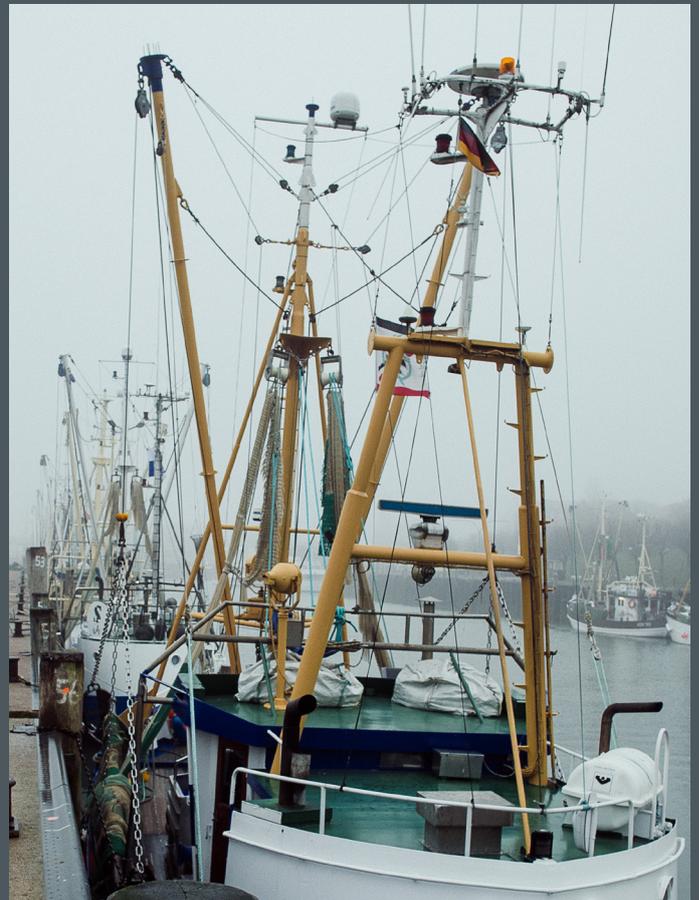


**Auswirkungen der Garnelen-
fischerei auf Habitate und
Lebensgemeinschaften im
Küstenmeer der Norddeut-
schen Bundesländer Schleswig-
Holstein, Hamburg und
Niedersachsen (CRANIMPACT)**

**Heino Fock, Robin Dammann, Finn
Mielck, Gerd Kraus, Rebecca A. M.
Lauerburg, Alfonso López González,
Pernille Nielsen, Margarethe Nowicki,
Matthias Pauly, Axel Temming**



Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.thuenen.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.thuenen.de

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Fock HO, Dammann R, Mielck F, Kraus G, Lauerburg RAM, López González A, Nielsen P, Nowicki M, Pauly M, Temming A (2023) Auswirkungen der Garnelenfischerei auf Habitate und Lebensgemeinschaften im Küstenmeer der Norddeutschen Bundesländer Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen (CRANIMPACT). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 240 p, Thünen Rep 107, DOI:10.3220/REP1681989003000

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.



THÜNEN

Thünen Report 107

Herausgeber/Redaktionsanschrift – Editor/address

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324

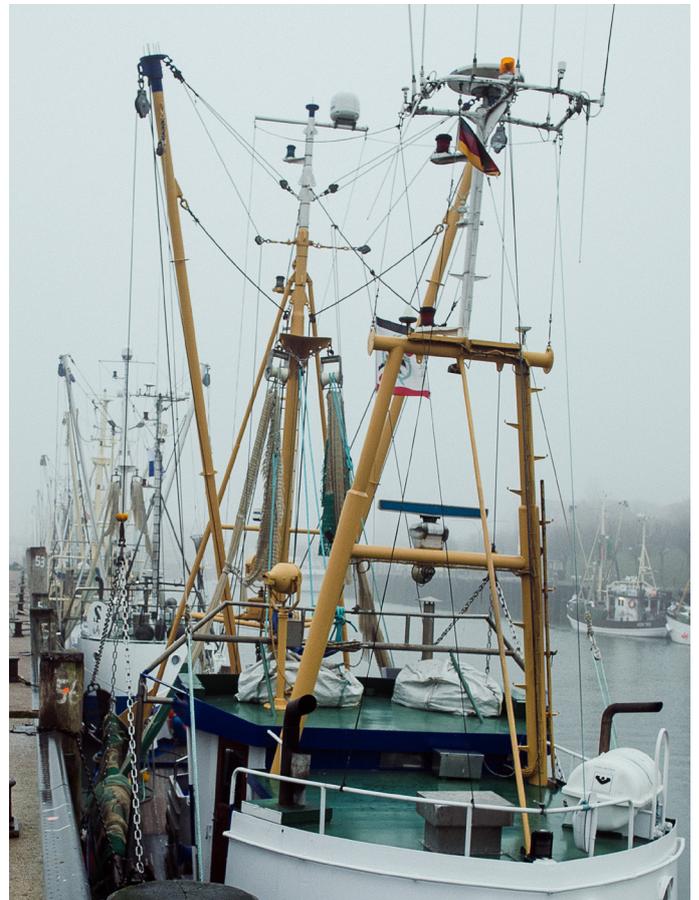
ISBN 978-3-86576-267-2

DOI:10.3220/REP1681989003000

urn:nbn:de:gbv:253-202304-dn066242-4

Auswirkungen der Garnelenfischerei auf Habitate und Lebensgemeinschaften im Küstenmeer der Norddeutschen Bundesländer Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen (CRANIMPACT)

Heino Fock, Robin Dammann, Finn Mielck, Gerd Kraus, Rebecca A. M. Lauerburg, Alfonso López González, Pernille Nielsen, Margarethe Nowicki, Matthias Pauly, Axel Temming



– Maßnahme SH-157-I.16 –
Endbericht (2023)
Projektlaufzeit: 01.08.2018 – 31.12.2022

Gefördert durch den Europäischen Meeres- und Fischereifond (EMFF) sowie die Länder
Schleswig-Holstein und Niedersachsen

Wir fördern Fischerei und Aquakultur



Landesprogramm Fischerei und Aquakultur:
Gefördert durch die Europäische Union,
Europäischer Meeres- und Fischereifonds (EMFF),
den Bund und das Land Schleswig-Holstein

Gefördert durch:



Niedersächsisches Ministerium
für Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

Dieser Bericht ist unter Anwendung der Regeln guter wissenschaftlicher Praxis des Thünen-Instituts entstanden. Zur Qualitätssicherung sind interne und externe Begutachtungsrunden durchgeführt worden.

Dieser Bericht umfaßt die Arbeitspakete 1,2 und 4. In Absprache mit den Mittelgebern wurde das Arbeitspaket 3 corona-bedingt nur in Ansätzen bearbeitet. Diese Ergebnisse werden zu einem späteren Zeitpunkt durch NLWKN in Form eines NLWKN-Forschungsberichtes veröffentlicht (Mascioli. F. & T. Kunde (2023): Hydroakustische Datenerfassung und -auswertung im Rahmen von CRANIMPACT. Untersuchungen im Norderneyer Riffgat. Forschungsber. 01/2023, NLWKN-Forschungsstelle Küste, Norden (in Vorbereitung)).

Foto Titel: Thünen-Institut/Heino Fock

Thünen-Institut für Seefischerei

Dr. Heino Fock (Corresponding author)

E-mail: heino.fock@thuenen.de; Tel.: +49 471 99460 366

Dr. Gerd Kraus, Alfonso López González, Dipl.-Biol. Matthias Pauli, Margarethe Nowicki M. Sc.

Herwigstraße 31, 27572 Bremerhaven

Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Prof. Dr. Axel Temming, Robin Dammann, Dr. Rebecca A. M. Lauerburg, Margarethe Nowicki M. Sc.

Olbersweg 24, 22767 Hamburg

Alfred-Wegener-Institut

Dr. Finn Mielck

Hafenstraße 43, 25992 List/Sylt

DTU-Aqua, National Institute of Aquatic Resources

Dr. Pernille Nielsen

Kemitorvet, 201, 049, 2800 Kgs. Lyngby, Denmark

In Kooperation mit:

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Norden

Thünen Report 107

Braunschweig/Germany, April 2023

Inhalt

Danksagung	1
Kernaussagen	2
Zusammenfassung	3
Summary	6
1 Einleitung Gesamtprojekt	9
1.1 Hintergrund und Berichtstruktur	9
1.2 Ausgangslage	10
1.3 Untersuchungsgebiete und Habitattypen	11
1.4 Theorie und Untersuchungskonzept	13
2 Methodische Grundlagen für die faunistischen Analysen	17
2.1 Taxonomische und ökologische Zuordnung der Fauna	17
2.2 Endofaunaanalyse	18
2.3 Epifaunaanalyse	20
2.4 Analyse der biologischen Eigenschaften (traits)	21
2.4.1 Endofauna	22
2.4.2 Epifauna	23
3 AP1 Gradientenanalyse	24
3.1 Einleitung/Theorie	24
3.2 Material & Methoden	27
3.2.1 Untersuchungsgebiet	27
3.2.2 Abiotische Daten	27
3.2.2.1 Sediment	27
3.2.2.2 Bestimmung der Fischereiintensität	28
3.2.2.3 Räumliche Verteilung des Fischereiaufwands am Beispiel des Prielsystems bei Norderney	30
3.2.2.4 Externe Modelldaten aus der EasyGSH Projektdatenbank	31
3.2.2.5 Berechnung der natürlichen Störung	32

3.2.3	Faunistische Daten	33
3.2.3.1	Bestimmung der Populationsstruktur von <i>Lanice conchilega</i>	34
3.2.3.2	Diversität	34
3.2.3.3	Multivariate Analysen	34
3.3	Ergebnisse Umweltvariablen	36
3.3.1	Sedimente	36
3.3.2	Fischereiintensität und natürliche Störung	40
3.4	Ergebnisse Endofauna	42
3.4.1	Abundanzen, Biomasse und Zusammensetzung der Artgemeinschaften	42
3.4.2	Größenverteilung <i>Lanice conchilega</i>	47
3.4.3	Umweltfaktoren und Sensitivitätsanalyse	49
3.4.4	Affinität der Endofauna und Verschiebung der biologischen Merkmale	51
3.4.5	Sandkorallen	55
3.5	Einordnung der Ergebnisse der Gradientenanalyse und Schlussfolgerungen	57
3.5.1	Potentielle, räumlich-zeitliche Effekte durch Saisonalität	57
3.5.2	Zusammensetzung der Assoziationen und langfristige Dynamik	58
3.5.3	Reaktionen auf Störung und Habitatpräferenz zum Eulitoral auf Artniveau	62
3.5.4	Validierung der Referenzfläche im Fischereiausschlussgebiet Rømø Dyb	63
3.5.5	Redundanzanalyse: Bedeutung der Umweltfaktoren	65
3.5.6	Redundanzanalyse: Resilienz gegenüber Fischerei	66
4	AP2 BACI	69
4.1	Einleitung und methodische Grundlagen	69
4.1.1	Probenahmestandorte	69
4.1.2	Theoretisches Konzept	69
4.1.3	Die experimentelle Störung	72

4.1.4	Statistische Auswertung	76
4.1.4.1	Endofauna	76
4.1.4.2	Epifauna	81
4.2	BACI Experiment I 2019, Sylt Teilflächen A und B	84
4.2.1	Material und Methoden	84
4.2.1.1	Methode und Bewertung der Positionierung der Probenahmen	85
4.2.1.2	Versuchsaufbau und Probennahme Epifauna	87
4.2.2	Ergebnisse Sediment	88
4.2.3	Ergebnisse Endofauna	90
4.2.3.1	Artenzusammensetzung	90
4.2.3.2	Statistische Auswertung	91
4.2.3.3	Biologische Merkmale (<i>traits</i>)	95
4.2.4	Ergebnisse Epifauna	95
4.2.4.1	Artenzusammensetzung und statistische Auswertung	95
4.2.4.2	Multivariate Auswertung	102
4.2.4.3	Analyse biologischer Merkmale (BTA)	105
4.3	BACI-Experiment II 2021, Sylt Teilfläche B2	108
4.3.1	Material und Methoden	108
4.3.1.1	Georeferenzierte Positionierung mittels Kongsberg μ PAP-System	109
4.3.1.2	Versuchsaufbau und Probennahme	111
4.3.2	Ergebnisse Sediment	112
4.3.3	Ergebnisse Endofauna	112
4.3.3.1	Artenzusammensetzung	112
4.3.3.2	Statistische Auswertung	115
4.3.3.3	Biologische Merkmale (<i>traits</i>)	115
4.3.4	Ergebnisse Epifauna	118
4.3.4.1	Artenzusammensetzung und Statistische Auswertung	118
4.3.4.2	Multivariate Auswertung	126

4.3.4.3	Biologische Merkmale (BTA)	127
4.4	BACI-Experiment III 2021, Teilfläche C, Norderney	131
4.4.1	Material und Methoden	131
4.4.1.1	Methode und Bewertung der Positionierung der Probennahme	132
4.4.1.2	Versuchsaufbau und Probennahme	133
4.4.2	Ergebnisse Sediment	134
4.4.1	Ergebnisse Endofauna	134
4.4.1.1	Artenzusammensetzung	134
4.4.1.2	Statistische Auswertung	134
4.4.1.3	Biologische Merkmale (traits)	138
4.5	Zusammenfassende Auswertung und Einordnung der BACI-Experimente	140
4.5.1	Epifauna	140
4.5.2	Endofauna	143
4.5.2.1	Arten-Affinität zu Beprobungszeitpunkten: Gerichtete Austauschprozesse zwischen Kontrolle und Störung	143
4.5.2.2	Erholungszeiten und ungerichtete horizontale Austauschprozesse	148
4.5.2.3	Zusammenfassende vorher-nachher Betrachtung	150
4.6	Besonders geschützte Habitattypen, Neozoa und Rote Liste-Arten	152
4.6.1	„KGS“-Arten der Endofauna	152
4.6.2	Neozoa, Neubeschreibungen und sensitive Arten der Endofauna	152
4.6.3	Rote Liste (RL)	153
5	AP4 Synthese	155
5.1	Meta-Analyse	155
5.1.1	Endofauna	156
5.1.2	Epifauna	158
5.2	Limitationen einer Gesamtbetrachtung	160
5.3	Synthetische Betrachtung von Gradientenanalyse und BACI-Experimenten	161

6	Literaturverzeichnis	167
7	Anhang	180
7.1	Statistische Methoden	180
7.1.1	Bonferroni-Korrektur	180
7.1.2	Vorher-nachher-Vergleich (Test 1 und Test 2)	180
7.1.3	Test auf lineare Erholung (Test 3)	181
7.1.4	Test auf Überkompensation (Test 4)	182
7.1.5	Berechnung der Affinität (Test 5)	184
7.1.6	Meta-Analyse (Test 7)	184
7.2	Datenmanagement	186
7.3	Tabellen	187
7.4	Abbildungen	206
7.5	Code	224
7.5.1	Beispiel: example-for-meta-analysis.R	224
	Schlagwortregister	227

Danksagung

Unser Dank gilt allen an den Untersuchungen Beteiligten, die mit ihrer Unterstützung zum Gelingen des Projektes CRANIMPACT beigetragen haben. Sehr wesentlich war die Unterstützung der Crews der eingesetzten Forschungsschiffe *FS Egon P*, *FS Mya II*, *FS Clupea* und *MS Burchana* sowie der beteiligten Fischkutter *FK Delphin*, *FK Hartje* und *FK Uranus*. Besonderer Dank gilt auch den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Angewandte Ökosystemforschung GmbH für die schnelle und unkomplizierte Unterstützung bei der Analyse der Endofaunaprobe.

Für die behördliche Unterstützung der Forschungsarbeiten bzw. die Erteilung von Forschungsgenehmigungen danken wir den Kolleginnen und Kollegen des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR), Schleswig-Holstein, des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Norden, des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer sowie des Wasser- und Schifffahrtsamtes Ems-Nordsee und der dänischen Behörden.

Kernaussagen

- Das Vorhaben CRANIMPACT untersuchte die Auswirkungen der Garnelenfischerei mit Baumkurren auf 2 vorherrschende, fischereilich relevante Lebensraumtypen im Sublitoral der Wattenmeer Nationalparke der Norddeutschen Bundesländer, die etwa 95% der Sublitoralhabitats ausmachen.
- Die experimentell untersuchten Fein- und Mittelsandhabitats zeigten eine ausgeprägte kleinskalige Variabilität der benthischen Besiedlungsstruktur, die mögliche Effekte der Garnelenfischerei überdecken kann und die Detektion von Fischereieffekten erschwert.
- In den Experimenten zeigten sich für einzelne Arten signifikante Unterschiede zwischen experimentell befischten Flächen und den ungestörten Kontrollflächen. Im Vergleich über alle Arten zeigte sich jedoch keine statistische Häufung dieser Effekte im Vergleich zur beobachteten Variabilität auf den Kontrollflächen.
- Der Fischereiaufwand der Garnelenfischerei war in den Prielen ungleichmäßig verteilt und umfasste unbefischte, leicht und intensiv befischte Bereiche.
- Die Fischereiintensität der Garnelenfischerei erklärte 8.9 % der beobachteten Variabilität in der endobenthischen Faunenzusammensetzung.
- Bis zu einer Befischungsintensität von ca. 1.5 Überfischungen pro Jahr zeigten sich die Artgemeinschaften des Endobenthos in den untersuchten Lebensraumtypen stabil. Erst bei Fischereiintensitäten, die diesen Wert überschritten, änderte sich die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften hin zu geringerer Abundanz kleiner Arten und umgekehrt höherer Abundanz bei größeren, räuberischen Arten.
- Vor dem Hintergrund dieser Beobachtung lässt sich schlussfolgern, dass die Endofauna der untersuchten Lebensraumtypen aufgrund von Anpassung an die vorherrschende, ausgeprägte natürliche Störung, resilient gegenüber geringer Fischereiintensität ist.
- Inwieweit die heute vorherrschenden Gemeinschaften durch die mehr als 100-jährige fischereiliche Nutzung der Nordsee auch ein Ergebnis dieser Nutzung sind, kann mit den Forschungsansätzen aus CRANIMPACT nicht beantwortet werden, ebensowenig wie die Frage nach der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Lebensraumtypen.

Zusammenfassung

Untersuchungskonzept

Das Vorhaben CRANIMPACT untersuchte die Auswirkungen der Garnelenfischerei mit Baumkurren auf 2 vorherrschende, fischereilich relevante Lebensraumtypen im Sublitoral der Wattenmeer Nationalparke der Norddeutschen Bundesländer. In zwei komplementären Ansätzen wurden die kurzfristigen Auswirkungen nach einem experimentellen Befischungsereignis und die chronischen Veränderungen durch anhaltenden Fischereidruck unterschiedlicher Intensität untersucht.

Im experimentellen Ansatz wurden die kurzfristig wirkenden, kleinskaligen Effekte auf die Endo- und Epifauna nach experimenteller Befischung sowie deren Effektdauer auf insgesamt 4 Untersuchungsflächen untersucht (A, B, B2 im Prielsystem des Sylter Rückseitenwatts; C im Prielsystem bei Norderney). Die Experimente wurden als *Before-After-Control-Impact*-Studien (BACI) ausschließlich im Habitattyp Fein- und Mittelsand mit Rippelstruktur durchgeführt (ein ausreichend großes *Lanice*-Feld konnte nicht beprobt werden).

Die großskaligen und chronischen Auswirkungen der Fischerei wurden entlang von Gradienten der Fischereiintensität im niedersächsischen, schleswig-holsteinischen und dänischen Wattenmeer ermittelt. Hierzu wurden u.a. Methoden erarbeitet, kleinräumige Unterschiede im Fischereiaufwand anhand von Satellitendaten in Prielsystemen darzustellen. Die Gradientenanalyse (GA) fand sowohl auf Fein- und Mittelsand mit Rippelstruktur als auch auf Feldern mit Besiedlung des Bäumchenröhrenwurms *Lanice conchilega* allein für die Endofauna statt. Alle Untersuchungen wurden im Sublitoral durchgeführt. Insgesamt wurden 427 Endofaunaprobe und 52 Epifaunaprobe aus den Jahren 2019, 2020 und 2021 untersucht.

Ergebnisse

In die **Gradientenanalyse** (GA) gingen Ergebnisse aus 28 Stationen ein. Als Referenzgebiet entfielen 5 Standorte auf Priele im dänischen Wattenmeer, in denen Fischerei seit 1977 verboten ist. Die Gemeinschaftsanalyse aller Stationen der GA ergab 2 Hauptassoziationen: Eine *Bathyporeia* spp.-Assoziation auf Fein- und Mittelsand und eine *Lanice conchilega*-Assoziation auf Substraten mit erhöhtem Schlickanteil. In beiden Assoziationen konnten Unterassoziationen identifiziert werden, die sich anhand der Fischereiintensität differenzieren ließen. Neben der Fischereiintensität übte nur der Schlickgehalt im Sediment einen signifikanten Effekt auf die Faunenzusammensetzung aus. Die explizit einbezogene natürliche Störung war nicht signifikant. Allerdings erklärten diese zwei Faktoren lediglich knapp 20 % der Gesamtvariabilität der Endofaunengemeinschaft. Hiervon entfielen 10.3 % Erklärungsanteil auf die Höhe des Schlickgehaltes und 8.9 % auf Unterschiede in der Fischereiintensität. Die hohe Ähnlichkeit einiger Stationen aus dem Fischereiverbotsgebiet im dänischen Wattenmeer mit Stationen mit niedriger Fischereiintensität kann so interpretiert werden, dass die Endofauna gegenüber niedriger Fischereiintensität resilient ist, was mit der Anpassung an die vorhandene, vergleichsweise hohe natürliche Störung im Wattenmeer erklärt werden kann. Bei den Stationen mit hoher Fischereiintensität hingegen stieg in beiden Assoziationen die Gesamtbiomasse der Endofauna mit der Fischerei an. Der signifikant höchste Wert mit 39.5 g aschefreiem Trockengewicht pro m² wurde in der

intensiv befischten *Lanice conchilega*-Unterassoziaton bei rund 100 Stunden Fischerei pro Jahr und km² gemessen. Die 'biological-traits' Analyse zeigte, dass sich an diesen Stationen mit hoher Fischereiintensität auch die Eigenschaften der Lebensgemeinschaften änderten und die Abundanz kleiner Arten (< 1 cm Körpergröße) abnahm, während die Abundanz größerer räuberischer Arten zunahm.

Die Störung in den **Before-After-Control-Impact - Experimenten** (BACI) wurde durch 4-faches Überfischen mit einer kommerziellen Garnelenkurre hergestellt, um sicherzustellen, dass die Fläche des Experiments von einer kurzfristigen, aber erheblichen fischereilichen Störung betroffen ist. Für die **Endofauna** konnte durch ANOSIM-Analyse eine signifikante räumlich-zeitliche Variabilität festgestellt werden. Für einzelne Variablen bzw. Taxa wurden zudem signifikante Unterschiede zwischen den experimentell befischten- und Kontrollflächen festgestellt. Die Unterschiede waren in den wenigsten Fällen konsistent über alle Experimente. In der Summe aller betrachteten Taxa sowie Gesamtanzahl und Biomasse aller analysierten Tiere in den jeweiligen Experimenten konnte keine statistische Häufung von signifikanten Ergebnissen für die Unterschiede zwischen Störung und Kontrolle nach der experimentellen Befischung festgestellt werden ($p=0.23$). Dort wo signifikant negative Abundanzeffekte auftraten, verursacht durch Änderungen u.a. bei *Bathyporeia* spp. oder Spioniden, lag die modellierte Effektdauer im Bereich von 13-20 Tagen und kann damit als kurzfristig bezeichnet werden.

Die **Epifauna** war durch wenige Arten mit hoher Stetigkeit gekennzeichnet, also Arten die in fast jeder Probe auftauchten. In den BACI-Experimenten konnte im Gegensatz zur Endofauna keine signifikante kleinskalige Variabilität in den ungestörten Proben nachgewiesen werden. Gründe dafür liegen einerseits in der hohen Stetigkeit des Artinventars, aber auch in der geringen Probenanzahl, die sich aus dem vergleichsweise großen Raumbedarf für die Hols mit der Baumkurre ergibt. Es lag ebenfalls keine statistische Häufung von signifikanten Testergebnissen für den Unterschied zwischen Kontrolle und Störung vor. Einzeleffekte auf Art-niveau wurden für *Crangon crangon* und *Asterias rubens* nachgewiesen. Im Experiment B2 vor List wurde zusätzlich der sog. "scavenger-Effekt", also das Einwandern epibenthischer, aasfressender Arten nach der fischereilichen Störung, untersucht. Ein solcher Überkompensationseffekt durch Nahrungsopportunisten konnte nicht nachgewiesen werden.

Schlussfolgerungen

Die engmaschigen Probennahmen aus den Experimenten zeigten, dass die untersuchten Lebensraumtypen durch erhebliche kleinskalige Variabilität der vorherrschenden Lebensgemeinschaften gekennzeichnet sind, die die Detektion von Fischereiauswirkungen erschwerten. Für einzelne Parameter bzw. Arten sowohl der Endo- wie auch Epifauna konnten dennoch signifikante Einflüsse durch die experimentelle Befischung nachgewiesen werden. In der Gesamtschau schlug sich dies allerdings nicht in einer statistisch signifikanten Häufung von Effekten durch fischereiliche Störung nieder. Dort, wo Effekte auf Artebene gemessen wurden, lag die modellierte Effektdauer zwischen 13 und 20 Tagen. In der zusammenfassenden Meta-Analyse aller Experimente bestätigten sich die Auswirkungen der Fischerei für die Variablen Gesamtabundanz und -Biomasse der Endofauna, sowie für *Crangon crangon* bei der Epifauna. In der Gesamtschau konnte keine statistisch signifikante Häufung von Effekten durch fischereiliche Störung gemessen werden. Dort, wo Effekte

auf Artebene gemessen werden konnten, lag die berechnete Effektdauer zwischen 10 und 20 Tagen. Passend zu diesen Ergebnissen erwiesen sich die Gemeinschaften in der Gradientenanalyse (GA) bei niedrigen Fischereiintensitäten als resilient.

Ersteres kann als Anpassung an die vergleichsweise hohe natürliche Störung im Wattenmeer und durch kleinskalige lokale Austauschprozesse der Driftfauna zwischen gestörten und ungestörten Bereichen interpretiert werden, die mögliche Effekte der Garnelenfischerei überlagert haben. Bei höherer Fischereiintensität traten in der Gradientenanalyse Verschiebungen in den Lebensgemeinschaften zu sog. „*high fishing effort*-Subassoziationen“ auf. Der Übergang zu diesen Gemeinschaften wurde bei einer Fischereiintensität von 19.7 bis 23.2 Stunden pro Jahr und km² beobachtet, entsprechend einer etwa 1.5maligen Überfischung pro Jahr. Aus der Gradientenanalyse kann der Fischereieffekt auf die Endofaunazusammensetzung insgesamt mit 8.9 % angegeben werden.

Vor dem Hintergrund der heterogenen Verteilung der Fischereiintensität in Prielsystemen und den für die Wiederbesiedelung essentiellen lokalen Austauschprozessen zwischen gestörten und ungestörten Bereichen kann geschlossen werden, dass sich die Benthosgemeinschaften auf Fein- und Mittelsand mit Ripfelstruktur in unbefischten und leicht befischten Prielbereichen in einem resilienten Zustand befinden. Inwieweit die heute beobachteten Gemeinschaften durch die mehr als hundertjährige fischereiliche Nutzung der Nordsee auch ein Ergebnis dieser Nutzung sind, kann mit den Forschungsansätzen aus CRANIMPACT nicht beantwortet werden, ebensowenig wie die Frage nach den fischereilichen Auswirkungen auf andere, seltene oder besonders sensible Habitate. Der Einfluss der Fischerei ist immer ein Ergebnis der speziellen Kombination von Fischereigerät, Lebensraum und Artgemeinschaft und ist nicht unmittelbar übertragbar auf andere Kombinationen.

Schlüsselwörter: Auswirkungen von Fischerei, Nordseegarnele, benthische Habitate, Wattenmeer, Endofauna, Epifauna

Summary

Study design

The CRANIMPACT project investigated the effects of beam trawl shrimp fisheries on 2 predominant fishery-relevant habitat types in the sublittoral of the Wadden Sea National Parks of the northern German states. Two complementary approaches were used to investigate the short-term effects following an experimental fishing event and the chronic changes caused by sustained fishing pressure of varying intensity.

In the experimental approach, the short-term, small-scale effects on endo- and epifauna after experimental fishing and their effect duration were investigated on a total of 4 study sites (A, B, B2 in the tidal flat system of the Sylt backshore tidal flat; C in the tidal flat system near Norderney). The experiments were conducted as before-after-control-impact studies (BACI) exclusively in habitat type fine and medium sands with ripple structure (a sufficiently large *lanice* field could not be sampled).

The large-scale and chronic effects of fishing were determined along gradients of fishing intensity in the Wadden Sea of Lower Saxony, Schleswig-Holstein and Denmark. For this purpose, among other things, methods were developed to represent small-scale differences in fishing effort using satellite data in tidal flat systems. Gradient analysis (GA) was carried out on fine and medium sands with ripple structure as well as on fields with colonization of the tree tube worm *Lanice conchilega* for the endofauna alone. All surveys were conducted in the sublittoral. A total of 427 endofauna samples and 52 epifauna samples were examined from 2019, 2020, and 2021.

Results

Results from 28 stations were included in the **gradient analysis** (GA). As a reference area, 5 sites were located on tidal flats in the Danish Wadden Sea, where fishing has been prohibited since 1977. The community analysis of all stations in the GA revealed 2 main associations: A *Bathyporeia* spp. association on fine and medium sand and a *Lanice conchilega* association on substrates with increased silt content. In both associations, sub-associations could be identified that could be differentiated based on fishing intensity. Besides fishing intensity, only silt content in the sediment exerted a significant effect on faunal composition. The explicitly included natural disturbance was not significant. However, these two factors explained only just under 20 % of the total variability of the endofaunal community. Of this, 10.3% explanatory contribution came from the level of silt content and 8.9% from differences in fishing intensity. The high similarity of some stations from the no-fishing area with stations with low fishing intensity can be interpreted as the endofauna being resilient to low fishing intensity, which can be explained by adaptation to the existing, comparatively high natural disturbance in the Wadden Sea. In contrast, at stations with high fishing intensity, the total biomass of endofauna increased with increasing fishing intensity in both associations. The significant highest value of 39.5 g ash-free dry weight per m² was measured in the intensively fished *Lanice conchilega* sub-association at about 100 hours of fishing per year and km². The 'biological-traits' analysis showed that at these stations with high fishing intensity, community characteristics also changed and the

abundance of small species < 1 cm body size decreased, while the abundance of larger predatory species increased.

Disturbance in the **Before-After-Control-Impact experiments** (BACI) was established by 4-fold fishing with a commercial shrimp to ensure that the area of the experiment was affected by short-term but significant fishing disturbance. Significant spatiotemporal variability was detected for the **endofauna** through ANOSIM analysis. Significant differences were also found for individual variables or taxa between the experimentally fished and control plots. In the fewest cases, the differences were consistent across all experiments. In the sum of all considered taxa as well as total number and biomass of all analyzed animals in the respective experiments, no statistical clustering of significant results was found for the differences between disturbance and control after experimental fishing ($p=0.23$). Where significant negative abundance effects occurred, caused by changes in *Bathyporeia* spp. or *spionids*, among others, the modeled effect duration was in the range of 13-20 days and can thus be characterized as short-term.

The **epifauna** was characterized by a few species with high continuity, i.e. species that appeared in almost every sample. In the BACI experiments, in contrast to the endofauna, no significant small-scale variability could be detected in the undisturbed samples. Reasons for this are, on the one hand, the high constancy of the species inventory, but on the other hand also a small number of samples resulting from the comparatively large space required for the hauls with the beam trawl. There was also no statistical clustering of significant test results for the difference between control and disturbance. Individual effects at the species level were detected for *Crangon crangon* and *Asterias rubens*. In experiment B2 off List, the so-called "scavenger effect", i.e. the immigration of epibenthic, scavenging species after the fishing disturbance, was additionally investigated. Such an overcompensation effect by food opportunists could not be proven.

Conclusions

The close-meshed sampling from the experiments showed that the habitat types studied are characterized by considerable small-scale variability in the predominant communities, which made the detection of fishing impacts difficult. Nevertheless, for individual parameters or species of both endo- and epifauna, significant influences by experimental fishing could be detected. In the overall picture, however, this was not reflected in a statistically significant accumulation of effects due to fishing disturbance. Where effects were measured at the species level, the modeled effect duration ranged from 13 to 20 days. In the summary meta-analysis of all experiments, fishing effects were confirmed for total abundance and biomass of endofauna at 4-fold impact level while being insignificant if scaled to a single haul, and for *Crangon crangon* among epifauna. Consistent with these experimental results, communities in gradient analysis (GA) were found to be resilient to low fishing intensities and changed at high fishing intensities. The former can be interpreted as an adaptation to the comparatively high natural disturbance in the Wadden Sea and by small-scale local exchange processes of drift fauna between disturbed and undisturbed areas, which overlaid possible effects of shrimp fishing. At higher fishing intensities, shifts in communities to so-called "high fishing effort subassociations" occurred in the gradient analysis. The transition to these communities was observed at fishing intensities of

19.7 to 23.2 hours per year per km². From the gradient analysis, the overall fish-free effect on endofaunal composition can be reported as 8.9%.

Against the background of the heterogeneous distribution of fishing intensity in tideway systems and the local exchange processes between disturbed and undisturbed areas, which are essential for recolonization times, it can be concluded that the benthic communities on fine and medium sand with ripple structure in unfished and lightly fished tideway areas are in a resilient state. To what extent the present communities are also a result of the long-term fishing exploitation of the North Sea cannot be answered with the research approaches from CRANIMPACT, as well as the question of the fishing impact on other, rare or especially sensitive habitats not considered in this study. The impact of fishing is always a result of the specific combination of fishing gear, habitat and species community and is not directly transferable to other combinations.

Keywords: Fisheries impacts, brown shrimp, benthic habitats, Wadden Sea, endofauna, epifauna

1 Einleitung Gesamtprojekt

1.1 Hintergrund und Berichtstruktur

Das Vorhaben CRANIMPACT untersuchte die Auswirkungen der Garnelenfischerei mit Baumkurren auf vorherrschende, fischereilich relevante Lebensraumtypen im Küstenmeer der Norddeutschen Bundesländer Schleswig-Holstein und Niedersachsen. In 2 komplementären Ansätzen wurden die kurzfristigen Auswirkungen nach einem Befischungsereignis und die chronischen Veränderungen durch anhaltenden Fischereidruck unterschiedlicher Intensität untersucht. Zusätzlich waren Untersuchungen zum physikalischen Einfluss der in der Krabbenfischerei verwendeten Baumkurren auf den Meeresboden geplant, konnten bedingt durch die Corona Pandemie aber nur in Teilaspekten realisiert werden. Als mögliche Referenzfläche konnten erstmals Bodenstrukturen und -lebensgemeinschaften im Rømø Dyb untersucht werden, einem Teil des dänischen Wattenmeeres, in dem Garnelenfischerei seit Jahrzehnten verboten ist und Muschelfischerei nur lokal begrenzt in sehr geringem Umfang stattfindet. Die Projektergebnisse liefern eine wissenschaftliche Grundlage für die Erstellung von Managementmaßnahmen und Bewirtschaftungsplänen für die Garnelenfischerei im Wattenmeer. Sie liefern zudem einen Beitrag zur Versachlichung der Diskussion über die Vereinbarkeit von Naturschutz und fischereilicher Nutzung und schließen eine Wissenslücke über die ökosystemaren Auswirkungen der Küstenfischerei, da diese im großen Nordseeprojekt IMPACT II ausgeklammert worden war [1].

Die Projektarbeiten waren in 4 Arbeitspakete (APs) aufgeteilt:

- In **AP1** wurden Benthosgemeinschaften entlang Gradienten fischereilicher Intensität großräumig beprobt, um den mittelbaren Einfluss fischereilicher Aktivität auf das Benthos zu untersuchen. Dazu wurde u.a. als Referenzgebiet ein Bereich im dänischen Wattenmeer bei Rømø miteinbezogen¹ in dem seit 1977 Fischerei verboten ist [2]. Weitere Untersuchungsflächen lagen im nordfriesischen Wattenmeer (Lister Ley, Norder- und Süderau) und im niedersächsischen Wattenmeer (Blaue Balje, Accumer Ee, Prielsystem Norderney und vor Borkum).
 - Dieser Berichtsteil schließt mit einer zusammenfassenden Einordnung der Ergebnisse ab, die den gesamten Stressbereich der Fischerei von unbefischt sowie geringer und höherer Fischereiintensität abdeckt. Er enthält auch Verweise auf vergleichbare Studien.
- In **AP2** wurden in verschiedenen benthischen Habitaten *Before-After-Control-Impact* (BACI) Experimente durchgeführt, um die Dynamik der benthischen Gemeinschaft unmittelbar nach Befischungsereignissen zu untersuchen. Dazu wurden zwischen 2019 und 2021 insgesamt vier Experimente auf Flächen im nordfriesischen (Teilflächen A, B, B2) und im niedersächsischen Wattenmeer (Teilfläche

¹ <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2005/860>

- C) durchgeführt, jeweils über einen Zeitraum von 12–14 Tagen (Ausnahme Epifauna in B2 über 17 Tage).
- Dieser Berichtsteil schließt mit einer zusammenfassenden Bewertung ab, in der die 4 Experimente vergleichend analysiert werden. Er enthält auch Verweise auf vergleichbare Studien und historische Daten.
- **AP 3** befasste sich mit dem direkten, physikalischen Einfluss kommerziellen Garnelengeschirrs auf Bodenstrukturen. AP3 konnte aufgrund der Einschränkungen bei Feld- und Laborarbeiten durch die Coronapandemie nicht wie geplant durchgeführt werden. Die Priorisierung wurde mit den Mittelgebern abgestimmt.
 - Hier wird im Wesentlichen auf den Beitrag des NLWKN in der Untersuchung des Prielsystems bei Norderney nach der experimentellen Befischung verwiesen (Mascioli & Kunde, in Vorbereitung)².
 - Das **AP 4** bildet die Synthese sämtlicher Erkenntnisse aus den Arbeitspaketen AP 1 und AP 2. Aufgrund der Verzögerungen im Projektablauf durch die Corona-Epidemie kann dieses nur in einer vom Umfang her begrenzten Form als Gesamtbewertung präsentiert werden (siehe Abschnitt 5).
 - In der Gesamtbewertung wird die gesamte Bandbreite des Stressors Fischerei abgedeckt, d.h. unbefischt, einfach und mehrfach befishet. Eine meta-analytische Betrachtung untersucht den Effekt der 4-fachen Befischung und simuliert auch die Einwirkung eines Einzelhols zum Vergleich mit anderen Studien.

1.2 Ausgangslage

Neben einer räumlich begrenzten Fischerei auf Miesmuscheln ist die Fischerei auf Nordseegarnele die Hauptfischerei im Wattenmeer. Die 'Krabbenfischerei' findet nahezu ausschließlich im Sublitoral des Wattenmeeres statt, nur relativ geringe Fänge werden in der flachen Deutschen Bucht generiert [3]. Garnelen werden mit einem speziellen Fanggerät gefangen, der sogenannten 'Krabbenkurre'. Diese Baumkurre ist mit 600 – 1000 kg Gewicht etwa 60% leichter als vergleichbare Geräte in der Plattfischfischerei [4]. Das Netz wird auf kufenförmigen Metallbügeln über den Meeresboden gezogen, den sog. Kurrshuhen, die mit einer dicken Eisenstange, dem sog. Kurrbaum, verbunden sind. Die Länge des namensgebenden Kurrbaums bestimmt die Breite der Netzöffnung. Anders als beim Fang von Plattfischen wird der Bodenkontakt nicht mit Scheuchketten, sondern durch ein leichtes Rollengeschirr bewerkstelligt. Der Boden wird durch die Kurrschuhe, das Rollengeschirr und das Unterblatt des Netzes tangiert, wobei die Kurrschuhe tiefer in das Sediment eindringen als die Hartgummirollen des Rollengeschirrs [5]. Entsprechend kann differenziert werden nach für Endo- und Epifauna unterschiedlichen Impakthorizonten ("*surface and subsurface impact*", siehe

² Mascioli, F. & T. Kunde (2023): Hydroakustische Datenerfassung und -auswertung im Rahmen von CRANIMPACT. Untersuchungen im Norderneyer Riffgat. Forschungsber. 01/2023, NLWKN-Forschungsstelle Küste, Norden (in Vorbereitung).

Eigaard et al. [6]). Nach Schätzungen von Eigaard et al. [6] aus dem BENTHIS–Projekt gibt es auf ca. 50% der durch Garnelenbaumkurren überstrichenen Fläche eine Wirkung auf tiefere Sedimentschichten (bis 10 cm), während das übrige Geschirr nur die Oberfläche berührt.

Eine für das Projekt CRANIMPACT relevante Zusammenstellung der Untersuchungsparameter aus den experimentellen Vorgängerstudien zu Effekten der Garnelenfischerei ist in Tabelle 9 enthalten. Umfangreiche Voruntersuchungen in deutschen Gewässern wurden insbesondere im Rahmen der Ökosystemforschung Wattenmeer in den Jahren 1988-1991 durchgeführt [7,8]. Hier sind neben einer experimentellen Untersuchung im Eulitoral auch Schleppversuche im Sublitoral für Epifauna unternommen worden, daneben noch Beifanguntersuchungen und Überlebensexperimente für Beifang. Aus den Beobachtungen schlussfolgern die Autoren, dass "...die Auswirkungen der Rollengeschirre auf die im Sediment lebenden Tiere so gut wie nicht messbar" sind und stellten anhand von Unterwasseraufnahmen fest, dass "... Unterwasser-Videoaufnahmen zufolge ... das Geschirr sehr schonend" fischt. In experimentellen Untersuchungen im niederländischen Wattenmeer [9,10] konnte hingegen ein signifikanter Anstieg der Abundanz bei opportunistischen Arten festgestellt werden, u.a. bei der Schwertmuschel *Ensis leei*, die gestörte Flächen rasch wiederbesiedeln können. Zusätzlich konnten Tulp et al. [9,10] in einem von zwei durchgeführten Experimenten einen negativen Effekt auf die Artenzahl nachweisen.

1.3 Untersuchungsgebiete und Habitattypen

Das Wattenmeer setzt sich zu etwa gleichen Teilen aus eu- und sublitoralen Flächen zusammen, die aufgrund ihrer Exposition zu den vorherrschenden nordwestlichen Winden und Flusseinträgen in drei Wattformen aufgeteilt werden, d.h. den offenen Watten (z.B. Meldorfer Bucht), den Buchten und Ästuarwatten und den Rückseitenwatten hinter den Inseln. Hiervon werden sowohl die offenen Wattformen im Sublitoral vor Borkum als auch die Prielsysteme der Rückseitenwatten in die Gradientenanalyse einbezogen. Die experimentellen Untersuchungen hingegen wurden ausschließlich in Prielsystemen der Rückseitenwatten durchgeführt, um sicherzustellen, dass auch unter widrigen Wetterbedingungen das experimentelle Design mit vordefinierten Beprobungszeitpunkten umgesetzt werden kann. Zudem wurden fischereilich unbedeutende Flächen ausgewählt, um zu verhindern, dass während der laufenden Experimente zusätzliche Störimpulse gesetzt werden.

