sich auf den Wattflächen (Habitat „Watt“) im Norden („Watt N“: S13 – S18) und Süden („Watt S“: S19 – S24) der Muschelbänke Randzel 1 und Nordland

im Abstand von 100 m zu ihrem Rand. Die Wattstationen wurden bei der Bank Randzel 2 alle im Norden platziert, da im Süden ein größerer Priel verläuft. Daher werden für das Watt die Stationen im westlichen Teilbereich („Watt W“: S13 – S18) und östlichen Teilbereich („Watt O“: S19 – S24) unterschieden. Um den Einfluss der Entfernung der Messstation zur Muschelbank Randzel 1 auf die untersuchten Parameter abschätzen zu können, wurden an der Station S15 zwei zusätzliche Stationen im Abstand von 50 m (S15-50) und 200 m (S15-200) zur Muschelbank installiert.

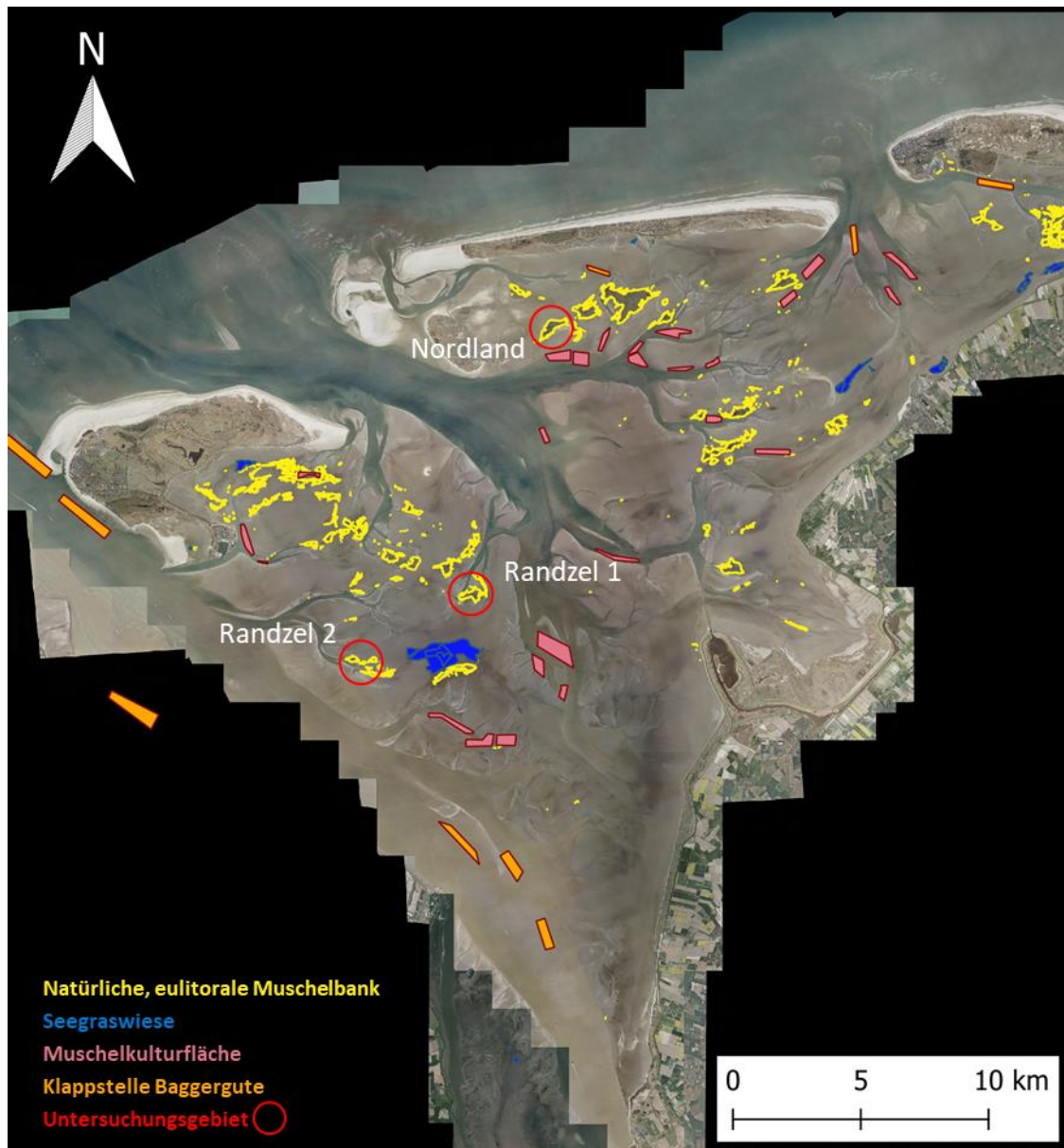


Abbildung 3: Lage der untersuchten Muschelbänke Randzel 1, Randzel 2 und Nordland im Emsästuar. Zusätzlich dargestellt sind Seegraswiesen, Muschelkulturflächen und Verbringstellen. Hintergrund: Luftbildbefliegung 2021 und 2022 (NLWKN, NLPV & WSV).

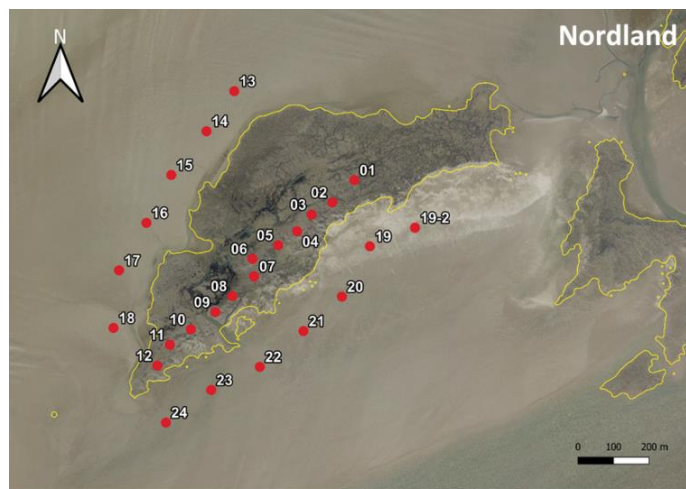
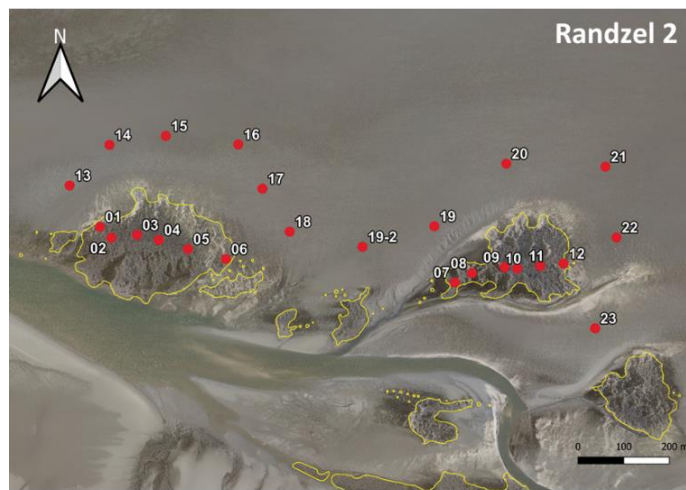
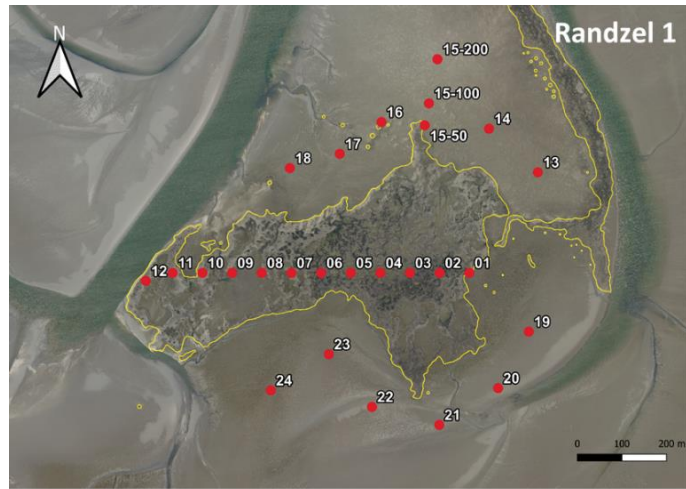


Abbildung 4: Luftbilder der drei Bänke mit den Stationen entlang der Transekte und auf den Wattflächen. Hintergrund: Luftbildbe-
fliegung 2021 und 2022 (NLWKN, NLPV & WSV).



Abbildung 5: Darstellung der Habitate „Beet“ mit Muschelbesiedlung und „Lücke“ ohne Muschelbesiedlung.

2.2.2 Sedimentations- und Erosionsraten

Die Messungen des Sedimentauftrags und -abtrags wurden alle zwei bis drei Monate von Mai 2019 bis August 2023 (Muschelbank Randzel 1), August 2020 bis April 2024 (Nordland) und Juli 2023 bis Mai 2024 (Randzel 2) an allen Stationen durchgeführt. Alle Probenahmeterminen und die durchgeführten Beprobungen und Messungen befinden sich im Anhang A1. Die Messungen erfolgten entlang der Banktransekte zwischen den Muscheln (Habitat Beet) und in den Lücken zwischen den Beeten (Habitat Lücke), sowie auf den Wattflächen (Habitat Watt).

Zur Messung von Sedimentakkumulation und Erosion wurden Sedimentation-Erosions-Balken (nachfolgend SEBs genannt), Sedimentation-Erosions-Stangen (SESSs), ein Lasterdistanzmessgerät (Leica DISTO D8, Genauigkeit $\pm 1,0$ mm) und ein Holzstab von 1m Länge mit einer kleinen Holzplatte verwendet. Die SEBs wurden in den Lücken und auf den Wattflächen installiert und die Eisenstäbe (1,5 m Länge) so tief eingeschlagen, dass sie zu Beginn der Messungen 30 cm über der Sedimentoberfläche aufragten (Abbildung 6). Der Messbalken hatte eine Länge von 2 m und 19 Messlöcher mit Abständen von 10 cm zueinander. Der Holzstab wurde in jedes Messloch der SEBs eingeführt und ganz vorsichtig auf dem Sediment aufgesetzt, dann wurde das Lasergerät auf den Balken aufgesetzt und der Abstand von der Balkenoberfläche bis zur kleinen Holzplatte in 1 m Höhe über der Sedimentoberfläche gemessen. Diese Methode stellte sich als besser geeignet heraus als das Messen mit dem Lasergerät vom Balken nach unten zur Sedimentoberfläche, da sie auch durchführbar ist, wenn auf der Muschelbank ein wenig Wasser steht.

Für die Muschelbeete wurden SESSs verwendet. In diesem Habitat sind SEBs nicht geeignet, da Muscheln unter den meisten Messlöchern wachsen würden und damit der Abstand zur Sedimentoberfläche nicht messbar wäre. An jeder Station wurden sechs SESSs in einer Reihe im Abstand von 1 m zueinander zwischen den Muscheln installiert. Zur Messung wurde der Holzstab parallel zur Messtange gehalten und der Abstand von der Spitze der Messtange bis zur Holzplatte in 1 m Höhe über der Sedimentoberfläche gemessen.

Die Messungen erfolgten nach Möglichkeit alle zwei Monate. Dabei wurden die Messtage so ausgewählt, dass die Arbeiten zu Niedrigwasser bei Tageslicht durchführbar waren, der Wasserstand nicht höher als 35 cm über dem mittleren Niedrigwasser lag und der Wind nicht mehr als 5 Bft betrug. Die Zeitfenster zum Arbeiten lagen je nach Muschelbank und Wetterbedingungen zwischen 3 und 4,5 Stunden. Der Abstand zwischen den Messungen betrug 2 bis 3 Monate, weil Stürme und zu hohe Wasserstände mögliche Messtage einschränkten. An Tagen mit besonders hohem Wasserstand mussten an einzelnen Stationen die Messungen zeitaufwändiger mit einem Zollstock durchgeführt werden. In einer Voruntersuchung wurden mehrere Vergleiche von Messungen mit dem Lasergerät und einem Zollstock durchgeführt und ergaben, dass beide Messmethoden zu denselben Ergebnissen führen (statistischer Vergleich der Messwerte: $p > 0,05$). An manchen Tagen konnten einzelne Stationen aufgrund zu hohem Wasserstandes gar nicht gemessen werden.



Abbildung 6: Messung von Sedimentauftrag und -abtrag mit einer Sedimentation-Erosions-Stange (SES; links und Mitte) und einem Sedimentation-Erosions-Balken (SEB; rechts).

2.2.3 Sedimentzusammensetzung

Eine Beprobung der Oberflächensedimente erfolgte an allen Stationen in den drei Habitaten Beet, Lücke und Watt. Diese Probenahmen wurden im Abstand von wenigen Metern zu den Messtangen durchgeführt. Dazu wurden mit einem Löffel jeweils die obersten 5 mm des Sedimentes von verschiedenen Stellen gesammelt, um pro Station und Habitat eine Poolprobe zu erhalten. Die Proben wurden bis zum Weitertransport zur Universität Kiel eingefroren.

Im Sedimentlabor der AG Küstengeologie und Sedimentologie am Institut für Geowissenschaften der Universität Kiel wurden die Sedimentproben aufbereitet, mit einem Laser-Diffraktometer gemessen und statistisch ausgewertet. Die Aufbereitung beinhaltete eine chemische Vorbehandlung zur Entfernung organischer Substanzen und Kalk (Muschelschill) durch HCl und H₂O₂. Die Vermessung erfolgte jeweils in 10

Durchgängen mit einem Beckmann LS 13320 Particle Size Analyzer. Analysen der Korngrößenstatistik wurden mit eigener Software durchgeführt und visualisiert (Abbildung 7).

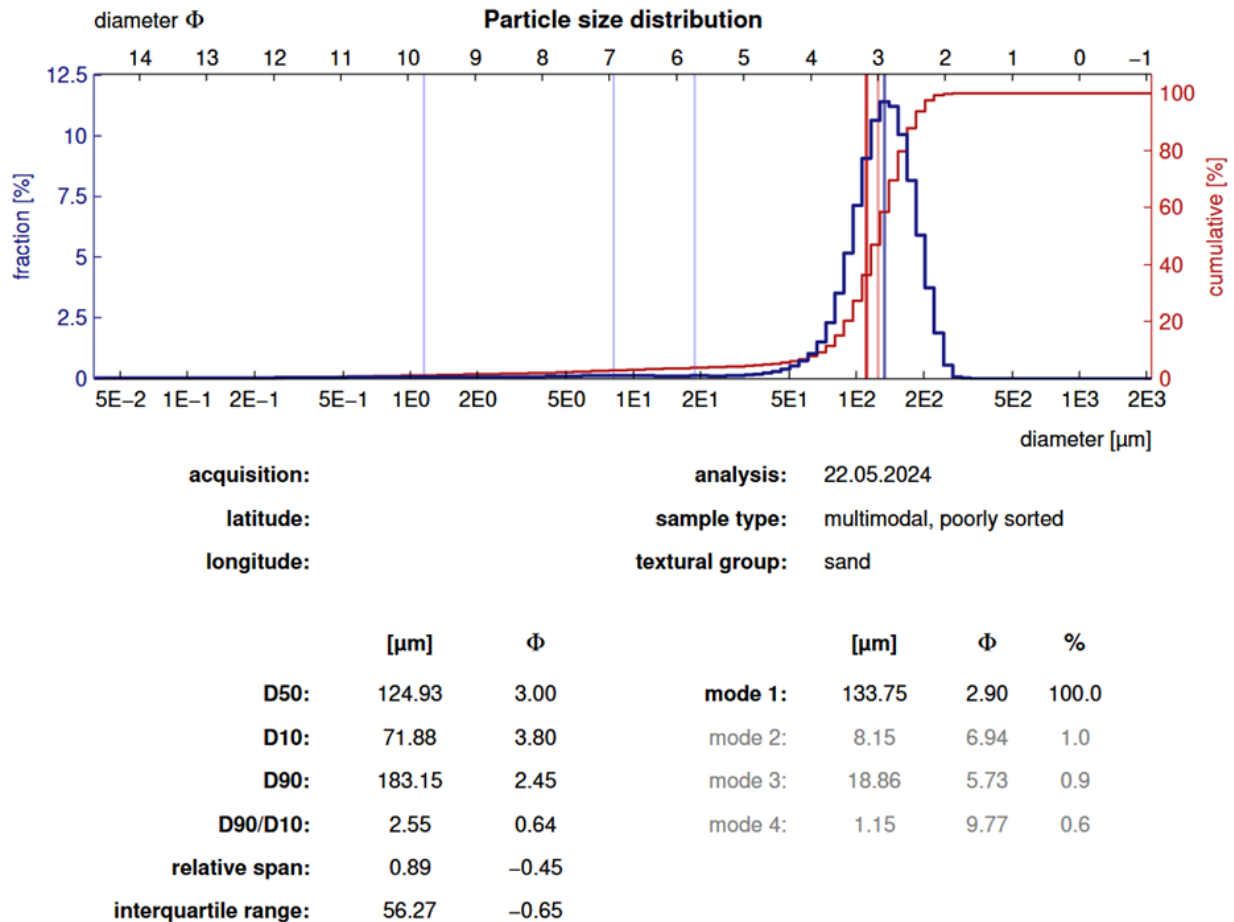


Abbildung 7: Beispiel für Sedimentauswertung. Hier sandiges Sediment der Sandbank Randzel 1.

2.2.4 Biomasse, Biodiversität und Miesmuschelkondition

Zur Bestimmung der benthischen Biodiversität und Biomasse der Muschelbänke wurden 2019, 2020 und 2023 Benthosproben entlang der Transekte an allen 12 Stationen sowohl von den Muschelbeeten als auch in den Lücken genommen. Alle Probenahmetermine befinden sich im Anhang (Tabelle 3). Die Beprobung erfolgte mit Stechzylindern aus Stahl mit einer Höhe von 20 cm und einem Innendurchmesser von 14,8 cm. Die Proben wurden vor Ort vorsichtig im Meerwasser gesiebt und die Tiere in Kunststoffbeutel überführt. Die Siebe hatten eine Nylongaze mit einer Maschenweite von 1 mm. Bis zur Bearbeitung wurden die Proben gefroren gelagert.

Um die Kondition der Miesmuscheln zu ermitteln, wurden auf den Bänken Nordland und Randzel 2 zwischen April 2023 und Februar bzw. Mai 2024 Miesmuscheln gesammelt. Hierfür wurden Tiere von 5 – 6 Größenklassen mit jeweils 10 – 15 Individuen an den Stationen 1, 2, 3, 10, 11 und 12 gesammelt. Ein zweiter Probensatz wurde an jeder dieser Stationen 30 m nördlich gewonnen. Daraus ergeben sich 12 Proben mit jeweils allen Größenklassen pro Muschelbank und Probenahmetermin. Tiere der folgenden Größenklassen wurden auf allen Muschelbänken gefunden: 1,5 bis <2 cm, 2 bis <3 cm, 3 bis <4 cm, 4 bis <5 cm, 5 bis <6 cm. Größere Tiere (6 bis <7 cm) waren an einzelnen Stationen und Probenahmeterminen nur mit wenigen Individuen bzw. gar nicht vertreten. Ein Abbruchkriterium war dabei die Sammelzeit von 20 min pro Station. Alle Proben wurden bis zur weiteren Bearbeitung im Labor eingefroren.

Die Biomasse- bzw. Biodiversitätsproben wurden nach dem Auftauen erneut gesiebt, um die restlichen Sedimente auszuwaschen. Alle Tiere wurden mit Hilfe eines Stereomikroskops (Leica S6E) aus den Proben gesammelt und sortiert. Polychaeten und Oligochaeten wurden bis zur Artbestimmung in 70% Ethanol aufbewahrt. Für ihre Bestimmung kam zusätzlich ein Mikroskop zum Einsatz. Folgende Literatur wurde für die Artbestimmungen verwendet: Asakura und Watanabe 2005, Fauchald (1977), Hayward & Ryland (2017), Karez et al. (2014), Stresemann (1992), Ziegelmeier (1966), Schmelz (2004). Anschließend wurde die Länge aller Tiere gemessen mit Ausnahme der Seepocken, Polychaeta und Oligochaeta. Zusätzlich wurde die Breite der Bivalvia, Gastropoda und Brachyura gemessen. Zur Analyse von Frischmasse, Trockenmasse und aschefreier Trockenmasse kamen eine Analysewaage (Sartorius BP 210 S, Ablesbarkeit $\pm 0,1$ mg), ein Trockenschrank (Heraeus Instruments UT 6120) und zwei Muffelöfen (Heraeus Thermicon P Typ 1253; Nabertherm Mod 10 7) zum Einsatz. Der Weichkörper der Bivalvia und Gastropoda wurde herauspräpariert und getrennt von der Schale gewogen. Alle Tiere wurden für mindestens 48 Stunden bei 60 °C getrocknet und gewogen (Trockenmasse), bei 520 °C für 5 Stunden vermuffelt und erneut gewogen. Zwischen den einzelnen Arbeitsschritten wurden die Tiere im Exsikkator aufbewahrt. Zur Berechnung der aschefreien Trockenmasse wurde die Masse der Asche von der Trockenmasse abgezogen.

Der Konditionsindex der Miesmuscheln wurde für jede Probe bestehend aus den 10 – 15 Individuen der 5 – 6 Größenklassen bestimmt. Hierfür wird die Masse des Weichkörpers (W als aschefreie Trockenmasse) in Relation zur Schalenlänge (L) gesetzt. Diese Längengewichtsbeziehung folgt einer nicht-linearen Beziehung: $W = a * L^b$. Dabei ist der a-Wert dimensionslos und dient als Maß für den Gewichtszustand der Muscheln einer Bank. Für den Vergleich unterschiedlicher Populationen wird der b-Wert konstant auf 2,8 gesetzt. Der a-Wert wurde für jeden Probenahmetermin pro Station berechnet. Anschließend wurden für beide Muschelbänke die a-Werte der Stationen 1, 2 und 3 mit denen der Stationen 10, 11 und 12 verglichen, um die räumliche Variabilität pro Bank zu ermitteln.

Damit ein Vergleich der Muschelkondition dieser Studie mit der aus dem niedersächsischen Muschelmonitoring möglich ist (Adolph 2023), wurde im Mai 2024 auf der Muschelbank Randzel 2 an Station 3 eine zusätzliche Probe Miesmuscheln mit den sechs Größenklassen entnommen, um Frischgewicht, und Kochgewicht zu ermitteln. Hierfür wurden die Muscheln abgetupft und einzeln gewogen. Dann wurde der Weichkörper aus der Schale gelöst, abgetupft und Weichkörper und Schale einzeln gewogen. Anschließend wurden Weichkörper und Schale 5 min gekocht, abgetupft und gewogen. Daraus wurde der Konvertierungsfaktor für die Umrechnung des Frischgewichtes in das Kochgewicht der Weichkörper bestimmt. Anhand der damit erneut berechneten a-Werte erfolgte ein Vergleich der Bänke Nordland und Randzel 2 mit weiteren Muschelbänken entlang der niedersächsischen Küste basierend auf Daten von 2021 (Adolph 2023, Nestler 2022).

Alle Laborarbeiten fanden in den Laboren der Geoökologie des Instituts für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM) der Universität Oldenburg im Terramare in Wilhelmshaven statt. Aufgrund mangelnder Laborkapazität in 2023 konnten die Benthosproben aus 2023 und die Proben für den Konditionsindex aus 2023 noch nicht vollständig ausgewertet werden. Die weiteren Analysen werden über das Projektende hinaus erfolgen. Die vorliegenden Daten fließen jedoch in diesen Bericht ein.

2.2.5 Größe der Muschelbänke und Umweltparameter

Die Länge, Breite und Fläche jeder Muschelbank sowie die Abstände von der Mitte jeder Muschelbank zu den Verbringstellen K5 und K7 wurden anhand von Luftbildern aus den Jahren 2019 und 2022 (Auflösung von 10 cm x 10 cm) ermittelt und dafür die Software QGIS (Version 3.22.8) genutzt. Das Verhältnis der von Muscheln besiedelten Flächen (Habitat Beet) zu den Flächen ohne Muscheln (Habitat Lücke) wurde jährlich bestimmt, indem jeder Transekt abgelaufen und jeweils die Schritte auf den Muscheln und die in den Lücken mit einem Klickzähler gezählt wurden. Zusätzlich wurden 2023/2024 an jeder der 12 Stationen die Länge und Breite der Lücken, in denen die SEBs standen, mit einem Maßband vermessen.

Die Wassertemperatur wurde bei jeder Probenkampagne in den Lücken entlang der Transekte (Stationen 1, 5, 9, 12), in kleinen Mulden im Watt (Stationen 15, 21) und am Standort des Bootes gemessen. Die Sedimenttemperatur wurde in 3 cm Tiefe zwischen den Muscheln an denselben Stationen aufgezeichnet und die Lufttemperatur in etwa 1 m über der Muschelbank. An denselben Stationen wurden Wasserproben genommen und im Labor der Salzgehalt und die Leitfähigkeit mit einer Sonde gemessen (Mettler Toledo SG78 pH-/ Leitfähigkeits-Messgerät).

Der organische Gehalt und der Wassergehalt der Sedimente aller Stationen wurden einmalig auf der Muschelbank Randzel 1 im Januar 2020 bestimmt. Hierfür wurden Frischmasse, Trockenmasse und aschefreie

Trockenmasse bestimmt (Details siehe Kapitel 2.2.4). Der organische Gehalt wird durch die aschefreie Trockenmasse angegeben. Der Wassergehalt ergibt sich aus der Differenz von Frischmasse zu Trockenmasse.

2.2.6 Statistische Auswertungen

Die Analysen wurden mit folgenden Programmen vorgenommen: Excel (Microsoft Office LTSC 2021), QGIS 3.22.8, R 4.3.0 R0, R Studio 2023.06.2.561 R0, PAST 4.03 R3, Garmin BaseCamp 4.7.0 R0.

Ein Test der Daten auf Normalverteilung erfolgte mit dem Shapiro-Wilks Test und die Prüfung auf Varianzhomogenität mit dem Levenes Test. Folgende statistische Tests wurden verwendet: ANOVA, Kruskal-Wallis-ANOVA, ANOSIM, lineare und nicht-lineare Regressionen. Für alle Tests wurde ein p-Wert von $< 0,05$ für die statistische Signifikanz angesetzt.

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Sedimentations- und Erosionsraten

Die Sedimentationsrate beträgt $2,31 \pm 0,76 \text{ cm y}^{-1}$ (Mittelwert \pm Stabw) für die Muschelbank Randzel 1 (Beete und Lücken) im Zeitraum Mai 2019 bis August 2023 und $1,40 \pm 1,50 \text{ cm y}^{-1}$ für die Muschelbank Nordland im Zeitraum August 2020 bis September 2023 (Abbildung 8).

Die Wattflächen beider Muschelbänke zeigen für diese Zeiträume eine geringere Sedimentationsrate (Randzel 1: $1,09 \pm 3,29 \text{ cm y}^{-1}$; Nordland: $0,14 \pm 1,12 \text{ cm y}^{-1}$). Ein Vergleich der Sedimentation zwischen den beiden Muschelbänken getrennt nach Habitaten ergibt eine signifikant höhere Rate in den Beeten der Muschelbank Randzel 1 ($2,55 \pm 0,66 \text{ cm y}^{-1}$ vs. Nordland: $1,13 \pm 0,61 \text{ cm y}^{-1}$), während die Raten für die anderen Habitate gleich waren (Abbildung 8). Die Muschelbank Randzel 2 wurde noch nicht über einen gesamten Jahreszyklus untersucht (Juli 2023 bis Mai 2024). Die hochgerechnete Sedimentationsrate beträgt $1,82 \pm 1,91 \text{ cm y}^{-1}$ für die Beete und Lücken und $1,48 \pm 3,36 \text{ cm y}^{-1}$ für die Wattflächen. Betrachtet man alle Habitate getrennt, so zeigt sich eine deutliche höhere Sedimentation für die nördlichen als die südlichen Wattflächen (Abbildung 9).

Die Variabilität zwischen den Stationen ist für die Muschelbeete von Randzel 1 geringer als für die Lücken und Wattflächen (Abbildung 10). Eine Ausnahme bildete hier die Station S12 am westlichen Rand der Muschelbank. Hier wurden Teile der Muschelbank durch Stürme in den Wintern 2019/2020 und 2020/2021 weggespült, so dass die Ergebnisse für diese Station nicht in die Auswertung eingegangen sind. Die besonders hohe Variabilität südlich der Bank lässt sich durch einen hier verlaufenden Priel erklären, der zu stärkeren Umlagerungsprozessen von Sedimenten an den Stationen S20 bis S23 führte. Dagegen gab es für die

Wattflächen der Muschelbank Nordland keine Unterschiede zwischen den nördlichen und südlichen Stationen (Abbildung 11B).

Für die beiden Muschelbänke Randzel 1 und Nordland wird deutlich, dass die Sedimentationsrate an einigen Stationen in den Beeten und Lücken signifikant unterschiedlich, an anderen Stationen dagegen gleich war (Abbildung 10A und Abbildung 11A). Im Mittel gab es jedoch für beide Bänke keinen Unterschied zwischen diesen Habitaten. Dies zeigt sich auch in der Nettoakkumulationsrate über die Jahre (Abbildung 12A und Abbildung 13A). Die Sedimentation auf der Muschelbank Randzel 1 war im ersten und dritten Jahr des Messzeitraumes in den Beeten höher als in den Lücken, während es in den Lücken im zweiten Jahr einen stärkeren Anstieg gab. Auf der Muschelbank Nordland verlief der Sedimentzuwachs in den Beeten und Lücken sehr ähnlich.

Die teilweise starken Unterschiede zwischen einzelnen Stationen zeigen sich auch in der Sedimentakkumulation über den Messzeitraum hinweg (Abbildung 12 und Abbildung 13). Trotz dieser teilweise großen Unterschiede lassen sich für die Stationen ähnliche Muster im Zeitverlauf erkennen. So fanden die Erosionsprozesse vor allem im Winter oder zu Beginn des Frühjahrs statt. In den Beeten der Muschelbank Nordland gab es einen signifikant höheren Sedimentzuwachs im südwestlichen Bereich des Transektes gegenüber dem nordöstlichen Bereich (Abbildung 13C). Dies lässt sich durch längere Überflutungszeiten im nordöstlichen Bereich erklären.

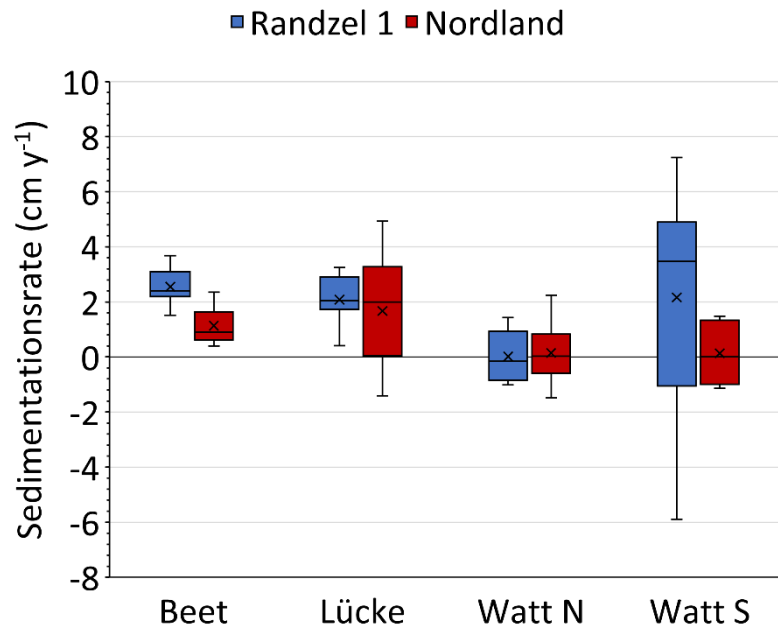


Abbildung 8: Sedimentationsrate (cm y⁻¹; Median ± Q1/Q3 ± Min/Max ohne Ausreißer; n = 12 Stationen für Beet und Lücke; n = 6 für Watt N und Watt S) für die verschiedenen Habitate der Muschelbänke Randzel 1 und Nordland im Zeitraum Mai 2019/August 2020 bis August/September 2023.

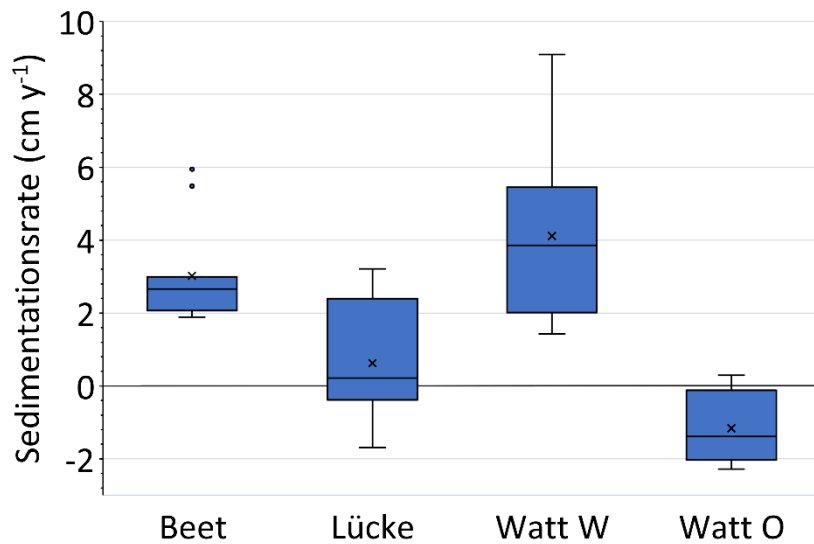


Abbildung 9: Sedimentationsrate (cm y⁻¹; Median ± Q1/Q3 ± Min/Max ohne Ausreißer; n = 12 Stationen für Beet und Lücke; n = 6 für Watt W und Watt O) für die verschiedenen Habitate der Muschelbank Randzel 2 im Zeitraum Juli 2023 bis Mai 2024.

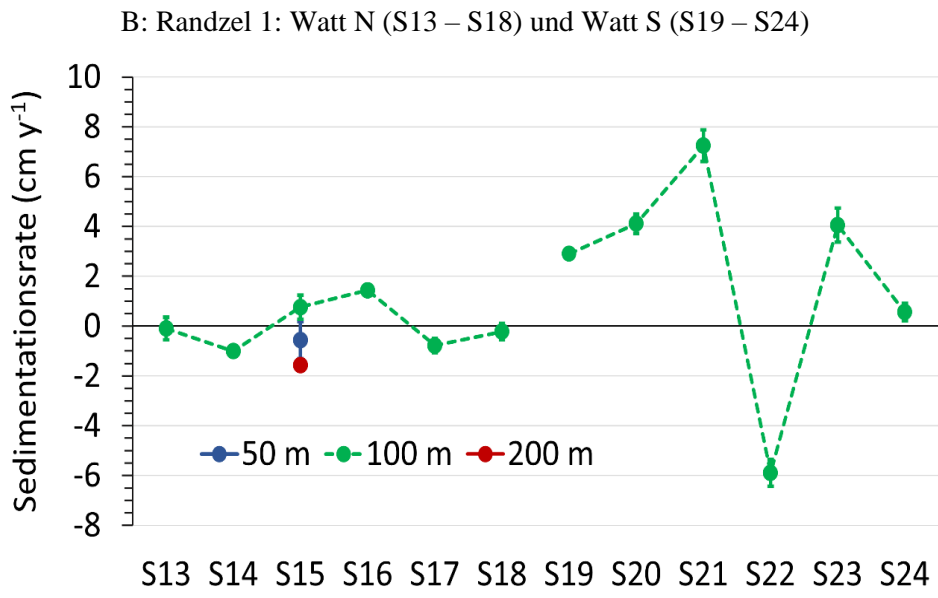
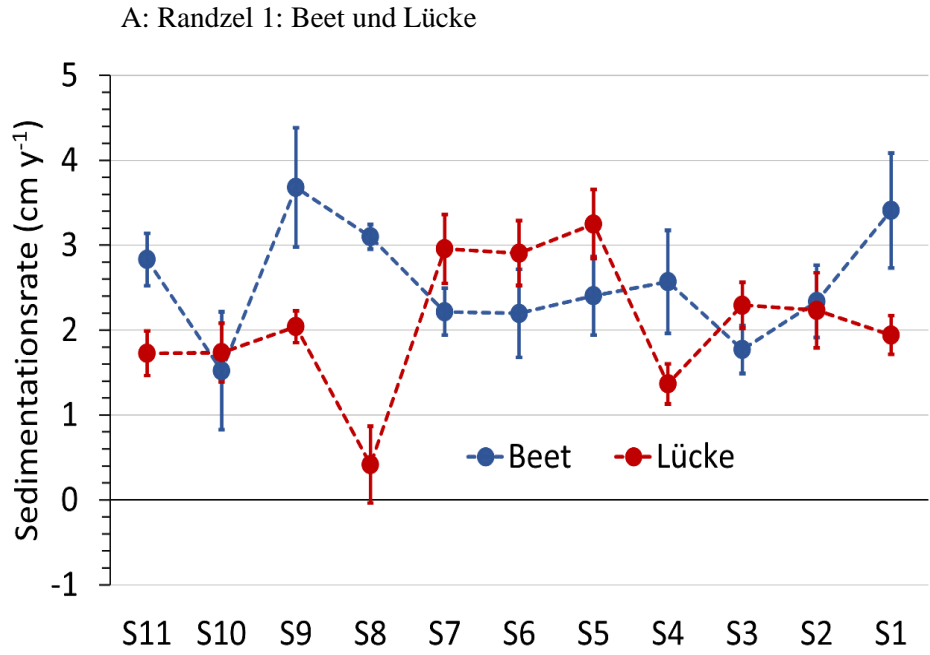
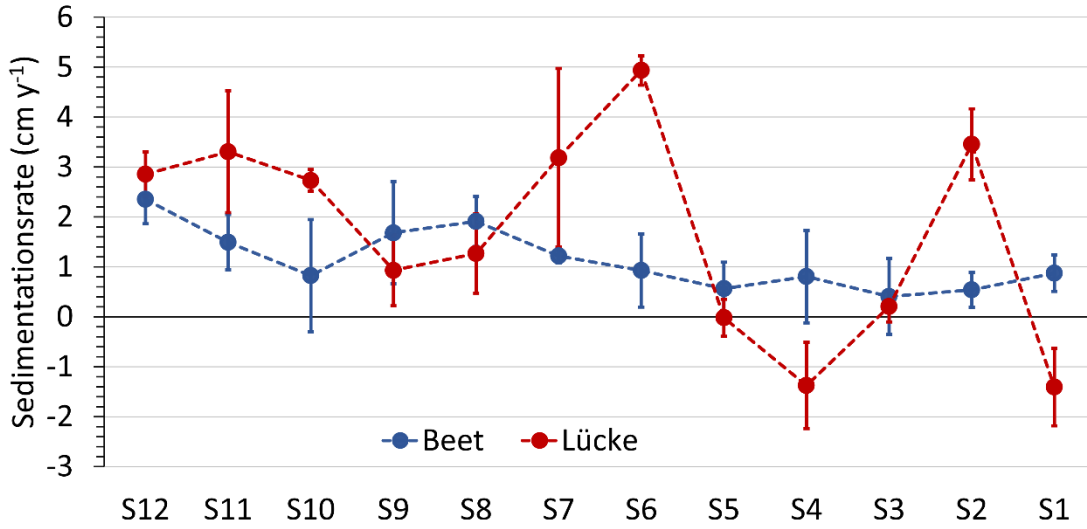


Abbildung 10: Sedimentationsrate (cm y⁻¹; Mittelwert ± Stabw) für die Stationen der Muschelbank Randzel 1 im Zeitraum Mai 2019 bis August 2023. A: Habitate Beet (n = 6 pro Station) und Lücke (n = 19 pro Station); B: Habitat Watt (n = 19 pro Station).

A: Nordland: Beet und Lücke



B: Nordland: Watt N (S13 – S18) und Watt S (S19 – S24)

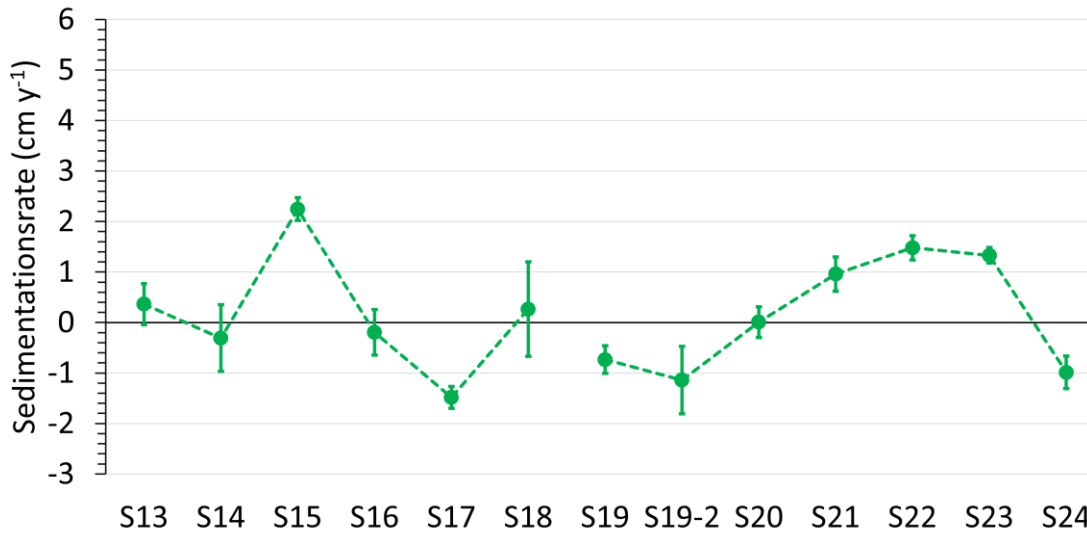


Abbildung 11: Sedimentationsrate (cm y⁻¹; Mittelwert ± Stabw) für die Stationen der Muschelbank Nordland im Zeitraum August 2020 bis September 2023. A: Habitate Beet (n = 6 pro Station) und Lücke (n = 19 pro Station); B: Habitat Watt (n = 19 pro Station).

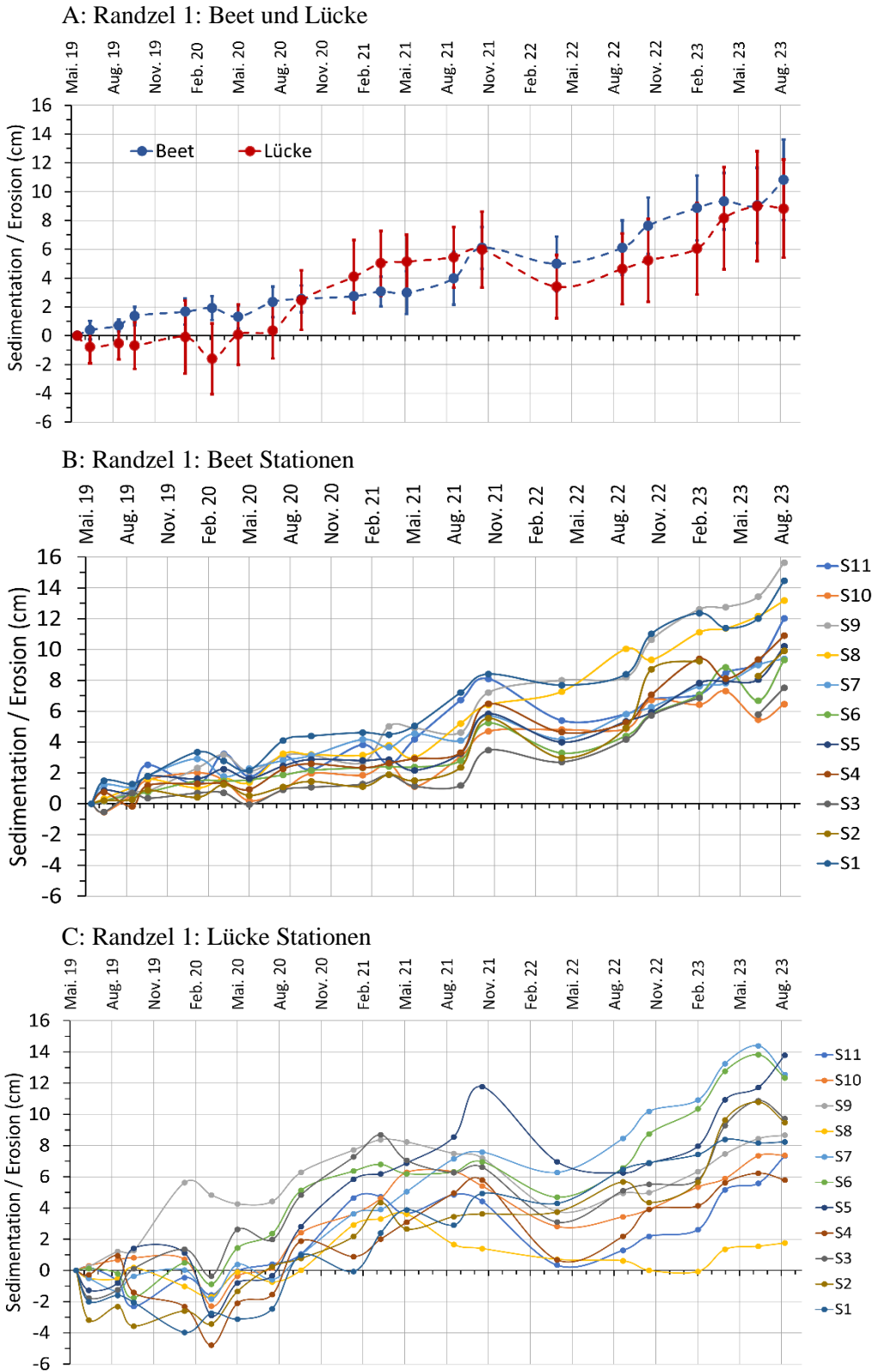
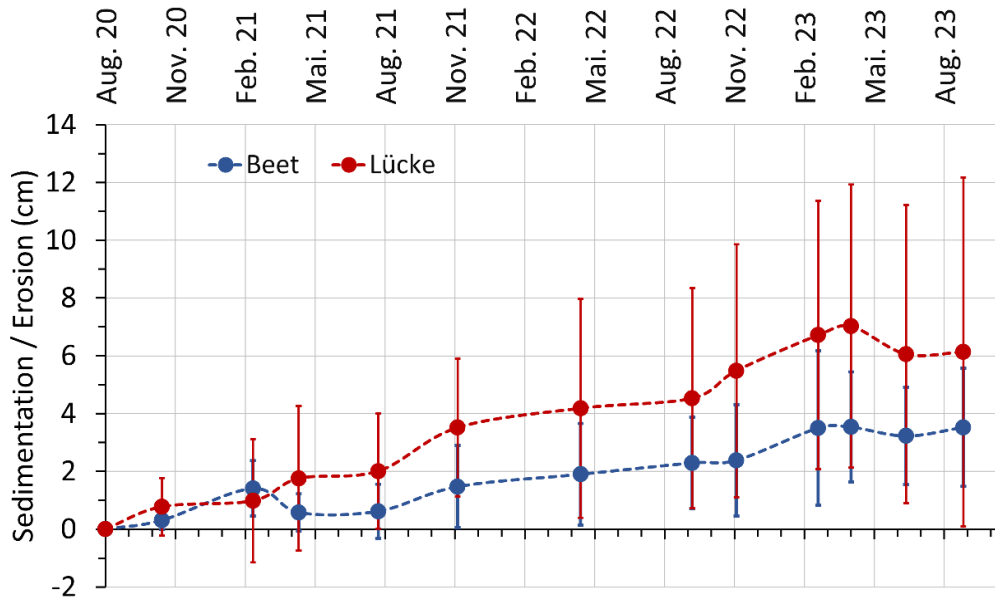
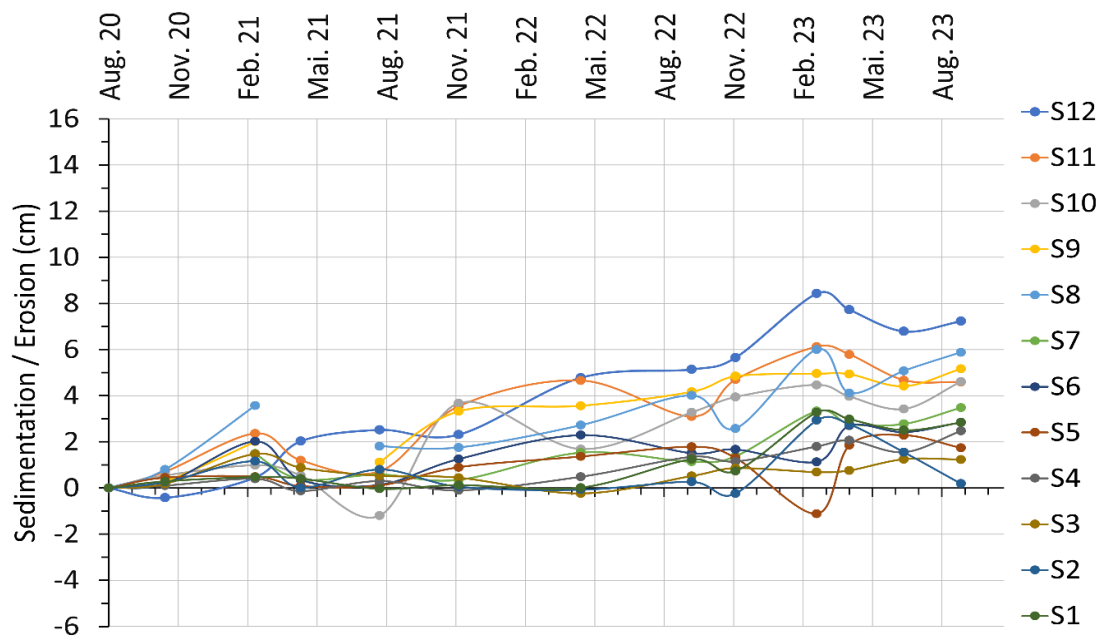


Abbildung 12: Sedimentakkumulation und -erosion in cm für die Muschelbank Randzel 1 von Mai 2019 bis August 2023. A: Habitat Beet (Mittelwert \pm Stabw; $n = 11$) und Lücke (Mittelwert \pm Stabw; $n = 12$); B: Habitat Beet pro Station (Mittelwert; $n = 6$); C: Habitat Lücke pro Station (Mittelwert; $n = 19$).

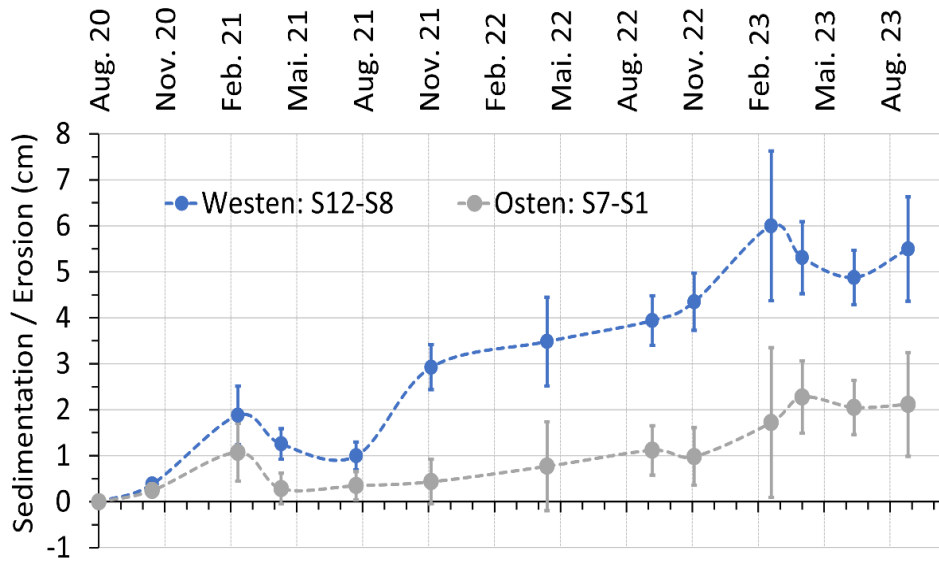
A: Nordland: Beet und Lücke



B: Nordland: Beet Stationen



C: Nordland: Beet (Osten: S1 – S7 vs. Westen: S8 – S12)



D: Nordland: Lücke Stationen

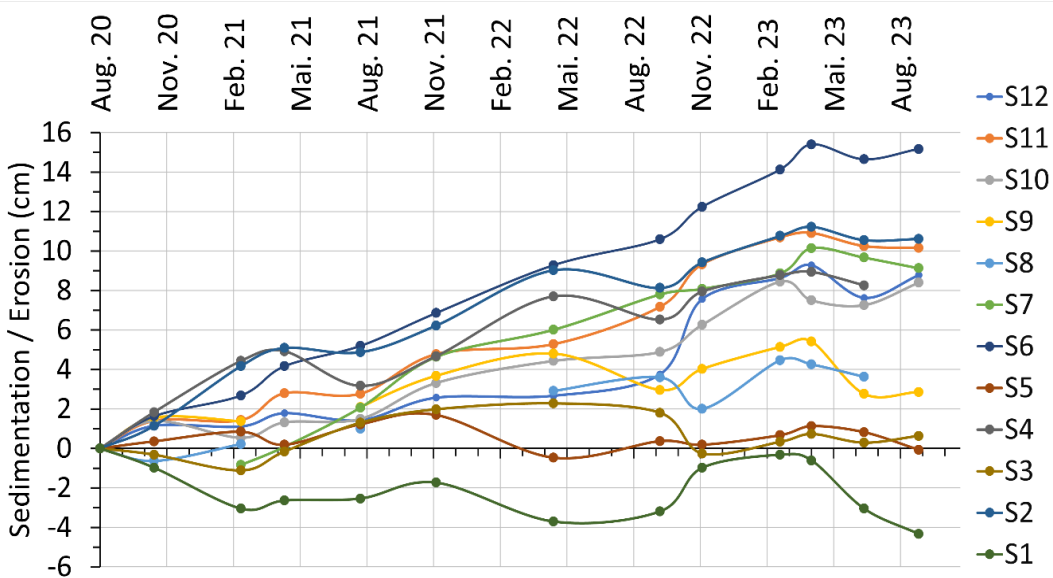


Abbildung 13: Sedimentakkumulation und -erosion in cm für die Muschelbank Nordland von August 2020 bis September 2023. A: Habitate Beet und Lücke (Mittelwert \pm Stabw; n = 12 je Habitat); B: Habitat Beet pro Station (Mittelwert; n = 6); C: Habitat Beet Stationen S1 - S7 vs. S8 - S12 (Mittelwert \pm Stabw; n = 7 bzw. 5); D: Habitat Lücke pro Station (Mittelwert; n = 19).

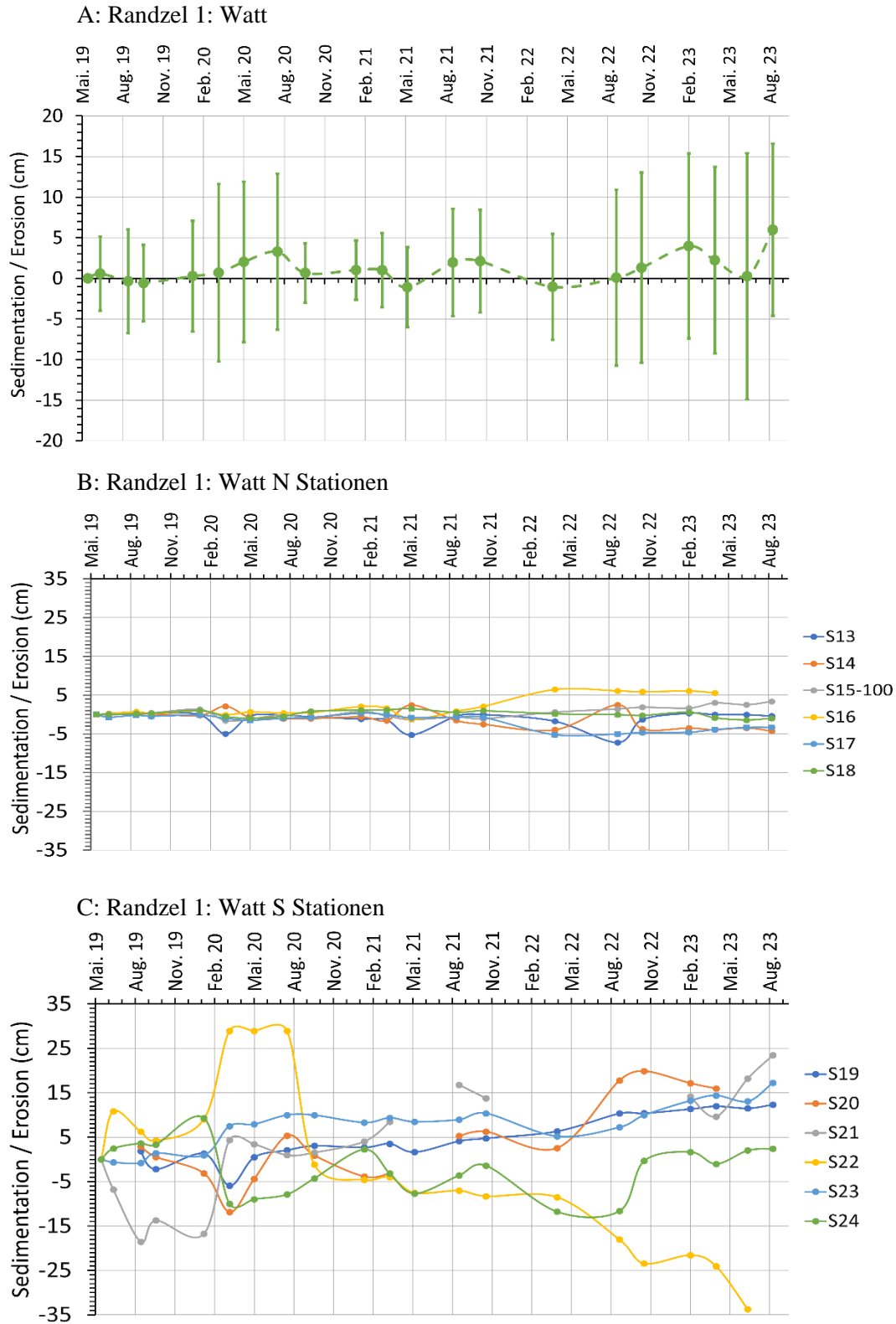


Abbildung 14: Sedimentakkumulation und -erosion in cm für die Muschelbank Randzel 1 von Mai 2019 bis August 2023. A: Habitat Watt (Mittelwert \pm Stabw; $n = 12$); B: Habitat Watt im Norden pro Station (Mittelwert; $n = 19$); C: Habitat Watt im Süden pro Station (Mittelwert; $n = 19$).

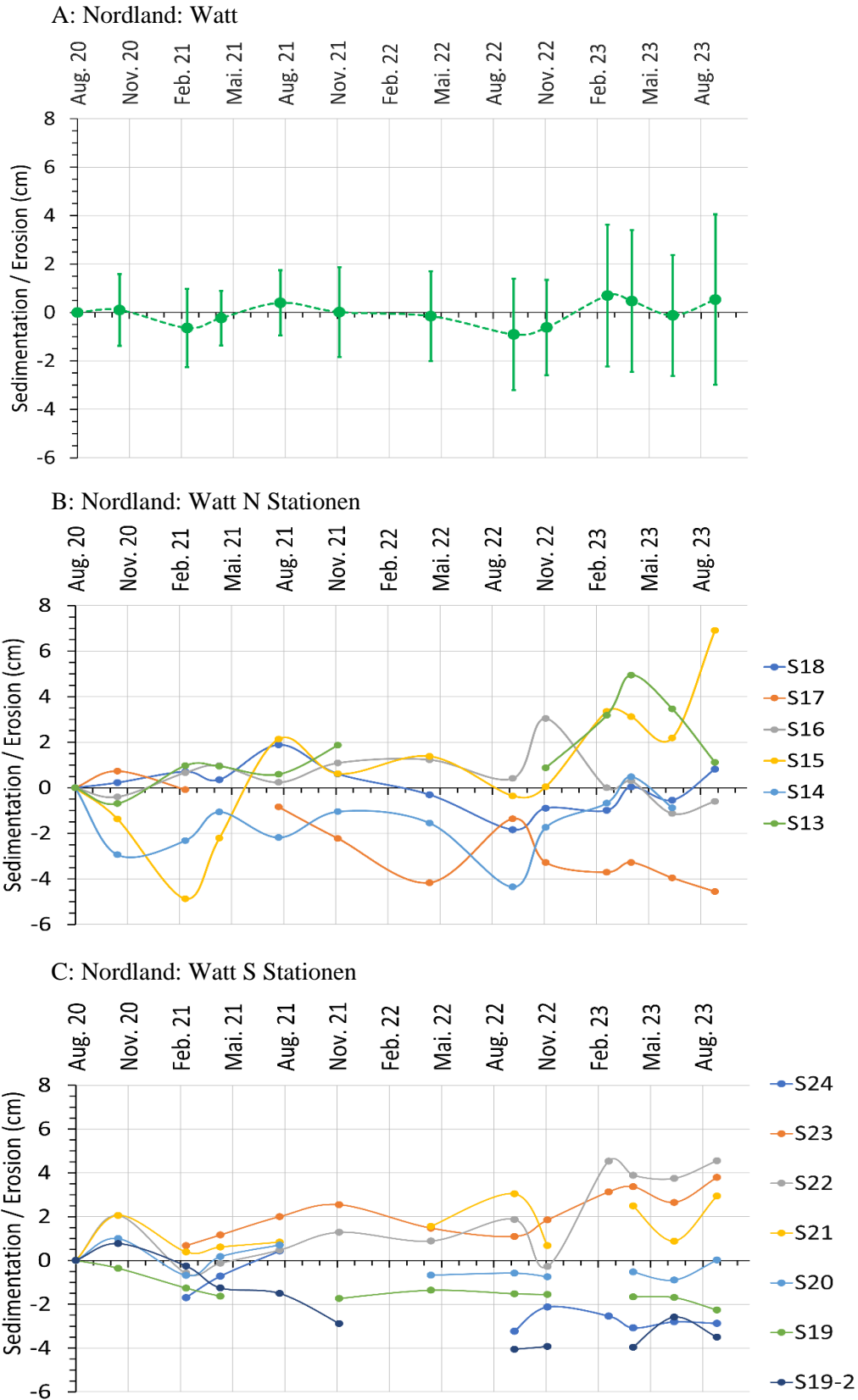
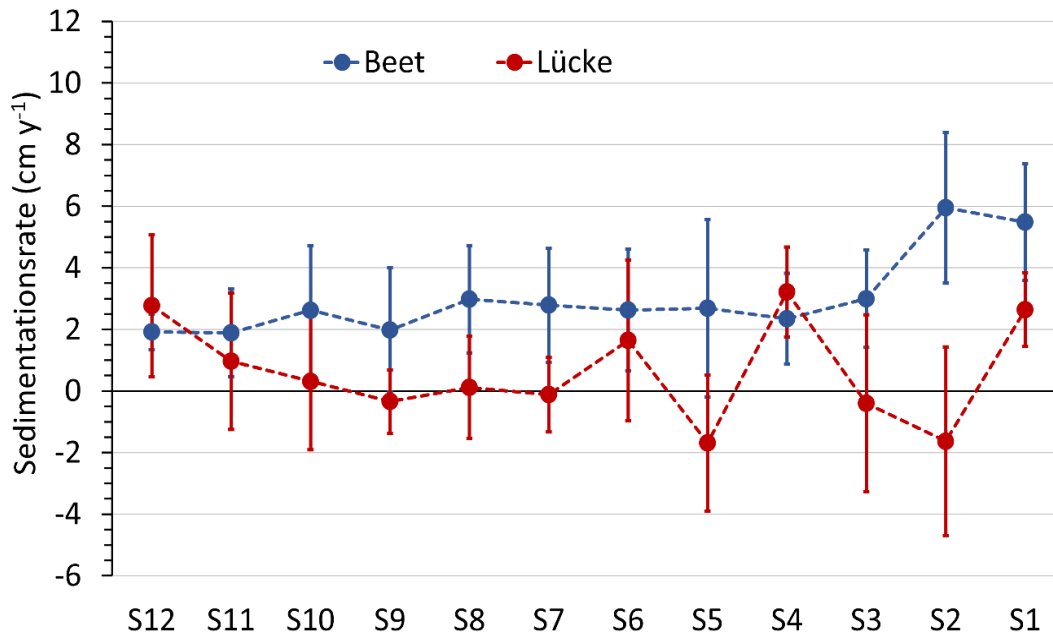


Abbildung 15: Sedimentakkumulation und -erosion in cm für die Muschelbank Nordland von August 2020 bis September 2023. A: Habitat Watt (Mittelwert \pm Stabw; $n = 12$); B: Habitat Watt im Norden pro Station (Mittelwert; $n = 19$); C: Habitat Watt im Süden pro Station (Mittelwert; $n = 19$).

Die Sedimentakkumulation im Zeitverlauf unterscheidet sich zwischen den Wattflächen im Norden und Süden der Muschelbank Randzel 1 (Abbildung 14). Im Norden befanden sich stabile, sandige Sedimente und die Oberfläche war an vielen Stationen mit Muschelschill bedeckt. Im Verlauf der Jahre konnte eine Ausbreitung der Muschelbank nach Norden beobachtet werden. Im Süden kam es vor allem an den Stationen S21, S22 und S24 zu starken Umlagerungsprozessen durch den Einfluss eines Priels (Abbildung 14c). Die Sedimentakkumulation an den drei Stationen S15-50, S15-100 und S15-200 mit unterschiedlichem Abstand zum Rand der Muschelbank zeigte von Mai 2019 bis November 2021 einen ähnlichen Verlauf mit einer etwas stärkeren Erosion in 200 m Entfernung (Abbildung 85). Anschließend kam es an S15-50 zunächst zu einer starken Erosion der Sedimente, gefolgt von einem kontinuierlichen Sedimentzuwachs bis August 2023. Im Norden und Süden der Muschelbank Nordland kam es jeweils an mehreren Stationen zu einem Nettozuwachs, an anderen Stationen zu einem Nettoabtrag im Verlauf der drei Jahre (Abbildung 15).

Die Sedimentations- und Akkumulationsraten für die verschiedenen Habitats und Stationen der Muschelbank Randzel 2 lagen in der Größenordnung derjenigen von Randzel 1 und Nordland (Abbildung 16, Abbildung 17, Abbildung 18). Da die Beprobungen von Randzel 2 erst im Juli 2023 in der Verlängerungsphase des Projektes begannen, wird kein statistischer Vergleich mit den Ergebnissen der anderen beiden Muschelbänke durchgeführt, die auf Untersuchungen von drei bzw. vier Jahren basieren. Auffällig sind aber die höheren Sedimentations- und Akkumulationsraten für die Beete im Vergleich zu den Lücken (Abbildung 16, Abbildung 17 A-C). Auf den Wattflächen kam es im Norden zu einer Nettoakkumulation mit von Westen nach Osten abnehmenden Sedimentationsraten, während mehrere Stationen im Süden eine Sedimenterosion aufwiesen (Abbildung B und Abbildung 18 B).

A: Randzel 2: Beet und Lücke



B: Randzel 2: Watt W (S13 – S18) und Watt O (S19 – S24)

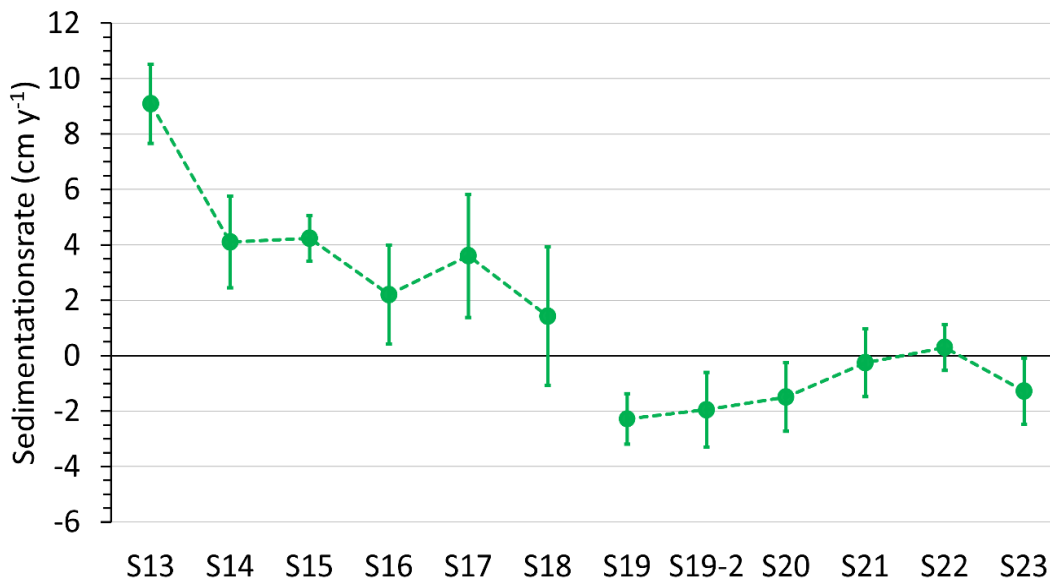


Abbildung 16: Sedimentationsrate (cm y^{-1} ; Mittelwert \pm Stabw) für die Stationen der Muschelbank Randzel 2 für den Zeitraum Juli 2023 bis Mai 2024. A: Habitate Beet ($n = 6$ pro Station) und Lücke ($n = 19$ pro Station); B: Habitat Watt ($n = 19$ pro Station).

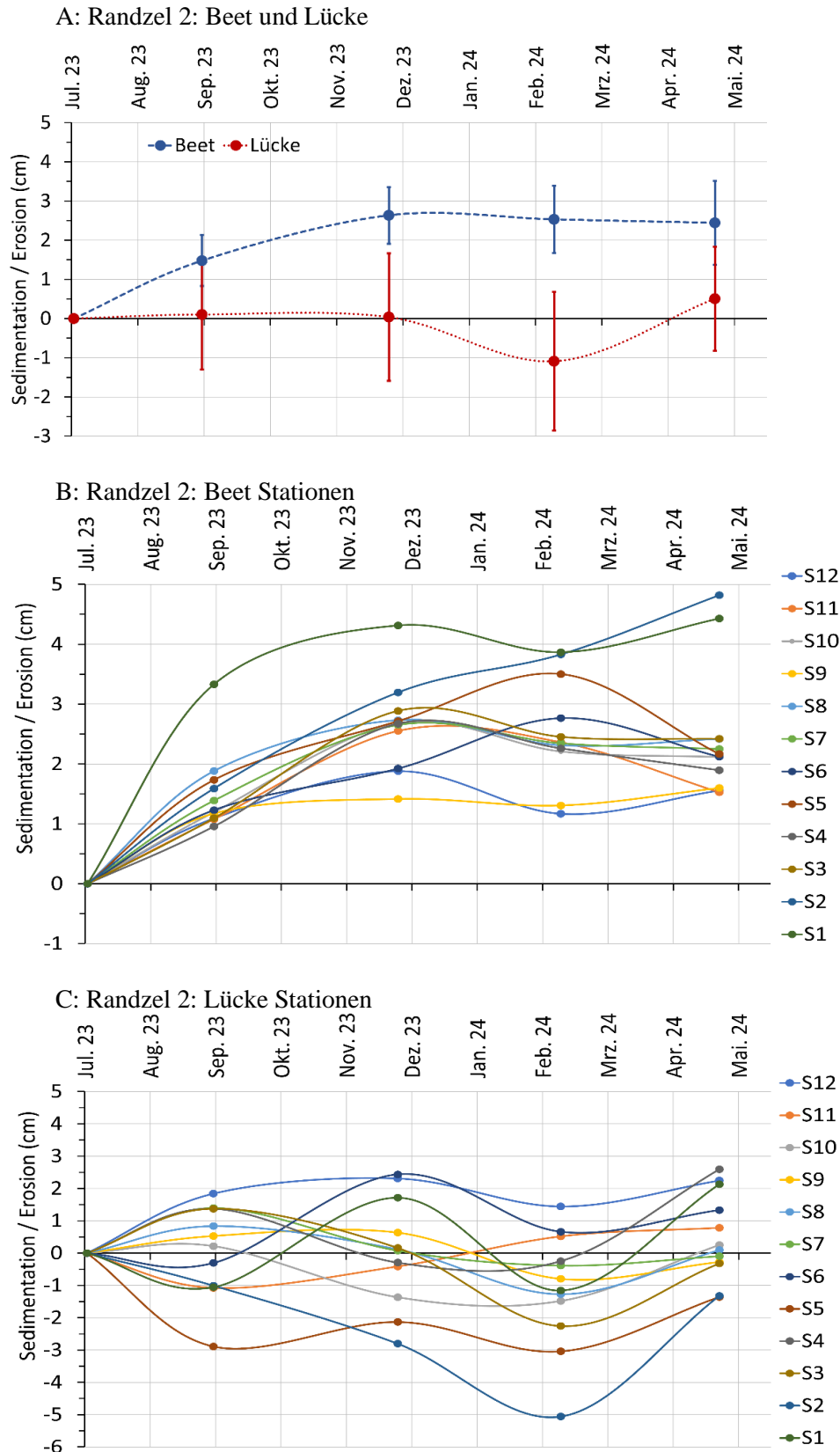
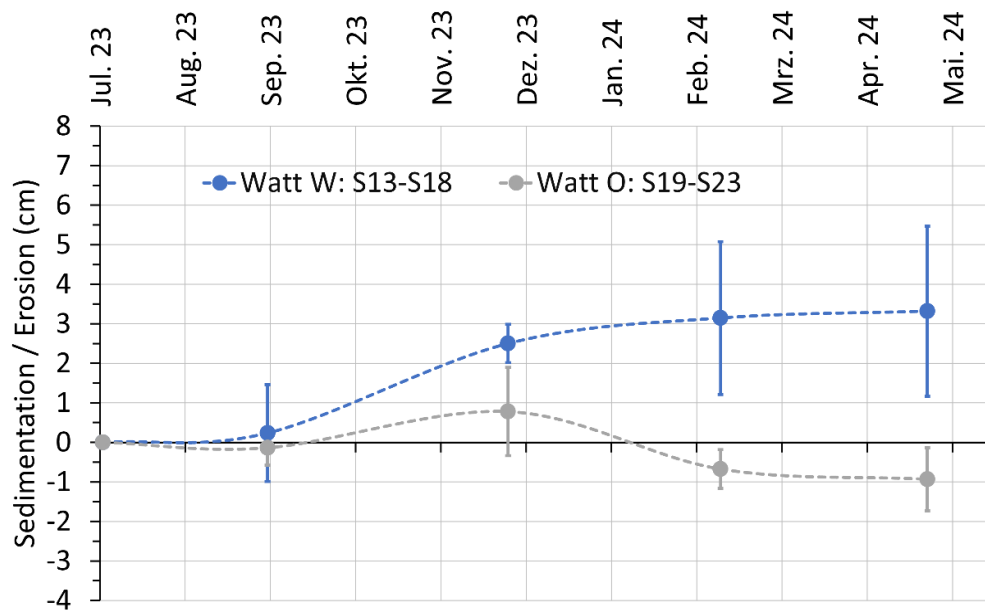


Abbildung 17: Sedimentakkumulation und -erosion in cm für die Muschelbank Randzel 2 von Juli 2023 bis Mai 2024. A: Habitate Beet und Lücke (Mittelwert \pm Stabw; $n = 12$ je Habitat); B: Habitat Beet pro Station (Mittelwert; $n = 6$); C: Habitat Lücke pro Station (Mittelwert; $n = 19$).

A: Randzel 2: Watt W und Watt O



B: Randzel 2: Watt Stationen

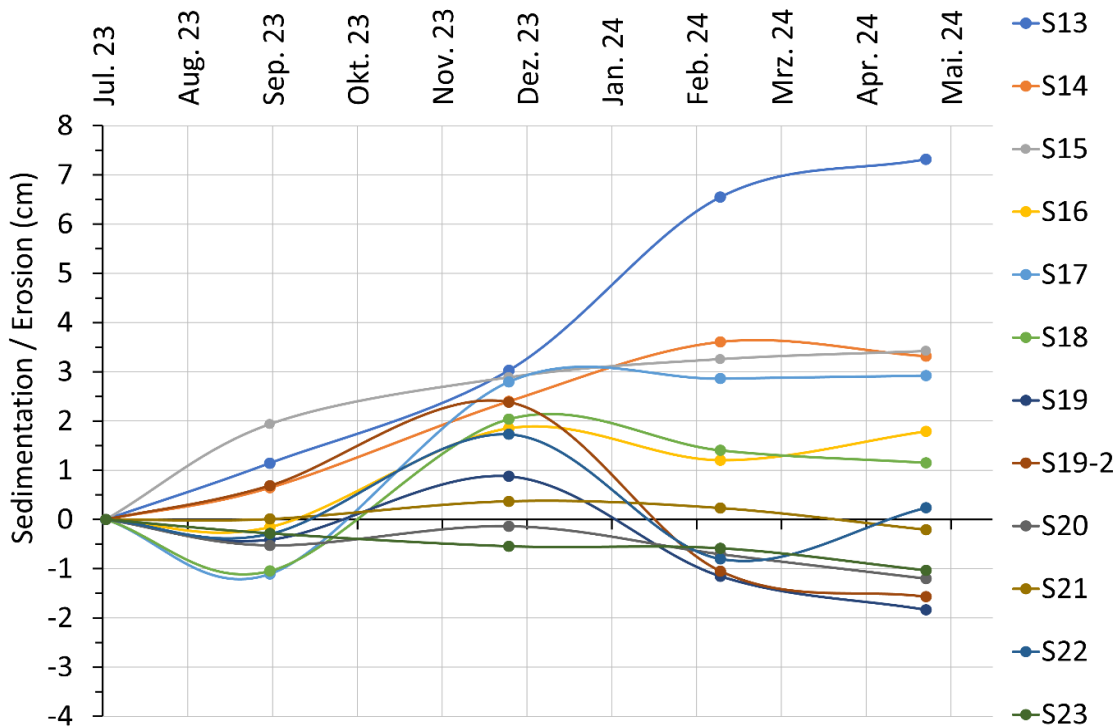


Abbildung 18: Sedimentakkumulation und -erosion in cm für die Muschelbank Randzel 2 von Juli 2023 bis Mai 2024. A: Habitate Watt W und Watt O (Mittelwert \pm Stabw; je $n = 6$); B: Habitat Watt pro Station (Mittelwert; $n = 19$).

2.3.2 Sedimentzusammensetzung

Die Zusammensetzung der Sedimente unterschied sich für alle drei Muschelbänke signifikant zwischen den Beeten/Lücken und den Wattflächen. Die Sedimente der Muschelbeete bestanden mehrheitlich aus grobem Silt, die der Lücken aus grobem Silt bis Feinsand und die der Wattflächen aus Feinsand. Exemplarisch wird der Schlickanteil der Sedimente zwischen den Muschelbänken und Habitaten verglichen (Abbildung 19). Er war in den Beet- und Lückenproben signifikant höher als in den Wattproben. An einzelnen Stationen war der Schlickanteil in den Beeten auch signifikant größer als in den Lücken, z.B. an S2, S4 und S8 der Muschelbank Randzel 1 (Abbildung 20 A). Der Schlickanteil in den Wattsedimenten war im Norden von Randzel 1 und Süden von Nordland an einzelnen Stationen erhöht (Abbildung 20).

Der zeitliche Verlauf des Schlickanteils in den Sedimenten ist in den Abbildungen 21 (Randzel 1) und 22 (Nordland) dargestellt. In den Sedimenten der Muschelbeete von Randzel 1 ist in 2019 und 2020 ein Anstieg des Schlickanteils von Mai bis März des Folgejahres erkennbar (Abbildung A). Im Frühjahr kam es dann wieder zu einem Abfall. Der höhere Anteil von Schlick im Sediment lässt sich auch im März/April aller Jahre in den Lücken von Randzel 1 sowie in allen Habitaten von Nordland im März 2021 erkennen (Abbildung 22). Diese Ergebnisse spiegeln sich auch in den saisonalen Daten für die Sedimente wider (Abbildung 23). Für Randzel 1 sind höhere Schlickanteile im Herbst und Winter und für Nordland im Winter erkennbar.

Der Korngrößenmedian D50 zeigte grundsätzlich ähnliche Unterschiede zwischen den Muschelbänken, Habitaten und Stationen wie der Schlickanteil in den Sedimenten (Abbildung 91 – Abbildung 95 im Anhang). Die überwiegende Anzahl der Sedimente aus den Beeten und Lücken hatte eine unimodale oder bimodale Verteilung. Dagegen zeigten die Sedimente der Wattflächen eine bimodale oder trimodale Verteilung. Vereinzelt wurden hier Sedimente mit bis zu sechs Modi angetroffen. Die Unterschiede des Modus zwischen den Muschelbänken, Habitaten und Stationen sowie die Unterschiede im Zeitverlauf und zwischen den Jahreszeiten sind in den Abbildung 86 – Abbildung 90 im Anhang dargestellt.

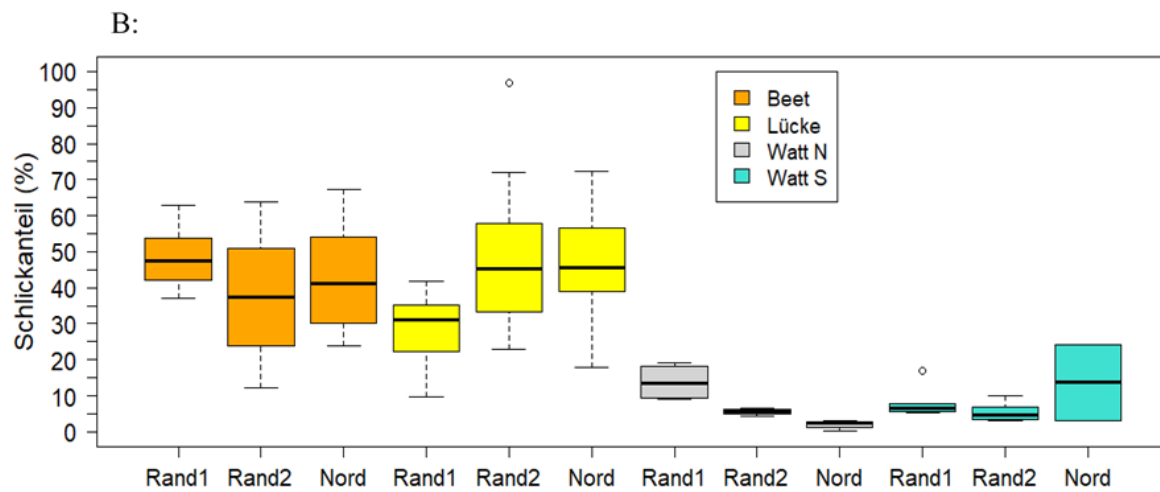
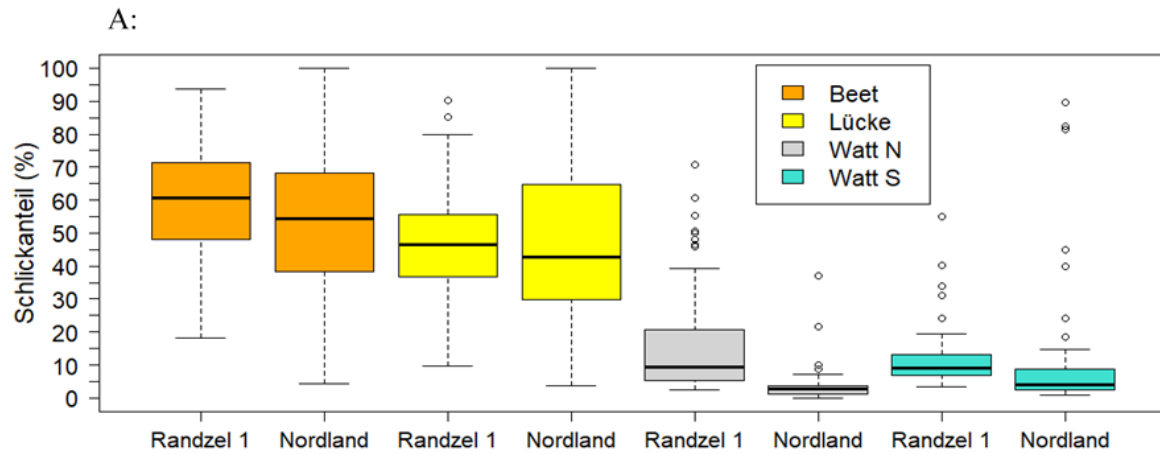


Abbildung 19: Schlickanteil der Sedimente (in %; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) für die verschiedenen Habitate. A: Vergleich der Muschelbänke Randzel 1 und Nordland für den Zeitraum Mai 2019/August 2020 bis Juni 2023 ($n = 206/93/196/78/126/46/97/38$); B: Vergleich der Muschelbänke Randzel 1, Randzel 2 und Nordland für die Probenahme im Juni/Juli 2023 ($n = 12/12/12/12/12/8/4/6/6/6/6/2$).

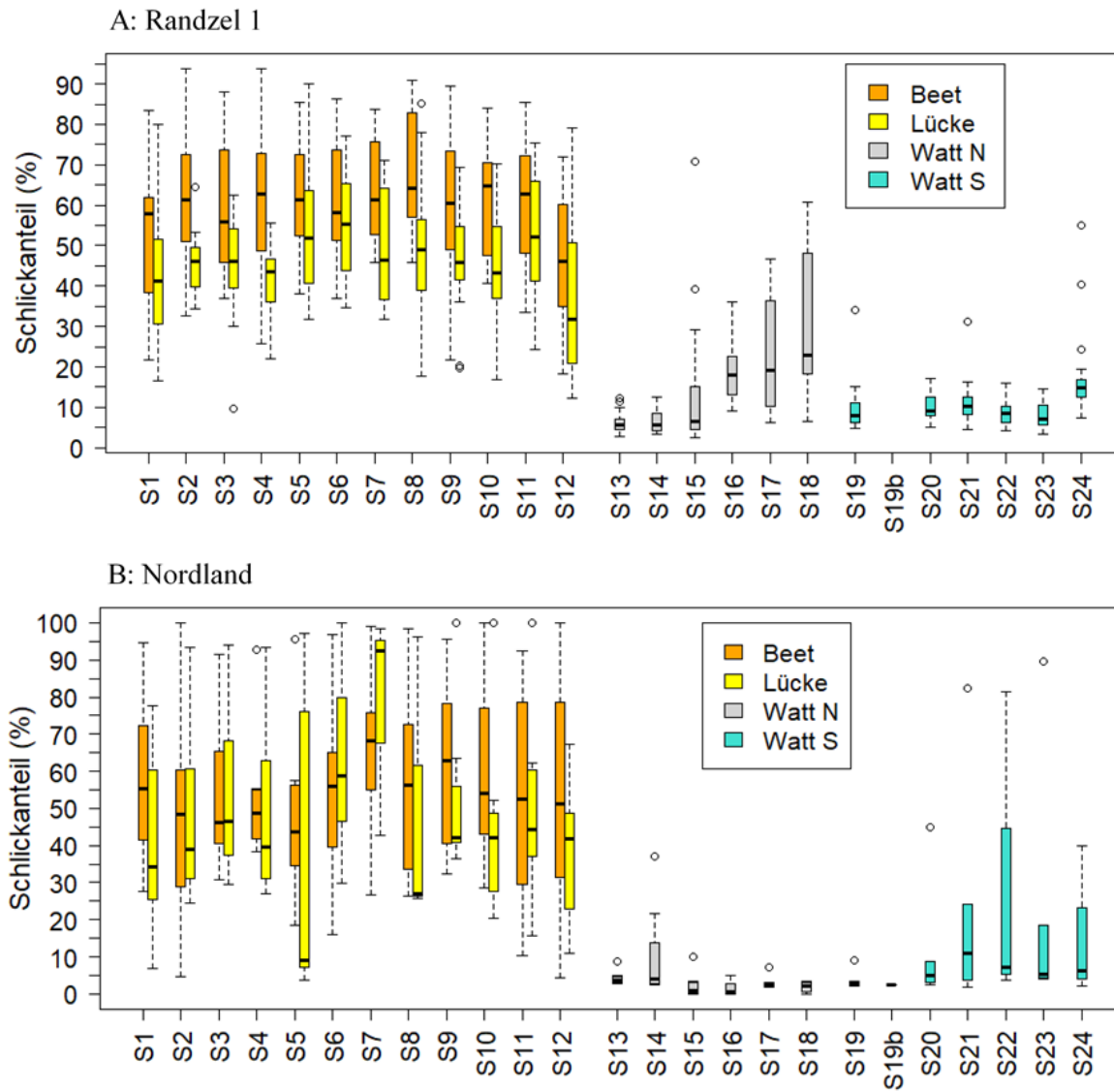
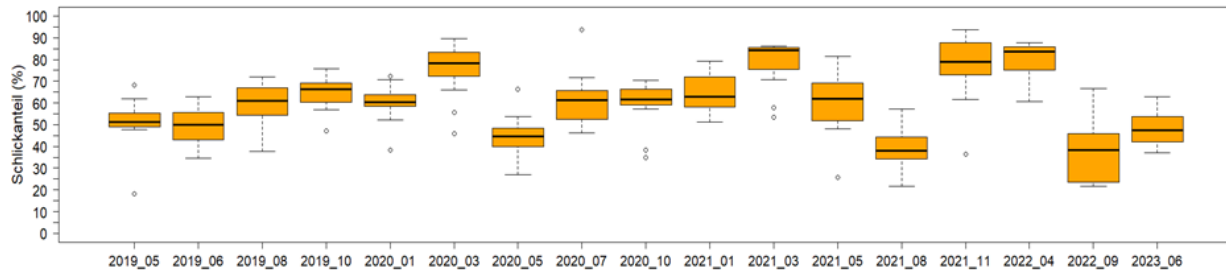
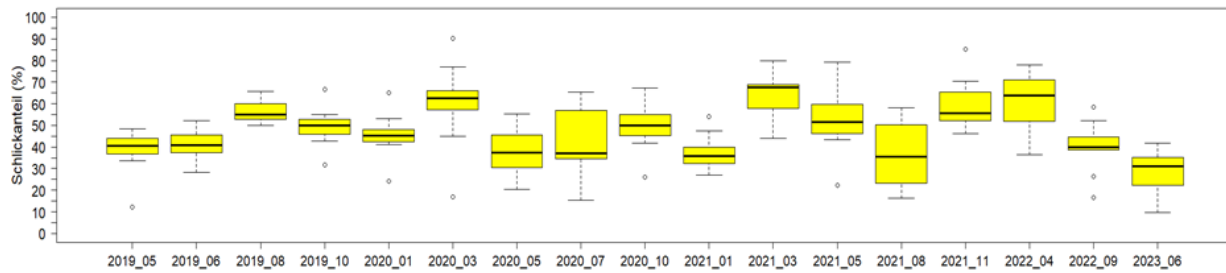


Abbildung 20: Schlickanteil der Sedimente (in %; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) getrennt nach Stationen und Habitaten. A: Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023 ($n = 15-18$ pro Station und Habitat); B: Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023 ($n = 4-8$ pro Station und Habitat).

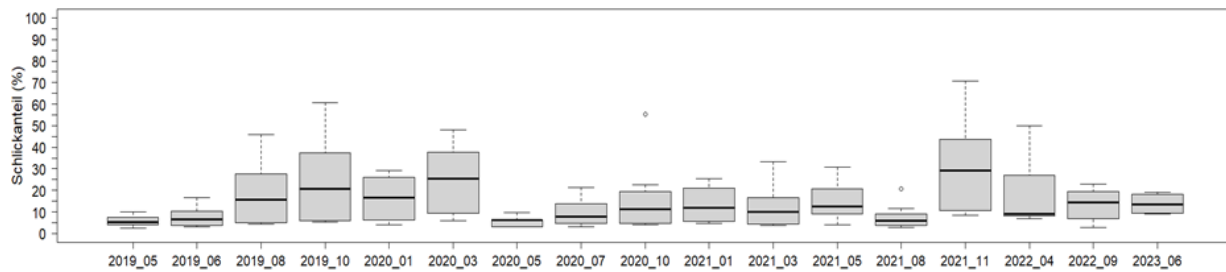
A: Randzel 1 - Beete



B: Randzel 1 - Lücken



C: Randzel 1 - Watt N



D: Randzel 1 - Watt S

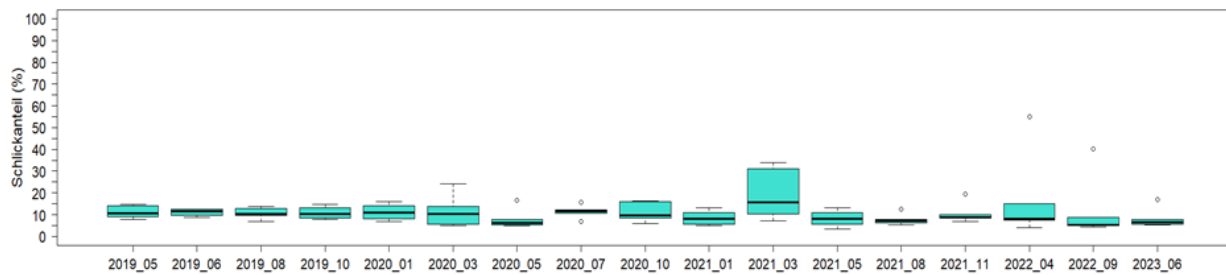


Abbildung 21: Schlickanteil der Sedimente (in %; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) der Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023. A: Habitat Beet ($n = 12$ pro Datum); B: Habitat Lücke ($n = 10-12$); C: Habitat Wattflächen im Norden der Muschelbank ($n = 7-8$); D: Habitat Wattflächen im Süden der Muschelbank ($n = 4-6$).

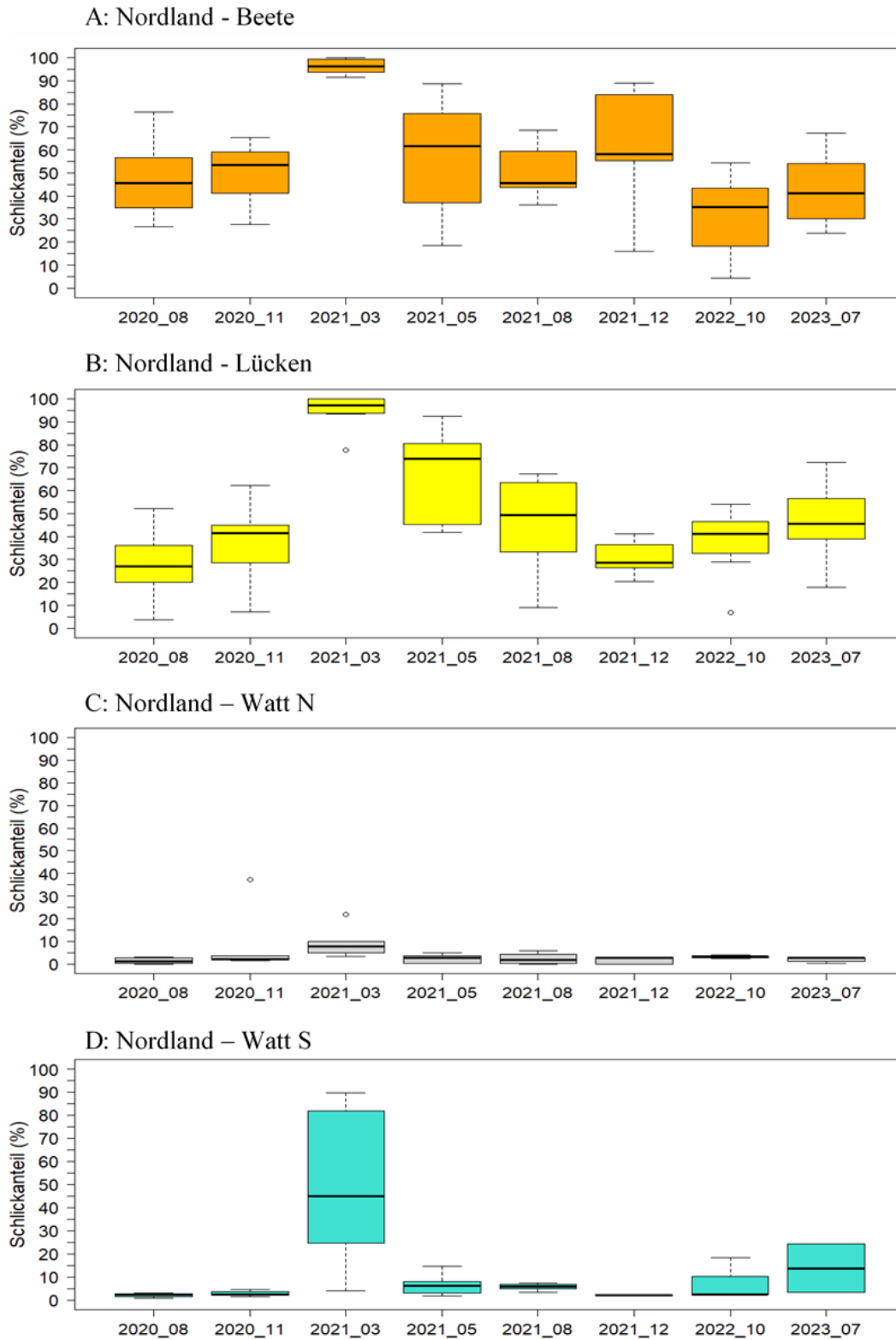


Abbildung 22: Schlickanteil der Sedimente (in %; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) der Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023. A: Habitat Beet (n = 11-12 pro Datum); B: Habitat Lücke (n = 8-12); C: Habitat Wattflächen im Norden der Muschelbank (n = 5-6); D: Habitat Wattflächen im Süden der Muschelbank (n = 3-7).

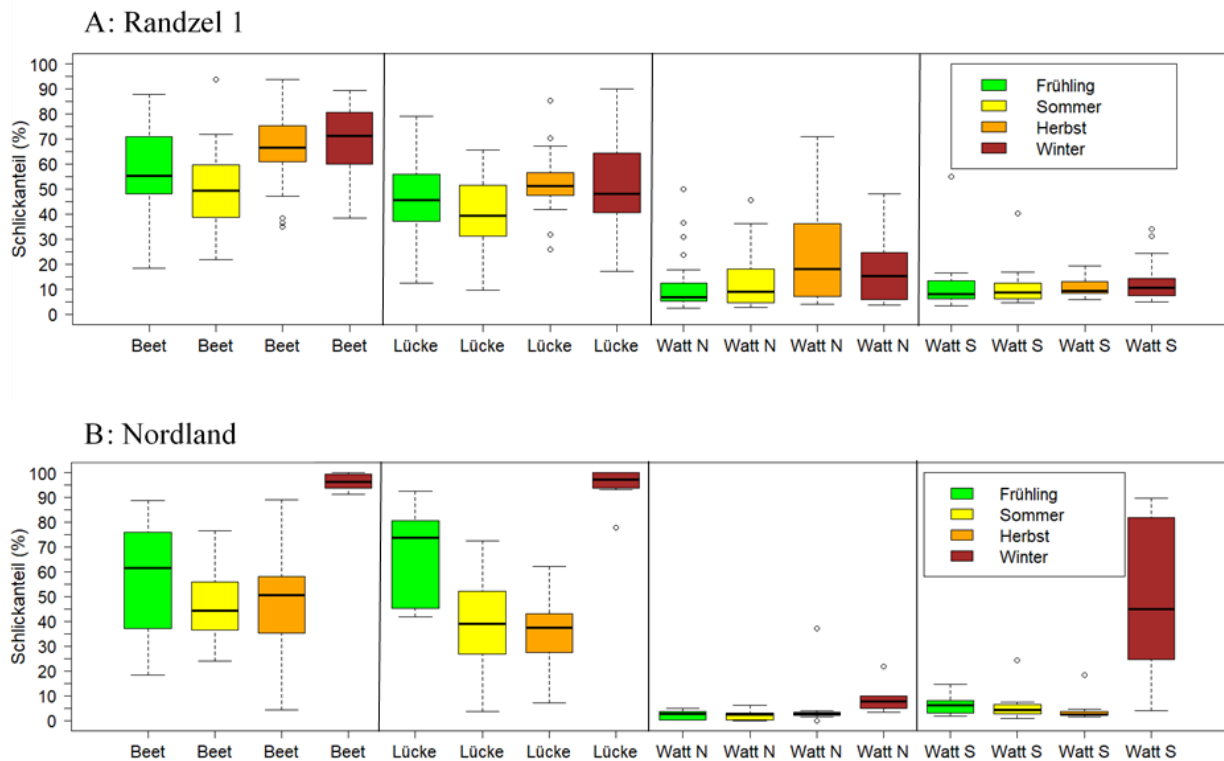


Abbildung 23: Schlickanteil der Sedimente (in %; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) getrennt nach Jahreszeiten und Habitaten. A: Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023 ($n = 28-70$ pro Jahreszeit und Habitat); B: Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023 ($n = 7-36$ pro Jahreszeit und Habitat).

2.3.3 Biomasse, Biodiversität und Miesmuschelkondition

Auf den Muschelbänken Randzel 1 und Nordland wurden insgesamt 34 Arten registriert. Die Artenzusammensetzung unterschied sich zwischen den Beeten und Lücken (Abbildung 24). Die Dichte aller Arten zusammen betrug für die Beete zwischen 27.079 ± 27.159 Ind./m² im Mai 2019 und 123.458 ± 75.756 Ind./m² im Oktober 2020 für Randzel 1, sowie 30.423 ± 11.366 Ind./m² im November 2020 für Nordland. Die hohe Dichte im Oktober 2019 lässt sich auf die Seepocke *Austrominius modestus* zurückführen. Die in Häufigkeit und Biomasse dominanten Arten sind die Muscheln *Magallana gigas* (höchste Biomasse) und *Mytilus edulis*, die Seepocke *Austrominius modestus* (höchste Abundanz), der dekapode Krebs *Hemigrapsus takanoi* und die Schnecke *Littorina littorea* (Abbildung 25 – Abbildung 28). Alle Individuendichten und Biomassewerte für diese Arten und die fünf Probenahmen befinden sich in Tabelle 5 im Anhang. Die Dichte und Biomasse für *M. edulis* war tendenziell etwas höher in 2020 als in 2019 (Abbildung 27). Für *M. gigas* wurde eine starke Abnahme von Dichte und Biomasse im Mai 2020 beobachtet. (Abbildung 26). Ein Vergleich der Muschelbänke zeigt, dass die mittlere Individuendichte und Biomasse von *M. gigas* auf Nordland 2020 zwischen den entsprechenden Werten für Randzel 1 in den Jahren 2019 und 2020 lag.

Randzel 1

		Beet	Lücke
		Habitat	
Bivalvia	<i>Cerastoderma edule</i>		•
	<i>Macoma balthica</i>	•	•
	<i>Macomangulus tenuis</i>		•
	<i>Magallana gigas</i>	•	•
	<i>Mytilus edulis</i>	•	•
	<i>Scrobicularia plana</i>	•	•
Crustacea	<i>Abludomelita palmata</i>	•	
	<i>Amphibalanus improvisus</i>	•	
	<i>Austrominius modestus</i>	•	•
	<i>Balanus crenatus</i>	•	•
	<i>Carcinus maenas</i>	•	
	<i>Crangon crangon</i>		•
	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	•	•
	<i>Jaera albifrons</i>	•	•
	<i>Praunus flexuosus</i>	•	
	<i>Semibalanus balanoides</i>	•	•
Gastropoda	<i>Crepidula fornicata</i>	•	
	<i>Littorina littorea</i>	•	•
	<i>Littorina saxatilis</i>		•
	<i>Peringia ulvae</i>		•
Hydrozoa	<i>Sertularia cupressina</i>	•	•
Oligochaeta	<i>Tubificoides benedii</i>	•	•
	<i>Tubificoides pseudogaster</i>	•	•
Polychaeta	<i>Alitta succinea</i>	•	•
	<i>Capitella capitata</i>	•	•
	<i>Hediste diversicolor</i>	•	•
	<i>Heteromastus filiformis</i>	•	•
	<i>Lanice conchilega</i>		•
	<i>Notomastus latericeus</i>	•	
	<i>Polydora cornuta</i>	•	
	<i>Scoloplos armiger</i>		•
	<i>Tharyx killariensis</i>	•	
Polyplacophora	<i>Lepidochitona cinerea</i>	•	•

Abbildung 24: Liste der gefundenen Arten auf der Muschelbank Randzel 1 für alle Kampagnen und Stationen (n = 48 Proben) getrennt nach Beet und Lücke.

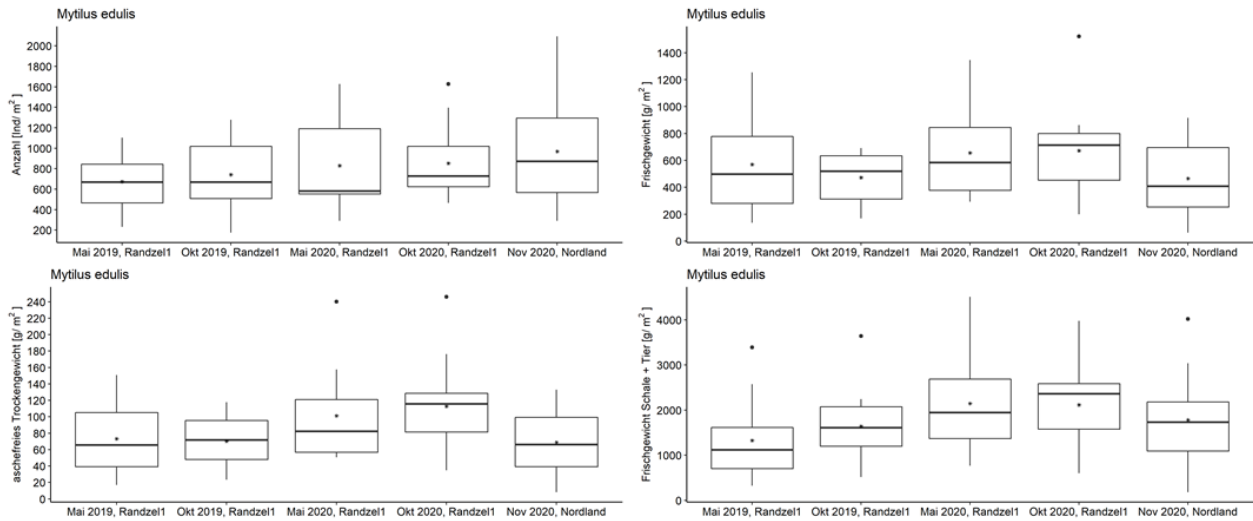


Abbildung 25: Abundanz als Anzahl (Ind m⁻²) und Biomasse als Frischgewicht (g m⁻²; Weichkörper Tier), aschefreies Trockengewicht (g m⁻²) und Frischgewicht (g m⁻²; Schale + Weichkörper Tier) von *Mytilus edulis* für alle Kampagnen. n (Anzahl der Proben) = 12, n (Frischgewicht, Weichkörper Tier) = 139/153/157/176/200, n (Aschefreies Trockengewicht) = 138/150/155/171/192, n (Frischgewicht, Schale + Weichkörper Tier) = 139/153/157/176/200.

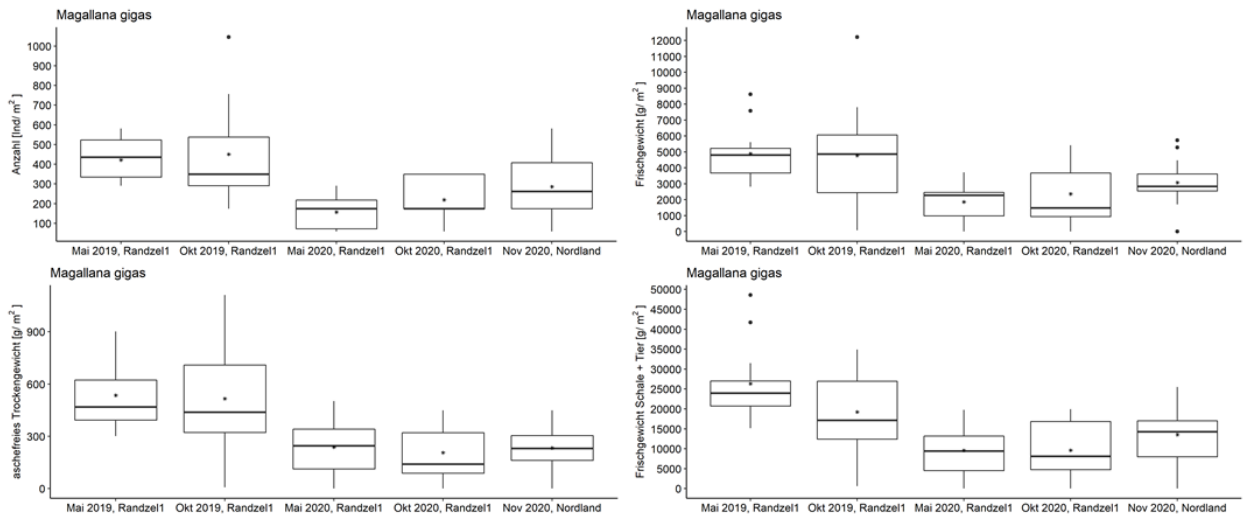


Abbildung 26: Abundanz als Anzahl (Ind m⁻²) und Biomasse als Frischgewicht (g m⁻²; Weichkörper Tier), aschefreies Trockengewicht (g m⁻²) und Frischgewicht (g m⁻²; Schale + Weichkörper Tier) von *Magallana gigas* für alle Kampagnen. n (Anzahl der Proben) = 12, n (Frischgewicht, Weichkörper Tier) = 87/93/27/34/58, n (Aschefreies Trockengewicht) = 86/90/27/34/57, n (Frischgewicht, Schale + Weichkörper Tier) = 87/93/27/34/58.

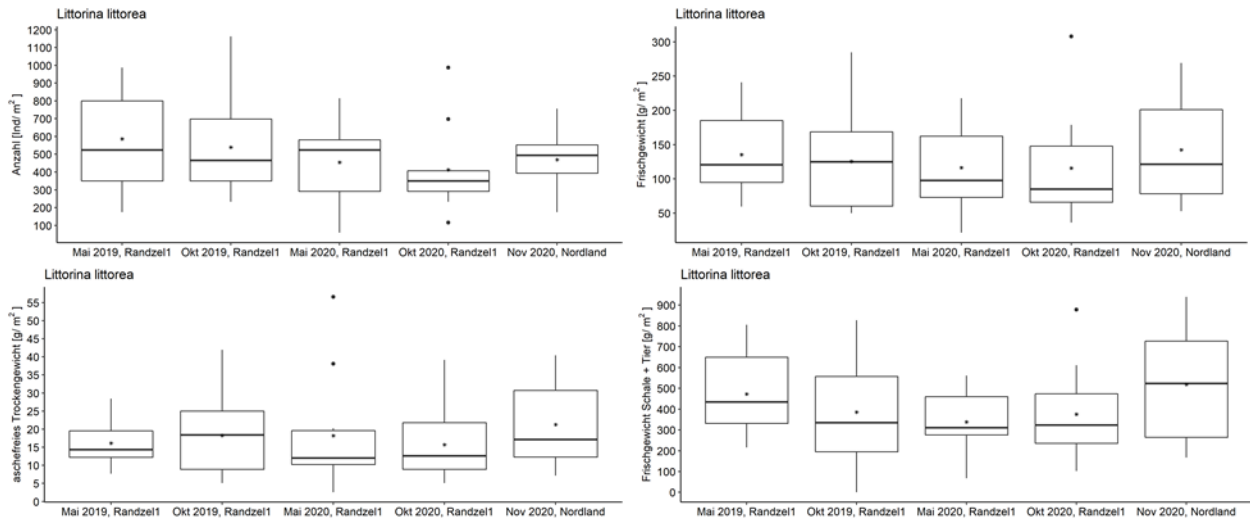


Abbildung 27: Abundanz als Anzahl (Ind m⁻²) und Biomasse als Frischgewicht (g m⁻²; Weichkörper Tier), aschefreies Trockengewicht (g m⁻²) und Frischgewicht (g m⁻²; Schale + Weichkörper Tier) von *Littorina littorea* für alle Kampagnen. n (Anzahl der Proben) = 12, n (Frischgewicht, Weichkörper Tier) = 121/95/86/71/97, n (Aschefreies Trockengewicht) = 119/91/84/70/96, n (Frischgewicht, Schale + Weichkörper Tier) = 121/95/86/71/97.