Bei den Untersuchungen standen drei im Vorfeld ausgewählte Habitattypen³ im Vordergrund, die den Hauptteil der sublitoralen Habitate umfassen:

- Sandrippelfelder ohne Besiedlung durch den Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega*

³ Der Begriff „Habitat“ ist in diesem Zusammenhang nicht im Sinne der Definitionen zur Klassifizierung von EUNIS-Habitattypen bzw. Lebensraumtypen gem. Natura 2000-Verordnungen oder Biotoptypen nach §30 BNatSchG zu verstehen (vergl. Davies et al. [179]), sondern beschreibt die drei für die CRANIMPACT-Untersuchungen gewählten Sediment- bzw. Bodenformen. Wo möglich, werden im weiteren Verlauf Referenzen zum EUNIS-System angegeben.

- Sandrippelfelder mit Besiedlung durch den Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega*
- Feinsande mit Schlickanteil

Die Untersuchungsgebiete sind im Anhang von Nord nach Süd abgebildet. Dargestellt sind jeweils die Positionsmittelwerte der Greiferreplikate auf jeder Station. Anders als bei den BACI-Stationen konnte die Streuung der Sedimentzusammensetzung von Proben innerhalb einer Station in der Gradientenanalyse nicht berücksichtigt werden (Abbildung Anhang 6 - Abbildung Anhang 14). Die Positionen sind als elektronisches Supplement verfügbar⁴.

Für die Gradientenanalyse ist es wichtig, dass neben einem breiten Gradienten der Fischereitnensität auch möglichst längerfristig unbefischte Flächen als Referenz einbezogen werden. In CRANIMPACT wurde dafür das Rømø Dyb, ein Prilsystem im dänischen Wattenmeer [2,3] ausgewählt, in dem Fischerei seit den 1970er Jahren verboten ist. Diese Stationen wurden nach Einrichtung des Fischereiverbots durch CRANIMPACT erstmalig untersucht. Dementsprechend konnte a priori nicht mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass diese Stationen zwangsläufig den Ziellebensraumtypen entsprechen – zumal auch der langjährige Schutzstatus möglicherweise Auswirkungen auf den Lebensraumtyp hat. Alternative Referenzflächen kamen jedoch entweder genehmigungsrechtlich (Hörnumtief) oder aufgrund der geographischen Lage, geringer Gebietsgröße, bzw. unpassendem Lebensraumtyp nicht als Referenzflächen in Frage.

Verstöße gegen das Fischereiverbot können nicht vollständig ausgeschlossen werden, sind aber aufgrund der Strafbewehrung und direkten Sichtbarkeit des Gebietes von der Küste aus eher unwahrscheinlich. Eine Überprüfung, wie gut diese Verbote eingehalten werden, ist mit einer gewissen Unsicherheit auch nur für die ca. 10 letzten Jahre anhand von VMS-Daten (Satelliten Überwachung) möglich (Erläuterung dazu im Folgenden). Im Projekt mußte daher neben der Auswertung der VMS-Daten auf die Aussage der dänischen Naturschutzbehörden vertraut werden. Es wird immer wieder über Verstöße spekuliert, da die Satellitenüberwachung der Fischereifahrzeuge (VMS) diese in einem Geschwindigkeitsfenster um 3 kn als „fischend“ einstuft. Ähnliche Geschwindigkeitsprofile werden allerdings auch bei schwieriger Revierfahrt erreicht oder wenn die Fahrzeuge z.B. durch das Fischereiverbotsgebiet die Häfen von List bzw. Havneby ansteuern. Diese Aspekte werden in Kapitel 3.5.4 im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse aufgegriffen und die Auswirkungen möglicher Fehleinstufungen der Befischung diskutiert.

Im Bericht werden die Stationskürzel A, B, B2 für die Stationen in der Lister Ley, DK für die Stationen im dänischen Wattenmeer, NA und SA für die Stationen in der Norder- bzw. Süderau (nordfriesisches Wattenmeer) und NDS sowie C für Stationen im niedersächsischen Wattenmeer verwendet.

⁴ https://www.thuenen.de/media/institute/sf/Projektdateien/2055_-_CRANIMPACT/STATID_station_data_suppl.pdf

1.4 Theorie und Untersuchungskonzept

Rijnsdorp et al. [11] beschreiben ein mehrstufiges Verfahren, um den Einfluss von bodenberührenden Fanggeräten auf das Benthos zu bestimmen. Der Einfluss wird als Überlagerung der Flächenanteile einer Benthosgemeinschaft mit spezifischer Sensitivität durch eine Fischerei mit spezifischer Intensität bestimmt, sodass sich mehrere Sensitivität-Intensität Kombinationen von niedrig-niedrig bis hin zu hoch-hoch ergeben können. Vorab muss also die **Sensitivität** der Fauna und des Habitats gegenüber der jeweiligen Fischerei bestimmt werden. Neben den Erholungszeiten sind die Häufigkeiten der Störung entscheidend für die Gesamtbeurteilung des Fischereieinflusses.

Um die Sensitivität der Fauna zu bestimmen, nehmen Bolam et al. [12] eine Einteilung vor, wie das Fischereiereignis auf die Fauna einwirkt. Bolam et al. [12] unterscheiden hierbei zwischen einerseits unmittelbarer und **kurzfristiger Sensitivität** gegenüber einem Fischereiereignis in Form von z.B. Mortalität und andererseits **langfristiger Sensitivität**, die sich als Regenerationsfähigkeit der Fauna und Anpassung an den Stress ausdrückt.

Diese Skalenabhängigkeit muss sich im Untersuchungsdesign niederschlagen. Hewitt et al. [13] schlagen um diesem Aspekt Rechnung zu tragen sogenannte integrierte Studien vor, die neben einer experimentellen Komponente auch ein großskaliges Untersuchungselement, eine Gradientenanalyse, enthalten. Denn gerade in hochkomplexen Systemen finden viele Prozesse auf einer räumlich-zeitlichen Skala statt, die nicht in einem beschränkten experimentellen Design abgebildet werden kann. Entsprechend ist der Erkenntnisgewinn geringer, der allein aus den experimentellen Untersuchungen abgeleitet werden kann (Abbildung 1) und wird größer in Kombination mit einer Gradientenanalyse, da ein größerer Anteil an relevanten Skalen abgedeckt wird [13].

Das Untersuchungskonzept von CRANIMPACT trägt insbesondere diesen neueren Forschungsergebnissen Rechnung. Neben der Skalenabhängigkeit ist aber auch die Vielfalt möglicher Prozesse zu berücksichtigen, die über verschiedene Messgrößen bzw. experimentelle Indices dargestellt werden müssen. Daher ist in Bezug auf CRANIMPACT folgendes Untersuchungskonzept gewählt worden, das sich in den folgenden 4 Merkmalen von den Vorgängerstudien unterscheidet:

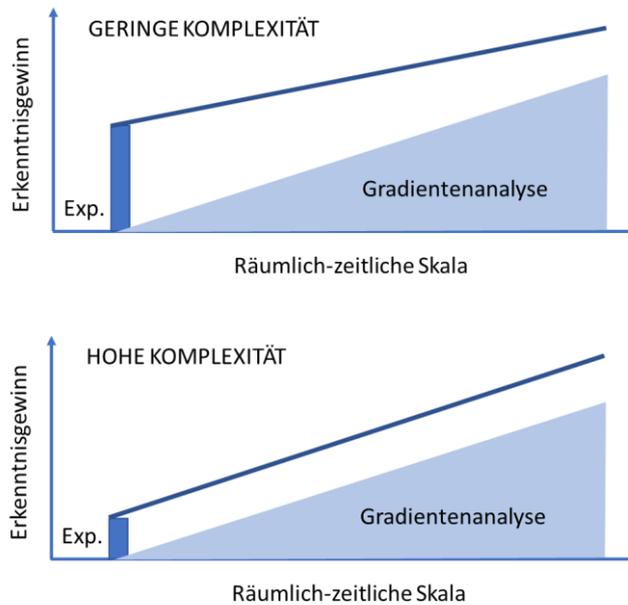


Abbildung 1: Erkenntnisgewinn in integrierten Studien bei unterschiedlicher Systemkomplexität. Da die Experimente (Exp.) in der Regel nur einen begrenzten Bereich abdecken, repräsentieren sie den kürzesten Abschnitt der räumlich-zeitlichen Skala. Verändert nach Hewitt et al. [13].

Einbeziehung der Gradientenanalyse

Neben einer kurzfristigen Komponente unmittelbar in Bezug auf den Fischereivorgang in Form von **BACI-Experimenten** (*Before-After-Control-Impact*) wird die langfristige Anpassungskomponente in Form einer **Gradientenanalyse** abgedeckt. Letztere erlaubt es, auch die Effekte niedriger Fischereiintensität über ihre kumulative Wirkung in einem längeren Zeitraum zu erfassen [14]. Die BACI-Experimente sind so ausgelegt, dass eine Vielzahl an Prozessen untersucht werden kann (siehe auch nächsten Abschnitt). Hewitt et al. [13] bezeichnen diese Untersuchungsform auch als Korrelationsanalyse.

Berücksichtigung der Komplexität der Prozesse: Funktionale Diversität

Grundsätzlich kann als direkte Konsequenz des Kontaktes zwischen Fischereigeschirr und Meeresboden eine physikalische Störung mit Glättungen, Furchenbildung und Verwirbelungen von Sediment entstehen [15]. Dazu kommt auf der Seite der Organismen Vergrämung, Schädigung oder Entnahme bzw. erhöhte Sterblichkeit [16–19] sowie auf Gemeinschaftsebene Einbußen bei der Diversität [20]. Die artspezifischen Auswirkungen hängen dabei vom Fanggerät sowie von der Morphologie der Organismen, deren Position auf oder im Sediment sowie von ihrem Verhalten und Ernährungstyp ab [18,21].

Diesbezüglich wiesen verschiedene Studien nach, dass die Anzahl von Nahrungsopportunisten kurz nach der Passage eines Grundschieppnetzes erhöht ist oder in kürzlich befischten Gebieten anstieg [1,22,23]. Daher liegt ein besonderes Augenmerk der CRANIMPACT BACI-Experimente auf den sogenannten 'scavenger'-Effekten [24]. In gestörten Flächen nutzen die Nahrungsopportunisten innerhalb weniger Tage nach der Störung das durch den Impact verursachte erhöhte Nahrungsangebot in Form getöteter oder geschwächter Tiere aus [25]. Dannheim et al. [26] konnten zeigen, dass in der Gruppe der Nahrungsopportunisten der trophische Durchsatz in befischten Flächen größer ist als in unbefischten. Groenewold & Fonds [27] stellten aufgrund von Versuchen mit beköderten Fallen ('*baited traps*') eine Liste von Vertretern dieser Gruppe auf. Die Dekapoden *Crangon crangon*, *Pagurus bernhardus* und *Liocarcinus* spp. sowie der Gem. Seestern *Asterias rubens* und die Wellhornschnecke *Buccinum undatum* waren typische Vertreter der Wirbellosenfauna, während bei den Wirbeltieren Wittling (*Merlangius merlangus*) und Plattfische überwogen. Die Arten hatten jeweils unterschiedliche Aktivitätsradien und Beutepräferenzen. *C. crangon* beispielsweise hatte einen relativ kleinen Suchradius und selektierte über eine Fläche von ca.9 m², während Wittling u.a. auf einer Fläche von bis zu 280 m² durch Köder angelockt wurde. *C. crangon* präferierte hierbei Mollusken- und Krebseköder, während Fische besonders durch Polychätenköder angezogen wurden. Typischerweise steigt die Abundanz von Aasfressern mit der Fischereiintensität bis zu einem Maximum an, um dann bei sehr hoher Fischereiintensität abzufallen [28].

Diese Verschiebung im Ernährungstyp auf Gemeinschaftsebene durch den 'scavenger'-Effekt lässt sich sehr gut mit der Verwendung eines Klassifikationssystemes nach biologischen Merkmalen oder '*biological traits*' analysieren, das die funktionale Diversität oder Funktionsweise der Lebensgemeinschaft beschreibt. Neuere Studien beschäftigten sich vor allem mit Veränderungen der funktionalen Diversität durch die Einwirkung von Grundschieppnetzen [12,29–31]. Arten können in einem Lebensraum konvergente Anpassungen

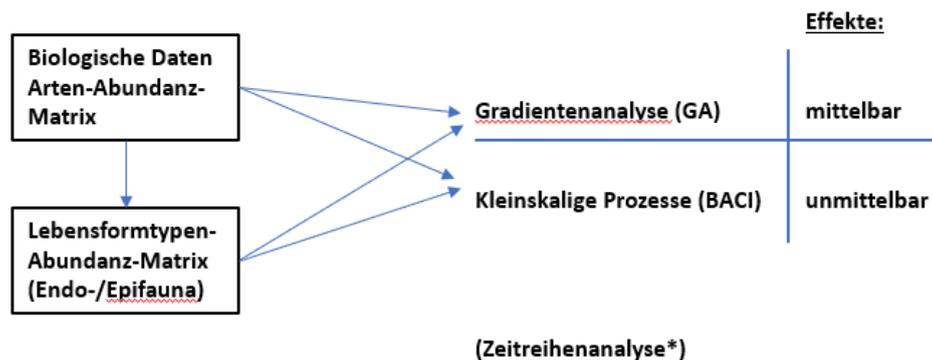


Abbildung 2 : Bedeutung des Konzeptes der Lebensformtypen / 'traits' für den Ablauf der Untersuchungen im CRANIMPACT Projekt. *Die Zeitreihenanalyse, die ebenfalls mittelbare Effekte abbilden soll, ist bereits durch Malagoli [36] durchgeführt worden und wird hier nicht weiter ausgeführt.

aufweisen, die den Gegebenheiten im Lebensraum und damit natürlichen Stressoren Rechnung tragen als auch als Reaktionen auf anthropogene Stressoren. In Anlehnung an Remane [32] bezeichnen wir diese Anpassung als Lebensformtypen, die jeweils verschiedene Ausprägungen der funktionalen Diversität in sich vereinigen (Abbildung 2).

Die funktionale Diversität und ihre Veränderungen werden sowohl in der Gradientenanalyse als auch in den BACI-Experimenten untersucht.

Berücksichtigung der Komplexität der Prozesse: Natürliche Störung

Die Gradientenanalyse erlaubt es, auch die Effekte niedriger Fischereiintensität über ihre kumulative Wirkung in einem längeren Zeitraum zu erfassen. Abgeleitet aus Diesing et al. [33] kann die Gesamtstörung additiv aus fischereilichem Impakt χ_{fish} und natürlicher Störung χ_{ND} (ND = '*natural disturbance*') zusammengesetzt werden, da χ_{ND} selber additiv aus Einzelkomponenten errechnet wird:

$$\chi_{gesamt} = \chi_{ND} + f \chi_{fish}$$

Für die Abschätzung der tatsächlichen Folgen von Fischerei auf die Bodenfauna und dem damit assoziierten Gesamtsystem ist daher das Verhältnis zwischen der natürlichen Störung durch Umlagerung von Sedimenten ('*natural disturbance*') und der zusätzlichen anthropogenen Störung von zentraler Bedeutung [33,34]. Das Wattenmeer muss in diesem Sinne als hochdynamisches Gebiet mit einem hohen Grad an natürlicher physikalischer Störung durch z.B. Gezeitenströmungen, Wellen, Temperatur- und Salzgehaltsschwankungen betrachtet werden.

Referenzflächen

Wichtig für die Beurteilung der Fischereieffekte ist in CRANIMPACT die Einbeziehung von Referenzflächen, in denen über den Beobachtungszeitraum keine Störung stattfindet und/oder die langfristig unbefischt sind [35]. Dies betrifft sowohl das Design der BACI-Experimente, bei denen ein Referenzzeitpunkt (T0) als auch eine Referenzfläche ohne Störung im Beobachtungszeitraum (Kontrolle) untersucht wird, als auch die Gradientenanalyse, die entlang eines Gradienten der Fischereiintensität angelegt ist der im besten Fall einen Gradienten von langfristig unbefischt (so dass an dieser Stelle $\chi_{fish}=0$ wird) bis intensiv befishet einbezieht. Für CRANIMPACT wurde als Referenzfläche für einen langfristig möglichst ungestörten Bereich das Römö Dyb, ein Prilsystem im dänischen Wattenmeer [2,3] ausgewählt, in dem Fischerei seit den 1970er Jahren mit Ausnahme einer lokal beschränkten Muschelfischerei verboten ist (siehe dazu auch Kapitel 1.3 und 3.5.4). Diese Stationen wurden nach Einrichtung des Fischereiverbots durch CRANIMPACT erstmalig untersucht.

Alle Referenzflächen für die Epi- und Endofauna-Untersuchungen liegen bei CRANIMPACT im Sublitoral, da hier die Fischerei durchgeführt wird. Bereits Glorius et al. [10] folgten in ihrem Gutachten zur Garnelenfischerei dem Ansatz, die Untersuchungsflächen für die Endofauna ins Sublitoral zu legen.

2 Methodische Grundlagen für die faunistischen Analysen

2.1 Taxonomische und ökologische Zuordnung der Fauna

Als Art wurde jedes Taxon gezählt, welches bis auf Artniveau bestimmt werden konnte. Zusätzlich wurden ebenfalls alle Taxa als Arten gezählt, welche zwar nur oberhalb der Artebene bestimmt werden konnten, bei denen jedoch ausgeschlossen werden konnte, dass verschiedene Arten der Gattung/Familie in derselben Probe vorhanden waren. Bei den Analysen des Materials aus den Greifer- und Dredgenproben wurde zwischen Endo- und Epi- bzw. Hyperbenthos unterschieden, wobei aufgrund von Unterschieden in der Fängigkeit beider Geräte die Analysen des Endobenthos auf den Greiferproben und die Analysen des Epi/Hyperbenthos auf den Kurrenproben basieren.

Für das Hyperbenthos folgen wir der Definition von Mees & Jones [37], wonach Hyperbenthos jene Tiere umfasst, die in der Wasserschicht unmittelbar über oder auf der Sedimentoberfläche leben und bei der Probennahme an der Sedimentoberfläche mitgefangen werden. Als Epifauna wurden sessile Organismen an der Sedimentoberfläche erfasst, sog. ‚Aufwuchs‘. Das Hyperbenthos ist in besonderer Weise an horizontalen Austauschprozessen beteiligt und ist daher stark durch die Tidenströmungen beeinflusst. In der Otzumer Balje im niedersächsischen Wattenmeer hat es quantitative Untersuchungen zu dieser sog. ‚Driftfauna‘ gegeben [38], ebenso auf der Doggerbank und der südlichen Nordsee [39].

Besonders relevant CRANIMPACT sind in diesem Zusammenhang Untersuchungen der Ökosystemforschung Wattenmeer im Teilprojekt „Sylter Wattenmeer Austauschprozesse“ (SWAP) zur Fisch- und Dekapodenfauna im Prielsystem der Lister Ley [40,41]. Für eine vorläufige Artenliste des Hyperbenthos wurde das R-package *obistools* (Datensatz *hyperbenthos*) verwendet und um weitere Einträge ergänzt [42]. Der OBIS-Datensatz ist auch online verfügbar⁵. Die Übergänge zwischen Hyperbenthos und Endofauna sind fließend, da auch typische Endofaunavertreter Teil der Driftfauna sein können, auch gerade in unterschiedlichen Lebensphasen z.B. als juvenile Organismen [43]. Der Einfachheit halber werden im weiteren Verlauf des Berichtes Hyperbenthos und Epifauna gemeinsam unter Epifauna subsummiert.

Bei den Analysen des Probenmaterials aus den Greifer- und Dredgenproben wurde dementsprechend nur zwischen Endo- und Epi/Hyperbenthos unterschieden. Gemäß der repräsentativen Fängigkeit der einzelnen Fanggeräte wurde die Bearbeitung der Benthoskomponenten aufgeteilt:

- Endofauna aus Greiferproben → gezählt und ausgewertet
- Epi/Hyperbenthos aus Greiferproben → nur erfasst
- Endofauna aus Dredgenproben mit 2 m-Baumkurre → nur erfasst

⁵ <https://obis.org/dataset/a6c5a265-a845-4f8c-8759-b47f1fdf8b26>

- Epi/Hyperbenthos aus Dredgenproben mit 2 m-Baumkurre → gezählt und ausgewertet

Die gewählte Aufteilung für das Material aus den Greiferproben ist in den Tabellen im Anhang aufgezeigt (Tabelle Anhang 1: Endofauna; Tabelle Anhang 2: Hyperbenthos und Epifauna) und als download verfügbar⁶.

2.2 Endofaunaanalyse

Die Endofauna-Beprobung erfolgte mit einem van Veen-Greifer, der eine Grundfläche von 0.1 m² abdeckt. Die Konfiguration entspricht den Standards für die Makrozoobenthos-Beprobung des Bund/Länder Messprogramms [44]. Das Gewicht kann mit Zusatzgewichten in den Greiferarmen von 2x 6 kg auf ca. 70 kg erhöht werden. Eine notwendige Anpassung, wie sich aus den Voruntersuchungen in der Sylt-Rømø-Bucht gezeigt hatte, um bei gröberen Sedimenten ein ausreichend tiefes Eindringen sicher zu stellen. Der Füllgrad wurde nach jedem Hol im noch geschlossenen Greifer durch die obere Klappe als Höhe zwischen Sedimentoberfläche und unterem Deckelrand gemessen und protokolliert (Abbildung 3). Ab einer Füllhöhendifferenz von >10 cm wurde der Hol verworfen und wiederholt. Bei einem Innenvolumen des Greifers von ca. 17 l ergeben 10 cm Leerstandshöhe eine restliche Sedimentfüllung von ca. 6 l [44] und entsprechen somit der SOP-Vorschrift⁷ einer Mindestmenge von 5 l Sediment für Sandhabitats. Die Proben wurden über 1000 µm ausgesiebt und mit 4%-iger gepufferter Formaldehydlösung in Seewasser fixiert.

Im Labor wurden die Endofauna-Proben über 500 µm gespült und gewässert. Als erster Schritt wurden alle Organismen zunächst unter der Stereolupe aussortiert. Der Sortierrest (v.a. Schill, Grobsand) wurde getrocknet und gewogen. Im zweiten Schritt wurden alle Organismen endbestimmt, gezählt und Individuen ausgewählter Taxa vermessen. Zur Bestimmung, soweit möglich bis auf Art-Niveau, kam bei Bedarf zusätzlich Lichtmikroskopie zum Einsatz. Die zur Identifikation verwendete taxonomische Fachliteratur umfasst die einschlägigen Publikationen und berücksichtigt u.a. die Empfehlungen des BLMP/BLANO und NMAQS [44,45]. Zur Dokumentation wurde eine Belegsammlung angelegt, in der fortlaufend von jedem identifizierten Taxon repräsentative Individuen/Stadien bzw. mikroskopische Präparate in Glycerin hinterlegt werden (auf Nachfrage zugänglich).

⁶ https://www.thuenen.de/media/institute/sf/Projektdateien/2055_-_CRANIMPACT/STATID_endofauna_data_suppl.pdf

⁷ <https://www.gewaesser-bewertung.de/files/blmp-sop-mzb-2009-01-29.pdf>



Abbildung 3: Messung des Füllstands eines van Veen-Greifers. Foto : Matthias Pauli (Thünen)

Zur Bestimmung der Biomasse wurden die Organismen nach Taxa getrennt getrocknet, gewogen, verascht und das aschefreie Trockengewicht ermittelt (AFTG) [44]. Bei Arten, die für die Referenzsammlung zurückgelegt wurden, sowie bestimmten Muschelarten mit sehr hoher Biomasse ist das aschefreie Trockengewicht aus dem Feuchtgewicht berechnet worden. Für Polychaeta und andere Wirbellose ohne Kalkschale ist der Umrechnungswert aus Ricciardi & Bourget [46] verwendet worden (0.156, Kategorie 'All polychaetes'), für *Ensis leei* ist der Wert aus 6 Unterproben ermittelt worden (Tabelle 1). Der Umrechnungsfaktor ist größer als der bei Ricciardi & Bourget (ebd.) für Muscheln generell angegebene Werte von 0.055 und berücksichtigt somit den relativ hohen Gewebeanteil bei der Gattung *Ensis*. Bei Unterproben wurde die Biomasse aus dem Mittelwert der Unterprobe hochgerechnet. Sofern alle vorgenannten Bedingungen nicht zutrafen, wurden für Taxa 'dummy weights' von 0.08 mg AFTG pro Individuum eingetragen, was der Äquivalentbiomasse von einem durchschnittlichen Individuum von *Pygospio elegans* (Annelida, Polychaeta) entspricht [47].

Tabelle 1 : Umrechnung von Feuchtgewicht (FG) in aschefreies Trockengewicht (AFTG) für *Ensis leei*.

Einzelwerte	Mittelwert Konversionsfaktor FG zu AFTG
0.0977, 0.1122, 0.0598, 0.1026, 0.0886, 0.1360	0.099

2.3 Epifaunaanalyse

Es wurde eine 2 m-Baumkurre eingesetzt. Die technische Spezifikation in Bezug auf Maschenweite, Aufbau und Kettenmatte entsprach der Originalbeschreibung von Jennings et al. [48]. Generell ist die Fängigkeit einer 2 m-Baumkurre artspezifisch, d.h. je nach Verhalten (z.B. Fluchreflexe) oder Lebensform (häufig sehr geklumpertes Vorkommen bestimmter Arten) der Arten können diese quantitativ unterschiedlich gefangen werden [49,50]. Reiss et al. [51] ermittelten eine Fängigkeit der 2 m-Baumkurre von ca. 50 % für oberflächlich lebende Arten und von 9 %– 35 % bei Arten, die sich eingraben können (z.B. *Liocarcinus holsatus*, *Arnoglossus laterna*).

An Bord wurde zunächst das Gesamtgewicht des Fangs ermittelt und nach Großgruppen vorsortiert. Die Probenahme und Auswertung erfolgte nach den Vorgaben der StUK 4⁸. Alle Berechnungen für die Kenngrößen Artenzahl, Abundanz und Biomasse, sowie die univariaten und multivariaten Analysen wurden auf Basis der quantitativ erfassten Epifaunaarten durchgeführt. Arten, die mit der eingesetzten 2 m Kurre nicht repräsentativ erfasst werden können, wurden nur mit ihrer Präsenz in der Epifaunasupplementtabelle⁹ vermerkt und nicht bei den weiteren Auswertungen berücksichtigt. Dies betraf in erster Linie Hydrozoa und Bryozoa. Für *Crangon crangon* liegt die Fängigkeit der 2 m-Baumkurre laut Reiss et al. bei 31 % – 43 % [51] und damit im Grenzbereich der Repräsentativität. Im SWAP-Projekt "Fische" sind verschiedene Fanggeräte eingesetzt worden, d.h. neben einem Grundschleppnetz mit 12 m-Grundtau auch eine 2 m-Kurre und ein Schiebehamen [40]. Der saisonale Verlauf der mit der 2 m-Kurre und dem Grundschleppnetz erzielten *Crangon crangon*-Fänge war sehr ähnlich, obwohl die Geräte in unterschiedlichen Habitaten eingesetzt wurden (2 m-Kurre im flachen Sublitoral, Grundschleppnetz im tiefen Sublitoral), sodass angenommen werden kann, dass die 2 m-Kurre die Abundanzdynamik für diese Art repräsentativ abbildet. Wegen der z.T. geringen Fängigkeit für *Crangon* wurden für diese Art allerdings nur Abundanzen ausgewertet.

Als Art wurde jedes Taxon gezählt, welches bis auf Artniveau bestimmt werden konnte. Zusätzlich wurden ebenfalls alle Taxa als Arten gezählt, welche zwar nur oberhalb der Artebene bestimmt werden konnten, bei denen jedoch ausgeschlossen werden konnte, dass es zu Mehrfachzählungen der Gattung/Familie in derselben Probe kam. Gründe dafür, dass einige Taxa nicht bis auf Artniveau bestimmt werden konnten, waren unter anderem, teilweise unvollständige und/oder verletzte Individuen oder ungeeignete Fixierungsmethoden. Daher wurden im Jahr 2021 anders als in 2019 die Anthopolypen und Seescheiden (Ascidiacea) besonders fixiert, siehe Abschnitt 4.4.1.2.

Nach StUK 4 soll Fischfauna mittels einer 7 m-Baumkurre beprobt werden. Daher werden die Daten zu Fischen nur als Abundanz-Tabellen im elektronischen Supplement aufgeführt, aber nicht in die Analysen mit aufgenommen.

⁸ https://www.bsh.de/DE/PUBLIKATIONEN/_Anlagen/Downloads/Offshore/Standards/Standard-Auswirkungen-Offshore-Windenergieanlagen-Meeresumwelt.html

⁹ https://www.thuenen.de/media/institute/sf/Projektdateien/2055_-_CRANIMPACT/STATID_epifauna_data_suppl.pdf

Im Labor wurden Schill ohne Bewuchs und Algen ebenfalls aussortiert und gewogen (Feuchtgewicht, FG). Alle weiteren Arten (Gruppen) wurden gewogen (FG) und zur weiteren Bearbeitung eingefroren. Ausnahmen bildeten Seesterne, die an Bord gezählt und gewogen wurden, da diese nach der Frostbehandlung ihr Gewicht und ihre Größe verändern. Drei Individuen von *Pandalus montagui* (Decapoda, Crustacea) wurden gefangen. Diese sind nicht in die Auswertung eingegangen. Ebenso wurden Isopoda und Mysidacea, ausnahmslos aus den Unterproben, nicht in die quantitative Analyse einbezogen.

2.4 Analyse der biologischen Eigenschaften (traits)

Neben der klassischen Gemeinschaftsanalyse lassen sich Änderungen der ökosystemaren Strukturen und Funktionen anhand der funktionalen Diversität beschreiben und besonders effizient in Form einer '*biological traits analysis*' (BTA) untersuchen [12,52,53]. Diese Merkmale / *traits* beschreiben die charakteristischen Eigenschaften der Arten, so dass diese nach ihren spezifischen Eigenschaften innerhalb der Lebensgemeinschaft zusammengefasst werden können. Die Qualität einer BTA hängt u.a. von der Genauigkeit der Beschreibung der charakteristischen Eigenschaften ab, was zu einem großen Teil auf Expertenwissen beruht [54]. Daher ist – wie im Nachfolgenden beschrieben - auf existierende und validierte Datenbanken zurückgegriffen worden, um möglichst objektive Bewertungen einsetzen zu können.

Für die Analyse der biologischen Eigenschaften „*traits*“ wurden alle auf Artniveau bestimmten Benthosdaten hinsichtlich ihrer Lebensformtypen charakterisiert, in eine Lebensformtypen-Matrix transformiert und in dieser Form als Eingangsdaten für die weiteren Untersuchungsschritte verwendet ('*trait by species*'-Matrix, '*trait-based approach*'). Umgekehrt können auch einzelne Lebensformtypen bis in die Arten-Abundanz-Matrix zurückverfolgt werden (schematisch in Abbildung 1). In der Regel umfassen die Lebensformtypen der Benthosfauna Angaben für bis zu 10 ausgewählte Merkmale (u.a. Größe, Lebensspanne, Fruchtbarkeit, Reife, Fortpflanzungsmodus, Larvalentwicklung, Mobilität, Position im Sediment, Ernährungstyp [55]). Diese werden ggf. um morphologische Merkmale ergänzt (Skelettforn, Flexibilität, Aggregationsform).

Grundlage der Klassifizierung bildet das sog. '*fuzzy-coding*' [56]. Bei diesem Verfahren wird die Stärke der verschiedenen Merkmalsausprägungen z. B. in Form eines Rankings von 0 bis 4 eingestuft, wobei 0 keine Ausprägung eines bestimmten Merkmals entspricht und 4 für das Merkmal maximal ausgeprägt ist, sodass diese Kodierung eine differenzierte Darstellung der Merkmalsausprägung ermöglicht. Ein Beispiel: die Gem. Strandkrabbe *Carcinus maenas* lebt hauptsächlich kriechend, kann aber auch kurze Strecken schwimmend zurücklegen. Somit ergibt sich die Kodierung für die fünf Unterkategorien beim Merkmal „Bewegungstyp adult“ folgendermaßen: schwimmend = 1; kriechend = 3; grabend = 0; angeheftet (zeitlich begrenzt) = 0 und angeheftet (permanent) = 0 [in 57]. Gemäß dem Verfahren von Chevenet et al. [56] werden die Kodierungen pro Merkmal auf eine Summe von 1 normiert. Man erhält schließlich eine Bewertungsmatrix, deren numerischer Summenwert dem Produkt aus Artenzahl S und Anzahl '*traits*' t entspricht. Die Lebensformtypen-Matrix entsteht dann aus der Multiplikation der Abundanzwerte mit den normierten Merkmalsausprägungen, d.h. die Gesamtabundanz ist jeweils komplett auf ein Merkmal verteilt. Um zu erreichen, dass die Summe der Abundanzen in der '*trait*'-Abundanzmatrix der Gesamtsumme in der Abundanzmatrix

entspricht, wird die '*trait*'-Abundanzmatrix mit einem Gewichtungsfaktor $1/t$ multipliziert [analog zu Eq. 5 in 56].

2.4.1 Endofauna

Grundlage für die Zuordnung zu den biologischen Merkmalen bildet die Zusammenstellung von Shojaei et al. [55] für die benthische Fauna der Deutschen Bucht. Die Daten waren nach Rücksprache mit dem Datenhalter erhältlich im Netzwerk PANGAEA ¹⁰. Obwohl mehr als 330 Arten im Datensatz abgebildet sind, lagen nicht für alle Arten aus dem vorliegenden CRANIMPACT Datensatz entsprechende Einträge im SHOJAEI-Datensatz vor. Daher wurden die fehlenden Einträge aus dem CEFAS '*traits*'-Datensatz auf Gattungsebene ergänzt [58].

Aufgrund von unterschiedlichen Merkmalsgruppen in beiden Quellen konnten lediglich 4 gleiche Merkmalsgruppen in die CRANIMPACT Analysen einbezogen werden, wobei für das Merkmal Körpergröße die Kategorie 'Sizeorgan_1_10cm' in der SHOJAEI-Tabelle in die Kategorien 1-2cm und 2-10cm der CEFAS Tabelle aufgelöst wurde (Tabelle 2). Dadurch erreichten wir eine bessere Zuordnung der kleineren Arten im Datensatz. Lebensdauer, Körpergröße und Bewegungstyp sind bestimmende *traits* für Epifauna entlang fischereilicher Gradienten in der südlichen Nordsee [57]. Diese 4 Merkmale wurden für die Analysen in CRANIMPACT übernommen unter der Annahme, dass die Ergebnisse von Neumann et al. [57] auch für Endofauna Gültigkeit besitzen. Bei der BTA lassen sich bereits mit 4 traits durchschnittlich ca.98 % der gesamten *trait*-Variabilität abbilden [59], was auf die inherente Korrelation der '*traits*' untereinander zurückzuführen ist [54] und dem Lebensformtyp-Konzept entspricht.

Da nur 4 Merkmalsgruppen untersucht werden konnten, wird in der Auswertung jeweils eine prozentuale Verteilung pro Merkmalsgruppe in Bezug auf die Faktoren Störung/Kontrolle und die verschiedenen Gemeinschaftstypen durchgeführt, aber keine multivariate Analyse. Alle Daten sind online verfügbar.¹¹

Tabelle 2: Verwendete Merkmalsgruppen der Endofauna in der biological-traits-analysis (BTA)

Merkmalsgruppe	Kategorie	Kodierung
Bewegungstyp adult	Schwimmend	Admove_swimmer
	Kriechend	Admove_crawler
	Grabend	Admove_burrower
	Angeheftet	Admove_attached
	Demersal	Admove_demersal
Ernährungstyp adult	Surface deposit feeder	Feedhabit_SDF

¹⁰ <http://doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.813419>

¹¹ https://www.thuenen.de/media/institute/sf/Projektdateien/2055_-_CRANIMPACT/traits_ENDOFAUNA_by_species.pdf

Merkmalsgruppe	Kategorie	Kodierung
	(Weidegänger)	
	Sub-surface dep. Feeder (Substratfresser, Schlammwühler)	Feedhabit_SSDF
	Deposit feeder	Feedhabit_DF
	Suspension feeder (Filtrierer)	Feedhabit_SF
	Interface feeder (Strudler)	Feedhabit_IF
	Predator (Räuber)	Feedhabit_PR
	Grazer (Weidegänger)	Feedhabit_GR
	Parasite	Feedhabit_PA
Lebensdauer	Unter 1 Jahr	Adlong_lt1
	1-2 Jahre	Adlong_1_2
	3-10 Jahre	Adlong_3_10
	Mehr als 10 Jahre	Adlong_gr10
Körpergröße	Unter 1 cm	Sizeorgan_lt1cm
	1-2 cm	Sizeorgan_1_2cm
	2-10 cm	Sizeorgan_2_10cm
	11-20 cm	Sizeorgan_11_20cm

Tab. 2 Forts.)

2.4.2 Epifauna

Die Kodierung der *'traits'* der Epifauna wurde auf der Basis der von Neumann et al. [57] und Tillin et al. [31] durchgeführten Klassifizierung der Nordseefauna vorgenommen, ergänzt durch Angaben aus Clare et al. [58] (Cefas Database, siehe oben) und dem Webportal BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue (<http://www.marlin.ac.uk/biotic/biotic.php>). Die Abundanzen wurden dann analog zu den Epifaunanalysen jeweils mit den entsprechenden Faktoren aus dem Fuzzy-Coding multipliziert, danach transformiert und abweichend zur Endofaunaanalyse mittels Clusteranalyse bewertet [57,60]. Es wurden Merkmale ausgewählt, welche einerseits für alle gefundenen Arten bekannt waren und andererseits auf die Fragestellung und die Untersuchungsmethoden abgestimmt waren (Tabelle 3). Die multivariate Clusteranalyse war in diesem Fall möglich und sinnvoll, da im Gegensatz zur Endofaunaanalyse insgesamt 8 Merkmalsgruppen einbezogen werden konnten. Analog zur Endofauna sind alle Epifauna *'traits'* Daten als elektronisches Supplement¹² verfügbar.

¹² https://www.thuenen.de/media/institute/sf/Projektdateien/2055_-_CRANIMPACT/Traits_epifauna_suppl.pdf

Tabelle 3: Auflistung der Merkmale und entsprechenden Kategorien für die BTA der Epifauna.

Merkmalsgruppe	Kategorie
Bewegungstyp (adult)	Schwimmend Kriechend Grabend angeheftet (zeitlich begrenzt) angeheftet (permanent)
Gewohnheit	Röhrenförmig Höhlenbewohner Freilebend Angeheftet
Ernährungstyp	Detritusfresser Filtrierer / Suspensionsfresser Weidend Aasfresser Räuber
Lebensdauer	unter 2 Jahren 2-5 Jahre 5-10 Jahre mehr als 10 Jahre
Häufigkeit der Reproduktion	einmal jährlich jährlich (2 oder mehr) zweimal jährlich Tod nach der Fortpflanzung
Verbreitung	kein pelagisches Lebensstadium pelagisches Lebensstadium
Fragilität	Fragil mittel fragil Robust
Regeneration	Ja Nein

3 AP1 Gradientenanalyse

3.1 Einleitung/Theorie

Die Struktur und Funktion mariner Ökosysteme wird von natürlichen und anthropogenen Stressoren beeinflusst. Diese wirken auf unterschiedlichsten Zeitskalen, so dass sowohl kurzfristige als auch chronische Effekte in Lebensgemeinschaften zu erwarten sind [12]. Gradientenanalysen haben sich in der Vergangenheit zur Detektion chronischer Effekte bewährt, um so auch ohne experimentelle Manipulationen Langzeiteffekte nachweisen zu können. Prägende Beispiele sind Untersuchungen entlang

ästuariner Gradienten, z.B. das sog. Brackwasserminimum der Artenzahlen [in 61], oder entlang von Verschmutzungsgradienten, u.a. ist hier das Pearson-Rosenberg-Modell der Änderung benthischer Gemeinschaften bei organischer Verschmutzung zu nennen [62]. In hochdynamischen Sandhabitaten können anthropogen verursachte physikalische Störungen z.B. durch Fischerei u. U. nur schwache Effekte im Benthos auslösen, da die Artgemeinschaften an ausgeprägte natürliche Störungen angepasst sind und zudem lassen sich geringfügige Änderungen im Nahrungsgefüge des Ökosystems aufgrund von hoher natürlicher Variabilität nur schwer nachweisen [12,34]. Da meist Informationen zu der Struktur von Gemeinschaften vor Einsetzen der Fischerei fehlen, versucht man dieses Defizit methodisch durch Untersuchungen entlang von Gradienten zu ersetzen [14,63–65]. Sofern vollständig und langfristig ungestörte Referenzgebiete fehlen kann allerdings auch die Gradientenanalyse die chronischen Fischereieffekte nur unvollständig abbilden. Durch ein entsprechend angepasstes Untersuchungsdesign lassen sich allerdings auch die Auswirkungen multipler Einflussfaktoren und unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Skalen auf Benthos untersuchen, z.B. durch Verschmutzung und Fischerei [66].

Entlang eines Tiefengradienten gehen die Salzmarschen der heutigen Deichvorländer in eulitorale Schlick- und Sandwattflächen über, die über zum Teil weit verzweigte Priele und tiefe Gezeitenströme des Sublitorals be- und entwässert werden [67]. Die Flächen der Wattenmeer-Nationalparke setzen sich zu etwa gleichen Teilen aus eu- und sublitoralen Flächen zusammen, die aufgrund ihrer Exposition zu den vorherrschenden nordwestlichen Winden und Flusseinträgen in den drei Wattformen aufgeteilt werden, d.h. den offenen Watten (z.B. Meldorfer Bucht), den Buchten und Ästuarwatten und den Rückseitenwatten hinter den Inseln [68]. Hiervon wurden sowohl die offenen Wattformen im Sublitoral vor Borkum als auch die Prielsysteme der Rückseitenwatten in die vorliegende Gradientenanalyse einbezogen, jeweils mit den bereits angesprochenen Habitattypen der Sandrippelfelder mit und ohne *Lanice*-Besiedlung und Feinsandhabitate mit Schlickanteil.

Im Sublitoral des Wattenmeeres können Habitate strukturell anhand der von den Strömungen „sortierten“ Korngrößenverteilung voneinander unterschieden werden (Schlick, Feinsand, Mittelsand, Grobsand sowie uni- und bimodale Mischformen mehrerer Korngrößenklassen) [69]. Die Sublitoralflächen des Wattenmeeres bestehen zu über 95 Flächenprozent aus sandigen Sedimenten, den sog. Fein- und Mittelsanden [67]. Diese sand-dominierten Sublitoralflächen sind von Gezeitenrippeln gekennzeichnet, die vor allem vor den Seegatts mehrere Meter hoch werden können [67]. Dort, wo die Krabbenfischerei vorwiegend ausgeübt wird, herrschen flachere Sandrippel vor, die jedoch höchst instabil sind und tidenbedingt sehr hohe Umlagerungsraten aufweisen können [69].