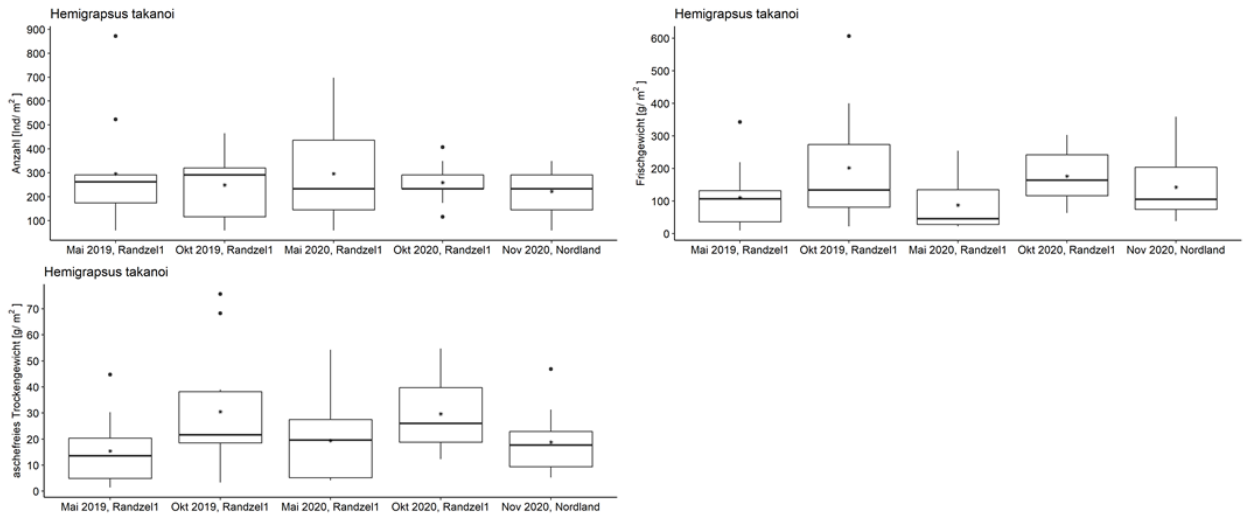


Abbildung 28: Abundanz als Anzahl (Ind m⁻²) und Biomasse als Frischgewicht (g m⁻²) und aschefreies Trockengewicht (g m⁻²) von *Hemigrapsus takanoi* für alle Kampagnen. n (Anzahl der Proben) = 12, n (Frischgewicht, Weichkörper Tier) = 61/47/56/49/41, n (Aschefreies Trockengewicht) = 60/42/55/49/39, n (Frischgewicht, Schale + Weichkörper Tier) = 61/47/56/49/41.

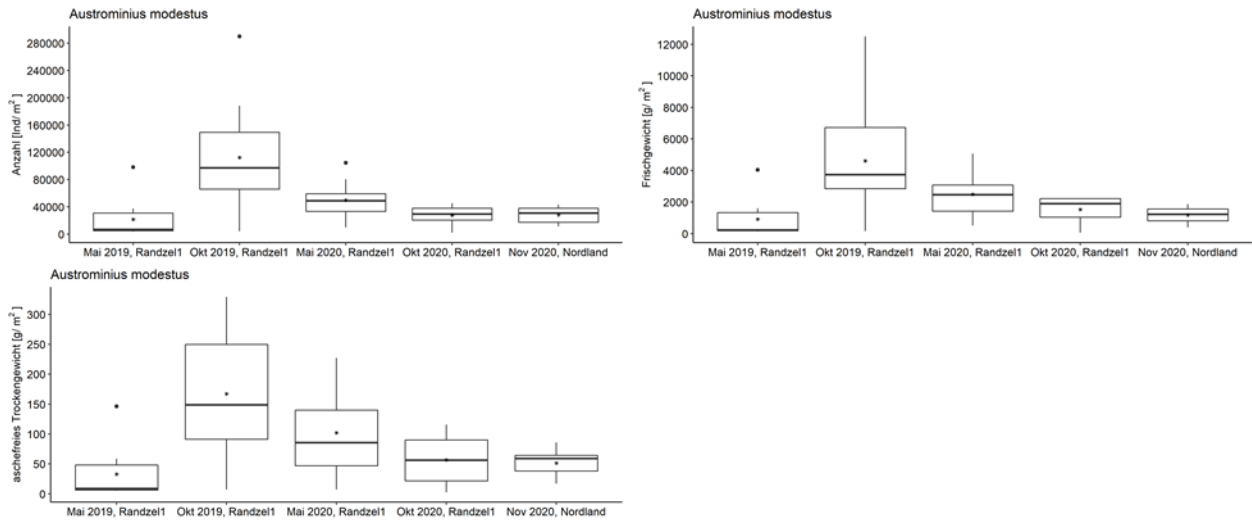


Abbildung 29: Abundanz als Anzahl (Ind m^{-2}) und Biomasse als Frischgewicht (g m^{-2}) und aschefreies Trockengewicht (g m^{-2}) von *Austrominius modestus* für alle Kampagnen. n (Anzahl der Proben) = 12, n (Frischgewicht, Weichkörper Tier) = 4.494/23.201/8.582/3.339/5.352, n (Aschefreies Trockengewicht) = 4.494/23.201/8.582/3.339/5.352, n (Frischgewicht, Schale + Weichkörper Tier) = 4.494/23.201/8.582/3.339/5.352.

Von den Muschelbänken Randzel 2 und Nordland wurden pro Station jeweils 47 – 79 Miesmuscheln aus sechs Größenklassen analysiert (Gesamtzahl Muscheln Randzel 2: 415, Nordland: 328). Der Konditionsindex für die Miesmuscheln, gemittelt über die jeweils sechs Stationen, unterschied sich nicht zwischen den beiden Muschelbänken (Abbildung 30). Die Variabilität zwischen den Stationen war für Nordland größer. Ein Vergleich der Muschelkondition der Stationen im westlichen und östlichen Bereich der Transekte zeigte ebenfalls für beide Bänke keinen Unterschied.

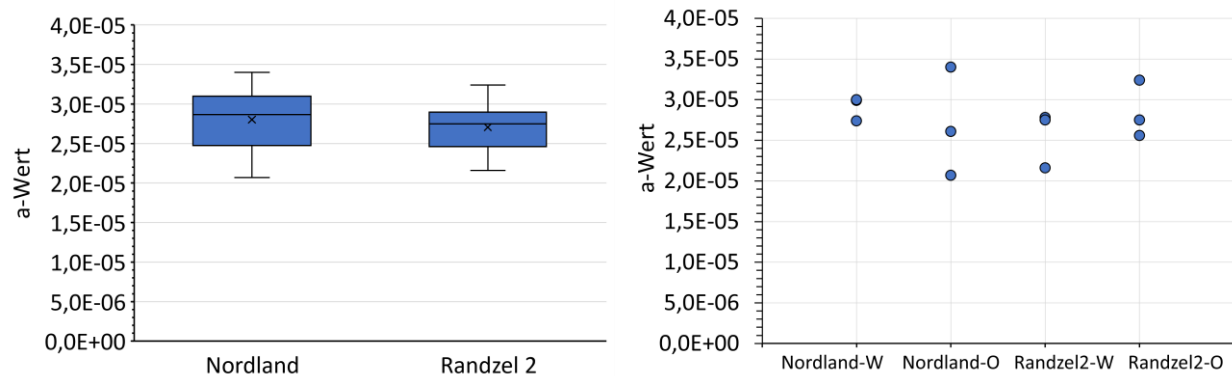


Abbildung 30: Konditionsindizes (a -Werte) für *Mytilus edulis* von den Muschelbänken Nordland und Randzel 2 für das Jahr 2023; links: Boxplots mit $n = 6$ Stationen pro Muschelbank; rechts: Einzelwerte für je 3 Stationen im Westen und Osten beider Muschelbänke.

2.3.4 Muschelbänke und Umweltparameter

Die drei Muschelbänke wurden über einen Zeitraum von vier Jahren (Randzel 1), drei Jahren (Nordland) und einem Jahr (Randzel 2) untersucht (Tabelle 1). Nordland hat ein höheres Verhältnis von Beet zu Lücke und die größte Fläche. Randzel 2 ist die kleinste untersuchte Muschelbank, mit dem geringsten Abstand zu einer Verbringstelle (Tabelle 1, Abbildung 3). Die Salinität lag zwischen 19,34 und 34,03 über den gesamten Zeitraum und war stark beeinflusst von Niederschlag und Verdunstung (Abbildung 31). Wasser- und Bodentemperatur folgten einem typischen jahreszeitlichen Verlauf (Abbildung 31).

Tabelle 1: Charakteristiken und abiotische Faktoren der drei untersuchten Muschelbänke in den jeweiligen Untersuchungszeiträumen.

Muschelbank	Zeit- raum	Verhältnis Beet/Lücke (Mittel ± Stabw)	Salinität	Wasser- temperatur (°C)	Boden- temperatur (°C)	Fläche (ha)	Abstand zu Verbringstellen K5 / K7 (km)
Randzel 1	2019 – 2023	1,47 ± 0,25	19,65 – 34,03	3,4 – 23,7	0 – 24,3	21,9	9,6 / 12,8
Nordland	2020 – 2024	4,31 ± 0,41	19,85 – 33,60	3,2 – 25,8	3,6 – 22,6	33,3	20,3 / 23,7
Randzel 2	2023 – 2024	1,83 ± 0,02	19,34 – 30,53	2,5 – 26,0	2,7 – 24,5	8,46	8,0 / 13,7

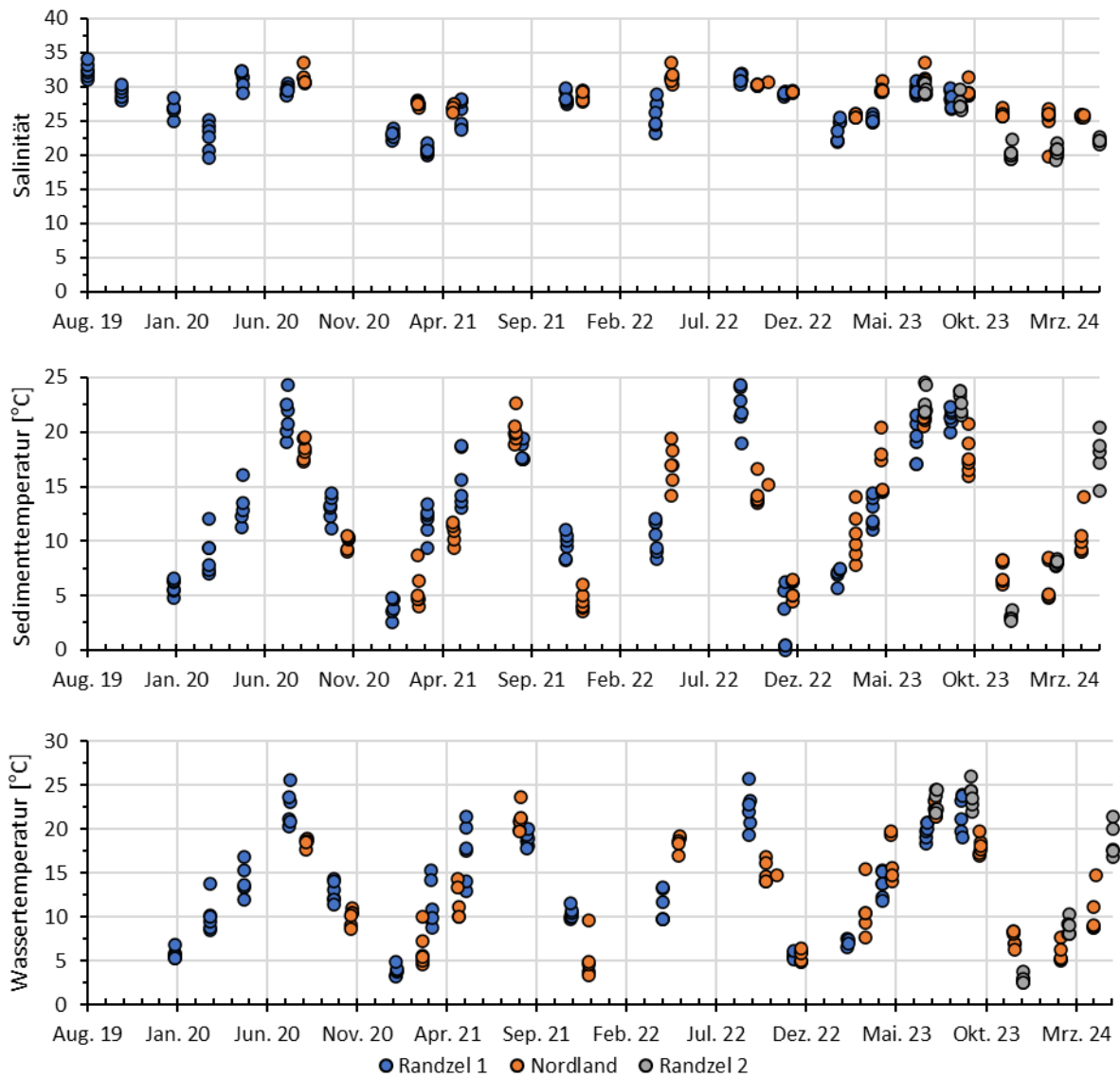


Abbildung 31: Salinität, Boden- und Wassertemperaturdaten über den Probenahmezeitraum auf den jeweiligen Bänken.

Der Wassergehalt und der organische Gehalt der Sedimente unterschieden sich signifikant zwischen den drei Habitaten (Abbildung 32).

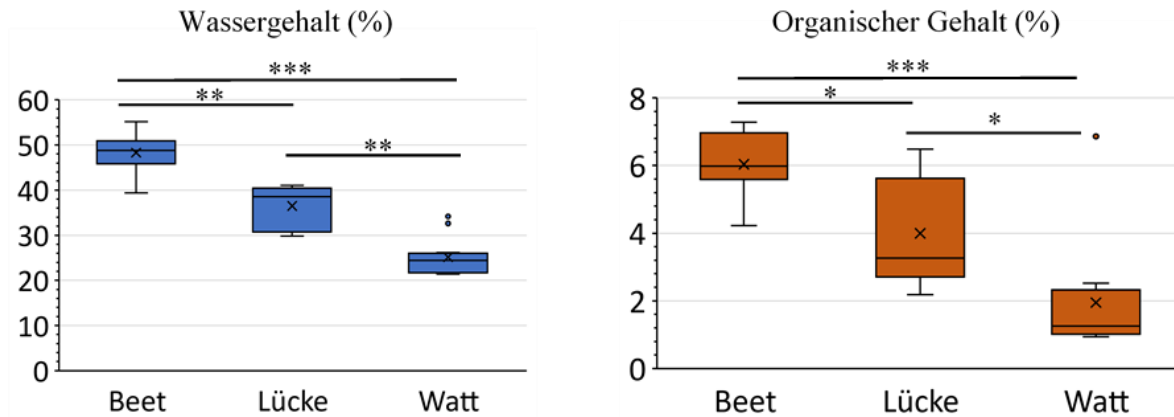


Abbildung 32: Wassergehalt (%) und organischer Gehalt (%) der Sedimente aus drei Habitaten der Muschelbank Randzel 1 (Januar 2020). Signifikante Unterschiede zwischen den Habitaten: * < 0,05; ** < 0,01; *** < 0,001 (n = 12 je Habitat).

2.4 Diskussion

2.4.1 Sedimentationsraten und Sedimentzusammensetzung

Die drei untersuchten Muschelbänke sind von der Pazifischen Auster *Magallana gigas* und der Miesmuschel *Mytilus edulis* geprägt. Reine Miesmuschelbänke kommen im Emsästuar nicht mehr vor. Die Sedimentationsraten für die drei Muschelbänke lagen in einem ähnlichen Bereich (Randzel 1: $23,1 \pm 7,6 \text{ mm y}^{-1}$; Randzel 2: $18,2 \pm 19,1 \text{ mm y}^{-1}$; Nordland: $14,0 \pm 15,0 \text{ mm y}^{-1}$; MW \pm Stabw für Beet und Lücke) und unterschieden sich im Mittel nicht zwischen den Beeten und Lücken. Der Effekt, den die Muscheln langfristig auf die Sedimentationsrate haben reicht offenbar bis in den Bereich der Lücken. An der Akkumulationskurve für Randzel 1 ist aber deutlich erkennbar, dass die Sedimentation über eine bestimmte Zeitdauer durchaus in den Beeten oder in den Lücken höher sein kann und zwischen den Jahren variiert. Der Verlauf unterscheidet sich auch deutlich je nach Lage, Topographie und Überflutungsdauer der Stationen. Die deutlich höhere Sedimentationsrate im Westen der Muschelbank Nordland im Vergleich zum östlichen Bereich lässt sich sehr wahrscheinlich auf die längere Überflutungszeit im Westen zurückführen. Je länger die Überflutungszeit ist, desto mehr Zeit ist vorhanden, damit sich Schwebstoffe absetzen können. Der Einfluss der Überflutungszeit auf die Sedimentation wurde bereits für intertidale Wattflächen beschrieben (Benninghoff & Winter 2019, Diekmann et al. 1987). Zusätzlich haben die Muscheln mehr Zeit, Partikel aus der Wassersäule zu filtrieren, wodurch mehr Fäzes und Pseudofäzes produziert werden. Hier wird deutlich, wie wichtig es ist, die Untersuchungen über mehrere Jahre hinweg und mit einer guten räumlichen Auflösung durchzuführen. Dies zeigt sich auch an den Ergebnissen für die Wattbereiche südlich der Bank Randzel 1. Die hohe Variabilität der Sedimentationsrate ist hier teilweise auf einen größeren Priel zurückzuführen und wäre mit weniger Stationen nicht erfasst worden.

Die höhere Sedimentation in den Muschelbeeten der Bank Randzel 1 im Vergleich zu Nordland lässt sich durch den höheren Anteil der Schlickfraktion im Wasser erklären (Kap. 4). Hier setzt sich zum einen passiv mehr Feinmaterial ab und wird zusätzlich durch die Muscheln filtrierte und teilweise als Pseudofäzes abgelagert.

Der Effekt der Muscheln auf die Zusammensetzung des sedimentierten Materials ist sehr ausgeprägt. Die Zusammensetzung der Sedimente unterscheidet sich bei allen drei Bänken signifikant zwischen den Beeten/Lücken und den umgebenen Wattflächen, für Randzel 1 auch zwischen den Beeten und Lücken. Die Muschelbänke sind demnach eine Falle für Feinmaterial aus der Wassersäule. Dieses erkennt man am hohen Schlickanteil in den Sedimenten der Beete und dem höheren Gehalt an organischem Material. Die Feinsedimente bestimmen damit maßgeblich das Wachstum auf allen drei Muschelbänken in ähnlicher Weise trotz der unterschiedlichen Lage im Emsästuar. Diese Ergebnisse für Muschelbänke bestehend aus der Pazifischen Auster und Miesmuscheln sind in Übereinstimmung mit einer reinen Miesmuschelbank südlich der Insel Spiekeroog im Jahr 1995. Dort wurde mit zunehmender Entfernung von der Muschelbank zu den sie umgebenden Sandflächen eine signifikante Abnahme des Schlickanteils und des gesamten organischen Kohlenstoffs in den oberen 2 cm des Sedimentes sowie in einer Tiefe von 7-9 cm festgestellt (Stoek und Albers 2000).

Der zeitliche Verlauf des Schlickanteils im Sediment zeigt für die Bank Randzel 1 für die Jahre 2019 bis 2021 einen Anstieg zwischen Mai/Juni eines Jahres bis März des Folgejahres und danach wieder einen Abfall. Dies lässt sich besonders deutlich in den Beeten erkennen, in abgeschwächter Form auch in den Lücken. Hier ist eine Saisonalität der Sedimentzusammensetzung erkennbar. Für die Nordlandbank wurden ebenfalls die Sedimente mit dem höchsten Schlickanteil im März 2021 beprobt.

Das Höhenwachstum der Muschelbänke Randzel 1 und Nordland über einen Zeitraum von vier beziehungsweise drei Jahren ist sowohl deutlich höher als der aktuelle Meeresspiegelanstieg in der Nordsee als auch die Akkumulation auf den Wattflächen. Für die südliche Nordsee wurde ein beschleunigter Anstieg von bis zu 3,5 mm pro Jahr für den Zeitraum 1993 bis 2020 angegeben (Steffelbauer et al. 2022). Eine andere Studie kommt auf einen beschleunigten Anstieg von 2,9 mm pro Jahr für den Zeitraum 1993 bis 2020 (Stolte et al. 2022). Die Akkumulation von Sedimenten auf den intertidalen Wattflächen der deutschen Tidebecken beträgt im Mittel 7,9 mm im Jahr. Die meisten intertidalen Watten wachsen demnach schneller auf als der durchschnittliche Meeresspiegelanstieg in der Deutschen Bucht (Benninghoff & Winter 2019), wobei regional starke Unterschiede existieren. Für das niederländische Wattenmeer wurden Sedimentationsraten von -2,5 bis 6,7 mm pro Jahr für den Zeitraum 1935 – 2005 in den verschiedenen Tidebecken angegeben (Wang et al. 2018).

Diese Sedimentationsraten verdeutlichen, dass die Muschelbänke bestehend aus den beiden Ökosystem-Ingenieuren *Magallana gigas* und *Mytilus edulis* im Emsästuar sehr gut mit dem Meeresspiegelanstieg mitwachsen können. Dies scheint insgesamt für Austerbänke bei den derzeitigen Raten des Meeresspiegelanstiegs gewährleistet zu sein (Rodriguez et al. 2014). Langfristig gesehen können sie aber nur bis zu dem Punkt schneller als der Anstieg des Meeresspiegels aufwachsen, bis zu dem sie noch regelmäßig überflutet werden und ausreichend Zeit zur Nahrungsaufnahme haben (van Leeuwen et al. 2010). Besonders junge Miesmuschelbänke können sehr schnell höher wachsen, beispielsweise bis zu 30 – 40 cm in den ersten Monaten (Dankers et al. 2004). Wenn junge und noch sehr mobile Miesmuscheln von Sediment überschüttet werden (Experiment), können sie sich in 1 – 2 Tagen aus bis zu 6 cm Tiefe wieder an die Oberfläche bewegen und dadurch auch das Sediment stabilisieren (Widdows et al. 2002). Da ältere Muscheln die Mobilität nach und nach verlieren, wachsen die Muschelbänke dann langsamer und die Tiere sind von Sedimentüberschüttungen eher betroffen. Laborexperimente haben gezeigt, dass die Mortalität von Miesmuscheln (Mittel \pm Stabw der Schalenlänge: 5,2 cm \pm 0,3 cm) mit steigender Überschüttungszeit zunimmt (4 % Mortalität nach 2 Tagen, 44 % nach 32 Tagen) und dass die Mortalitätsrate in feinem Sediment höher ist als in grobem Sediment (Hutchison et al. 2016). Diese Problematik gilt besonders auch für die Pazifische Auster, die festzementiert ist.

2.4.2 Miesmuschelkondition

Die Miesmuschelkondition als Maß für den Ernährungszustand der Muscheln, basierend auf sechs Stationen pro Muschelbank, zeigt keine Unterschiede zwischen Randzel 2 und Nordland. Als Maß für die Muschelkondition wurde der dimensionslose a-Wert berechnet. Ein Vergleich der a-Werte für die Miesmuscheln von Nordland aus 2023 mit den Daten von 2019 bis 2022 aus dem niedersächsischen Miesmuschelmonitoring (Nestler 2022) macht deutlich, dass die Kondition der Tiere in 2023 im Bereich der Werte der Vorjahre lag (Abbildung 33). Die Variabilität der a-Werte zwischen 2019 und 2022 war dabei ähnlich hoch wie die Variabilität für die sechs Stationen in 2023. Da die Muschelbank Randzel 2 zum ersten Mal in dieser Studie beprobt wurde erfolgt ein Vergleich mit der Muschelbank Randzel 1 aus dem Miesmuschelmonitoring. Auch hier lag die Kondition der Miesmuscheln 2023 im Bereich der Vorjahre.

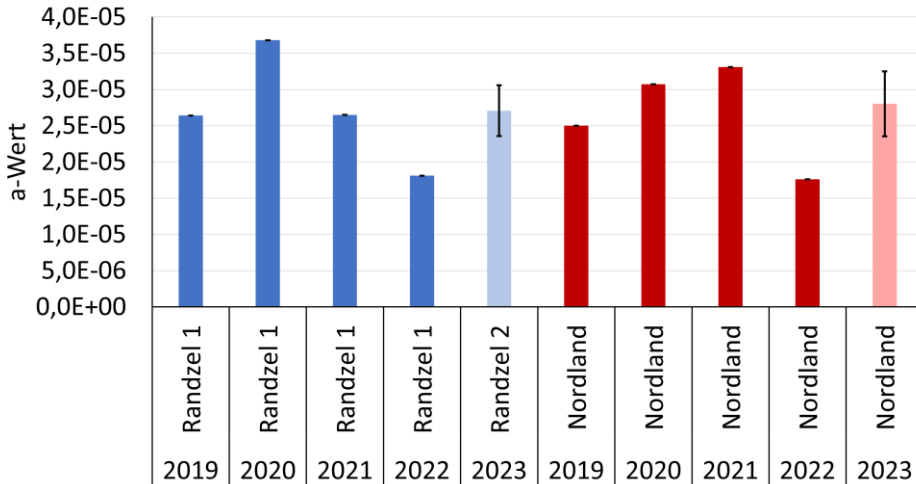


Abbildung 33: Konditionsindizes (a-Werte \pm Stabw) für *Mytilus edulis* von den Muschelbänken Randzel 1, Randzel 2 und Nordland. Daten 2019 – 2022: $n = 1$ Probe mit 30 - 43 Muscheln pro Bank und Jahr, Adolph (2023 und unveröffentlicht); Daten 2023: $n = 6$ Proben pro Bank mit je 56 - 79 Muscheln, diese Studie.

Ein Vergleich der Muschelkondition zwischen 28 Muschelbänken entlang der Niedersächsischen Küste zeigt für jedes Jahr (2019 – 2021) die niedrigsten Werte für zwei Bänke im Jadebusen, einer Bank südöstlich von Mellum zwischen Jade- und Wesermündung (2019 – 2020) und einer Bank im Rückseitenwatt von Spiekeroog (2021) (Nestler 2022). Die geringe Kondition im Jadebusen mit Fleischgehalten, die nur ca. 50 % der anderen Standorte erreichte, korreliert mit den sehr hohen Schwebstoffkonzentrationen in der Jade mit im Mittel 250 mg/l und Maximalwerten von bis zu 2500 mg/l, gemessen 3 m über dem Meeresboden (Jaklin & Bachmann, unpubl.). Dies deutet darauf hin, dass die Trübung des Wassers mit Feinpartikeln unter anderem eine Rolle für die Muschelkondition spielt. Auf der Muschelbank Randzel 1 wurden Schwebstoffkonzentrationen zwischen 20 mg/l und 500 mg/l gemessen, meist schwankte die Konzentration zwischen 10 mg/l und 100 mg/l (Kapitel 3). Diese Konzentrationen werden offenbar von den Miesmuscheln und Austern noch toleriert.

Deutlich höhere Konditionswerte als für die Miesmuscheln von Randzel 2 und Nordland wurden 2021 für drei Muschelbänke südlich von Wangerooge und drei Bänke an der Wurster Küste bestimmt. Insgesamt betrachtet deuten die Konditionswerte von 2018 – 2020 auf einen stabilen Ernährungszustand für den Gesamtbestand der eulitoralischen Miesmuscheln hin (Nestler 2022). Die Kondition der Miesmuscheln von Randzel 1 und Nordland lagen über die Jahre hinweg im mittleren Bereich der Gesamtspanne der 28 Bänke. Auch die Kondition der Tiere von Randzel 2 und Nordland aus der vorliegenden Studie für 2023 fallen in diesen mittleren Bereich.

Die Kondition der Miesmuscheln ist abhängig von den hydrodynamischen Bedingungen, wie der Strömung und der Dauer des Trockenfallens bei Ebbe (Folmer et al. 2014). Die Überflutungsdauer am jeweiligen Standort im Eulitoral hat einen direkten Einfluss auf die Kondition, da die Muscheln nur bei Wasserbedeckung filtrieren können. Muscheln im Sublitoral weisen daher höhere Konditionswerte auf als diejenigen im Eulitoral. Trotz längerer Überflutungszeit der im Westen gelegenen Stationen der Muschelbank Nordland war die Muschelkondition in diesem Bereich im Mittel nicht höher als im Osten. Jedoch war die Variabilität der Konditionswerte im Westen viel geringer, was auf konstantere Umweltbedingungen (ähnliche Überflutungszeit und Zugang zum Plankton) hinweist.

Die Veränderung vieler Muschelbänke von reinen Miesmuschelbänken hin zu Mischbänken mit der Pazifischen Auster hat ebenfalls einen Einfluss auf die Kondition der Miesmuscheln. Um dem Druck der Räuber zu entkommen siedeln Miesmuscheln unten in den Lücken zwischen den Austern. Für eine Mischbank in Schleswig-Holstein wurde gezeigt, dass sie hier zwar vor Räubern und Epibionten geschützt sind, jedoch aufgrund einer geringeren Nahrungsverfügbarkeit langsamer wachsen und eine geringere Kondition aufweisen (Eschweiler und Christensen 2001, Reise et al. 2017).

2.4.3 Fläche der Muschelbänke, Biomasse und Abundanzen

Die Gesamtfläche eulitoralischer Muschelbänke im niedersächsischen Wattenmeer ist seit 2005 ansteigend und betrug 2.400 ha in 2022 (Adolph 2023). Für die Muschelbänke südlich von Borkum, inklusive der Bänke auf dem Randzel, wurde ein Anstieg von 283,9 ha in 2019 auf 315,3 ha in 2022 registriert, was einem Zuwachs von 11,1 % entspricht. Im gleichen Zeitraum breiteten sich die Bänke südlich von Juist von 416,8 ha auf 469,5 ha aus (Zuwachs von 12,6 %). Neben einem Anstieg der Gesamtfläche der Muschelbänke wurde auch ein Anstieg in dem von Muscheln besiedelten Bereich (Beete) der Bänke von 32 % auf 43 % gemessen.

Insgesamt ließ sich im Niedersächsischen Wattenmeer ein rückläufiger Trend in der Biomasse der Miesmuscheln zwischen 2018 und 2022 beobachten. Die Biomasse lag im Mittel (28 Muschelbänke) in den Beeten bei $12,9 \pm 6,2 \text{ kg/m}^2$ in 2018, bei $6,5 \pm 4,7 \text{ kg/m}^2$ in 2019, bei $8,2 \pm 4,9 \text{ kg/m}^2$ in 2020, bei $4,2 \pm 2,6 \text{ kg/m}^2$ in 2021 und bei $4,5 \pm 3,2 \text{ kg/m}^2$ in 2022 (Lebendnassgewicht). Die Muschelbänke aus dem Bereich der Emsmündung (Teilgebiete Borkum und Juist) hatten eine niedrigere Biomasse als die der Rückseitenwatten Norderney bis Wangerooge. Dies galt besonders für die Nordlandbank und beruht auf sinkenden Biomassewerten, die je Quadratmeter besiedelter Fläche gemessen wurden (Adolph 2023). Die Biomasse (Frischmasse inklusive Schale nach dem Einfrieren und Auftauen) der Miesmuscheln von Randzel 1 mit $2,15 \pm 1,12 \text{ kg/m}^2$ (Mai 2020) und $2,11 \pm 0,95 \text{ kg/m}^2$ (Oktober 2020) sowie Nordland mit $1,78 \pm 1,07 \text{ kg/m}^2$ (November 2020) liegt damit deutlich unter dem Mittel für das Niedersächsische Wattenmeer.

Dieser Trend lässt sich analog in den Individuendichten der Miesmuscheln erkennen. Im Mittel lagen die Dichten für die 28 Bänke im Niedersächsischen Wattenmeer um die 930 Ind./m² in den Jahren 2019, 2021 und 2022, und etwas höher in 2020 mit 1.115 Ind./m² (Adolph 2023). Die Miesmuscheldichte auf der Bank Randzel 1 mit 673 Ind./m² im Mai 2019 bis zu 853 Ind./m² im Oktober 2020 lag damit unter diesen Mittelwerten, während die Dichte auf der Nordlandbank (969 Ind./m² im November 2020) in etwa dem Mittel entsprach.

Für die Pazifische Auster liegen für die Biomasse und Abundanz keine quantitativen Vergleichswerte aus dem Miesmuschelmonitoring vor. Bei den Begehungen der Muschelbänke wurde jedoch eine weitere Ausbreitung und Verdichtung des Bestandes der Pazifischen Auster beobachtet. Nach visueller Einschätzung sind die Bänke überwiegend von der Pazifischen Auster dominiert, wobei das Ausmaß der Dominanz variiert (Adolph 2023). Im Rahmen einer anderen Studie im Oktober 2020 wurde die Dichte der Pazifischen Auster in unterschiedlich dicht besiedelten Teilbereichen auf der Muschelbank Kaiserbalje nördlich der Halbinsel Budjadingen im Niedersächsischen Wattenmeer gezählt. Dabei wurden Dichten zwischen 137 ± 6 Ind./m² und 466 ± 56 Ind./m² für die verschiedenen Strukturklassen bestimmt (Hitzegrad et al. 2022). Damit liegt die im November 2020 gemessene Austerndichte für die Nordlandbank (286 ± 149 Ind./m²) in der Mitte dieses Bereiches. Bei diesem Vergleich ist allerdings zu beachten, dass die Methodik der Untersuchungen nicht identisch war.

In einer Studie aus dem Jahr 2005, in dem die Pazifische Auster bereits Teile der Nordlandbank besiedelt hatte, wurden 2.128 ± 625 Austern/m² und 1.883 ± 690 Miesmuscheln/m² in den von Austern dominierten Bereichen gefunden (Markert et al. 2010). Die Biomasse (AFTG) betrug $204,5 \pm 74,1$ g/m² für *M. edulis* und damit fast das Doppelte von 2020, während die Biomasse für *M. gigas* mit $420,4 \pm 86,1$ g/m² das Dreifache von 2020 betrug. Damals war das Verhältnis von Austern zu Miesmuscheln auf der Nordlandbank bei 2:1, in 2020 war es 3,4:1 bezogen auf das AFTG, was die weitere Ausbreitung der Auster dokumentiert.

2.4.4 Fazit

Festzuhalten bleibt, dass großräumig betrachtet die Ernährungssituation der Miesmuscheln auf den untersuchten Bänken zwar nicht besonders gut, aber ausreichend für den Erhalt der Muschelbänke zu sein scheint. Dies zeigt sich auch in der geringeren Abundanz und der geringeren Biomasse der Miesmuscheln auf den untersuchten Bänken im großräumigen Vergleich zu den Ergebnissen des Miesmuschelmonitorings (Adolph 2023). Insgesamt scheinen die Lebensbedingungen auszureichen, um langfristig an den vorhandenen Standorten stabile Muschelbänke zu ermöglichen, die ihre Funktion als Ökosystembildner erfüllen. Allerdings zeigen die Ergebnisse aus einem statistischen Modell zum Potenzial von Miesmuschelstandorten, dass auf dem südlichen Teil des Randzels sehr gute Ansiedlungsbedingungen existieren (Brinkman 2021). An diesen

Stellen wurden bislang jedoch keine Muschelbänke kartiert. Das Ansiedlungspotenzial wurde mit einem statistischen Modell errechnet, bei dem diverse statische Variablen eingingen, jedoch keine Trübung, und auch der Sedimenttransport wurde nicht betrachtet. Dieses könnten entscheidende Faktoren sein, die die Ansiedlung und die Entwicklung von Muschelbänken an diesen Stellen verhindern. Zur weiteren Klärung dieser Frage müsste an den potenziellen Ansiedlungsstellen die Trübung gemessen und in Verbindung mit Sedimentation betrachtet werden.

3. Beschreibung des Einflusses von Muschelfeldern auf die Hydrodynamik

3.1 Einführung

Zur Validierung numerischer Modelle und zum Systemverständnis sind direkte Messungen bestimmender Zustandsgrößen notwendig. Das gilt besonders für weitgehend unbekannte Parameter in komplexen Gebieten wie den hydraulisch noch weitgehend unerforschten Austernbänken im Wattenmeer. Diese sind von steter Dynamik der Gezeiten und Wellen geprägt und wirken wiederum auf die großskalige Dynamik im Wattenmeer durch ihre Struktur und hydraulische Rauheit.

Zur Bestimmung morphologischer und hydrodynamischer Parameter wurde auf der Randzel Muschelbank eine Messkampagne mit stationären Messrahmen vom 13. April bis 27. Juni 2023 durchgeführt. Am 14.05.2023 fand ein Austausch der Batterien und Datendownload statt.



Abbildung 34: Oben: Standort der Messstationen im Ostfriesischen Wattenmeer. Windsymbol: Standort der DWD-Messstation auf Norderney. Foto des Messrahmens auf der Muschelbank mit Geräten, im Hintergrund der Rahmen auf der Sandbank (Foto: NLPV)

3.2 Methodik

3.2.1 Messungen

Auf der Muschelbank und der benachbarten Sandbank wurden stabile, im Boden verankerte Messrahmen aufgebaut und folgende Geräte angebracht: AquaPro Current Profiler, Conductivity Temperature Depth Sonde (CTD), zwei Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) und Optical Backscatter Sensoren (OBS). Der Messrahmen auf der Muschelbank wurde zusätzlich durch eine Druckdose (PLOG) und zeitweise durch ein Laser Diffraktions Messgerät (LISST 100X) ergänzt.

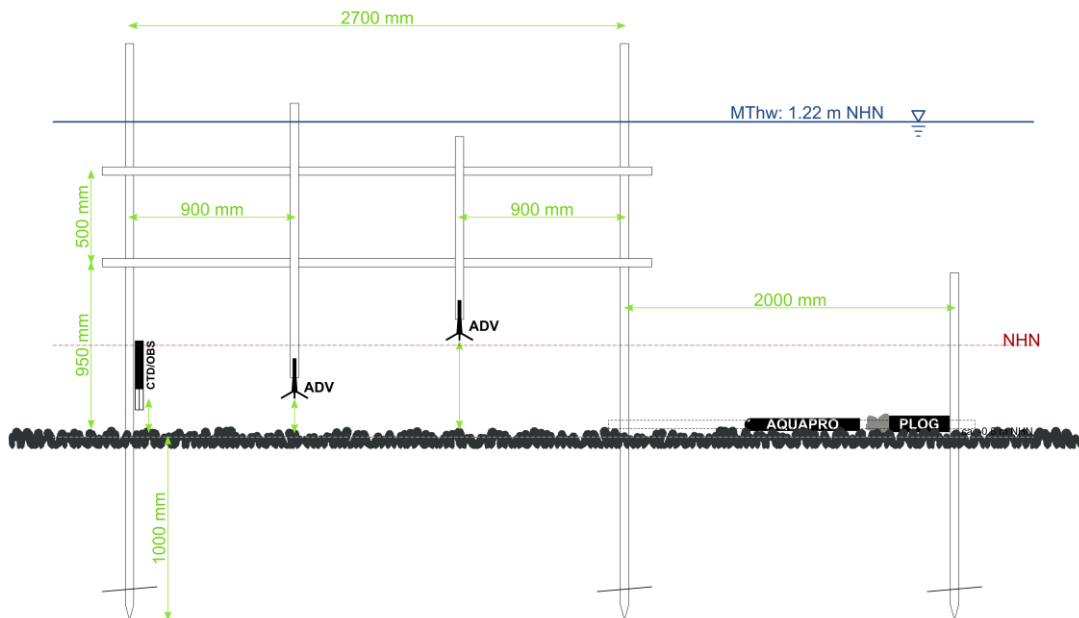


Abbildung 35: Übersicht über die Installation der Messgeräte an den Messrahmen.

Der NORTEK AquaPro Profiler misst die Strömung der darüber liegenden Wassersäule durch die Doppler Verschiebung akustischer Impulse für den Bereich von etwa 14 cm über dem Boden bis zur Wasseroberfläche. Zusätzlich ist darin ein Drucksensor verbaut. Im ersten Messzeitraum wurde mit einer Messfrequenz von 1 Hz und einer vertikalen Auflösung von ca. 2 cm gemessen. Während Arbeiten im Watt am 14.05.2023 (Drohnenurvey, Stromversorgung, Datentransfer) wurde die Messfrequenz für eine bessere zeitliche Auflösung von 1 Hz auf 4 Hz gesetzt. Die vertikale Auflösung betrug dann 8 cm. NORTEK Vector Acoustic Doppler Current Meter messen die lokale Geschwindigkeit punktuell in hoher Frequenz (32 Hz). Das Messvolumen (Ort der Messung) befand sich in 4 und 24 cm Höhe über dem Boden. Die Messfrequenz der Druckmessdosen PLOGs war auf 8 Hz gesetzt. Um die Stromreserven zu schonen und somit den Mess-

Betrieb über einen längeren Zeitraum gewährleisten zu können, wurden die AquaPro- und ADV-Messungen in 3-minütigen Messintervallen (*Bursts*), gefolgt von einer rund 10-minütigen Pause, durchgeführt. Die CTD 48 M maß durchgehend einmal pro Minute die Leitfähigkeit, Temperatur, und den Druck (Drucksensor). Die Messfrequenz der optischen Trübungsmessungen (OBS), wie auch der Laser-Diffraktionssonde LISST 100X war 1 Hz.

Für die Darstellung der Strömungsgeschwindigkeiten wurden Strömungsprofile des AquaPro Current Profilers über jedes Mess-Intervall (*Burst*) zeitlich und über die Tiefe gemittelt. Bei den hochfrequent (32 Hz) aufgezeichneten Strömungsgeschwindigkeiten des ADV wurden zunächst Werte unter einer Korrelation von 70 entfernt. Danach werden Ausreißer („spikes“, durchschnittlich 1 bis 2 %) identifiziert (Goring und Nikora, 2002). Sie wurden mit dem Mittelwert der umliegenden Werte ersetzt. Wasserdruckdaten (aufgezeichnet durch AquaPro Currents Profiler, ADVs und Druckdosen) wurden nach Kompensation für den Luftdruck für die Berechnung der Wellen-Statistik mit der Funktion *wavesp.m* bearbeitet (Neumeier, 2024).

3.2.2 Wind und Wasserstand

Die Winddaten stammen von Station 3631 auf Norderney („Deutscher Wetter Dienst,“ 2023, siehe Position in Abbildung 34). Während des Messzeitraums zwischen April und Juni 2023 dominierten vor allem leichte Winde aus nord-östlichen Richtungen von 5 bis 16 m/s (Abbildung 36). Stürme mit Windgeschwindigkeiten über 20 m/s kamen nicht vor.

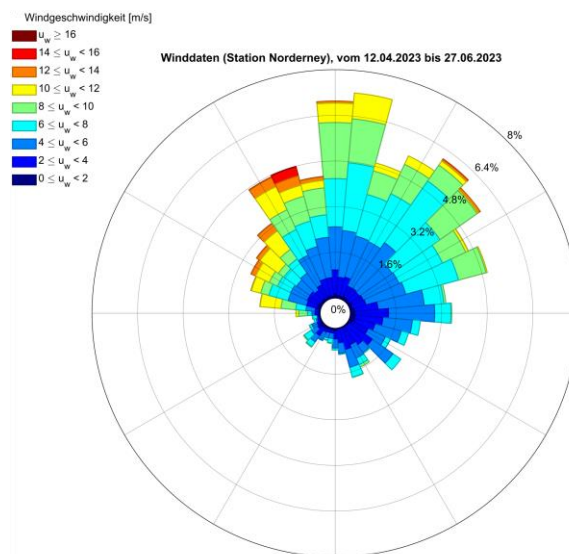


Abbildung 36: Verteilung der Windgeschwindigkeiten und –Richtungen während des Messzeitraums. Die Orientierung der Flächen gibt die Ursprungsrichtung des Windes an.

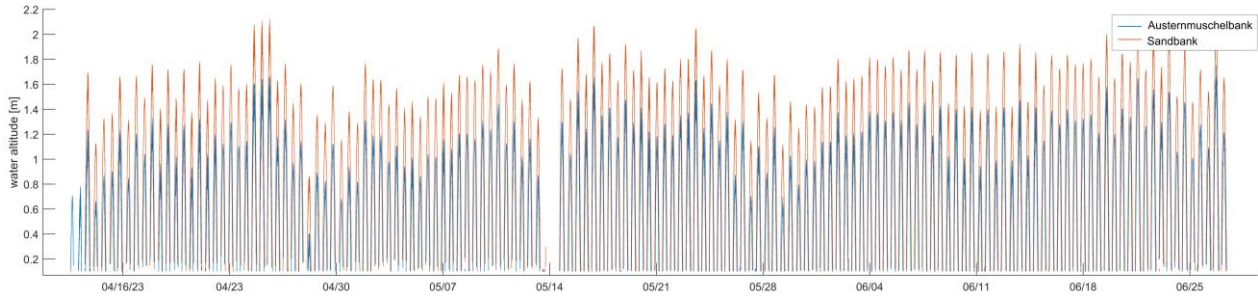


Abbildung 37: Zeitreihe des Wasserstandes, ermittelt aus den Druckdaten des AquaPro Current Profilers auf Sand- und Muschelbank.

3.2.3 Berechnung abgeleiteter hydraulischer Parameter

Für die numerische Modellierung der Wirkung von Seegrass- und Muschelfeldern auf die Strömung und Transporteigenschaften eines Küstensystems ist die Bodenrauheit die ausschlaggebende Zustandsgröße. Die hydraulische Rauheit lässt sich dabei nicht geometrisch bestimmen, sondern muss durch Strömungsmessungen abgeschätzt werden.

Dabei wurde das physikalischen Konzepts der „Law of the Wall“ auf Daten des Geschwindigkeitsprofile messenden AquaPro Current Profilers angewendet (Schlichting, 1987). Die „Law of the Wall“ beschreibt, wie sich die Geschwindigkeit einer turbulenten Strömung nahe einer festen Oberfläche verhält. Mit Entfernung zu dieser Oberfläche nimmt die gemittelte Strömungsgeschwindigkeit zu. In einem bestimmten Bereich geschieht dies proportional zur logarithmischen Entfernung (*logarithmic layer*).

$$\frac{u}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln\left(\frac{z}{z_0}\right)$$

$$\tau_0 = \rho u_*^2$$

Mit Strömungsgeschwindigkeit u am Punkt z , Schubspannungsgeschwindigkeit u_* , Kármán Konstante κ , und Rauheitslänge z_0 . Die Entfernung zum Boden, an der die Geschwindigkeit zu Null wird, ist die hydraulische Rauheitslänge z_0 . Die Inverse der Steigung der Regressionsgerade (dividiert durch die Kármán Konstante κ) entspricht der Schubspannungsgeschwindigkeit, welche sich in die Bodenschubspannung τ_0 umrechnen lässt. Dieses Verfahren setzt grundsätzlich stationäre Zustände (keine beschleunigte Strömung) und kleine Rauheitslängen voraus, ist aber in der Vergangenheit oft auch erfolgreicher für komplexere Strömungen eingesetzt worden. Dennoch werden hier ausschließlich Zeiträume geringer Wind- und Wellenaktivität gewählt, um den Einfluss von Beschleunigungen, Transportgrößen und Wellen zu minimieren. Es wurde stets über einen Messzeitraum über 3 Minuten gemittelt.

Um möglichst zuverlässige Abschätzungen zu geben wurden die logarithmischen Bereiche in den Strömungsprofilen manuell identifiziert. Die Qualität der Regression wird zusätzlich mit einem Determinationskoeffizienten (R^2) überprüft. Werte mit $R^2 < 0.9$ wurden ausgeschlossen.

3.2.4 Schwebstoffmessungen

Für die Messung der Schwebstoffkonzentration und Partikelgrößenverteilung wurde am 14.05.2023 ein Laser In-Situ Scattering and Transmissometry (LISST-100X) an den Messrahmen auf der Austernmuschelbank angebracht. Das Messvolumen befindet sich auf 0,2 m Höhe über der Muschelbank. Analysiert wird hierbei die durch die Schwebstoffpartikel verursachte Streuung und Absorption eines Lasers. Auf diese Weise liefert das Gerät Informationen über Größe und Konzentration der Partikel in Suspension. Die Schwebstoffkonzentration wird als Volumenkonzentration gemessen. Unter der Annahme einer Feststoffdichte wird diese in eine Massenkonzentration umgerechnet.

Da sich die Trockendichten von Schwebstoffflocken nicht direkt messen lassen, muss hier eine Näherung angewendet werden. Eine Bandbreite an Trockendichten für die Sand-Schlick-Mischungen des Materials in Spiekeroog und der Jade Bucht wurde in einer vergangenen Studie mit 1.600 kg/m^3 für reinen Sand bis 300 kg/m^3 für reinen Schlick angegeben (Flemming und Delafontaine, 2000). Für die LISST-Daten auf der Muschelbank wurde die Konzentration unter der Annahme von folgenden Dichtewerten abgeschätzt: 1.760 , 1.200 und 600 kg/m^3 . Zur Plausibilisierung wurden zu Beginn der Messkampagne im April initial zwei Wasserproben in unterschiedlichen Höhen (0,2 m und 0,8 m) über der Muschelbank entnommen und durch Filteranalysen ausgewertet.

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Übersicht über die Tidedynamik auf Austernmuschel- und Sandbank

Zur Einführung werden drei Tidezyklen für eine phänomenologische Beschreibung im Detail gezeigt (Abbildung 38). Strömungsprofile und -richtungen über den gesamten Messzeitraum zeigt (Abbildung 96) im Anhang. Durch die Anordnung der Messrahmen auf den Bänken sind nur die Tidephasen bei Überflutung sichtbar. Generell folgt hier einer kurzen Flut eine beinahe ebenso kurze Stauwasserphase. Während der Flutphase sind die Strömungsgeschwindigkeiten auf der Sandbank höher als auf der Muschelbank (vergleiche Abbildung 38 C und G, Abbildung 39 E). Die Stauwasserphase ist auf der Sandbank länger.

Auf der Muschelbank entwickelt sich schon kurz vor Erreichen des höchsten Wasserstands der westlich gerichtete Ebbstrom. Auf der Sandbank fällt dieser Zeitpunkt mit dem Hochwasser zusammen. Bevor auf der Sandbank Niedrigwasser herrscht, verringert sich die Strömungsgeschwindigkeit kurz bevor sie mit einem Richtungswechsel nach Süd noch einmal kurz ansteigt (Abbildung 38 und Abbildung 39). Die Magnituden der Ebbphasen sind auf Sand- und Austerbank ähnlich (Abbildung 39 E).

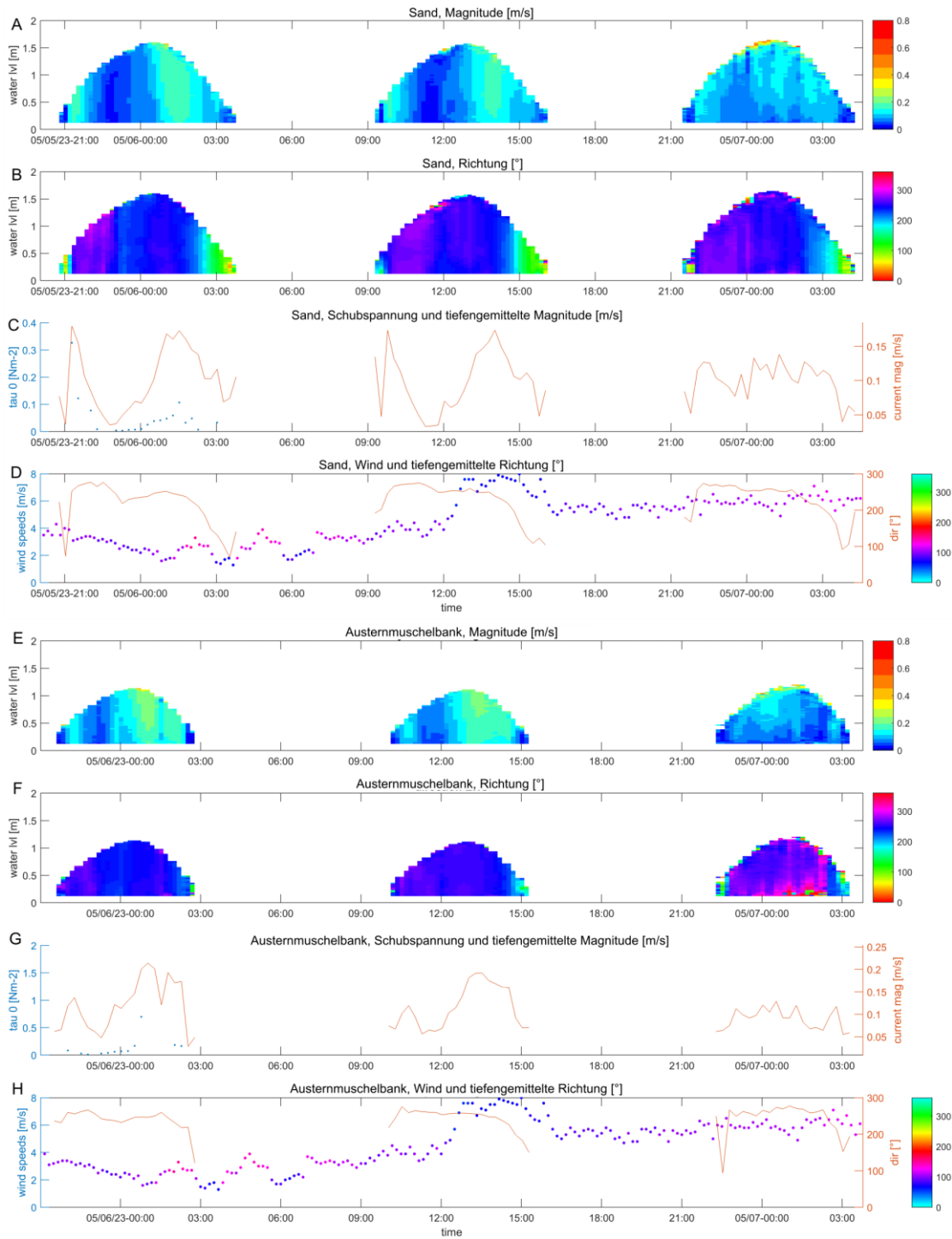


Abbildung 38: Exemplarischer Tidenzyklus auf Sandbank und Muschelbank. A-D Sandbank: A: Zeitlich gemittelte Strömungsmagnitudo, B: Zeitlich gemittelte Strömungsrichtung, C: tiefengemittelte Strömungsgeschwindigkeit und Bodenschubspannung, D: tiefengemittelte Strömungsrichtung, Windgeschwindigkeit und -richtung. E-H analog auf der Muschelbank.

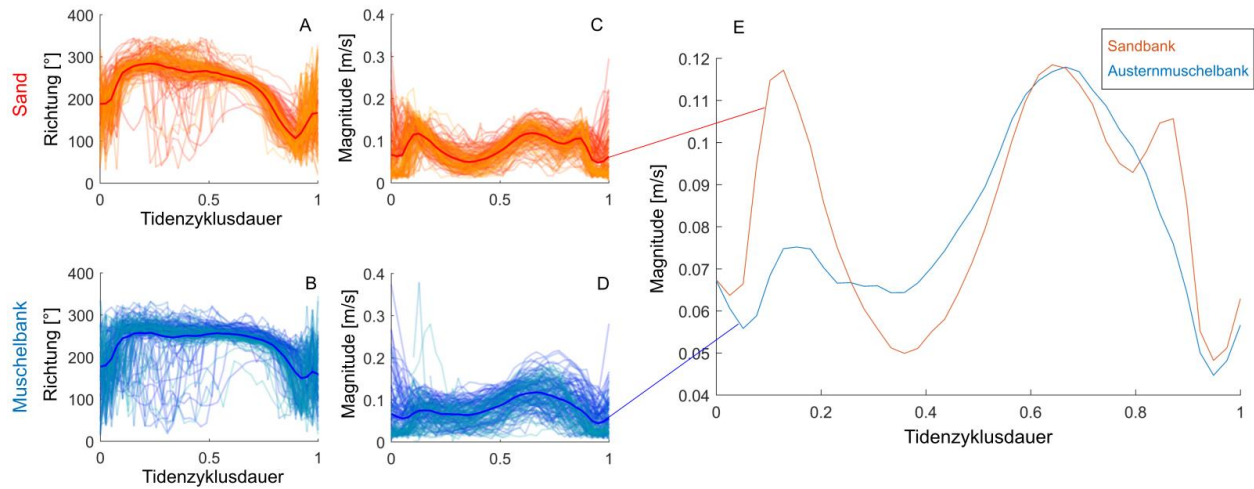


Abbildung 39: Tiefengemittelte Strömungsrichtungen (A und B) und -geschwindigkeiten (C und D) aller beobachteter Tidezyklen auf Sand- (rot) und Muschelbank (blau). E: Direkter Vergleich der wiederum gemittelten Strömungsgeschwindigkeiten auf Sand- und Muschelbank.

Der Wind hat im Bereich der Messstationen (sowohl auf Muschel- als auch auf Sandbank) deutlichen Einfluss auf die Wasserbewegung (Abbildung 38). Beispielhaft erkennt man, dass im Zeitraum zwischen 23.05.2023, 0:00 Uhr und 24.05.2023, 3:00 Uhr ansteigende Windgeschwindigkeiten von 10 bis 15 m/s aus Nordwest die Strömungsgeschwindigkeiten der Flut- und v.a. Ebbphase von 0,2 m/s auf unter 0,1 m/s abschwächen und weiter NW laufen. Interessanterweise zeigen die Strömungsmessungen auf Sand- und Muschelbank während der gesamten Periode überwiegend in westliche Richtungen (Abbildung 40).

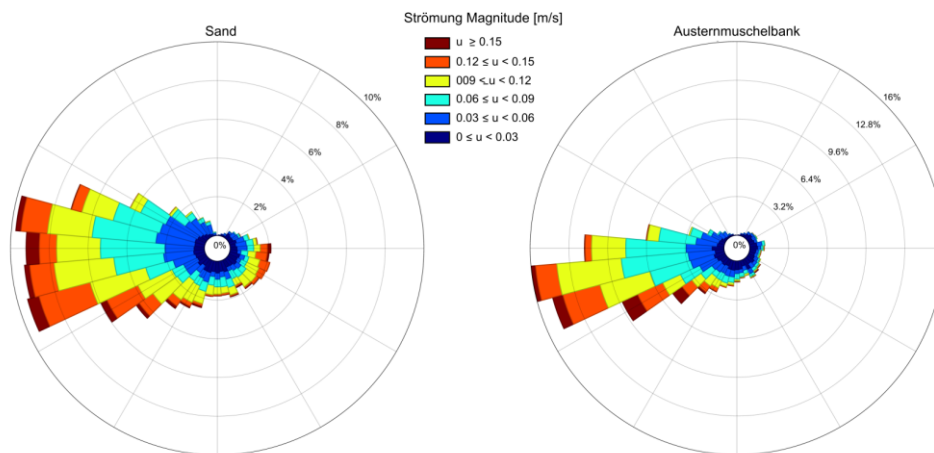


Abbildung 40: Strömungsverteilung für Sand- und Austermmuschelbank. Die Orientierung der Flächen gibt die Richtung an in die die Strömung fließt.

Diese im gezeitendominanten Wattgebiet zunächst unerwartete Beobachtung erklärt sich durch die lokale Zirkulation im Rückseitenwatt. Während die Überflutung während der Flutphase aus nordöstlicher Richtung erfolgt, wird in den Priel nach Südwestlicher Richtung entwässert. Im Geländemodell fallen auf der gesamten Muschelbank Strukturen auf, die sehr gut mit dieser gemessenen dominanten Strömungsrichtung übereinstimmen. Gemeint sind nach Süd-West geöffnete, fächerförmige Strukturen, die Ähnlichkeit mit Kolkmarken haben (Abbildung 41).

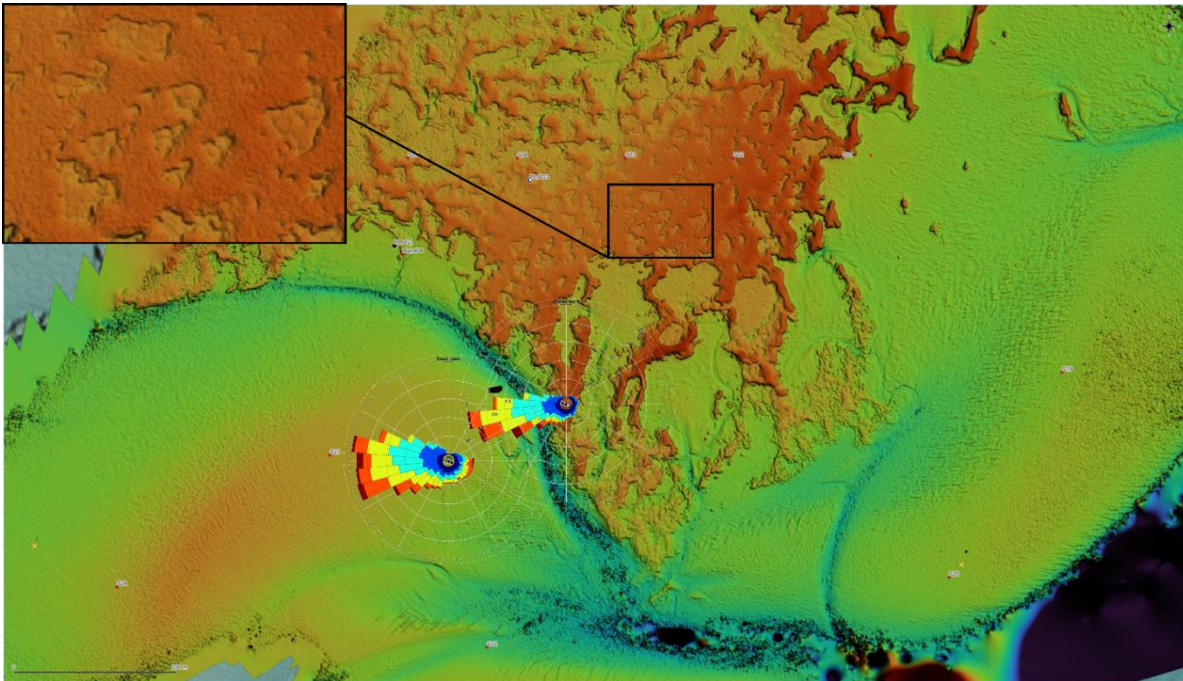


Abbildung 41: Geländemodell des Untersuchungsgebietes und Geschwindigkeitsverteilung an beiden Stationen. In der Detailansicht vergrößert die lokale Morphologie der Muschelbank, deren Hauptrichtung nach Südwest zeigt.

3.3.2 Hydraulische Parameter

3.3.2.1 AquaPro Current Profiler

Zu vielen Zeitpunkten lässt sich in den zeitlich gemittelten (Burst=3 min) Profilen nahe am Grund (ca. 0 bis 25 cm) eine logarithmische Grenzschicht (*log-Layer*) erkennen. Hier können die entsprechenden Rauheitslängen und Bodenschubspannungen gemäß Law-of-the-Wall Beziehung berechnet werden. In vielen Profilen fallen weitere logarithmische Bereiche in den darüber liegenden Schichten auf. Dies gilt sowohl für Austernmuschel- als auch Sandbank (Abbildung 42).

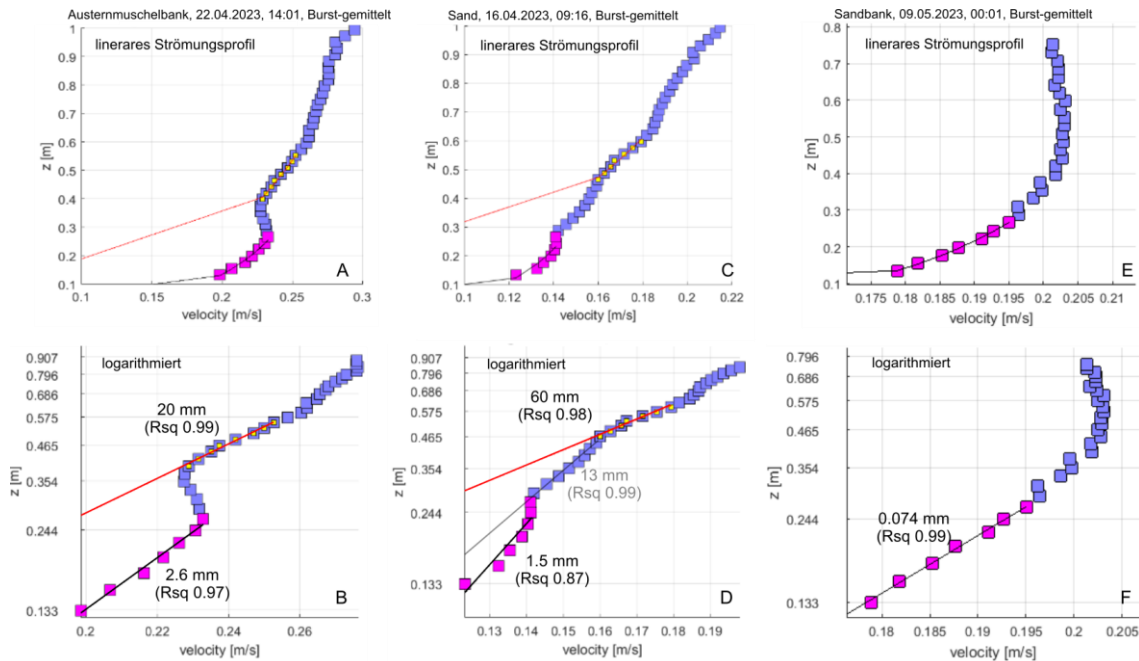


Abbildung 42: Exemplarische Darstellung einzelner Strömungsprofile. A: Strömungsprofil, welches sich zwischen 13 und 26 cm, und zwischen 39 und 55 cm Höhe logarithmisch verhält. B: Strömungsprofil, welches sich zwischen 13 und 26 cm, und zwischen 28 und 39 cm logarithmisch verhält. C: Strömungsprofil, welches sich zwischen 13 und 26 cm Höhe logarithmisch verhält.

Für neun Tidezyklen mit wenig Wind wurde das Konzept der „Law of the Wall“ für die einzelnen Bursts jeweils (wenn vorhanden) auf einen unteren und/ oder oberen log-Layer angewendet. Die Bereiche wurden manuell ausgewählt und Rauheitslängen und Schubspannungsgeschwindigkeiten berechnet. Die Verteilung der sich ergebenden hydraulischen Rauheitslängen z_0 zeigt bei Muschel- und Sandbank unterschiedliche Ergebnisse (Abbildung 43). Insgesamt ergeben sich Werte für $n=338$ Profile auf der Muschelbank. Abgeleitete z_0 Werte für den unteren log-Layer liegen zwischen 0,1 und 50 mm. Der Mittelwert liegt bei 6 mm. Der Mittelwert des oberen log-Layer liegt bei $z_0=26$ mm.

Auf der Sandbank liegen die z_0 -Werte ($n=544$) für den unteren log-Layer zwischen 0,1 und 23 mm. Der Mittelwert liegt bei 0,42 mm. Der Mittelwert der z_0 -Werte des oberen log-Layer liegt bei 8 mm.

Manuell gewählte log-Layer für neun Tidezyklen während schwacher Wind (<5 m/s) und Welle

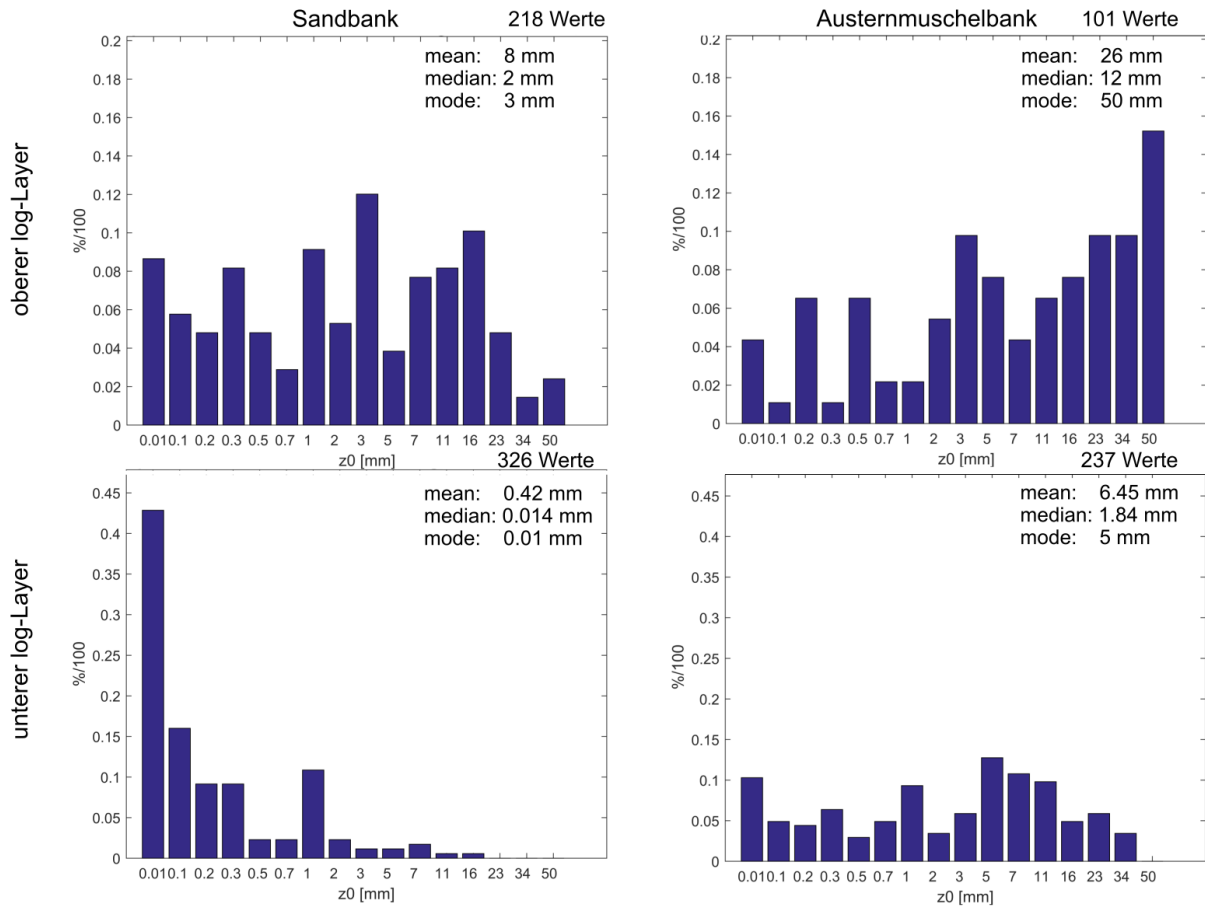


Abbildung 43: Verteilungen der ermittelten z_0 -Werte für (links) Sand- und (rechts) Austernmuschelbank. Es wurden jeweils für den unteren und wenn vorhanden oberen Log-Layer Rauheitslängen ermittelt.

Die durch die CTD Sonde ermittelten Dichtewerte des Wassers liegen über den gesamten Messzeitraum sehr konstant zwischen 1.012 und 1.016 kg/m^3 . Die Schwankung innerhalb einzelner Tidezyklen ist auch bei erhöhtem Niederschlag minimal. Aufgrund dessen wurde für die Berechnung der Schubspannung, sofern keine CTD-Messung vorhanden war, ein konstanter Dichtewert von 1.015 kg/m^3 angenommen.

3.3.2.2 NORTEK Vector

Bei beiden Lokationen (Austern- und Sandbank) sind in zwei unterschiedlichen Höhen NORTEK Vektoren (ADV) installiert. Messwerte der Geschwindigkeiten der ADVs liegen auf der Sandbank und Muschelbank bei wenigen Dezimetern pro Meter (Abbildung 44). Der Messwert der Burst-gemittelten Strömungsgeschwindigkeiten ist für das jeweils obere Gerät höher. Die beiden oberen Vektoren messen auf Austern- und Sandbank ähnliche Geschwindigkeiten. Während der Flutphase werden häufig Geschwindigkeiten von

0,3 m/s erreicht, während der Ebbphase häufig deutlich über 0,2 m/s. Auf der Austernbank die Geschwindigkeiten geringer. Für den gesamten Datensatz beträgt der Mittelwert der 10 % höchsten Geschwindigkeiten (also während Flut- und Ebbphase) für die Sandbank 0,24 m/s, und für die Austernbank 0,22 m/s.

Die turbulente kinetische Energie (tke) schwankt an beiden Lokationen für beide ADVs zwischen 0,001 und 0,003 m^2/s^2 . Zu Beginn der Flut, und zum Ende der Ebbe hin sind die Werte maximal. Die Korrelation von tke- und Geschwindigkeitswerten ist bei beiden Lokationen ersichtlich. Auf der Austernmuschelbank ist der tke-Wert des oberen ADVs häufig größer als der des Unteren (Abbildung 44 C). Auf der Sandbank variiert dies, mal zeigt der untere Vektor höhere Turbulenz, mal der obere. Die Werte liegen generell oft nah beieinander (Abbildung 44). Die Differenz der tke-Werte vom oberen und unteren ADV ist auf der Muschelbank wesentlich größer als auf der Sandbank.

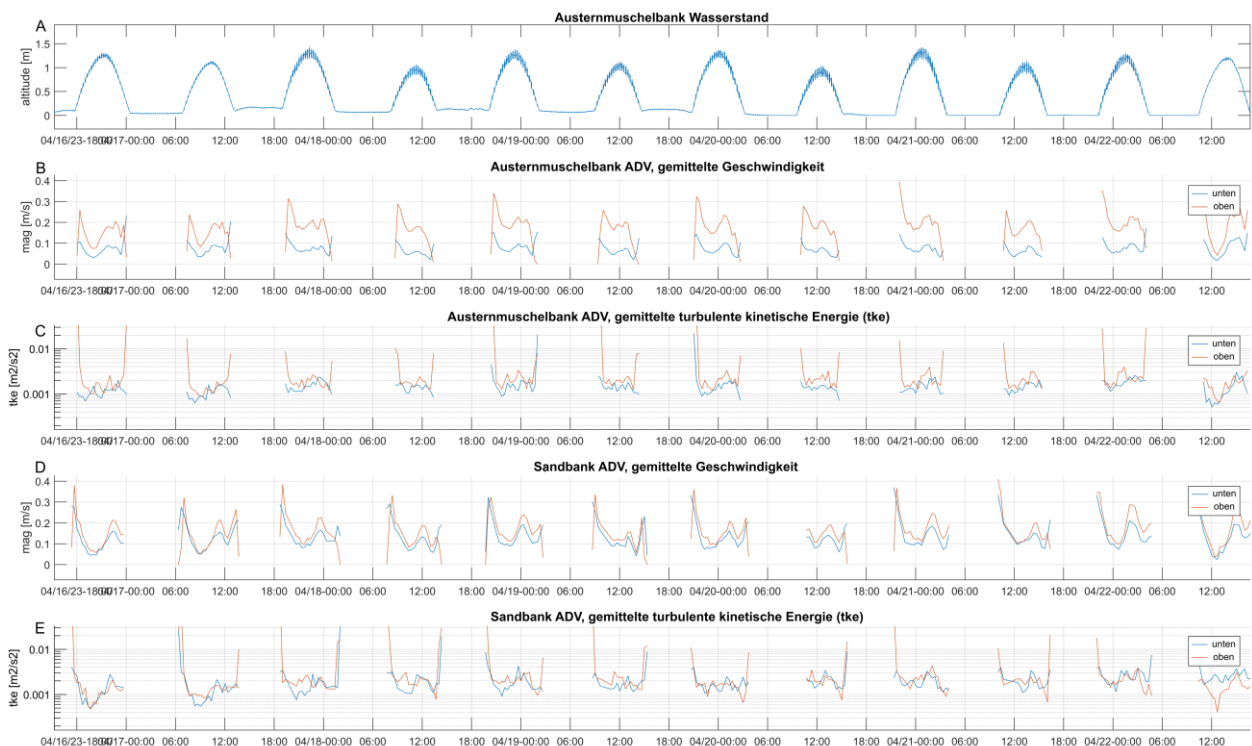


Abbildung 44: A: Wassertiefe B: Burst-gemittelten Strömungsgeschwindigkeiten für das jeweils obere (rot) und untere (blau) ADV für Austern- (B) und Sandbank (D). Gleichermaßen wird der Burst-gemittelte tke-Wert dargestellt (C und E).

3.3.3 Schwebstoffmessungen

Die Auswertung der Filteranalyse ergibt für die Wasserentnahme in 0,2 m Höhe eine Schwebstoffkonzentration von 0,383 g/l, und in 0,8 m Höhe eine Konzentration von 0,225 g/l. Diese Messungen sind Ergebnis einer Schöpfprobe während des Tidezyklus am 13.04.2023 02:16 bis 06:46 Uhr. Eine genaue Zuordnung

der Konzentration zu einem Zeitpunkt ist nicht möglich. Mikroskopisch sind in den Filtern jeder Entnahmehöhe neben der Matrix aus Tonmineralen verschiedene Partikel wie Mineralkörner (ca. 50 μm bis 100 μm) und Foraminiferen (100 bis 300 μm) erkennbar.

Die LISST Messung schätzt durch Laser Diffraktion die Volumen Konzentration der Partikel unterschiedlicher Größe in der Suspension ab. Eine Umrechnung in Massen Konzentration bedarf einer Dichte der Suspension. Nach Plausibilisierung durch den Vergleich mit der o.a. Bulk Probe wurde im Folgenden eine Dichte von 1.760 kg/m^3 angenommen. Über den gesamten Messzeitraum schwanken die über den Burst gemittelten Konzentrationen zwischen 20 und 500 mg/l (Abbildung 45, B). Die Partikelgrößen schwanken von 50 bis maximal 462 μm ; der oberen Grenze der Detektion des Gerätes (Abbildung 45, D). Während einzelner Tidezyklen ist die Abhängigkeit der Konzentration von der Strömungsgeschwindigkeit erkennbar.

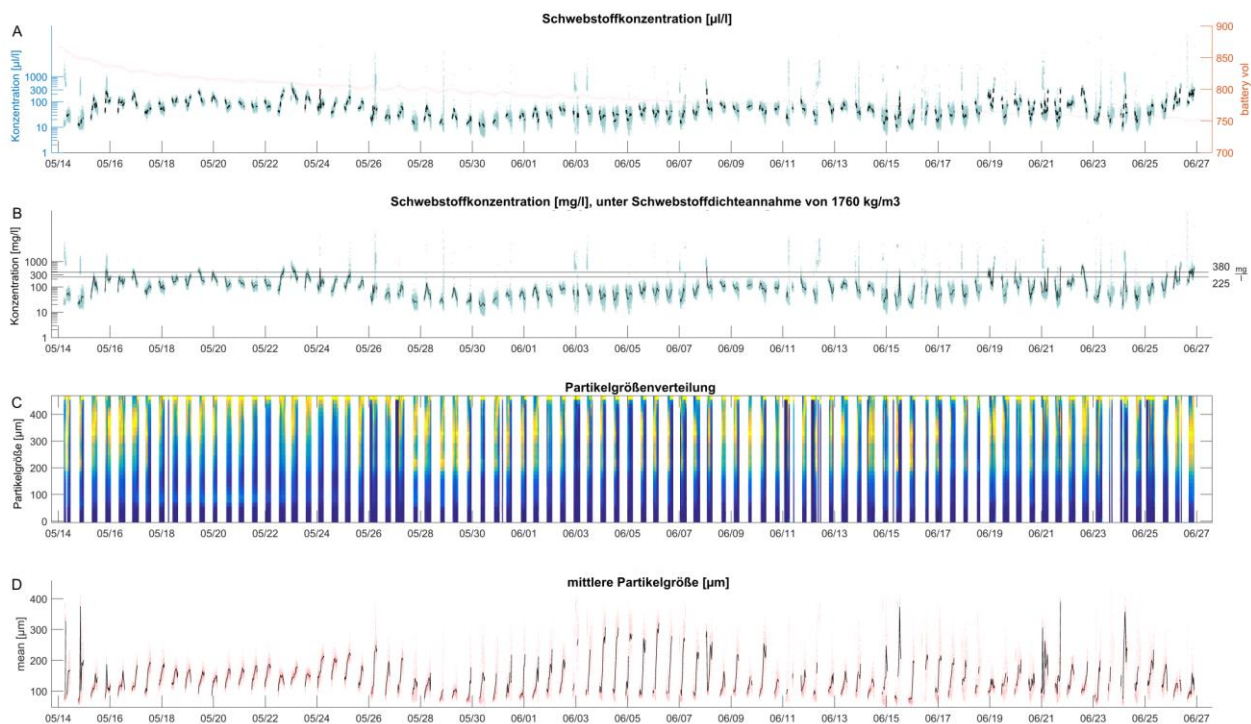


Abbildung 45: Übersicht über die im Zuge dieser Studie erhobenen LISST-Daten. Die Volumenkonzentration wurde unter Annahme einer Schwebstoffdichte von 1760 kg/m^3 in die Massenkonzentration umgerechnet.

Häufig ist in den Partikelgrößenverteilungen eine Bimodalität zu erkennen. Mit einem teilweise über den Tidezyklus ansteigenden dominanten Modus (300 bis 462 μm), und einem konstant bei ca. 200 μm verbleibenden Modus (Abbildung 46). Gelegentlich erkennt man in den Partikelgrößenverteilungen wie der dominante Modus zum Ende des Tidezyklus in sehr kurzer Zeit abnimmt (von 462 zu 300 μm , Abbildung 46 B

im zweiten Zyklus). Die mittlere Größe der Partikel nimmt während eines Tidezyklus meist stetig zu (von 70 μm auf 160 μm), bis sie meist im letzten Viertel des Zyklus zusammen mit stark abfallenden Strömungsgeschwindigkeiten wieder abnimmt (Abbildung 46 B).

Partikelgrößen größer als 462 μm kann das LISST nicht auflösen, weswegen bei Besetzung dieser Größenklasse auch deutlich größere Partikel in der Suspension vorkommen könnten.

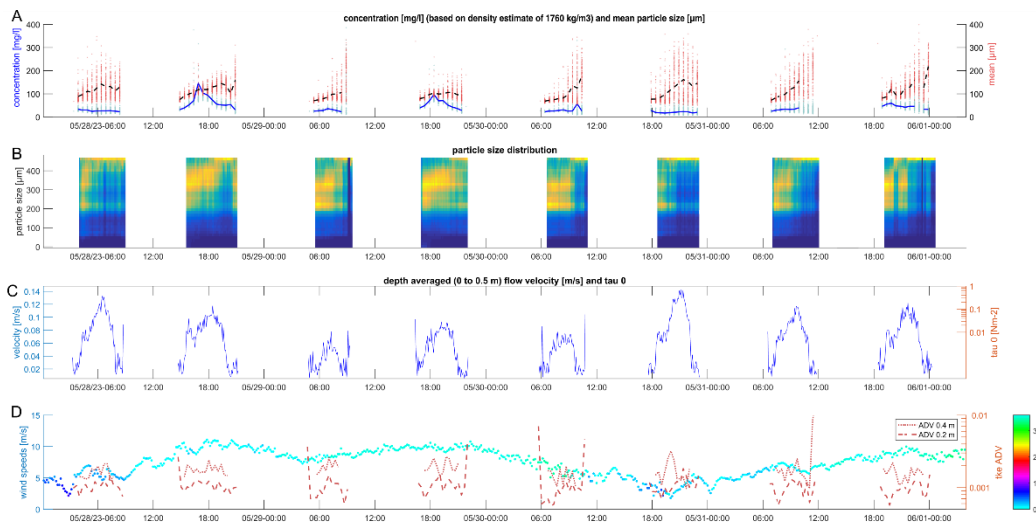


Abbildung 46: Burst-gemittelte Masse-Konzentrationen (blaue Linie) unter Annahme einer Schwebstoff-Dichte von 1760 kg/m^3 , und mittlere Partikelgrößen (rote Linie in A). Partikelgrößenspektrum (B) über acht Tidezyklen, tiefengemittelte Strömungsgeschwindigkeit (C), und tke mit Winddaten (D).

3.4 Diskussion

3.4.1 Hydraulische Rauheiten

Die hydraulische Rauheitslänge wird oft nach Nikuradse (1933) und Colebrook und White (1997) zu $z_0 = k_s/30$ angenommen. Dabei ist k_s die äquivalente Sandrauheit oder nach Dade et al. (2001) die geometrischen Abmessungen der Elemente der rauen Oberfläche. Für eine flache Sandoberfläche nennen Soulsby und Clark (1996) $z_0 = D_{50}/12$.

Auf der Sandbank liegen die gemittelten Rauheitswerte für den unteren log-Layer bei $z_0 = 0,01$ mm. Das entspricht theoretisch einer flachen Sandoberfläche mit einem mittleren Korndurchmesser von 0,12 mm. Eine Korngrößenanalyse der Sedimente der Sandbank ergab einen D_{50} des mäßig sortierten Feinsands von 0,124 mm. Der gemessene Wert für den unteren log-Layer auf der Sandbank ($z_0 = 0,01$ mm) lässt sich so plausibel als Kornrauheit interpretieren.

Auf der Muschelbank lagen die Werte für die hydraulische Rauheit z_0 für den unteren log-Layer im Bereich von Millimetern ($z_0 = 1,84$ mm). Das entspricht einer äquivalenten Rauheitslänge von $k_s=55$ mm und damit der Größenordnung der exponierten Teile individueller Austern im Untersuchungsgebiet. In der Literatur sind für ein anderes Austernriff im Wattenmeer Werte von $k_s=103 \pm 15$ mm genannt (Hitzegrad et al., 2022). Der gemessene Wert für den unteren log-Layer auf der Muschelbank ($z_0=2$ mm) lässt sich damit plausibel als Rauheit der individuellen Muscheln interpretieren.

In den vertikalen Strömungsprofilen liegt über dem bodennahen logarithmischen Geschwindigkeitsprofilen wie angegeben häufig ein weiterer Bereich, der ebenfalls logarithmischen Charakter zeigt. Derartige Beobachtung können als die Wirkung von ggfs. auch nur temporär wirkenden weiteren Rauheitselementen interpretiert werden, wie etwa asymmetrische Bodenformen in der Gezeitenströmung (Lefebvre et al., 2013; Smith und McLean, 1977).

Auf der Sandbank liegen die Rauheitswerte für den oberen log-Layer bei $z_0=2 - 8$ mm. Das entspricht der Größenordnung der allgemein angegebenen geometrischen Rauheit von „rippled sand“ $z_0=6$ mm (Soulsby und Clark, 1996, p. 49) und einer geometrischen Rauheitslänge von 6 bis 24 mm. Diese Größenordnung wurde als morphologische Variabilität (Rippel) in der Nähe des Messrahmens durchaus beobachtet. Der gemessene Wert für den oberen log Layer auf der Sandbank ($z_0=2 - 8$ mm) lässt sich plausibel als Rauheit der sandigen Bodenformen (Formrauheit) interpretieren.

Auf der Muschelbank liegen die Rauheitswerte für den oberen log-Layer bei $z_0=12 - 26$ mm. Das entspricht einer geometrischen Rauheitslänge von 36 bis 80 cm. Diese Größenordnungen wurden als morphologische Variabilität in der Muschelbank durchaus beobachtet. Der gemessene Wert für den oberen log Layer auf der Muschelbank ($z_0=12 - 26$ mm) lässt sich plausibel als Rauheit der Muschelbank interpretieren.

3.4.2 Schwebstoffkonzentration und Partikelgrößen

Über die gesamte Messkampagne liegen die über jeden Burst gemittelten Schwebstoffkonzentrationen zwischen 20 mg/l und 500 mg/l. Hauptsächlich variiert die Konzentration allerdings zwischen 10 mg/l und 100 mg/l. Diese Größenordnungen sind plausibel und sind vergleichbar mit in-situ Messdaten vor Spiekeroog (Badewien et al., 2009). Hier schwanken die jeweils vierminütig gemittelten Schwebstoff-Konzentrationen zwischen 0 mg/l und 140 mg/l.

Häufig zeigt sich eine bimodale Verteilung in den Korngrößen, wobei der schwächere Modus eine relativ konstante Größe von etwa 200 μm aufweist, während der dominantere Modus scheinbar von der Hydrodynamik beeinflusst wird. Über den Tidezyklus nimmt die Partikelgröße meist stetig zu. Ein Vergleich mit den Filterproben lässt die Hypothese zu, dass der schwächere Modus aus konstant großen Partikeln, wie

Foraminiferen oder Mineralkörnern, besteht. Der dominantere, variabelere Modus scheint Flockungsprozesse widerzuspiegeln, die in direkter Abhängigkeit zu den hydrodynamischen Bedingungen stehen. Ein 1989 von Dyer entwickeltes Modell beschreibt die grundlegenden Mechanismen der Flockenbildung (Dyer, 1989). Es stützt sich zum einen auf In-situ-Daten aus Ästuaren zum anderen auf Ergebnisse durch Laborexperimente. Das Modell veranschaulicht die Wechselwirkungen zwischen drei Schlüsselparametern: der Schubspannung, der Schwebstoffkonzentration und der Flockengröße. In Abbildung 47 A werden diese Parameter auf den Achsen eines Koordinatensystems dargestellt. Bei einer gegebenen Konzentration von suspendierten Feststoffen beobachtet man, dass die Flockengröße mit steigender Schubspannung bis zu einem bestimmten Punkt zunimmt. Übersteigt die Schubspannung jedoch ein kritisches Maß an Turbulenz, nimmt die Flockengröße wieder ab. Die Schubspannung fördert die Flockenbildung bis zu einem gewissen Punkt, weil Kollisionen von Partikeln wahrscheinlicher werden, zu hohe Intensitäten zerstören die bereits gebildeten Flocken allerdings wieder. Folglich existiert ein spezifischer Bereich optimaler Turbulenzintensitäten, in dem die Bildung der größten Flocken möglich ist. Dieser Bereich wird durch die Konzentration der suspendierten Feststoffe beeinflusst, da eine höhere Konzentration die Kollisionswahrscheinlichkeit und damit die Bildung größerer Flocken ebenfalls erhöht.

Der direkte Vergleich von Schubspannung (ADV-Daten), Schwebstoffkonzentration und mittlerer Partikelgröße (LISST) der Projektdaten ist in Abbildung 47 B dargestellt. Teilweise können Parallelen zum Modell von Dyer erkannt werden (Vergleich von Abbildung 47 A und B). Abschließend lässt sich aus den Projektdaten ableiten, dass Flockungsprozesse sichtbar sind und ebenfalls einen Einfluss auf das System ausüben.

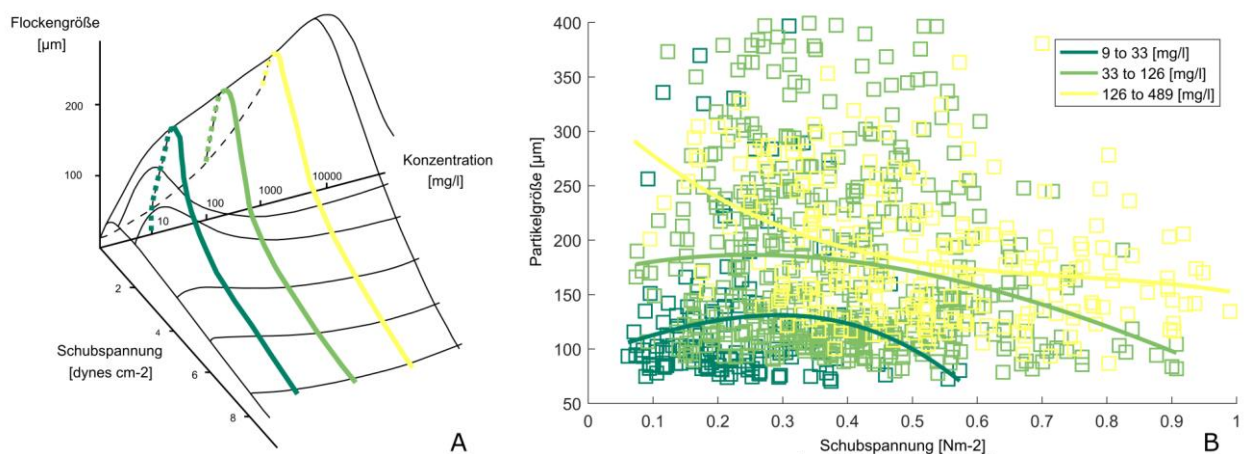


Abbildung 47: A: Modell von Dyer (Dyer, 1989) in welchem Schwebstoffkonzentration, Schubspannung und Flockengröße in Zusammenhang gebracht werden. B: Korrelation der drei Parameter mittel Messdaten des Projekts.

3.5 Fazit

Im Projekt konnten Messrahmen für den Einsatz im Wattenmeer entwickelt und installiert werden, die durch eine optimierte Kombination von Sensoren in-situ Zustandsgrößen der wichtigsten gewässerphysikalischen Parameter messen. Diese Rahmen sind flexibel für alle mit Schiff zugänglichen und trockenfallenden Bereiche im Wattenmeer einsetzbar und stabil. Zukünftige Einsätze sollen auch in Seegraswiesen und anderen ökologisch sensiblen Orten stattfinden.

Durch die Messungen sind neue Erkenntnisse (Systemwissen) über die hydraulischen Eigenschaften und Unterschiede von Muschel- und Sandbänken erhoben worden. Erstmals wurde die unerwartet unidirektionale Überströmung der Muschelbank qualitativ und quantitativ gezeigt und indirekt durch morphologische Formen plausibilisiert. Morphologische Analysen und Sedimentanalysen der Sand- und Muschelbank wurden durchgeführt.

Es liegen nun für zwei Nipp-Spring Tidezyklen hydro- und sedimentdynamische Daten zum Systemverständnis und zur Validierung numerischer Modelle vor: Turbulenzgrößen, Wasserstände, Wellenparameter und Strömungsgeschwindigkeiten wurden den Projektpartnern zum Vergleich mit Modellergebnissen übergeben.

Die Auswertung der Strömungsprofile hinsichtlich der hydraulischen Wirkung von Muschel- und Sandbänken hat neue Erkenntnisse über die Wirkung dieser wichtigen Elemente im Wattenmeer generiert. Die hydraulische Wirkung der Kornrauheit der Sandbank und Formrauheit von Muscheln konnten direkt quantifiziert werden. Zusätzlich konnte die Formrauheit der Bodenformen auf der Sandbank und die hydraulische Wirkung der Topographie der Muschelbank quantifiziert werden.

Messungen des Schwebstofftransports zeigen die Schwankungsbreite der Konzentrationen im Tidezyklus. Anhand der in-situ Messungen der Partikelgrößen konnte die Dynamik der Flockengrößen in Abhängigkeit von Schubspannung und Konzentration für das Gebiet gezeigt werden.

4. Aufbau und Erweiterung eines Modellwerkzeugs

4.1 Einführung

In diesem Kapitel wird das weiterentwickelte Modellsystem zur Grundlage eines ökologischen Sedimentmanagements detailliert vorgestellt. Die wesentliche Modellerweiterung liegt in der Berücksichtigung des Effektes von Muschelbänken und Seegraswiesen auf die Morphologie und den großräumigen Sedimenttransport. Für die Berücksichtigung von Seegraswiesen wurden auf bereits existierende Werkzeuge zurückgegriffen, während für die Berücksichtigung von Muschelbänken eine eigenständige Weiterentwicklung durchgeführt wurde.

In den beiden vorherigen Kapiteln wurden die innerhalb des Projektes gezielt durchgeführten Messungen beschrieben. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse zum Sedimentationsverhalten, der Sedimentzusammensetzung und des Einflusses auf die Hydrodynamik sind in die Modellformulierung eingeflossen bzw. ermöglichen diese in dem hier vorgestellten Detailgrad überhaupt erst.

4.2 Numerische Methodik

Die durchgeführten Untersuchungen basieren auf numerischen Berechnungen des Emsästuars, die mit dem mathematischen Strömungsmodell Delft3D-Flow und für die morphodynamischen Rechenläufe zusätzlich mit dem Modul für die Morphodynamik Delft3D-MOR durchgeführt wurden. Beide Teile werden voll gekoppelt verwendet.

Delft3D-FLOW (Deltares, 2018) basiert auf den Reynolds-gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen und den folgenden beiden grundlegenden Annahmen:

- Die Änderungen der Dichte geht nur in den Druck- bzw. Schwerkraftsterm ein (Boussinesq'sche Approximation).
- Es werden Flachwasserverhältnisse angenommen, da die horizontale Längenskala sehr viel größer als die vertikale Längenskala ist, und vertikale Beschleunigungen vernachlässigt werden.

Deshalb ist es ausreichend, die Impulsbilanz der Navier-Stokes-Gleichungen in den horizontalen Richtungen zu lösen. Die vertikale Geschwindigkeit wird über die Kontinuitätsbedingung bestimmt. Delft3D löst die Gleichungen mithilfe eines Finite Differenzen-Verfahren auf einem strukturierten und kurvenlinearen Rechengitter mit versetzt angeordneten Variablen („staggered grid“). Die Diskretisierungen im Raum und die Zeitintegration erfolgen kombiniert mit der „alternating-direction implicit“-Methode, einem semi-

impliziten Verfahren zweiter Ordnung (Deltares, 2018). Die Reynoldsspannungen werden mit einem k-L-Turbulenzmodell und einem empirischen Dämpfungsansatz (Perels & Karelse, 1982) modelliert.

Die oben angesprochene hydro-morphodynamische Kopplung erfolgt auf Zeitschritzebene in beide Richtungen („online mode“). Mit Delft3D-MOR können sowohl nicht-kohäsive Sedimentfraktionen als Geschiebe und in Suspension, als auch kohäsive Sedimentfraktionen in Suspension abgebildet werden. Sedimente werden bei diesem Ansatz über ihre Dichte ρ definiert, zusammen mit einer maximalen Sinkgeschwindigkeit w (s, \max) für kohäsive Sedimente und einem mittleren Radius D_{50} für nicht-kohäsive Sedimente. In die tatsächliche Sinkgeschwindigkeit der einzelnen Sedimentfraktionen an einem bestimmten Ort zu einer bestimmten Zeit gehen außerdem der Salzgehalt, eine Korn-Korn-Interaktion („hindered settling“) und eine Flockenbildung von kohäsiven Sedimentfraktionen ein (Mehta, 1986; van Rijn, 1993; Deltares, 2018; Oberrecht, 2021).

Die kritische, zur Erosion zu überschreitende Bodenschubspannung τ_{cr} , kann für kohäsives Sediment nur unzureichend nach dem Shields-Kriterium berechnet werden. Das liegt primär an den Kohäsionskräften zwischen den Feinsedimentkörnern, die infolge von (unterschiedlich starker) Konsolidierung und der damit variierenden Trockenrohddichte, stark schwanken. Da bisher das Konsolidierungsverhalten und die Implementierung in numerischen Modellen noch Gegenstand der Forschung sind, wird τ_{cr} für kohäsive Sedimente vereinfacht als konstanter Wert vorgegeben, der versucht, die natürlichen Bedingungen vor Ort zu beschreiben. Die tatsächlichen Erosionsraten hängen aber nicht nur von τ_{cr} und den Strömungsverhältnissen ab, sondern auch von der lokalen Verfügbarkeit des Sediments (je weniger Sediment einer Fraktion vorhanden ist, desto weniger kann davon erodiert werden) und von einer möglichen Korn-Korn-Interaktion von nicht-kohäsiven Sedimenten („hiding and exposure“). In Bewegung geratenes Sediment wird als Geschiebe und in Suspension mittels einer Advektions-Diffusions-Gleichung transportiert (Meyer-Peter-Müller, 1948). Längs- und Querneigung der Sohle gehen ebenfalls in den berechneten Geschiebetransport ein. Für weitere Details zur Implementierung sei auf Deltares (2018) verwiesen.

4.2.1 Ems-Dollard 2015 Modell

4.2.1.1 Modellgitter und Bathymetrie

Das Rechengitter (Abbildung 48), mit dem das Modellgebiet diskretisiert wird, erstreckt sich von der Schleuse Bollingerfähr im Süden bis ca. 20 km nördlich der Inseln Borkum und Juist. Im Westen endet das Modellierungsgebiet im Bereich der Wattwasserscheide Schiermonnikoog, im Osten im Bereich der Wattwasserscheide Baltrum. Um die Strömungs- und Sedimentverhältnisse in der Unterems wiedergeben zu können, wird außerdem das Leda/Jümme-Gebiet von der Mündung bei Leerort bis Dreyschloot im Modell erfasst. Das Modellgebiet umfasst somit den gesamten tidebeeinflussten Bereich der Ems und des

angrenzenden Leda-Jümme-Systems. Die Erweiterung über das Tidewehr in Herbrum hinaus stellt sicher, dass die bei hohen Tidehochwassern (Thw) erfolgende Ausbreitung der Tidewelle über das Wehr Herbrum hinaus abgebildet werden kann.

Im Bereich der Unterems beträgt die horizontale Gitterweite 15 m bis 20 m und mehr, sie wird aber über die Außenems bis hin zum nördlichen Rand des Gitters auf mehrere hundert Meter gestreckt. Insgesamt besteht das Modellgitter aus ca. 60.000 Berechnungsknoten in der horizontalen Ebene. Die Wassertiefe wird mit 21 Schichten aufgelöst. Um die sohnahen Prozesse darstellen zu können (Guan et al., 2005), sind diese 21 Schichten nicht äquidistant über die Wassertiefe verteilt, sondern werden von der Sohle in Richtung Wasseroberfläche gestreckt. Der Gitterabstand an der Sohle beträgt dabei 0,5 % der lokalen Wassertiefe, an der Wasseroberfläche 7,5 % der Wassertiefe. Der untere Rand des Gitters befindet sich immer auf Höhe der beweglichen Sohle, der obere Rand immer auf Höhe des ausgelenkten Wasserspiegels (sigma-Gitter). Die absolute vertikale Gitterweite variiert also sowohl räumlich als auch zeitlich.

Im Bereich des Ems-Ästuars werden in regelmäßigen Abständen Befliegungs- und Peildaten erhoben. Aus diesen Messdaten wird ein vollständiges Digitales Geländemodell (DGM) mit einer horizontalen Auflösung von 1x1 m erstellt. Die Topografie des hier entwickelte Ems-Dollard 2015 Modell basiert auf Vermessungen aus dem Jahr 2015 (ARGE smile consult - Inphoris, 2016).



Abbildung 48: Modellgitter des Ems-Ästuar-2015 Modells mit den seeseitigen Modellrand und Abfluss Positionen.

4.2.1.2 Anfangs- und Randbedingungen

4.2.1.2.1 Seerandsteuerung

Der Seerand des numerischen Modells wird mittels einer Zeitreihe, die die momentane Wasserstandsauslenkung vorgibt, angesteuert. Die Gesamtlänge des offenen Seerandes erstreckt sich auf einer Länge von 110 km. Da der Wasserstand entlang dieser Strecke in der Natur räumlich und zeitlich variiert, wird der Rand in Teilabschnitte unterteilt und für jeden Teilabschnitt eine eigene Zeitreihe vorgegeben. Bei diesem Modellrand ist der gesamte offene Seerand in 17 Teilabschnitte unterteilt. Dies erlaubt so eine möglichst naturähnliche Vorgabe der Wasserstandsdifferenz und –gradienten auf dem Seerand.

Die Generierung der Wasserstände erfolgt im Wesentlichen in zwei aufeinanderfolgenden Schritten. Im ersten Schritt wird die astronomische Seerandbedingung des numerischen Modells mittels Modellkaskade berechnet. Zuerst wird die großräumige Hydrodynamik mit dem kontinentalen Schelfmodell (Verboom et al. 1992) berechnet und an das feiner aufgelöste Deutsche-Bucht-Modell (WL|DELFT HYDRAULICS 1997) übergeben. Hier schließt das für die Auswertungen dieses Gutachtens genutzte, hochaufgelöste Ems-Dollart Modell an.

Im zweiten Schritt wird der Effekt des Windstaus berücksichtigt. Anhand der zum Modellrand benachbarten Pegel Huibergat, Borkum Fischerbalje und die Wasserstandsmessung auf der FINO1-Plattform, wird der mittlere Windstau berechnet und auf die astronomischen, durch die Modellkaskade ermittelten Wasserstandsabweichungen am Seerand extrapoliert. Dies erlaubt die Ermittlung einer realistischen Zeitreihe des Wasserstandes für jeden Knoten des seewärtigen Modellrandes. Eine solche ist vor allem für die Kalibrierung und Validierung des numerischen Modells maßgeblich und bildet eine Grundvoraussetzung für eine bestmögliche Reproduktion der gemessenen Wasserstands- und Strömungsmessungen entlang des Emsästuars.

Der Salzgehalt und die Temperatur sind ebenfalls als Zeitreihe am Seerand vorgegeben. So ist eine möglichst gute Reproduktion der Ästuarzirkulation gewährleistet. Es wurden die gemessenen Salzgehalts- und Temperaturdaten der FINO1-Plattform verwendet und als konstant über den Seerand angenommen. Die Messungen der beiden Parameter liegt für 6 Messtiefen vor (3, 6, 10, 15, 20 und 25 m u. NHN). Für die Verwendung als Randbedingung wurden die 6 Zeitreihen gemittelt. Es wird somit ein tiefengemittelter gemessener Messwert angesteuert. Die Fino1-Plattform ist zwar nicht direkt auf dem Seerand des Modellgitters, es wird aber davon ausgegangen, dass sich die Werte auf der Strecke nicht oder nur unwesentlich verändern. Zudem liefert diese seewärtige Messstation kontinuierlich Daten (15-min Zeitintervall) und längere Zeitreihen sind damit schon vorhanden. Andere Messpunkte seewärts des Modellgebietes in der Deutschen Bucht haben diese hohe Datenqualität nicht.

Für die Schwebstoffkonzentrationen liegen keine hochaufgelösten Zeitreihen, ähnlich wie beim Salzgehalt und der Temperatur, vor. Für eine mittlere Schwebstoffkonzentration kann auf Messdaten der Station Huibergat zurückgegriffen werden. Hier wurde für das Jahr 2010 eine mittlere Konzentration von 20 mg/l gemessen (Quelle: Überwachungsdaten (DONAR) Rijkswaterstaat, 1991–2009). Diese Konzentration wird am gesamten seewärtigen offenen Modellrand für die schluffige Fraktion als Schwebstoffkonzentration eingesteuert.

4.2.1.2.2 Binnenrandsteuerung

Das Modellgitter beinhaltet zwei landseitige offene Ränder, die mit Randbedingungen für den Oberwasserzufluss, einem Salzgehalt und der Temperatur, sowie Schwebstoffkonzentration versehen werden müssen. Der eine Rand ist bei Bollingerfähr und der zweite im Leda-Jümme Gebiet bei Dreyschloot.

Der Hauptzufluss der Ems befindet sich am Modellrand Bollingerfähr. Hier wird der Oberwasserzufluss der Ems eingesteuert. Das Wehr in Herbrum wird in der Modellierung berücksichtigt, so dass die Gezeitenausbreitung während mittlerer Tiden hier endet. Für die Oberwasserabflüsse werden Tagesmittelwerte der Messstation Versen verwendet (Abbildung 49). Aufgrund der Distanz zwischen Versen und dem landseitigen Modellrand, wird die Abflussganglinie mit einem Faktor von 1,1 multipliziert (Niederndorfer et al., 2014). Hierdurch werden weitere Zuflüsse zwischen Modellrand und Pegel berücksichtigt.

Die Zeitreihen für den Salzgehalt und die Wassertemperatur stammen vom Messpegel bei Herbrum. Es wurde angenommen, dass die gleichen Verhältnisse auch am Modellrand in Bollingerfähr vorliegen. Um den Transport von Bollingerfähr bis Herbrum, bzw. zurück mit zu berücksichtigen, wurden die Zeitreihen der Station Herbrum für die Wassertemperatur und den Salzgehalt um einen halben Tag in die Vergangenheit zurückgesetzt. Für die Eintragung fluvialer sandiger Sedimente aus dem Binnenland wurde eine Suspensionskonzentration von 0,02 g/l (Tippener, 1979) am südlichen Rand bei Bollingerfähr eingesteuert.

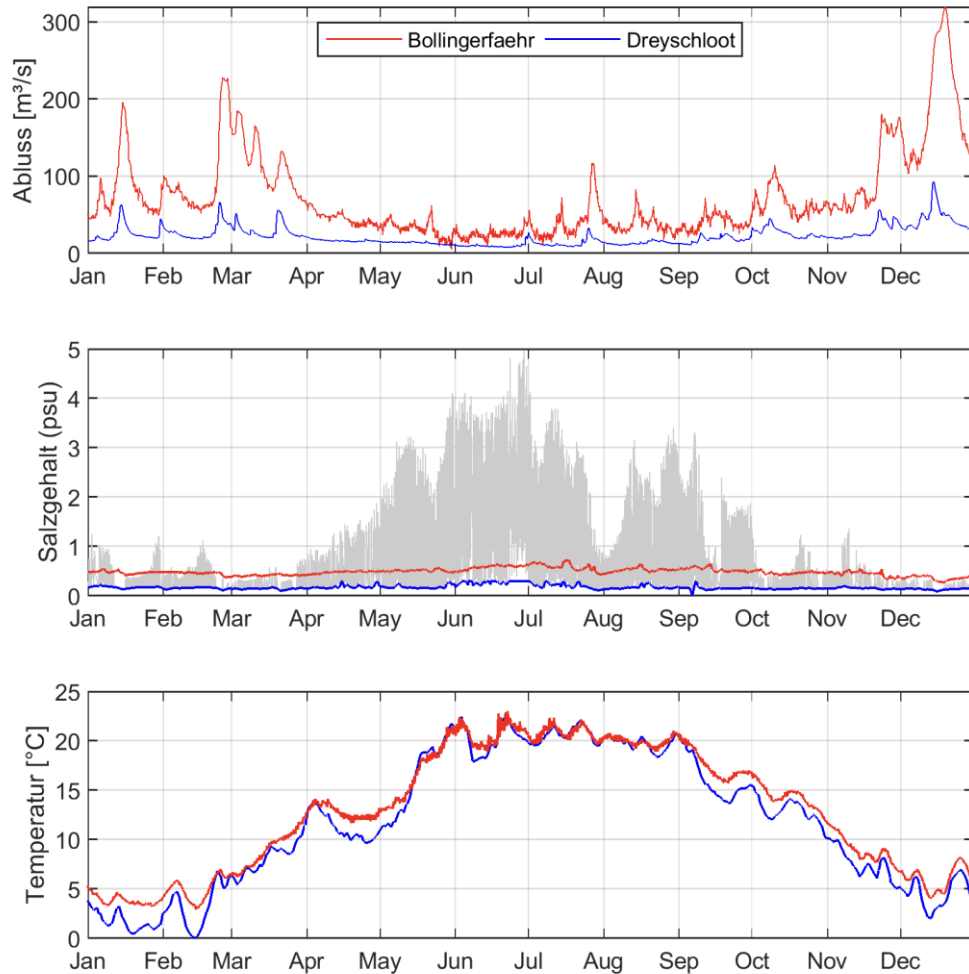


Abbildung 49: Darstellung der Randbedingungen des Binnenrandes im numerischen Modell bei Bollingerfähr (Ems, rot) und Dreyschloot (Leda-Jümme, blau) für das Jahr 2017. Oben der Oberwasserzufluss, in der Mitte der Salzgehalt und unten die Wassertemperatur. In der mittleren Darstellung ist in grau der Salzgehaltswert von der Messstation Leda dargestellt.

Für den landseitigen Oberwasserzufluss aus dem Leda-Jümme Gebiet liegen vom NLWKN Aurich Zeitreihen vor, die auf einer hydraulischen Berechnung basierend auf Wasserstrand, Niederschlag und Einzugsgebietsgröße (Abbildung 49 oben) beruhen. Der Oberwasserzufluss liegt so in Tagesmittelwerten vor, die bei Dreyschloot eingesteuert werden.