Neben der Tidenenergie beeinflussen auch biogene Strukturen wie Muschelbänke, Seegraswiesen und Polychaetenrasen die Sedimentdynamik [70]. Zu den am weitesten verbreiteten und von der Fischerei genutzten biogenen Meeresbodenstrukturen gehören Rasen des Bäumchenröhrenwurms *Lanice conchilega*, eines röhrenbauenden Polychaeten. Diese Art ist im gesamten Nordseegebiet weit verbreitet und kommt in Tiefen bis zu 180 m regelmäßig vor [71]. Ausgedehnte Kartierungen aus dem STopP-Projekt [72] liegen für das schleswig-holsteinische Wattenmeer und das dortige Küstenvorfeld vor, u.a. vor Sylt [73]. Hohe Dichten

finden sich vor allem in der Deutschen Bucht und östlich der Dogger Bank [71,72]. Im Wattenmeer tritt *Lanice conchilega* sowohl im Eu- als auch im Sublitoral auf.

Die potentiellen Habitate von *L. conchilega* lassen sich durch drei Sedimentparameter charakterisieren: Median Korngrößen um 200 μm , sowie Obergrenzen für feine (ca. 20%) und grobe (ca. 20%) Sedimentanteile [72,74]. Dichten von bis zu 20 000 Ind m^{-2} wurden im Sublitoral beobachtet [75]. Die Struktur der *Lanice*-Rasen ist heterogen mit der Tendenz zu gleichmäßigerer Verteilung und höherer Dichte im Zentrum der Areale und größeren Abständen zwischen den besiedelten Flecken zu den Rändern hin [76].

Lanice conchilega verändert durch seine Röhrenbauten und die herausstehenden Röhrenkronen die Bodenstruktur, wodurch in solchen Aggregationen die Artenzahl und artspezifische Abundanz gegenüber der Umgebung erhöht sind [75]. Aufgrund dieser Funktion als Habitatbildner wurde diskutiert, *Lanice*-Rasen in die Kategorie der biogenen Riffe aufzunehmen [77]. Diese Klassifizierung ist jedoch strittig, da die Lebensspanne dieser Polychaeten relativ kurz ist [78] und die Strukturen daher bereits nach wenigen Jahren ohne neue Rekrutierung absterben. Hohe interannuelle räumliche Variabilität mit lokaler Auslöschung und auch Neubesiedlung wurde bei Heinrich et al. [79] im Bereich der Amrum Bank festgestellt. Infolge der sehr variablen Rekrutierung werden die Aggregationen dieser Art als ephemere eingestuft [75]. In kalten Wintern sterben große Teile der eu- und Teile der sublitoralen *Lanice*-Bestände ab, da die Art niedrige Temperaturen nicht verträgt [75,80].

Die bisherigen Ergebnisse zur Frage des Einflusses von Fanggeräten auf Habitatstrukturen mit *L. conchilega* sind uneinheitlich: Rabaut et al. [81] berichten über gezielte Einmalstörungen von eulitoraligen *Lanice*-Feldern mit einer 3 m-Baumkurre (Grundgeschirr nicht beschrieben), die vor allem zu Veränderungen bei zwei Arten der Begleitfauna (*Eumida sanguinea* und *Urothoe poseidonis*) geführt haben, gefolgt von einer schnellen Erholung (binnen 9 Tagen). Callaway et al. [76] berichten von massiven Rückgängen von *L. conchilega* infolge von Kulturarbeiten (Dredgenentnahme) in Beständen der Japanischen Teppichmuschel (*Venerupis (Ruditapes) philippinarum*) im Eulitoral und einer Wiederbesiedlung nach 1-2 Jahren. Im Gegensatz dazu finden Reiss et al. [66] beim Vergleich unterschiedlich intensiv befischter Flächen (basierend auf Daten des *vessel monitoring systems* (VMS)) in der Nordsee westlich von Helgoland erhöhte Dichten von *L. conchilega* in Flächen, die langfristig und intensiv mit schweren Plattfischkurren befischt wurden. Experimentell konnte gezeigt werden, dass die Bäumchenröhrenwürmer häufig so tief in ihren Röhren sitzen, dass sie von einem van Veen-Greifer nicht erfasst werden [80] und binnen 48 Stunden ihre Röhre komplett neu aufbauen können [82].

3.2 Material & Methoden

3.2.1 Untersuchungsgebiet

Alle Proben für die Gradientenanalyse wurden innerhalb des Zeitraums von 2019 bis 2021 erhoben. Karten der Probennahmestandorte finden sich in Abbildung Anhang 6 bis Abbildung Anhang 14. Folgende Stationen wurden beprobt: Dänisches Wattenmeer (DK1-DK5), Norderaue (NA1-NA3) und Süderaue (SA1-SA3) im schleswig-holsteinsichen Wattenmeer, Prielsysteme im niedersächsischen Rückseitenwatt (NDS05-NDS13) und im Küstenvorfeld vor Borkum (NDS01-NDS04). Zusätzlich wurden die experimentell nicht gestörten Proben aus den Kontrollflächen der experimentellen Teilflächen A, B, B2 aus der Lister Ley sowie C bei Norderney in die Gradientenanalyse einbezogen.

Eine Übersicht über Probenumfang und Beprobungszeiträume ist in Tabelle Anhang 3 wiedergegeben.

3.2.2 Abiotische Daten

3.2.2.1 Sediment

Begleitend zu der Endofaunabeprobung mit dem van Veen-Greifer wurde jeweils mindestens eine separate Greiferprobe mit dem van Veen-Greifer für die Sedimentanalyse genommen (siehe elektronisches Supplement¹³). Dabei wurde sowohl auf eine homogene Verteilung der beprobten Sedimentoberfläche im Greifer geachtet wie auch auf den Befüllungsgrad des van Veen-Greifers. Nach einer makroskopischen Bestimmung direkt an Bord, welche eine optische Beschreibung des Sediments beinhaltete, wurde zusätzlich die Sedimentoberfläche im Greifer mit mindestens einem Foto dokumentiert. Aus jedem geeigneten Greifer wurde eine Probe der oberen 2 cm der Sedimentoberfläche entnommen. Diese Probe wurde an Bord eingefroren und bis zur Aufarbeitung im Labor bei -20 °C gelagert.

Im Labor wurde jede Probe zunächst aufgetaut. Ein Auswaschen der Proben war nicht notwendig, da diese keine organischen Materialien aufwiesen, welche die Weiterbearbeitung im Labor hätten beeinflussen können. Nach der Homogenisierung wurden die Proben für 48 Std. bei 46°C in einem Trockenschrank getrocknet.

Die getrocknete Probe wurde gewogen und über ein 2 mm Sieb in zwei Fraktionen unterteilt. Die > 2 mm Fraktion, welche auf dem Sieb verblieben war, wurde in zwei weitere Fraktionen händisch unterteilt. Dabei wurde nach Sedimentresten (Kies und gröber) und organischen und biogenen Komponenten (z.B. Schill) getrennt. Daraufhin erfolgte ein weiteres Abwiegen der beiden Fraktionen. Das Absieben der Gesamtprobe über ein 2 mm Sieb war notwendig, da dies die Obergrenze des Messbereiches bei dem verwendeten Laser

¹³ https://www.thuenen.de/media/institute/sf/Projektdateien/2055_-_CRANIMPACT/STATID_sediment_data_suppl.pdf

Particle Sizer darstellt. Des Weiteren musste sichergestellt sein, dass das Unterprobengewicht bei ca. 2 g lag. Die < 2 mm Fraktion wurde mittels eines Rotationsteilers zu gleichen Teilen in mehrere Unterproben unterteilt. Durch die Bearbeitung mittels Rotationsteiler wurde sichergestellt, dass alle Unterproben eine homogene Verteilung der Korngrößen entsprechend der Gesamtprobe enthalten.

Alle Messungen zur Korngrößenbestimmung mittels Laser Particle Sizer (LPS) wurden in Anlehnung an das beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) verwendete Verfahren nach dem Standard Operation Protocol (SOP)¹⁴ durchgeführt. Dabei wird jeder Messvorgang durch die zuvor definierten SOPs festgelegt, um so einen standardisierten Messvorgang zu ermöglichen und identische Analysebedingungen bei jeder Probenmessung herzustellen. Der Laser Particle Sizer (LPS, Analysette 22 MicroTec plus der Firma Fritsch) ist ein Gerät zur Ermittlung der Partikelgrößenverteilung bei Feststoffen. Als Ergebnis zeigt der LPS eine Häufigkeitsverteilung mit den Prozentanteilen des gesamten Probenvolumens in Partikeln einer bestimmten Korngrößenklasse. Kenngrößen sind die Anteile kleiner einer bestimmten Partikelgröße (Q1, Q3-Werte in %) bzw. wieviel Prozent des gesamten Probenvolumens Partikeln ausmachen, die in einem bestimmten Größenintervall liegen (dQ3 in %). Dabei wurden die Größenintervalle nach den SOPs des BSH gewählt.

Für jede der genommenen Sedimentproben wurde eine Dreifach-Messung der Korngrößenverteilung durchgeführt. Die gemittelten Werte der Prozentanteile von Grobsand, Mittelsand und Feinsand sowie Ton/Silt-Gehalt sind in Tabelle 4 gelistet. Sedimentwerte für NDS12 wurden interpoliert aus den Werten für die Stationen C und NDS13.

3.2.2.2 Bestimmung der Fischereiintensität

Die Verteilung des Fischereiaufwands wurde aus Daten des *vessel monitoring systems* (VMS) in Kombination mit Fanginformationen aus Logbüchern ermittelt [83]. Jedem VMS-Datenpunkt wird ein Zeitstempel, eine Position und ein Geschwindigkeitswert zugeordnet. Diejenigen Datenpunkte, die als 'fischend' eingestuft werden und einen Fangwert haben, werden aus der Häufigkeitsverteilung der Geschwindigkeitswerte abgeleitet, da dieser Fischereityp nur in einem bestimmten Geschwindigkeitsbereich ausgeübt werden kann. Üblicherweise werden diese als „fischend“ eingestuften Datenpunkte im einem Kartenraster abgebildet, aber dieser Ansatz mit einem kartographischen Raster fester Kantenlänge von 1.5 km bis 3 km (*'gridded approach'*) kann kleinräumige Priele nicht adäquat abbilden. Naumann [84] entwickelte 4 alternative Methoden, um die Fischereiintensität in Prielsystemen zu beschreiben (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Die Methode 1 nimmt eine gleichförmige Verteilung der Fischereiintensität in den Konturen des ganzen Prieles als potentieller Fischereifläche an, während Methode 2 die tatsächlich genutzte Fläche von der potentiellen Fischereifläche

¹⁴ BLMP Quality Assurance Panel at the UBA, 2010: Prüfverfahren-SOP Sedimentansprache und Korngrößenverteilung (Testing Procedure SOP: Sediment Appraisal/designation and Grain Size Distribution); Federal Environment Agency.

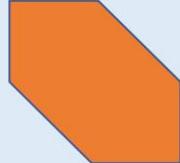
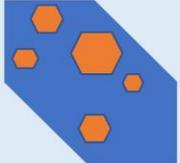
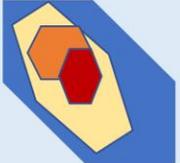
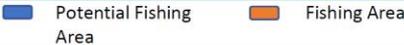
Methods				
Default	I	II	III	IV
	The fishing activity...			
Gridded approach → VMS Tools	-takes place within the entire potential fishing area.	-defines a subspace incorporating all fishing events. -takes place in part of the potential fishing area.	-defines a narrower subspace incorporating all fishing events clustered by density, scattered within the potential fishing area.	To be defined...
Even distribution; unrealistic	Even distribution; over-estimation	Even distribution in subspace; likely maximum	Uneven distribution in subspace; likely minimum	
				
				

Abbildung 4: Methoden zur Bestimmung des Fischereiaufwandes in Prielsystemen aus Naumann [84].

trennt und so in befischte (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.:** orangeroter Bereich) und unbefischte Bereiche (blauer Bereich) aufteilt. Die Fischereiintensität für die Gradientenanalyse wurde mit der von Naumann [84] leicht

abgewandelten Methode 2 ermittelt. Der befischte Bereich eines Prilabschnitts wird zunächst als topographische Punkthülle aller fischenden VMS-Datenpunkte bestimmt (*alpha-hull*) und die Anzahl der VMS-Datenpunkte gezählt und durch die Größe der Fläche dividiert, um die Fischereiintensität pro Fläche und Zeitraum zu erhalten (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). VMS-Signale werden mit einer Frequenz von 2 h gesendet. Entsprechend den Vorgaben aus Fock [83] wird daher jedem VMS-Signal ein Zeitwert von 2 h zugeordnet. Dargestellt wird die Fischereiintensität als Aufwand pro Zeit, d.h. Stunden fischend pro Jahr und Quadratkilometer ($h\ a^{-1}\ km^{-2}$). Zur Ermittlung eines zugehörigen Wertes der Fischereiintensität zu einer Benthosprobe wurden die Probennahmestandorte in die topographischen Punkthüllen einbezogen und ihnen die entsprechenden Werten der Fischereiintensität für den jeweiligen Prilabschnitt zugewiesen.

Zur Ermittlung eines Referenzwertes für die Fischereiintensität gegen die faunistischen Kennwerte wird eine logistische Regression angewandt, jeweils mit einem Unsicherheitsbereich von 1 VMS-Signal

(Standardabweichung=2 h) und 2 VMS-Signalen für den Wert der jährlichen Fischereiintensität (Standardabweichung =4h) pro Station [85]. Die logistische Regression bestimmt die Wahrscheinlichkeit, dass ein binär kodiertes Ereignis eintreten kann. Der Referenzwert ist dann erreicht, wenn eine Eintrittswahrscheinlichkeit von 50 % oder mehr für das Ereignis erreicht wird.

Der in der Literatur verwendete Index für die Fischereiintensität, die sog. überstrichene Fläche oder '*swept area ratio*' (SAR) kann aus der Fischereiintensität in Stunden fischend pro Jahr und Quadratkilometer ($\text{h a}^{-1} \text{km}^{-2}$) durch Multiplikation mit der normalen Fanggeschwindigkeit und der Gerätebreite errechnet werden. Der entsprechende Anteil, der auf den Unterboden wirkt, kann proportional aus dem '*subsurface impact*'-Wert aus dem BENTHIS-Projekt berechnet werden (ergeben dann die '*subsurface sweeps*'). Die hier verwendeten Parameter waren 2.5 kn für die Trawlgeschwindigkeit, 18 m für die Breite des Fanggeschirrs mit 2 Kurren zu je 9 m und ein Faktor 0.5 für den '*subsurface impact*', siehe Eigaard et al. [6].

3.2.2.3 Räumliche Verteilung des Fischereiaufwands am Beispiel des Prielsystems bei Norderney

Mit der Methode 4 nach Naumann [84] kann innerhalb der befischten Fläche differenziert werden nach geringer, mittlerer und hoher Fischereiintensität (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Diese Methode wird verwendet, um einmalig im Prielsystem bei Norderney die Verteilung der Fischerei exemplarisch zu beschreiben und durch Beobachtungen zu validieren.

Naumann [84] bezifferte die potentielle Fischereifläche im Prielsystem zwischen Norderney und Juist auf 26.5 km^2 und umfasste damit alle Flächen auf einem Tiefenniveau von -1 m Seekartennull (SKN) und tiefer (Abbildung 5). In der Tiefenzone von SKN bis -1 m SKN konnten keine Fischereievents festgestellt werden, diese wurde daher aus der Berechnung herausgenommen. In der Methode 2 zur Ermittlung der Fischereiintensität (siehe Kapitel 3.2.2.2) mit dem konservativ eingestellten Randparameter $\alpha=0.15$ fallen dann 20.94 km^2 oder 79 % der potentiellen Fischereifläche als genutzte Fischereifläche an. Mit einem enger eingestellten Randparameter $\alpha=0.05$ verringert sich die genutzte Fischereifläche auf 45 %, wurde aber als unrealistisch angesehen [84]. Im hierarchisch abgestuften Modell 4 entfielen mit einem Randparameter $\alpha=0.15$ wiederum 22 % auf die unbefischte Fläche ($=5.87 \text{ km}^2$, leicht veränderter Zuschnitt der Polygone) und weitere 43 % ($=11.4 \text{ km}^2$) auf eine gering befischte Fläche mit einer Fischereiintensität von $33.51 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$. Im verbleibenden Flächenanteil von 35 % traten dann mittlere bis hohe Fischereiintensitäten von 103 bzw. $624 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ auf.

Insgesamt zeigt diese beispielhafte Analyse für das Prielsystem in Norderney, dass die Verteilung des Fischereiaufwands im Prielsystem heterogen war und sowohl unbefischte als auch leicht, mittel und stark befischte Abschnitte umfasste (Abbildung 5).

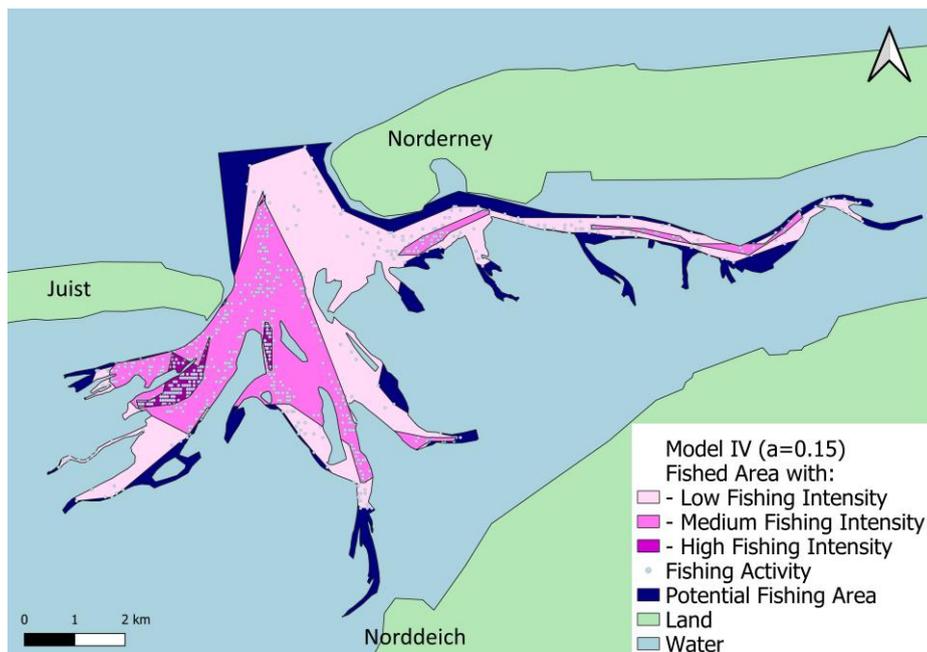


Abbildung 5 : Darstellung der räumlichen Verteilung des Fischereiaufwands im Prielsystem bei Norderney nach Naumann's Modell 4 und einem Randparameter $\alpha=0.15$.

3.2.2.4 Externe Modelldaten aus der EasyGSH Projektdatenbank

Neben der Korngrößenanalyse mit dem Lasergranulometer (siehe Abschnitt 3.2.2.1) wurden die folgenden sedimentologischen Kenndaten aus der Projektdatenbank EasyGSH extrahiert¹⁵ [86]: Median der Korngrößenverteilung und morphologischer Raum. Morphologischer Raum ist ein Langzeitindikator für die Auswirkungen von Extremereignissen auf die Topographie und kann als ein Maß für die Lagestabilität bzw. Umlagerungsintensität des Sediments angesehen werden. Ein niedriger Wert zeigt an, dass Höhenänderungen zwischen den einzelnen Aufnahmen der Bathymetrien des Untersuchungsgebietes eher stetig waren (zum Beispiel ein langsames Aufsedimentieren der Watten), ein hoher Wert weist auf kurzfristige und große Differenzen zwischen den einzelnen Zeitschritten hin (zum Beispiel eine Erosion durch ein schnell wanderndes Rinnensystem). Gemessen wird der morphologische Raum in kumulierten absoluten Höhenänderungen pro Zeit, d.h. m pro Zeitintervall 1996-2016, hier umgerechnet auf eine mittlere jährliche Rate. Reineck [68] gibt für das Prielsystem im Rückseitenwatt bei Wangerooge Umlagerungsintensitäten von bis zu 1 m pro Dekade an. Ebenso sprechen Bartholomä & Flemming [70] von durch natürliche Sedimentumlagerung verursachter sogenannter 'Inselwanderung' z.B. für Spiekeroog. Higelke [87] weist in gleicher Weise eine erhebliche

¹⁵ <https://mdi-de.baw.de/easygsh/index.html#download>

Morphodynamik im Sylter Tidebecken nach, wobei die Änderungsintensität im Zeitraum 1950 bis 1990 gegenüber dem Zeitraum vor 1950 abgenommen hat.

Zusätzlich zu den sedimentologischen Parametern wurde auch die Wassertiefe aus dem topographischen EasyGSH-Modell als standardisierte tidenkorrigierte Wassertiefe verwendet. Die Werte sind mit den gemessenen unkorrigierten Stationswassertiefen der einzelnen Kampagnen hoch korreliert ($r=0.91$). Die Benutzung der Modelldaten war notwendig, da tidenkorrigierte Wassertiefen bis auf die Stationen in der Lister Ley (A, B und B2) nicht eingemessen werden konnten.

Als Eingangsparameter für die Berechnung der natürlichen Störung und Sedimentdynamik wurden Werte für die Bodenschubspannung aus der Projektdatenbank EasyGSH pro Station extrahiert¹⁶ [86]: Median der maximalen effektiven Bodenschubspannung 2016 bei Flut, 95%-Percentile der maximalen effektiven Bodenschubspannung bei Flut und mittlere effektive Bodenschubspannung, jeweils pro Tide als Jahresmittelwert 2016. Die Flutwerte sind jeweils etwas höher als die Kennwerte für die Ebbphase [68]. Werte für den Zeitraum nach 2016 liegen im EasyGSH nicht vor, so dass die extrahierten Werte als klimatologisches Mittel und repräsentativ für die aktuelle Situation angenommen werden.

3.2.2.5 Berechnung der natürlichen Störung

Als natürliche Störung wird der Übergang von Partikeln aus der Sedimentoberfläche in Bewegung und Resuspension definiert. Für den Zweck dieser Untersuchung unterteilen wir daher die komplexe Sedimentdynamik in 2 Prozesse (siehe Zusammenfassung [88]):

1. Die Ablagerungsdynamik (auch als morphologischer Raum bezeichnet; Abbildung 5), die durch den mittleren Zustand der Strömungsdynamik beeinflusst wird und die Sortierung in unterschiedliche Sedimenttypen herruft
2. Die durch Strömungsspitzen hervorgerufene Remobilisierung der Sedimente als natürlicher Störung.

Der Sedimenttyp ist mit entscheidend für die Mobilisierungsdynamik, d.h. kohäsive Sedimente mit einem hohen Schlickanteil reagieren träger als sandige Sedimente. Der Grenzwert hierfür liegt bei 15% Schlickanteil [89] und wird in CRANIMPACT lediglich bei 5 von 28 Stationen erreicht und wird auch dort nur geringfügig, im Maximalfall um 9% überschritten (DK1 mit 20%, DK5 mit 24%, NDS06, 15.1%, und DK5, 15.2%, sowie SA3 mit 18%), so dass vereinfachend alle vorliegenden Sedimente als sandige Sedimente betrachtet werden. Typische makroskopische Indikatoren für natürliche Störung sind u.a. die Entstehung von Strömungsrippeln [90]. Die Rippelgröße ist mit der Korngrößenzusammensetzung korreliert, d.h. größere Rippel sind mit Grobsandhabitaten korreliert, kleinere Rippel mit feinsandigem Substrat [68].

¹⁶ <https://mdi-de.baw.de/easygsh/index.html#download>

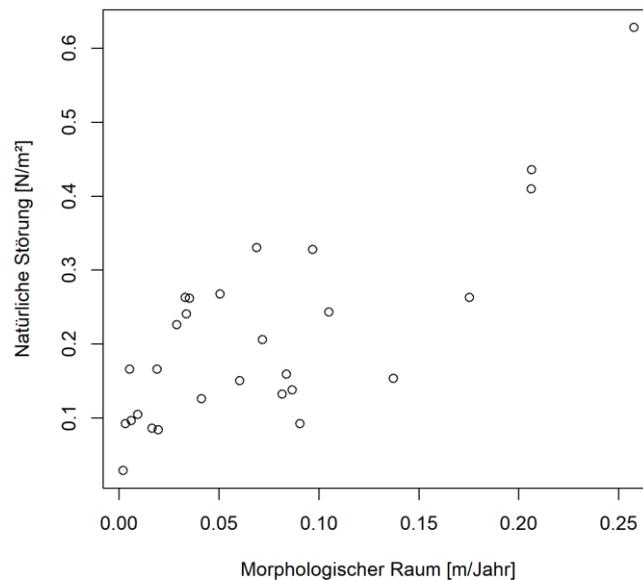


Abbildung 6: Beziehung zwischen natürlicher Störung und morphologischem Raum (Ablagerungsdynamik) an den für die Gradientenanalyse ausgewählten Stationen. Natürliche Störung berechnet auf Basis der interpolierten Korngröße aus der EasyGSH-Datenbank.

Natürliche Störung wird hier als Differenz zwischen dem effektiven und dem kritischen Shields-Parameter berechnet, in den neben der Korngröße auch die maximale Bodenschubspannung eingeht [91, Formeln A47-A50]. Damit weicht die Berechnung von der im STopP-Projekt [72] angewandten Methodik ab, die allein die 95%-Perzentile der Schubspannung verwendet. Bei der Berechnung der natürlichen Störung wird jeweils angegeben, ob der Median der interpolierten Korngrößenverteilung aus dem EasyGSH-Datensatz oder der *in-situ* gemessenen Median der Korngrößenverteilung verwendet wurde. Die Sedimentdichte wird mit 1.7 g/cm^3 angenommen. Die natürliche Störung in N/m^2 ist mit der Lagestabilität korreliert (Abbildung 6).

3.2.3 Faunistische Daten

Die Grundlagen der Endofaunaanalyse sind im Abschnitt 2.2 beschrieben. Zusätzlich werden nachfolgende Arbeiten speziell für die Gradientenanalyse durchgeführt.

3.2.3.1 Bestimmung der Populationsstruktur von *Lanice conchilega*

Um die Populationsstruktur von *Lanice conchilega* zu erfassen, werden Messungen der Thoraxbreite auf Höhe der Mitte des Brustschildes durchgeführt. Thoraxbreiten unter 1 mm können diesjährigen Populationen oder Nullgruppen zugeordnet werden [92]. Die Ansiedlung juveniler Tiere erfolgt oft an den Röhren von Adulten [92], aber auch frei im Substrat durch Larvenfall [80]. Ebenso ist Advektion von Adulten durch starken horizontalen Transport möglich [93]. Felder von *Lanice conchilega* unterliegen meist einer mehrjährigen Dynamik und bilden aufgrund der assoziierten Fauna [75] ein gewisses Climaxstadium [94].

Mögliche Beziehungen zwischen Fischereiintensität und der Abundanz von *Eumida* spp. in *L. conchilega*-Habitaten [81], werden ebenfalls untersucht (siehe 3.4.4).

3.2.3.2 Diversität

Die faunistische Diversität wird als Artenzahl und als Margalef-Diversität untersucht. Die Artenzahl ist abhängig vom Probenumfang [95] und wird daher auf eine Einzelprobe mit 0.1 m² Oberfläche (= pro Greiferprobe) bezogen. Die Margalef-Diversität ist ein wesentlicher Index im Bewertungsrahmen der Oslo-Paris-Konvention (OSPAR) zur Bewertung der benthischen Habitate der Nordsee nach der Meeresstrategierahmenrichtlinie (MSRL), hier für die Deskriptoren 6.1 und 6.2¹⁷. Die Berechnung der Margalef-Diversität und die Berechnung der Abhängigkeit beider Indices vom Fischereieinfluss auf den Meeresboden ('*subsurface sweeps per year*') erfolgt wie bei van Loon et al. [85] beschrieben, allerdings ohne eine Normierung der Werte, da ein Referenzwert für das Wattenmeer nicht vorliegt.

3.2.3.3 Multivariate Analysen

Zur Typisierung der Endofauna wurde eine SIMPROF-Clusteranalyse durchgeführt, um die Anzahl signifikanter Cluster zu identifizieren [96,97]. Die signifikanten Untergruppen werden dann beschreibend zusammengefaßt und die Summenparameter Abundanz, Biomasse und Artenzahl für jedes Cluster bestimmt.

Zur weiteren Analyse wurde eine zweidimensionale Ordination angewandt, um auch die Wechselwirkungen mit den Umweltparametern abzubilden. Es ist grundsätzlich zwischen erzwungener und freier Ordination zu unterscheiden. Bei der freien Ordination ('*unconstrained ordination*') gibt es *a priori* keine Hypothese in Bezug auf die Datenstruktur, so dass sie gemäß der Verteilung von Variabilität im Datensatz dargestellt wird. Bei der erzwungenen Ordination geht man davon aus, dass eine Prediktor-Matrix die Datenstruktur bestimmt. Anderson & Willis [98] schlagen daher folgerichtig vor, jeweils immer eine freie und eine erzwungene Ordination zu zeigen, und empfehlen eine '*Canonical Analysis of Principal Coordinates*' (dbrda im R-package *vegan*)[99] als erzwungener Ordination, verknüpft mit einer '*Principal Coordinates Analysis*

¹⁷ <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/condition-of-benthic-habitat-defining-communities/subtidal-habitats-southern-north-sea/>

(PCoA=MDS)' als freier Analyse [100]. Letztere wird sowohl mit dem Bray-Curtis als auch dem alternativen Gower-Abstand gerechnet. Die *dbrda*-Methode ist bei relativ kurzen Umweltgradienten gegenüber der Kanonischen Korrespondenz-Analyse (CCA) zu bevorzugen. Wegen der hohen Varianz der Artabundanz (i.d.R. folgen die Varianzen dem Quadrat des Mittelwertes) wird in der *dbrda*-Methode der modifizierte Gower-Abstand verwendet, da dieser eine angemessene logarithmische Transformation durchführt, gemeinsame Nullstellen im Datensatz nicht als Ähnlichkeit interpretiert und mit dem hohen Mittelwert-Varianz Verhältnis umgehen kann [101]. Zur Bewertung der Modelle wird neben dem Anteil erklärter Varianz auch das Akaike-Informationskriterium herangezogen (AIC). Je kleiner der AIC-Wert, desto wahrscheinlicher ist es, dass die Daten durch das Modell erklärt werden können.

Eine CCA wurde verwendet, um die Affinität der einzelnen Arten zu den Modellparametern zu ermitteln (siehe Kapitel 7.1.5).

3.3 Ergebnisse Umweltvariablen

3.3.1 Sedimente

Fein-, Mittel- und Grobsandhabitats sind die vorherrschenden Biotoptypen im Sublitoral des Wattenmeeres [102]. Daneben liegen biogene Strukturen in Form von Muschelbänken (z.B. durch Pazifische Auster oder Miesmuschel) und *Lanice*-Siedlungen vor. Aus der Sedimentzusammensetzung der Stationen der Gradientenanalyse lassen sich 3 Habitattypen ableiten, die in Teilen mit der faunistischen Besiedlungsstruktur übereinstimmen (siehe Abschnitt **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**):

- (1) Fein-, Mittel und Grobsandhabitats (EUNIS mariner Habitattyp MA5.2). Auf diesen Habitattyp entfallen 22 von 28 Stationen (Tabelle 1Tabelle 4).
- (2) Schlickiger Sand / *muddy sand* mit einem Feinanteil < 63 µm von über 10 % nach Folk [103]. Dieser Typ umfasst 6 Stationen: DK1, DK4, SA3, NDS05, NDS06, NDS13. Von diesen 6 Stationen mit schllickigem Sand lassen sich 4 dem Habitattyp EUNIS MB3237 (auch A5.137) zuordnen, d.h. *Lanice*-Feldern mit der kennzeichnenden Art *L. conchilega* ('Dense *Lanice conchilega* and other polychaetes in Atlantic tide-swept infralittoral sand and mixed gravelly sand'). Durch die bodennahe Strömungsberuhigung an den Kronen der Wohnröhren ist die Sedimentationsrate von Feinsubstrat in *Lanice*-Feldern höher, daher auch der in diesem Habitattyp erhöhte Schlickanteil [102]. Dies betrifft DK1, NDS05, NDS06, NDS13.
- (3) EUNIS mariner Habitattyp¹⁸ MB5235 (auch A5.241) bezeichnet als '*Echinocardium cordatum* and *Ensis* spp. in Atlantic infralittoral slightly muddy fine sand', der durch eine typische Besiedlung mit der Schwertmuschel *Ensis leei* gekennzeichnet ist [102]. Dieser Typ wurde nur bei Station DK5 identifiziert.

¹⁸ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification-1>

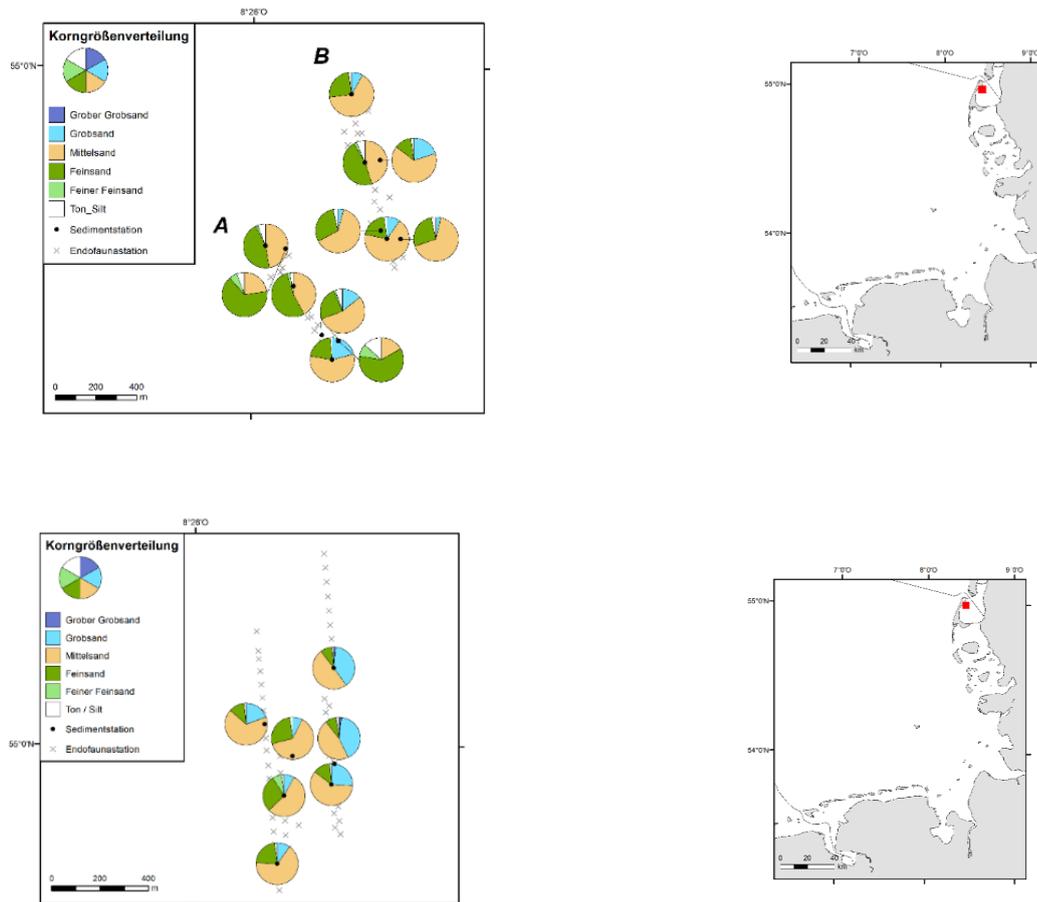


Abbildung 7: Korngrößenverteilung (Fraktion <2 mm) an den Stationen in der Lister Ley (A) Flächen A, B und (B) Fläche B2. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

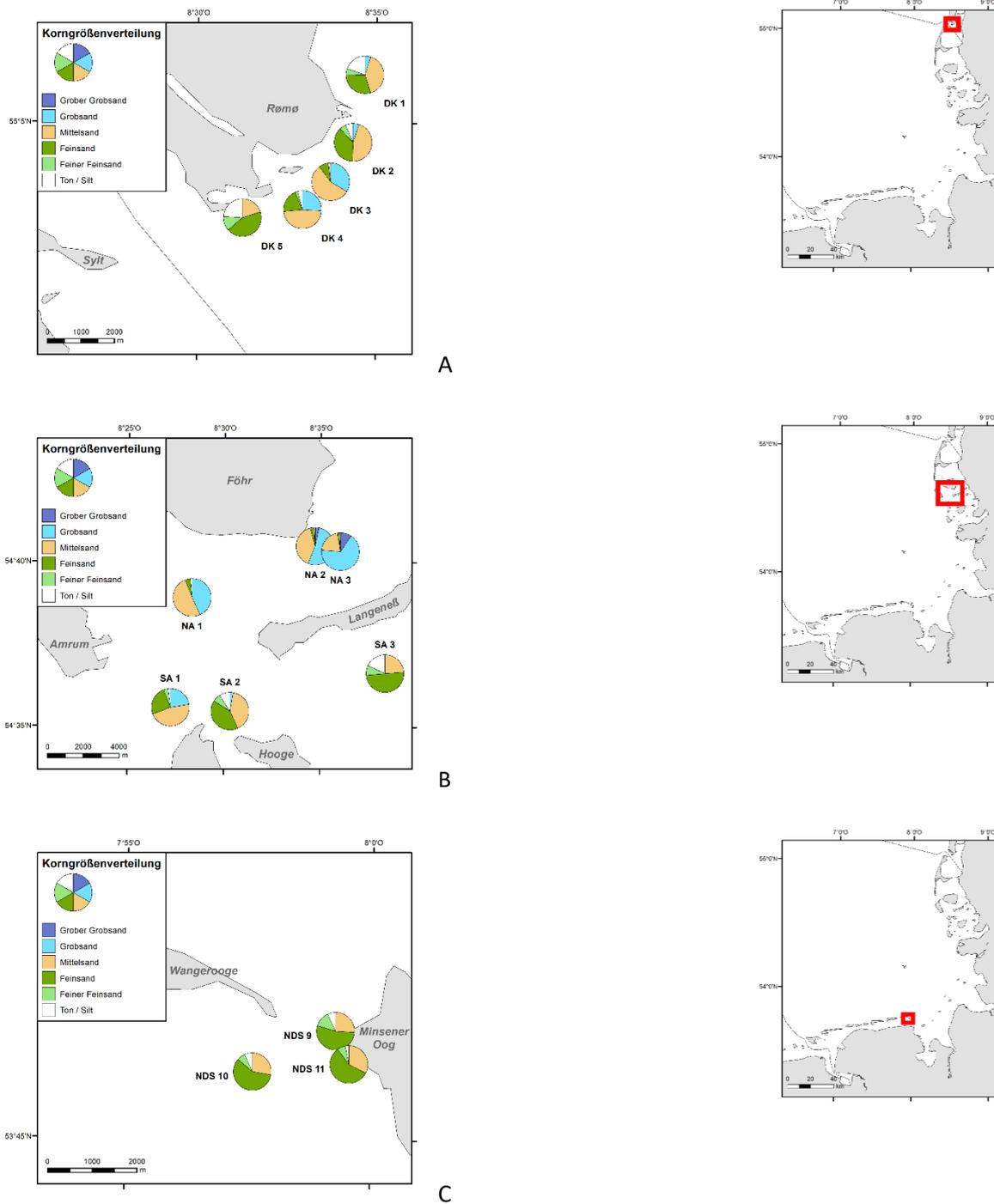


Abbildung 8: Korngrößenverteilung (Fraktion <2 mm) an den Stationen (A) im dänischen Wattenmeer (DK 1–5) südwestlich von Rømø, (B) in der Norder- und Süderaue und (C) in der Blauen Balje. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

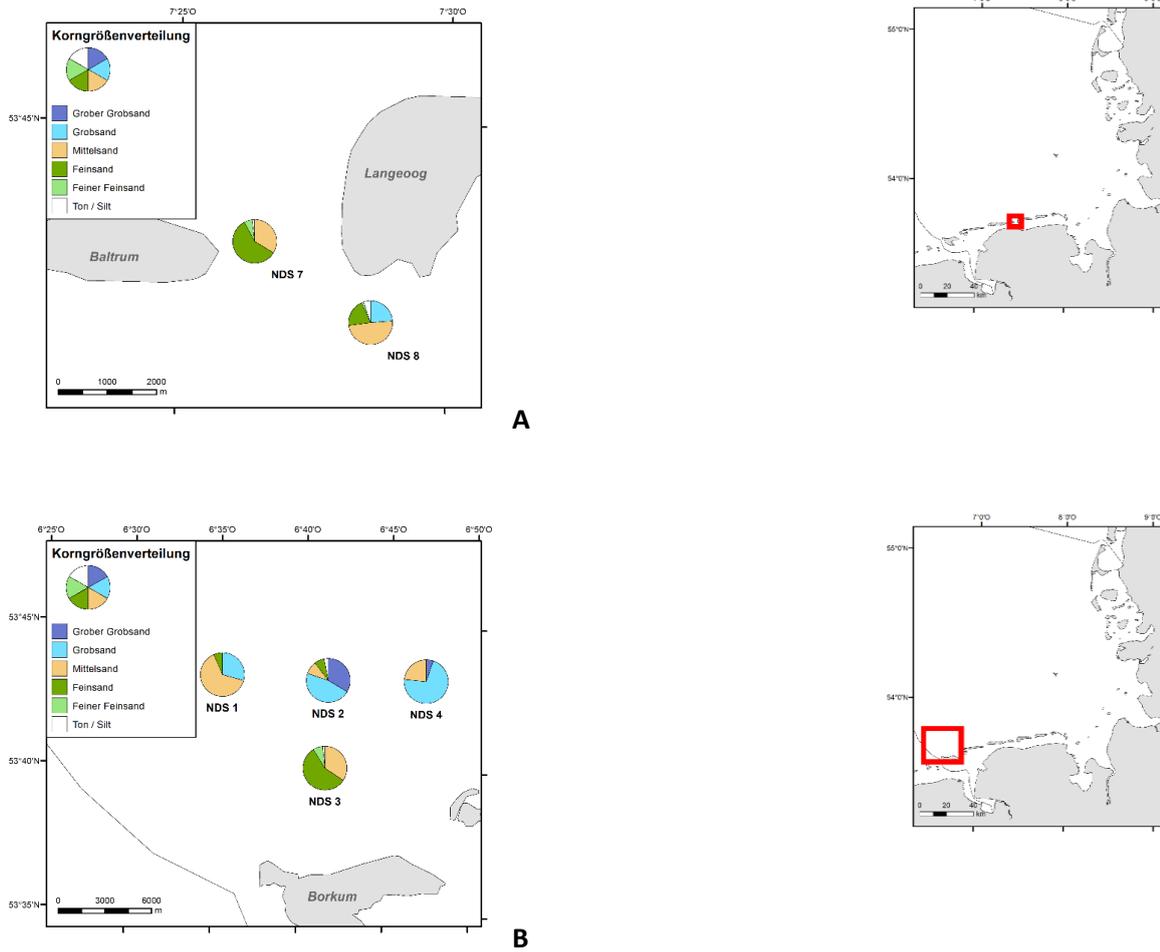


Abbildung 9: (A) Korngrößenverteilung (Fraktion <2 mm) an den Stationen (A) in der Accumer Ee (NDS 07–08) und (B) nördlich (offshore) von Borkum (NDS 01–04). KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

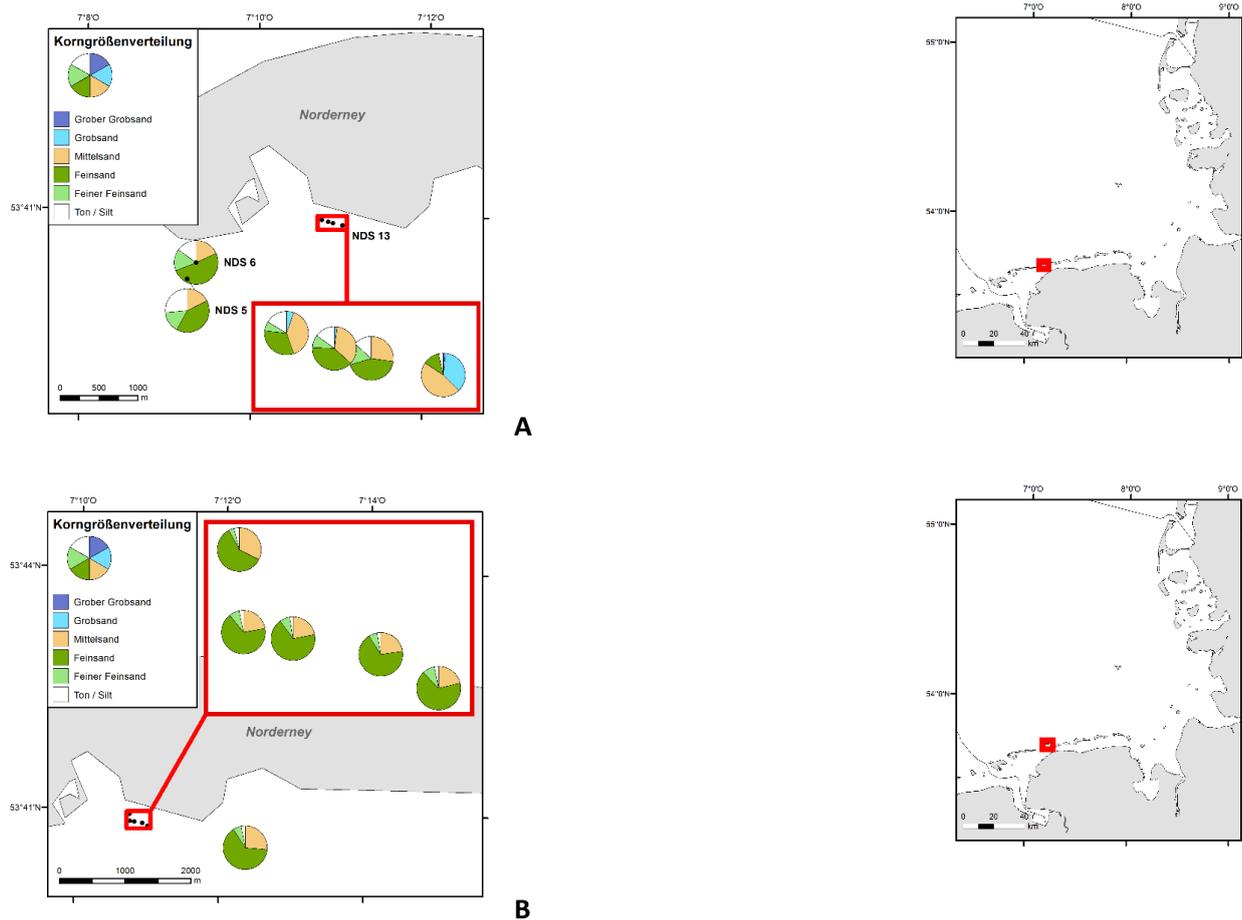


Abbildung 10: Korngrößenverteilung (Fraktion <2 mm) (A) an den Stationen NDS05, NDS06 und NDS13 südlich von Norderney und (B) in Fläche C südlich von Norderney. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

3.3.2 Fischereiintensität und natürliche Störung

Neben der Fischereiintensität aus der VMS-Analyse (Tabelle 4) wurden die Sedimentzusammensetzung aus der GRADISTAT Analyse, Wassertiefe, natürliche Störung sowie der morphologische Raum aus der EasyGSH-Datenbank betrachtet. Die durchschnittliche Wassertiefe war 9.35 m an den dänischen Stationen, 10.44 m an den Stationen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer und 8.17 m an den Stationen im niedersächsischen Prielsystem (NDS05-NDS13). Im Sublitoral vor Borkum stieg die Wassertiefe auf durchschnittlich 16.2 m an, wobei die Wassertiefe an der Station NDS03 mit 6.7 m besonders gering war.