Die Wassertemperatur und die Eingangsdaten für den binnenseitigen Salzgehalt stammen von Messreihen vom Pegel Leer-Leda, oberstrom des Leda-Sperrwerkes. Die gemessene Wassertemperatur wurde ebenfalls als binnenseitige Wassertemperatur bei Dreyschloot angesteuert. Der Salzgehalt kann nicht direkt übernommen werden, da der Einfluss aus der Ems und das Gezeitensignal noch deutlich in den Messdaten erkennbar ist. Daher wurden lediglich die Salzgehalte bei Tnw an der Station Leer-Leda extrahiert und daraus eine Zeitreihe für das Jahr 2017 mit Tagesmittelwerten gebildet. Es wird hier davon ausgegangen, dass der

binnenseitige Einfluss des Salzgehaltes, bzw. des Oberwassers im Leda-Jümme Gebiet bei Tnw bis mindestens zum Leda-Sperrwerk reicht. Für den Import von fluvialen Sedimenten wird eine konstante Konzentration von 100 mg/l schlickiger Sedimente am Modellrand in Dreyschloot angenommen.

4.2.1.3 Sedimentologie

Die Morphodynamik basiert in den hier vorgestellten Rechenläufen auf neun Sedimentfraktionen, von denen eine kohäsive und acht Fraktionen nicht-kohäsive (63, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 800 μm) Eigenschaften aufweisen.

Als initiale Verteilung wurde für die eulitoralen Bereiche Satellitendaten (Sentinel-2) ausgewertet (Abbildung 50). Die durch Brockmann Consult GmbH analysierten Sedimentklassen sind anhand von Sedimentproben verifiziert, sodass zu jeder Klasse eine Sedimentzusammensetzung beschrieben werden kann. Diese Klassifizierung wurde anschließend in die neun Fraktionen im Modell übertragen. Im sublitoralen Bereich wurde eine bereits schon eingerechnete Korngrößenverteilung aus vorherigen Projekten (Masterplan Ems 2050) übernommen. Die initiale Belegung der Sohle wurde im hydro-morphodynamischen Modell über einen Monat eingerechnet, damit ein Gleichgewicht zwischen Hydrodynamik und Morphologie existiert. Ohne Einrechnung kommt es gerade zu Beginn der Modellrechnungen zu Überschätzungen im Sedimenttransport, allein nur durch die Anpassung der Sedimentverteilung, die in der Natur so stark nicht vorkommt. Daher ist eine initiale Einrechnung der Sedimentologie unerlässlich.

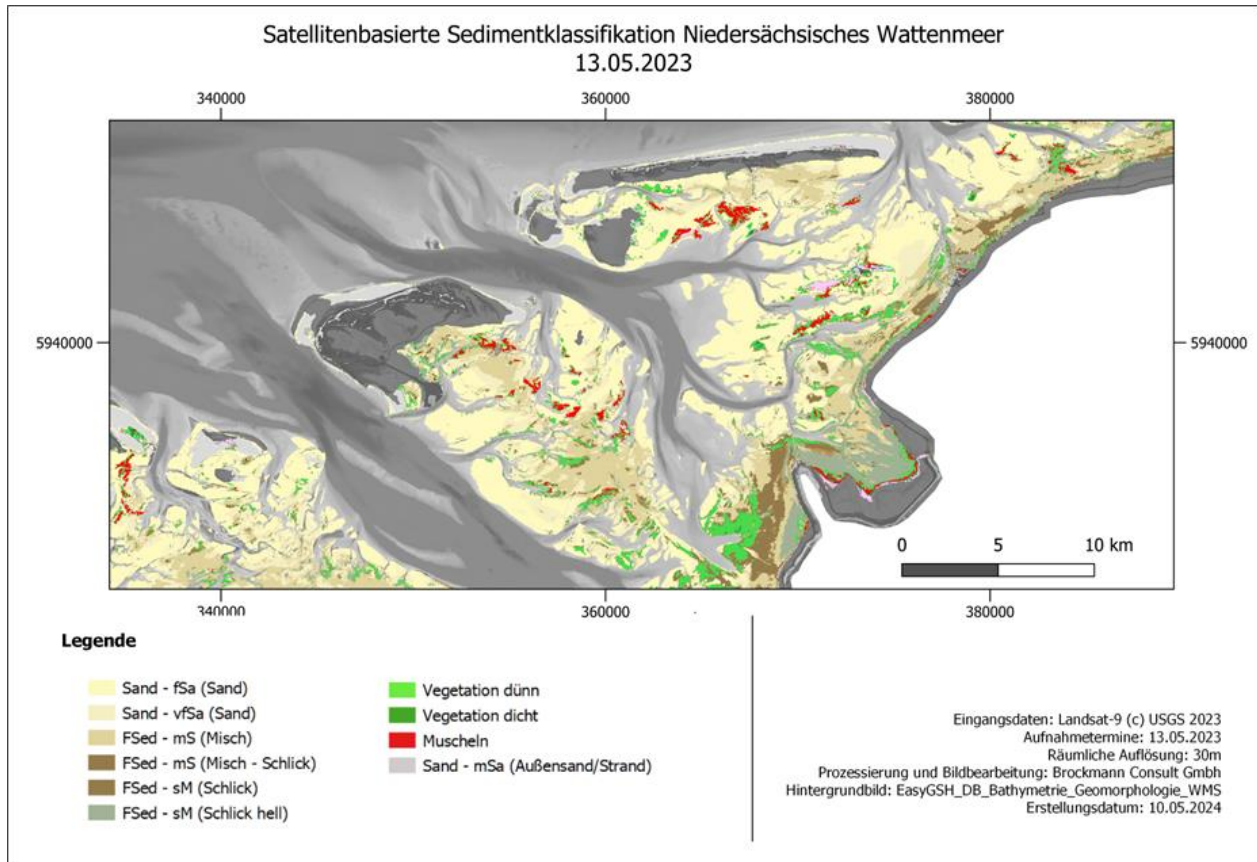


Abbildung 50: Darstellung der aus Satellitendaten (Sentinel-2) gewonnen Sedimentklassifikation im Bereich der Außen- und Osterems

Die resultierende Sedimentverteilung ist in Abbildung 51 abgebildet. Die Teilabbildung links zeigt den mittleren Korndurchmesser D_{50} der Sandfraktionen, die Teilabbildung rechts zeigt den Schluffanteil in der obersten Bodenschicht. Die Sedimentverteilung weist lokal große Unterschiede entsprechend der jeweils vorherrschenden hydrodynamischen Situation auf. Im Bereich der Außenems ist der Anteil an kohäsivem Sediment relativ gering, während er im Bereich der Unterems durchgehend über 30 % liegt.

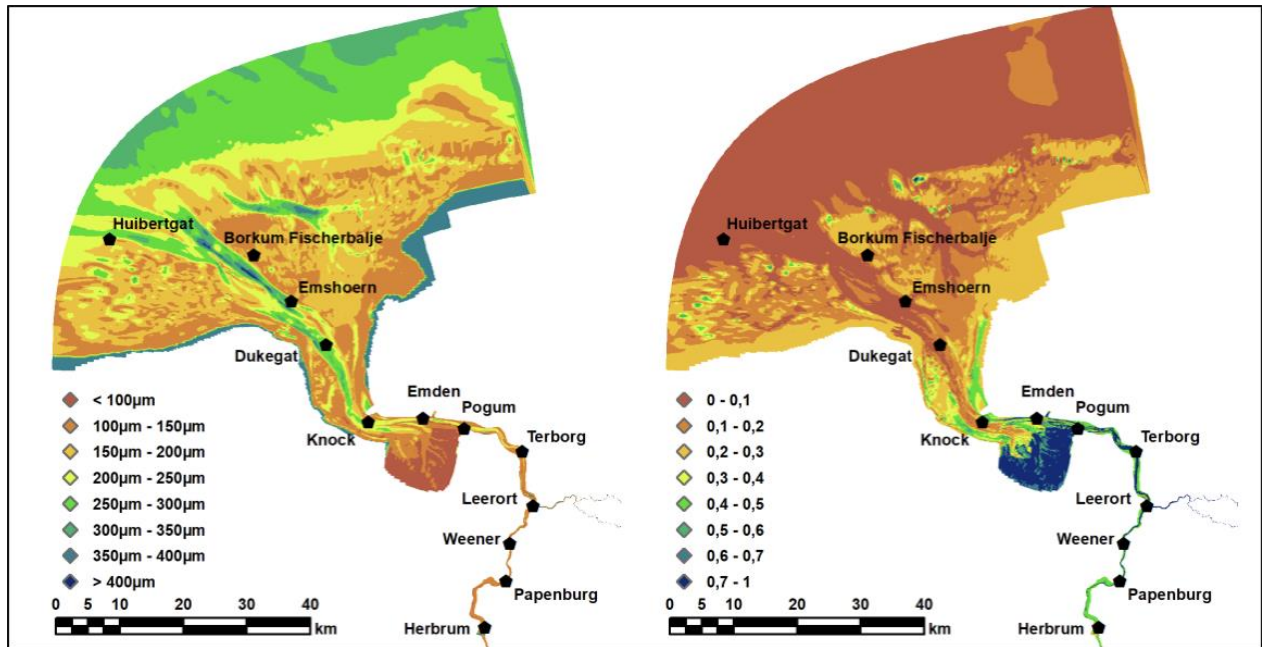


Abbildung 51: Eingerechnete Belegung des Sediments in der obersten Bodenschicht. Mittlerer Korndurchmesser D_{50} der Sandfraktionen (links) und Schluffanteil an der Sedimentmischung (rechts)

4.2.1.4 Muschelfelder im Eulitoral und Sublitoral in der Osterems

Zur Berücksichtigung von Muschelfeldern und deren Einfluss auf die u.a. Hydrodynamik, muss deren Lokation im Modell vorgegeben werden. Die Bestände der größtenteils eulitoralen Muschelbeete werden jährlich im Rahmen einer Kartierung erhoben (Adolph, 2023). Diese wurde im Modell implementiert. Anders ist es mit den Beständen im Sublitoral, bzw. mit der Größe der Ausbreitung der eulitoralen Muschelbeete ins Sublitoral hinein. Gerade im Bereich der Osterems kommen sublitorale Muschelbeete vor. Daher wurde im Rahmen einer externen Studie, hochaufgelöste Satellitendaten (SuperDove) verwendet um damit die Bestände im sublitoral zu detektieren. Das Ergebnis für das Jahr 2022 ist in Abbildung 52 dargestellt. Mit den gewonnenen Erkenntnissen ist es möglich, die Muschelbeete im gesamten Bereich der Osterems im Modell zu implementieren und so deren Effekt auf die Hydrodynamik und den Sedimenttransport zu berücksichtigen.

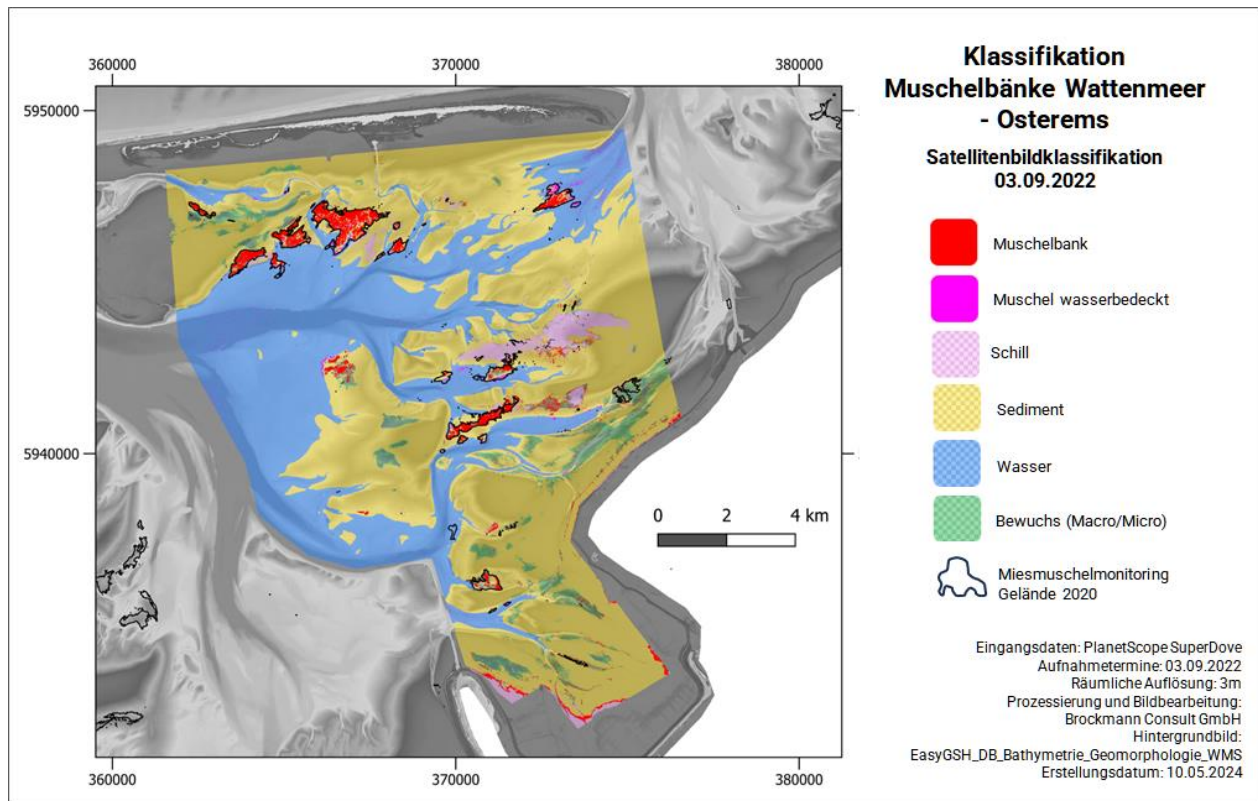


Abbildung 52: Darstellung der eulitoral und sublitoral Muschelfelder im Bereich der Osterems. Die eulitoral Muschelfelder stammen aus der jährlichen Kartierung (Adolphs, 2023), die sublitoral Muschelfelder aus der Analyse von Satellitendaten.

4.3 Berücksichtigung der Eigenschaften von Muschelfeldern

4.3.1 Allgemeine Anmerkung

Muschelfelder leisten im Rahmen ihrer Nahrungsaufnahme einen großen Beitrag zur Filterung/Reduzierung von schlammigen Sedimenten aus der Wassersäule. Im Rahmen verschiedener zurückliegender Forschungsvorhaben wurde das auch hier verwendete Modellwerkzeug signifikant weiterentwickelt. Daher weißt das hier verwendete Modell ebenfalls die Möglichkeit der Flüssigschlammbildung durch Berücksichtigung der Rheologie auf, und die Berücksichtigung eines komplexen Absinkverhaltens von schlammigen Sedimenten in Abhängigkeit der Schwebstoffkonzentrationen (Oberrecht, 2021).

Zur Weiterentwicklung des Ems-Dollart 2015 Modells der FSK im Hinblick auf die Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen Feinsediment und Austern werden in einem ersten Schritt die entsprechenden Rechenzellen mit der z_0 -Rauheit von 3 mm angenommen.

Anschließend wird die Filtrationsrate der Austern in der entsprechenden Wassertiefe als Sinkgeschwindigkeit formuliert und zur Sinkgeschwindigkeit des Sediments addiert. Da die Weiterentwicklung des Modells innerhalb des großräumigen Ems-Untersuchungsgebietes zeitaufwendig ist, wurde ein numerischer Kanal

entwickelt, um die Implementierung der Austerneigenschaften auf Strömungsgeschwindigkeit und Sedimentkonzentration zu überprüfen. Die Validierung erfolgte anschließend mit dem Ems-Dollart 2015 Modell.

4.3.2 Sohlrauheiten

Im numerischen Modell muss die Wirkung von Muschelbänken auf die Strömung durch eine lokale Erhöhung der Bodenrauheit dargestellt werden. Diese dämpft lokal die Strömungsgeschwindigkeit und damit auch Transportraten und deren morphologische Rückwirkungen. Van Leeuwen et al. (2010) geben beispielsweise eine Rauheit von 30 mm für Muschelbänke an. Hitzegrad et al. (2022) haben für Austernmuschelbänke auf der Kaiserbalje (östliche Jade, gemittelte Koordinate 53,6470116°N, 008,2664760°E) im Wattenmeer eine Rauheit von 103 +/- 15 mm gemessen. In eigenen Messungen auf der Randzel Muschelbank treten Größenordnungen von etwa $k_t=55$ mm und $z_0=1,84$ mm auf (siehe 3.4.1). Diese Werte quantifizieren die Rauheit der individuellen Muscheln. Um zusätzlich die Formrauheit der Strukturen auf den Muschelbänken zu berücksichtigen wurde hier flächenhaft ein z_0 Wert von 3 mm angesetzt.

Die entsprechenden Rechenzellen sind mit dieser Rauheit in der Weiterentwicklung und den Modellberechnungen gekennzeichnet. Abbildung 53 stellt die berücksichtigten Austernmuschelbänke Randzel 1, Randzel 2 und Nordland mit der entsprechenden z_0 -Rauheit dar. Die Rauheit ist auf den Austernmuschelbänken damit etwa sechsmal höher als auf dem den Muschelbänken umgebenden Boden.

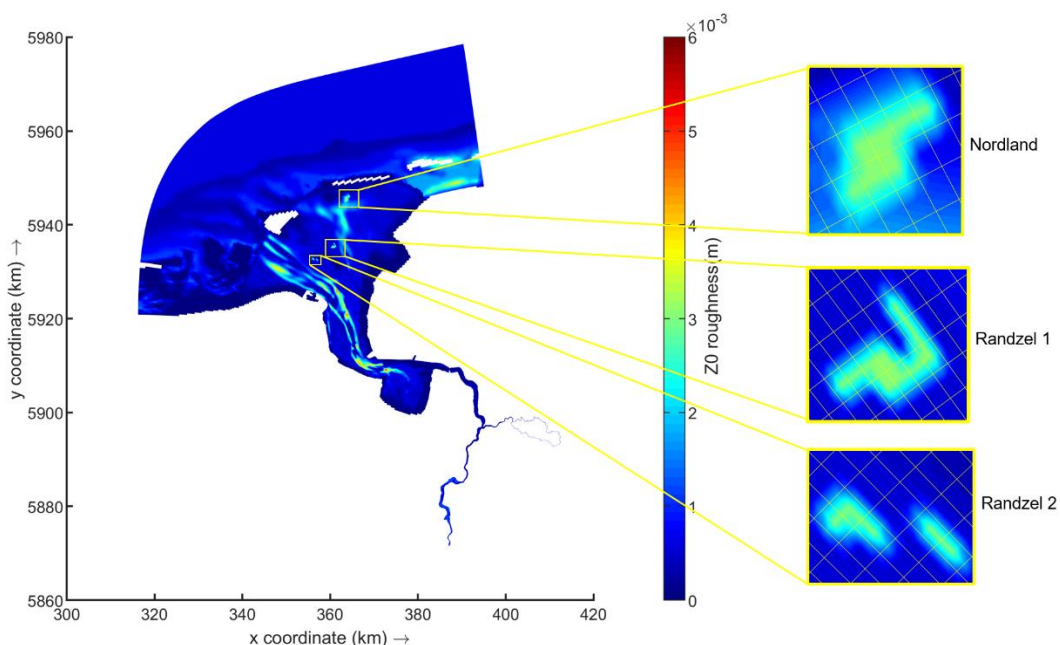


Abbildung 53: Erhöhte Rauheit (z_0) für die Austernmuschelbänke Randzel 1, Randzel 2 und Nordland im Einzugsgebiet Ems-Ästuar (Rechenzellen haben eine z_0 -Rauheit von 3 mm).

4.3.3 Sinkgeschwindigkeit/Filtrationsrat

Die Implementierung der Filtrationswirkung ermöglicht es, im Modell im entsprechenden Abstand zur Sohle die Sinkgeschwindigkeit der absinkenden Sedimente zu vergrößern. Abbildung 54(a) zeigt die dort vorgegebene Änderung der Sinkgeschwindigkeit in der Wassersäule oberhalb der Muschelbank. Die Sinkgeschwindigkeit wird in der Nähe der Oberfläche der Muschel (10 cm oberhalb der Sohle) entsprechend der bestehenden Laboruntersuchungen von Klemmstein et al. (2019) auf 0,014 m/s erhöht. Ist die Sinkgeschwindigkeit nach der Shields-Kurve bereits höher als die aus der Filtration abgeleitete, wird die Geschwindigkeit nicht erhöht. Da das aufgebaute Modell dreidimensional ist, stellt Abbildung 54(b) die Sinkgeschwindigkeitserhöhung in einem Querschnitt des Modells dar. Auf der rechten Seite des numerischen Kanals sind die Auswirkungen der vorhandenen Muschelbank durch eine erhöhte Sinkgeschwindigkeit deutlich erkennbar.

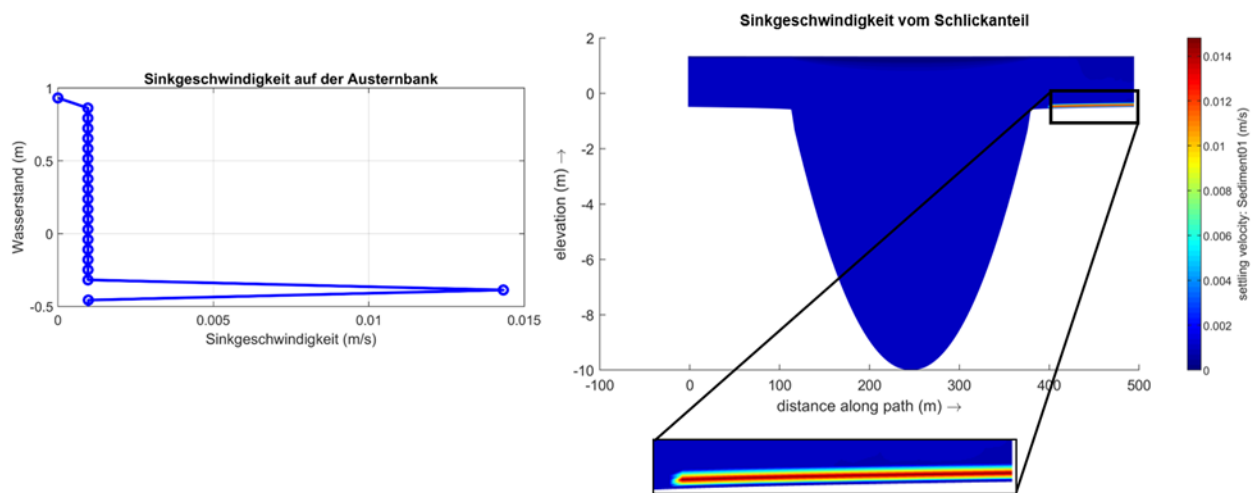


Abbildung 54: Sinkgeschwindigkeitsprofil in der Wassersäule über der Muschelbank (a) und Querschnitt der Sinkgeschwindigkeit im numerischen Kanal mit den Auswirkungen der Muscheln an der rechten Seite.

4.3.4 Kritische Schubspannungen zur Erosion

Die kritischen Schubspannungen für die Erosion von schluffigen Sedimenten wurden in dem Bereich der Muschelbänke angepasst. Da hier der Schlickanteil bei ca. 50-70% liegt, wurde dieser Wert von 0,4 Pa auf 1,5 Pa angehoben worden. Die Erhöhung geht auf Untersuchungen von Chen et al. (2021) zurück, der die kritische Schubspannungen zur Erosion in Abhängigkeit zum Schlickanteil untersucht hat.

4.3.5 Temperaturabhängigkeit

Die Auswirkungen der Muscheln auf die Sinkgeschwindigkeit kann durch die Leistung der Muscheln beeinflusst werden. Ehrlich & Harris (2015) haben die Auswirkungen der Wassertemperatur auf die Filtrationsrate der Muscheln durch einen vorgeschlagenen Beiwert von Cerco & Noel (2005) und Fulford et al. (2007) als eine Funktion der Wassertemperatur berücksichtigt (Abbildung 55). Die Filtrationsrate (Fr) wird definiert als ein prozentualer Wert der maximalen Filtrationsrate (Fr_{max}):

$$Fr = Fr_{max} * f(T) * f(SG) * f(TSS) * f(DO)$$

wobei T für die Wassertemperatur, SG für den Salzgehalt, TSS für die Gesamtheit der suspendierten Stoffe in der Wassersäule und DO für den gelösten Sauerstoff steht. Im weiterentwickelten Modell der FSK wurde die Auswirkungen der Wassertemperatur, des Salzgehalts und TSS berücksichtigt. Der gelöste Sauerstoff wird im Modell nicht berechnet und damit auch nicht berücksichtigt.

Die Funktion der Temperatur ist beschrieben nach Fulford et al. (2007) als:

$$f(T) = 0.55 * \exp(-0.015 * (T - 27)^2)$$

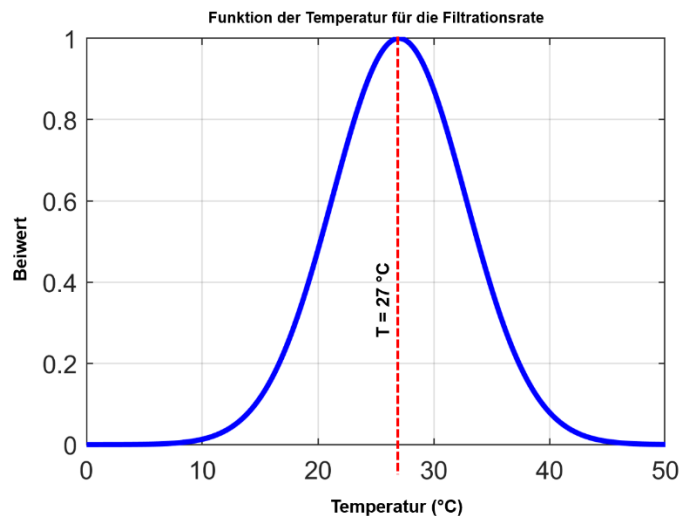


Abbildung 55: Beiwert der Wassertemperatur für die Filtrationsrate nach Fulford et al. (2007).

In Abbildung 55 ist ersichtlich, dass die optimale Wassertemperatur für die Muschelfiltration bei 27 Grad liegt. Der Einfluss anderer Wassertemperaturen wird durch Multiplikation des entsprechenden Beiwertes mit der maximalen Filtrationsrate F_{max} berechnet.

Eine 3D-Modellierung für die Wassertemperatur wurde berücksichtigt, um den Einfluss der Wassertemperatur auf die Filtrationsrate der Muscheln zu berücksichtigen. Abbildung 56 zeigt exemplarisch die Wassertemperatur (links) und den entsprechenden Faktor für die Filtrationsleistung der Austern (rechts).

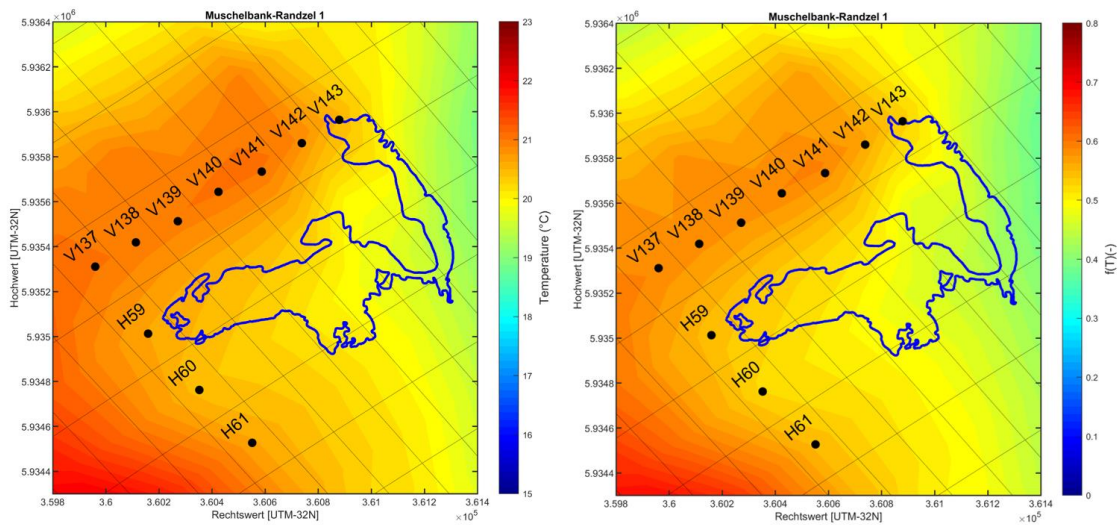


Abbildung 56: Wassertemperatur in der Wasseroberfläche mit entsprechenden $f(T)$ am 03. Juni 2017 um 18:00:00 Uhr für die Randzel I-Muschelbank.

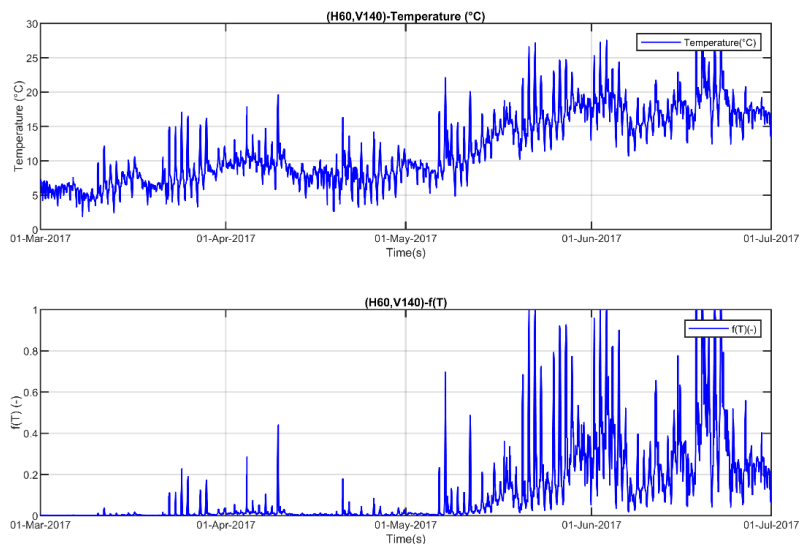


Abbildung 57: Zeitreihe der Wassertemperatur in der Wasseroberfläche mit entsprechenden $f(T)$ für die Randzel I-Muschelbank.

Abbildung 57 stellt die Zeitreihe der Wassertemperatur für das innerhalb der Muschelbank liegende Gebiet in der Rechenzelle (H60, V140) (siehe Abb. 9 für die Benennung der Rechenzellen) dar. Es zeigt sich, dass die Austern ab Mitte März eine im Vergleich zum Zeitraum davor höhere Leistung zur Filtration haben.

4.3.6 Salzgehaltsabhängigkeit

Salinität beeinflusst die Leistung der Muscheln zur Filtration der Wassersäule ebenso, da die Muscheln einen bestimmten Salzgehalt benötigen, um das Wasser zu klären bzw. zu filtrieren. Der Studie von Fulford et al. (2007) zufolge fangen die Austern erst mit einer Salinität von 5 PSU an, die Wassersäule zu filtern. Außerdem verändert sich von einer bestimmten Temperatur und Salzgehalt (>12 PSU) die Klärungsleistung der Muscheln nicht mehr. Deshalb wurde die Funktion der Salinität in dem weiterentwickelten Modell definiert als:

Abbildung 58 stellt den Einfluss der $f(\text{SG})$ auf die Muschelleistung zur Klärung des Wassers dar.

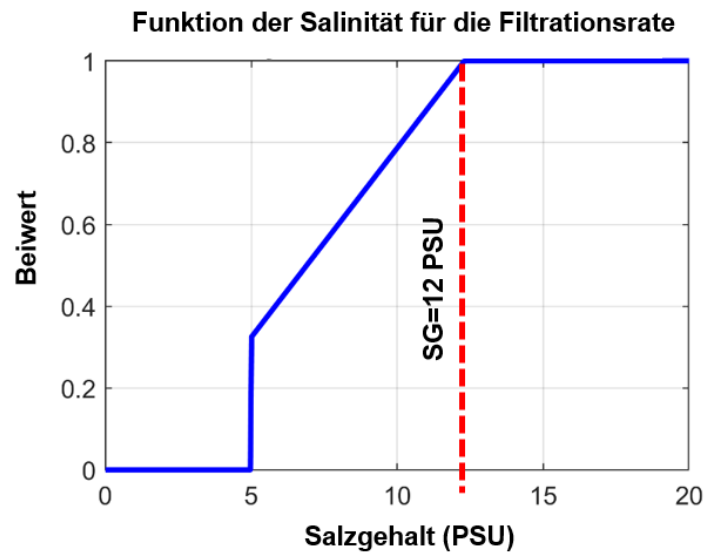


Abbildung 58: Beiwert des Salzgehaltes für die Filtrationsrate nach Fulford et al. (2007).

Abbildung 59 stellt beispielhaft den Salzgehaltfaktor für die Muschelbank in Randzel 1 dar. Da der Salzgehalt größer als 12 PSU ist (siehe Funktion für den Salzgehaltfaktor), leisten die Austern ihre optimale Leistung auf der Muschelbank Randzel 1.

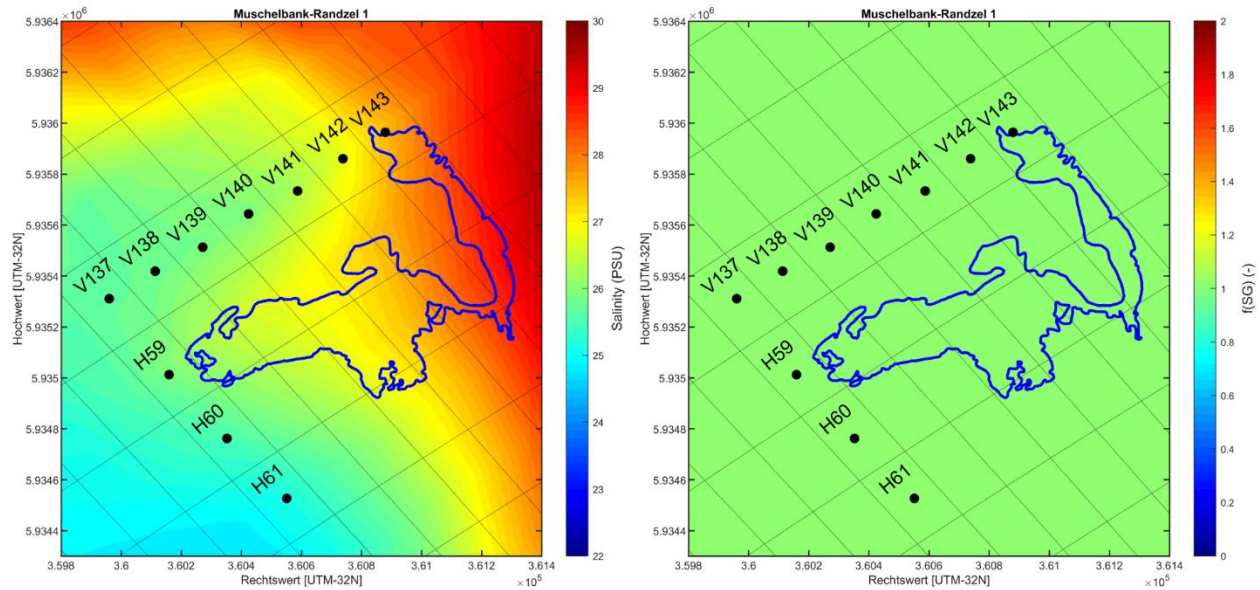


Abbildung 59: Salzgehalt in der Wasseroberfläche mit entsprechenden $f(T)$ am 03. Juni 2017 um 18:00:00 für die Randzel 1-Muschelbank.

4.3.7 Abhängigkeit zur Suspensionskonzentration (TSS)

Der bestehende Schwebstoffgehalt in der Wassersäule beeinflusst die Filtrationsleistung der Austern. Fulford et al. (2007) haben festgestellt, dass Austern erst bei einer TSS > 4 mg/l mit der Filtration beginnen. Bis zu einer TSS von 25 mg/l bleibt die Filtrationsrate auf dem höchsten Filtrationsbeiwert (d.h. $f(TSS)=1$). Ab einer TSS > 25 mg/l wird die Filtrationsrate logarithmisch durch die gegebene Gleichung von Fulford et al. (2007) beschrieben als:

$$f(TSS) = 10.364 * (\log(TSS))^{-2.0477}$$

Abbildung 60 stellt die Leistung der Austern entsprechend der empfohlenen Gleichung von Fulford et al. (2007) dar. Daraus lässt sich ableiten, dass die optimale TSS für die Filtration der Muscheln zwischen 4 – 25 mg/l liegt. Eine Erhöhung der TSS hingegen reduziert die Filtrationsleistung.

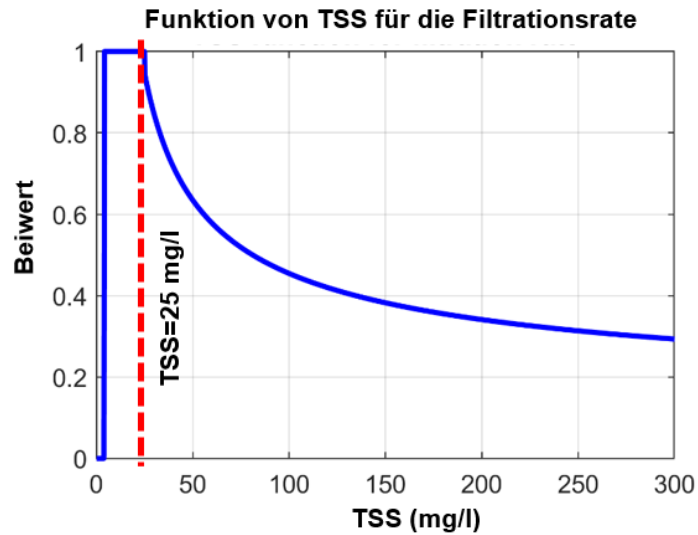


Abbildung 60: Beiwert von TSS für die Filtrationsrate nach Fulford et al. (2007).

TSS (mg/l) ist durch die Sedimentkonzentration in der entsprechenden Wassertiefe für die TSS-Funktion berechnet. Abbildung 61 stellt exemplarisch einen Zeitpunkt für den TSS und den entsprechenden Faktor für die Filtrationsrate, $f(\text{TSS})$, dar. Diese Funktion wurde im Modell verwendet, um die zeitlich variable Funktion der Austern zu modellieren. Abbildung 62 zeigt die Zeitreihe der TSS und den entsprechenden TSS-Faktor. Dies verdeutlicht, dass das weiterentwickelte Modell die Filtrationsrate der Austern zeitabhängig durch die bestehende Schwebstoffkonzentration darstellen kann.

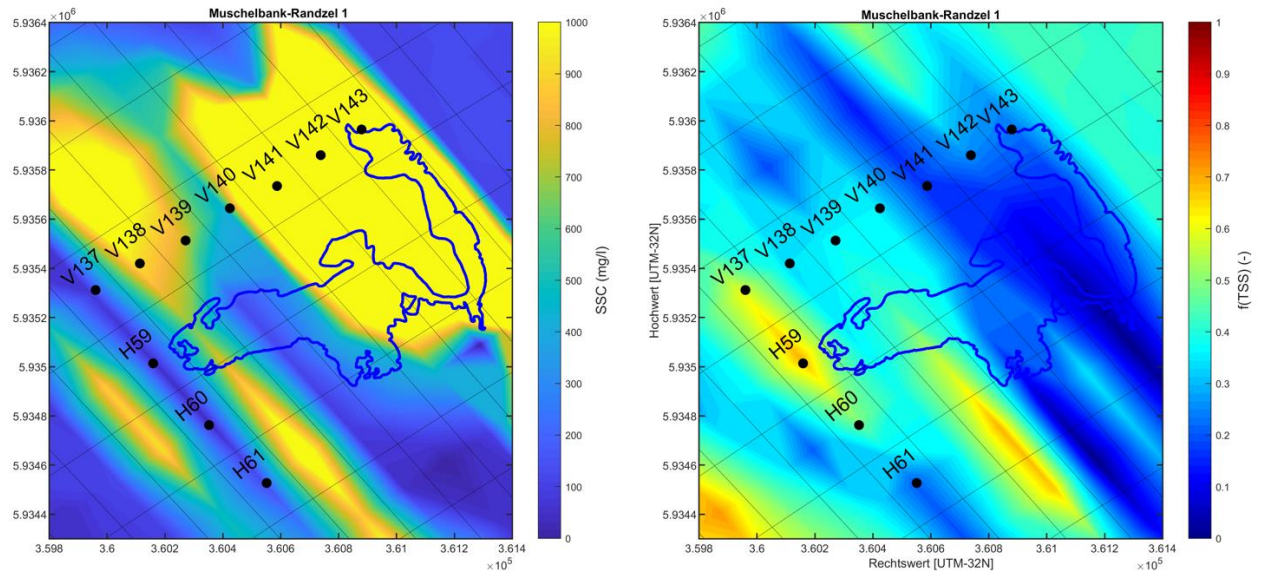


Abbildung 61: TSS in der Wasseroberfläche mit entsprechenden $f(TSS)$ am 12. April 2017 um 18:00:00 Uhr für die Randzel 1-Muschelbank.

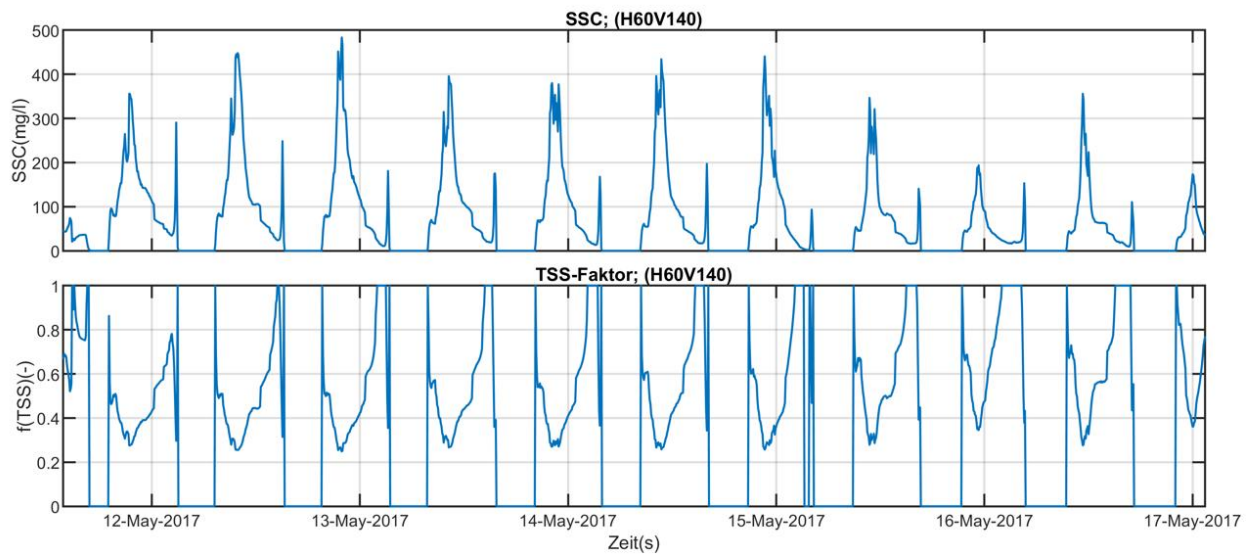


Abbildung 62: Zeitreihe der TSS in der entsprechenden Wassertiefe für Austern mit entsprechenden $f(TSS)$ für die Randzel 1-Muschelbank.

4.4 Berücksichtigung von Seegraswiesen

Für die Berücksichtigung des Effekts von Seegraswiesen auf die Morphologie wurde in diesem Projekt kein neuer Ansatz entwickelt. Vielmehr wurde hier auf einem bereits existierenden Ansatz in der Delft3D Modellbibliothek zurückgegriffen. Daher sind die Ergebnisse hinsichtlich der Effekte von Seegras auf die Hydrodynamik und Morphodynamik nicht für das Gebiet validiert, da keine direkt verwertbaren Messdaten aus dem Bereich des Niedersächsischen Wattenmeers vorliegen.

Die Wirkung von Vegetation wurde mit Hilfe der Trachytopen-Funktion parametrisiert. Diese Funktionalität ermöglicht die Spezifizierung der Sohlenrauheit und des Strömungswiderstands durch die Verwendung von Rauheits-/Widerstandsklassen nach Baptist et. al. (2007). Die Formel erfordert Parameterschätzungen für die als starr angenommene Vegetationshöhe (h_v) und -dichte (n), den Strömungswiderstandskoeffizienten (C_d) und die Rauheit des unbewachsenen Bodens (C_b). Für diesen Fall werden folgende Werte verwendet: $h_v = 0,4$ [m], $n = 160$ [m^{-2}], $C_d = 0,4$ und $C_b = 35,4$ [$m/1/s$]. Die Werte basieren auf Zuo et. al. (2020), wobei die Vegetationsdichte für unsere Anwendungsbeispiele (Kap. 5.6) nach Sensitivitätsprüfungen reduziert wurde.

4.5 Validierung und Diskussion der Berechnung der Sedimentation/Erosion auf den Muschelfeldern

Zur Validierung des neu entwickelten Modellansatzes werden die Ergebnisse der längerfristigen Sedimentations-Erosions Messungen herangezogen. Längere Zeitreihen liegen hierzu für die Muschelbank Nordland und auf dem Randzel (1) vor. Die Länge der vorhandenen Messdatenreihen liegt bei den beiden Bänken zwischen 1,5 bis 2,5 Jahre. Auf der dritten Muschelbank (Randzel 2) sind bisher nur wenige Messdaten vorhanden, so dass hier auf einen Vergleich verzichtet wird.

Für die Validierung wurden zwei Modellläufe mit unterschiedlichen Konfigurationen durchgeführt. Der erste Modelllauf (Fr_{max}) beinhaltet neben den Rauheitseffekten auch die Filtrationsrate. Es wird die Filtrationsrate in Abhängigkeit der Entfernung zur Muschel nach Klemmstein et al. (2019) verwendet. Die Filtrationsrate wird dabei als Sinkgeschwindigkeit implementiert. Im zweiten Modelllauf ($Fr(T, SG, TSS)$) wird die nach Klemmstein et al. (2019) berechnete lokale Sinkgeschwindigkeit zusätzlich in Abhängigkeit der Temperatur, Salzgehalt und Schwebstoffkonzentration reduziert. Die zusätzliche Reduzierung hat den Vorteil, dass so saisonale Effekte berücksichtigt werden können.

4.5.1 Muschelbank Nordland

Die Muschelbank auf Nordland, südlich von Juist, liegt direkt angrenzend zur tiefen Rinne Memmertbalje (s. Abbildung 4). Grundsätzlich ist dieses Gebiet durch geringe morphologische Aktivität gekennzeichnet, wie im Vergleich der Topografien von 2010, 2015 und 2021 erkennbar ist. Veränderungen im Bereich der Muschelbank sind relativ gering und schwanken zwischen maximal 20 cm zwischen 2010 und 2015 und 4 cm zwischen 2015 und 2021 (Abbildung 63). Daraus lässt sich ablesen, dass seit 2010 die Sedimentationsraten im Bereich der Muschelbank auch abnehmen.

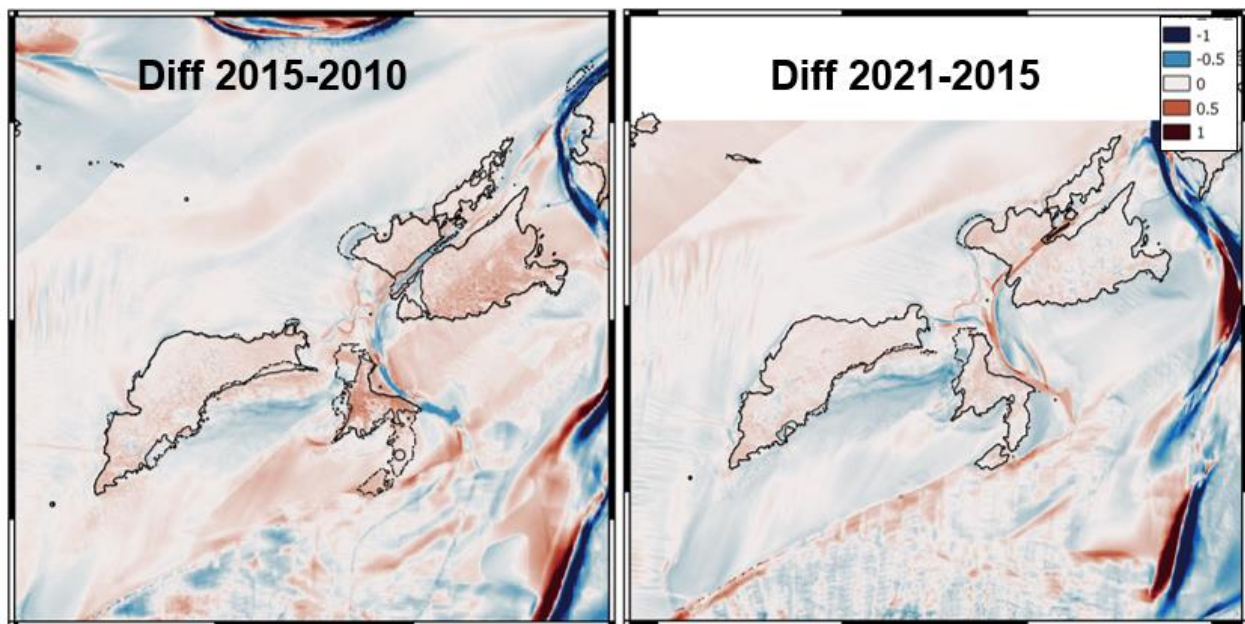


Abbildung 63: Darstellung der Differenzen (Sedimentation/Erosion) der gemessenen Topografien 2015–2010 (links) und 2021–2015 (rechts) im Bereich der Muschelbank auf dem Nordland. Blau bedeutet Erosion (max. 1m) und rot Sedimentation (max. 1m). Die schwarzen Polygone zeigen die Umrisse aller Muschelbänke in diesem Bereich. Die westlichste Muschelbank ist die Muschelbank Nordland

Die sehr geringen Sedimentations-Erosionsraten spiegeln sich sowohl in den Messwerten als auch in den berechneten Raten wider. Über den Zeitraum von 1,5 Jahren wurden die gemessenen Raten auf ein Jahr normiert und anschließend mit den berechneten Daten und gleicher Methodik verglichen. Für den direkten Vergleich mussten teilweise aufgrund der gröberen Auflösung des numerischen Gitters (s.a. Abbildung 61) mehrere Messpunkte zusammengefasst werden. In diesen Fällen wurde der Mittelwert der betrachteten Messpunkte berechnet und für den Vergleich herangezogen.

Abbildung 64 zeigt den Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Sedimentations-Erosionsraten auf dem Nordland. Es zeigt sich, dass die Raten über den Längsschnitt (Südwest nach Nordost) Variationen

aufweisen. Im Südwesten kommt es zu einer Netto-Erosion von ca. -0,5 cm/yr, in der direkten Nachbarschaft Richtung Nordost dann direkt zu einer starken Sedimentation (1 cm/yr). In der Mitte der Bank kommt es zu einer sehr schwach ausgeprägten Sedimentation (0,3 cm/yr), gefolgt von einem Netto-Erosionsbereich (-0,5 cm/yr). Im Nordosten ist wieder eine Sedimentation von 1,5 cm/yr gemessen worden. Dieses sehr heterogene Muster kann auch zum Teil auf die Topografie der Bank zurückzuführen sein. Hier kommt es zu bis zu 1 m Höhenunterschieden zwischen Südwesten und Nordosten.

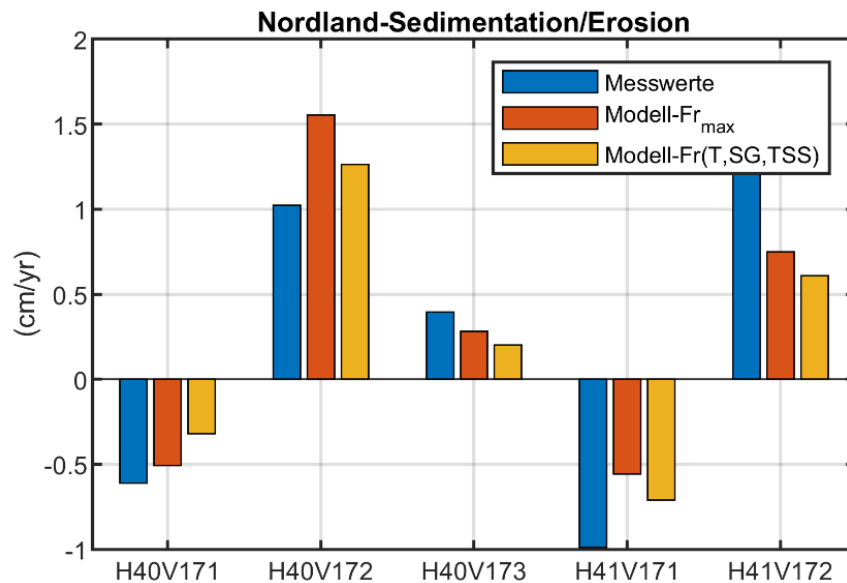


Abbildung 64: Darstellung des Vergleichs aus gemessenen und berechneten Sedimentations- und Erosionsraten entlang der untersuchten Muschelbank auf Nordland. Es sind die berechneten Werte einmal mit (Modell Fr(T, SG, TSS)) und einmal ohne (Modell-Fr_{max}) die Berücksichtigung des dämpfenden Einfluss auf die Filtrationsrate von Temperatur (T), Salzgehalt (SG) und Schwebstoffkonzentration (TSS), dargestellt.

Der Vergleich der Raten zwischen Berechnung und Messung zeigt, dass das numerische Modell grundsätzlich in der Lage ist diese in der richtigen Größenordnung zu reproduzieren. Auch das jeweilige Vorzeichen, minus bei Erosion, positiv bei Sedimentation, wird korrekt berechnet. Gleiches gilt daher auch für das heterogene Verteilungsmuster aus Erosion und Sedimentation. Bis auf die zweite Position (H40V172) kommt es in allen Positionen zu einer leichten Unterschätzung in den Berechnungen. Der Unterschied zwischen den beiden Modellläufen ist ebenfalls gering.

4.5.2 Muschelbank Randzel 1

Die Muschelbank Randzel 1 ist im östlichen Teil des Randzel, im verlängerten Arm der Osterems gelegen (s. Abbildung 4). Im Gegensatz zum Nordland ist der Bereich um die Muschelbank auf dem Randzel morphologisch wesentlich dynamischer, wie im Vergleich der Topografien von 2010, 2015 und 2021 erkennbar (Abbildung 65). So kommt es aus östlicher Richtung zu einer Verlandung des Priels neben der Muschelbank und im Westen zu einer Verlagerung des Priels in Richtung Muschelbank, was im Zeitraum der längerfristigen Messungen auch zu einem Abbruch am westlichen Ende der Muschelbank geführt hat. Zudem ist in Abbildung 65 erkennbar, dass im Vergleich zu den umliegenden Bereichen auf der Muschelbank selbst wesentlich geringere Sedimentation stattgefunden hat.

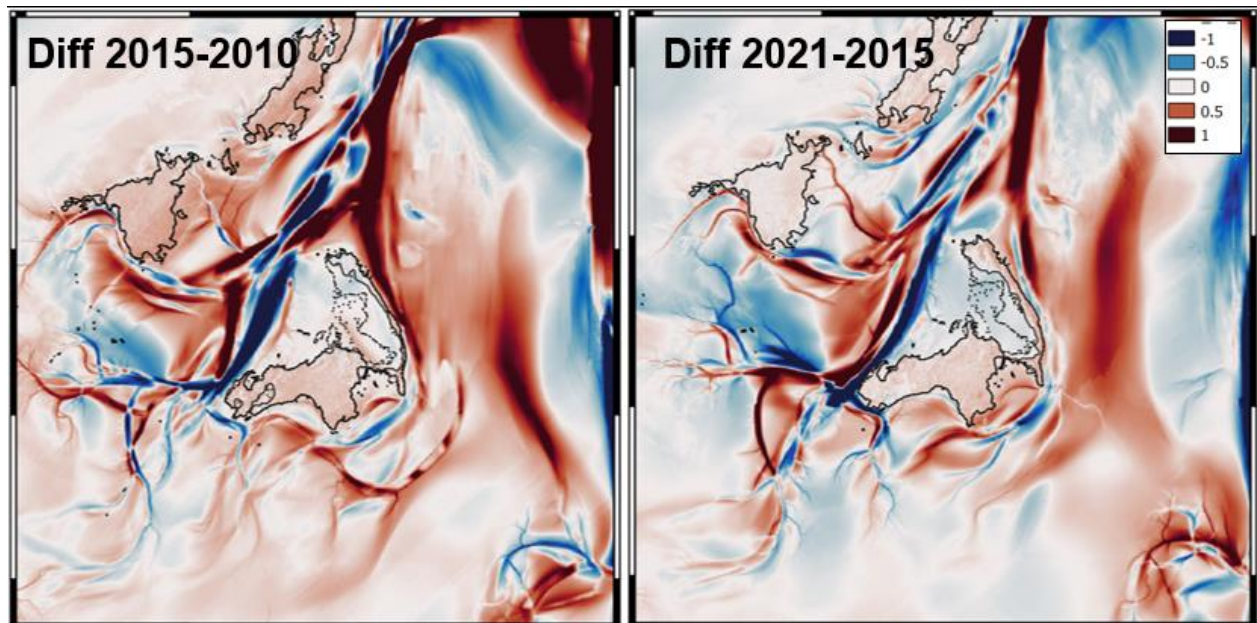


Abbildung 65: Darstellung der Differenzen (Sedimentation/Erosion) der gemessenen Topografien 2015–2010 (links) und 2021–2015 (rechts) im Bereich der Muschelbank auf dem Randzel 1. Blau bedeutet Erosion (max. 1 m) und rot Sedimentation (max. 1 m). Das schwarze Polygon zeigt die Umrisse der Muschelbank.

In Abbildung 66 ist der Vergleich der Sedimentations-/Erosionsraten pro Jahr auf der Muschelbank auf Randzel 1 dargestellt. Auch hier wurden beide Modellläufe mit den Messdaten verglichen. Es zeigt sich, dass auch hier die berechneten Werte in der gleichen Größenordnung wie die gemessenen liegen. Bis auf an zwei Positionen wird auch immer das gleiche Netto-Verhalten (Erosion oder Sedimentation) berechnet.

Bis auf drei Positionen wurden ausschließlich Netto-Sedimentationen auf der Muschelbank berechnet. Im westlichen Bereich kommt es zu einer leichten Erosion (~ 1 cm/yr), was vermutlich mit der Verlagerung des

Priels zusammenhängt. Anschließend folgt nahezu bis zum östlichen Randbereich ausschließlich Sedimentation, außer bei der Position H59V140. Hier ist eine kleine Erosion (-0,5 cm/yr) gemessen worden, während das Modell hier eher eine Sedimentation (+0,5 cm/yr) in gleicher Größenordnung berechnet. Ab Position H60V140 kommt es zu einer erheblichen Sedimentation von ca. 4 cm/yr. Die beiden weiter östlichen gelegenen Positionen weisen noch eine Sedimentation von >2 cm/yr auf. Noch weiter östlich folgt ein starker Erosionsbereich von -6 cm/yr gefolgt von einem Sedimentationsbereich (+3 cm/yr). An der letzten Position berechnet das Modell im Gegensatz zu Messung eine leichte Erosion von ca. 0,5 cm/yr.

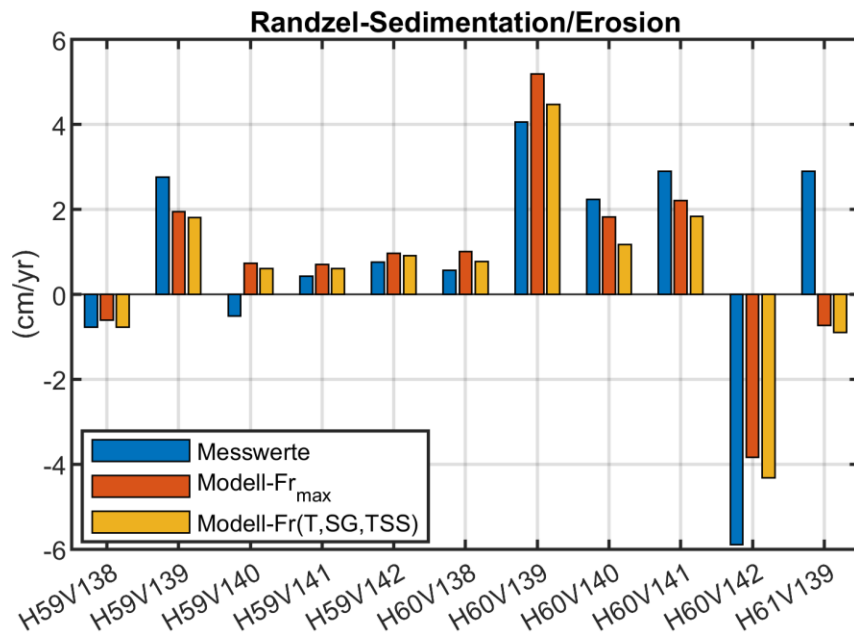


Abbildung 66: Darstellung des Vergleichs aus gemessenen und berechneten Sedimentations- und Erosionsraten entlang der untersuchten Muschelbank auf Randzel 1. Es sind die berechneten Werte einmal mit (Modell Fr(T, SG, TSS)) und einmal ohne (Modell-Fr_{max}) die Berücksichtigung des dämpfenden Einfluss auf die Filtrationsrate von Temperatur (T), Salzgehalt (SG) und Schwebstoffkonzentration (TSS), dargestellt.

Der Unterschied zwischen den beiden Modellläufen (mit und ohne saisonale Effekte) zeigt auch auf dem Randzel nur geringe Unterschiede. Bei der Berücksichtigung der Reduzierung der Filtrationsrate durch Salzgehalt, Temperatur und Schwebstoffkonzentrationen sind die berechneten Netto-Sedimentationsraten immer etwas geringer. Bei den Erosionsraten sind diese allerdings größer. Letzteres liegt u.a. zum Teil daran, dass bei der Berechnung ohne reduzierende Prozesse immer eine höhere Sinkgeschwindigkeit gegen die Erosion steht, was zu einer geringen Menge in Suspension gehenden Sedimenten führen kann.

4.5.3 Diskussion der Validierung

Grundsätzlich ist festzustellen, dass die Sedimentations- und Erosionsraten auf Nordland wesentlich geringer ausfallen, als auf dem Randzel. Dies ist auf die höhere morphologische Aktivität auf dem Randzel zurückzuführen. Durch die höhere Aktivität sind die Schwebstoffkonzentrationen höher, was stellenweise zu einer höheren Filtrationsrate führen kann und so die Sedimentationsraten ebenfalls anhebt.

Bei den berechneten Ergebnissen ist zwar ein Unterschied bei der Berücksichtigung von saisonalen Effekten zu erkennen, allerdings fällt dieser Unterschied relativ gering aus. In diesen Berechnungen findet bei einer Wassertemperatur unter 10 °C keine bzw. nur noch eine sehr geringe Filtration statt. Die Reduzierung der Trübung in der Wassersäule durch die Filtration und anschließender verstärkter Sedimentation wird daher ebenfalls reduziert. Dabei ist zu nennen, dass die erhöhte Sinkgeschwindigkeit durch die Filtration, im Vergleich zu Bereichen oder Zeiträumen ohne Filtrationswirkung, zu einer geringeren Erosion in Suspension führt.

Durch eine niedrige Wassertemperatur oder auch hohe Schwebstoffkonzentration wird daher nicht nur die Filtrationsleistung reduziert, sondern mittelbar auch die Sinkgeschwindigkeit. Dies hat zur Folge, dass leichtere Sedimente in Suspension kommen können. Daher ist festzustellen, dass die Sedimentationsraten übers Winterhalbjahr wesentlich geringer ausfallen. Neben der Filtration kann dafür aber auch eine höhere Strömungs- bzw. Wellenenergie über den Muschelbänken verantwortlich sein. Diese grundlegende Erkenntnis aus den Modellläufen deckt sich mit den Verläufen der Sedimentation der längerfristigen Messungen.

Ein weiterer Aspekt, der zum Unterschied zwischen gemessenen und berechneten Sedimentationsraten führt, ist die Verteilung der Muscheln innerhalb einer Fläche, was ebenfalls zu anderen Gesamtfiltrationsraten pro Fläche führen kann. Hier wurde angenommen, dass eine Muschelbank ausschließlich aus Beeten besteht und keine Lücken aufweist. Auf den hier untersuchten Muschelbänken gibt es immer einen Mix von Austern und Miesmuscheln. Letztere leben zwischen/auf den deutlich überwiegenden Austern. Diese Unterschiede hinsichtlich der Filtrationsraten wurden nicht berücksichtigt, sondern es wird angenommen, dass sich die Raten zwischen Austern und Miesmuscheln nicht wesentlich unterscheiden. Genaue Daten zu Filtrationsraten zu den in den hier vorherrschenden Lebensbereichen stehen derzeit nicht zur Verfügung.

Beim Vergleich der Raten ist zu berücksichtigen, dass deutliche Unterschiede auch aus Über-/Unterschätzung der im Modell berechneten Sedimenttransportraten resultieren kann und nicht der Implementierung der Funktionalität der Muscheln anzulasten ist.

5. Anwendung des großräumigen Modellsystems hinsichtlich eines ökologischen Sedimentmanagements

5.1 Einsatz des Modellwerkzeugs zur Planung und Optimierung von Verbringstellen

Durch den Einsatz des Modellwerkzeugs können bereits existierende oder sich in Planung befindende Verbringstellen hinsichtlich ökologischer Fragestellungen optimiert werden. Dazu wird das Baggergut im Modell durch zusätzliche Sedimentfraktionen eingebracht. Diese reproduzieren hinsichtlich ihrer Zusammensetzung das Baggermaterial, interagieren mit den natürlich anstehenden Sedimenten und können hinsichtlich der Verdriftung/Transport und des langfristigen Verbleibs diskreditiert und hinsichtlich der räumlichen Verteilung dargestellt werden. Die Ausbreitung erfolgt in vollständiger Interaktion mit dem natürlichen Sedimenttransport und der morphologischen Entwicklung. Das Werkzeug bietet daher die Möglichkeit, bereits bei der Planung der Verbringung von Baggergut biologische, physikalische und ggf. chemische Qualitätskomponenten einzubeziehen. Eine weitere Anwendungsmöglichkeit besteht darin, bereits existierende Verbringstellen auf Basis ökologischer Komponenten zu optimieren.

Im Untersuchungsgebiet wird zur Beurteilung der Transportraten eine initiale Sedimentzusammensetzung vorgegeben, die zusätzlich über einen gewissen Zeitraum eingerechnet wird (Abbildung 67). Letzteres ist entscheidend, da die verwendete Sedimentverteilung nicht mit dem Modellierzeitraum übereinstimmt und die indirekten Messungen (Kap. 4.2.1.3) verfahrensbedingt eine gewisse Ungenauigkeit aufweisen können. Die Einrechnung stellt sicher, dass sich Hydrodynamik und Morphodynamik im diskreten Gitter anpassen und einen realitätsnahen Zustand für den zu modellierenden Zeitraum annehmen. Insgesamt kann festgestellt werden, dass eine möglichst hoch aufgelöste Sedimentverteilung für die Berechnung realistischer Transportprozesse und mittelbar langfristiger morphologischer Veränderungen erforderlich ist.

Im numerischen Modellwerkzeug werden über die standardmäßige Fraktionierung der Sedimentverteilung für jede Verbringstelle zusätzliche Fraktionen berücksichtigt. Diese zusätzlichen Fraktionen sind so angelegt und ausgewählt, dass sie die Sieblinie der gebaggerten/verbrachten Sedimente abbilden. So lässt sich während der gesamten Rechenzeit und zu jedem beliebigen Zeitpunkt das umgelagerte Sediment verfolgen, während dieses vollständig mit dem natürlich anstehenden Sohlsediment interagiert.

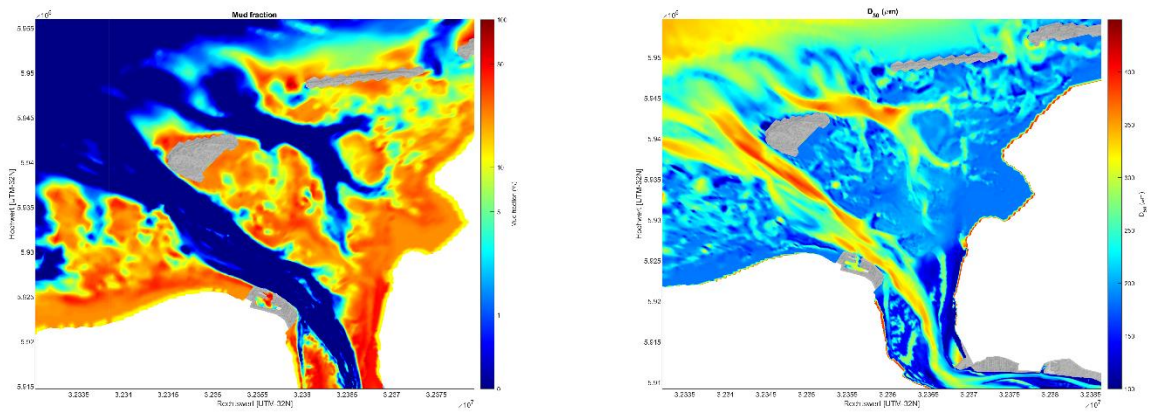


Abbildung 67: Initial im Modell berücksichtigte sedimentologische Parameter im Bereich der Außen- und Osterems; Links - Darstellung des Schlickanteils in der obersten Bodenschicht; Rechts - Horizontale Verteilung des mittleren Korndurchmessers (D_{50})

Zur beispielhaften Veranschaulichung des Verbleibs von verbrachtem Baggergut nach 2 Jahren sind in Abbildung 68 – Abbildung 70, anhand einer Auswahl fiktiver Verbringstellen, dessen räumlicher Verteilung im Bodenkörper dargestellt. In Abbildung 68 ist die Ablagerung von Sedimenten dargestellt, die im südlichen Bereich der Osterems, östlich der ostfriesischen Insel Borkum eingebracht wurden (rotes Polygon). Das eingebrachte Sediment weist einen Feinkornanteil (Schluff) von 43 % auf. Anhand der Modellergebnisse zeigt sich deutlich, dass der Transport und Verbleib des schlickigen Materials sich auf den westlichen Bereich der Osterems entlang der Wattwasserscheide und auf den Randzel begrenzt. Einzelne kleinere Mengen breiten sich auch über die Bantsbalje aus und kommen am Ende der tiefen Rinne in den angrenzenden Wattbereichen zum Liegen. Schwerpunkt der Ablagerung bildet aber hier die Ley, Westeralbe, Hamburger Sand und Norderley.

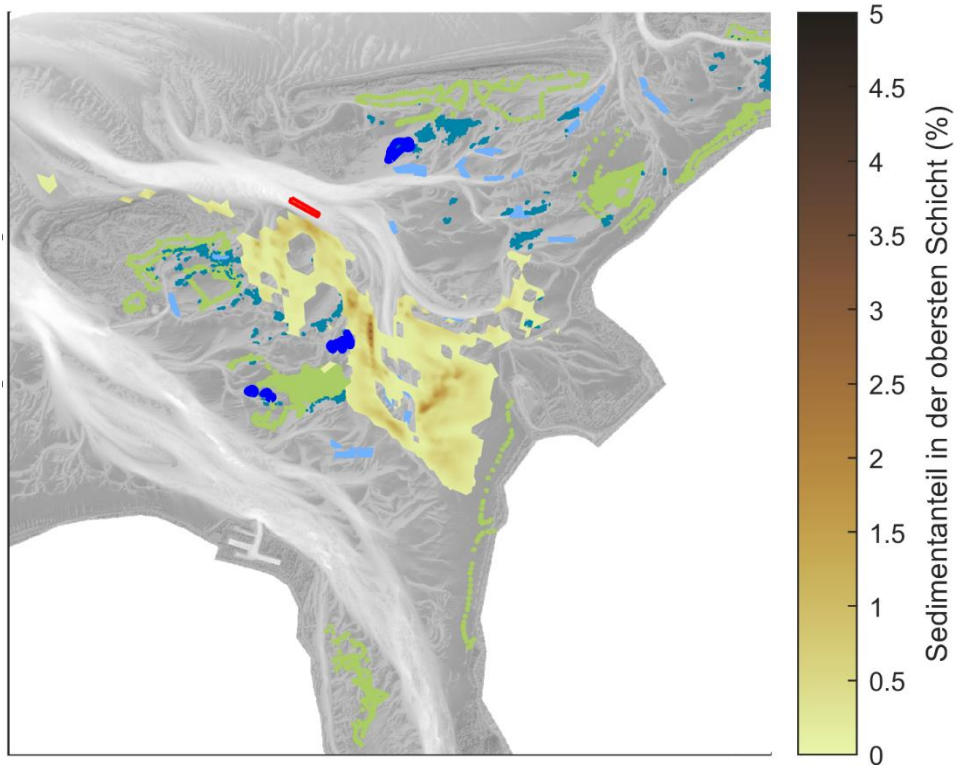


Abbildung 68: Darstellung des Verbleibs von schlammigen Sedimenten nach 3 Jahren anhand der räumlichen Verteilung im Bodenkörper (Farbverlauf). Der Bereich des roten Polygons (Südseite der Osterems) wurde 10 Tage mit jeweils 10000 m³ Sediment beaufschlagt. Die Hintergrundschattierung zeigt die Gewässertiefe, die grünen Polygone Seegraswiesen, die hellblauen Polygone Muschelzuchtgebiete und die dunkelblauen Polygone die natürlichen Muschelbänke.

Im zweiten Beispiel (Abbildung 69) werden Sedimente gleicher Zusammensetzung wie im vorherigen Beispiel an einer anderen Position eingebracht. Die Klappstelle ist auf der Nordseite der Osterems, direkt südlich der Kachelotplate angenommen. Die Modellergebnisse zeigen für den eingebrachten Schlamm ein komplexes Ausbreitungsmuster. Zum einen wird ein gewisser Anteil landeinwärts ins Tidebecken transportiert und kommt auf dem Kopersand zur Ablagerung. Ein kleiner Teil des Materials verdriftet in den Ausläufer der Memmertbalje in Richtung Wattwasserscheide unterhalb von Juist. Zudem wird ein Teil des eingebrachten Sediments seewärts transportiert und geht dort in den Küstenlängstransport ein.

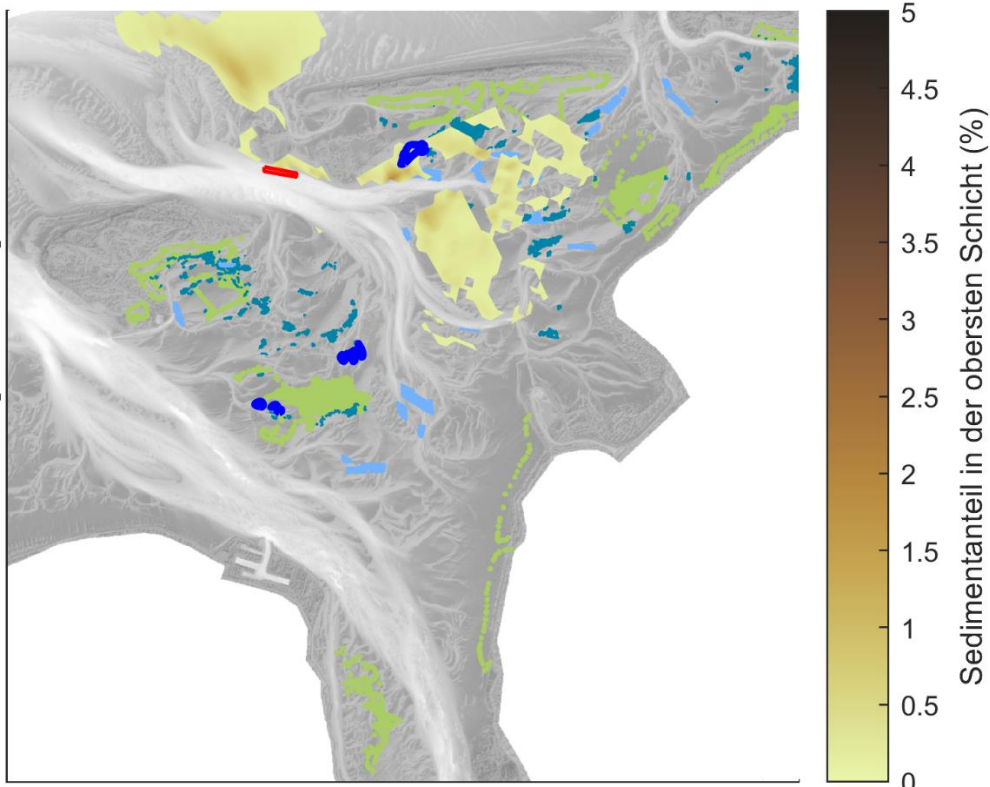


Abbildung 69: Darstellung des Verbleibs von schlickigen Sedimenten nach 3 Jahren anhand der räumlichen Verteilung im Bodenkörper (Farbverlauf). Der Bereich des roten Polygons (nördliche Osterems) wurde 10 Tage mit jeweils 10000 m³ Sediment beaufschlagt. Die Hintergrundschattierung zeigt die Gewässertiefe, die grünen Polygone Seegraswiesen, die hellblauen Polygone Muschelzuchtgebiete und die dunkelblauen Polygone die natürlichen Muschelbänke.

Im dritten Beispiel wird weiter stromauf in der Memmertbalje die gleiche Sedimentmenge eingebracht (Abbildung 70). Auch hier ist die Verteilung/Sieblinie der Sedimente identisch zu den beiden vorherigen Beispielen. Die Sedimente verbleiben größtenteils in der Nähe der Einbringstelle bzw. werden teilweise weitertransportiert und sedimentieren im Bereich des Mittelsandes, Koopersandpriel und Itzendorferplate.

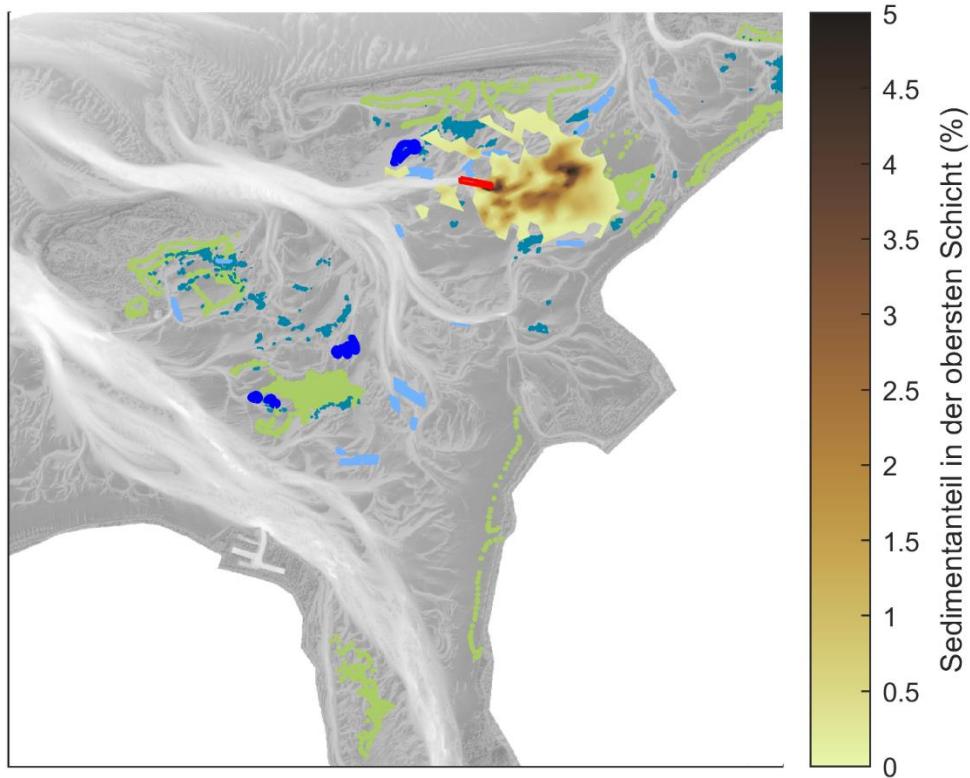


Abbildung 70: Darstellung des Verbleibs von schlickigen Sedimenten nach 3 Jahren anhand der räumlichen Verteilung im Bodenkörper (Farbverlauf). Der Bereich des roten Polygons (obere Memmertalje) wurde 10 Tage mit jeweils 10000 m³ Sediment beaufschlagt. Die Hintergrundschattierung zeigt die Gewässertiefe, die grünen Polygone Seegraswiesen, die hellblauen Polygone Muschelzuchtgebiete und die dunkelblauen Polygone die natürlichen Muschelbänke.

Anhand dieser Beispiele soll verdeutlicht werden, dass die Transportwege und der Verbleib des eingebrachten Materials durch den gewählten Ansatz zuverlässig beschrieben werden kann. Aus ökologischer Sicht kann so für in Planung befindliche wie auch für bereits realisierte und in Betrieb genommene Verbringstellen eine Bewertung oder Optimierung erfolgen.

5.2 Bewertung der natürlichen und anthropogen beeinflussten Sedimentationsdynamik auf Muschelbänken und Seegraswiesen

Eine weitere Anwendung des Modellwerkzeugs besteht neben der qualitativen und quantitativen Betrachtung des Verbleibs umgelagerter Sedimente darin, den quantitativen Einfluss umgelagerten Materials auf die Gewässergüte und benthische Habitate wie Muschelbänke und Seegraswiesen abzuschätzen. Beide reagieren sehr sensitiv auf Veränderungen in der Sedimentation bzw. Trübung, insbesondere bei schluffigem Material, und es kann durch z.B. Überschlickung zu einem vollständigen Verlust der Habitate kommen.

5.2.1 Anthropogene Änderung des Schlickanteils durch Einbringung von Baggergut

Die Überschlickung von Habitaten durch Baggergutumlagerungen lässt sich mit dem entwickelten Modellwerkzeug anhand der langfristigen Veränderung des Schlickanteils in der Bodenschicht darstellen bzw. abschätzen. Dadurch, dass die umgelagerte Sedimentmenge durch separate Fraktionen berücksichtigt wird, ist eine Unterscheidung des natürlichen Schlicktransportes und des anthropogen bedingten Transports jederzeit möglich. Die Interaktion aller Fraktionen wird in der Modellformulierung berücksichtigt.

Abbildung 71 zeigt die prozentuale Veränderung des Schlickanteils für ein exemplarisches Einbringungsszenario, bei dem die in Kapitel 5.1 verwendeten Klappstellen gleichzeitig für 10 Tage mit jeweils 30.000 m³/d schluffigem Sediment beaufschlagt wurden. Die Farbschattierung zeigt die Bereiche, in denen das eingebrachte Sediment nach 3 Jahren sedimentiert ist. Die Zahlenwerte entsprechen der Summe der Veränderungen im Schlickanteil in den Oberflächensedimenten über alle drei Verbringstellen. Sofern erforderlich wäre in diesem Fall auch die Diskriminierung der einzelnen Klappstellen möglich.

Die Umlagerungs-bedingten Veränderungen sind in den jeweiligen Schwerpunkten der Ablagerungen am deutlichsten und haben Erhöhungen im Schlickanteils von 0-3 % zur Folge. Der Schlickanteil erhöht sich in diesen Bereichen mit der Dauer der Einbringung.

Mit der hier vorgestellten Auswertung der numerischen Modellierungen lässt die Änderung sowohl des Schlickanteils, als auch andersherum die Veränderung im Sandanteil durch die Verbringung von Baggergut quantitativ beschreiben. Ebenfalls ist eine genauere Betrachtung der aus der Einbringung resultierenden Sedimentzusammensetzung möglich, d. h. über die Definition von Schwellenwerten der für einen Habitattyp mindestens erforderlichen Bodenzusammensetzung können Bereiche identifiziert werden, in denen die sich einstellenden Veränderungen kritische Bedingungen erzeugen würden. Dies erlaubt die a priori Optimierung von Klappstellenkonzepten. Die dargestellten Baggergut-verursachten Schlickanteile berücksichtigen

implizit den natürlichen Transport. Insgesamt lässt sich so der Einfluss oder die Betroffenheit von ökologischen Habitaten besser abschätzen und quantifizieren. Dies ist sowohl a priori als auch für bereits umgesetzte Umlagerungen möglich.

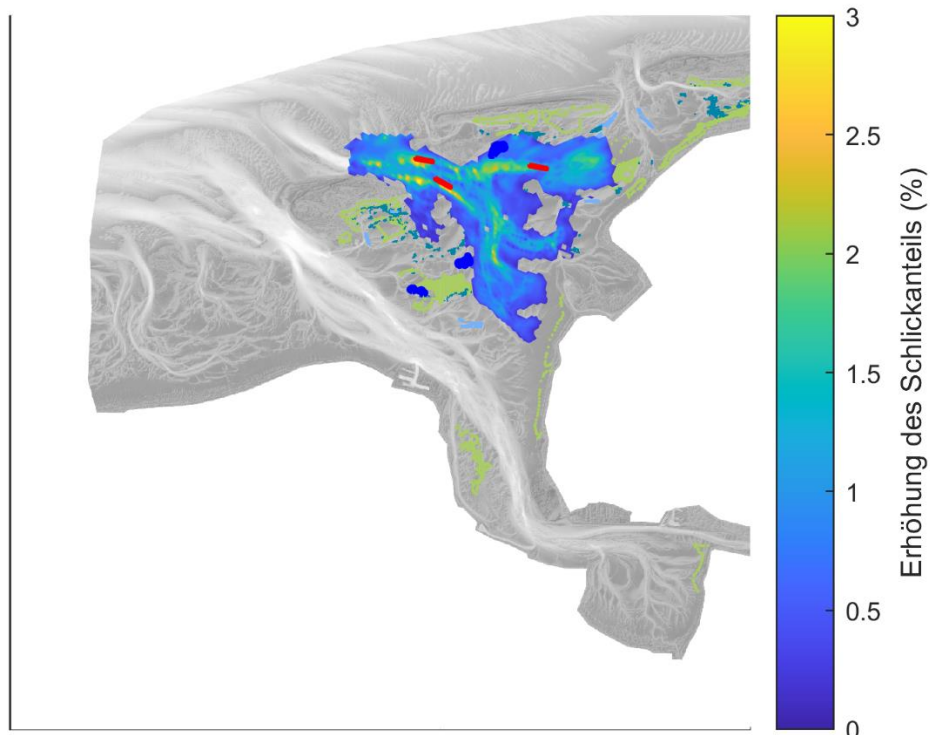


Abbildung 71: Darstellung der prozentualen Zunahme des Schlickanteils (rote Farbskala) an der Gewässerbodenoberfläche infolge einer 10-tägigen Einbringung von 30.000 m³/d auf die Verbringpolygone (rote Rechtecke). Die Hintergrundschattierung zeigt die Gewässertiefe, die grünen Polygone Seegrasswiesen, die hellblauen Polygone Muschelzuchtgebiete und die dunkelblauen Polygone die natürlichen Muschelbänke.

5.2.2 Sedimentationsdynamik

Die sich bei den langfristigen Sedimentations-Erosions-Messungen auf den Muschelbänken ergebene netto-Sedimentationsrate, sowohl auf dem Randzel, als auch auf Nordland, zeigt, dass diese Habitate als Sedimentsenke zu betrachten sind. Dies folgt vor allem aus der Eigenschaft, dass Muscheln Wasservolumen und somit u.a. die (Fein-)Sedimente filtern. Anschließend setzen sich diese in den Räumen zwischen den einzelnen Muscheln oder in Lücken innerhalb der Muschelbank ab. Die Filtrationsraten sind dabei abhängig von u.a. Biomasse, Anzahl der Muscheln pro Fläche und abiotischen Parametern wie Salzgehalt oder Temperatur. Die Filtration führt als Nebeneffekt zu sehr niedrigen Schwebstoffkonzentrationen im Vergleich zu Bereichen mit ähnlichem Transportregime.

Grundsätzlich stellt sich bei der Betrachtung der Sedimentationsrate von Muschelbeeten (Austern oder Miesmuscheln bzw. einer Kombination aus beiden) die Frage der Herkunft der Sedimente. Gerade, wenn es zu einem Rückgang oder Migration der Bänke kommt bzw. zum großflächigen Aussterben der Muscheln selber.

5.3 Langzeitliche morphologische Betrachtung von eingebrachten Sedimenten

5.3.1 Zeitliche Entwicklung des Transports und Verbleibs des Baggermaterials

Der Küstenbereich mit seiner aus Gezeiten und Seegang getriebenen Dynamik und deren Einfluss auf die Morphologie ist ein dynamisches und sich permanent anpassendes System. Bei Baggergutumlagerungen kann daher nicht vom Verbleib an der Einbringstelle ausgegangen werden, wie die vorherigen Beispiele gezeigt haben. Im Nahbereich kommt es zu erhöhten Suspensionskonzentrationen (Trübungen) durch die Einbringung selbst, die Sedimente werden aber durch die Gezeit weiter transportiert und kommen in weiterer Entfernung, meist in Flachwassergebieten und auf Wattflächen längerfristig zur Deposition. Bei einmaligen Verbringungen kommt es langfristig auch zu einer Überlagerung und sogar Überdeckung der verbrachten Sedimente durch natürliche Sedimentation. Dies ist jeweils im Einzelfall zu prüfen.

Einen Vergleich zwischen anfänglicher, kurzfristig hoher Trübung in der Umgebung der Einbringungsstelle und dem langfristigen Verbleib des Sedimentes im Bodenkörper zeigt die folgende Abbildung (Abbildung 72). In dieser Modellstudie wurden Sedimente im Bereich der Außenems (rotes Polygon im Bereich Emshörn) eingebracht und die Suspensionskonzentration und die Sedimentzusammensetzung im oberen Bodenkörper analysiert.

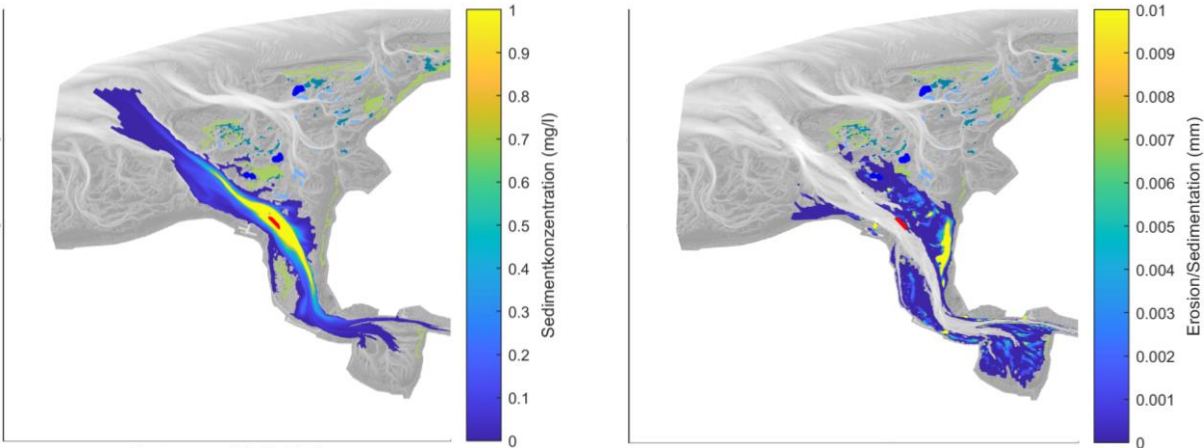


Abbildung 72: Links: Darstellung die durch die Verbringung (10.000 m^3 im roten Polygon) entstehende lokale Erhöhung der Trübung nach 28 Tagen. Rechts: Darstellung des langfristigen Verbleibs der eingebrachten Sedimente in Bodenkörpern nach 2 Jahren. Die Hintergrundschattierung zeigt die Gewässertiefe, die grünen Polygone Seegraswiesen, die hellblauen Polygone künstliche Muschelbänke und die dunkelblauen Polygone die natürlichen Muschelbänke.

Für die Auswertung der Trübungswolke werden die Schwebstoffkonzentrationen aufsummiert und im vorliegenden Beispiel exemplarisch über die Wassertiefe flächig ausgewertet. Bei spezifischeren Fragestellungen ist hier auch die Auswertung weiterer Details, wie beispielsweise sohnaher Schwebstoffkonzentrationen oder der Diskriminierung von Bereichen, in denen Schwellenwerte für die Dauer temporär erhöhter Trübungswerte möglich. Der dargestellte Zeitpunkt ist 28 Tage nach Ausbringung. In unmittelbarer Nähe der Lokation des eingebrachten Materials sind die Schwebstoffkonzentrationen am höchsten, mit einer zum natürlichen Transport erhöhten Suspensionskonzentration von max. 2 mg/l . Sowohl stromauf als auch stromab entlang der tiefen Rinne kommt es zu leicht erhöhten Konzentrationen, die aber mit Zunahme der Entfernung zum Einbringungsort abnimmt.

Der langfristige Verbleib nach zwei Jahren ist in der rechten Abbildung durch die Höhe der Sedimentation dargestellt. Grundsätzlich sind die Sedimentationshöhen sehr gering (max. 1 cm), allerdings steht dies im unmittelbaren Zusammenhang mit der verbrachten Menge und der Dauer der Einbringung. Diese Parameter müssen insbesondere bei dauerhaften Umlagerungen oder Einzelmaßnahmen mit sehr hohem Volumen möglichst präzise vorgegeben und im Einzelfall untersucht werden. Deutlich sichtbar ist, dass das Material im untersuchten Fall größtenteils im eulitoral Bereich aufsedimentiert mit einem Schwerpunkt im Bereich östlich der Verbringstelle.

Durch die Betrachtung der durch die kurzfristige Einbringung resultierenden Trübung des Gewässerkörpers und des langfristigen Verbleibs von eingebrachten Sedimenten zeigt sich, dass beide Parameter zu unterschiedlichen Belastungen von Habitaten führen. Für eine ökologische Bewertung von verbrachtem Baggergut sollten daher immer beide Zustände mit in Betrachtung einfließen.

5.3.2 Zeitliche Entwicklung des Verbleibs des Baggermaterials

Der langfristige Verbleib der Sedimente im Gewässerboden ist meist nicht identisch mit dem Ort der Einbringung. Dies ist in den meisten Fällen auch nicht gewollt, um die Klappstellen möglichst lange betreiben zu können (sog. Durchgangsklappstellen). Durch die lokalen hydrodynamischen Bedingungen kommt das eingebrachte Sediment im Allgemeinen direkt in Bewegung. Schluffige Sedimente können dann in Suspension über mehrere Kilometer innerhalb einer Tide transportiert werden. Dies gilt auch für feine sandige Sedimente. Mittelsand und gröbere Sedimente werden überwiegend als Geschiebe transportiert, was deren Mobilität reduziert und eine wesentlich kleinere Ausbreitung innerhalb einer Tide zur Folge hat. Der Ort des langfristigen Verbleibs ist daher in Abhängigkeit der Korngröße und der Transportart, sowie den hydrodynamischen Bedingungen, erst nach längerer Zeit erreicht.

Abbildung 73 zeigt flächig den Anteil von Baggergut in der Gewässersohle, das im Bereich Emshörn (rotes Polygon), im Ostfriesischen Gatje verbracht wurde (10.000 m³/d für 10 Tage). Es sind die Sedimentationsraten (in mm) dargestellt. Die Abbildungen zeigen sechs Zustände zu aufeinander folgenden Zeitpunkten über insgesamt etwa zwei Jahre aus denen ersichtlich wird, in welche Bereiche das Material bereits transportiert wurde. Die Ausbreitung der Baggergutfraktionen erfolgt in vollständiger Interaktion mit der natürlichen Morphodynamik.

Zu Beginn der Rechnung, nach einem Nipp-Spring Zyklus wird das Material zum Teil noch in der tiefen Rinne transportiert, wo es aufgrund der dortigen Strömungsintensität aber nicht dauerhaft sedimentieren kann. Kleinere Mengen sind bereits in die östlich gelegenen Flachwasserbereiche transportiert und haben sich dort abgelagert. Mit der Zeit nimmt die sedimentierte Menge im östlichen Bereich deutlich zu und weist nach 1,5 Jahren die höchste sedimentierte Menge auf. Bereits nach 57 Tagen kommt es neben dem östlichen Flachwasserbereich auch auf dem im Südwesten gelegenen Hund-Paapsand sowie auch in den Flachwasserbereichen im deutlich südlich gelegenen Dollart zu Ablagerungen. Diese werden mit der Zeit ebenfalls mehr.

Bei einmaligen oder zeitlich begrenzten Verbringungen wird das verbrachte Material mit der Zeit durch die natürliche Dynamik in Sedimentationsbereichen wieder überlagert, sodass diese nicht mehr auf der Oberfläche des Gewässerbodens vorzufinden sind. Die zusätzliche Sedimentationshöhe aus den Baggergutverbringungen ist aufgrund der weiträumigen Verteilung des Materials im Allgemeinen gering hinsichtlich der absoluten großräumigen Beeinflussung der Morphologie. Sofern die umgelagerten Sedimente erhöhte Kontamination, selbst unterhalb der rechtlichen Schwellenwerte (z.B. nach GÜBAK) aufweisen, ist insbesondere bei längerfristig/dauerhaft betriebenen Klappstellen auch eine langfristige Akkumulation, z.B. in schlackigen Depositionsbereichen möglich.

Das hier entwickelte Modelinstrument erlaubt die Quantifizierung auch solcher langfristig akkumulierenden Ablagerungen.

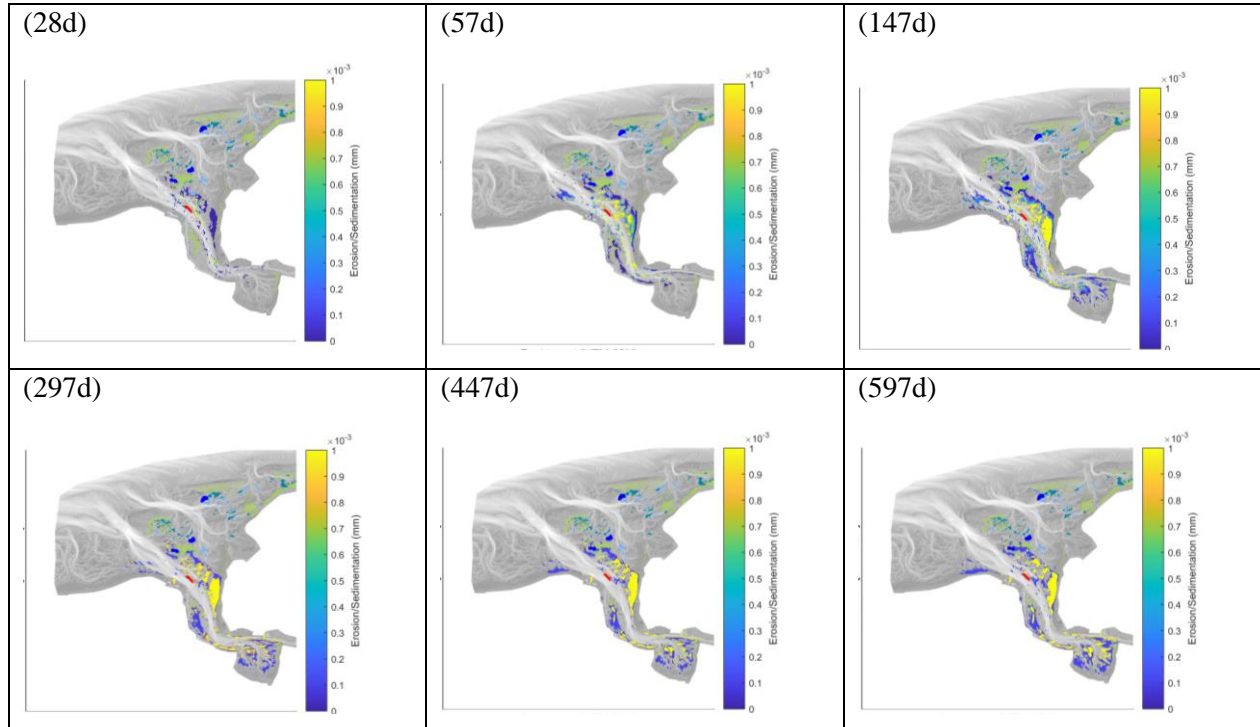


Abbildung 73: Zeitliche und flächige Änderung des Verbleibs (Sedimentation (mm)) und Transports von eingebrachtem Baggermaterial im roten Polygon. Dargestellt sind die Verteilung der Sohl- und Sedimente der verbrachten Sedimente nach 28, 57, 147, 297, 447 und 597 Tagen.

5.4 Bewertung des ökologischen Zustandes von Muschelbänken anhand der großräumigen Sedimentdynamik

Das Modellsystem ermöglicht implizit die quantitative Beschreibung der großräumigen Transportpfade. Im vorliegenden Anwendungsfall der Außenems und Osterems wurde der äußere Bereich des Ästuars in 9 Teilgebiete unterteilt und ein 2-jähriger hydro-morphodynamischer Modellauf durchgeführt. Das Sedimentinventar der Teilgebiete kann jeweils voneinander unterschieden werden, um Transport und Erosion/Sedimentation über die Teilgebietsgrenzen hinaus zu berechnen. Der Verbleib der Sedimente aus den einzelnen Teilgebieten über die Zeit ist in Abbildung 74 dargestellt. Abbildung 75 zeigt eine schematische Darstellung der Transportpfade basierend auf diesen Ergebnissen.

Aus den Transportpfaden (Abbildung 75) wird deutlich, dass insbesondere die Sedimentversorgung des Rückseitenwatts unter Borkum (Randzel) und unter Juist (Memmertbalje) vorrangig aus dem Bereich seawärts der Inseln erfolgt. Im nördlichen Bereich der Wattwasserscheide zwischen Osterems und Außenems kommt es unter mittleren Bedingungen zu einem größeren Austausch von der Außenems in Richtung Osterems, wohingegen im südlichen Teil der Wattwasserscheide wenig Austausch von Sedimenten stattfindet. Kleine Mengen werden auch aus dem östlichen Teil der tiefen Rinne nach Norden in den südlichen Teil des Randzel transportiert.

Auf Basis der natürlichen Transportpfade ist festzustellen, dass bei allen in diesem Projekt beprobten Muschelbänken (Randzel, Nordland) trotz ihrer unterschiedlichen Lage in den Tidebecken, die Herkunft der verlandenden Sedimente nahezu identisch ist. Dies deckt sich ebenfalls mit der Tatsache, dass kein wesentlicher Unterschied in den gemessenen Parametern gefunden wurde. Sowohl die Sedimentationsraten als auch die Sedimentzusammensetzung und die jahreszeitliche Dynamik der gemessenen Parameter zeigten kaum Unterschiede auf. Entsprechend wurde auch in den Konditionsindizes der Miesmuscheln kein wesentlicher Unterschied detektiert. Dies wird durch die Modellierungsergebnisse unterstützt, die zeigen, dass von den Verbringstellen im Emsästuar kein oder nur sehr wenig Feinmaterial die untersuchten Muschelbänke erreicht.

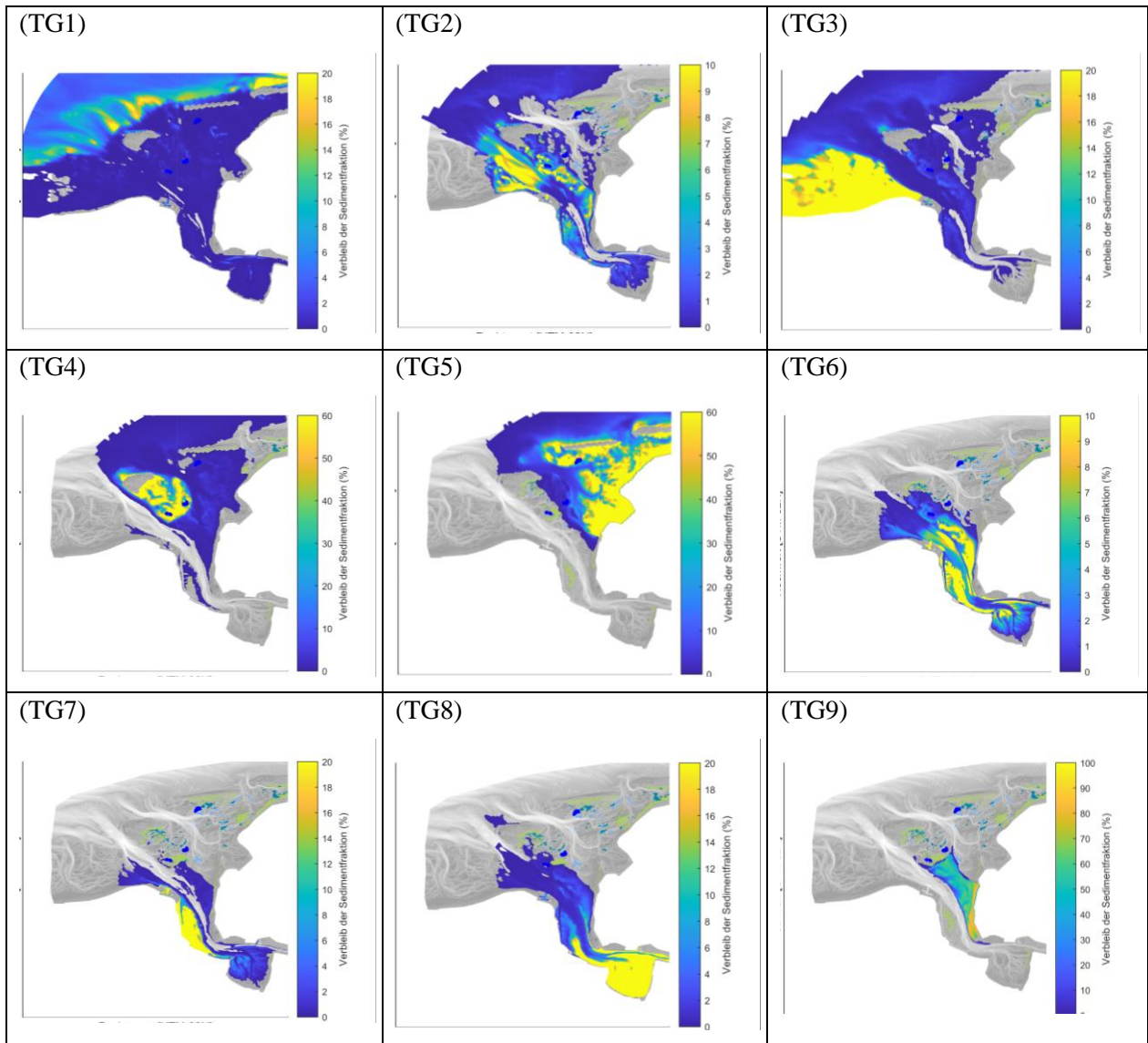
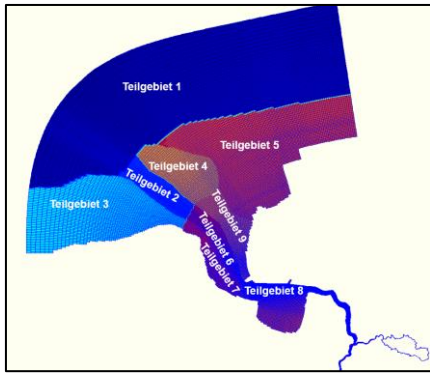


Abbildung 74: Darstellung des Transportes aus den einzelnen Teilgebieten (TG). Oben links die Darstellung der Abgrenzungen der einzelnen Teilgebiete. Unten in den Kacheln die Ergebnisse des Verbleibs des Sedimentes aus dem jeweiligen Teilgebiet nach 2 Jahren morphologischer Berechnungszeit.

Der Ernährungszustand der untersuchten Muscheln zeigt, dass die Sedimentfracht auf den untersuchten Muschelbänken sowohl für die Austern, als auch die Miesmuscheln noch ausreichende Nahrungsaufnahme erlaubt. Die gemessene Schwebstoffkonzentration variiert dort abhängig von der Gezeitendynamik zwischen 10 mg/l und 100 mg/l, zu Spitzenzeiten wurden allerdings bis zu 500 mg/l gemessen (Kap 2). Großräumig betrachtet lagen die Konditionswerte der Miesmuscheln auf den untersuchten Bänken in einem mittleren Bereich für das niedersächsische Wattenmeer (Nestler 2022). In der Jade, mit deutlich höheren Schwebstoffkonzentrationen von im Mittel 250 mg/l und Maximalwerten von bis zu 2.500 mg/l, gemessen 3 m über dem Meeresboden (Jaklin & Bachmann, unpubl.), lagen die im Miesmuschelmonitoring ermittelten Konditionswerte küstenweit am niedrigsten und erreichten nur etwa 50 % der Fleischgehalte der anderen Monitoringstandorte (Nestler, 2022). Ein Grenzwert, ab dem Miesmuscheln und Austern nicht mehr genügend Nahrung aufnehmen können lässt sich aus den vorliegenden Daten nicht ermitteln. Hier spielen neben der Schwebstoffkonzentration aber auch noch weitere Faktoren, wie die z.B. Phytoplanktonkonzentration und die Überflutungsdauer eine wesentliche Rolle. Festzuhalten bleibt, dass großräumig betrachtet die Ernährungssituation der Miesmuscheln auf den untersuchten Bänken zwar nicht besonders gut, aber ausreichend zu sein scheint. Dies zeigt sich auch in der langjährigen Stabilität der Bänke die durch das Miesmuschelmonitorings erfasst wurde (Adolph, 2023).

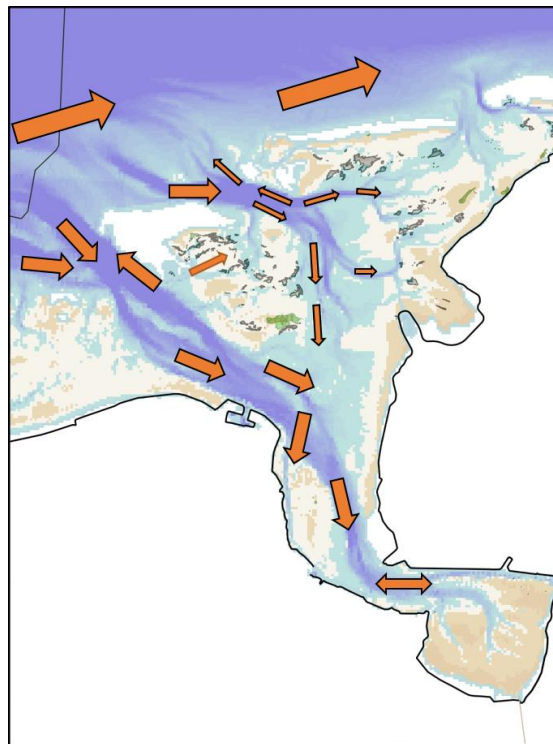


Abbildung 75: Darstellung der berechneten sandigen und schlickigen Transportpfade/Umlagerungen (normierte Pfeile) von natürlichem Sohlsediment im Zeitraum von 2 Jahren. Der farbige Hintergrund zeigt die Topografie, die grünen Polygone Seegraswiesen und die grauen Polygone Muschelbänke.

5.5 Einbindung von punktuellen Messungen in die großräumige Bewertung

Das Modellsystem erlaubt eine Darstellung der komplexen Strömungsmuster bei der Überflutung und Entwässerung des Borkumer Rückseitenwatts und der Randzel Muschelbank. Anhand eines typischen Gezeitenzyklus‘ sei die Strömungsdynamik ohne Windeinfluss kurz dargestellt (Abbildung 76): Zum Ende der Ebbe (a-c) strömt das Wasser in der Ems und Osterems noch seewärts. Die Wattflächen und Bänke entwässern in die jeweiligen Prielsysteme in Richtungen SW, W, SE in die Ems und SE, NE, N in die Osterems. Die örtlich sehr variablen Strömungen bleiben in ihren Richtungen im Verlauf der Ebbe gleich und nehmen nur in der Intensität bis zum Stauwasser ab. Während nach dem kurzen Stauwasser zu Niedrigwasser in den Rinnen sich schon die Flut entwickelt, läuft das Wasser auf den Flächen für einen Zeitraum immer noch ab (d). Mit Einsetzen der Flutströmung auf den Intertidalflächen (e-f) werden diese entgegengesetzt aus Ems und Osterems und den entsprechenden Wattinnen überströmt. Mit dem Hochwasser setzt die Ebbe ein (h), die zunächst auf der ganzen Intertidalfläche Richtung NW strömt (i), und sich bei etwa 0,5 m in die Wattinnen sortiert. Die Strömungsmuster sind geprägt von geringen Geschwindigkeiten und kleinskaligen Zirkulation (Abbildung 77). Die lokale Charakteristik ist damit stark abhängig von lokaler Topographie, auch kleinen Elementen wie Muschelbänken und Rinnen. Die geringen Tideströmungen bedeuten auch eine starke Abhängigkeit vom Wind (Triftströmung) und Wellenkräften. Für Teilbereiche kann das auch außergewöhnliche Eigenschaften bedeuten, die sich beispielsweise in unidirektionaler Überströmung äußert, wie in den Messungen auf der Muschelbank gezeigt: Hier tritt während der Flut die Überströmung von NE und während der Ebbe eine Entwässerung nach SW ein (vgl. 5.3).