Station NDS09 in der Blauen Balje wies mit 26 cm/a Umlagerungsintensität und 0.63 N/m² natürlicher Störung die größte Werte auf, gefolgt von Station NDS07 in der Accumer Ee mit 21 cm/a und 0.44 N/m² und

Tabelle 4 : Sedimentzusammensetzung, Fischereiintensität und natürliche Störung für die Stationen in der Gradientenanalyse.

Station	Korngröße D50 gemessen [µm]	Korngröße D50 EASYGSH [µm]	Anteil Grobsand [prop.]	Anteil Mittelsand [prop.]	Anteil Feinsand [prop.]	Anteil Ton/Silt [prop.]	Tiefe EASYGSH [m]	Natürliche Störung [N/m ²]	Morpho- logischer Raum [cm/a]	Fischerei- Intensität [h a ⁻¹ km ⁻²]
Dänemark										
DK1	150	207	0.05	0.40	0.35	0.20	-8.427	0.166	0.005	0
DK2	242	316	0.05	0.46	0.43	0.07	-10.552	0.086	0.017	0
DK3	419	235	0.34	0.56	0.08	0.02	-14.466	0.226	0.029	0
DK4	348	327	0.26	0.47	0.22	0.04	-8.753	0.029	0.002	0
DK5	104	188	0.00	0.20	0.56	0.24	-10.006	0.138	0.087	0
Schleswig-Holstein										
A	261	145	0.12	0.40	0.38	0.06	-9.221	0.409	0.206	6.80
B	317	257	0.07	0.62	0.28	0.02	-10.517	0.330	0.069	6.80
B2	386	314	0.26	0.56	0.16	0.02	-10.231	0.263	0.033	6.16
NA1	463	268	0.44	0.50	0.05	0.02	-11.831	0.243	0.105	9.68
NA2	524	504	0.56	0.40	0.03	0.01	-7.220	0.132	0.082	9.68
NA3	642	513	0.76	0.21	0.02	0.01	-7.842	0.159	0.084	9.68
SA1	328	232	0.23	0.46	0.29	0.02	-11.685	0.328	0.097	14.85
SA2	219	275	0.03	0.41	0.48	0.09	-8.506	0.150	0.060	14.85
SA3	123	208	0.00	0.24	0.58	0.18	-7.181	0.126	0.041	14.85
Niedersachsen										
C	196	273	0.05	0.35	0.57	0.03	-12.539	0.206	0.072	18.67
NDS01	620	268	0.75	0.23	0.01	0.01	-19.400	0.092	0.003	19.70
NDS02	213	205	0.00	0.34	0.64	0.03	-21.405	0.097	0.006	47.94
NDS03	685	163	0.79	0.10	0.08	0.02	-6.469	0.105	0.009	86.07
NDS04	415	344	0.30	0.63	0.06	0.04	-16.809	0.084	0.020	43.09
NDS05	161	194	0.00	0.25	0.60	0.15	-7.442	0.262	0.035	100.15
NDS06	146	234	0.00	0.18	0.67	0.15	-11.397	0.268	0.050	98.33
NDS07	213	160	0.00	0.34	0.64	0.02	-6.852	0.435	0.207	58.08
NDS08	341	301	0.24	0.49	0.22	0.05	-8.605	0.166	0.019	58.08
NDS09	184	154	0.00	0.26	0.67	0.07	-5.470	0.628	0.258	50.13
NDS10	197	163	0.00	0.28	0.66	0.07	-2.679	0.240	0.034	50.13
NDS11	208	162	0.00	0.33	0.64	0.03	-9.945	0.154	0.137	50.13
NDS12	230	141	0.08	0.36	0.48	0.08	-3.665	0.092	0.091	18.67
NDS13	261	250	0.11	0.37	0.40	0.12	-13.205	0.263	0.175	18.67

Station A in der Lister Ley mit 21 cm/a und 0.41 N/m². Die dänischen Stationen wiesen mit durchschnittlich 0.13 N/m² deutlich weniger natürliche Störung auf als die schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Stationen mit jeweils durchschnittlich 0.24 N/m² und 0.21 N/m².

Bei der Fischereiintensität lässt sich eine Dreiteilung feststellen: Während die dänischen Stationen mit 0 h a⁻¹ km⁻² und die schleswig-holsteinischen Stationen mit 10.37 h a⁻¹ km⁻² relativ niedrige Werte aufwiesen,

liegen die Werte im niedersächsischen Wattenmeer mit durchschnittlich $49.64 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ am höchsten. Der insgesamt höchste Wert wurde an der Station NDS05 gemessen mit $100.15 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ im Jahr 2020.

Die Fischereiintensität an den Stationen DK1-DK5 wird entsprechend des langjährigen Fischereiverbots mit $0 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ angenommen. Hinweise auf Verstöße (siehe hierzu auch Kapitel 1.3 Untersuchungsgebiete & Habitattypen), die u.a. aus VMS-Analysen im Rahmen eines Audits des *Marine-Stewardship-Council* (MSC)¹⁹ abgeleitet wurden, lassen sich weder aus den vorgelegten Analyseergebnissen noch aus anderen Quellen und Untersuchungen, die in CRANIMPACT durchgeführt wurden, belegen oder zurückweisen. Für CRANIMPACT wurde daher davon ausgegangen, dass das langjährige Fischeriverbot in dem Gebiet umgesetzt und von den dänischen Behörden kontrolliert wurde. Im Kapitel 3.5.4 wird dies vor dem Hintergrund der bestehenden gesetzlichen Bestimmungen ausführlich diskutiert und in Form einer Sensitivitätsanalyse in Abschnitt 3.4.3. weiter untersucht.

3.4 Ergebnisse Endofauna

3.4.1 Abundanzen, Biomasse und Zusammensetzung der Artgemeinschaften

209 Taxa sind in die Endofauna-Analyse eingegangen (Tabelle Anhang 1). Im Vergleich dazu liegen für die Epifauna/das Hyperbenthos 134 z.T. generische Taxa vor (Tabelle Anhang 2). Die Epifauna/das Hyperbenthos aus den van Veen-Greiferproben wurde nicht in die Analysen einbezogen, da der Greifer wegen der starken horizontalen Austauschprozesse und/oder der Abhängigkeit von sporadisch vorhandenem Hartsubstraten keine repräsentativen Daten liefert.

¹⁹ https://fisheries.msc.org/en/fisheries/north-sea-brown-shrimp/@assessment-documentsets?assessment_step=Surveillance+Audit&documentset_name=Surveillance+report&assessment_id=FA-03070&phase_name=Ongoing+surveillance&start_date=2022-09-12

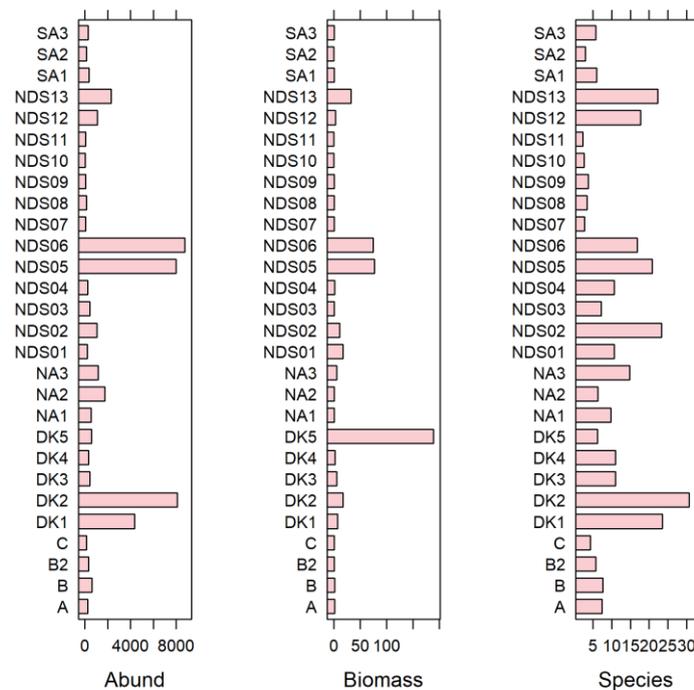


Abbildung 11 Summenparameter pro Station für Abundanz [n m⁻²], Biomasse [g AFTG m⁻²] und Artenzahl S für Endofauna [S 0.1 m⁻²]. Stationen im dänischen Wattenmeer DK1-DK5, Norderaue (NA1-NA3), Süderau (SA1-SA3), im Prielsystem im niedersächsischen Rückseitenwatt (NDS05-NDS13) und im Küstenvorfeld vor Borkum (NDS01-NDS04) sowie die experimentellen Teilflächen A, B, B2 aus der Lister Ley sowie C bei Norderney.

Die Verteilung der Summenparameter für die Endofauna (Abbildung 11) zeigt, dass die Stationen im dänischen Fischereiverbotsgebiet Römö Dyb (DK1-5) durch einige Besonderheiten aufweisen. DK5 als *Ensis*-Bank wies mit 189 g AFTG m⁻² z.B. den insgesamt höchsten Biomassenwert auf und DK1 und DK2 waren durch die höchsten Artanzahlen gekennzeichnet. Auch bei den Abundanzwerten wiesen die Stationen NDS06, NDS05 die höchsten Werte auf, jedoch direkt gefolgt von DK1 und DK2 mit nur geringfügig niedrigeren Werten. Die relativ hohen Biomassenwerte bei NDS05 und NDS06 in Kombination mit den höchsten Abundanzwerten deuten im Vergleich zur niedrigen Abundanz und höchster Biomasse bei DK5 auf besonders kleine Individuen bei NDS05 und NDS06 und große Individuen bei DK5 hin. Auch im Vergleich zu DK1 und DK2 mit relativ hoher Abundanz und mittlerer bis niedriger Biomasse kehrt sich dieses Bild auf kurze Distanz innerhalb des Priels im unbefischten Referenzgebiet um.

Die eindimensionale SIMPROF-Clusteranalyse (Abbildung Anhang 15) liefert 7 Zuordnungen, die nachfolgend als Subassoziationsstypen in Bezug auf Zusammensetzung und Fischereiintensität jeweils mit den Assoziationscharakterarten *Bathyporeia* spp. und *Lanice conchilega* zusammengefasst werden²⁰. *Lanice*-Felder mit der kennzeichnenden Art *L. conchilega* ('Dense *Lanice conchilega* and other polychaetes in Atlantic tide-swept infralittoral sand and mixed gravelly sand') entsprechen auch dem Habitattyp EUNIS MB3237 (auch A5.137). Durch die Besiedlung mit *Bathyporeia* spp. und *Nephtys* spp. entsprechen diese Sandhabitats auch dem Typ EUNIS MB5233 ('*Nephtys cirrosa* and *Bathyporeia* spp. in Atlantic infralittoral sand'). DK5 erfüllt auch die Kriterien als EUNIS mariner Habitattyp²¹ MB5235 (auch A5.241) '*Echinocardium cordatum* and *Ensis* spp. in Atlantic infralittoral slightly muddy fine sand', der durch eine typische Besiedlung mit der Schwertmuschel *Ensis leei* gekennzeichnet ist [102].

Die Stationen DK1 und DK2 aus dem Fischereiverbotsgebiet werden der Kategorie 'low-fishing-effort' zugeordnet, da sie in ihrer Artzusammensetzung dem Cluster entsprechen, das auch gering befischte Stationen mit *Lanice* als Charakterart umfasst. Die Station DK3 wird aus dem gleichen Grund dem Cluster „*Bathyporeia_core*“ zugeordnet, das auch befischte Stationen enthält. Die beiden Stationen DK4 und DK5 lassen sich aufgrund anderer Habitatcharakteristika (höherer Schlickanteil, *Ensis*) nicht in die anderen Cluster einordnen:

- *Lanice_low* fishing effort - DK1, DK2, NA3
- *Lanice_high* fishing effort - NDS02, NDS05, NDS06, NDS12, NDS13
- *Bathyporeia_core* - A, B, B2, C, DK3
- DK4 - DK4
- DK5 - DK5
- *Bathyporeia_low* fishing effort - NA1, NA2, SA1, SA2, SA3
- *Bathyporeia_high* fishing effort - NDS01, NDS04, NDS07, NDS08, NDS09, NDS10, NDS11, NDS03

Damit weicht die Zuordnung zu faunistischen Assoziationsstypen leicht von der sedimentologischen Habitattypisierung ab, insbesondere in Bezug auf denjenigen *Lanice*-Assoziationsstyp, der mit einem geringeren Schlickanteil einhergeht: DK2, NA3, NDS02.

Die Typisierung als *Bathyporeia_core*-Assoziation als Hauptassoziationsstyp bezieht sich auf Reiss & Kröncke [104], die eine typische Prielgemeinschaft mit den kennzeichnenden Arten *Bathyporeia pelagica*, *Spio martinensis* und *Scoloplos armiger* agg. beschreiben.

DK5 wies die höchsten Biomassewerte auf (Tabelle 5). Die durchschnittliche Abundanz war hingegen in den *Lanice*-Assoziationen besonders hoch und in beiden Unterassoziationsstypen etwa gleich, während die Biomasse

²⁰ Zur Diskussion der Begriffe 'Assoziation' und 'Subassoziation' siehe Remane [72]. Subassoziationsstypen enthalten den gleichen Artenbestand wie die Hauptassoziationsstypen, jedoch mit unterschiedlicher Abundanz und Dominanz.

²¹ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification-1>

Tabelle 5 Summenparameter pro Assoziationstyp und Fischereiintensität

Assoziationstyp	Mittlere Abundanz [n/m ²]	Mittlere Biomasse [g AFTG/m ²]	Mittlere Artenzahl [S/0.1 m ²]
<i>Bathyporeia_core</i>	339.9 ± 189	1.8 ± 1.9	7.3 ± 2.5
<i>Bathyporeia_low</i> fish. Effort	614.0 ± 655	0.4 ± 0.25	6.2 ± 2.4
<i>Bathyporeia_high</i> fish. Effort	152.0 ± 131	2.6 ± 5.8	5.5 ± 3.6
<i>Lanice_low</i> fish. Effort	4548.3 ± 3471	9.9 ± 6.6	23.3 ± 8.2
<i>Lanice_high</i> fish. effort	4235.0 ± 3814	39.5 ± 34.7	20.3 ± 2.8
DK4*	311.7 ± 146	2.1 ± 2.6	11.0 ± 2.6
DK5*	578.3 ± 367	189.0 ± 109	6.3 ± 3.8

Alle Werte mit Standardabweichung angegeben.

* Standardabweichung innerhalb einer Station, ansonsten zwischen Stationen errechnet

gemessen als aschefreies Trockengewicht (AFTG) im Assoziationstyp mit hoher Fischereiintensität signifikant höher war (39.5 g AFTG m⁻²) als im Typ mit niedriger Fischereiintensität (9.9 g AFTG m⁻²) (Permutativonstest auf 57 Greiferproben p=0.031).

Die Artenzahlen sind als Mittelwert im Vergleich der Unter-Assoziationen jeweils leicht unterschiedlich (Tabelle 5). Jedoch entlang eines Gradienten der Fischereiintensität ist keiner dieser Unterschiede mit p<0.05 als signifikant zu bewerten, was auch für die Margalef-Diversität zutrifft (Unter-Assoziationen jeweils kombiniert) (Abbildung Anhang 18).

Während DK5 durch die Schwertmuschel *Ensis leei* dominiert war, kann DK4 als Übergang zwischen den *Bathyporeia*- und den *Lanice*-Assoziationen verstanden werden. Bemerkenswert ist hierbei, dass *Bathyporeia* spp. hier nicht gefunden wurde, während die höchsten durchschnittlichen Abundanzwerte für die räuberischen Polychäten *Nephtys cirrosa* und *N. hombergii* auftraten (Tabelle 6).

Ähnlich wie bei den *Lanice*-Assoziationen nimmt bei den *Bathyporeia*-Assoziationen die mittlere Biomasse von 0.4 – 1.8 g AFTG m⁻² auf 2.6 g AFTG m⁻² mit hoher Fischereiintensität zu, während in gleichem Maße die Abundanz abnimmt. Dies kann aufgrund der hohen Standardabweichungen lediglich als Tendenz gewertet werden.

Auf Artniveau zeigt sich ein Abundanzrückgang bei *Bathyporeia* spp. jeweils von *core/low fishing effort*- zu *high fishing effort*-Assoziationen (Tabelle 6: Mittlere Artabundanzwerte [n m⁻²] pro Assoziationstyp). Hierbei sinkt die Abundanz für *B. sarsi* auf Null, während relativ kleine Werte in den *high fishing effort*-Assoziationen für *B. pelagica* und *B. elegans* zu verzeichnen sind.

Bei den Muschelarten *Limecola balthica* und *Macomangulus tenuis* ist der Trend nicht eindeutig. Während *L. balthica* in den *Bathyporeia*-Assoziationen bei höherer Fischereiintensität niedrigere Werte aufweist, hat sie in den *Lanice*-Assoziationen bei höherer Fischereiintensität höhere Werte. Bei *Macomangulus tenuis* indes erfolgt von *low fishing effort*- zu *high fishing effort*-Assoziationen ein Abundanzrückgang.

Bei räuberischen Polychäten nehmen die Abundanzen mit höherer Fischereiintensität zu. Dies gilt besonders für *Nephtys cirrosa* und *Magelona johnstoni*. Beide Arten erreichen in der *Bathyporeia_high fishing effort*-Assoziation die höchsten Abundanzwerte, während *N. caeca* den höchsten Wert in der *Lanice_high fishing effort*-Assoziation erreicht.

Nicht-räuberische Polychäten nehmen von *low fishing effort*- zu *high fishing effort*-Assoziationen ab: *Spio martinensis*, *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger*. Den höchsten durchschnittlichen Abundanzwert erreicht *S. martinensis* an der Station DK4 im Fischereiverbotsgebiet, die auffälligerweise keine Amphipoden der Gattung *Bathyporeia* enthielt.

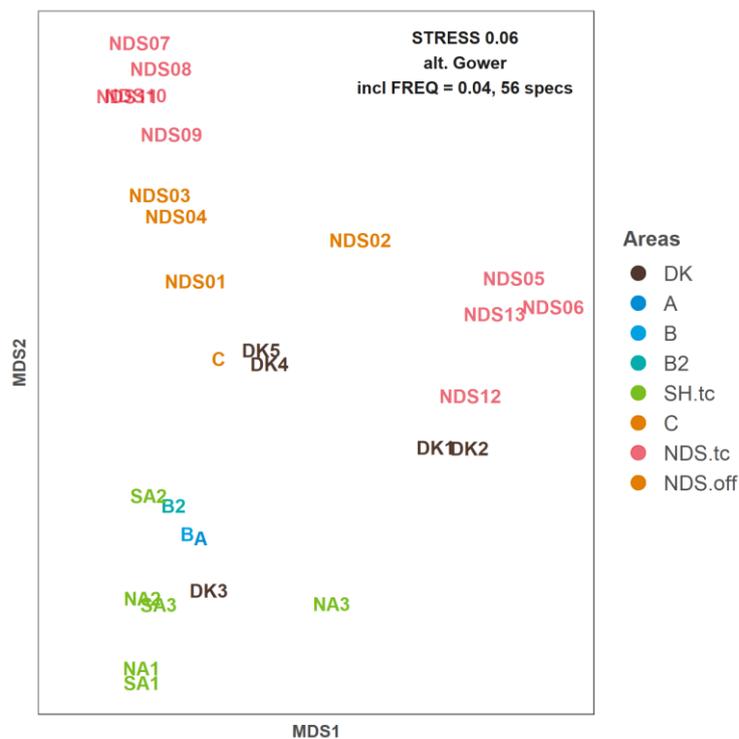


Abbildung 12 : Freie Ordination (MDS) der 28 Stationen der Gradientenanalyse auf der Basis von 56 Arten. Stationen im dänischen Wattenmeer DK1-DK5, Norderaue (NA1-NA3), Süderaue (SA1-SA3), im Prielsystem im niedersächsischen Rückseitenwatt (NDS05-NDS13) und im Küstenvorfeld vor Borkum (NDS01-NDS04) sowie die experimentellen Teilflächen A, B, B2 aus der Lister Ley sowie C bei Norderney. Geographische Zuordnung bei den NDS-Stationen - .tc – Prielsysteme (*tidal channels*) und .off – Stationen im Küstenvorfeld (*offshore*)

Tabelle 6: Mittlere Artabundanzwerte [$n\ m^{-2}$] pro Assoziationstyp

TAXON		<i>Bathyporeia</i> _core	<i>Bathyporeia</i> _low fishing _effort	<i>Bathyporeia</i> _high fishing _ef- fort	<i>Lanice</i> _low fishing _effort	<i>Lanice</i> _high fishing _ef- fort	DK4	DK5
<i>Bathyporeia elegans</i>	Crust., Amphipoda	4.44	130.80	14.78	24.38	0	0	0
<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda	97.92	177.60	0	60.01	0.25	0	0
<i>Bathyporeia sarsi</i>	Crust., Amphipoda	79.12	100.80	0	2.50	0	0	0
<i>Capitella capitata</i> agg.	Annel., Polychaeta	3.31	7.60	0.43	118.75	16.50	0	130
<i>Ensis leei</i>	Moll., Bivalvia	0.11	9.60	2.17	3.13	14.00	0	356.67
<i>Eteone longa</i>	Annel., Polychaeta	2.08	0.80	0	31.25	7.50	11.67	0
<i>Lanice conchilega</i>	Annel., Polychaeta	0.11	0	0.65	211.25	2252.25	15.00	0
<i>Limecola balthica</i>	Moll., Bivalvia	2.71	0.80	0.87	0	8.75	5.00	6.67
<i>Macomangulus tenuis</i>	Moll., Bivalvia	3.49	0	0.65	3.75	0.50	3.33	6.67
<i>Magelona johnstoni</i>	Annel., Polychaeta	1.51	0.40	36.30	0	1.00	0	0
<i>Magelona mirabilis</i>	Annel., Polychaeta	5.49	2.40	3.04	0	0.50	1.67	0
<i>Nephtys caeca</i>	Annel., Polychaeta	1.48	0.80	1.09	2.50	18.25	3.33	0
<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel., Polychaeta	14.47	10.40	31.74	7.50	8.50	41.67	3.33
<i>Nephtys hombergii</i>	Annel., Polychaeta	6.37	0	3.26	19.38	3.00	20	3.33
<i>Pygospio elegans</i>	Annel., Polychaeta	0.70	0.40	0.22	1365.00	39.00	0	23.33
<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel., Polychaeta	23.10	14.00	5.43	203.13	144.25	30	1.67
<i>Spio martinensis</i>	Annel., Polychaeta	26.69	7.60	1.09	60.63	4.50	88.33	6.67

3.4.2 Größenverteilung *Lanice conchilega*

Nach Callaway [92] und van Hoey [105] lassen sich juvenile von adulten *L. conchilega* anhand einer Thoraxbreite von ca.1 mm trennen. Die juvenilen Individuen können über einen Zeitraum von 12 Monaten dann zu einer Thoraxbreite von > 4 mm aufwachsen [105] und so eine Lebensdauer von 12 bis 15 Monaten erreichen. Juvenile siedeln sich bevorzugt in Feldern mit Adulten an. Ergebnisse von Coates et al. [106] deuten an, dass Neuansiedlungen und Rekrutierung in unbefischten Bereichen schneller vor sich gehen können.

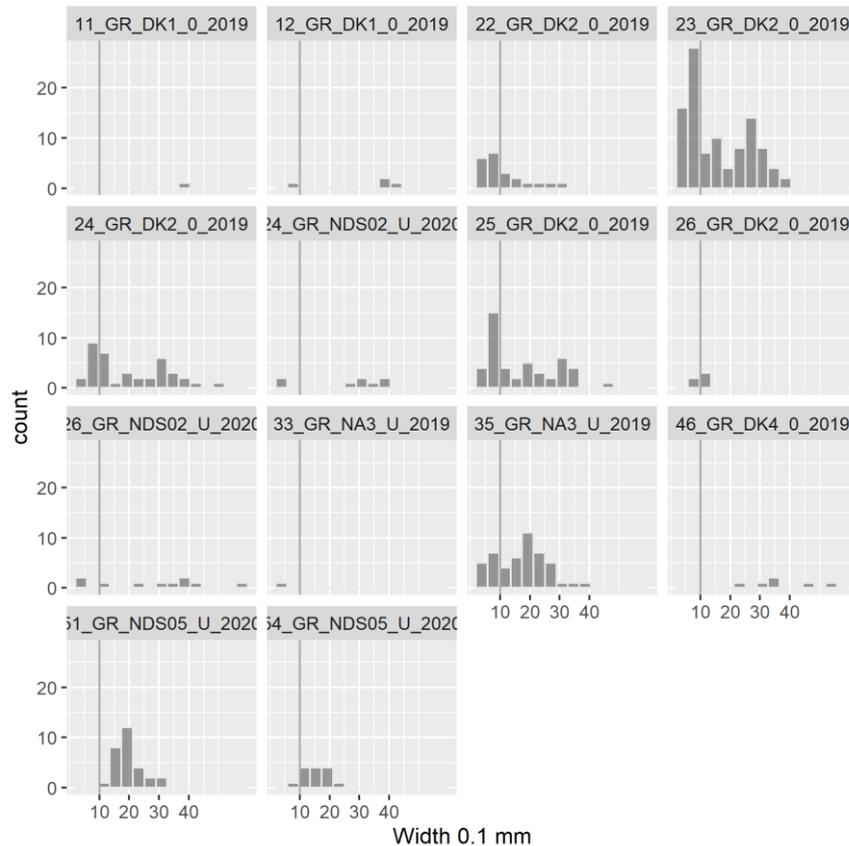


Abbildung 13 : Größenverteilung von *L. conchilega* an ausgewählten Stationen. Die Werte sind nicht hochgerechnet auf die Abundanz an der jeweiligen Station. 10 Einheiten = 1 mm.

In 14 Proben sind die biologischen Parameter für *L. conchilega* vermessen worden. Die Auswertung (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) zeigt das Vorhandensein von persistenten Ansammlungen mit adulten und juvenilen Tieren in 12 Proben. Lediglich in 2 Proben, nämlich der Norderaue (33_GR_NA3_U_2019) und der Station im dänischen Wattenmeer DK2, Probe 26 (26_GR_DK2_0_2019) traten ausschließlich juvenile Individuen < 1 mm Thoraxbreite auf. Adulte traten sowohl an den Stationen im Fischereiverbotsgebiet (DK1, DK2, DK4) als auch befischten Stationen (NA3, NDS02, NDS05) auf.

L. conchilega verfügt über 3 jahreszeitliche Vermehrungsphasen. In den Größenverteilungen sind an den Stationen DK2 (Proben 23, 24 und 25) 3 Kohorten zu erkennen, jeweils mit Modalwerten der Thoraxbreite von ca. 0.7, 2 und 3 mm. Dies deutet auf eine regelmäßige Wiederansiedlung juveniler Individuen hin. An den befischten Stationen NA3, NDS02, und NDS05 sind die einzelnen Kohorten weniger stark ausgeprägt, ebenso an der Station DK2, Probe 22 und DK4, Probe 46.

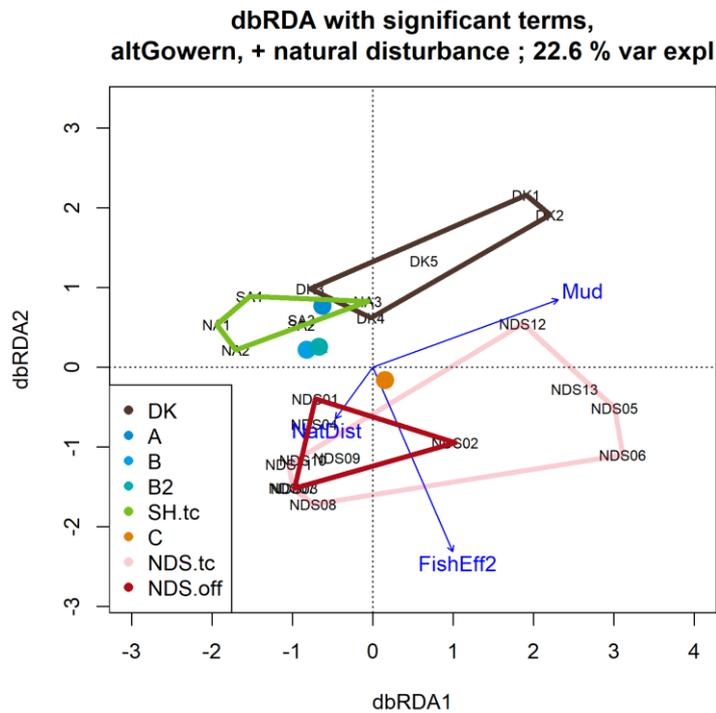


Abbildung 14 : Analyse der Wechselwirkungen zwischen faunistischer Gemeinschaftsstruktur und 3 Umweltfaktoren.

3.4.3 Umweltfaktoren und Sensitivitätsanalyse

Die erzwungene Ordination mittels einer Redundanzanalyse liefert ein von der freien Ordination deutlich abweichendes Bild (Abbildung 14). Dies betrifft vor allem die Stationen im Fischereriverbotsgebiet, d.h. DK1-DK5, und der damit verbundenen Aufteilung der Assoziationstypen.

Die Anordnung der Stationen lässt sich in geografische Gruppen einteilen, besser noch als in der freien Ordination (Abbildung 12). Hierbei sind die Stationen im nordfriesischen und dänischen Wattenmeer in einem Band angeordnet, während die Stationen im niedersächsischen Wattenmeer in einem zweiten Band erscheinen. Die Referenzstationen im Fischereiverbotsgebiet DK3 und DK4 sind hierbei den Stationen der Lister ley und der Norder- und Süderaue stärker zugeordnet als in der freien Ordination (Abbildung 12), während DK5 mit der hohen Besiedlungsdichte von *Ensis* sp. alleinstehend ist. Die abiotischen Hauptachsen dieser Anordnung werden durch den Schlickgehalt (Mud) und die Fischereiintensität (FishEff2) gebildet. Die Stationen im niedersächsischen Wattenmeer liegen hierbei auf der positiven Seite der Fischereiintensität, während die Stationen im nordfriesischen und dänischen Wattenmeer auf der negativen Seite liegen. Dies bedeutet, dass der Effekt der Fischereiintensität in der erstgenannten Gruppe über dem Durchschnittswert liegt, während der Effekt in der zweiten Gruppe unter dem Durchschnitt liegt.

Die Aufteilung der Assoziationstypen erfolgt durch den Faktor Schlickgehalt. Die *Lanice*-Assoziationen sind hierbei positiv affin zum Schlickgehalt, während die *Bathyporeia*-Assoziationen negativ mit dem

Schlickgehalt verbunden sind. Die nahezu rechtwinklige Anordnung der beiden Faktorenachsen für Schlickgehalt und Fischereiintensität zeigt, dass sie praktisch nicht miteinander korreliert sind. Dies lässt auf einen additiven Effekt dieser beiden Größen schließen. Dies lässt sich besonders gut am Beispiel der Stationen mit *Lanice*-Besiedlung DK1 und DK2, NDS12 und NDS13 sowie NDS05 und NDS06 belegen. Alle Stationen verfügen über einen Schlickgehalt, jedoch liegt dieser bei DK2 höher als bei DK1, und bei den anderen Stationen NDS12 geringer als NDS13 und NDS13 wiederum geringer als NDS05/NDS06. Entsprechend liegen die Stationen mit höherem Schlickgehalt bei höheren Werten für den Faktor 'Schlickanteil'. Für den Faktor 'FishEff2' sind DK1 und DK2 unbefischt, also negativ, während NDS05 und NDS06 die höchsten Werte für die Fischereiintensität aufweisen.

Das Fehlen einer Korrelation zwischen Schlickanteil und Fischereiintensität trägt wesentlich zum Verständnis der natürlichen Störung bei, die hier als dritter Faktor explizit miteinbezogen ist. Bezugnehmend auf Abschnitt 3.2.2.5 wird die natürliche Störung als Differenz zwischen der kritischen Schubspannung, die die jeweilige Sedimentkomposition miteinschließt, und der maximalen Schubspannung berechnet. Da die Sedimentzusammensetzung das Resultat der natürlichen mittleren Hydrodynamik ist, muss die natürliche Störung also negativ mit dem Schlickgehalt korreliert sein – je stärker die Strömungsdynamik, desto geringer die Wahrscheinlichkeit, dass feines Sediment sich absetzt. Da die natürliche Störung ähnliche Effekte wie die Fischerei ausübt, d.h. Resuspension von Sediment und Störung der oberen Bodenschicht, sollte sie in der erzwungenen Ordination gleichgerichtet zur Fischereiintensität wirken und lässt sich in der Analyse nicht sauber von der Fischereiintensität differenzieren.

Die Modelldiagnostik zeigt, dass das Modell mit dem morphologischen Raum eine um 0.2 % besser erklärte Varianz aufweist als das Modell mit der natürlichen Störung, ebenso ist der AIC um 0.2 besser (Tabelle 7). Beim AIC geht man davon aus, dass ein signifikanter Unterschied zwischen Modellen bei einer Differenz > 3 besteht. Mit der Differenz von 0.2 AIC kann man mithilfe der '*Akaike-weights*' errechnen, dass das Modell mit dem morphologischen Raum eine 1.25-fache bessere Erklärung der Daten liefert als das Alternativmodell [107]. Gleichwohl sind natürliche Störung und morphologischer Raum jeweils nicht signifikant. Signifikante Parameter sind Fischereiintensität und Schlickgehalt (Anteil Ton/Silt). Insgesamt erklären die Umweltvariablen nur 22.6 bis 22.8 % der Variabilität der benthischen Assoziationen, je nachdem ob natürliche Störung oder morphologischer Raum verwendet wurde. Über 75 % der Variabilität müssen anderen Faktoren und biologischen Interaktionen und Rekrutierungseffekten zwischen den Beprobungsjahren zugeschrieben werden. Interannuelle Variabilität erklärt auch die geringe Verbesserung des AIC von 83.1 im Modell ohne Umweltvariablen auf maximal 81.9, also 1.2 Punkte, im Modell mit ausgewählten Umweltvariablen. Letztlich wird auch in den Unterschieden zwischen den Darstellungen der freien und der erzwungenen Ordination die begrenzte Abbildung der Gesamtvariabilität in der erzwungenen Ordination deutlich, d.h. ein gutes Erklärungsmodell in der erzwungenen Ordination müsste der Abbildung der freien Ordination sehr ähnlich sein.

Ein weiterer Unsicherheitsfaktor in den Ergebnissen ist die Frage, inwieweit die normative Annahme, dass die Fischereiverbotszone zu 100% eingehalten wurde, korrekt ist. Aus den vorliegenden Satellitendaten lässt sich dies weder mit 100% Sicherheit bestätigen noch ausschließen (siehe Kapitel 1.3). Nimmt man an, dass

Tabelle 7 : Modelldiagnostik in der Redundanzanalyse für Arten mit einer Gesamtfrequenz > 0.03

Modell	Mit natürlicher Störung			Mit morphologischem Raum		
	Erklärte Varianz durch Umweltfaktoren		AIC	Erklärte Varianz durch Umweltfaktoren		AIC
Keine Umweltfaktoren		0 %	83.1		0 %	83.1
Ton/Silt, Fischerei und nat. Störung/morph. Raum	Gesamtmodell	22.6 %	P=0.004	Gesamtmodell	22.8 %	P=0.001
	Ton/Silt	10.3 %	P=0.007	Ton/Silt	10.3 %	P=0.006
	Fischerei	8.9 %	P=0.014	Fischerei	8.9 %	P=0.010
	Nat. Störung	3.4 %	P=0.304	Morph. Raum	3.6 %	P=0.231

auf den Stationen DK1-DK5 tatsächlich gegen das Fischereiverbot verstoßen wurde und substituiert man die Fischereiintensität in der Sensitivitätsanalyse mit angenommenen $10 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$, zeigt die Modelldiagnostik ein leicht schlechteres Modell mit 22.1 % erklärter Variabilität (Abbildung Anhang 19) gegenüber dem Originalmodell mit 22.6 % (Abbildung 14). Die fischereilich erklärte Varianz sinkt in der Sensitivitätsanalyse geringfügig von 8.9 % auf 8.7 % (Tabelle Anhang 5). Nimmt man einen Wert von $25 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ oder $50 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ für DK1-DK5 an, sinkt die erklärte Varianz in der Modelldiagnostik auf 21.8 % bzw. auf 21.3%. Damit zeigt das Originalmodell in Tabelle 7 das Maximum an durch Fischereiintensität erklärte faunistische Varianz an.

3.4.4 Affinität der Endofauna und Verschiebung der biologischen Merkmale

Die in CRANIMPACT beobachtete Resilienz gegenüber geringer Fischereiintensität auf Gemeinschaftsebene kann durch die Anpassung an die natürliche Störung erklärt werden, da beide Faktoren teilweise ähnliche Wirkmechanismen haben, d.h. beide – natürliche Störung und Fischereiintensität - sind als Faktoren positiv miteinander korreliert, wie aus Abbildung 14 hervorgeht. Obwohl die natürliche Störung als Faktor nicht signifikant war, liefert sie dennoch einen wichtigen Erklärungsansatz zur Wirkungsweise der Fischerei (siehe dazu Abschnitt 3.4.3), wenn man eine ähnliche Beziehung auf Artniveau zugrundelegt. Auch hier kann auf eine positive Korrelation zwischen der Affinität zur Fischereiintensität einerseits und der Affinität zur natürlichen Störung andererseits geschlossen werden. Hierzu werden nachfolgend Vergleiche innerhalb einer Gattung oder bei morphologisch ähnlichen Artenpaaren durchgeführt (Tabelle Anhang 4), um hinsichtlich der funktionalen Diversität vergleichbare Organismen zu haben.

Wenn man die 4 *Nephtys*-Arten vergleicht, dann kann man bei den von der Morphologie und Körpergröße ähnlichen Arten *N. hombergii*, *N. caeca* nach *N. cirrosa* eine Abfolge erkennen: Die leicht positive Affinität von *N. cirrosa* zur Fischereiintensität erklärt sich durch die gestiegene Affinität zur natürlichen Störung in der Reihenfolge von *N. hombergii*, *N. caeca* nach *N. cirrosa* (Abbildung 15, rote Verbindungslinie). Umgekehrt weisen die beiden Arten mit niedriger Affinität zur natürlichen Störung auch eine niedrige Affinität zur Fischereiintensität auf. Bei *N. kersivalensis* (roter Punkt), die eine höhere Affinität zur natürlichen Störung

aufweist und eine geringere gegenüber der Fischereiintensität als die vorgenannten 3 Arten, kommt allerdings zusätzlich das biologische Merkmal Körpergröße zum Tragen: mit 40 mm maximaler Körpergröße ist sie viel kleiner als die 3 vorgenannten Arten. Damit erscheint sie ähnlich angepasst an das Leben in hochdynamischen Sänden wie die *Bathyporeia*-Arten, die eine ähnliche Affinität gegenüber Fischerei aufweisen. Die höchsten Abundanzwerte erreichte *N. kersivalensis* an den Stationen im Fischereiverbotsgebiet im dänischen Wattenmeer und bei relativ geringer Fischereiintensität in der Lister Ley.