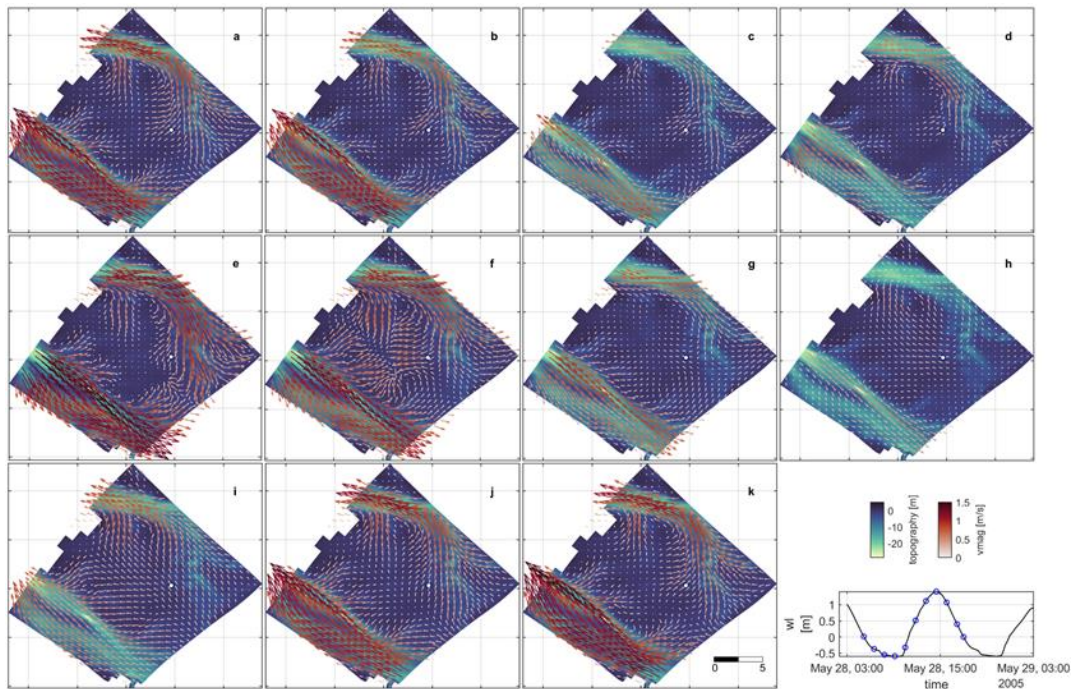


Abbildung 76: Tiefengemittelte Geschwindigkeiten zu verschiedenen Zeitpunkten eines Tidezyklus im Rückseitenwatt von Borkum

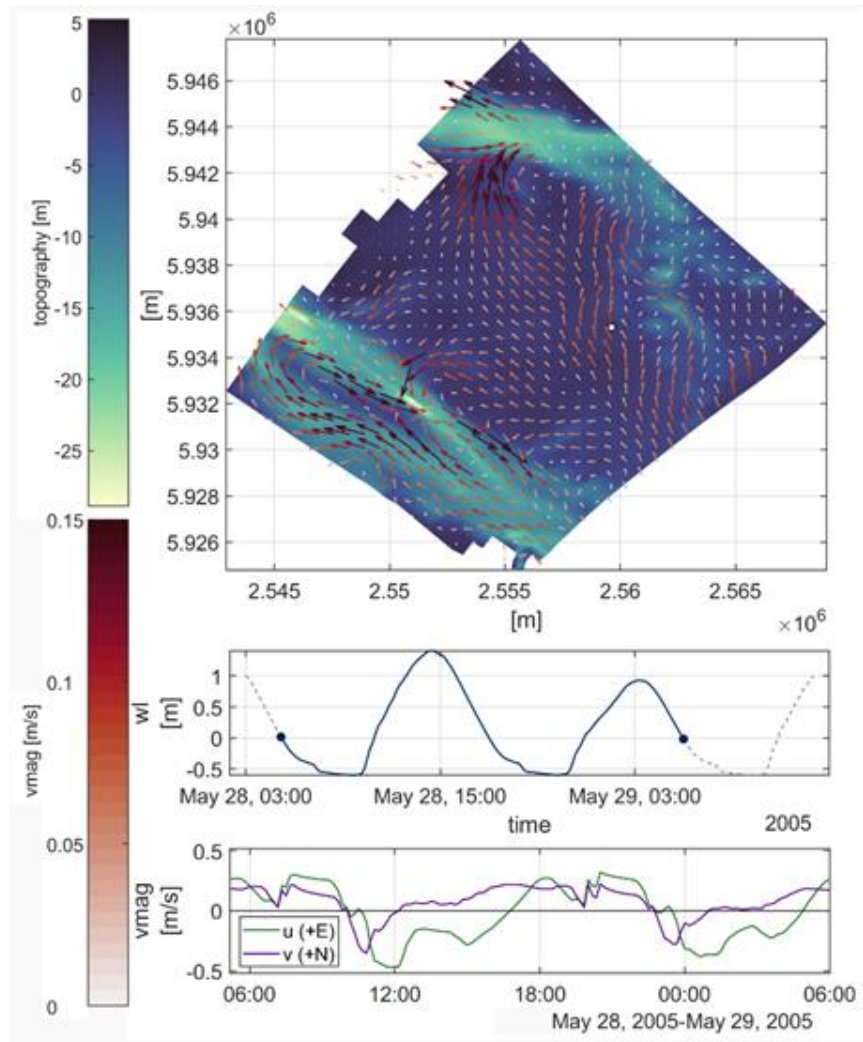


Abbildung 77: Residualströmung im Rückseitenwatt von Borkum. Zeitreihen Wasserstand und Strömungsgeschwindigkeit (in x- und y-Richtung) an Markierung.

5.6 Einfluss von Maßnahmen im Intertidal und die Wirkung von Seegras auf die Gezeitenasymmetrie

In dieser Anwendung wird die Auswirkung von Veränderungen im Fließquerschnitt und Vegetation auf die Tideasymmetrie im Emsästuar durch spezielle numerische Modellsimulationen veranschaulicht. Es soll hier betont werden, dass das Ziel nicht darin besteht, einen möglichen technischen Eingriff zu quantifizieren, sondern Möglichkeiten mit dem Modellwerkzeug zu skizzieren und das Systemverständnis zu verbessern.

Um die Auswirkungen von Eingriffen durch Aufspülungen und die Wirkung von Vegetation auf die Ästuardynamik zu untersuchen, sind verschiedene Szenarien simuliert worden. Dabei wurden verschiedene Bereiche im Modellgebiet künstlich erhöht oder mit anderen Oberflächeneigenschaften versehen, um die Wirkung von Vegetation (z.B. Seegras) zu simulieren.

Für jeden dieser Bereiche wurden Erhöhungen und Vertiefungen um bestimmte Prozentsätze der Querschnittsfläche des jeweiligen Standorts skaliert. Abbildung 78 zeigt Beispiele für Szenarien einer Aufspülung am Standort Hund/Paapsand für unterschiedliche Höhen (0 m NHN und 1 m NHN) und unterschiedliche Flächenabdeckungen (in %). Für jede Erhöhung wurden Simulationen mit und ohne Parametrisierung des Vegetationseffekts durchgeführt.

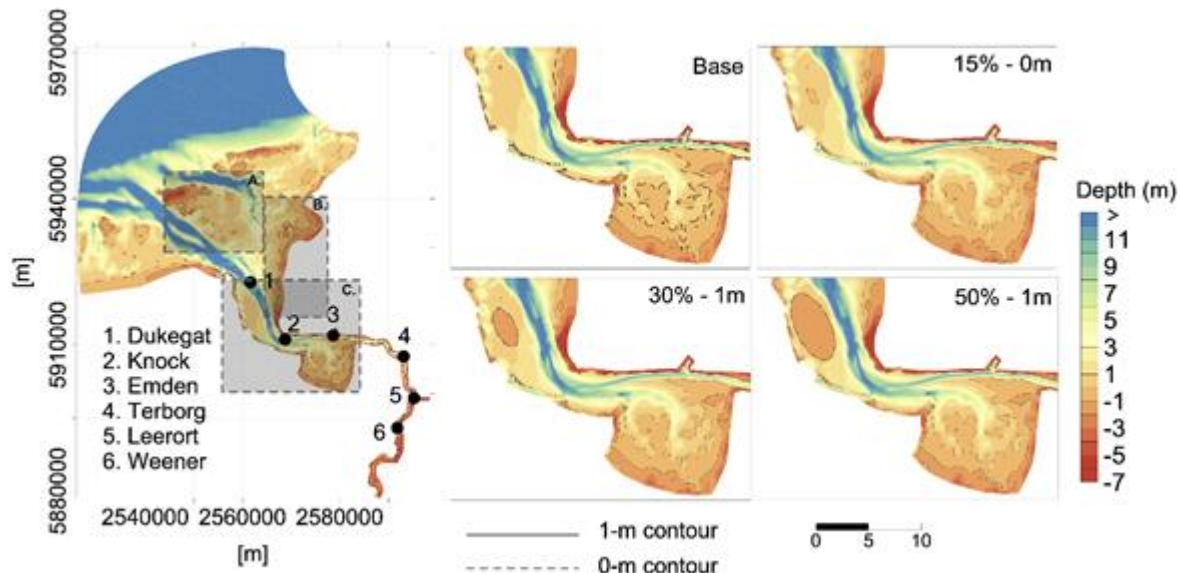


Abbildung 78: Darstellung des Modellgebiets, Pegelorte und Untersuchungsgebiete A Randzel, B Leybucht, C Hund/Paapsand. Rechts: Beispiele für Aufschüttungen auf dem Hund/Paapsand, jeweils in Prozent der Fläche und in unterschiedlicher Höhe bezogen auf NN.

Der wichtigste Deskriptor zur Bewertung der Auswirkungen verschiedener Maßnahmen ist die Gezeitenasymmetrie (Guo et. al., 2019). Hier werden in Anlehnung an Stark et. al. (2017) drei Deskriptoren verwendet: R_t als durchschnittliches Verhältnis zwischen der Dauer von Ebbe und Flut; R_v als durchschnittliches Verhältnis zwischen den gemittelten Spitzengeschwindigkeiten im Querschnitt während Ebbe und Flut; und das normalisierte Geschwindigkeitsmoment dritter Ordnung: γ

$$\gamma = \frac{1}{t} \left(\sum_i^t V_{cs}(i)^3 / \sum_i^t (V_{cs}(i)^2)^{1.5} \right)$$

Dabei ist V_{cs} die über den Querschnitt gemittelte Geschwindigkeit. Hier zeigen positive Werte von γ eine Flutdominanz an (d. h. höhere Flutgeschwindigkeiten), während negative Werte Ebbdominanz anzeigen. Die Asymmetrie-Deskriptoren werden auf der Grundlage von Wasserständen und Geschwindigkeiten an bestimmten Querschnitten im Emsästuar berechnet.

5.6.1 Wirkung auf Wasserstände

Der Vergleich der Simulationen mit und ohne die Veränderungen für alle Gebiete zeigt, dass die Wasserstände im Modellgebiet auf die mittleren Hoch- und Niedrigwasserstände (MHWL bzw. MLWL) nicht stark reagieren. Die größten Auswirkungen lagen in der Größenordnung von 0.1 Metern für die in Gebiet C (Hund / Paapsand) hinzugefügte Erhöhung, wenn die Aufspülung 1 Meter über NN beträgt, unabhängig von der Besiedlung mit Seegrass. Bei den in den Gebieten A oder B aufgeschütteten Erhöhungen lagen die Änderungen des Wasserstands in der Größenordnung von Millimetern, unabhängig von der Höhe des Hügels und der Besiedlung.

Wenngleich die absoluten Differenzen im Hoch- und Niedrigwasser gering scheinen, wird die Charakteristik der Tide verändert: Die Aufschüttungen führen zu einem schnelleren Tideanstieg und Tidefall die sich - im Fall der Erhöhung an allen Standorten - in maximalen Differenzen von etwa 20 Zentimetern zeigen (Abbildung 79). Im Folgenden wird nur auf die Szenarien eingegangen, die die größten Veränderungen ergeben.

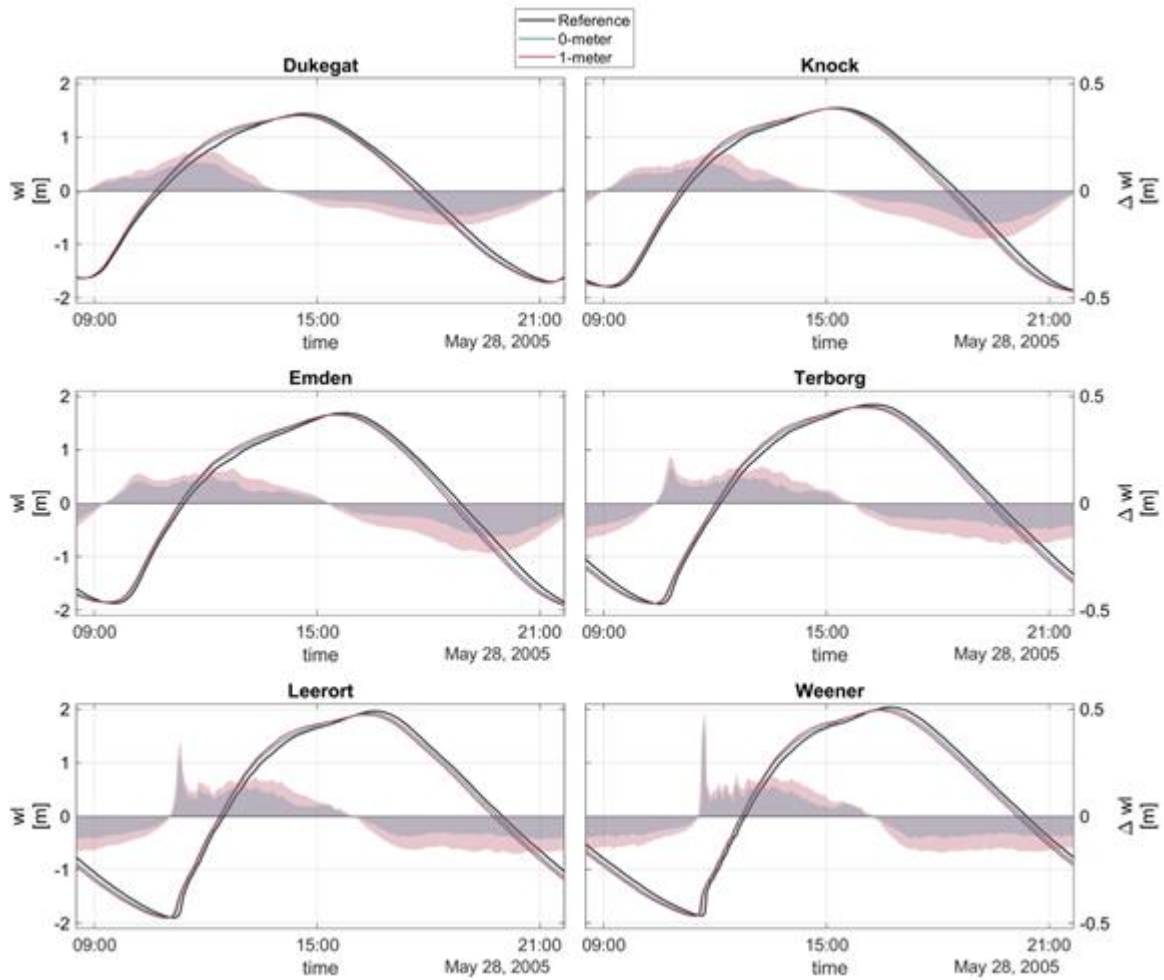


Abbildung 79: Wasserstandskurven entlang des Ästuars für das Szenario, bei dem an A, B und C Aufschüttungen vorgenommen werden. Die Linien stellen die Wasserstandskurven (linke y-Achse) für die Referenzsimulation, die Simulation mit Aufschüttungen von 0 m NN Höhe und 1 m NN Höhe dar. Die schattierten Kurven zeigen die Differenz zwischen den Szenarien und der Referenz (rechte y-Achse).

5.6.2 Wirkung auf Strömungsgeschwindigkeiten

In der Nähe der Aufschüttungen sind die Strömungsveränderungen erwartungsgemäß beträchtlich. Beispielsweise zeigt die Referenzsimulation am Hund/Paapsand eine auf dem flachen Gebiet ebbdominante Restströmung (Abbildung 80). Die Hinzufügung einer Aufschüttung bis zu einer Höhe von 0 m NN verringert die Stärke dieses Reststroms und erzeugt kleinere Zirkulationssysteme. Eine Erhöhung der Aufschüttung auf 1 Meter NN entzieht diesem Bereich die Überflutung bei normalen Wasserständen. In der Hauptrinne bleiben die Veränderungen der Richtungen gering.

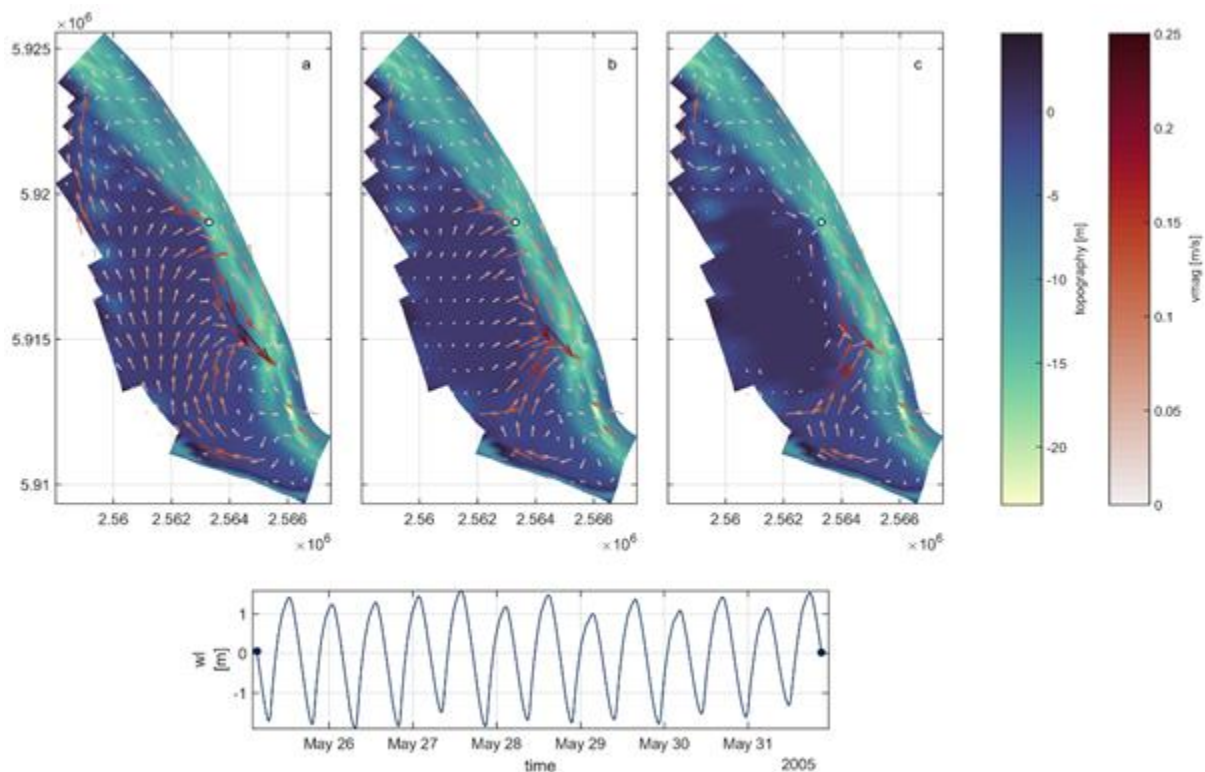


Abbildung 80: Ausschnitt Modellgebiet: Restströme über 13 Gezeitenzyklen für a) Referenzsimulation, b) einer Aufschüttung auf 0 m NN und c) einer Aufschüttung auf 1 m NN. Wasserstandsganglinie exportiert an der weißen Markierung im Modell.

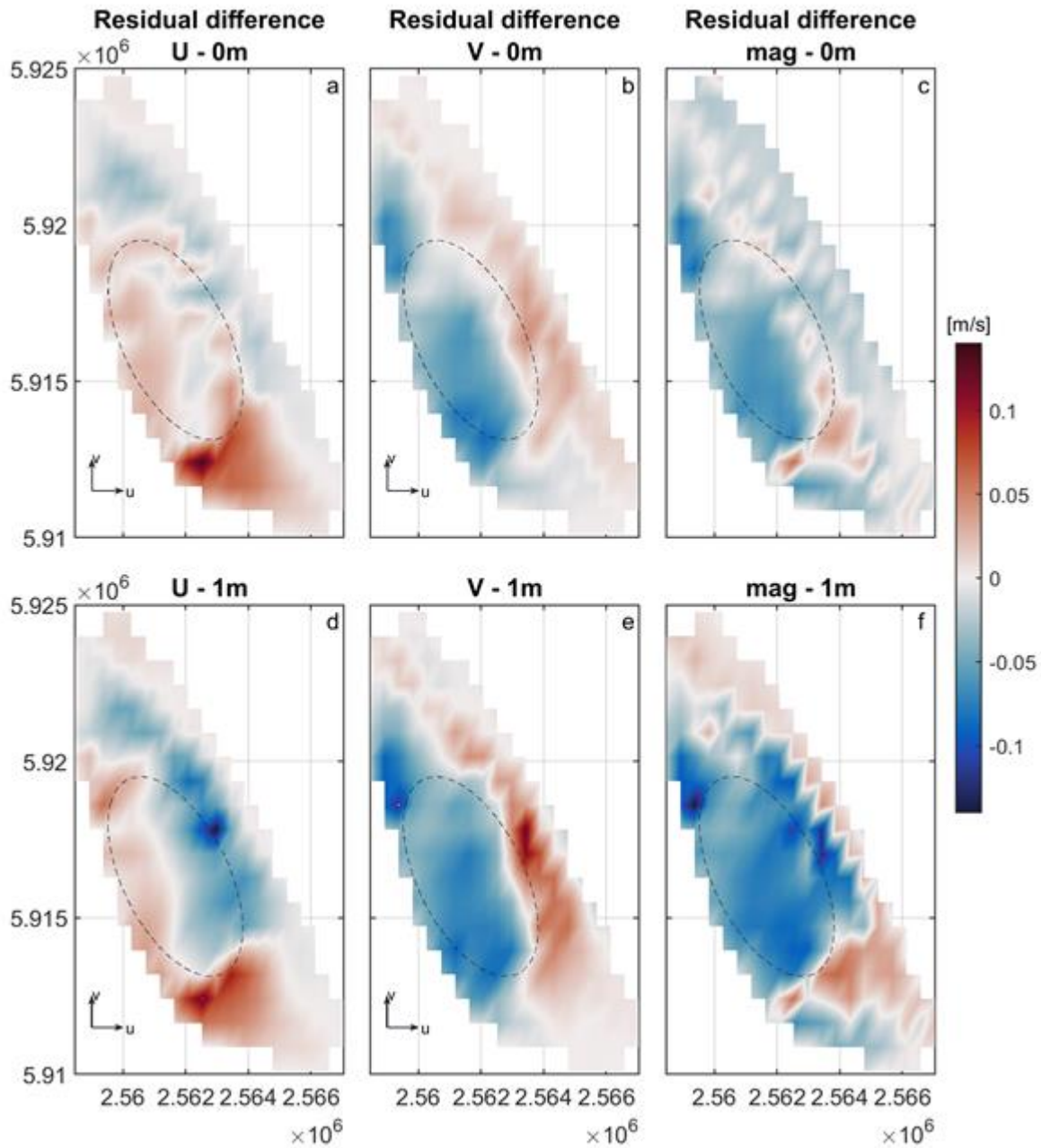


Abbildung 81: Ausschnitt Modellgebiet: Differenz zwischen zonalen (u), meridionalen (v) Komponenten und Größe der Restgeschwindigkeitsvektoren zwischen Referenzsimulation und a-c) einer Aufschüttung auf 0m NN und d-f) einer Aufschüttung auf 1m NN

Die quantitative Aufteilung der Differenzen in zonale und meridionale Komponenten verdeutlicht die Auswirkungen der Aufschüttungen auf die Restgeschwindigkeiten (Abbildung 81). Die Reduktion der nach Norden gerichteten Ebbstromgeschwindigkeiten über der Aufschüttung ist in beiden Simulationen zu sehen. In der Rinne erhöht sich die Strömungsgeschwindigkeit.

5.6.3 Wirkung auf die Asymmetrie der Gezeiten

Die Auswirkung der Gezeitenasymmetrie zeigt, dass überhaupt nur Aufschüttungen, die mindestens 15 % der Fläche von Hund/Paapsand bedecken, zu Veränderungen der Asymmetrie führen (Abbildung 82). Für eine Erhöhung auf das Niveau von 0 m NN werden Änderungen in der Größenordnung von $\gamma = -0,005$ bei Knock und Emden (d. h. zunehmende potenzielle Ebbstromdominanz) und $+0,005$ bei Leerort und Terborg sowie $+0,01$ bei Weener (d. h. zunehmende potenzielle Flutstromdominanz) festgestellt. Bei einer Erhöhung auf NN + 1 m treten in Dukegat positive Veränderungen in der Größenordnung von 0,005 auf, wenn Aufschüttungen mindestens 15 % bis 30 % der Fläche bedecken. Die größte Veränderung bei Dukegat zu beobachten, wenn mindestens 50 % der Fläche bedeckt sind, dann resultieren Asymmetrie Veränderungen in der Größenordnung von 0,05. Wenn mehr als 30 % der Querschnittsfläche aufgeschüttet werden, wird auch stromaufwärts eine Veränderung der Asymmetrie gefunden, mit Veränderungen in der Größenordnung von 0,01 – 0,02.

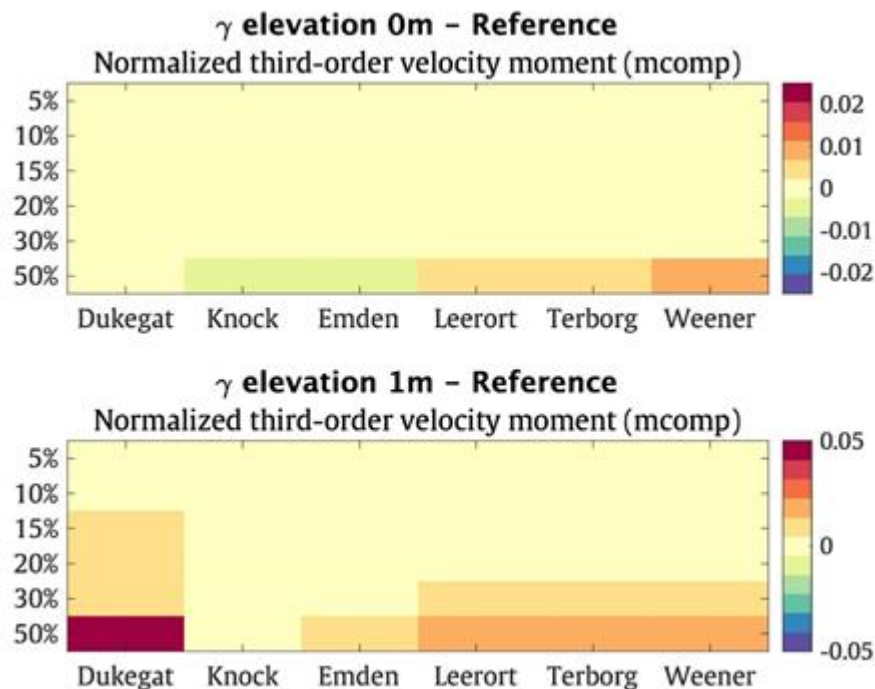


Abbildung 82: Veränderung der Gezeitenasymmetrie durch Aufschüttungen auf dem Hund/Paapsand. Die Werte stellen die Veränderung des Deskriptors im Vergleich zur Referenzsimulation (d.h. ohne bathymetrische Veränderung) dar. Der Prozentsatz stellt die Ausdehnung des durch die Aufschüttung bedeckten Intertidals dar. Positive γ bedeuten Veränderungen in Richtung Flutdominanz, negative γ bedeuten Veränderungen in Richtung Ebbdominanz.

5.6.4 Einfluss von Seegras

Der Einfluss von Seegras auf die Gezeitenasymmetrie ist gering (Abbildung 83). So lagen die Veränderungen bei den Berechnungen des mittleren Verhältnisses zwischen der Dauer von Ebbe und Flut unter 5 %. An allen Standorten war der Einfluss der Geometrie der Aufschüttungen größer als die Wirkung der Vegetation.

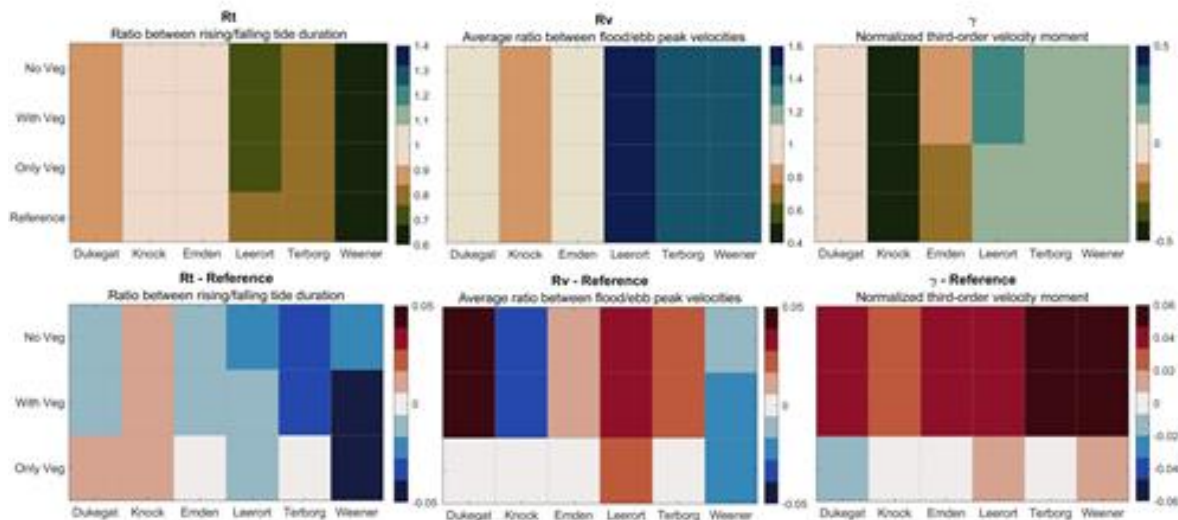


Abbildung 83: Veränderung der Gezeitenasymmetrie durch Aufschüttungen und Vegetation auf dem Hund/Paapsand. Die Werte stellen die Veränderung des Deskriptors im Vergleich zur Referenzsimulation dar. Positive γ bedeuten Veränderungen in Richtung Flutdominanz, negative γ bedeuten Veränderungen in Richtung Ebbsdominanz

5.6.5 Modellierung des Bewuchspotentials

Numerische Modelle können einen Beitrag für die Abschätzung des Besiedlungspotentials leisten (Abbildung 84). Aspekte wie Exposition(-szeit), Salzgehalt, Strömungsgeschwindigkeit, Sedimentkonzentration und andere sind für die potenzielle Entwicklung von Seegras entscheidend. Bei einer Standortsbestimmung und für die Evaluation der Folgen für Eingriffe wie Aufspülungen ist es daher möglich, mit numerischen Modellen entsprechende Zustandsgrößen abzuschätzen.

Anhand von Werten aus der Literatur werden beispielhaft Bedingungen für die Entwicklung von Seegras innerhalb des Hund/Paapsand (Valle et. al., 2013) untersucht.

Es sei zu betonen, dass nicht alle wesentlichen Parameter mit dem vorliegenden Modellsystem berechnet werden können. Auch sind für belastbare Bemessungen lange Zeitreihen zu untersuchen. Hier soll lediglich eine beispielhafte Anwendung gezeigt werden. Eine entsprechende Modellierung zeigt, dass unter den Bedingungen unserer Simulation die Expositionszeit die wesentliche Einschränkung für die Besiedlung durch Seegras ist.

Tabelle 2 Einschränkende Bedingungen für das Auftreten von Seegras:

Variable	Range	Unit	Source
Salinity	16-25	PSU	Jager and Kolbe (2013)
Water temperature	10-20	Celsius	Nejrup and Pedersen (2008)
Exposure duration	40-65	%	De Jonge et. al. (2005)
Oxygen Saturation	>45	%	Sand-Jensen et al (2005)
Orbital velocities	<0,4	m/s	De Jonge et. al. (2005)
Current velocities	<0,9	m/s	De Jonge et. al. (2005)
Incident light	>20	%	Duarte (1991), Denninson & Alberte (1985)

Dies ist vor dem Hintergrund interessant, dass künstliche Aufschüttungen von Sedimenten die Exposition von Flächen direkt ändern und auch indirekt Änderungen des Tidenhubs auftreten (Friedrichs, 2010). Andere Studien zeigen jedoch, dass auch die Wellendynamik (Valle et al., 2013), Erosion und Ablagerung (Katwijk et al., 2000) und die Schwebstoffkonzentration (Carr et al., 2016) sehr wichtige limitierende Faktoren sind, die im konkreten Fall weiter untersucht werden müssen, da nicht alle in das Modell einbezogen wurden.

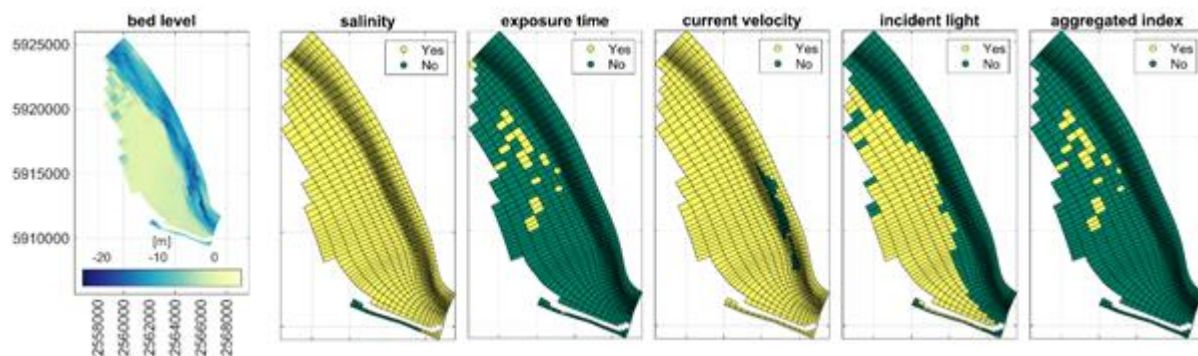


Abbildung 84: Beispielhafte Anwendung eines numerischen Modells für die Berechnung eines Potentials von Seegrasvorkommen in Hund/Paapsand. Die Titel der Teilflächen beziehen sich auf die zur Berechnung verwendete Variable. Grüne Blöcke stellen Modellgitterzellen dar, deren Bedingungen für die Seegrasentwicklung nicht geeignet sind, gelbe Blöcke Gitterzellen mit Potenzial für Seegrasentwicklung unter der angegebenen Variablen darstellen. Das aggregierte Indexfeld summiert alle anderen Teilflächen.

Literatur

Adolph, W., 2023. Muschelbankmonitoring für eine nachhaltige Fischerei (MiMoFi). Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer

ARGE Unter-/Außenems (2012) Flugzeuggestützte LIDAR- und MS-Datenerfassung der Unter- und Außenems 2010. Abschlussbericht, Arbeitsgemeinschaft Inphoris GmbH und smile consult GmbH, Bajuwarenring 21, 82041 Oberhaching, unveröffentlicht

Asakura, A., Watanabe, S., 2005. Hemigrapsus takanoi, new species, a sibling species of the common Japanese intertidal crab *H. penicillatus* (Decapoda: Brachyura: Grapsoidea). *Journal of Crustacean Biology*, 25(2), 279-292.

Asmus, H., Lackschewitz, D., Asmus, R., Scheiffarth, G., Nehls, G., & Herrmann, J.-P., 1998. Transporte im Nahrungsnetz eulitoraler Wattflächen des Sylt-Rømø Wattenmeeres. In Gätje, C., Reise, K., (Eds.), *Ökosystem Wattenmeer: Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse* (pp. 393–420). Springer.

Badewien, T.H., Zimmer, E., Bartholomä, A., Reuter, R., 2009. Towards continuous long-term measurements of suspended particulate matter (SPM) in turbid coastal waters. *Ocean Dyn.* 59, 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10236-009-0183-8>

Benninghoff, M., Winter, C., 2019. Recent morphologic evolution of the German Wadden Sea. *Scientific Reports*, 9(1), 9293. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45683-1>

Borst, A.C., Verberk, W.C., Angelini, C., Schotanus, J., Wolters, J.W., Christianen, M.J., van der Zee, E.M., Derksen-Hooijberg, M., van der Heide, T., 2018. Foundation species enhance food web complexity through non-trophic facilitation. *PLoS One*, 13(8), e0199152.

Brinkman, B., 2021. Lower Saxony Wadden Sea mussel habitat suitability maps. *Berichte aus dem Nationalpark und der Biosphärenregion Niedersächsisches Wattenmeer*, 2021–01. <https://doi.org/10.4126/FRL01-006452722>

Cerco, Carl F., and Mark R. Noel. "Evaluating ecosystem effects of oyster restoration in Chesapeake Bay." Report of US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg MS (www.chesapeakebay.net/pubs/Cerco_Noel_final.pdf) (2005).

Chen D, Zheng J, Zhang C, Guan D, Li Y and Wang Y (2021) Critical Shear Stress for Erosion of Sand-Mud Mixtures and Pure Mud. *Front. Mar. Sci.* 8:713039. doi: 10.3389/fmars.2021.713039

Christianen, M.J., Middelburg, J.J., Holthuijsen, S.J., Jouta, J., Compton, T.J., van der Heide, T., Piersma, T., Sinninghe Damsté, J.S., van der Veer, H.W., Schouten, S., Olf, H., 2017. Benthic primary producers are key to sustain the Wadden Sea food web: stable carbon isotope analysis at landscape scale. *Ecology*, 98(6), 1498-1512.

Colebrook, C.F., White, C.M., Taylor, G.I., 1997. Experiments with fluid friction in roughened pipes. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. - Math. Phys. Sci.* 161, 367–381. <https://doi.org/10.1098/rspa.1937.0150>

Dade, W.B., Hogg, A.J., Boudreau, B., 2001. Physics of Flow above the Sediment-Water Interface. *Benthic Bound. Layer Transp. Process. Biogeochem.*

Dankers, N., Meijboom, A., de Jong, M., Dijkman, E., Cremer, J., van der Sluis, S., 2004. Het ontstaan en verdwijnen van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 921. 114 blz. 56 fig.; 12 tab.; 66 ref.

Dankers N., Koelemaij K., 1989. Variations in the mussel population of the Dutch Wadden Sea in relation to monitoring of other ecological parameters. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 43, 529-535.

Deltares (2014): Delft3D-Flow; Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments – User Manual Hydro-Morphodynamics, Version 3.15, 12/2014

de Jonge, V.N., Schückel, U., 2019. Exploring effects of dredging and organic waste on the functioning and the quantitative biomass structure of the Ems estuary food web by applying Input Method balancing in Ecological Network Analysis. *Ocean & Coastal Management*, 174, 38–55. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.013>

Deutscher Wetter Dienst, 2023. URL; https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/

Dieckmann, R., Osterthun, M., Partenscky, H.W., 1987. Influence of water-level elevation and tidal range on the sedimentation in a German tidal flat area. *Progress in Oceanography*, 18(1-4), 151-166.

Dittmann, S., Scheiffarth, G., 2004. Die Bedeutung von Arten für das Ökosystem Wattenmeer. In Behrends, B., Dittmann, S., Liebezeit, G., Kaiser, M., Knoke, V., Petri, G., Rahmel, J., Roy, M., Scheiffarth, G., Wilhelmssen, U., (Eds.), *Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer - Zusammenfassender Bericht zu Forschungsergebnissen und Systemschutz im deutschen Wattenmeer* - (pp. 63–115). Umweltbundesamt.

Dyer, K.R., 1989. Sediment processes in estuaries: Future research requirements. *J. Geophys. Res. Oceans* 94, 14327–14339. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/JC094iC10p14327>

Ehrich, Melinda K., and Lora A. Harris. "A review of existing eastern oyster filtration rate models." *Ecological Modelling* 297 (2015): 201-212.

Eschweiler, N., Christensen, H.T., 2011. Trade-off between increased survival and reduced growth for blue mussels living on Pacific oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 403, 90–95.

Fauchald, K., 1977. The polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera. *Natural History Museum of Los Angeles County, Science Series*.

Flemming, B.W., Delafontaine, M.T., 2000. Mass physical properties of muddy intertidal sediments: some applications, misapplications and non-applications. *Cont. Shelf Res.* 20, 1179–1197. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(00\)00018-2](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(00)00018-2)

Folmer, E.O., Drent, J., Troost, K., Büttger, H., Dankers, N., Jansen, J., van Stralen, M., Millat, G., Herlyn, M., Philippart, C.J. 2014. Large-scale spatial dynamics of intertidal mussel (*Mytilus edulis* L.) bed coverage in the German and Dutch Wadden Sea. *Ecosystems*, 17, 550-566.

FTZ Westküste (2014): Hydromorphologische Untersuchungen von Lösungsansätzen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes der Unterems, Büsum / Kiel

Fulford, Richard S., et al. "Effects of oyster population restoration strategies on phytoplankton biomass in Chesapeake Bay: a flexible modeling approach." *Marine Ecology Progress Series* 336 (2007): 43-61.

Goring, D.G., Nikora, V.I., 2002. Despiking Acoustic Doppler Velocimeter Data. *J. Hydraul. Eng.* 128, 117–126. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2002\)128:1\(117\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:1(117))

Hayward, P.J., Ryland, J.S. (Eds.), 2017. *Handbook of the marine fauna of North-West Europe*. Oxford university press.

Hitzegrad, J., Brohmann, L., Pfenning, K., Hoffmann, T.K., Eilrich, A.K., Paul, M., Welzel, M., Schlurmann, T., Aberle, J., Wehrmann, A., Goseberg, N., 2022. Oyster Reef Surfaces in the Central Wadden Sea: Intra-Reef Classification and Comprehensive Statistical Description. *Front. Mar. Sci.* 9.

- Hoonkoop, P.J.C., Beukema, J.J., 1997. Loss of body mass in winter in three intertidal bivalve species: An experimental and observational study of the interacting effects between water temperature, feeding time and feeding behaviour.. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 212(2), 277-297
- Hutchison, Z.L., Hendrick, V.J., Burrows, M.T., Wilson, B., Last, K.S., 2016. Buried alive: the behavioural response of the mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to sudden burial by sediment. *PLoS One*, 11(3), e0151471.
- Joyce, P.W.S., Smyth, D.M., Dick, J.T.A., Kregting, L.T., 2021. Coexistence of the native mussel, *Mytilus edulis*, and the invasive Pacific oyster, *Crassostrea (Magallana) gigas*, does not affect their growth or mortality, but reduces condition of both species. *Hydrobiologia* 848, 1859–1871. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04558-1>
- Kjørboe, T., Møhlenberg, F., & Nøhr, O., 1980. Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae and resuspended bottom material. *Ophelia*, 19, 193–205.
- Klemmstein, A., et al. "PIV Untersuchung der von *Mytilus* sp. verursachten Strömung." (2019).
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C., Karez, R., 2015. Neobiota in deutschen Küstengewässern-Eingeschleppte und kryptogene Tier-und Pflanzenarten an der deutschen Nord-und Ostseeküste. LLUR SH.
- Lefebvre, A., Ernsten, V.B., Winter, C., 2013. Estimation of roughness lengths and flow separation over compound bedforms in a natural-tidal inlet. *Cont. Shelf Res.* 61–62, 98–111. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.04.030>
- Markert, A., Wehrmann, A., Kröncke, I., 2010. Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). *Biological invasions*, 12, 15-32.
- Masterplan Ems 2050 (2015): Vertrag, online verfügbar über das niedersächsische Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz: www.umwelt.niedersachsen.de/download/93669 , zu-letzt geprüft am 9.2.2016.
- Mc Laren, P., Steyeat, F. & Powys, R. (1998): Sediment transport studies in the tidal basins of the Dutch Waddenzee. *Senckenbergiana marit.*, 29 (1/6): 53-61, Frankfurt a. M.
- Meyer, C. & G. Ragutzki (1999): KFKI Forschungsvorhaben Sedimentverteilung als Indikator für morphodynamische Prozesse, Dienstber. 21/1999, NLWKN – Forschungsstelle Küste
- Nehls, G., Hertzler, I., Scheiffarth, G., 1997. Stable mussel *Mytilus edulis* beds in the Wadden Sea—they're just for the birds. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 51, 361-372.
- Nestler, S., 2022. Auswertung der Konditionsdaten von Miesmuscheln eulitoraler Muschelbänke im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Daten 2016 – 2021. Berichte aus dem Nationalpark und der Biosphärenregion Niedersächsisches Wattenmeer 2022–02.
- Neumeier, U., 2024. Processing of wave data [WWW Document]. URL <http://neumeier.perso.ch/matlab/waves.html> (accessed 4.6.24).
- Nikuradse, J., 1933. Gesetzmäßigkeiten der turbulenten Strömung in glatten Rohren (Nachtrag). *Forsch. Auf Dem Geb. Ingenieurwesens A* 4, 44–44. <https://doi.org/10.1007/BF02716946>
- Oberrecht, D. & Wurpts, A. (2014): Impact of Controlled Tidal Barrier Operation on Tidal Dynamics in the Ems Estuary, *Wurpts Küste*, 81 (2014), 427-433
- Oberrecht, D. & WURPTS, A. (2019): Auswirkungen des geplanten technischen Testbetriebs zur Wirkung der flexiblen Tidesteuerung – Hydro- und Morphodynamische Modelluntersuchung, NLWKN-Forschungsstelle Küste, Norderney, Gutachten 04/2019

Oberrecht, D. (2021): Development of a numerical modeling approach for large-scale fluid mud flow in estuarine environments. Hannover: Gottfried Wilhelm Leibniz Universität, Diss., 2020, DOI: <https://doi.org/10.15488/10488>

Partheniades, E. (1965): Erosion and deposition of cohesive soils. – Proc. Am. Soc. Civil Engers. J. hydraul. Vol. 91: 105-139

Perels, P. A. J. & Karelse, M (1982).: A two-dimensional laterally averaged model for salt intrusion in estuaries, Tech. Rep. 262, Waterloopkundig Laboratorium, Delft Hydraulics Laboratory

Reise, K., Buschbaum, C., Büttger, H., Wegner, M., 2017. Invading oysters and native mussels: from hostile takeover to compatible bedfellows. *Ecosphere* 8(9), Article e01949.

Rodriguez, A.B., Fodrie, F.J., Ridge, J.T., Lindquist, N.L., Theuerkauf, E.J., Coleman, S.E., Grabowski, J.H., Brodeur, M.C., Gittman, R.K., Keller, D.A., & Kenworthy, M.D., 2014. Oyster reefs can outpace sea-level rise. *Nature Climate Change*, 4(6), 493–497. <https://doi.org/10.1038/nclimate2216>

Ross & Mehta (1989): on the mechanics of lutoclines and fluid mud. *J. Coast. Res.*, special issue 5, pp 51-61

Schlichting, H., 1987. *Boundary-Layer Theory*, 7th ed. New York.

Schmelz, R.M., 2004. Bestimmungsschlüssel für die bislang im Nord- und Ostseebereich nachgewiesenen Meeres- und Brackwasseroligochaeten (incl. Aphanoneura) nach Borstenmerkmalen und anderen cuticularisierten Strukturen. Unveröffentlicht.

Shiravani, Gholamreza: Modelling of the cross-shore mixed sand transport under sheet flow conditions. Hannover: Gottfried Wilhelm Leibniz Universität, Diss., 2023, xxvi, 177 S., DOI: <https://doi.org/10.15488/14150>

Smith, J.D., McLean, S.R., 1977. Spatially averaged flow over a wavy surface. *J. Geophys. Res.* 1896-1977 82, 1735–1746. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/JC082i012p01735>

Soulsby, A., Clark, E., 1996. The Emergence of Post-Communist Management in the Czech Republic. *Organ. Stud.* 17, 227–247. <https://doi.org/10.1177/017084069601700205>

Steffelbauer, D.B., Riva, R.E., Timmermans, J.S., Kwakkel, J.H., Bakker, M., 2022. Evidence of regional sea-level rise acceleration for the North Sea. *Environmental Research Letters*, 17(7), 074002.

Stoeck, T., Albers, B.P., 2000. Microbial biomass and activity in the vicinity of a mussel bed built up by the blue mussel *Mytilus edulis*. *Helgoland marine research*, 54, 39-46.

Stolte, W., Baart, F., Muis, S., Hijma, M., Taal, M., Bars, D.W., Drijfhout, S., 2022. Zeespiegelmonitor. Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat/DG Water en Bodem

Stresemann, E. (1992). *Exkursionsfauna von Deutschland*. Band 1. Wirbellose (ohne Insekten). 8. Auflage. Begr. v. Erwin Stresemann. Weitergef. von H. J. Hannemann, B. Klausnitzer u. K. Senglaub.–Verlag Volk und Wissen, Berlin.

Tippener, M. & Reinemann, L. (1979): Schwebstoffmessungen in der ems an der Durchfluss-messtelle Nüttermoor am 06.09.1979, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz, Bericht M2/126/4874, unveröffentlicht.

Van Beusekom, J.E.E., Bot, P.V.M., Carstensen, J., Goebel, J.H.M., Lenhart, H., Pätsch, J., Petenati, T., Raabe, T., Reise, K., Wetsteijn, B., 2009. Quality Status Report. Eutrophication. Thematic Report No. 6. Wadden Sea Ecosystem, Nr. No. 25, Common Wadden Sea Secretariat/Wilhelmshaven, Germany, 21 S.

van der Zee, E.M., Angelini, C., Govers, L.L., Christianen, M.J., Altieri, A.H., van der Reijden, K.J., Silliman, B.R., van de Koppel, J., van der Geest, M., van Gils, J.A., van der Veer H.W., Piersma, T., C. de Ruiter P.C., Olf, H., van Der Heide, T., 2016. How habitat-modifying organisms structure the food web of two coastal ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1826), 20152326.

van Ledden, M. (2003): Sand-mud segregation in estuaries and tidal basins, Dissertation, TU Delft

van Leeuwen, B., 2008. Modeling mussel bed influence on fine sediment dynamics on a Wadden Sea intertidal flat (Master's thesis, University of Twente).

van Leeuwen, B., Augustijn, D.C., van Wesenbeeck, B.K., Hulscher, S.J., de Vries, M.B., 2010. Modeling the influence of a young mussel bed on fine sediment dynamics on an intertidal flat in the Wadden Sea. *Ecological Engineering*, 36(2), 145-153.

Wang, Z.B., Elias, E.P., van der Spek, A.J., Lodder, Q.J., 2018. Sediment budget and morphological development of the Dutch Wadden Sea: impact of accelerated sea-level rise and subsidence until 2100. *Netherlands Journal of Geosciences*, 97(3), 183-214.

Wehrmann, A., Herlyn, M., Bungenstock, F., Hertweck, G., Millat, G., 2000. The distribution gap is closed—First record of naturally settled pacific oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. *Marine Biodiversity*, 3(30), 153-160.

Widdows, J., Lucas, J.S., Brinsley, M.D., Salkeld, P.N., Staff, F.J., 2002. Investigation of the effects of current velocity on mussel feeding and mussel bed stability using an annular flume. *Helgoland Marine Research*, 56, 3-12.

Wolanski, E., Asaeda, T., & Imberger, J. (1989). Mixing across a lutocline. *Limnol. Oceanogr.*, 5(34), 931-938.

Jaklin, S., Bachmann, F., unveröff. Umweltfachlicher Beitrag zum Antrag auf Änderung der NB des 2. vorz. Baubeginns, FSRU Wilhelmshaven GmbH

Ziegelmeier, E., 1966. Die Schnecken (Gastropoda Prosobranchia) der deutschen Meeresgebiete und brackigen Küstengewässer. *Helgoland Marine Research*, 13(1), 1-61.

Anhang

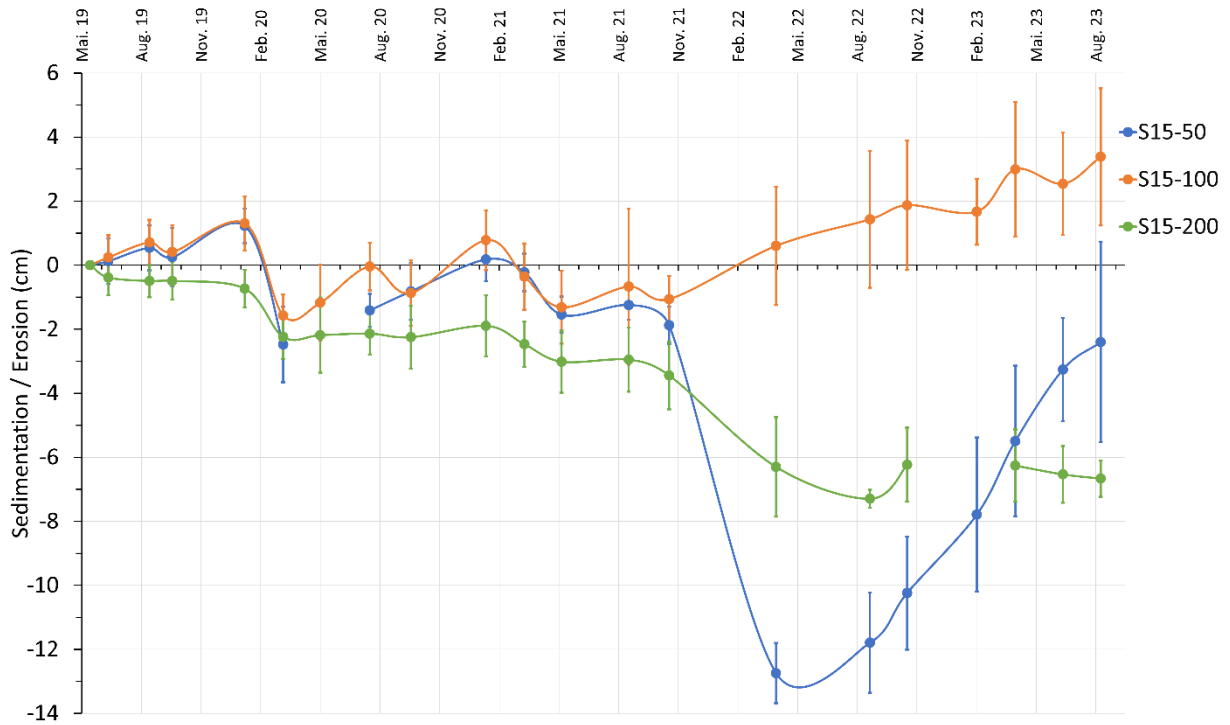


Abbildung 85: Sedimentakkumulation und -erosion (cm; Mittelwert \pm Stabw; $n = 19$ pro Station) für die Stationen S15-50, S-100 und S-200 der Muschelbank Randzel 1 von Mai 2019 bis August 2023.