Bei den Amphipoden der Gattung *Bathyporeia* zeigt sich der gleiche positive Zusammenhang zwischen der Affinität zur natürlichen Störung und der zur Fischereiintensität: Mit steigender Affinität zur natürlichen Störung steigt auch die Affinität zur Fischereiintensität, d.h. zwischen *B. elegans* und *B. guilliamsoniana* im Vergleich zu *B. sarsi* und *B. pelagica* (graue Linie). Ein Gleiches gilt für das Artenpaar *Pontocrates altamarinus* und *Urothoe poseidonis*, die sich morphologisch außerordentlich ähnlich sind (blaue Linie). Bei den gattungsgleichen Paaren *Polydora ciliata* und *P. cornuta* und *Capitella minima* und *C. capitata* agg. ist es ebenso zu finden.

Bei *Eumida* spp. zeigt sich die höhere Empfindlichkeit von *E. sanguinea* besonders in Hinblick auf die natürliche Störung, während *E. bahusiensis* positiv affin zur Fischereiintensität und nur noch leicht negativ zur natürlichen Störung ist und damit den Werten von *Lanice conchilega* sehr nahe kommt, in deren Feldern diese Art als Räuber lebt. Dies kann als Bestätigung der These von Rabaut et al. [81] gelten, dass *E. sanguinea* empfindlich auf die Fischerei in *Lanice*-Feldern reagiert. *E. sanguinea* kommt darüberhinaus auch im Eulitoral vor, wo die Studien von Rabaut et al. (ebd.) durchgeführt worden sind.

Für die Artengruppe *Capitella capitata* agg. und *C. minima* beschreibt Guevara [108] ein relativ eng begrenztes Vorkommen von *C. minima* auf 2 Flachwasserstandorte im Königshafenbereich von Sylt, während *C. capitata* agg. auch in tiefere Bereiche vordringt. Dies deckt sich mit den gefundenen Affinitäten für diese Gattung, wobei diese für *C. minima* jeweils negativer sind als im Vergleich zu *C. capitata* agg. Allerdings ist wohl nicht eindeutig festzulegen, welche Habitatansprüche die einzelnen *sibling species* des *C. capitata*-Aggregats aufweisen. Gamenick et al. [109] beschreiben zwei Formen im *C. capitata* agg., wobei der L-Typus tiefer im Sediment lebt und höhere H₂S Konzentrationen toleriert als die S-Form.

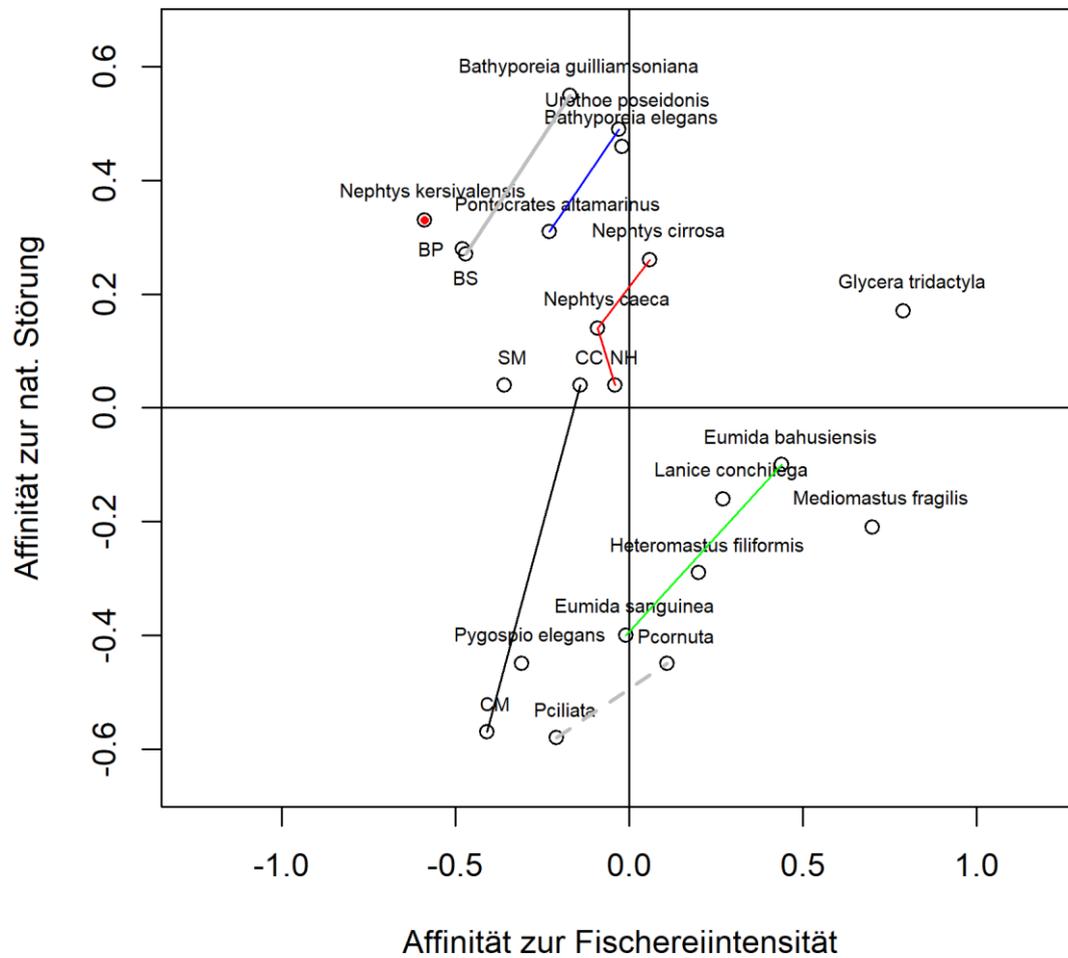


Abbildung 15 : Biplot der Affinitäten zu Fischereiintensität und und natürlicher Störung für ausgewählte Arten, congenerische bzw. ähnliche Artenpaare verbunden. BP, BS – *Bathyporeia pelagica/sarsi*; CC / CM – *Capitella capitata agg./minima*; NH – *Nephtys hombergii*; SM – *Spio martinensis*; Pciliata / Pcornuta – *Polydora ciliata / cornuta*

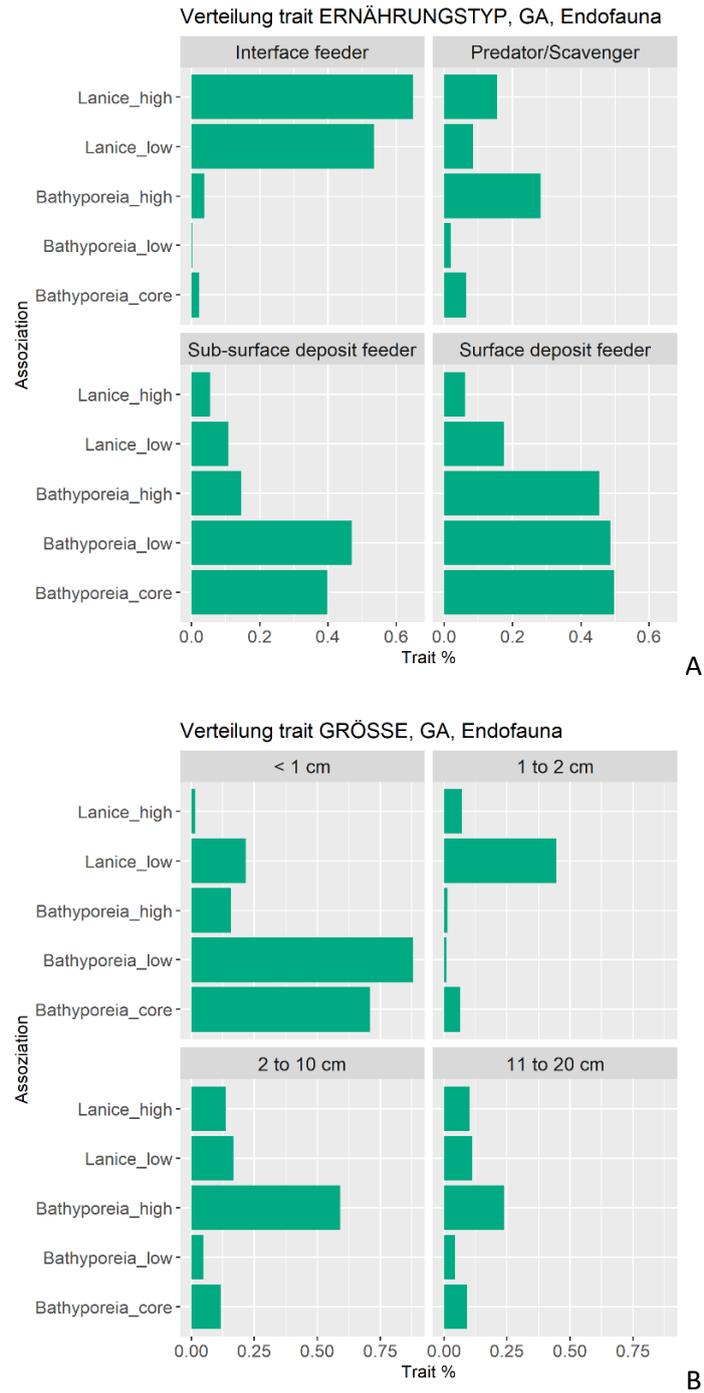


Abbildung 16: Histogrammdarstellung der biologischen Merkmale ('traits') (A) Ernährungstyp und (B) Körpergröße in der Gradientenanalyse (GA). *Lanice*-Assoziationen summieren sich nicht auf 100 %, da *L. conchilega* in die Kategorie > 20 cm fällt und nicht abgebildet ist.

Die tendenziell höhere Biomasse in der *Bathyporeia-high fishing effort*-Subassoziation (Tabelle 5) und die Zunahme der Abundanzwerte für bestimmte räuberische Arten (*Nephtys* spp., *Magelona* spp.) deuten auf einen 'scavenger'-Effekt hin. Tatsächlich treten in beiden *high fishing effort*-Subassoziationen höhere Werte für das biologische Merkmal *Predator/Scavenger* auf (Abbildung 16 A). Der bei *N. kersivalensis* angesprochene Größenunterschied zu den zur Fischereiintensität stärker positiv affinen kongenerischen Arten *N. caeca*, *N. cirrosa* und *N. hombergii* zeigt sich auch allgemein auf Gemeinschaftsebene in Bezug auf das biologische Merkmal der Körpergröße (Abbildung 16 B). In den beiden Assoziationstypen *Bathyporeia_high effort* und *Lanice_high effort* nimmt im Vergleich zu den *low effort*-Typen der Abundanzanteil kleiner Arten relativ ab. Bei *Lanice_high effort* betrifft dies die Größenklassen < 1 cm und 1 – 2 cm, bei *Bathyporeia_high effort* vor allem die Größenklasse < 1 cm. Mit der Zunahme der Nahrungsopportunisten in der *Bathyporeia-high fishing effort*-Subassoziation (Merkmal *Predator/Scavenger*) geht die Zunahme der Langlebigkeit in dieser Subassoziation einher (Abbildung Anhang 27). In der Gruppe mit 3-10 Jahre Lebensdauer liegt diese Subassoziation klar vor den entsprechenden Subassoziationen mit niedriger Fischereiintensität. Weniger deutlich wird dies für die *Lanice-high fishing effort*-Subassoziation.

Im Sublitoralbenthos der Nordsee ließ sich ein ähnlicher 'scavenger'-Effekt feststellen. Van Denderen et al. [34] stellten fest, dass in 3 Gebieten mit zeitlich unterschiedlicher Fischereiintensität der Anteil der Räuber und Aasfresser bei erhöhtem Fischereiaufwand zunahm, wenn auch diese Zunahme in einem der untersuchten Gebiete nur sehr geringfügig war. Allerdings beobachteten sie hinsichtlich der Größenverteilung einen umgekehrten Verlauf, d.h. der Anteil kleiner Arten nahm bei steigender Fischereiintensität zu. Dies deutet darauf hin, dass die Fauna der stark tidegeprägten Prielsysteme des Wattenmeeres anders reagiert als die der strömungsberuhigteren Sublitoralflächen der Nordsee.

3.4.5 Sandkorallen

Der verglichen mit historischen Angaben evidente Rückgang der durch Sandkorallen (*Sabellaria* sp.) aufgebauten biogenen sublitoralen Riffstrukturen ist eine der augenfälligsten Veränderungen im Wattenmeer über einen Zeitraum von > 100 Jahren [102,110,111]. Trotz der Nachweise von Rifffragmenten und Röhrenstrukturen ist ein Nachweis rezenter Populationen seit den 1990'er Jahren nicht gelungen [102]. In der vorliegenden CRANIMPACT Studie konnten ebenfalls Röhrenstrukturen der Sandkoralle im dänischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer nachgewiesen werden (Abbildung 17).

Wegen der Fragilität dieser Röhrenbruchstücke [112] ist davon auszugehen, dass tidenbedingte Umlagerungen und Stürme die Sandmatrix der Röhren relativ schnell zerstören würden, so dass nur eine kurze Zeit der Nachweisbarkeit in den Proben gegeben sein sollte. Daher sind die aktuellen Nachweise als Indiz der Präsenz von *Sabellaria spinulosa*-Riffen im o.g. Wattenmeerbereich zu werten. Im Küstenvorfeld der Niederlande / Braune Bank ist zudem 2017 ein neues Vorkommen von *S. spinulosa* in einem Areal mit relativ hoher Fischereiintensität gefunden worden [113].

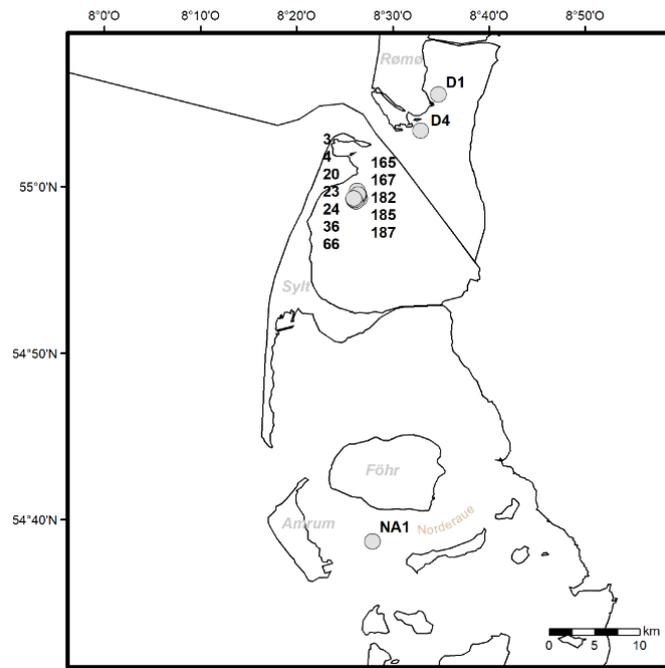


Abbildung 17 : Nachweise von Röhrenfragmenten der Sankoralle im CRANIMPACT-Projekt im dänischen (DK1, DK4) und schleswig-holsteinischen Wattenmeer (Sylt A, B, NA1; angegeben Greifernummer resp. Stationsnummer).

3.5 Einordnung der Ergebnisse der Gradientenanalyse und Schlussfolgerungen

3.5.1 Potentielle, räumlich-zeitliche Effekte durch Saisonalität

Für beide Assoziationstypen, die *Bathyporeia*- und *Lanice*-Assoziationstypen, wurden in der Redundanzanalyse Vergleiche zwischen Gebieten mit hoher und niedriger Fischereintensität durchgeführt. Allerdings sind diese Vergleiche auch Vergleiche zwischen nördlichen und südlichen Stationen sowie jahreszeitlich 'frühen' und 'späten' Stationen. Diese Spannweite wird auch über die deutliche Trennung besonders bei den zu der *Bathyporeia*-Assoziation gehörenden Stationen in der freien Ordination mittels MDS sichtbar (Abbildung 12).

Im Folgenden konzentrieren wir uns auf Aspekte der Abundanz von *Bathyporeia* spp., da der numerische Rückgang dieser Gattung eines der markantesten Merkmale der *Bathyporeia high-fishing-effort*-Assoziation war. Zunächst wird der Nord-Süd-Aspekt betrachtet. In der Otzumer Balje im niedersächsischen Wattenmeer, die in der CRANIMPACT-Studie nicht berücksichtigt wurde, beobachtete Stecher [38] eine sehr hohe Dichte in einzelnen Prielabschnitten mit Werten über 1000 n m⁻². Wie auch in der CRANIMPACT Redundanzanalyse gezeigt wurde, sinkt die Dichte von *Bathyporeia* spp. mit steigendem Schlickanteil. Dieses Phänomen ließ sich auch in der Rottumer Oog im niederländischen Wattenmeer beobachten, wo gleichzeitig die Abundanz von typischen Bewohnern von Fein- und Schlicksubstraten anstieg (z.B. *Heteromastus filiformis*) [114]. Andererseits stieg der relative Anteil von *Bathyporeia* spp. in einem BACI-Experiment auf Sandsubstrat vor der belgischen Küste an, sobald der Einfluss der schweren Baumkurrenfischerei eliminiert worden war [106]. Die Zusammenschau der Ergebnisse der o.g. Studien läßt sich kein geografischer Nord-Süd-Gradient erkennen, aber dass Habitatfaktoren und Fischerei einen deutlichen Einfluss haben.

Der Aspekt der saisonalen Dynamik ist schwieriger zu bewerten. Alle Proben im CRANIMPACT-Projekt wurden in einem begrenzten Zeitfenster von Juli-Oktober genommen, um saisonale Effekte möglichst auszuschließen bzw. gering zu halten. Aufgrund dessen, dass in einem Jahr sowohl Probennahmen für die Gradientenanalyse als auch die BACI-Experimente genommen werden mußten, ließ sich das Zeitfenster nicht weiter eingrenzen. Vergleichsuntersuchungen im niedersächsischen Wattenmeer in der Wichter Ee [115] und der Otzumer Balje [116] zeigten in der Zusammensetzung der Prielfauna eine erhebliche saisonale Fluktuation von März auf September und somit über einen Zeitraum von 6 Monaten. Beim Vergleich zwischen März- und September-Proben traten *Bathyporeia* spp. verstärkt in den Märzproben auf, während Polychäten zum Sommer hin stark zunahmen. Diese Dynamik ist allerdings nicht frei von einem Fischereieffekt, der im ersten Quartal vergleichsweise gering ist und im zweiten und dritten Jahresquartal mit Einsetzen der Hauptfangsaison für Krabben deutlich ansteigt, so dass auch die saisonale Dynamik der Fischerei den Rückgang der *Bathyporeia* spp.-Abundanz beeinflussen kann. In der Tat zeigt eine Studie im Eulitoral des belgischen Wattenmeeres [117], dass *B. sarsi* zwar eine saisonale Abundanzdynamik hat, diese aber nicht zum Verschwinden der Sommerpopulation führt. Vielmehr besteht eine stabile Sommerabundanz bis in den Oktober, und erst zum Winter wanderte diese Art aus dem Eulitoral ins Sublitoral. Eine relativ stabile Sommerabundanz für die funktionale Gruppe mit *Bathyporeia* spp. zeigte sich auch bei Stecher [38] in der Otzumer Balje. Auch hier trat der deutliche Abfall nach Oktober ein. Dies betrifft also die Zeitspanne nach der

CRANIMPACT-Beprobung. Neben einem Fischereieffekt könnte ein möglicher saisonaler Effekt auch durch Veränderungen bei der Epifauna ausgelöst worden sein. So steigt z.B. die Abundanz von *Crangon crangon* infolge eines Rekrutierungspeaks im dritten Quartal stark an. Es wäre also zu erwarten, dass ausgelöst mit dem *Crangon crangon* Anstieg ein Rückgang in der Gemeinschaftsbiomasse der Endofauna einhergehen könnte. Ein solcher Rückgang ist aber in der Biomasse bei der *Bathyporeia-high fishing effort*-Assoziation nicht zu beobachten, siehe Tabelle 5.

Stecher [38] und Speybroek et al. [117] zeigen, dass deutliche Abundanzunterschiede durch die Rekrutierung juveniler Individuen entstehen können. Aufgrund der Größenmessungen an den *Bathyporeia* spp. aus der vorliegenden Studie zeigen wir am Beispiel *B. elegans*, wie der Rekrutierungseffekt einzuschätzen ist, da für diese Art Vergleichsdaten aus zwei Jahren vorliegen, 2019 und 2020. Im Jahr 2019 wurde im Juli-August beprobt, in 2020 im September, und dies jeweils in unterschiedlichen Bereichen, d.h. 2019 im nordfriesischen Wattenmeer, hingegen 2020 vor Borkum und bei Norderney. Bei sehr unterschiedlichen Stichprobengrößen für 2019 (n=366) und 2020 (n=31) zeigt Abbildung Anhang 20, dass in beiden Jahren eine in etwa gleiche Größenverteilung vorgelegen hat. Die kleinen Individuen um 3 mm hatten in beiden Jahren nur einen geringen Anteil, das Gros der Verteilung lag jeweils bei 3.5 – 5.0 mm Körpergröße. Ab ca. 3.5 mm traten vermehrt reife Weibchen auf, und der Anteil Individuen unterhalb dieser Marke war in beiden Jahren etwa gleich. Das Fehlen größerer Individuen ab 5.5 mm in 2020 kann evtl. auf die geringere Stichprobengröße zurückgeführt werden. Aus der Größenverteilung kann daher abgeleitet werden, dass die Jahre 2019 und 2020 in Hinblick auf die *Bathyporeia elegans*-Population vergleichbar waren.

Diese vergleichenden Beobachtungen, explizit auch in Relation zu anderen Studien, legen nahe, dass mögliche interannuelle und saisonale Effekte sowie Unterschiede in der räumlichen Zuordnung der Stationen die Ergebnisse der Redundanzanalyse nicht entscheidend beeinflusst haben.

3.5.2 Zusammensetzung der Assoziationen und langfristige Dynamik

Benthische Lebensgemeinschaften des Sublitorals unterliegen häufig einer längerfristigen, interannuellen räumlich-zeitlichen Dynamik [118]. Coates et al. [106] wiesen dies für die Polychätenarten *Nephtys cirrosa* und *Spiophanes bombyx* über einen Zeitraum von 4 Jahren nach. In der Redundanzanalyse sind diese interannuellen Effekte Teil der unerklärten Variabilität durch biologische Prozesse. Basierend auf Vergleichsstudien für mehrere Prielsysteme und für das Sublitoral im Küstenvorfeld können Aspekte der langfristigen Dynamik allerdings diskutiert und die CRANIMPACT Ergebnisse eingeordnet werden.

Für den Bereich der **Lister Ley** gibt es Vergleichsuntersuchungen aus den Jahren 1923-26 und 1980. In einem Vergleich zur Untersuchung von Hagmeier & Kändler aus den Jahren 1923-26 stellten Riesen & Reise [110] einen erheblichen Wandel der Sublitoralgemeinschaften im Bereich der Lister Ley im Rahmen ihrer wiederholten Beprobung von 1980 fest. Obwohl unterschiedliche Bodengreifer und Sortiermethoden zum Einsatz kamen (1924-26: 0.1 m² Petersen-Greifer, 1980: 0.1 m² van Veen-Greifer), gingen Riesen & Reise [110] von einer Vergleichbarkeit der Proben hinsichtlich der dominierenden Arten aus, da jeweils das 5-l Kriterium der Mindestprobengröße angewendet worden war (siehe 2.2). Daher gehen wir davon aus, dass die

historischen Werte auch mit den 2019/2021-Daten verglichen werden können. Zwei historische Stationen werden zum Vergleich mit den Stationen A, B, und B2 dieser Studie herangezogen: Der historische Transekt Lister Ley (LL) unmittelbar nördlich zu B und B2 und die flache historische Sublitoralstation 'Huntje' (H) am Lister Tief benachbart zu B und A. Dominante biogene Strukturen waren 1923-26 *Sabellaria*-Riffe (siehe Tabelle 8), während die Stationen 1980 dicht mit Miesmuscheln besiedelt waren (*Mytilus edulis* agg.). 2019-2021 lag auch eine geringe Abundanz an Miesmuscheln vor, jedoch waren dies Jungmuscheln aus dem jeweiligen Jahr mit wenigen mm Länge. Numerisch dominierten 2019-2021 die Amphipoden der Gattung *Bathyporeia*. Über den gesamten Zeitraum haben sich die Räuber *Nephtys caeca/hombergii* (zusammengefaßt, da in der älteren Studie nicht getrennt) und *Phyllodoce mucosa* nur wenig in der Abundanz verändert, während bei *Eteone longa* eine rezente Zunahme gegenüber 1923-26 vorhanden ist. Möglicherweise ist dies aber auch der Art der Probenbearbeitung geschuldet: 1923-26 wurde die Endofauna sukzessive vom 1 mm-Sieb abgesammelt, so dass kleinere Arten möglicherweise durch die Maschen entkommen konnten und daher unterrepräsentiert waren.

Für den von 1923-26 nach 1980 beobachteten Wandel führten Riesen & Reise [110] und Reise [111] die Fischerei als direkte (Rückgang der *Sabellaria*-Riffe) und indirekte Ursache an (Rückgang der Austernbänke und dadurch die Möglichkeit der Ansiedlung der Miesmuschelbänke). Bereits vor 1923 war die Fischerei in der Lister Ley intensiv [121] und nachhaltige Veränderungen im Ökosystem der Deutschen Bucht traten unmittelbar nach Beendigung des Ersten Weltkriegs ein [122]. Die erhöhte Biomasse der 1980'er Jahre führen Riesen & Reise (ebd.) auf die Eutrophierung in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zurück. Entsprechend lassen sich die Änderungen von 1980 hin zu 2019/21 interpretieren: Ein Rückgang der Eutrophierung verschiebt die Balance von den Filtrierern und großen Substratfressern (*Scoloplos armiger* agg.) hin zu kleineren Amphipoden der Gattung *Bathyporeia*, die wie in Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** beschrieben auch rezent in den niedersächsischen Prielsystemen typisch sind [104]. Gleichzeitig kann daraus auch ein geringerer Einfluss der Fischerei abgeleitet werden, da die kleineren Amphipoden negativ affin zur Fischerei sind (Abbildung 15). Meyer & Kröncke [123] beschreiben für *B. guillemsoniana* einen Klimaeffekt (positiv zum NAO Index im Winter) und für *B. elegans* eine positive Korrelation zum Sandgehalt, so dass für diese Arten auch weitere Faktoren eine Rolle spielen können. In gleicher Weise führen Neumann & Kröncke [124] Temperaturerhöhungen, besonders Herbsttemperaturen, als Ursache für Änderungen in der funktionalen Diversität im Epibenthos nach 2002 an. Zusätzlich zu den klimatischen Einflussfaktoren sind Extremereignisse wirksam. Kalte Winter als Extremereignisse in 1995/96 und 2010 hatten erhebliche Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Endobenthos [123] als auch des Epibenthos der Deutschen Bucht [124].

Ein etwas abweichendes Bild im Vergleich zur Lister Ley ergibt sich für *Scoloplos armiger* agg. beim Vergleich der Fauna in der **Norderaue** über den Zeitraum 1925-1926 zu 1985-1986 [125], hier verglichen mit NA2 und NA3. Reise & Schubert [125] stellten von 1925-1926 auf 1986-1986 keine besondere Zunahme der Abundanz fest (92 zu 106 n m⁻²), während die Abundanz von *S. armiger* agg. in der *Bathyporeia_low_fishing_effort*-Assoziation des CRANIMPACT Projekts lediglich 14.00 n m⁻² liegt. Ähnlich wie bei der Lister Ley erhöhen sich von 1985-1986 auf 2019 die Abundanzwerte für *Bathyporeia* spp., d.h. in der Summe der 3 Arten von 87 auf 409 n m⁻².

Meyer & Kröncke [123] untersuchten die Langzeitdynamik der Endofauna der **Deutschen Bucht** an 4 Stationen. An der den ostfriesischen Inseln vorgelagerten Station GB5 war ein signifikanter Effekt von gelösten Nährstoffen, d.h. der Stickstoffkomponente Nitrit, für die Zusammensetzung der Endofauna nachzuweisen. Für *Nephtys hombergii* war eine negative Korrelation zu Nitrit und eine positive Korrelation zum Sandgehalt festzustellen, und insgesamt war eine Zunahme dieser Art bei gleichzeitiger Abnahme des Schlickanteils und der Nährstoffe zu verzeichnen. Dies stützt die Hypothese, dass die Eutrophierung auch für die Endofauna im Wattenmeer ein entscheidender Faktor gewesen sein kann, ebenso wie es für das Plankton der Deutschen Bucht nachgewiesen worden ist [126].

Unmittelbar im Küstenvorfeld beschreiben Künitzer et al. [119] eine Assoziation mit den Charakterarten *Aonides paucibranchiata*, *Phoxocephalus holbolli*, *Pisione remota*, *Nephtys cirrosa*, *Echinocardium cordatum* und *Urothoe poseidonis* im Sublitoral bei weniger als 30 m Wassertiefe auf Substrat mit Mittel- und Grobsandanteilen. Mit Ausnahme von *Phoxocephalus holbolli* (vorhanden an NA3) traten diese Arten an den Stationen **NDS01-NDS04** im Küstenvorfeld vor Borkum auf (Tabelle Anhang 1).

Für die Stationen **NDS7 – NDS11** im Prielsystem der ostfriesischen Inseln liegen Vergleichsdaten aus der Wichter Ee (Norderney-Baltrum) und Otzumer Balje (Spiekeroog-Langeoog) aus den Jahren nach 2000 vor [115,116]. Die dort gefundene Biomasse von 2.1-2.4 g AFTG m⁻² (ohne *Mytilus* spp.) entspricht dem Wert der hier für die *Bathyporeia_high_fishing_effort*-Assoziation gefundenen Biomasse von 2.8 g AFTG m⁻² (Tabelle 5). Die Abundanzwerte für *Bathyporeia* spp. erreichen ebenfalls eine vergleichbare Größenordnung mit 16 n m⁻² [116] im Vergleich zu 14.78 n m⁻² (Tabelle 6: Mittlere Artabundanzwerte [n m⁻²] pro Assoziationsstyp). Allerdings sind bei Reiss & Kröncke [116] neben *B. elegans* auch *B. sarsi* und *B. pelagica* nachgewiesen worden. In dieser Studie konnten *B. elegans* auch *B. sarsi* und *B. pelagica* nur für die Kernassoziation und die *Bathyporeia_low_fishing_effort*-Assoziation gefunden werden. Typisch für die vorliegenden o.a. Prieluntersuchungen und weitere Vergleichsmessungen aus dem Inneren des Jadebusens [120] ist die Zonierung von den strömungsexponierten Mündungsbereichen der Priele hin zu den beruhigteren Prielköpfen. Dies lässt sich auch im Vergleich der Stationen DK1 (nahe Prielkopf) bis DK5 (exponierter Prielbereich) bestätigen (Tabelle Anhang 1). Zum Prielkopf hin steigen die Abundanzwerte besonders für Spioniden (*Pygospio elegans*, *Spio martinensis* und *Streblospio benedecti*) sowie Oligochäten (*Tubificoides benedii*) an.

Tabelle 8 : Langfristige Variabilität der Endofauna in der Lister Ley nach Riesen & Reise [110] und dieser Studie. LL – Lister Ley, H – Huntje, A, B, B2 – BACI Experimente, diese Studie, Durchschnittswerte für 0.1 m².

Taxon	1923-1926		1980		2019/2021		
	LL	H	LL	H	A	B	B2
<i>Bathyporeia elegans</i>	-	-	-	-	2	20	1
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	1	-	-	-	1	8	1
<i>Bathyporeia pelagica</i>	-	-	-	-	28	94	195
<i>Bathyporeia sarsi</i>	0	0	0	24	59	305	37
<i>Cerastoderma edule</i>	0	0	117	0	2	1	0
<i>Eteone longa</i>	0	0	3	4	2	6	1
<i>Sabellaria spinulosa</i>	300	0	0	0	0	0	0
<i>Lanice conchilega</i>	31	0	4	0	1	0	0
<i>Mytilus edulis agg.</i>	19	0	500	1425	2*	9*	4*
<i>Limecola balthica</i>	1	0	1	8	7	2	1
<i>Nephtys caeca+homborgii</i>	2	17	1	21	22	9	1
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0	0	0	3	1	1	0
<i>Pygospio elegans</i>	0	0	-	3	2	1	0
<i>Scoloplos armiger agg.</i>	4	27	11	483	22	47	12

* Muschelbrut

3.5.3 Reaktionen auf Störung und Habitatpräferenz zum Eulitoral auf Artniveau

Die unterschiedliche Affinität der großen *Nephtys*-Arten zur Fischereiintensität lässt sich in Übereinstimmung mit den Habitatansprüchen der Arten interpretieren, d.h. Arten mit einem Vorkommen auch im Eulitoral des Wattenmeeres reagieren empfindlicher auf die Fischereiintensität und natürliche Störung im Sublitoral als Arten, die nur im stark bewegten Sublitoral vorkommen. Von den 3 *Nephtys*-Arten *N. hombergii*, *N. caeca* und *N. cirrosa* erreicht *N. hombergii* hohe Besiedlungsdichten im strömungsberuhigtem unteren und mittleren Eulitoral, oftmals vergesellschaftet mit *Pygospio elegans* [47,61,127], wobei letztere Art hier negativ affin zur natürlichen Störung war (Abbildung 15). *Nephtys caeca* dringt nur noch bis ins untere Eulitoral vor [61], und ist in dieser Studie negativ affin zur Fischereiintensität und etwas stärker positiv affin zur natürlichen Störung als *N. hombergii*. *Nephtys cirrosa* ist kennzeichnende Art für den sublitoralen Biotoptyp "A5.233 - *Nephtys cirrosa* and *Bathyporeia* spp. in infralittoral sand". Das Tiefenband wird mit 0 – 20 m angegeben. Somit hat *N. cirrosa* von den 3 *Nephtys*-Arten die geringste Bindung an das Eulitoral des Wattenmeeres, siehe auch Degraer et al. [128], weist aber von den genannten 3 Arten die höchste Affinität zur Fischereiintensität auf. Wenn *N. cirrosa* im Eulitoral auftritt, dann immer nur an exponierten Sandstränden [128,129].

In gleicher Weise liegen eulitorale Präferenzen bei *Bathyporeia pelagica* und *B. sarsi* vor (eine mögliche Synonymisierung mit *B. pilosa* liegt nicht vor, da Remane [61] diese in der erwähnten Studie gesondert auführt), während die Arten *B. elegans* und *B. guilliamsoniana* nur unterhalb der normalen Niedrigwasserlinie auftreten [61]. In dieser Studie nahm die Affinität zur natürlichen Störung und der zur Fischereiintensität von *B. pelagica/sarsi* auf *B. guilliamsoniana/elegans* hin zu.

Der Amphipode *Urothoe poseidonis* ist im unteren Eulitoral mit dem Sandpierzurm *Arenicola marina* vergesellschaftet [127], dringt aber auch ins tiefere Sublitoral der Nordsee vor, wo *Pontocrates altamarinus* nur sporadisch auftritt [130]. Nehmer & Kröncke [115] bezeichnen *P. altamarinus* als typisches Mitglied der Übergangsgemeinschaften der mittleren beruhigten Prielabschnitte hin zum Flachwasserbereich, und Remane [61] stellt sie in die *Bathyporeia-Haustorius*-Gemeinschaft des Eulitorals. Tatsächlich wies *Pontocrates altamarinus* hinsichtlich der Affinitäten zur natürlichen Störung und der Fischereiintensität große Ähnlichkeiten zu *B. sarsi* und *B. pelagica* auf, die ebenfalls eine Präferenz für das Eulitoral aufweisen (Abbildung 15). *U. poseidonis* typisch ist für die *offshore*-Bereiche im strömungsintensiven Küstenvorfeld [119].

Beim Artenpaar *Eumida sanguinea/E. bahusiensis* dringt *E. sanguinea* auch weiter in das strömungsberuhigte untere Eulitoral vor als *E. bahusiensis*, siehe Rabaut et al. [81], und weist in dieser Studie eine negative Affinität zur natürlichen Störung und zur Fischereiintensität auf.

Der capitellide Polychät *Heteromastus filiformis* tritt im Gegensatz zu *Mediomastus fragilis* auch dominant in Eulitoral auf, so dass für dieses Artenpaar die gleiche Korrelation zwischen Habitatpräferenzen und den Affinitäten zu Fischereiintensität und natürlicher Störung vorliegt.

Lanice conchilega weist eine deutlich negative Affinität zur natürlichen Störung auf, verbunden mit einer positiven Affinität zur Fischereiintensität. Damit stimmen die Ergebnisse überein mit der Habitat-

Modellierung des STopP-Projektes [72] für *L. conchilega*. Hier ist in einer GAM-Modellierung eine stetig negative Funktion für die Schubspannung festgestellt worden, d.h. mit zunehmender Schubspannung sinkt die Habitatqualität. Van Hoey et al. [131] zeigten, dass die höchsten Dichten von *L. conchilega* während einer Phase von relativer Stabilität der Strömungsbedingungen auftraten. Die positive Affinität zur Fischereiintensität stimmt überein mit Ergebnissen von Reiss et al. [66] und Bergman & Hup [18], die ihre Ergebnisse jeweils allerdings in Bezug auf die Baumkurrenfischerei auf Plattfische mit einem deutlich anderen Fanggeschirr als in der Garnelenfischerei erzielten.

Die Dauer der Störungswirkung durch Garnelenfischerei kann i.d. R. als kurzfristig beschrieben werden. Bei den experimentellen Befischungen mit einer Garnelenbaumkurre im Eulitoral zeigten Berghahn & Vorberg [7] einen 30 % signifikanten Rückgang in der Abundanz von *N. hombergii* unmittelbar nach der Störung (T1), während die Ergebnisse bei *Pygospio elegans* und *Scoloplos armiger* agg. nicht signifikant waren. Nach 7 Tagen waren die Unterschiede nicht mehr nachweisbar. In sublitoralen Weichsedimenten (Schlick- und Sandböden) außerhalb des Wattenmeeres liegen die Erholungszeiten allerdings bei 221 Tagen für Abundanz und Artenzahl jedoch bezogen auf Baumkurren in der Plattfischfischerei [25]. In Bezug auf die genannten Fischereitypen stellten Hiddink et al. [132] einen Zusammenhang zwischen Fischereifrequenz und benthischer Erholungszeit her; ohne Fischerei liegt die Erholungszeit bei 0.82 a^{-1} , mit erhöhter Fischereiintensität bei 1.73 a^{-1} , weil sich in den *offshore*-Gemeinschaften die 'traits' entgegengesetzt verändern als im Wattenmeer und kleinere Arten dort fischereiinduziert zunehmen, während sie in dieser Studie abnahmen. Damit folgen die Gemeinschaften im Wattenmeer der Erholungssignatur von Arten mit einem hohen 'Resistance and Recovery Potential Index' (RRI) nach Hinz et al. [65].

3.5.4 Validierung der Referenzfläche im Fischereiausschlussgebiet Rømø Dyb

In der CRANIMPACT-Studie konnte das Prielsystem Rømø Dyb süd-östlich der dänischen Insel Rømø als Referenzgebiet genutzt werden [2]. In diesem Gebiet ist Fischerei bis auf eine lokal eingegrenzte Muschelfischerei seit 1977 verboten²². Diese Stationen wurden nach Einrichtung des Fischereiverbots durch CRANIMPACT erstmalig untersucht. Wir folgen mit der Auswahl dieses Gebiets als unbefischte Referenzfläche den Aussagen der dänischen Behörden, dass eine stringente Umsetzung der dänischen Verordnung zum Schutze des Wattenmeeres erfolgt. Dies wird auch in den Wadden Sea Quality Status Reports seit 2010 dokumentiert [3,133,134].

Es wird allerdings immer wieder über Verstöße spekuliert, da in den Standardanalysen von Daten aus der Satellitenüberwachung (VMS) alle Fischereifahrzeuge mit einem Geschwindigkeitsprofil von 3 kn als

²² <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2005/860>; Kristensen PS, Hedegaard A, Slot C. Hesterejer (*Crangon crangon*) - køns - og størrelsesfordelinger - i danske fangster og landinger fra Nordsøen, 2000. Danmarks Fiskeriundersøgelser; 2000. Report No.: DFU-rapport 90-01.

„fischend“ eingestuft werden. So zeigen sich z.B. in Kartendarstellungen aus MSC Surveillance Reports²³, im Eingangsbereich des Rømø Dyb Datenpunkte, die als „fischend“ eingestuft wurden und die in den Berichten als geringe Fischereiintensität interpretiert werden. Langsame Geschwindigkeitsprofile im kritischen Bereich werden allerdings auch bei schwieriger Revierfahrt erreicht bzw. wenn die Fahrzeuge durch das Fischereiverbotsgebiet die Häfen von List bzw. Havneby ansteuern. Diese Aspekte werden im Folgenden methodisch und rechtlich und diskutiert. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse analysieren wir zusätzlich die zu erwartenden Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Fauna durch eine mögliche Fehleinstufungen des Befischungsstatus im Referenzgebiet.

Bezgl. des methodischen Aspekts belegt die Gegenüberstellung der Aussagen zu möglichen Verstößen gegen das Fischereiverbot Probleme, die sich aus den Analysen von Fischereiaufwand aus VMS-Daten ergeben. So beziehen sich die zugrundegelegten Fanginformationen der Log-Bücher sich auf ein sog. statistisches Rechteck von 3086 km² Größe (sog. ICES-Rechteck). Diese werden im normalen Analyseverfahren nach ICES-Standards auf die Positionsangaben aus dem VMS-System mit einem entsprechenden Geschwindigkeitsprofil mit niedrigen Geschwindigkeiten verteilt. Die Unsicherheit entsteht dadurch, dass niedrige Geschwindigkeiten nicht nur bei Fangaktivität, sondern auch bei Einfahrt in Hafenzonen etc. auftreten, so dass in solchen Fällen die scheinbare Fischereiaktivität aus den Analysen eliminiert werden muss. Dies geschieht durch Ausblenden der entsprechenden Hafenzonen z.B. durch die *points-in-harbour*-Funktion in der Analysesoftware *vmstools* [135] oder manuell [83] mit einem Radius von in der Regel 3 km. Diese Korrektur von langsam fahrenden Schiffen bei Revierfahrt bzw. im Nahbereich der Häfen ist offensichtlich bei den Karten, die im MSC audit verwendet worden sind, nicht berücksichtigt worden, da sich die VMS-Punkte insbesondere in den Ansteuerungen des Hafens von Havneby häufen. Zudem ist keine methodische Referenz angegeben, die eine mögliche Modifikation der vorgenommenen VMS-Analyse erläutert oder begründet.

Die Annahme einer Befischung des Rømø Dyb ist nicht im Einklang mit den gültigen rechtlichen Bestimmungen. Diese erlauben den dänischen Fischern keine Fischerei östlich der sogenannten '*shrimp line*' seit 1977. Verstöße gegen das Fischereiverbot können zwar nicht vollständig ausgeschlossen werden, sind aber aufgrund der Strafbewehrung und direkten Sichtbarkeit des Gebietes von der Küste aus eher unwahrscheinlich. Auch in Interviews des dänischen Projektpartners mit Fischern auf Rømø wurde ausdrücklich bestätigt, dass diese Bestimmung eingehalten wird. Deutschen und niederländischen Fischern ist durch die EU Verordnung (EU) Nr. 1380/2013 ohnehin kein fischereilicher Zugang zu den Gewässern hinter den Inseln möglich, sondern nur westlich einer Linie, die durch Blavands Huk und die seewärtige deutsch-dänische Grenze geht.