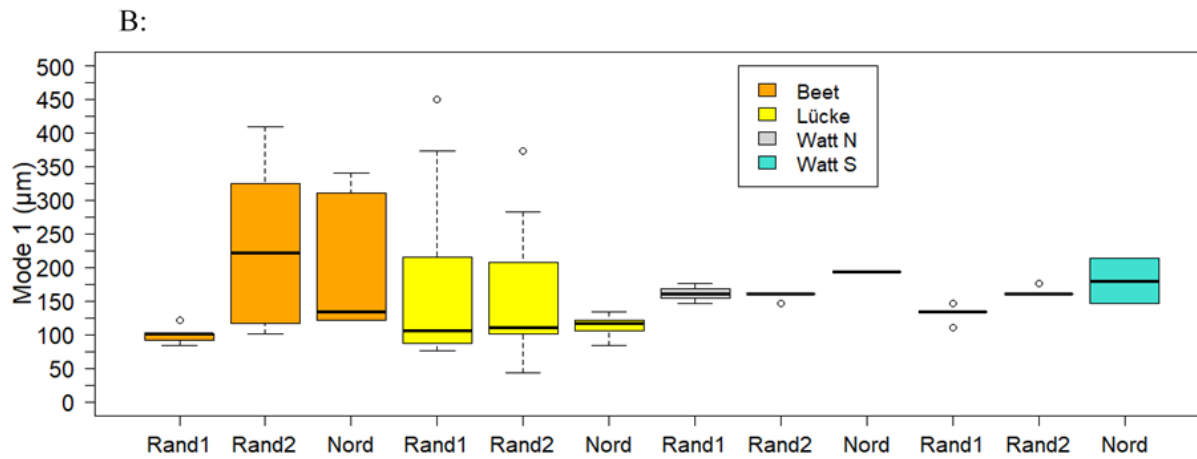
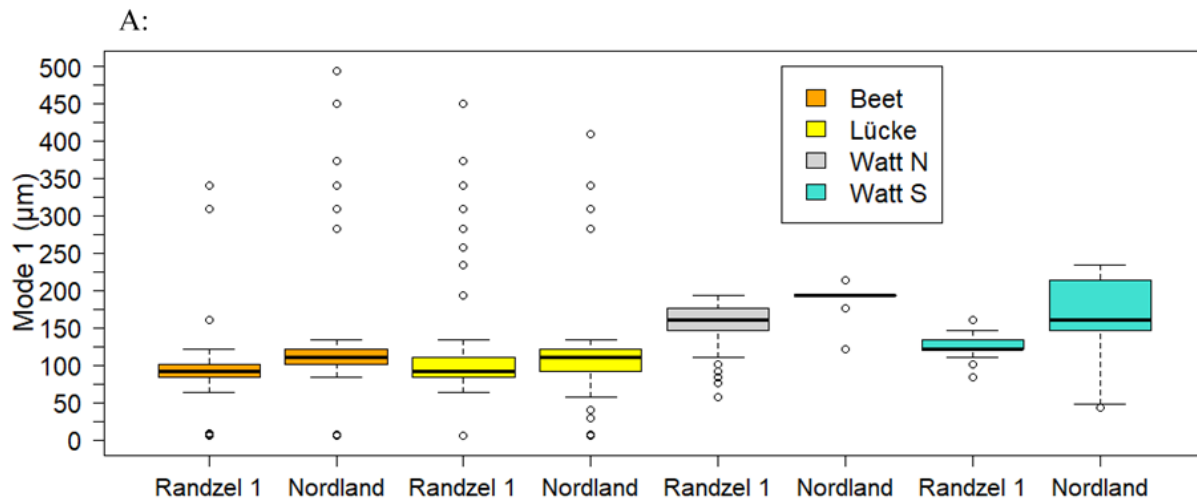


Abbildung 86: Mode 1 der Korngrößenverteilung (in μm ; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) für die verschiedenen Habitate. A: Vergleich der Muschelbänke Randzel 1 und Nordland für den Zeitraum Mai 2019/August 2020 bis Juli 2023 ($n = 206/93/196/78/126/46/97/38$); B: Vergleich der Muschelbänke Randzel 1, Randzel 2 und Nordland für die Probenahme im Juni/Juli 2023 ($n = 12/12/12/12/12/8/4/6/6/6/6/2$).

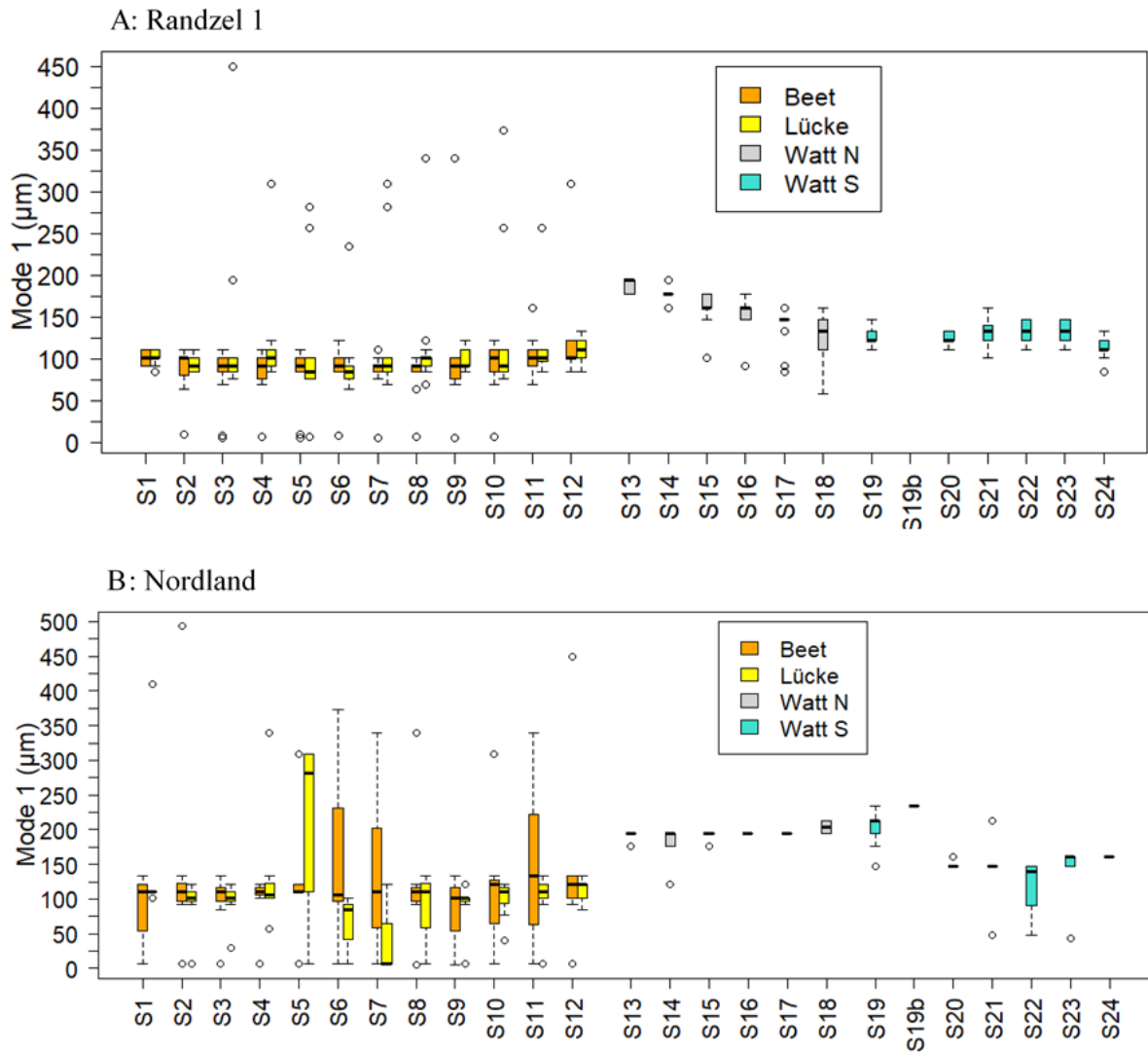
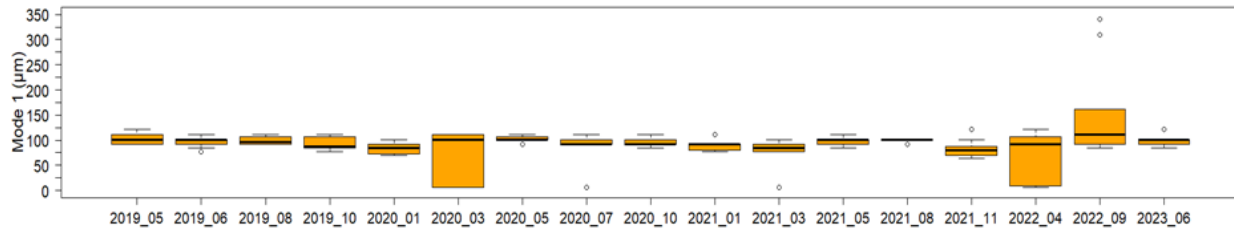
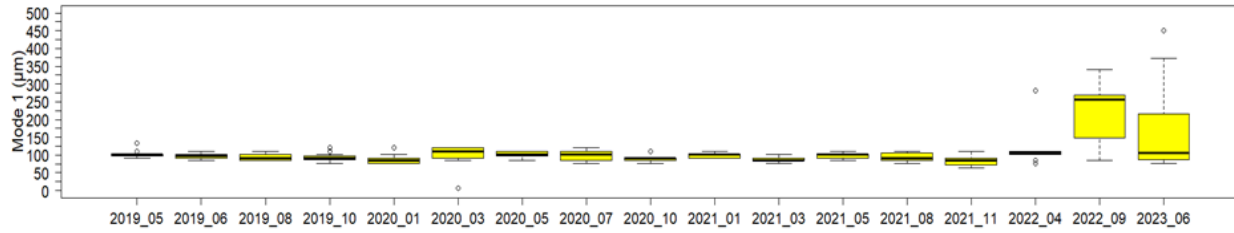


Abbildung 87: Mode 1 der Korngrößenverteilung (in μm ; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) getrennt nach Stationen und Habitaten. A: Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023 ($n = 15-18$ pro Station und Habitat); B: Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023 ($n = 4-8$ pro Station und Habitat).

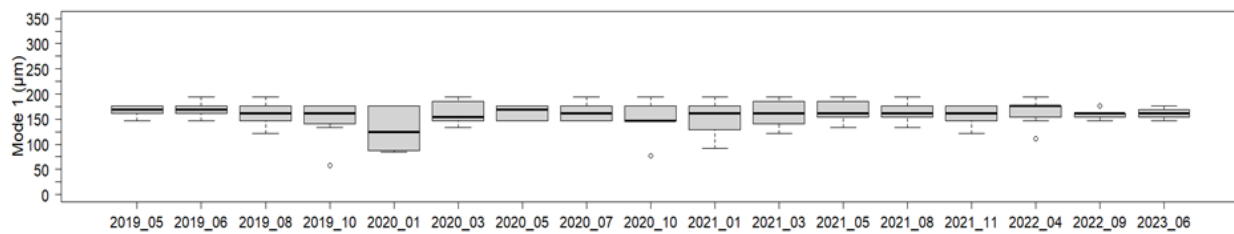
A: Randzel 1 - Beete



B: Randzel 1 - Lücken



C: Randzel 1 – Watt N



D: Randzel 1 – Watt S

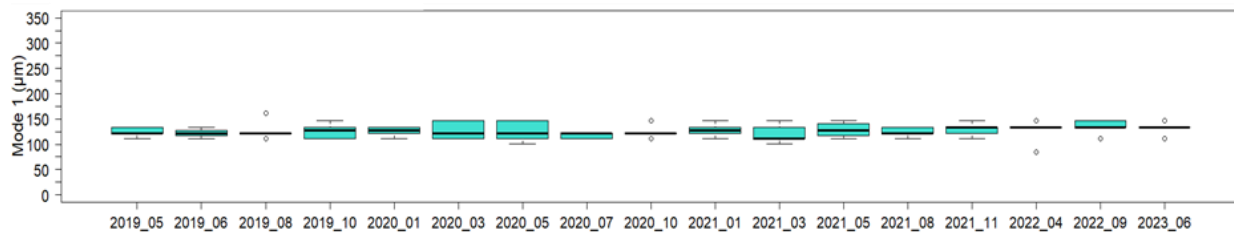


Abbildung 88: Mode 1 der Korngrößenverteilung (in μm ; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) der Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023. A: Habitat Beet ($n = 12$ pro Datum); B: Habitat Lücke ($n = 10-12$); C: Habitat Wattflächen im Norden der Muschelbank ($n = 7-8$); D: Habitat Wattflächen im Süden der Muschelbank ($n = 4-6$).

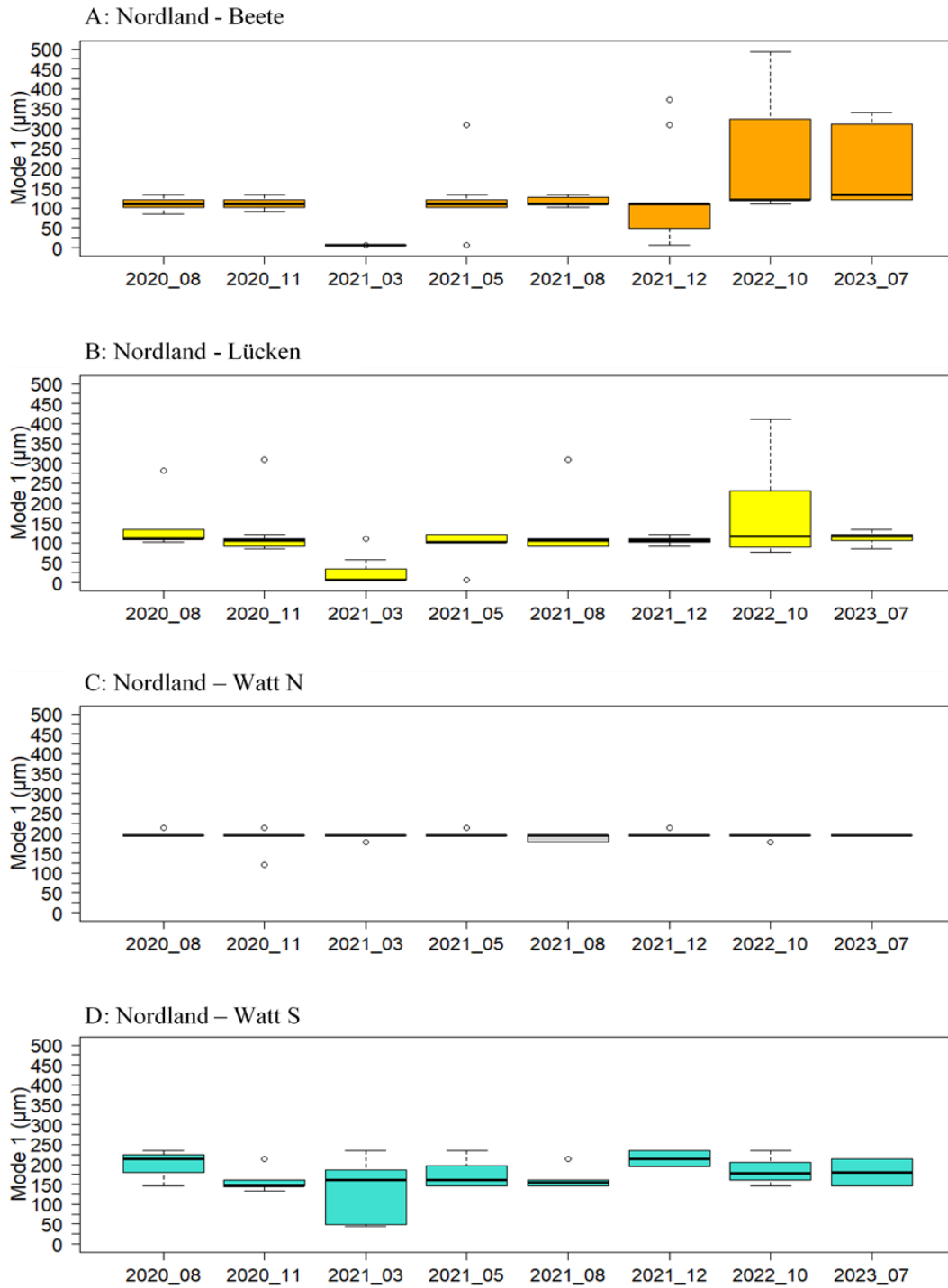
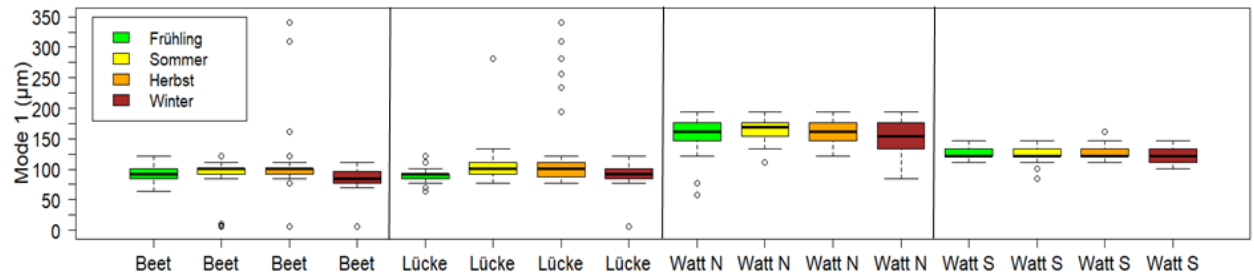


Abbildung 89: Mode 1 der Korngrößenverteilung (in μm ; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) der Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023. A: Habitat Beet ($n = 11-12$ pro Datum); B: Habitat Lücke ($n = 8-12$); C: Habitat Wattflächen im Norden der Muschelbank ($n = 5-6$); D: Habitat Wattflächen im Süden der Muschelbank ($n = 3-7$).

A: Randzel 1



B: Nordland

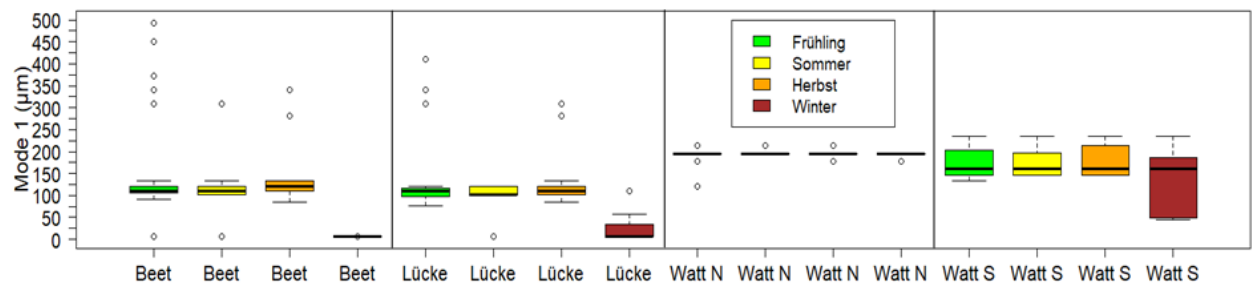


Abbildung 90: Mode 1 der Korngrößenverteilung (in µm; Median ± Q1/Q3 ± Min/Max ohne Ausreißer) getrennt nach Jahreszeiten und Habitaten. A: Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023 (n = 28-70 pro Jahreszeit und Habitat); B: Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023 (n = 7-36 pro Jahreszeit und Habitat).

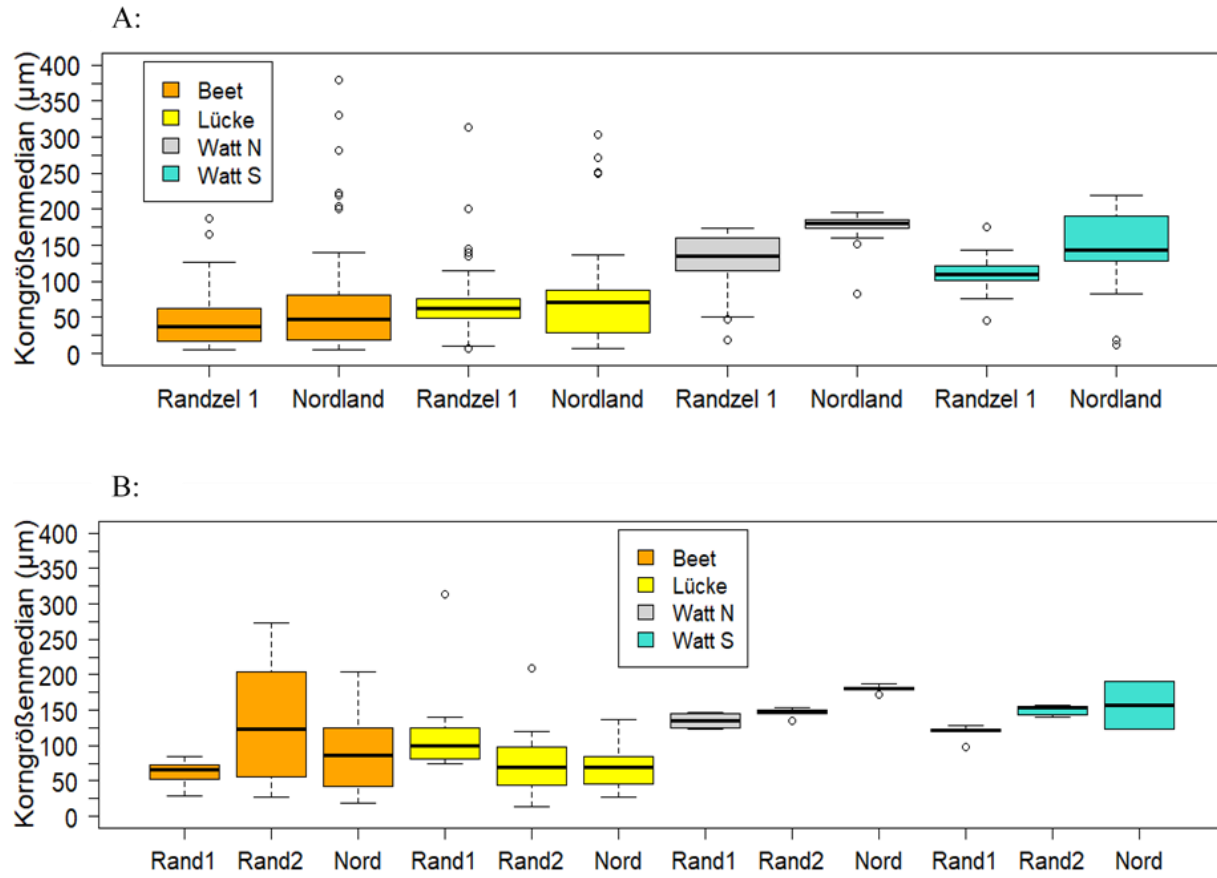


Abbildung 91: Korngrößenmedian D50 (in μm ; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) für die verschiedenen Habitate. A: Vergleich der Muschelbänke Randzel 1 und Nordland für den Zeitraum Mai 2019/August 2020 bis Juli 2023 ($n = 206/93/196/78/126/46/97/38$); B: Vergleich der Muschelbänke Randzel 1, Randzel 2 und Nordland für die Probenahme im Juni/Juli 2023 ($n = 12/12/12/12/12/8/4/6/6/6/6/2$).

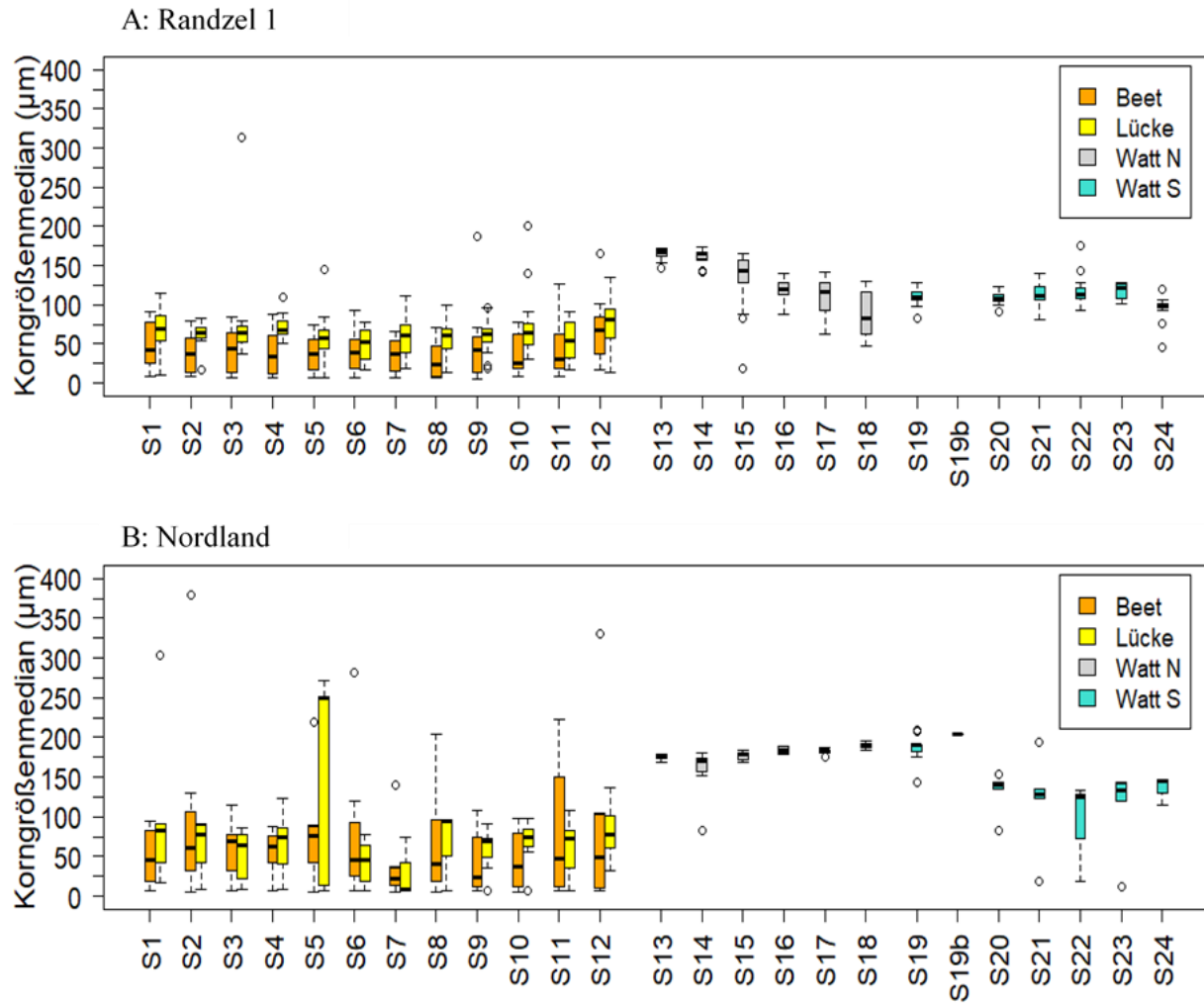
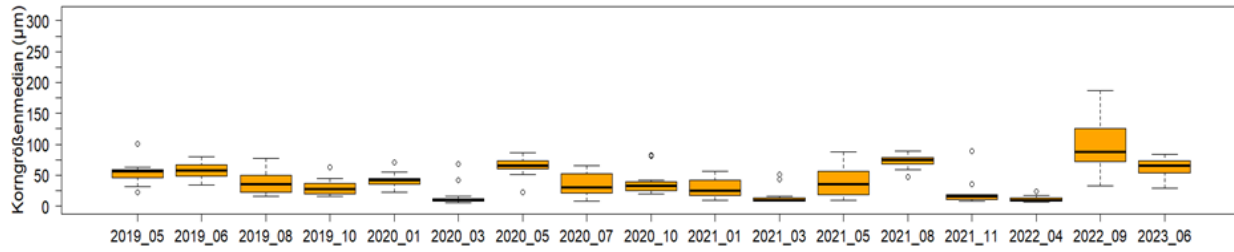
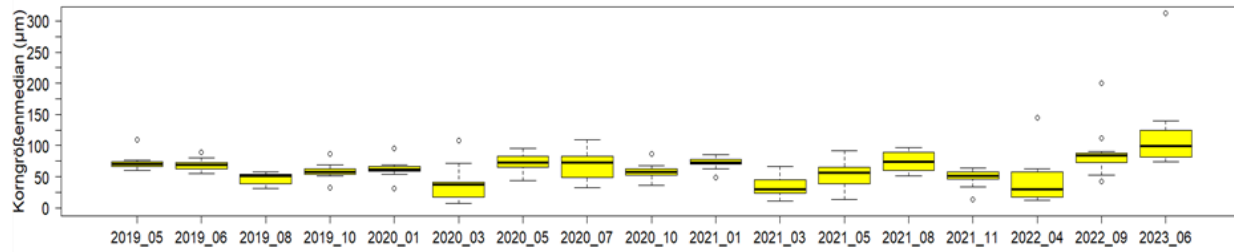


Abbildung 92: Korngrößenmedian D_{50} (in μm ; Median $\pm Q1/Q3 \pm \text{Min/Max}$ ohne Ausreißer) getrennt nach Stationen und Habitaten. A: Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023 ($n = 15-18$ pro Station und Habitat); B: Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023 ($n = 4-8$ pro Station und Habitat).

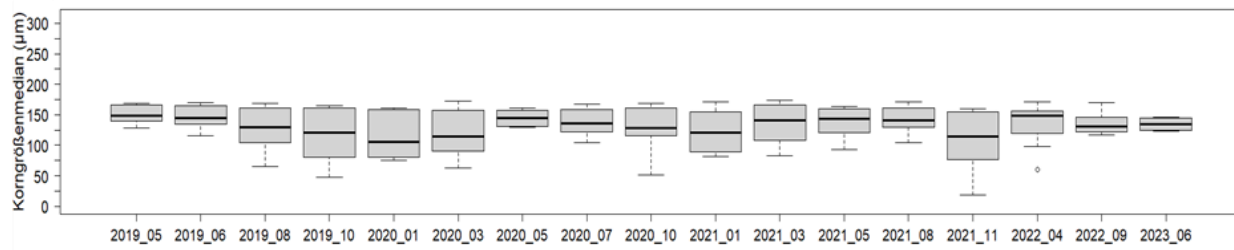
A: Randzel 1 - Beete



B: Randzel 1 - Lücken



C: Randzel 1 – Watt N



D: Randzel 1 – Watt S

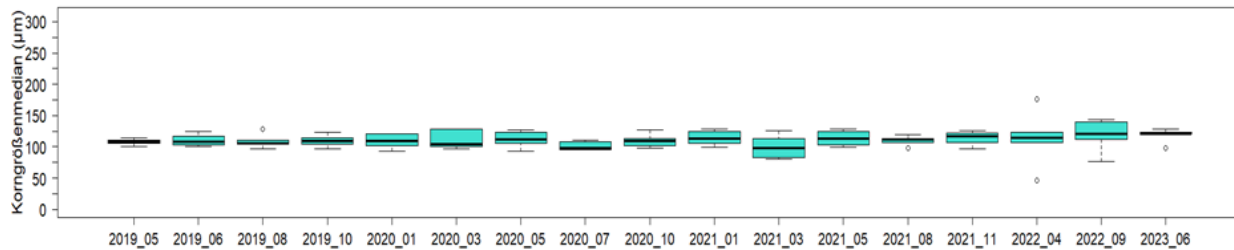


Abbildung 93: Korngrößenmedian D50 (in µm; Median ± Q1/Q3 ± Min/Max ohne Ausreißer) der Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023. A: Habitat Beet (n = 12 pro Datum); B: Habitat Lücke (n = 10-12); C: Habitat Wattflächen im Norden der Muschelbank (n = 7-8); D: Habitat Wattflächen im Süden der Muschelbank (n = 4-6).

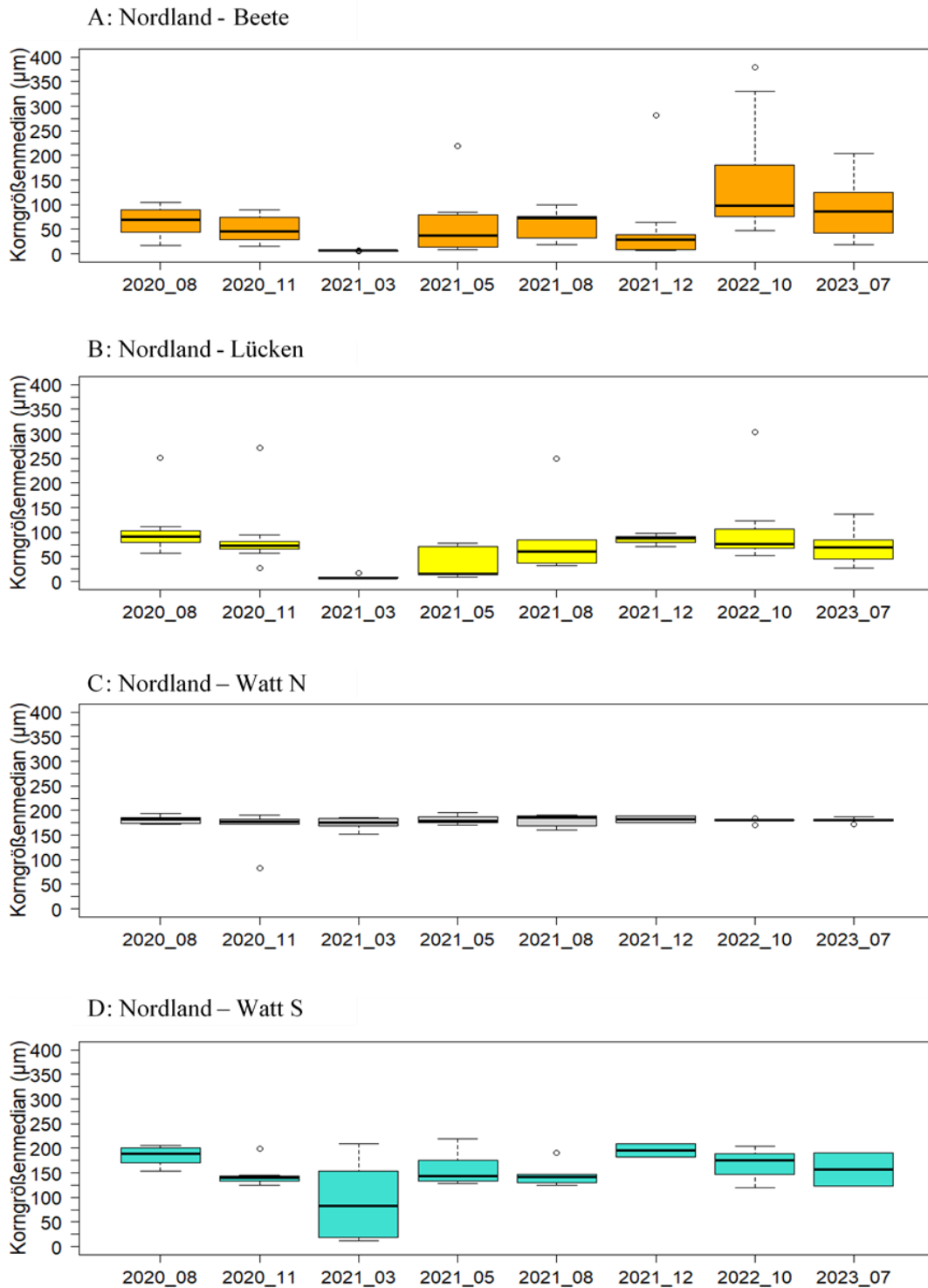
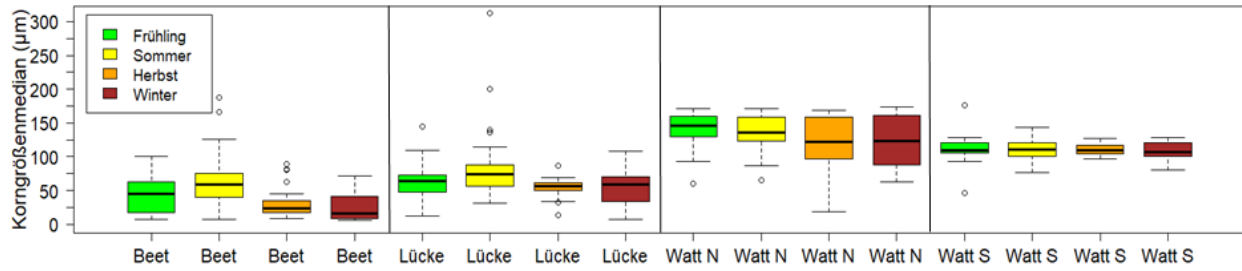


Abbildung 94: Korngrößenmedian D50 (in μm ; Median \pm Q1/Q3 \pm Min/Max ohne Ausreißer) der Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023. A: Habitat Beet ($n = 11-12$ pro Datum); B: Habitat Lücke ($n = 8-12$); C: Habitat Wattflächen im Norden der Muschelbank ($n = 5-6$); D: Habitat Wattflächen im Süden der Muschelbank ($n = 3-7$).

A: Randzel 1



B: Nordland

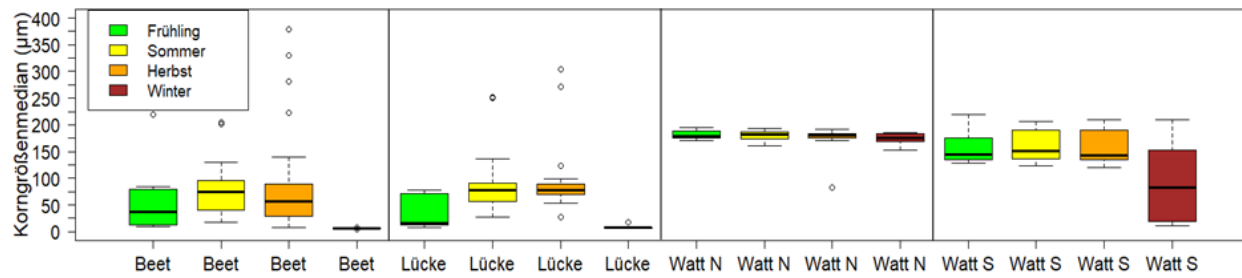


Abbildung 95: Korngrößenmedian D_{50} (in μm ; Median \pm $Q1/Q3 \pm$ Min/Max ohne Ausreißer) getrennt nach Jahreszeiten und Habitaten. A: Muschelbank Randzel 1 für den Zeitraum Mai 2019 bis Juni 2023 ($n = 28-70$ pro Jahreszeit und Habitat); B: Muschelbank Nordland für den Zeitraum August 2020 bis Juli 2023 ($n = 7-36$ pro Jahreszeit und Habitat).

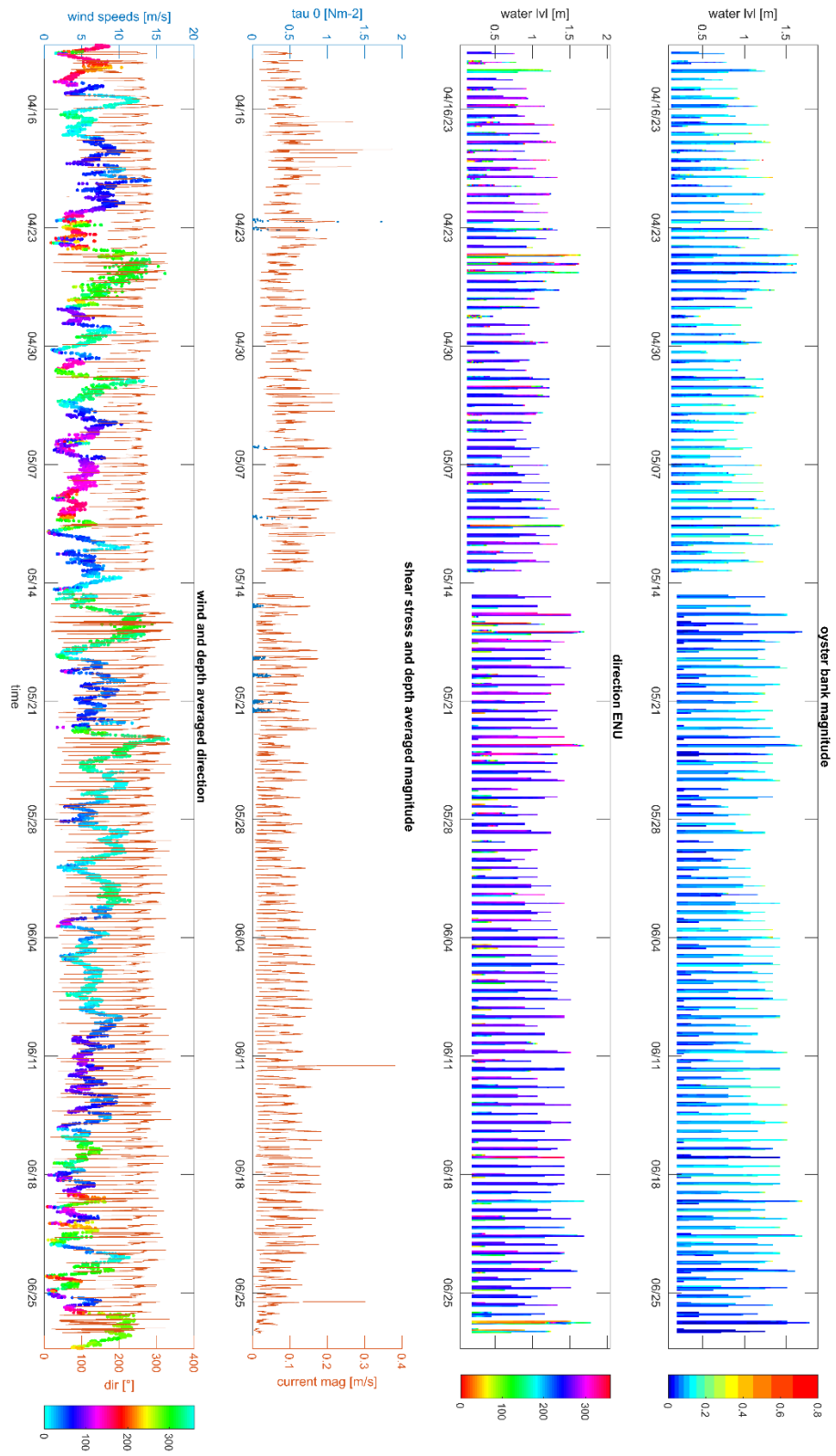


Abbildung 96: Übersicht der gemessenen Daten auf dem Randzel 1 mit dem Messrahmen.

Tabelle 3: Probenahmeterminale und durchgeführte Arbeiten auf den drei Muschelbänken.

Kampagne	Bank	Datum 1	Datum 2	Sedimentation	Korn-größen	Biomasse	Kondition
C01	Randzel 1	28.05.2019	29.05.2019	1	1	1	0
C02	Randzel 1	25.06.2019	26.06.2019	1	1	0	0
C03	Randzel 1	27.08.2019	28.08.2019	1	1	0	0
C04	Randzel 1	23.10.2019	24.10.2019	1	1	1	0
C05	Randzel 1	20.01.2020	21.01.2020	1	1	0	0
C06	Randzel 1	19.03.2020	20.03.2020	1	1	0	0
C07	Randzel 1	15.05.2020	16.05.2020	1	1	1	0
C08	Randzel 1	30.07.2020	31.07.2020	1	1	0	0
C09	Nordland	27.08.2020	29.08.2020	1	1	0	0
C10	Randzel 1	12.10.2020	13.10.2020	1	1	1	0
C11	Nordland	09.11.2020	11.11.2020	1	1	1	0
C12	Randzel 1	24.01.2021	25.01.2021	1	1	0	0
C13	Nordland	08.03.2021	09.03.2021	1	1	0	0
C14	Randzel 1	24.03.2021	25.03.2021	1	1	0	0
C15	Nordland	07.05.2021	08.05.2021	1	1	0	0
C16	Randzel 1	20.05.2021	21.05.2021	1	1	0	0
C17	Nordland	19.08.2021	20.08.2021	1	1	0	0
C18	Randzel 1	31.08.2021	02.09.2021	1	1	0	0
C19	Randzel 1	12.11.2021	14.11.2021	1	1	0	0
C20	Nordland	11.12.2021	12.12.2021	1	1	0	0
C21	Randzel 1	14.04.2022	15.04.2022	1	1	0	0
C22	Nordland	11.05.2022	12.05.2022	1	1	0	0
C23	Randzel 1	05.09.2022	06.09.2022	1	1	0	0
C24	Nordland	04.10.2022	21.10.2022	1	1	0	0
C25	Randzel 1	18.11.2022	19.11.2022	1	1	0	0
C26	Nordland	01.12.2022	02.12.2022	1	1	0	0
C27	Randzel 1	16.02.2023	19.02.2023	1	1	0	0
C28	Nordland	18.03.2023	19.03.2023	1	1	0	0
C29	Randzel 1	16.04.2023	17.04.2023	1	1	0	0
C30	Nordland	30.04.2023	02.05.2023	1	1	0	1
C31	Randzel 2	14.06.2023	15.06.2023	0	0	1	0
C32	Nordland	30.06.2023	/	0	0	1	0
C33	Randzel 2	28.06.2023	29.06.2023	1	1	1	0
C34	Nordland	11.07.2023	13.07.2023	1	1	0	1
C35	Randzel 2	14.07.2023	15.07.2023	1	1	0	1

C36	Randzel 1	25.08.2023	28.08.2023	1	0	0	0
C37	Randzel 2	11.09.2023	12.09.2023	1	0	0	1
C38	Nordland	24.09.2023	26.09.2023	1	0	0	1
C39	Nordland	21.11.2023	22.11.2023	1	0	0	1
C40	Randzel 2	06.12.2023	07.12.2023	1	0	0	1
C41	Nordland	08.02.2024	18.02.2024	1	0	0	1
C42	Randzel 2	20.02.2024	21.02.2024	1	0	0	1
C43	Randzel 1	19.03.2024	21.03.2024	0	0	0	0
C44	Nordland	03.04.2024	06.04.2024	1	0	0	1
C45	Nordland	20.04.2024	Abbau	0	0	0	0
C46	Randzel 2	04.05.2024	05.05.2024	1	0	0	1

Tabelle 4: Vermessung der Lücken entlang der Transekte auf den untersuchten Muschelbänken.

	Randzel 1			Nordland			Randzel 2		
	Länge (m)	Breite (m)	Fläche (m ²)	Länge (m)	Breite (m)	Fläche (m ²)	Länge (m)	Breite (m)	Fläche (m ²)
Station 1	8,4	32,2	270,5	12,9	16,6	214,1	3,5	5,8	20,3
Station 2	3,1	4,0	12,4	20,2	20,8	420,2	13,9	4,4	61,2
Station 3	5,7	2,8	16,0	9,8	5,9	57,8	4,15	5,2	21,6
Station 4	12,2	23,5	286,7	6,9	6,2	42,8	7,85	10,5	82,4
Station 5	40,1	34,7	1391,5	8,3	9,7	80,5	1,7	4,7	8,0
Station 6	5,3	8,5	45,1	6,9	12,6	86,9	35,5	24,6	873,3
Station 7	12,3	23,9	294,0	5,4	4,6	24,8	3,0	1,6	4,8
Station 8	6,0	4,4	26,4	4,8	4,0	19,2	3,9	6,8	26,5
Station 9	14,0	15,1	211,4	2,1	2,5	5,25	2,1	1,9	4,0
Station 10	21,9	53,7	1176,0	18,7	26,8	501,2	4,3	2,8	12,0
Station 11	21,0	38,9	816,9	23,1	87,3	2016,6	14	5,2	72,8
Station 12	7,6	10,5	79,8	13,5	87,3	1178,6	11,5	6,3	72,5

Tabelle 5: Mittelwerte, Median und Stabw der Individuendichte und Biomassen als Frischgewicht (g m^{-2} ; Tier), aschefreies Trockengewicht (g m^{-2} ; Tier) und Frischgewicht (g m^{-2} ; Schale+Tier) der fünf häufigsten Arten *Mytilus edulis*, *Magallana gigas*, *Littorina littorea*, *Hemigrapsus takanoi* und *Austrominius modestus* pro m^2 für alle Beete und Probenahmezeitpunkte.

<i>Mytilus edulis</i>	Randzel 1 Mai 2019	Randzel 1 Okt 2019	Randzel 1 Mai 2020	Randzel 1 Okt 2020	Nordland Nov 2020
Mittel Anzahl (Ind m^{-2})	673,34	741,16	829,67	852,57	968,83
Median Anzahl (Ind m^{-2})	668,50	668,50	581,30	726,63	871,95
Stabw Anzahl (Ind m^{-2})	262,61	319,38	433,65	344,17	506,40
Mittel FG Schale+Tier (g m^{-2})	1.326,10	1.640,19	2.145,04	2.113,27	1.782,03
Median FG Schale+Tier (g m^{-2})	1.117,83	1.611,42	1.944,01	2.359,31	1.734,10
Stabw FG Schale+Tier (g m^{-2})	909,07	859,42	1.116,29	951,87	1.072,76
Mittel FG (g m^{-2})	570,14	472,13	655,96	672,41	465,58
Median FG (g m^{-2})	497,14	520,15	584,53	713,31	407,34
Stabw FG (g m^{-2})	370,88	188,59	330,81	352,76	278,72
Mittel TG (g m^{-2})	105,28	99,98	127,82	156,07	110,85
Median TG (g m^{-2})	84,64	95,05	126,24	158,46	99,77
Stabw TG (g m^{-2})	58,26	54,29	57,77	90,52	60,92
Mittel AFTG pro (g m^{-2})	73,10	70,16	101,12	112,72	68,65
Median AFTG pro (g m^{-2})	65,40	71,71	82,31	115,69	66,02
Stabw AFTG (g m^{-2})	43,96	29,63	57,83	58,62	39,69

<i>Magallana gigas</i>	Randzel 1 Mai 2019	Randzel 1 Okt 2019	Randzel 1 Mai 2020	Randzel 1 Okt 2020	Nordland Nov 2020
Mittel Anzahl (Ind m^{-2})	416,60	450,51	95,12	164,70	285,81
Median Anzahl (Ind m^{-2})	435,98	348,78	58,13	174,39	261,59
Stabw Anzahl (Ind m^{-2})	97,37	240,99	90,30	129,62	149,07
Mittel FG Schale+Tier (g m^{-2})	26.319,49	19.244,17	9.595,51	9.623,16	13.561,56
Median FG Schale+Tier (g m^{-2})	23.923,26	17.126,00	9.389,33	8.108,74	14.286,15
Stabw FG Schale+Tier (g m^{-2})	9.861,57	10.097,40	6.443,20	7.418,18	7.837,01
Mittel FG (g m^{-2})	4.889,34	4.777,16	1.863,01	2.361,06	3.068,99
Median FG (g m^{-2})	4.802,54	4.856,53	2.277,32	1.483,80	2.826,37
Stabw FG (g m^{-2})	1.739,28	3.195,85	1.171,75	1.901,55	1.551,43
Mittel TG (g m^{-2})	695,60	683,38	289,70	289,17	323,98
Median TG (g m^{-2})	656,43	575,26	313,45	191,05	313,41

Stabw TG (g m ⁻²)	240,09	439,35	175,70	212,29	167,44
Mittel AFTG pro (g m ⁻²)	535,97	516,34	237,90	206,51	233,60
Median AFTG pro (g m ⁻²)	468,90	437,66	245,57	140,16	231,06
Stabw AFTG (g m ⁻²)	210,88	320,61	168,52	158,52	125,78

<i>Littorina littorea</i>	Randzel 1 Mai 2019	Randzel 1 Okt 2019	Randzel 1 Mai 2020	Randzel 1 Okt 2020	Nordland Nov 2020
Mittel Anzahl (Ind m ⁻²)	586,14	494,11	454,47	343,94	455,35
Median Anzahl (Ind m ⁻²)	523,17	435,98	523,17	290,65	494,11
Stabw Anzahl (Ind m ⁻²)	270,02	294,02	218,66	267,92	174,12
Mittel FG Schale+Tier (g m ⁻²)	472,47	385,49	338,53	375,43	518,75
Median FG Schale+Tier (g m ⁻²)	434,61	334,89	310,06	323,57	523,09
Stabw FG Schale+Tier (g m ⁻²)	202,51	259,90	158,26	235,73	265,17
Mittel FG (g m ⁻²)	135,27	125,35	116,32	115,73	142,27
Median FG (g m ⁻²)	120,64	124,81	97,53	84,75	121,27
Stabw FG (g m ⁻²)	62,72	75,18	66,15	83,25	75,27
Mittel TG (g m ⁻²)	28,18	35,31	40,66	29,01	49,38
Median TG (g m ⁻²)	25,79	36,17	29,19	17,26	33,08
Stabw TG (g m ⁻²)	11,90	16,69	31,47	19,99	37,46
Mittel AFTG pro (g m ⁻²)	16,12	18,23	18,21	15,71	21,26
Median AFTG pro (g m ⁻²)	14,33	18,41	11,98	12,63	17,13
Stabw AFTG (g m ⁻²)	6,85	11,43	15,88	10,55	11,53

<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Randzel 1 Mai 2019	Randzel 1 Okt 2019	Randzel 1 Mai 2020	Randzel 1 Okt 2020	Nordland Nov 2020
Mittel Anzahl (Ind m ⁻²)	295,49	227,68	295,93	237,36	203,46
Median Anzahl (Ind m ⁻²)	261,59	261,59	232,52	232,52	232,52
Stabw Anzahl (Ind m ⁻²)	206,15	139,31	199,00	109,93	107,45
Mittel FG (g m ⁻²)	110,65	201,78	87,28	176,13	142,37
Median FG (g m ⁻²)	106,60	133,61	45,46	164,22	105,44
Stabw FG (g m ⁻²)	95,54	179,48	75,08	85,79	96,85
Mittel TG (g m ⁻²)	39,30	90,82	36,29	63,33	55,77
Median TG (g m ⁻²)	33,04	53,53	17,13	59,30	45,20
Stabw TG (g m ⁻²)	30,79	80,22	31,34	30,61	39,12

Mittel AFTG pro (g m ⁻²)	15,41	30,53	19,40	29,65	18,82
Median AFTG pro (g m ⁻²)	13,56	21,64	19,58	25,98	17,67
Stabw AFTG (g m ⁻²)	13,04	23,15	16,02	14,98	12,26

<i>Austrominius modestus</i>	Randzel 1 Mai 2019	Randzel 1 Okt 2019	Randzel 1 Mai 2020	Randzel 1 Okt 2020	Nordland Nov 2020
Mittel Anzahl (Ind m ⁻²)	21.769,69	112.389,51	45.260,02	24.262,01	28.282,89
Median Anzahl (Ind m ⁻²)	6.917,47	97.106,17	48.771,07	21.769,69	30.867,03
Stabw Anzahl (Ind m ⁻²)	26.159,41	74.613,80	19.663,76	14.132,88	11.222,26
Mittel FG (g m ⁻²)	907,67	4.609,81	2.491,78	1.525,08	1.168,46
Median FG (g m ⁻²)	225,61	3.733,43	2.456,85	1.887,71	1.215,07
Stabw FG (g m ⁻²)	1.149,83	3.323,50	1.504,70	852,15	491,72
Mittel TG (g m ⁻²)	508,98	3.093,43	1.706,96	859,39	892,98
Median TG (g m ⁻²)	151,32	2.694,09	1.690,37	905,16	995,51
Stabw TG (g m ⁻²)	609,60	1.880,87	979,56	551,43	356,64
Mittel AFTG pro (g m ⁻²)	32,93	167,04	101,94	56,72	51,35
Median AFTG pro (g m ⁻²)	8,79	148,70	85,52	56,20	58,94
Stabw AFTG (g m ⁻²)	41,64	102,82	75,09	43,76	21,29

Tabelle 6: Mittelwerte, Median und Stabw der Individuendichte aller Arten pro m² für alle Beete und Probenahmezeitpunkte.

	Randzel 1 Mai 2019	Randzel 1 Okt 2019	Randzel 1 Mai 2020	Randzel 1 Okt 2020	Nordland Nov 2020
Mittel Anzahl (Ind m⁻²)	27.078,89	123.458,43	53.456,35	33.206,76	30.423,13
Median Anzahl (Ind m⁻²)	12.032,91	99.460,43	51.241,60	31.651,79	32.959,71
Stabw Anzahl (Ind m⁻²)	27.158,64	75.755,53	26.519,01	9.395,49	11.365,52