Diese Stationen wurden nach Einrichtung des Fischereiverbots durch CRANIMPACT erstmalig untersucht. Dementsprechend konnte a priori nicht mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass diese Stationen zwangsläufig den Ziellebensraumtypen entsprechen – zumal auch der langjährige Schutzstatus möglicherweise Auswirkungen auf den Lebensraumtyp hat. Alternative Referenzflächen kamen jedoch entweder

²³ https://fisheries.msc.org/en/fisheries/north-sea-brown-shrimp/@assessment-documentsets?assessment_step=Surveillance+Audit&documentset_name=Surveillance+report&assessment_id=FA-03070&phase_name=Ongoing+surveillance&start_date=2022-09-12

genehmigungrechtlich (Hörnumtief) oder aufgrund der geographischen Lage, geringer Gebietsgröße, bzw. unpassenden Lebensraumtyps nicht als Referenzflächen in Frage.

Bezüglich des dritten Aspektes, der Zusammensetzung der Fauna, könnte man erwarten, dass die Zusammensetzung in den unbefischten Referenzflächen erheblich von derjenigen befischter Flächen abweichen sollte. Hier liefert sowohl die Sensitivitätsanalyse als auch ein weiterer Vergleich mit einem niederländischen Referenzgebiet wertvolle Aufschlüsse.

Die Sensitivitätsanalyse zeigt in jedem Fall eine Verschlechterung in der Modelldiagnostik, wenn man eine niedrige Fischereiintensität von $10 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ oder mehr für DK1-DK5 annimmt (siehe 3.4.3). Die Größe von $10 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ entspricht einer Fischereiintensität von $\sim 150 \text{ h pro Csquare}$, wenn man die in den MSC audits zugrundegelegte kartographische Flächeneinheit verwendet und die abgebildeten deutschen und dänischen Fischereianteile berücksichtigt. Das Originalmodell, das keine Fischerei im Rømø Dyb annimmt, erklärt also einen größeren Anteil der Variabilität in den faunistischen Daten und bestätigt, dass insgesamt maximal 8.9 % der faunistischen Variabilität in den untersuchten Habitaten durch unterschiedliche Fischereiintensität erklärt werden können – auch unter der alternativen Annahme, dass die Referenzgebiete nicht unbefischt sind.

Im holländischen Wattenmeer liegt bei der Rottumer Oog ein weiteres Referenzgebiet vor, das seit 2005 nicht befischt wird [114]²⁴. Hier ist die Artenzusammensetzung vergleichend zwischen je 2 Prielen im Referenzgebiet und 2 Prielen außerhalb des Referenzgebietes untersucht worden [114]. Übereinstimmend mit der vorliegenden CRANIMPACT-Studie ist, dass die in nordwestlicher Lage exponierten Priele faunistisch einander sehr ähnlich waren, während der zweite Priel im Referenzgebiet in Ost-West-Ausrichtung geschützter lag und eine abweichende Faunenzusammensetzung aufwies, u.a. mit hohen Dichten des Polychäten *Heteromastus filiformis*. Die Dichte von *Bathyporeia* spp. variierte stark zwischen den Prielsystemen, wohingegen *Spio martinensis*, *Scoloplos armiger* agg. und *Nephtys* spp. relativ gleichförmig verteilt waren. Ebenso wie in den Untersuchungen in den niedersächsischen Prielen (siehe unten) traten in der Rottumer Oog Unterschiede zwischen den Prielabschnitten auf (Prielkopf, Mündungsbereich) auf. Dies deutet auf einen Effekt des Habitattyps hin, der durch die Exposition gegeben ist. *Lanice*-Felder konnten in der Rottumer Oog nicht nachgewiesen werden. Auch bei diesen Untersuchungen tritt der Fischereieffekt gegenüber den Umwelteinflüssen auf die Faunenzusammensetzung zurück.

3.5.5 Redundanzanalyse: Bedeutung der Umweltfaktoren

Sowohl für Fischereiintensität als auch Sedimentanalysen lagen Werte nur auf Stationsebene vor, nicht aber für jede einzelne Greiferprobe. Diese Art der Gruppierung der Werte auf Stationsebene kann methodische Auswirkungen auf die Redundanzanalyse ausgeübt haben. Diese Mittelung war jedoch erforderlich, da der

²⁴ Der erfolgreiche Fischereiausschluss ist dokumentiert in Heidinga DE, Latour J, Bekkema M. Impact bodemberoering door garnalenvisserij in de Waddenzee. Altenburg & Wymenga; 2022. Report No.: A&W-notitie: 22-388.

Fischereiaufwand nur für größere Teilflächen berechnet werden kann und die Sedimentanalysen nicht für jede Greiferprobe durchgeführt werden konnten.

In der CRANIMPACT-Analyse betrug die faunistisch erklärte Variabilität 22.6 bis 22.8 % mit 3 Umweltvariablen, wobei die natürliche Störung keinen signifikanten Erklärungsanteil beisteuerte. Unter Einbeziehung aller Umweltfaktoren (inklusive der nicht signifikanten) konnte im statistischen Modell 33.6 % der faunistischen Varianz erklärt werden. Mit einem ausgeprägten Gradienten bis in die Flachwasserbereiche der Priele hinein konnten Schückel et al. [120] mit 18.9 % der Varianz mit 3 Faktoren und 29.6 % mit allen Faktoren einen ähnlich hohen Anteil der faunistischen Variabilität erklären, wie in dieser Studie.

Die Redundanzanalyse lieferte Fischereiintensität und Schlickgehalt als signifikante Faktoren. Für die Endofauna im Sublitoral der keltischen See ermittelten Hinz et al. [14] signifikante Effekte des Faktors Fischereiintensität für Biomasse, Abundanz und Artenzahl. Für die Biomasse war weiterhin der Schlickanteil signifikant. In einer Analyse der Verteilung der Fauna im Jadebusen ohne Einbeziehung der Fischereiintensität zeigten Schückel et al. [120] hingegen, dass neben Schlickgehalt maximale und mittlere Schubspannung, Wassertiefe, mittlere Korngröße und Kiesanteil signifikante Faktoren waren. Allerdings bezogen Schückel et al. [120] auch ausgesprochen flache und beruhigte Prielköpfe vor Varel und Dangast in die Untersuchung mit ein, was z.T. den signifikanten Effekt der Wassertiefe erklären kann. Für das Sublitoral in der Deutschen Bucht konnten Reiss et al. [66] Schlickgehalt und Fischereiaufwand als signifikante Faktoren in der Redundanzanalyse für die Gesamtabundanz nachweisen, daneben noch Salzgehalt. Salzgehalt ist in CRANIMPACT nicht untersucht worden.

In der Modellierung des Vorkommens von *Lanice conchilega* zeigten Willems et al. [74], dass der Schlickgehalt 2-fach mehr Erklärungsgewicht hat als der Kiesanteil, daneben war der Median der Korngrößenverteilung D50 signifikant. In der Modellierung des Habitatpotentials für *L. conchilega* aus dem STopP-Projekt [72] wurden neben Schubspannung und Überflutungsdauer auch der Feinsand- und Schlickanteil in das Modell einbezogen. Dies unterstreicht, welche Bedeutung der Feinsandanteil des Sedimentes für die Zusammensetzung der benthischen Endofauna hat. Insgesamt zeigen alle relevanten Studienergebnisse ähnliche Ergebnisse bezüglich der relevanten Einflussgrößen auf die Endofaunazusammensetzung.

3.5.6 Redundanzanalyse: Resilienz gegenüber Fischerei

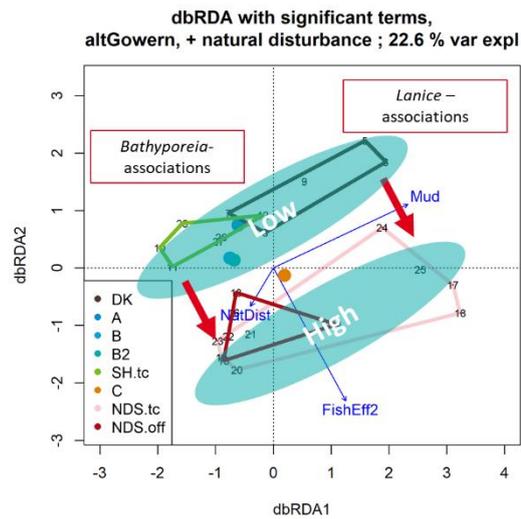
Die Redundanzanalyse liefert den Erklärungsansatz, dass die Sedimentzusammensetzung resp. Schlickgehalt die Aufteilung in *Bathyporeia*- einerseits und *Lanice conchilega*-Assoziationen andererseits abbilden kann, während innerhalb der jeweiligen Assoziationstypen die Fischereiintensität für die Aufspaltung in Subassoziationen mit niedriger und hoher Fischereiintensität ursächlich ist. Da die Stationen im Fischereiverbotsgebiet und diejenigen mit niedrigem Fischereiaufwand zusammen in einem Band (Abbildung 12) erscheinen, ist innerhalb dieser Gruppe keine deutliche Auftrennung hinsichtlich der Fischereiintensität zu erkennen. Bei der Gruppe mit höherem Fischereiaufwand sind zwar NDS05 und NDS06 am stärksten entlang der Achse der Fischereiintensität verschoben, aber bei den anderen NDS-Stationen ist wiederum kein

besonders ausgeprägter Gradient zu erkennen, obwohl die Fischereiintensität sehr deutlich zwischen 18.67 und 86.07 h a⁻¹ km⁻² variiert. Dies gilt beispielsweise für die Stationen mit *Lanice*-Besiedlung NDS12 und NDS13, die den gleichen Wert für die Fischereiintensität haben, aber nicht exakt gleich zum Faktor 'FishEff2' positioniert sind, sondern lediglich Teil dieses Bandes sind. Ebenso gilt dies für die Stationen NDS01-NDS04 vor Borkum (NDS.off = NDS offshore), bei denen die Fischereiintensität zwischen 19.7 und 86.07 h a⁻¹ km⁻² variiert.

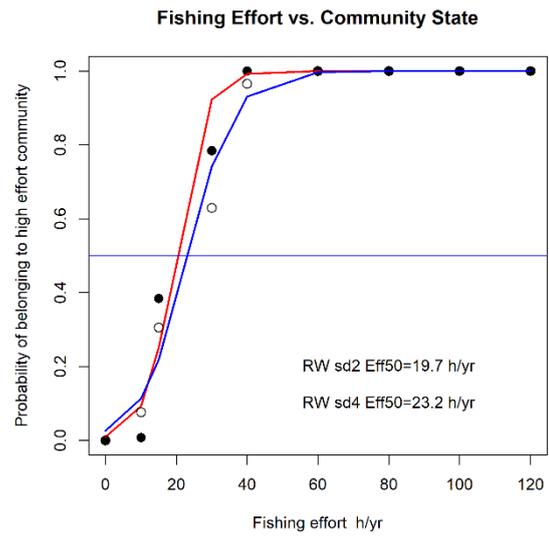
Daher kann die Aufteilung der Stationen in der Redundanzanalyse so interpretiert werden, dass es einen Übergang zwischen 2 Bändern einerseits mit den niedrig- und unbefischten Stationen und andererseits von solchen mit höherer Fischereiintensität gibt (Abbildung 18, A)²⁵. Dieser Übergang findet bei einer Fischereiintensität zwischen 19.7 bis 23.2 h a⁻¹ km⁻² statt (Abbildung 14, B). Dabei erlauben die Analyseergebnisse allerdings keine Rückschlüsse, ob die Fischerei ursächlich für die beobachteten Verschiebungen in den Artgemeinschaften ist, oder ob die Stationen mit hohem Fischereiaufwand und ihren charakteristischen Subassoziationen auch für die Zielart „Krabbe“ besonders attraktiv sind und die Fischerei dort intensiver ist, weil es viele Krabben zu fangen gibt. Es wird weiterhin deutlich, dass die *Bathyporeia*- und *Lanice*-Assoziationen in ihrer Verschiebung zum Faktor Fischereiintensität relativ gleich reagieren. Da die natürliche Störung in ihrem Anteil erklärter Varianz nicht nur gleichgerichtet sondern auch deutlich geringeren Einfluss als die Fischereiintensität hatte und nicht signifikant war, kann geschlossen werden, dass die Gemeinschaften an die vorherrschenden Größenordnungen natürlicher Störung angepasst sind und damit auch eine gewisse Resilienz gegenüber einer vergleichsweise geringen Fischereiintensität vorhanden ist.

Bereits Lambert et al. [136] konnten feststellen, dass Epifaunagemeinschaften in der Nordsee mit hoher natürlicher Störung eine hohe Resilienz gegenüber Fischereiintensität aufwiesen. Van Denderen et al. [34] stellten fest, dass natürliche Störung und fischereiliche Störung die Benthosgemeinschaften der südlichen Nordsee in ähnlicher Weise beeinflussen. Daraus schlussfolgerten sie, dass Gemeinschaften bei hoher natürlicher Störung keinen erkennbaren Effekt in Bezug auf – angenommen: geringere - fischereiliche Störung aufwiesen.

²⁵ Die nach Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgenommene räumliche Bewertung des Makrozoobenthos für das Wattenmeer deckt sich nicht mit der hier vorgestellten räumlichen Aufteilung. Den Flächen im nordfriesischen Wattenmeer wird in der WRRL eine nur mäßige Qualität bescheinigt, während den Stationen in den *high-fishing-effort* Subassoziationen entsprechend NDS01-NDS04 und NDS07-NDS11 eine gute Qualität zugeordnet wird. Allerdings ist bei der WRRL-Bewertung neben Sublitoral auch das Eulitoral miteingeschlossen. In Knefelkamp et al. 2022, <https://bfm.bsz-bw.de/frontdoor/index/index/searchtype/latest/docId/1104/start/8/rows/10> und <https://geoportal.bafg.de/karten/wfdmaps2022/>



A



B

Abbildung 18: Interpretation der (A) Änderung des Gemeinschaftsstruktur entlang von Gradienten der Fischereiintensität und (B) Ermittlung des Referenzwertes für die Fischereiintensität für den Übergang von gering zu hoch befischter Gemeinschaft bei unterschiedlicher Variabilität der Fischereiintensität von 2 (sd2) und 4 h a⁻¹ km⁻² (sd4). RW – random walk

4 AP2 BACI

4.1 Einleitung und methodische Grundlagen

4.1.1 Probenahmestandorte

Um die unmittelbaren Auswirkungen und die Erholung nach einem Fischereiereignis zu untersuchen, wurden drei BACI-Experimente auf 2 unterschiedlichen Substraten durchgeführt: Auf Fein- und Mittelsand ohne *Lanice*-Besiedlung fand BACI I vom 15.–31.07.2019 im nordfriesischen Wattenmeer in der Lister Ley bei Sylt statt. Dabei wurde auf zwei replizierten Versuchsflächen (Teilflächen A und B) durch einen gecharterten kommerziellen Kutter (FK *Hartje*) metier-typisch eine ausgewählte Störungsfläche vierfach befischt. Die Dynamik des Benthos (Endo- und Epifauna) in diesen Fischereispuren wurde im Anschluss über 14 Tage von Bord der FS *Mya II* beprobt. Das erste BACI-Experiment von 2019 wurde 2021 als BACI II (Teilfläche B2) im Zeitraum von 09.–26.07.2021 BACI II wiederholt, wobei auf eine Replizierung wie bei den Teilflächen A und B verzichtet wurde. Hintergrund dafür waren die Erfahrungen aus dem BACI I, dass gezeigt hatte, dass die kleinskalige Habitatheterogenität eine echte Replikation nicht zulässt (siehe Abbildung 28). Stattdessen wurde die Greiferanzahl pro Station erhöht, um der hohen Variabilität in der statistischen Auswertung besser Rechnung tragen zu können.

Ein drittes Experiment (BACI III) fand auf feinsandigem Substrat ohne *Lanice*-Besiedlung vom 10.–25.10.2021 an der niedersächsischen Küste bei Norderney statt. Dabei wurde auf einer Versuchsfläche (Teilfläche C) ebenfalls durch einen gecharterten Kutter FK *Delphin* eine ausgewählte Störungsfläche vierfach befischt und im Anschluss von der FK *Uranus* aus beprobt. Das Design ohne Replizierung der Flächen und der Beprobungsaufwand entsprach demjenigen bei B2.

4.1.2 Theoretisches Konzept

Die unterschiedlichen methodischen Ansätze bislang vorliegender experimenteller Studien zur Garnelenfischerei erlauben keine abschließende Bewertung der Effekte der Garnelenfischerei auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften des Bodens im Wattenmeer, da die wichtigen Randparameter Habitat und Zeitskala unterschiedlich berücksichtigt worden sind (Kenndaten von zwei ausgewählten Untersuchungen in Tabelle 9).

In CRANIMPACT entspricht das experimentelle Design einem *Before-After-Control-Impact-(simultaneous)-Paired-Sampling* (BACIPS) nach Osenberg et al. [137], bei dem wiederholt mehrere Male (vor und) nach einer Störung gleichzeitig in Kontroll- und Störungsfläche beprobt wird. Durch dies simultane Beprobung können Auswirkungen von äußeren und nicht kontrollierbaren Einflüsse, wie z.B. Sturmereignisse, unmittelbar identifiziert werden und beeinträchtigen die Messung der experimentellen Effekte nicht [7,10]. Da die Fischerei im Sublitoral stattfindet und die Erholungszeiten bei Schleppnetzfisherei als relativ kurz angenommen werden können [10 - 14 Tage, siehe 25], muss die Untersuchung entsprechend im Sublitoral

und innerhalb von 2-4 Wochen durchgeführt werden. Da Eindringtiefe des Geschirrs und die Breite der Schleppspur bei der Garenelenkurre gering sind [132] [7], wurden die Experimentierflächen wie bei Glorius et al. [9,10] insgesamt 4-fach überfischt, um einen deutlichen Störungsimpuls bei sicherer Überlappung der jeweiligen Trawls der Versuchsfischerei zu haben.

Folgende Aspekte wurden im verwendeten Design besonders berücksichtigt:

- Georeferenzierte Probennahme und Störung im Sublitoral, um die Auswirkungen der Störung *in situ* mit hoher Sicherheit messen zu können.
- Hohe zeitliche Auflösung über einen Zeitraum von 14 Tagen, um kurzfristige Erholungseffekte abbilden zu können, nämlich 1,3,7, und 12 resp. 14 Tage nach der Störung.
- Hohe Zahl an Replikaten pro Station, um der kleinskaligen Variabilität Rechnung zu tragen (Abbildung 20). Hierbei sind bis 10 Parallelproben für die Endofauna und bis zu 3 für die Epifauna genommen worden.
- Entwicklung geeigneter Testverfahren, um die erwarteten Formen des Einflusses auf das Bodenökosystem nachweisen und abbilden zu können (Abbildung 19). Dies betrifft einen Vorher-nachher-Vergleich, eine mögliche lineare Erholung nach einem Mortalitätsereignis, eine nicht-lineare Reaktion durch zusätzliches Nahrungsangebot in Form eines '*scavenger*'-Effektes durch Nahrungsopportunisten, eine Verschiebung von Abundanzen zwischen gestörten und ungestörten Flächen durch gerichtete und ungerichtete Wanderungen sowie eine Betrachtung der funktionalen Diversität in Form einer BTA, d.h. '*biological traits analysis*'. Die Vielzahl möglicher Interaktionen zwischen Untersuchungsflächen im Verlaufe eines Experiments sind in Underwood [138] und Stewart-Oaten & Murdoch [139] dargestellt.
- Zusammenfassende Bewertung und Meta-Analyse mit einer geeigneten Effektgröße. Die Meta-Analyse berücksichtigt auch Unsicherheiten im experimentellen Design bezüglich der Realisierung der nominalen Vierfachstörung und kann von einer Vierfachstörung auf eine Einfachstörung skaliert werden. Die Ergebnisse der Meta-Analyse sind als Teil von AP4 dargestellt (siehe 5.1).

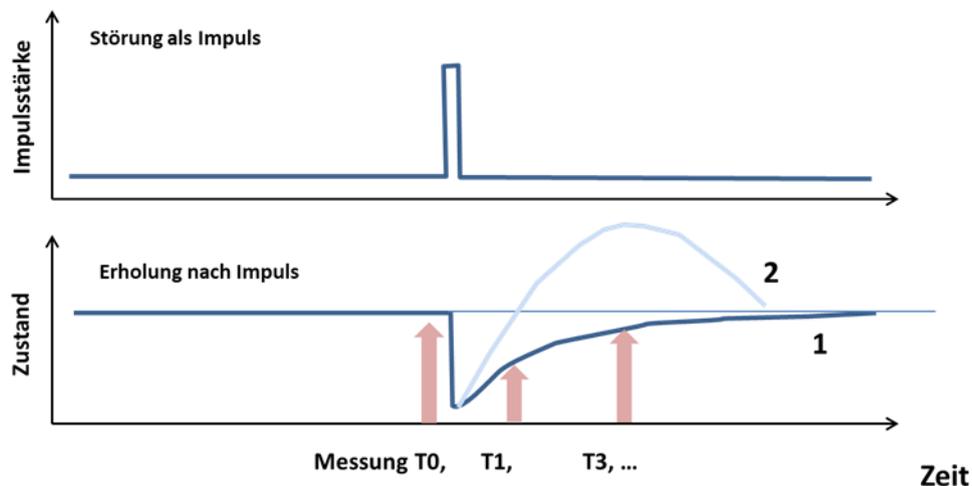


Abbildung 19: Schematische Darstellung der Auswertungen nach Test 3 und Test 4 in Bezug auf die Zeitpunkte der Störung und der nachfolgenden Messungen T0, T1, ... Der Zustand in der Kontrollfläche ist als dünn durchgezogene, derjenige in der gestörten Fläche als dick durchgezogene Linie dargestellt. Angenommene Zustandsverläufe für Test 3 (1) und 4 (2) durch entsprechende Ziffern dargestellt.

Tabelle 9: Kenngrößen ausgewählter Studien mit experimenteller Fischerei aus dem Schleswig-Holsteinischen, Berghahn & Vorberg [7] und dem niederländischen Wattenmeer, Glorius et al. [10]. Entscheidende Abweichungen zum CRANIMPACT-Konzept hervorgehoben.

Messung und Messparameter	Berghahn und Vorberg, 1998	Glorius et al., 2015
Physikalischer Einfluss	berechnet	
Endobenthos Eulitoral	X	-
Epibenthos Eulitoral	-	-
Endobenthos Sublitoral	-	X
Epibenthos Sublitoral	X	X
Zeitliche Auflösung: experimentelle Beprobung	0/1/7 Tage	0 Tage, <u>dann nach ca. 8 Wochen</u>
Intensität: experimentelle Befischung	1x (Before-After Design)	0x-1x-2x-3x-4x (Before-After-Control-Impact Design)
Biologische Probennahme	Stechproben Eulitoral; <u>Dredgeproben Sublitoral;</u> <u>Taucherobservation Sublitoral</u>	Stech- und Dredgeproben Sublitoral
Anzahl Parallelproben pro Termin	Endobenthos 7 Epibenthos 6 (1 m-Dredge)	Endobenthos 15

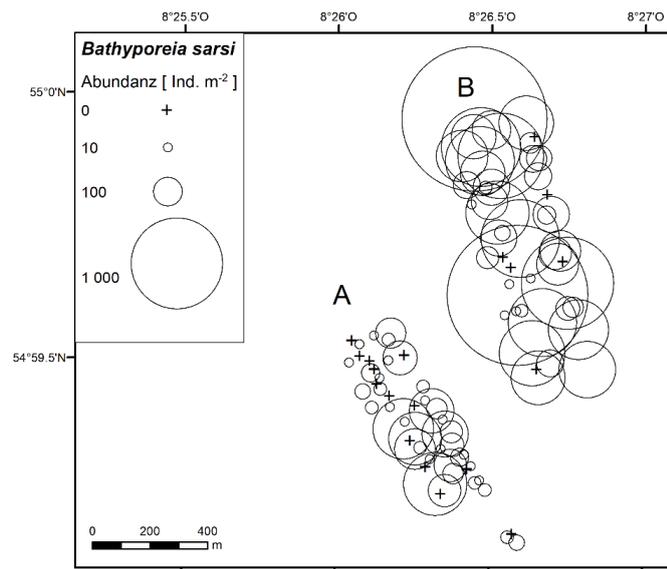


Abbildung 20: Kleinskalige Variabilität am Beispiel von *Bathyporeia sarsi* (Amphipoda) in den Teilflächen A und B (2019). KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

4.1.3 Die experimentelle Störung

Die experimentelle Störung wurde nominal als Vierfachstörung angelegt und die Genauigkeit der Applikation der Störung und Probennahme jeweils durch Kartendarstellung der georeferenzierten Probennahmen geprüft.

Der Einfluss der Garnelenkurre auf den Meeresboden und auf das Benthos setzt sich aus den Anteilen aller bodenberührender Komponenten der Baumkurre zusammen (vergl. Abbildung 21-Abbildung 23). Das betrifft die Kurrschuhe, das Grundtau/-kette mit Rollen (sogenannte *bobbins*), das Unterblatt, den Scheuerschutz (sogenannte *dolly ropes*) und den gefüllten Netzbeutel bzw. Steert. Dabei ist die Persistenz von Fischereispuren u.a. abhängig vom Sedimenttyp und möglicherweise auch vom Füllgrad des Netzbeutels.



Abbildung 21: Krabbenbaumkurre im Einsatz mit Blick auf äußeren Kurrschuh. Abbildung aus Mieske (2019b)²⁶.



Abbildung 22: Krabbenbaumkurre im Einsatz mit Kurrschuh und äußerer Grundkette mit Rollen (*bobbins*). Abbildung aus Mieske (2019a)²⁷.

²⁶ Mieske, B (2019b). Fahrtbericht über die 769. Reise des FFS "Solea" vom 28.10. bis 04.11.2019: Unterwasservideountersuchungen an Garnelen-Baumkurren, die aufgrund ihres geringen Bodenkontaktes keine Dolly Ropes als Scheuerschutz benötigen oder wegen einer Siebmatte vor der Netzöffnung, einem geraden Grundtau oder großen Maschen im Unterblatt weniger Bodensubstrat auffischen sollen. Thünen-Institut für Ostseefischerei, Rostock, Germany. pp. 51.



Abbildung 23: Krabbenbaumkurre im Einsatz mit Blick von der äußeren Grundkette in die Netzmitte. Abbildung aus Mieske (2019b)¹¹.

Die experimentellen Hols durch einen Krabbenkutter mit auch kommerziell eingesetztem regulären Krabbeneschirr zu Beginn des BACI-Experiments dauerten durchschnittlich 15 Minuten, und erstreckten sich über eine Länge von ca. 1 060 m. Die simulierte fischereiliche Störung auf den Versuchsflächen zu Beginn des BACI-Experiments wurden so durchgeführt, dass das Geschirr vor der eigentlichen Versuchsfläche auf Grund gefiert bzw. nach Überschleppen der Fläche angehievt wurde. Aufgrund der Enge und bathymetrischen Gegebenheiten in der nördlichen Lister Ley konnten die Schlepstriche der Fischereihols nicht wesentlich über die Länge der Versuchsflächen hinaus ausgedehnt werden. Zur Durchführung der Vierfachstörung wurde das Geschirr an den Wendepunkten lediglich angehievt und nach der Wende wieder wieder auf Grund gefiert, ohne den Steert zu entleeren. Das bedeutet, dass sich der Steert mit jeder weiteren Passage auf dem gleichen Schlepstrich zunehmend mehr füllte. Ein längeres Fischen vorab wäre in den ohnehin räumlich eng begrenzten Priel-Systemen des Wattenmeeres nicht möglich gewesen. In der Lister Ley gestaltete sich allein die Auswahl ausreichend großer Flächen mit vergleichbaren bathymetrischen, topographischen und Habitat-Eigenschaften zur Durchführung des Experiments als schwierig.

2019 bestand der Hauptbestandteil der Fänge mit dem kommerziellen Geschirr im Lister Tief aus juvenilem Wittling (*Merlangius merlangus*). *Crangon crangon* war hingegen nur in geringen Mengen vertreten. In den Sommermonaten fallen sowohl Gesamt- als auch die *Crangon crangon*-Fänge typischerweise geringer aus als im Herbst [140,141]. Im September/Oktobre können kommerzielle Hols mit einer 8.4 m-Baumkurre

²⁷ Mieske B (2019a) Fahrtbericht über die 755. Reise des FFS "Solea" vom 25.10. bis 05.11.2018: Untersuchungen an einer herkömmlichen und an einer aufsteigend zugeschnittenen 7 m-Garnelenbaumkurre. Untersuchungen zur Verringerung des Bodenkontaktes von Steerten in der Krabben-Baumkurrenfischerei. Thünen-Institut für Ostseefischerei, Rostock, Germany. pp. 20.

Gesamtfänge über 150 kg h^{-1} erzielen [140]. Für die gesamte Fischereiflotte ergab sich aus den Anlandedaten 2019 für den Monat Juli eine durchschnittliche Anlandung pro 15 Minuten von 8.75 kg, hochgerechnet mit entsprechenden Discards sind 38.3 % aller Hols der Flotte im ausgewählten Zeitfenster unter 15 kg Gesamtfang pro 15 Minuten. Für die BACI-Experimente in Arbeitspaket 2 war eine Standardisierung des Füllgrads des Steerts nicht vorgesehen und wäre technisch nicht realisierbar gewesen.

Tabelle 10: Hochgerechneter Gesamtfang einschließlich Discards für die deutsche Krabbenfischerflotte, Juli 2019

Gesamtfang (kg) pro 15 Minuten	≥ 5	≥ 10	≥ 15	≥ 20	≥ 25	≥ 30
Prozent der Hols im Juli 2019	2.7	14.7	20.9	20.9	14.2	9.6

Die mit Fotografien dokumentierten Fänge zeigen, dass die im Lister Ley erzielten Fänge für die Vierfachstörung für die Experimente A und B im Bereich des Segments $\geq 10 \text{ kg}$ pro 15 Minuten lagen, wobei die Vierfachstörung erst nach dem vierten Durchgang geleert wurde (Abbildung 24).

Für die nachfolgenden BACI-Experimente in den Teilflächen B2 und C wurde analog der Vierfachstörung in der Lister Ley in 2019 verfahren (s.o.). Das Prielsystem vor Norderney war räumlich enger als das der Lister Ley. Für das dortige Experiment in der Teilfläche C wurden pro Netz in der Vierfachstörung 76 kg gefangen (ca 1 h Trawlzeit), in der Zusammensetzung entfielen 15 Vol-% auf die Rippenqualle *Mnemiopsis leydii*, ca. 15 Vol-% auf Wittling *Merlangius merlangus*, 35 Vol-% auf Schill und Miesmuscheln, dazu Grünalgen, Nordseegarnele *Crangon crangon* und ein geringer Beifang von Scholle *Pleuronectes platessa*. Abzüglich der Schill- und Rippenqualleanteile lag der Hol bei 19 kg Gesamtfang / 15 Minuten.

Die gewählte experimentelle Anordnung kann daher als repräsentativ für die Fangsituation in der Garnelenfischerei gelten.



Abbildung 24: Experimentelle Befischung (links) Fang nach einfacher Passage, ca. 5 kg ; (rechts), Fang nach 4fach-Störung ca. 20 kg, Monat Juli 2019, Lister Tief

4.1.4 Statistische Auswertung

Sediment siehe Kapitel 3.2.2.1.

Test 1 bis Test 4 werden direkt in den jeweiligen BACI-Experimenten I, II, und III abgehandelt, während Test 5 bis Test 7 für die zusammenfassende Bewertung aller BACI-Experimente zur Anwendung kommen. Ebenso wird der übergreifende Vergleich von Test 1 und Test 2 in der zusammenfassenden Bewertung dargestellt.

4.1.4.1 Endofauna

Die Auswahl der statistischen Verfahren trägt der Art der möglichen Effekte und der natürlichen kleinskaligen Dynamik Rechnung, um so unterschiedliche Hypothesen überprüfen zu können. In der Regel werden BACI-Experimente als faktorielle Varianzanalyse ausgewertet unter der Berücksichtigung [14,138], dass ANOVA gegenüber Verletzungen der Normalverteilung der abhängigen Variablen vergleichsweise robust ist. Für den Untersuchungsdatensatz mit der höchsten Einzelprobenzahl der Endofauna pro Teilfläche (B2, n=100) zeigt die Auswertung des Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung jedoch, dass mit Signifikanzwerten von $p=2.989e-12$, $p=1.826e-12$ und $p=0.0006$ jeweils für Gesamtabundanz, Gesamtbiomasse und Artenzahl eine Normalverteilung ausgeschlossen werden kann. Bezogen allein auf die Kontrollfläche mit der Hälfte der Gesamtprobenzahl (n=50) ergaben sich entsprechend $p = 1.296e-07$, $p = 1.923e-10$ und $p = 0.0001$. Die Änderung der p-Werte zeigt indes keine 'Verbesserung' an, sondern ist dem Verhalten des Shapiro-Wilk-Tests geschuldet, bei kleinerer Stichprobengröße 'normaler' zu werden (siehe die Besprechung der Power für Epifauna im nächsten Abschnitt). Der QQ-Plot für die 'beste' Variable Artenzahl zeigt, wie erheblich die Abweichungen von der Normalverteilung sind (durchgezogene Linie in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Besonders die Ränder der Verteilung hätten eine Auswirkung in der ANOVA. Daher werden in der Endofaunaanalyse nicht-parametrische Tests und solche mit Randomisierungen verwendet.

Um die zu untersuchenden Prozesse abbilden zu können, werden angepaßte Tests durchgeführt. Test 1 bezieht sich auf die kleinskalige Variabilität zum Zeitpunkt T0, d.h. vor der Störung. Test 2 vergleicht summarisch die Mittelwerte zwischen Störung und Kontrolle über alle Zeitpunkte, d.h. ohne einen spezifischen Zeitbezug. Test 1 und Test 2 zusammen dienen als Vorher-nachher-Vergleich. Die nachfolgenden 3 Tests schließen explizit einen Zeitbezug nach der Störung mit ein und sagen dadurch etwas über die Art des Effektes und die Erholungsdynamik aus. Test 3 und Test 5 bilden die räumlich-zeitliche Dynamik zwischen Kontrolle und Störungsfläche ab (Test 3 als lineare Erholung und Test 5 als Biplot-Analyse). Test 4 untersucht allein die zeitliche Dynamik innerhalb der Störungsfläche in Form eines möglichen 'scavenger'-Effektes oder des entgegengesetzten Vorgangs, einer Dekompensation (Tabelle 11). Test 1 und Test 2 sind nichtparametrisch, Test 3 und Test 4 beziehen eine Randomisierung durch wiederholtes 'bootstrapping' mit linearer Analyse mit ein, und die multivariate Biplot-Analyse bildet Abundanzdaten unimodal entlang von Gradienten ab und errechnet auf diese Weise Affinitäten zu den Umweltfaktoren.

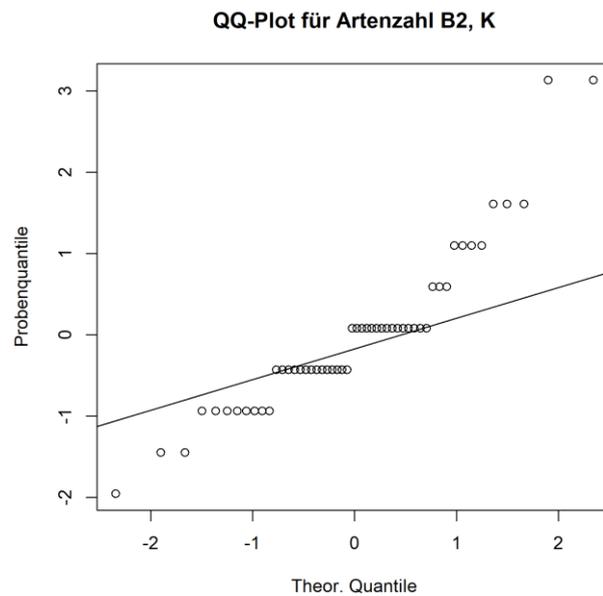


Abbildung 25 : QQ-Plot für die Artenzahl im Experiment B2 in der Kontrollfläche K, n=50

Die Tests sind nicht hierarchisch angeordnet (d.h. keine konditionalen Verknüpfungen etwa in der Form: wenn Test 1 positiv, dann kein Test 2 o.ä.), sondern werden parallel durchgeführt, da angenommen werden kann, dass kleinskalige Variabilität die Dynamik auf den Experimentierflächen in jede zeitliche oder räumliche Richtung beeinflussen kann: vor der Störung, nach der Störung, jeweils nur in der Kontroll- oder der Störungsfläche oder in beiden. Beim übergreifenden Vergleich über alle untersuchten Variablen wird

pro Teilfläche eine Bonferroni-Korrektur angewandt, um bei Mehrfachvergleichen zufällig richtige Ergebnisse deutlich auszuschließen. Die verbleibenden Resultate sind also zuverlässiger, gleichzeitig werden jedoch auch viele real unterschiedliche Ergebnisse ausgeschlossen (siehe Anhang 7.1.1). Die Korrektur gilt daher als sehr konservativ [142].

Die Summenparameter Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz der Assoziationen (siehe [25,132]) als auch von Einzelpopulationen [138] werden in die Analysen einbezogen.

Test 1 und Test 2 als Vergleich der Mittelwerte

Da Test 1 für die Werte bei T0 durchgeführt wird, untersucht er, ob kleinskalige Variabilität bei Versuchsbeginn vorgelegen hat [siehe 137]. Test 2 untersucht, ob nach Ablauf aller Untersuchungszeitpunkte in der Summe ein Unterschied zwischen Kontrolle und Störung S_IV besteht. Im Vorher-nachher-Vergleich werden die Häufigkeiten signifikanter Test 1 und Test 2-Ergebnisse miteinander verglichen in Hinblick auf eine

mögliche Häufung von Test 2-Ergebnissen als Folge des Fischereiereignisses. Aufgrund der Einbeziehung von T0 in Test 2 kann er als besonders robust gelten.

Test 1 und Test 2 werden als nicht-parametrisches Äquivalent zum Test zweier Mittelwerte durchgeführt, nämlich als Rangsummentest, da eine Normalverteilung der Werte nicht angenommen werden kann. Test 1 und Test 2 beziehen sich auf alle Werte aus Kontrolle bzw. Kontrolle und Störung im gesamten Zeitfenster des Experiments. Da innerhalb einer Variablen nur zwischen zwei Ausprägungen oder '*treatments*' (Störung gegen Kontrolle) verglichen wird, ist eine Bonferroni-Anpassung des Fehlers 1. Ordnung für die Störung nicht nötig. Nullwerte sind explizit enthalten, anders als bei Test 3 und Test 4. Da der Wilcoxon-Test erst ab einer Stichprobengröße von 4 möglich und ab 20 erst zuverlässig reagiert [143], wird stattdessen ein Permutationstest auf Rangsummen für Test 1 und Test 2 durchgeführt. Ein Permutationstest ist in der nichtparametrischen Statistik ein exakter Test, bei dem zufällige Stichprobenwiederholungen unter Annahme der Nullhypothese identischer Teilproben gezogen werden. Der Permutationstest erhöht also nicht den Stichprobenumfang (siehe *independence_test()* in R) [144], sondern erzeugt eine Ergebnisverteilung durch Durchmischung der Daten, d.h. Permutationen oder Monte-Carlo-Simulation (siehe Abschnitt 7.1.2). Mit weniger als möglichen 50 Permutationen wird der Test nicht ausgewertet, da er dann ähnlich wie der Wilcoxon-Test nicht zuverlässig Unterschiede anzeigen kann (erhöhter Fehler 1. Ordnung).

Der Vergleich der Ergebnisse von Test 1 und Test 2 zeigt, ob größere Unterschiede nach der Störung vorliegen gegenüber Unterschieden durch kleinskaligen Variabilität vor der Störung. Da in der zusammenfassenden Übersicht multiple Vergleiche angestellt werden zwischen den Test 1/Test 2-Ergebnisse aller untersuchten Variablen je BACI-Experiment A, B, B2 und C, wird für diesen Analyseschritt eine Bonferroni-Korrektur vorgenommen und abschließend werden die jeweiligen Anteile der signifikanten Ergebnisse als Proportion angegeben und mit dem 2-Proben Z-test (*prop.test()* in R) geprüft.

Endofauna Test 3 auf lineare Erholung

Test 3 untersucht den Trend in der Störung relativ zum Trend in der Kontrollfläche, bezieht also kleinskalige zeitliche Dynamik mit ein, sofern sie in beiden Behandlungen ('*treatments*') gleichartig aufgetreten ist und daher Kontrolle und Störungsfläche S_IV nicht räumlich unabhängig sind.

Es wird für eine biologische Variable der Trend der Differenz zwischen Störung und Kontrolle (2 Ausprägungen) an 5 Zeitpunkten ausgewertet (Design 2 x 5, entspricht 5 Differenzwerten). Die Differenz sollte mit zunehmender Versuchsdauer geringer werden (siehe Anhang 7.1.3). Um der Probenvariabilität Rechnung zu tragen, werden jeweils pro Zeitpunkt und Störung/Kontrolle 500 neue Stichproben gesammelt und dann die Testgröße berechnet ('*bootstrapping*'). Wegen der geringeren Wirksamkeit des Testes bei Variablen mit fehlenden Daten in einer der Positionen der 2 x 5-Matrix (Nullstellen) werden Variablen/Arten mit Nullstellen nicht ausgewertet (letztere können aber in der Biplot-Analyse ausgewertet werden; siehe 7.1.5).

Unter der Annahme einer linearen Erholung kann die Effektdauer berechnet werden, zu der der angenommene Unterschied zwischen Störung und Kontrolle Null wird.

Endofauna Test 4 auf Überkompensation

Test 4 untersucht den Trend allein in der Störungsfläche, geht hierbei von einem nicht-linearen Ansatz aus und bezieht so mit ein, dass die kleinskalige Dynamik sich ungleich und unabhängig auf Störung und Kontrollfläche auswirkt. Der angenommene nicht-lineare Verlauf bezieht sich einerseits auf eine Überkompensation, d.h. opportunistisch veranlagte Arten gehen nach der Störung in das Störungsfeld hinein, wobei gegen Ende des Versuches wieder eine Normalisierung eintritt. Andererseits kann dieser Test auch eine Dekompensation abbilden, d.h. empfindliche Arten verlassen zunehmend die Störungsfläche, um bei zeitlicher Abschwächung des Effektes wiederzukehren (siehe Anhang 7.1.4).

Eine Effektdauer wird hier nicht angegeben, da durch die Art der Berechnung der Effekt theoretisch nach maximal $2 \cdot 14$ Tagen verschwunden ist. Danach würde der Test 4-Effekt in einen Test 3-Effekt übergehen.

Endofauna Test 5 Biplot-Analyse

in der Biplot-Analyse (Beprobungszeitpunkte als Prediktormatrix) wird eine erzwungene Korrespondenzanalyse (CCA) verwendet, um Beziehungen zwischen Beprobungszeitpunkten und den häufigsten Arten im Sinne von Ursache-Wirkungs-Beziehungen in einer zeitlichen Dynamik zu bestimmen. Anders als in der Redundanzanalyse oder bei Test 3 und Test 4 liegt der Ordination ein unimodales Modell (Normalverteilungsmodell) zugrunde, so dass auch Daten mit Nullstellen explizit abgebildet werden können. Der Winkel zwischen zwei Variablen kann nicht als Korrelationen interpretiert werden, sondern die Projektionen auf die jeweilige Umweltvariable müssen als '*ranking*' verstanden werden [145,146]. Quantitativ kann der Anteil erklärter Varianz aus der freien und der erzwungenen Korrespondenzanalyse miteinander verglichen werden; ein deutlicher Unterschied in Form eines Abfalles zwischen freier und erzwungener Analyse zeigt an, dass die gewählten Umweltvariablen die Dynamik in der Gemeinschaft nicht adäquat abbilden können. Weiterhin wird das '*ranking*' in Form von Affinität quantitativ erfasst (siehe Anhang 7.1.5), d.h. die positiven Affinitäten der Arten zu den Beprobungszeitpunkten und der Behandlung in Kontrolle und Störung können tabellarisch dargestellt und vergleichend über alle Experimente ausgewertet werden.

Die Annahme eines unimodalen Modells ist die Entsprechung der Hypothese einer möglichen Überkompensation oder '*scavenger*'-Effektes. Da der Test auf der Auswertung gleicher Muster in den Einzelerperimenten beruht, die jeweils eine Wahrscheinlichkeit von 50 % besitzen, kann die Fehlerwahrscheinlichkeit durch $p = 0.5^n$ bestimmt werden, wobei n die Anzahl übereinstimmender Muster darstellt.

Tabelle 11: Endofauna-Analysetests im Überblick

Test	Testlevel	Beschreibung	Flächenbezug	Zeitbezug	Ziel
Getrennt nach Teilflächen					
Test 1	Summenparameter, Artabundanzen	Vergleich der Mittelwerte T0	Störung und Kontrollfläche	T0	Kleinskalige Variabilität
Test 2	Summenparameter, Artabundanzen	Vergleich aller Mittelwerte	Störung und Kontrollfläche	Alle Proben	Summarischer Effekt über gesamten Zeitraum
Test 3	Summenparameter, Artabundanzen	Lineare Erholung	Störung und Kontrollfläche	Reihung: T0, T1, T3, T7, T12/T14	Linearer zeitlicher Verlauf des Effektes als Differenz zwischen Störung und Kontrolle
Test 4	Summenparameter, Artabundanzen	Überkompensation	Störung	Reihung: T0, T1, T3, T7, T12/T14	Nichtlinearer zeitlicher Verlauf des Effektes <u>nur</u> in der Störung
Test 5	Artabundanzen	Biplotanalyse	Störung und Kontrollfläche	Reihung: T0, T1, T3, T7, T12/T14	Zeitliche Wechselwirkungen zwischen Störung und Kontrolle
Test 6	Lebensgemeinschaft	ANOSIM	Ohne und genestet in Störung und Kontrollfläche	Reihung: T0, T1, T3, T7, T12/T14	Zeitliche Wechselwirkungen ohne und mit Bezug zu Störung und Kontrolle
Gesamtbewertung (A, B, B2 und C zusammen)					
Test 7	Summenparameter	Meta-Analyse	Störung und Kontrollfläche	Alle Proben mit T0-Effekt eliminiert	Gerichteter Abundanz/Biomassen-Effekt

Test 6 ANOSIM-Analyse

Basierend auf der Auswahl der häufigeren Arten für Test 5 (Gesamtanzahl $n > 20$) wird auf Gemeinschaftsebene ein allgemeiner Zeiteffekt und ein genesteter Zeiteffekt (Zeiteffekt in Störung und Kontrolle) untersucht. ANOSIM (*Analysis of Similarities*) ist eine robuste nicht-parametrische Methode, um Unterschiede in Lebensgemeinschaften in Bezug auf vorgegebene äußere Faktoren festzustellen. Die Methode wird *post hoc* angewandt und eignet sich anders als SIMPROF nicht, um Untergruppen in Datenmengen zu bestimmen [147]. Anders als in der Biplot-Analyse lässt sich eine Richtung des Effektes nicht beschreiben. Insofern wird dieser Test ergänzend zu der Analyse der zeitlichen Affinitäten in Test 5 und zu Test 1 eingesetzt. Faktoren sind jeweils die Beprobungszeitpunkte und die Ausprägung Störung/Kontrolle. Der Test 6 kann als Indikator

für kleinskalige zeitliche Variabilität gesehen werden. Da ANOSIM auf seltene Arten reagiert, sind Arten mit einer mit Frequenz > 0.03 einbezogen.

Test 7 Meta-Analyse

Meta-Analysen dienen der Zusammenfassung von in sich homogenen Einzelstudien, in diesem Fall der Analyse der Ergebnisse für die Summenparameter Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz der drei in sich abgeschlossenen Einzelerperimente auf den 4 Teilflächen A, B, B2 und C. Die Einzelstudien erhalten jeweils eine Gewichtung nach dem Kehrwert ihrer Varianz, d.h. Studien mit hoher Variabilität fließen entsprechend geringer ein in das Gesamtergebnis als Studien mit geringer Variabilität [148]. Ausgehend von der Analyse der nominalen Vierfachstörung, wird die Effektgröße dem Ansatz von Sciberras *et al.* [25] folgend für Vergleiche mit Referenzstudien auf eine nominalen Einfachstörung standardisiert (siehe 7.1.6). Als Effektgröße dient hierbei das logarithmierte Verhältnis der Mittelwerte aus der Kontrollfläche und der nominalen Vierfachstörung S_{IV} oder nominalen Einfachstörung. Entsprechend zeigt ein positiver Wert an, dass die Kontrollfläche einen höheren Abundanzwert/Biomassenwert aufwies. Das Modell wird als '*mixed-effects*'-Modell gerechnet, was angemessen ist bei einerseits kleinem Stichprobenumfang und andererseits unter der Annahme, dass nicht alle Außenwirkungen kontrolliert werden können (Annahme, dass weitere Zufallseffekte an den 4 Stationen A, B, B2 und C vorhanden sind - engl. '*random effects*', während A, B, B2 und C vorgegeben sind, '*fixed effects*') [149].

Durch die Skalierung wird es auch möglich, unterschiedliche Annahmen über die Qualität der Störung in den Störungsflächen S_{IV} zu testen. So werden mögliche Abweichungen von der nominalen Vierfachstörung einbezogen, verursacht etwa durch Ungenauigkeiten bei der Aufzeichnung der Schlepplinien. Dazu werden als Realstörung eine 2-fache, 3-fache und 4-fache Störung der Teilflächen A und B angenommen, wobei die 4-fache Störung der nominalen Vierfachstörung S_{IV} entspricht.

Die Analysen wurden mit dem R-package '*metafor*' ausgeführt [150].

4.1.4.2 Epifauna

Wegen der geringeren Anzahl Proben (i.d.R. Einzelproben) eignen sich die auf *resampling* beruhenden statistischen Vergleiche Test 3 und Test 4 nicht für die Epifauna. Dies betrifft auch Test 1, der nur sinnvoll für die Fläche B2 durchgeführt werden kann, da in A und B jeweils nur je 1 T0-Probe für Kontrolle und Störung vorlagen. Die Clusteranalysen wie auch die ANOSIM Analysen (Test 6; **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) wurden abweichend von den Endofauna-Analysen, wo angegeben, mittels der Programms „Primer v7“ [151] durchgeführt.

Test 1, Test 2 und Test 2b als Vergleich der Mittelwerte

Für die univariaten statistischen Analysen (Vergleich der Abundanzen) wurden die Daten zunächst mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung getestet. Die Ergebnisse der durchgeführten Tests auf Normalverteilung für die Gesamtabundanz sind in Tabelle 13 aufgeführt. Für B und B2 liegt keine

Tabelle 12: Epifauna-Analysetestes im Überblick (nur Flächen A, B, B2)

Test	Testlevel	Beschreibung	Flächenbezug	Zeitbezug	Ziel
Nach Einzelflächen (A,B, B2 getrennt)					
Test 1 (nur B2)	Gesamtabundanz, Artabundanzen	Vergleich der Mittelwerte vor der Störung	Kontroll- und Störungsfläche	T-5, T-3, T-1(= T0)	Kleinskalige Variabilität
Test 2	Gesamtabundanz, Artabundanzen	Vergleich der Mittelwerte nach der Störung	Kontroll- und Störungsfläche	T0 bis T12/T14 (T1 bis T12/T14)	Summarischer Effekt über gesamten Zeitraum
Test 2b (nur B2)	Artabundanzen	Vergleich der Mittelwerte vor und nach der Störung	Kontrollfläche separat von Störungsfläche	T-5, T-3, T0 gegen T1 bis T12	Effekte vor und nach der Störung innerhalb eines 'treatments'
Test 6	Lebensgemeinschaft	Cluster, MDS, ANOSIM	Kontroll- und Störungsfläche	T-5 bis T12	Zeitliche Wechselwirkungen mit Bezug zu Störung und Kontrolle
Gesamtbewertung (A, B, B2 zusammen)					
Test 7	Gesamtabundanz	Meta-Analyse	Kontroll- und Störungsfläche	Alle Proben mit T0-Effekt eliminiert	Änderung in der Variabilität nach der Störung

Normalverteilung vor, während für A eine Normalverteilung angenommen werden kann. Allerdings ist die Stichprobengröße für A und B jeweils begrenzt auf 10, und Wah & Razali [152] zeigen, dass bei $n=10$ eine sehr geringe Power von < 0.10 vorliegt (gewünscht 0.8). Souza et al. [153] empfehlen $n>17$, so dass allein der Test für B2 aussagekräftig ist ($n=20$). Daher erfolgt wie bei der Endofauna der Vergleich der Stichproben mit dem nichtparametrischen Rangsummen-Test als Permutationstest.

Test 1 untersucht die Unterschiede zwischen den Kontrollflächen und den Störungsflächen vor der Störung. Test 2 untersucht hingegen, ob nach Ablauf aller Zeitpunkte Unterschiede zwischen den Kontroll- und Störungsflächen zu finden sind. Test 2b vergleicht die Proben vor und nach der Störung jeweils als Mittelwerte der Abundanzen getrennt für die Kontrollflächen und die Störungsflächen (= Vorher-nachher-Test pro Ausprägung). Test 1 und Test 2b können nur für B2 durchgeführt werden.

Die Häufigkeiten von Test 1 und Test 2 werden wie bei der Endofauna mit einem 2-Proben Z-Test vergleichend geprüft.

Test 6 als Cluster-, MDS- und ANOSIM-Analyse

Für die Auswertung von Unterschieden zwischen den Stationen in Bezug auf das gesamte Artenspektrum wurden die Abundanzen mit den multivariaten Methoden der Cluster-, MDS und ANOSIM – Analyse untersucht und werden wie bei der Endofaunaanalyse als Test 6 geführt.

Für eine gleichmäßigere Gewichtung der Arten bei großen Abundanzunterschieden wurden die Abundanzdaten mit der vierten Wurzel transformiert. Die ausgewählten nichtparametrischen, multivariaten Methoden basieren auf einer Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix [154]. Die so entstandene Ähnlichkeitsmatrix wurde für eine Clusteranalyse mittels der 'group average'-Methode verwendet. Das Ergebnis ist ein hierarchisches Dendrogramm, welches Gruppierungen anhand der Ähnlichkeit von Stationen betreffend ihrer Artenzusammensetzung aufzeigt.

Eine weitere Darstellungsmethode (auf zwei- oder mehrdimensionaler Ebene) der Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten zwischen den Gruppen/Stationen ist die Multidimensionale Skalierung (MDS). Dabei gibt der 2D Stress-Wert der MDS die Güte der Darstellung wieder. Ein Stress-Wert unter 0.05 spricht für eine gute Darstellung mit geringer Fehlinterpretation, ein Stress-Wert von unter 0.1 spricht für eine gute Darstellung, ein Wert von unter 0.2 für eine brauchbare Darstellung, welche jedoch mit Vorbehalt verwendet werden sollte und bei einem Wert von über 0.3 kann man die Darstellung als rein zufällig betrachten.

Für die statistische Bewertung der Ergebnisse wurde eine ANOSIM Analyse (Analysis of Similarities) durchgeführt, welche die Nullhypothese testet, dass die Ähnlichkeiten zwischen den Gruppen größer oder gleich sind als die Ähnlichkeiten innerhalb der Gruppen [155]. Der so ermittelte R-Wert dient dabei der Bewertung der Unterschiedlichkeit der Gruppen. Dabei spricht ein R-Wert über 0.75 für eine klare Trennbarkeit der Gruppen voneinander, ein R-Wert um 0.5 weist auf eine Trennbarkeit mit einigen Übereinstimmungen hin, und ein R-Wert von unter 0.25 spricht für die Gleichheit der Gruppen [151].

Die im Rahmen dieser Epifauna Auswertung verwendeten multivariaten Analysen (Cluster, MDS und ANOSIM) wurden wo angegeben unter Verwendung des Software-Pakets „Primer v7“ [151] ausgeführt, ansonsten mit dem R-Package *vegan* [99].

Test 7 Meta-Analyse

Neben dem deskriptiven Ansatz, die Überkompensation durch einen Vergleich der Abundanzen über einen längeren Zeitabschnitt zu beschreiben (siehe Experiment in B2, Abschnitt 4.3.1.2), wird ein meta-analytischer Ansatz für alle 3 Teilflächen gemeinsam untersucht. Hierzu wird die Variabilität der Gesamtabundanz an den Zeitpunkten T1-T14 zwischen Kontrolle und der nominalen Vierfachstörung S_IV verglichen. Die Testgröße stellt hierbei die 'standardized mean difference' der absoluten Abweichungen dar (siehe genaue Beschreibung im Anhang 7.1.6). Wie bei der Endofauna wird aufbauend auf der Analyse der nominalen

Vierfachstörung ebenfalls eine nominale Einfachstörung ausgewertet und die Unsicherheit in der Anwendung der Störung miteinbezogen.

Test 1, Test 2 und Test 6 werden direkt in den jeweiligen BACI-Experimenten I und II abgehandelt, während Test 7 in der zusammenfassenden Bewertung aller BACI-Experimente durchgeführt werden.

Tabelle 13: Statistische Kennwerte der durchgeführten Tests auf Normalverteilung für die Gesamtabundanz Epifauna, Shapiro-Wilk-Test.

Shapiro-Wilk Test	Experiment	p-Wert für Gesamtabundanz, K und S_IV gepoolt
	A	0.66
	B	0.05
	B2	0.005

4.2 BACI Experiment I 2019, Sylt Teilflächen A und B

4.2.1 Material und Methoden

Das erste BACI-Experiment auf Mittelsand mit Sandrippeln (ohne *Lanice*-Besiedlung) wurde vom 15.–31.07.2019 im Prielsystem der Lister Ley bei Sylt durchgeführt. Die beiden replizierten experimentellen Teilflächen A und B lagen entlang des nördlichen Abschnitts der Lister Ley.

Der Ablauf der einzelnen Probenahmen (Sediment, Endofauna, Epifauna) und die Anzahl der Proben pro Ausprägung/'*treatment*' (Kontrolle [K] und Mehrfachstörung [S_IV] in Kombination mit den Zeitpunkten T0–T14) sind in Tabelle 14 dargestellt. Dazu ist anzumerken, dass Zeitpunkt 'T0' als Zeitpunkt vor der Störung zu verstehen ist. Die T0-Probenahme erfolgte aber nicht zwangsläufig genau einen Tag vor der Störung (vergl. dazu BACI III, 2021, Kapitel 4.4.1, S. 131). Beispielsweise wurden am 16.07.2019 zunächst die T0-Greifergroben in der designierten Störungsfläche S_IV von Teilfläche B genommen, bevor anschließend am gleichen Tag die Fläche als Mehrfachstörung befischt wurde. Die entsprechende Epifauna-Probenahme fand hingegen einen Tag zuvor am 15.07.2019 statt.

Die Sedimentprobennahme erfolgte wie in Abschnitt 3.2.2.1 beschrieben.

Die Endofaunaprobennahme und Bearbeitung erfolgten wie in Abschnitt 2.2 (Endofaunanalyse) beschrieben. Die maximale Anzahl Proben pro Zeitpunkt, '*treatment*' und Teilfläche lag bei 6 (siehe Tabelle 14). T0-Proben können aus Platzgründen auch geringfügig außerhalb der eigentlichen Trawltracks liegen (siehe Abbildung 28).

Insgesamt wurden 20 Sediment-, 94 Endofauna-Stationen und 20 Epifauna-Schleppstriche beprobt.

Tabelle 14: Ablauf von BACI I (Lister Ley/Sylt, Teilfläche B2; 2019). Angegeben ist die Anzahl der Hols je 'treatment', d.h. Zeitpunkte vor (T0) und nach (T1–T14) der experimentellen Befischung sowohl auf Kontrollflächen (K) als auch der experimentell mehrfach befischten Fläche (S_IV). Probenahmenmethode: ¹, van Veen-Greifer; ², 2 m-Baumkurre.

Datum	Teilfläche	Zeitpunkt	Fläche	Sediment ¹	Endofauna ¹	Epifauna ²
15.07.2019	A	T0	K	1	3	1
			S_IV	1	3	1
16.07.2019	B	T0	K	1	3	1
			S_IV	1	3	—
		Exp. Befischung	S_IV			
17.07.2019	A	Exp. Befischung	S_IV			
			B	T1	K	1
18.07.2019	A	T1	S_IV	1	3	1
			K	1	4	1
19.07.2019	B	T3	S_IV	1	4	1
			K	1	6	1
20.07.2019	A	T3	S_IV	1	6	1
			K	1	6	1
23.07.2019	B	T7	S_IV	1	6	1
			K	1	6	1
24.07.2019	A	T7	S_IV	1	6	1
			K	1	6	1
30.07.2019	B	T14	S_IV	1	5	1
			K	1	5	1
31.07.2019	A	T14	S_IV	1	6	1
			K	1	6	1

4.2.1.1 Methode und Bewertung der Positionierung der Probenahmen

Wegen technischer Schwierigkeiten bei dem Einsatz des WaterLinked-Positionierungssystems (Water Linked AS, Trondheim, Norway) - d.h. die Sonden konnten nicht ausreichend tief ins Wasser gesenkt werden und die Aufhängung war nicht schwingungsfrei - wurde die Methode der direkten Verfolgung der Schleppspur einer Störungsbaumkurre angewandt (Abbildung 26, Abbildung 27). Hierbei diente die FS *Mya II* als Verfolgerschiff. Die Spur der zweiten Störungsbaumkurre wurde anhand der technischen Abmessungen von Baum und Baumkurre errechnet.

Fahrtplanung und Navigation erfolgte mit der Navigations-Software "TimeZero ©, v4". Die jeweiligen Arbeiten wurden in Echtzeit über die GPS Antenne der MYA II verfolgt und die Darstellung und Aufzeichnung erfolgte ebenfalls mit "TimeZero".

Die Positionierung der Benthosbeprobungen in den Fischereispuren war im Vergleich der 4 BACI-Teilflächen des Experiments für die Teilfläche B am ungenauesten (siehe Abbildung 28). In Teilfläche A ist es besser gelungen, die 4-fach Störung abzubilden. Daher wird bei Ergebnissen für Teilfläche B angemerkt, dass dies unter der Annahme einer nominalen Vierfachstörung S_{IV} gemessen worden ist. In der Meta-Analyse werden 3 unterschiedliche Szenarien getestet, nämlich dass die Störung real als Vierfachstörung S_{IV} , als angenommene 3-fach und angenommene 2-fach Störung in A und B umgesetzt worden ist. Dies bedeutet, dass bei einer angenommenen 3-fach Störung ein Mittel aus 2-fach, 3-fach und 4-fach überstrichenen Flächen vorgelegen hat. Bei der angenommenen 2-fach Störung wird entsprechend angenommen, dass ein Mittel aus 0-fach bis 4-facher Überfischung vorgelegen hat.

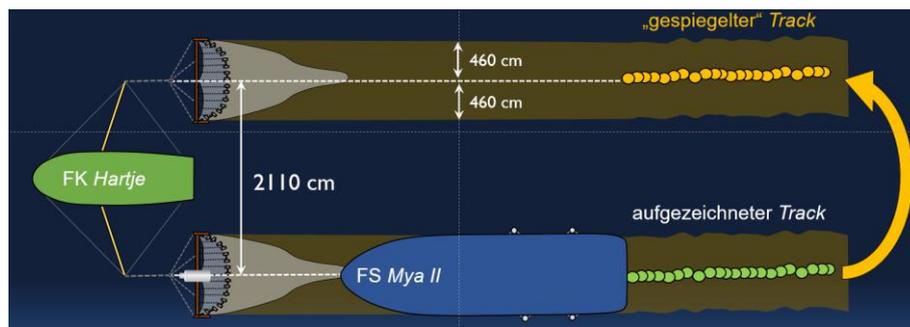


Abbildung 26: Schematische Darstellung der Aufzeichnung der experimentellen Fischereispuren im BACI I (Sylt, 2019) mit dem WaterLinked-System.



Quelle: H.O. Fock (Thünen)

Abbildung 27: Gecharterter FK *Hartje* bei der Erzeugung der experimentellen Fischereispuren für BACI I in der Lister Ley/Sylt (Teilfläche A und B, 16.–17.07.2019), während FS *Mya II* dem Kurrdraht des Steuerbordgeschirrs folgt und den *track* aufzeichnet.

4.2.1.2 Versuchsaufbau und Probennahme Epifauna

Die zufällige Verteilung der Stationen innerhalb der Flächen wurde durch die *sample()*-Funktion in R aus vorgegebenen Positionsslots berechnet.

Während des Einsatzes wurde die Kurre kurz vor Erreichen des geplanten Schleppstriches gefiert, um den Bodenkontakt nur innerhalb des Untersuchungsgebietes zu gewährleisten. Ebenso ist die Position des Schiffes beim Einsetzen ca. 50 m weiter gesetzt als der Ausgangspunkt der Störung. Der 50 m-Puffer ist ein bewusst hoch gewählter Sicherheitsabstand, um die Überlappung zwischen Störungsschleppstrichen und dem Schleppstrich der 2m-Kurre so gut wie möglich gewährleisten zu können.

Die Schleppdauer lag bei 5 Minuten pro Hol bei einer Geschwindigkeit von 1,5 kn – 2 kn. Teilweise konnten diese Vorgaben aufgrund der hohen Strömungsgeschwindigkeiten am Grund nicht eingehalten werden. Alle Abweichungen wurden dokumentiert und bei den Analysen berücksichtigt.

Schill ohne Bewuchs sowie Algen wurden aussortiert und gewogen (Feuchtgewicht), aber nicht konserviert. Der restliche Gesamtfang wurde nach Arten vorsortiert und für die weitere Bearbeitung im Labor eingeforen (keine Unterproben).

Die taxonomische Bearbeitung, sowie die erneute Ermittlung des Feuchtgewichtes wurde im Labor vorgenommen und in die Datenbank übertragen. Die Lagerung der Proben bis zur Aufarbeitung fand bei -40 °C statt. Ascidiacea wurden nicht auf Artniveau bestimmt.

Die Biomasse wurde auf die Gesamtzahl der Individuen hochgerechnet. Einige Biomassenwerte sind – ebenso wie bei der Endofauna – zwangsläufig unvollständig, da Extremitäten fehlen oder Verletzungen vorliegen können.

Bei Einsiedlerkrebsen wurden die Biomassen auf der Basis der Scherenbreite (rechte Schere) berechnet, da ein Wiegen der Individuen ohne Gehäuse nicht immer möglich war [156]. Da bei einigen Individuen die entsprechende Schere (oder beide) fehlten, konnten die Biomassen nicht vollständig bestimmt werden und wurden aus Mittelwerten hochgerechnet.

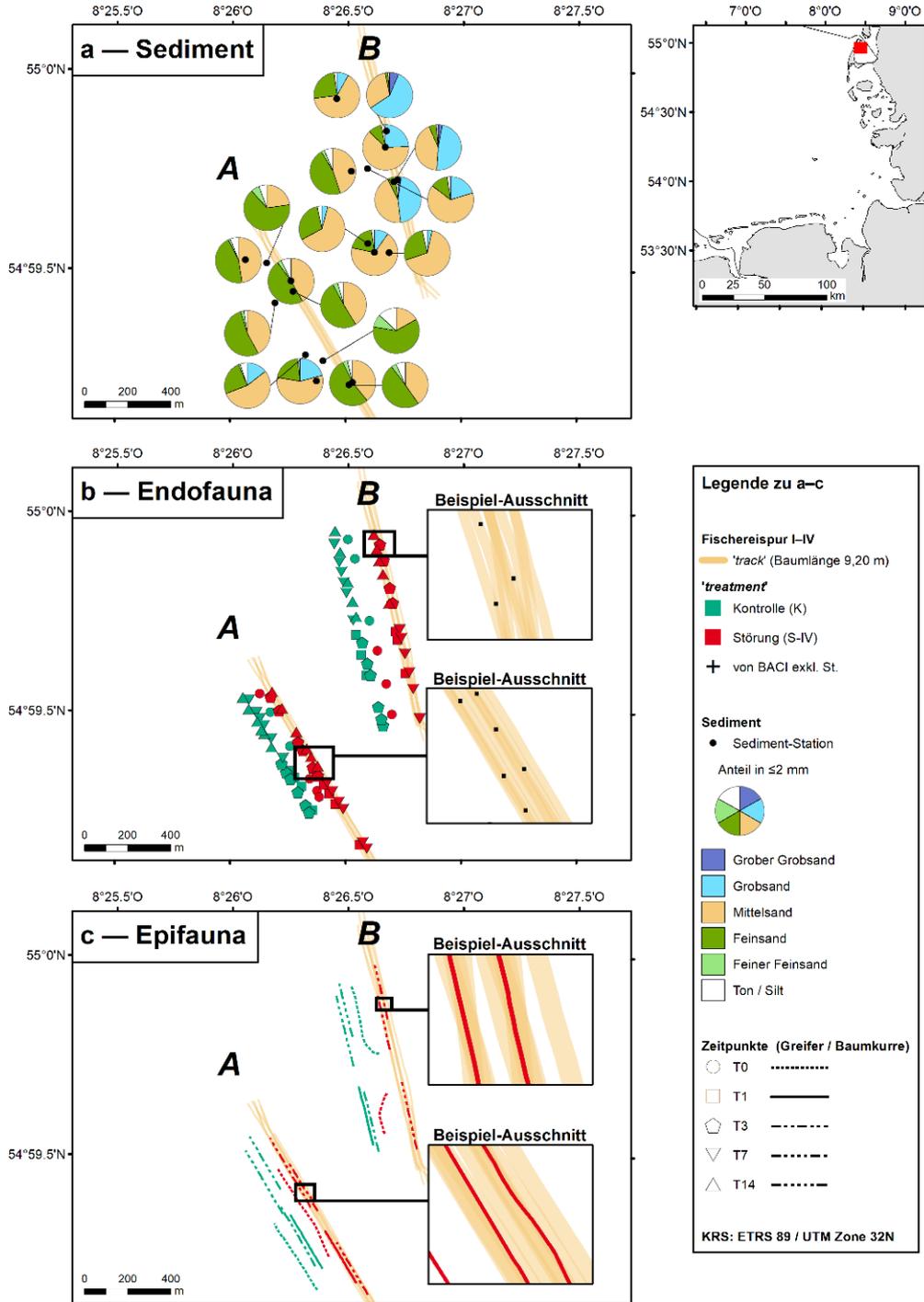
Alle Gruppen pro Hol wurden fotodokumentiert.

4.2.2 Ergebnisse Sediment

Die Station A ist durch einen relativ hohen Anteil Feinsand gekennzeichnet, während an der Station B auch stärkere Grobsandanteile zu verzeichnen sind.

Abbildung 28: BACI I in der Lister Ley (15.–31.07.2019). — a, Lage der experimentellen Fischereispuren, der Sediment-Probenahmen und Korngrößenverteilung (Fraktion $<2\text{mm}$); Übersichtskarte (rechts) zeigt Lage des in a, b und c dargestellten Untersuchungsgebiets. — b, Lage der experimentellen Fischereispuren und der Endofauna-Probenahmen zu den unterschiedlichen Zeitpunkten (T0–T14) vor und nach der Störung; schwarz umrahmte Ausschnitte veranschaulichen Lage der Probenahmen innerhalb der Fischereispuren. — c, Lage der 2 m-Baumkurrenhols zur Epifauna-Probenahme innerhalb der Fischereispuren und auf den Kontrollflächen zu den unterschiedlichen Zeitpunkten (T0–T15) vor und nach der Störung; schwarz umrahmte Ausschnitte veranschaulicht die Lage der Schleppstriche (Breite maßstabsgetreu) innerhalb der Fischereispuren. Weitere Erläuterungen im Text.

(Abb. folgende Seite)



4.2.3 Ergebnisse Endofauna

4.2.3.1 Artenzusammensetzung

Wie im Abschnitt **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zur Gradientenanalyse ausgeführt, wird die Fauna der Stationen A und B der Kernassoziation *Bathyporeia_core* zugeordnet. Es ist eine typische Prielgemeinschaft mit den kennzeichnenden Arten *Bathyporeia pelagica*, *Spio martinensis* und *Scoloplos armiger* agg. sowie *Bathyporeia sarsi*, die in A und B ebenfalls charakteristisch ist.

Tabelle 15 zeigt die durchschnittlichen Abundanzwerte für 29 z.T. auch seltene Arten, um dadurch die Übergänge zu den anderen Assoziationstypen darzustellen. So treten *Lanice conchilega* und *Ophelia* sp. auf, die zum einen auf den Assoziationstyp mit *L. conchilega* und zum anderen auf die durch gröbere Sedimente gezeichneten Stationen NA2, NA3 und NDS01-NDS04 der *Bathyporeia_low_fishing_effort* und *Bathyporeia_high_fishing_effort*-Assoziationen verweisen. In gleicher Weise zeigt das Vorkommen von *Ensis leei* die Verbindung resp. Übergang zur Station DK5 an, die durch eine dichte Muschelbank mit *E. leei* gekennzeichnet war (Tabelle 6: Mittlere Artabundanzwerte [n m⁻²] pro Assoziationstyp).

Tabelle 15 Vergleich der durchschnittlichen Abundanzen [n/m²] für die Teilflächen A und B (2019) für 29 Arten. Für taxonomische Referenz und Standardabweichungen siehe Tabelle 25.

Taxon	A	B	Taxon	A	B
<i>Bathyporeia elegans</i>	2.26	20.20	<i>Microphthalmus similis</i>	0	10
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	1.32	8.37	<i>Nemertea indet.</i>	1.51	2.45
<i>Bathyporeia pelagica</i>	27.74	93.67	<i>Nephtys caeca</i>	1.51	2.04
<i>Bathyporeia sarsi</i>	59.25	304.90	<i>Nephtys cirrosa</i>	6.42	12.24
<i>Capitella capitata</i> agg.	9.43	3.06	<i>Nephtys hombergii</i>	20	7.14
<i>Capitella minima</i>	4.15	1.02	<i>Nephtys</i> juv.	2.45	0.61
<i>Cerastoderma edule</i>	2.45	0.20	<i>Nephtys kersivalensis</i>	6.60	2.45
<i>Ensis leei</i>	0.57	0	<i>Nephtys</i> sp.	0	0.20
<i>Eteone longa</i>	2.45	6.33	<i>Ophelia</i> sp.	0	0.61
<i>Fabulina fabula</i>	3.40	0.41	<i>Phyllodoce mucosa</i>	0.19	0.20
<i>Lanice conchilega</i>	0.19	0	<i>Pontocrates altamarinus</i>	0.57	0.82
<i>Limecola balthica</i>	6.98	2.24	<i>Pygospio elegans</i>	1.89	0.20
<i>Macomangulus tenuis</i>	6.79	1.22	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	22.45	47.14
<i>Magelona johnstoni</i>	0.94	2.45	<i>Spio martinensis</i>	22.83	63.06
<i>Magelona mirabilis</i>	9.25	10.61			

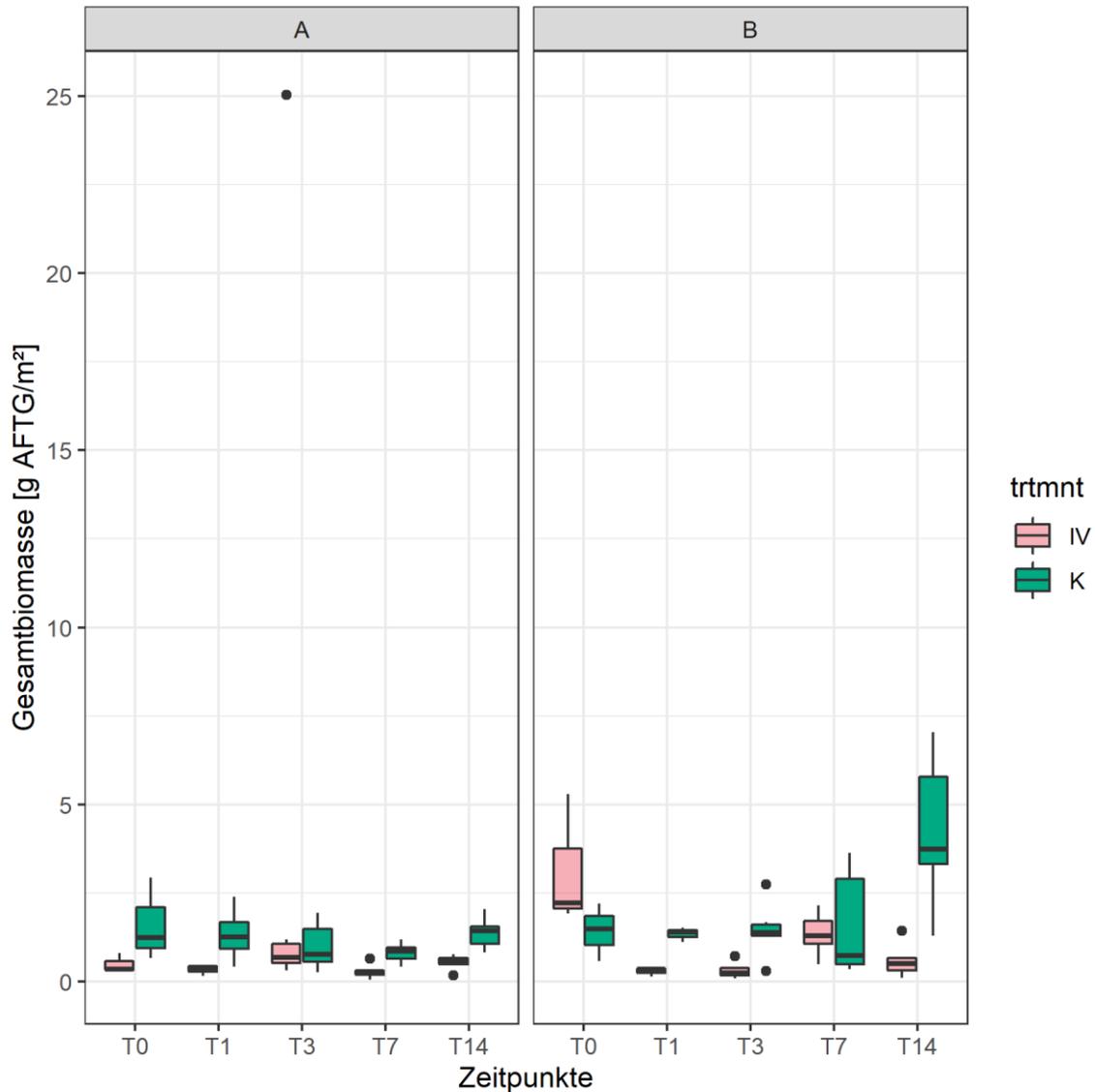


Abbildung 29: Verteilung der Biomasse der Endofauna an den Stationen A und B über die Zeiträume T0 bis T14. Ausprägung Störung S_IV in rot, Kontrolle K in grün.

4.2.3.2 Statistische Auswertung

Die kleinskalige Variabilität ist sehr ausgeprägt (für das Beispiel von *Bathyporeia sarsi* in A und B siehe Abbildung 20). Allerdings wird Test 1 wegen der geringen Anzahl von Permutationen ($P=20$, siehe Tabelle Anhang 6) nicht ausgewertet. Der Test 2 zeigt, dass ein signifikanter Unterschied für Biomasse in Teilflächen A und B besteht (der T0-Effekt wird bei dieser Analyse nicht herausgerechnet, dies ist anders als in der Meta-

Analyse, Kapitel 5.1) (Tabelle 16). Die Mittelwerte für die Biomasse liegen in B höher in der Kontrolle K als in der Störungsfläche (B, 2.07 im Vergleich zu 1.07, Tabelle 16), andererseits in A aber höher in der Störungsfläche S_IV als in der Kontrolle (A, 1.46 zu 1.18, jeweils g AFTG/m²), was zum Teil auf den hohen Wert an T3 in A in S_IV zurückzuführen ist. Die zeitliche Verteilung der Biomasse deutet an, dass mit Ausnahme von T0/T7 in B die Werte in der Kontrollfläche K jeweils höher sind (Abbildung 29), was letztendlich auch den signifikanten Unterschied in Test 2 hervorruft. Die Unterschiedlichkeit in den Ergebnissen für Gesamtbio- masse in Teilflächen A und B unterstreicht die Bedeutung der kleinskaligen Variabilität.

Wenig einheitlich reagiert Test 2 bei der Gesamtabundanz. In Teilfläche A liegt ein signifikanter Unterschied vor, in Teilfläche B nicht. Da dies in beiden Teilflächen nicht einheitlich verläuft, liegt auch hier nahe, dass die Unterschiede in der kleinskaligen Variabilität begründet sind.

Auf Artniveau zeigt der Test 2 für *Bathyporeia sarsi* an den Teilflächen A und B das zu Abbildung 20 passende indifferente Ergebnis, d.h. aufgrund der hohen kleinskaligen Variabilität fallen die Unterschiede nur schwach aus (Tabelle 17). Beim Test 2 reagiert *B. pelagica* deutlicher als *B. sarsi*, d.h. stärker signifikant in beiden Teilflächen, während andere Arten in Bezug auf A und B unterschiedlich im Test 2 reagieren. So ist *N. hombergii* signifikant für Test 2 in Teilfläche B, nicht aber in A. Bei *N. cirrosa* ist es umgekehrt. *M. mirabilis* ist in beiden Teilflächen signifikant beim Test 2, *Spio martinensis* aber nur in Teilfläche B.

Beim Test 3 reagiert an Station A nur *B. sarsi* signifikant, wobei 308 Individuen in den Test einbezogen werden konnten. Damit stellt diese Art rund 1/3 der Gesamtindividuenzahl von 1081 (Tabelle 18). Diese numerische Dominanz erklärt auch den signifikanten Test 3 für die Gesamtabundanz. Die Effektgröße liegt bei *B. sarsi* bei 46.8% und bei 33.1 % für die Gesamtabundanz, was dafürspricht, dass neben *B. sarsi* auch andere Arten zu diesem Rückgang beitragen (bei einem Effekt *B. sarsi* allein sollte die Effektgröße etwa 16 % betragen, d.h. 1/3 von 46.8 %). Die Effektdauer zum Ausgleich dieser Effektgröße liegt bei *B. sarsi* bei 13.6 Tagen und für die Gesamtabundanz bei 19.6 Tagen. De- oder Überkompensationseffekte wurden an Station A nicht festgestellt. Weitere Arten konnten wegen vorhandener Nullstellen in der 2*5 Matrix nicht ausgewertet werden.

An Station B trat ein signifikanter Test 3-Effekt bei *Spio martinensis* auf, angezeigt als signifikante Dekompensation. Dies erfolgt in Übereinstimmung mit dem entsprechenden Test 2-Ergebnis. Die Effektgröße für Test 3 lag bei 34.4 % (Tabelle 19) und die Effektdauer bei 19.3 Tagen. Die vergleichsweise hohen Effektgrößen bei der Gesamtbio- masse deuten wiederum an, dass neben *S. martinensis* weitere Arten zu diesem Effekt beigetragen haben, aber für sich allein nicht signifikant waren oder wegen vorhandener Nullstellen nicht ausgewertet werden konnten. Auch für die Gesamtbio- masse konnte eine Dekompensation festgestellt werden. Dieser Dekompensationseffekt deutet auf nachgeordnete Prozesse hin, die noch nach der eigentlichen experimentellen Befischung auftraten und einen weiteren Abundanzrückgang zur Folge hatten. Das können gestörte Wohnbauten sein, die dann erst im weiteren Verlauf nach der Störung verlassen und danach wiedererrichtet wurden.

Tabelle 16: Auswertung Test 1 und Test 2 für die nominale Vierfachstörung für Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz, Teilflächen A, B (2019). Δ ,*,**,***= Fehlerstufen 5-10%, 1-5%, 0.1 bis 1% und < 0.1%. SD = Standardabweichung

Fläche	Variable	Permutations-TEST 1, p-Wert	Permutations-TEST 2, p-Wert	Mittelwert über alle Proben in K [g AFTG/m ² ; n/m ² , \pm SD]	Mittelwert über alle Proben in S_IV [g AFTG/m ² ; n/m ² , \pm SD]
A	Gesamtbiomasse	-	0.001***	1.18 \pm 0.65	1.46 \pm 4.9
A	Gesamtabundanz	-	0.021*	285 \pm 254	152 \pm 94
B	Gesamtbiomasse	-	0.014*	2.07 \pm 1.7	1.07 \pm 1.2
B	Gesamtabundanz	-	0.157	817 \pm 1024	434 \pm 331

Tabelle 17: Auswertung Test 1 und Test 2 für die nominale Vierfachstörung für die Teilflächen A,B (2019) für Arten mit > 25 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. Δ ,*,**,***= Fehlerstufen 5-10%, 1-5%, 0.1 bis 1% und < 0.1%

Fläche	Taxon	Permutations-TEST 1, p-Wert	Permutations-TEST 2, p-Wert
A	<i>Bathyporeia pelagica</i> Crust., Amphipoda	-	0.011*
A	<i>Bathyporeia sarsi</i> Crust., Amphipoda	-	0.054 Δ
A	<i>Magelona mirabilis</i> Annel., Polychaeta	-	0.001***
A	<i>Nephtys cirrosa</i> Annel., Polychaeta	-	0.001***
A	<i>Nephtys hombergii</i> Annel., Polychaeta	-	0.406
A	<i>Scoloplos armiger</i> agg. Annel., Polychaeta	-	0.001***
A	<i>Spio martinensis</i> Annel., Polychaeta	-	0.25
B	<i>Bathyporeia pelagica</i> Crust., Amphipoda	-	0.02*
B	<i>Bathyporeia sarsi</i> Crust., Amphipoda	-	0.295
B	<i>Magelona mirabilis</i> Annel., Polychaeta	-	0.001***
B	<i>Nephtys cirrosa</i> Annel., Polychaeta	-	0.98
B	<i>Nephtys hombergii</i> Annel., Polychaeta	-	0.003**
B	<i>Scoloplos armiger</i> agg. Annel., Polychaeta	-	0.327
B	<i>Spio martinensis</i> Annel., Polychaeta	-	0.026*

Tabelle 18: Auswertung Test 3 und Test 4 für die Teilfläche A (2019) für Arten mit > 25 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. ^Δ*, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %**

Fl.	Variable / Taxon	Fehler p-Wert Test 3	Fehler p-Wert Test 4	Getestete Gesamtanzahl [n]	Nullstellen-%	Effektgröße-% Test 3	Effektdauer Test 3 [d]	Effektgröße-% Test 4	Art d. Kompensation
A	Gesamtbiomasse	0.88	0.59	-	0	-	-	-	-
A	Gesamtabundanz	0.001***	0.86	1081	0	33.1	19.7	-	-
A	<i>Bathyporeia sarsi</i>	0.001***	0.84	308	0	46.3	13.6	-	-
A	<i>Bathyporeia pelagica</i>	-	-	126	30	-	-	-	-
A	<i>Spio martinensis</i>	-	-	105	10	-	-	-	-
A	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	-	-	103	10	-	-	-	-

Tabelle 19: Auswertung Test 3 und Test 4 für die Teilfläche B (2019) für Arten mit > 25 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. ^Δ*, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %, B als S_IV.**

Fläche	Variable / Taxon	Fehler p-Wert Test 3	Fehler p-Wert Test 4	Getestete Gesamtanzahl [n]	Nullstellen-%	Effektgröße-% Test 3	Effektdauer Test 3 [d]	Effektgröße-% Test 4	Art d. Kompensation
B	Gesamtbiomasse	0.04*	0.001***	-	0	48.9	13.3	48.5	Dekompensation
B	Gesamtabundanz	0.64	0.19	2781	0	-	-	-	-
B	<i>Bathyporeia sarsi</i>	0.42	0.75	1445	0	-	-	-	-
B	<i>Bathyporeia pelagica</i>	-	-	446	30	-	-	-	-
B	<i>Spio martinensis</i>	0.013*	0.001***	228	0	34.4	19.3	46.1	Dekompensation
B	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	0.92	0.98	217	0	-	-	-	-

4.2.3.3 Biologische Merkmale (*traits*)

Im Vergleich zwischen Störungs- und Kontrollfläche tritt kein einheitliches Bild einer möglichen Änderung des biologischen Merkmals 'Ernährungstyp' auf. In Teilfläche A nehmen die Räuber/Aasfresser (*Predator/Scavenger*) an T1 und T3 in der Störungsfläche proportional zu, während in Teilfläche B eine Zunahme an T1 in der Kontrollfläche auftritt. Dies deutet nicht auf einen '*scavenger*'-Effekt hin. Mit Ausnahme von T1 erscheint die Teilfläche B gleichförmiger als Teilfläche A, wo der starke Rückgang bei *B. sarsi* sich in einer relativen Abnahme der *surface/subsurface deposit feeder* an T1 und T3 niederschlägt.

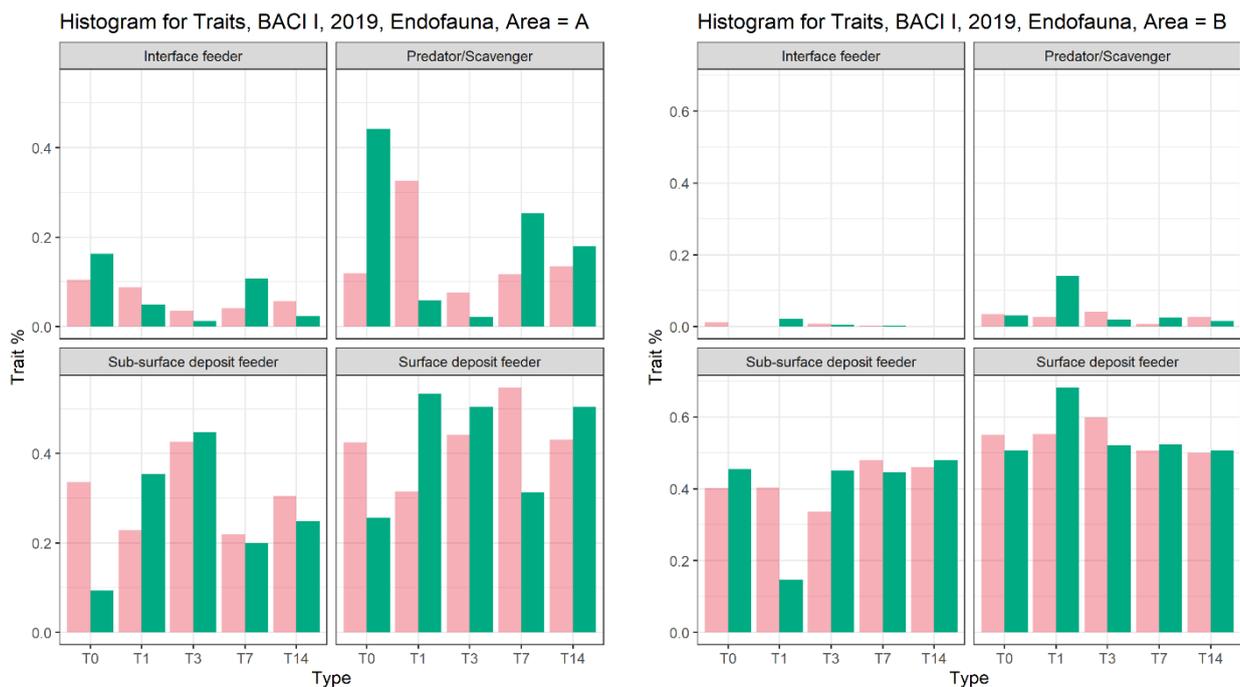


Abbildung 30: Verteilung des biologisches Merkmals / 'trait' 'Ernährungstyp' in den Teilflächen A und B. Vierfachstörung S_IV in rot, Kontrolle K in grün.

4.2.4 Ergebnisse Epifauna

4.2.4.1 Artenzusammensetzung und statistische Auswertung

Auf beiden Teilflächen A und B wurden während des Beprobungszeitraumes insgesamt 10 verschiedene Taxa ausgewertet, davon 6 auf Artniveau. Die häufigsten Vertreter der Epifauna mit Stetigkeiten von 100 % (Arten, welche an jeder beprobten Station gefunden wurden) waren die Nordseegarnele, *Crangon crangon*, und die Gem. Strandkrabbe, *Carcinus maenas*, weitere sehr häufige Vertreter (mindestens 90% Stetigkeit) waren der Gem. Seestern, *Asterias rubens*, mit 100 % in Teilfläche A und der Gem. Einsiedlerkrebs, *Pagurus*

bernhardus, mit 100 % in Teilfläche B. Seescheiden (Ascidiacea) wurden nur vereinzelt als solitäre Individuen vorgefunden. Weitere sessile Vertreter wie Hydrozoa konnten an nahezu jeder Station nachgewiesen werden (siehe elektronisches Supplement²⁸), wurden aber in den Teilflächen A und B nicht bestimmt oder ausgewertet.

Aufgrund der hohen Stetigkeit einzelner Arten und der im Durchschnitt geringen Artenzahl beschränken sich die statistischen Vergleiche auf die Kenngröße der Abundanz. In die folgenden Analysen wurden alle 6 gefundenen Arten sowie die solitären Seescheiden einbezogen.

Crangon crangon dominierte die Epifaunaprobieren. Die mittlere Gesamtabundanz betrug in der Teilfläche A 350 n/400 m² und in der Teilfläche B 424 n/400 m². Wenn *Crangon crangon* herausgerechnet wird, verringert sich die mittlere Gesamtabundanz auf 38 n/400 m² in Teilfläche A und 31 n/400 m² in Teilfläche B. Tabelle 20 enthält die Gesamtabundanzen nach Versuchsausprägung K und S_IV aufgeschlüsselt, Tabelle 22 entsprechend die Artabundanzen zum Zeitpunkt T0.

Abbildung 31 zeigt, dass die Abundanzen der Teilflächen A und B einer unterschiedlichen Dynamik unterliegen. Während in der Teilfläche A die Kontrolle K in 9 von 10 Fällen eine höhere Gesamtabundanz aufwies als die Störungsfläche S_IV, war es in B umgekehrt. Teilfläche B zeigte in der Störungsfläche S_IV eine sehr hohe Variabilität sowohl für *C. crangon* als auch für die Restfauna. Test 2 zeigt entsprechend signifikante Unterschiede der Gesamtabundanz an für Teilfläche A mit und ohne *C. crangon*, während in Teilfläche B kein Test signifikant ist. Auf Artniveau unterscheidet sich die Abundanz von *C. crangon* in Teilfläche A signifikant zwischen Kontrolle und der nominalen Vierfachstörung S_IV (Tabelle 21), mit dem erwähnten deutlich höheren Wert für die Kontrollfläche K in Teilfläche A.

Nach der Nordseegarnele *C. crangon* ist die Gem. Strandkrabbe, *Carcinus maenas*, die zweithäufigste Art (Abbildung 32). Hydrozoen und Bryozoen sind hierbei wegen mangelnder Repräsentativität in den Proben nicht mitgezählt worden. In Bezug auf die Biomasse dominiert die Gem. Strandkrabbe (Abbildung 33).

²⁸ https://www.thuenen.de/media/institute/sf/Projektdateien/2055_-_CRANIMPACT/STATID_epifauna_data_suppl.pdf

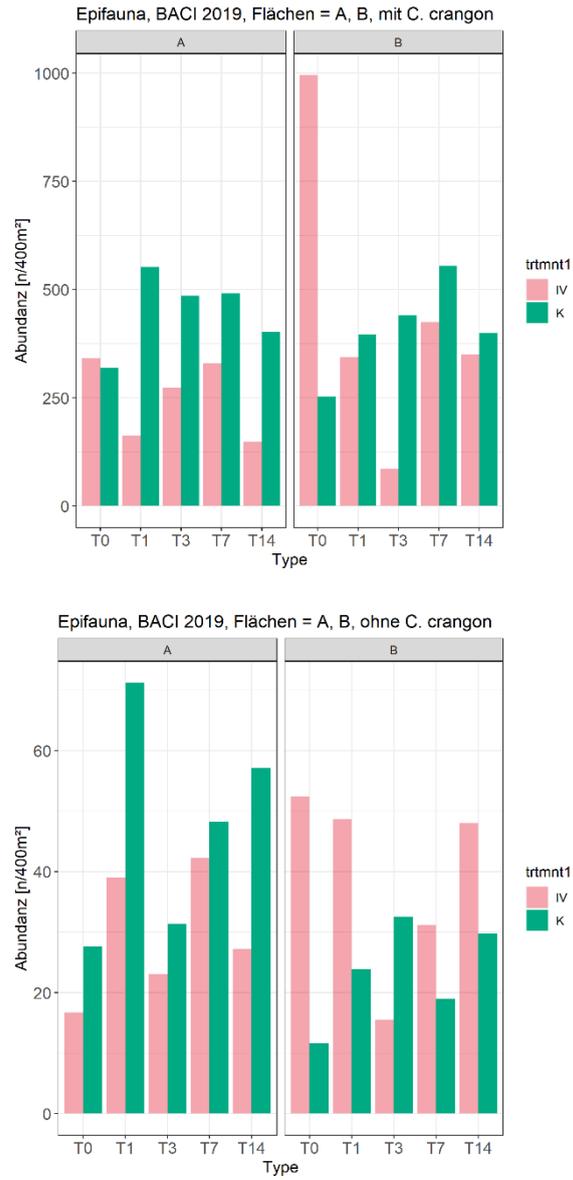


Abbildung 31: Standardisierte Abundanzen ($n/400\text{ m}^2$) pro Station mit und ohne *Crangon crangon* aus dem BACI 2019.

Tabelle 20: Epifauna-Auswertung Test 1 und Test 2 für Gesamtabundanz, Flächen A und B (2019). ^Δ,*, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1% und < 0.1 %, B als S_IV**

Fläche	Variable	Permutations Test 1, p-Wert	Permutations Test 2, p-Wert	Gesamtwert in K [n/400 m ²]	Gesamtwert in S_IV [n/400 m ²]	Anzahl Permutationen P
A	Gesamtabundanz o. <i>C. crangon</i>	-	0.076 ^Δ	47.1	29.7	252
A	Gesamtabundanz mit <i>C. crangon</i>	-	0.028*	449.8	250.7	252
B	Gesamtabundanz o. <i>C. crangon</i>	-	0.117	23.4	39.2	252
B	Gesamtabundanz mit <i>C. crangon</i>	-	0.607	408.4	439.9	252

Tabelle 21 : Epifauna-Auswertung Test 1 und Test 2 für die Teilflächen A und B (2019) für Arten mit 100 % Stetigkeit im Datensatz. ^Δ,*, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %. In Klammern gesetzt sind diejenigen p-Werte, wenn nur der Zeitraum T1-T14 einbezogen wird, B als S_IV**

Fläche	Taxon	Permutations p-Wert Test 1	Permutations p-Wert Test 2
A	<i>Crangon crangon</i> Crust., Decapoda	-	0.017* (0.021*)
A	<i>Carcinus maenas</i> Crust., Decapoda	-	0.91 (1.00)
A	<i>Asterias rubens</i> Echinod., Asteroidea	-	0.028* (0.043*)
B	<i>Crangon crangon</i> Crust., Decapoda	-	0.60 (0.083)
B	<i>Carcinus maenas</i> Crust., Decapoda	-	0.47 (1.00)
B	<i>Pagurus bernhardus</i> Crust., Decapoda	-	0.46 (1.00)
B	<i>Asterias rubens</i> Echinod., Asteroidea	-	0.009**(0.02*)

Tabelle 22: Standardisierte Artabundanz (n/400 m²) der Epifauna zum Zeitpunkt T0 für die Teilflächen A und B (2019), B als S_IV.

Teilfläche	Behandlung	Art	Abundanz (n/400 m ²)
A	Kontrolle K	Nordseegarnele	291.10
		Gem. Strandkrabbe	4.9
		Gem. Schwimmkrabbe	1.6
		Gem. Einsiedlerkrebs	2.2
		Gem. Seestern	14.1
		Seescheiden	4.9
A	Störung S_IV	Nordseegarnele	323.9
		Gem. Strandkrabbe	9.6
		Gem. Schwimmkrabbe	0.8
		Gem. Einsiedlerkrebs	2.5
		Gem. Seestern	3.8
B	Kontrolle K	Nordseegarnele	240.7
		Gem. Strandkrabbe	10.0
		Gem. Einsiedlerkrebs	1.7
B	Störung S_IV	Nordseegarnele	943.1
		Gem. Strandkrabbe	23.8
		Gem. Schwimmkrabbe	2.0
		Gem. Einsiedlerkrebs	5.9
		Gem. Seestern	19.8
		Seescheiden	1.0

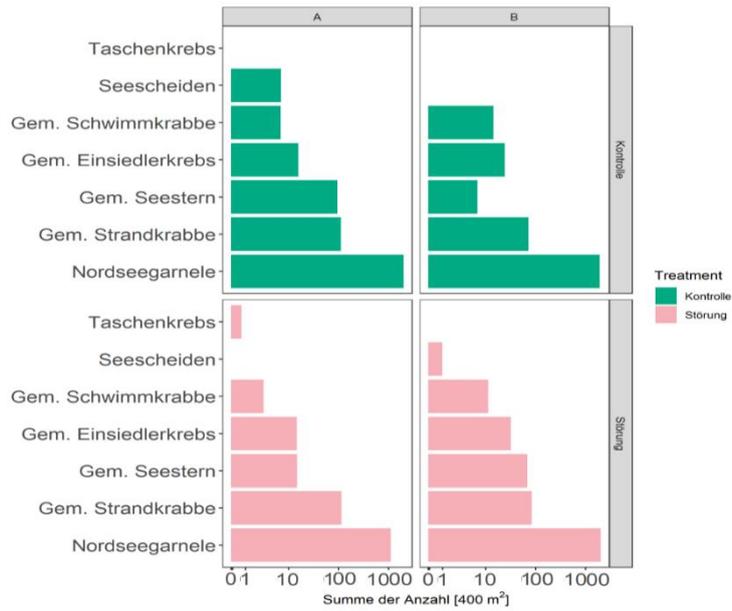


Abbildung 32: Summe Abundanzen ($n\ 400\ m^{-2}$) aller Probennahmezeitpunkte aus dem BACI 2019. Für beide Flächen für Kontrolle (grün) und Störung (rot); x-Achse als log-Skala.

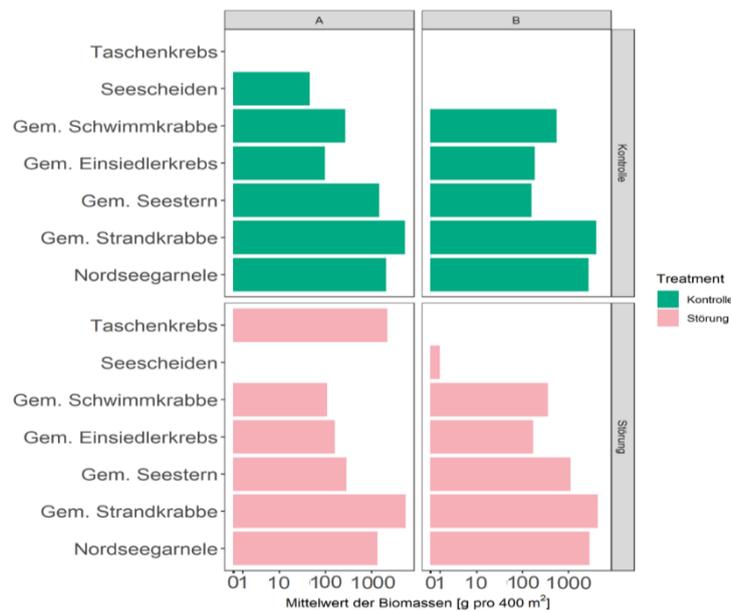


Abbildung 33: Mittelwert standardisierter Biomassen ($g\ FG/400\ m^2$) aller Probennahmezeitpunkte aus dem BACI 2019. Für beide Flächen für Kontrolle (grün) und Störung (rot); x-Achse als log-Skala



Abbildung 34 : Zeitliche Entwicklung der standardisierten Abundanzen von *Asterias rubens*, *Carcinus maenas*, *Crangon crangon*, *Liocarcinus holsatus* und *Pagurus bernhardus* im BACI 2019. Kontrolle in grün und Vierfachstörung S_IV in rot, B angenommen als S_IV.

Die zeitliche Dynamik der Gem. Strandkrabbe zeigt keinen konsistenten Trend und auch keine Unterschiede zwischen den Kontroll- und Störungsflächen in beiden Teilflächen A, B. Die Unterschiede zwischen den Kontroll- und Störungsflächen an den einzelnen Beprobungstagen spiegeln eher eine natürliche Variabilität wider. Ein klarer Effekt der Störung durch die kommerzielle Baumkurre war für die Gem. Strandkrabbe daher nicht nachweisbar.

Die Gem. Schwimmkrabbe, *Liocarcinus holsatus*, war auf der Teilfläche B insgesamt deutlich häufiger vorhanden als auf Teilfläche A. Der jeweilige zeitliche Verlauf ist wie bei der Gem. Strandkrabbe vor allem durch starke Schwankungen charakterisiert.

Der zeitliche Verlauf für den Gem. Seestern, *Asterias rubens*, zeigt ein unterschiedliches Bild in beiden Teilflächen A und B mit jeweils signifikanten Unterschieden (Tabelle 21). Auf der Teilfläche A war der Gem. Seestern überwiegend nur auf den Kontrollflächen abundant, mit starken Schwankungen zwischen den Probenahmezeitpunkten. Auf der Störungsfläche von Teilfläche A zeigte sich eine stets geringere Abundanz. Umgekehrt war auf Teilfläche B die Abundanz auf den Störungsflächen stets höher als auf der entsprechenden Kontrollfläche. Allerdings fehlte *A. rubens* hier zum Zeitpunkt T0 auf der Kontrollfläche. Im Vergleich der beiden Teilflächen zeigten sich keine Trends, die in Zusammenhang mit der Störung interpretiert werden können.

Das Vorkommen des Gem. Einsiedlerkrebses, *Pagurus bernhardus*, auf den Teilflächen A und B wies keinen eindeutigen zeitlichem Trend auf.

Die Nordseegarnele, *Crangon crangon*, zeigt in beiden Störungsflächen zum Zeitpunkt T1 einen Einbruch gegenüber dem Zeitpunkt T0, während auf beiden Kontrollflächen ein Anstieg zu beobachten war. Dies wird deutlich in dem Test für T1-T14 in Teilfläche B, der mit $p=0.083$ marginal signifikant ausfällt, während der Test T0 – T14 nicht signifikant ist (Tabelle 21). Nach T1 steigt die Abundanz auf der Fläche A wieder auf zu T0 vergleichbare Werte an, während in Teilfläche B nach einem weiteren Rückgang erst zu den Zeitpunkten T7 und T14 wieder ähnliche Werte erreicht wurden wie auf beiden Kontrollflächen. Der Einbruch von T0 nach T1 wird vermutlich den Umstand widerspiegeln, dass die „Störung“ in diesem Fall mit der Entnahme einer großen Zahl von Individuen einhergegangen ist. Die Garnelen reagieren bei Annäherung des Gerätes mit einer abrupten Aufwärtsbewegung, die sie über das Grundtau hinweg in das Netz befördert. Dieses spezifische Verhalten weisen die anderen Arten nicht auf, weshalb starke Ausdünnungseffekte bei Letzteren auch nicht zu erwarten waren.

Insgesamt zeigt sich eine enorme Variabilität der Artabundanzen, sowohl zwischen Teilflächen und Ausprägungen Kontrolle/Störung als auch zwischen den Beprobungszeitpunkten.

4.2.4.2 Multivariate Auswertung

Die Stetigkeit der einzelnen Arten war annähernd gleich auf den beiden Flächen. Dies zeigt das Shade-Diagramm in Abbildung 35. Es konnte weder eine klare Ab- noch Zunahme im zeitlichen Verlauf des Experimentes (nach der Störung) dargestellt werden. Das Shade-Diagramm ist eine Darstellung der transformierten Artenabundanzen je beprobter Station, dabei entsteht eine Matrix der Abundanzen für die Teilflächen A und B für jede Kombination aus Zeitpunkt und Ausprägung der Behandlung (*treatment*). Die Hauptvertreter der gefundenen Epifauna sind auf Fläche A die Nordseegarnele, Gem. Strandkrabbe, Gem. Seestern und Gem. Einsiedlerkrebs mit einer Stetigkeit von über 70 %. Ähnlich verhält es sich auf Fläche B, mit dem

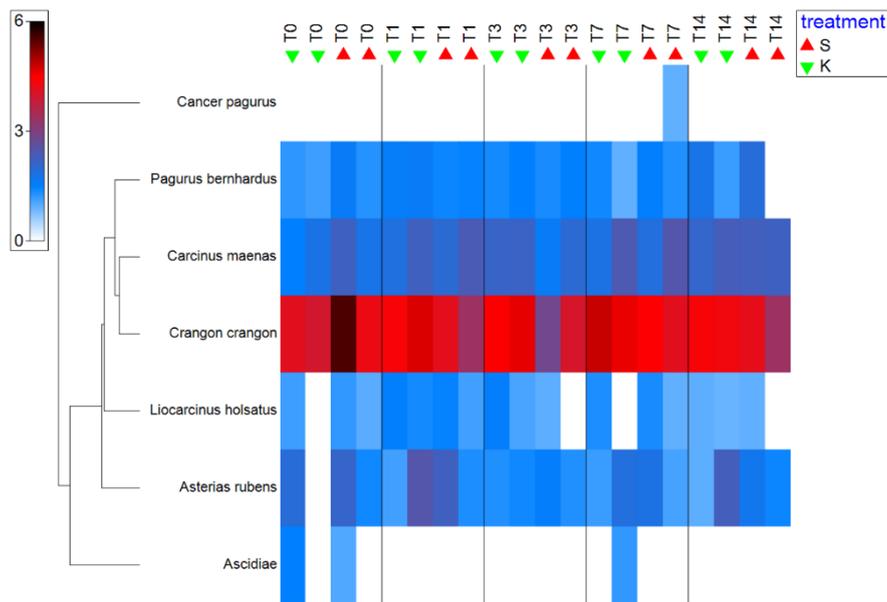


Abbildung 35: Shade-Diagramm der Artabundanz für Teilflächen A und B. Erstellt mit Primer auf Basis der standardisierten Abundanz (4. Wurzel transformiert) der aufgeführten Arten. Skala der Legende gibt transformierte Abundanz wieder. Kontrollflächen sind durch ein grünes Dreieck, Störungsflächen durch ein rotes Dreieck gekennzeichnet. Je ein Wert pro Zeitpunkt und Teilfläche angegeben.

Unterschied, dass dort mehr Gem. Schwimmkrabben gefunden werden konnten (alle über 70 % Stetigkeit). Die geringen Artenzahlen sprechen für ein artenarmes Habitat.

Abbildung 36 zeigt das Ergebnis der durchgeführten Clusteranalyse. Es sind weder klare Gruppen noch ein Zusammenhang mit der Störung erkennbar. Die multivariate Auswertung der Abundanzdaten der quantitativ erfassten Epifauna mittels ANOSIM zeigt, dass es auf beiden Flächen (A und B) keine signifikanten voneinander abgrenzbaren Gruppen gibt. Die R-Werte der ANOSIM (Tabelle 23) liegen unter 0.5 und deuten auf eine starke Gleichheit der Gruppen hin. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass die Ähnlichkeiten zwischen den beiden 'treatments' sogar größer sind als die Ähnlichkeiten innerhalb der 'treatments', besonders bei negativen R-Werten. Für die Teilfläche A mit der besten R-Statistik ist dies in Abbildung Anhang 21: Epifauna ANOSIM-Boxplot für Teilfläche A, abgebildet. Trotz des signifikanten p-Wertes überlappen sich die Abstände zwischen den 'treatments' stark mit den Abständen innerhalb der 'treatments'. Dies wird durch die MDS-Darstellung in Abbildung 37 bestätigt. Der Stress-Wert der MDS-Analyse hat einen Wert von 0.14, was auf eine brauchbare Darstellung hindeutet.

Somit konnten mittels der multivariaten Analysen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Stationen gefunden werden, weder im zeitlichen Verlauf nach der Störung noch im direkten Vergleich der Kontroll- und Störungsflächen. Einer der Ursachen liegt in den gegensätzlichen Abundanzgradienten zwischen den Teilflächen A und B für *Asterias rubens* und *Crangon crangon*, die einen möglichen Störungseffekt überlagert haben können.

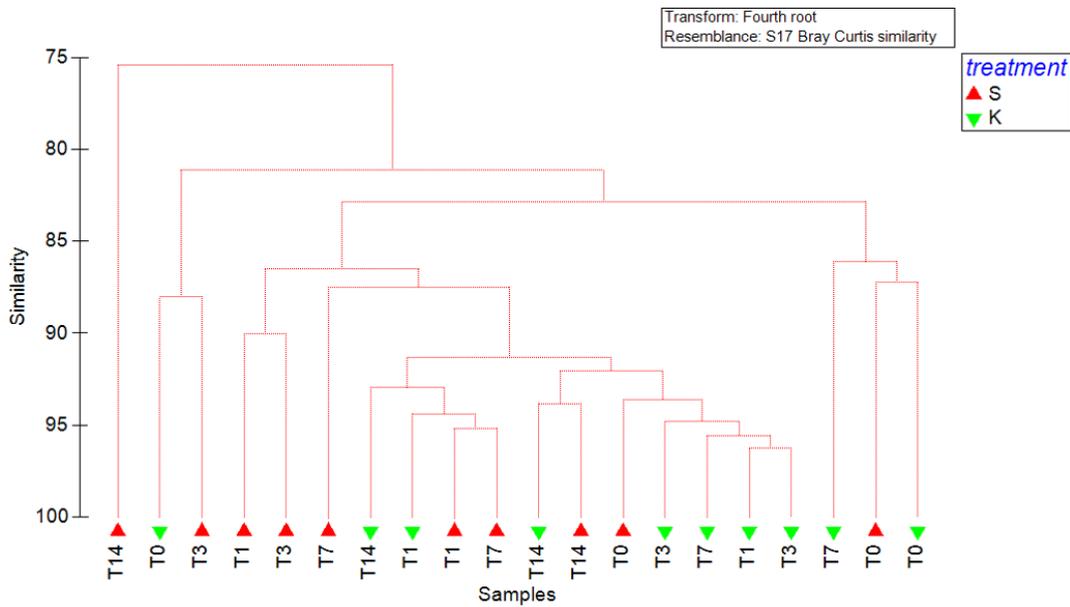


Abbildung 36: Clusteranalyse. Erstellt mit Primer auf Basis der standardisierten Abundanzen (4. Wurzel transformiert).

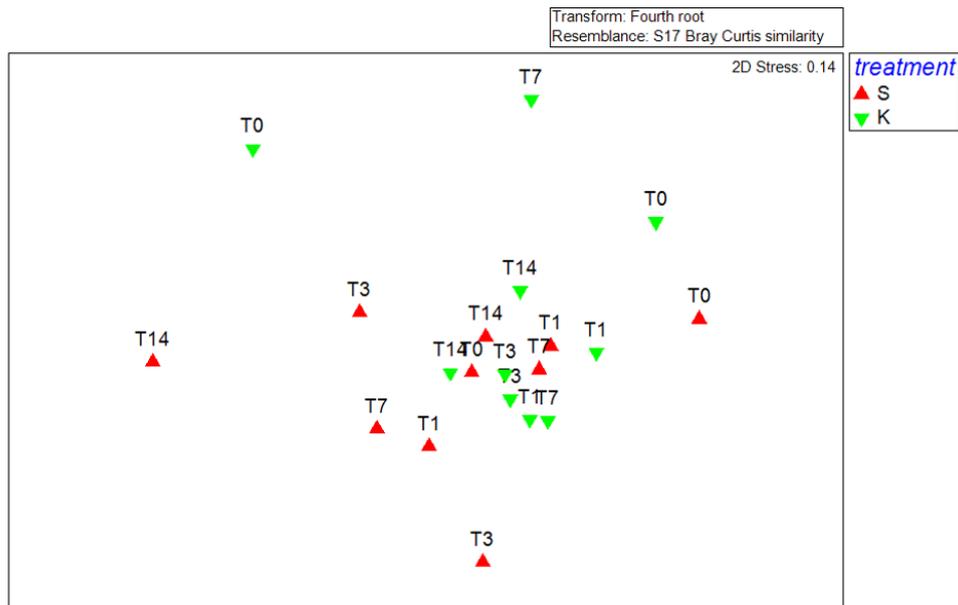


Abbildung 37: Multidimensionale Skalierung (MDS) mit Primer für Teilflächen A und B. Abundanzdaten sind mit der 4. Wurzel transformiert.

Tabelle 23 : Epifauna ANOSIM Analyse, mit *C. crangon*

Teilfläche	Test	p-Wert ANOSIM	R-Wert ANOSIM
A	K gegen S_IV	0.018	0.29
B	K gegen S_IV	0.014	0.18
B2	K gegen S_IV	0.75	-0.036

4.2.4.3 Analyse biologischer Merkmale (BTA)

Die Ergebnisse der Clusteranalyse für die BTA in Abbildung 38 für Teilfläche A zeigen ähnlich wie die Analyse von Test 2 und der ANOSIM eine Aufteilung in die 'treatments' Störung und Kontrolle. Jeweils 4 Stationen der Kontrolle und 3 der Störung bilden ein eigenes signifikantes Cluster. Dies ist auf die unterschiedliche Verteilung von *C. crangon* zwischen Störung und Kontrolle zurückzuführen.

Für Teilfläche B liegt ebenfalls in Übereinstimmung mit Test 2 für *C. crangon* und der ANOSIM keine deutliche Aufteilung in Bezug auf die 'treatments' vor. K- und S_IV-Stationen sind in den Clustern deutlich gemischt (Abbildung 39). Eine MDS-Analyse in Abbildung 40 zeigt keine klaren Gruppen mehr, wenn A und B gemeinsam abgebildet werden, denn beide Standardellipsen der 'treatments' überlappen sich stark. Die MDS für Teilfläche A lieferte einen Stress=0.03, während die Daten für Teilfläche B nicht genügend Kontrast

aufwiesen und einen Stress ~ 0 liefern, der nicht gut in Form einer MDS abgebildet werden kann. Bildet man A und B gemeinsam ab, liegt der Stress bei 0.006. Die Darstellung in der MDS wird durch die merkmalsbedingt ähnlichen Arten beeinflusst, so dass kaum differenzierende 'traits' in die Analyse einfließen. Diese Schlussfolgerung wird durch die MDS-Darstellung in Abbildung 40 bestärkt, denn dort befinden sich die Stationen eng beieinander. Der Stress-Wert von 0.006 spricht zwar für eine gute Darstellung, jedoch kann wegen der Überlappung der Standardellipsen als Schlußfolgerung gelten, dass keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Merkmalausprägungen Kontrolle und Störung S_IV im Experiment gefunden werden konnten.

Tabelle 24 . MDS-Stresswerte in der Epifauna-BTA

Teilfläche	NMDS-Stresswert
A	0.03
B (A+B)	~ 0 (ungenügende Datenlage) (0.006)
B2	0.02

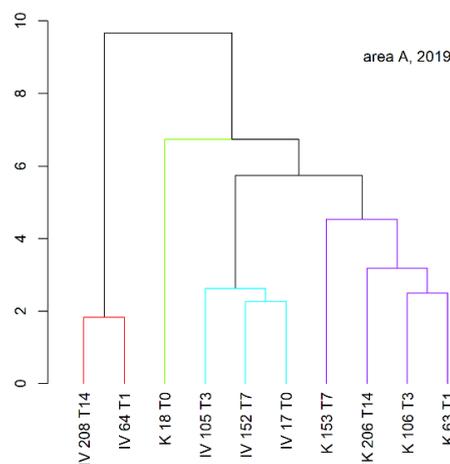


Abbildung 38 : BTA-Clusteranalyse Fläche A. Erstellt auf Basis transformierter 'trait'-Abundanzen. Tag im Experiment (T0 bis T14), K = Kontrolle; IV = Störung S_IV, Holnummer angegeben, mit C. crangon. Signifikante Cluster farblich abgesetzt ($p < 0.05$), SIMPROF-Diagramm.

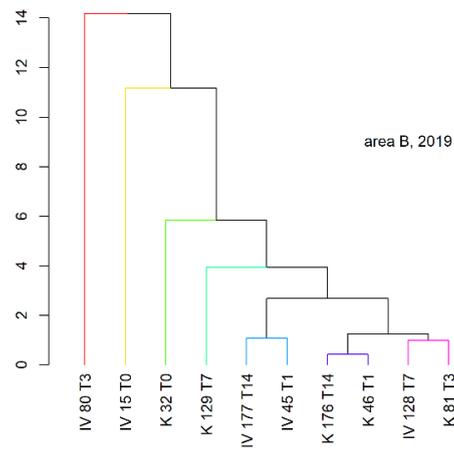


Abbildung 39: BTA-Clusteranalyse Fläche B. Erstellt auf Basis transformierter 'trait'-Abundanzen. Tag im Experiment (T0 bis T14), K = Kontrolle; IV = Störung S_IV, Holnummer angegeben, mit *C. crangon*. Signifikante Cluster farblich abgesetzt ($p < 0.05$), SIMPROF-Diagramm.

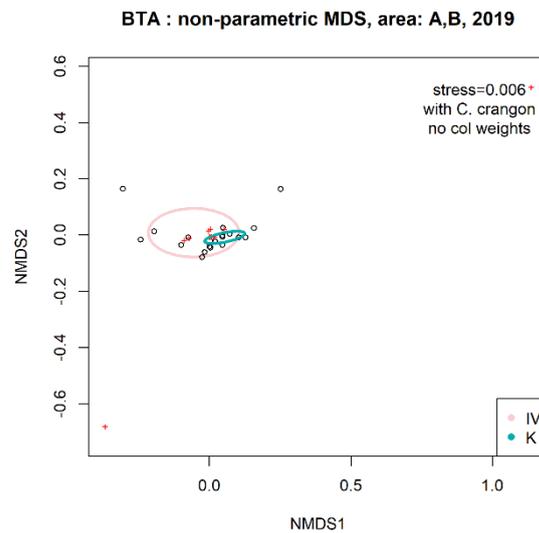


Abbildung 40 : BTA-MDS-Analyse für A und B. K = Kontrolle; IV = Störung. Standardellipse eingezeichnet.

4.3 BACI-Experiment II 2021, Sylt Teilfläche B2

Das zweite BACI-Experiment fand vom 09.–26.07.2021 auf Mittelsand mit Sandrippeln ohne *Lanice*-Besiedlung statt. Aufgrund der im ersten BACI-Experiment gesammelten Erfahrungen wurden sowohl die Versuchsflächen anders platziert (BACI II Teilfläche B2; vergl. Abbildung 43) als auch der Versuchsaufbau und -ablauf modifiziert, d.h. es wurde flächenmäßig mehr Störungsfläche erzeugt, um dadurch Vorzeitpunkte beproben zu können und die daraus resultierende, größere Anzahl von flächenintensiven Epifaunaprobe auf der Störungsfläche unterbringen zu können. Zusätzlich die Zahl der Replikate der Endofaunaprobe von insgesamt von 6 auf 10 pro Station erhöht, um die statistische Sicherheit der Auswertungen bei hoher Variabilität zu erhöhen.

4.3.1 Material und Methoden

Für das zweite BACI wurde die Benthosgemeinschaft fünf, drei, zwei Tage und einen Tag vor der experimentellen fischereilichen Störung (T-5, T-3, T-2, T-1) und einen Tag, zwei, drei, fünf, sieben und 12 Tage nach der Störung beprobt. Als experimentelle Störung wurde eine Fläche analog zum Experiment 2019 4-fach überfischt, um eine sichere Überlappung der Schleppstriche zu erreichen (nominale Vierfachstörung S_IV). Die Fischerei dazu wurden mit Hilfe des gecharterten FK *Hartje* unter Benutzung des bordeigenen kommerziellen Garnelenfanggeschirrs durchgeführt (Baumlänge 9,20 m, 1000 kg Gesamtgewicht je Geschirr, Auftriebskörper im Steert, Kurrschuh 25 cm breit). Die Schleppstriche wurden positionsgenau mit einem hydroakustischen Positionierungssystem von Bord der hinterherfahrenden FS *Mya II* (AWI) aufgezeichnet (μ PAP, Fa. Kongsberg; s. Kapitel 4.3.1.1, S. 109).

Auch die Benthosprobenahmen vor und nach der Störung fanden analog zu 2019 sowohl in der mehrfach befischten Fläche (S_IV) als auch den flankierenden Kontrollflächen (K) positionsgenau von Bord der FS *Mya II* aus statt. Hierfür kam wiederum das auf FS *Mya II* installierte Positionierungssystem zum Einsatz, mit dessen Hilfe sich die Probenahmegeräte während der Beprobung per van Veen-Greifer (Sediment, Endofauna) bzw. per 2 m-Baumkurre (Endofauna) mittels Transponder genau verorten ließen (s. Kapitel 4.3.1.1, S. 109).

Für Endofauna wird der Vorzeitpunkt einheitlich als 'T0' bezeichnet. Diese Bezeichnung entspricht dem T-1 Zeitpunkt für die Epifauna, weil dort wegen der chronologischen Abfolge der Beprobungen vor der Störung die Termini T-5, T-3, T-2, T-1 eingeführt wurden (in der Reihe von zusätzlichen Vorzeitpunkten zur Epifaunabeprobung; s.u. Kapitel 4.3.1.2, S. 111) (Tabelle 25).

Im Gegensatz zum BACI I wurden bei der Epifauna für die Zeitpunkte T1, T2 und T3 jeweils 3 Replikate genommen (Tabelle 25).

Tabelle 25: Ablauf von BACI II (Lister Ley/Sylt, Teilfläche B2; 2021). Angegeben ist die Anzahl der Hols je 'treatment', d.h. Zeitpunkte vor (T-5–T-1) und nach (T1–T12) der experimentellen Befischung sowohl auf Kontrollflächen (K) als auch der experimentell mehrfach befischten Fläche (S_IV). Probenahmehmethode: ¹, van Veen-Greifer; ², 2 m-Baumkurre. *, entspricht Zeitpunkt 'T0' für Endofauna.

Datum	Zeitpunkt	'treatment'	Sediment ¹	Endofauna ¹	Epifauna ²
09.07.2021	T-5	K	1	—	1
		S_IV	1	—	1
11.07.2021	T-3	K	1	—	1
		S_IV	1	—	1
12.07.2021	T-2	K	1	—	1
		S_IV	1	—	1
13.07.2021	T-1*, T0	K	1	10	1
		S_IV	1	10	1
14.07.2021	Exp. Befischung	S_IV			
15.07.2021	T1	K	1	12	3
		S_IV	1	8	3
16.07.2021	T2	K	1	—	3
		S_IV	1	—	3
17.07.2021	T3	K	1	10	3
		S_IV	1	10	3
19.07.2021	T5	K	1	—	1
		S_IV	1	—	1
21.07.2021	T7	K	1	10	1
		S_IV	1	10	1
26.07.2021	T12	K	1	10	1
		S_IV	1	10	1

4.3.1.1 Georeferenzierte Positionierung mittels Kongsberg μ PAP-System

Das Kongsberg μ PAP-System ist ein kompaktes akustisches Positionierungssystem für den Betrieb von einem Überwasserschiff aus, um ROVs, Schleppfische, Taucher und andere Unterwasserziele auf Entfernungen bis zu mehreren tausend Metern positionsgenau im 1-2 stelligen cm Bereich zu verfolgen. Das System arbeitet im SSBL-Modus, wo es die Entfernung und Richtung zu Unterwasser-Transpondern misst und eine 3D-Position in lokalen Koordinaten oder in geografischen Koordinaten berechnet. Der μ PAP-*transducer* war für die Durchführung der Experimente an einem senkrechten Monopol mittschiffs auf der Backbordseite der FS *Mya II* (AWI Station Sylt) angebracht. Um die Baumkurren des vorausfahrenden Störungskutters bei der geringen Wassertiefe einmessen zu können, besaß der Monopol ein Winkelstück (30° zur Vertikalen), so dass der *transducer* nach voraus ausgerichtet war. Die Aufzeichnung der Störungs-Schleppstriche des kommerziellen Kutters konnte so von Bord des hinterherfahrenden FS *Mya II* erfolgen (Abbildung 42).

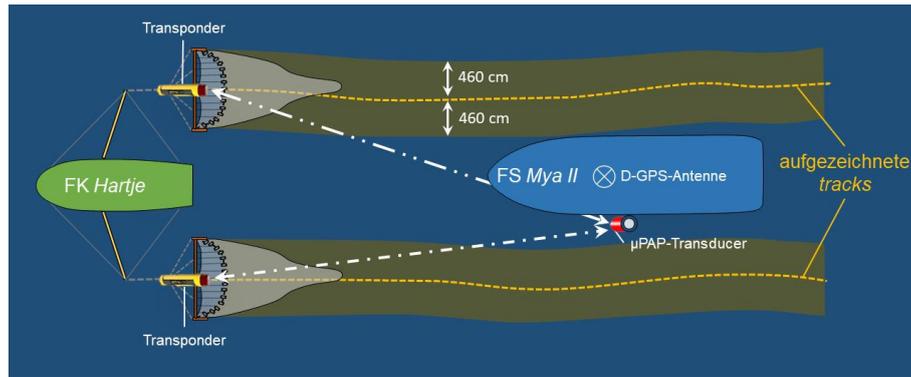


Abbildung 41: Schematische Darstellung der Aufzeichnung der experimentellen Fischereispuren im BACI II (Sylt, 2021) mit dem Kongsberg μ PAP-System.



Quelle: M. Schneider (Thünen)

Abbildung 42: Gecharterter FK *Hartje* bei der Erzeugung der experimentellen Fischereispuren für BACI II in der Lister Ley/Sylt (Teilfläche B2, 14.07.2021), während die Schleppstriche von Bord der FS *Mya II* mittels μ PAP aufgezeichnet wurden.

Die Aufzeichnung der Positionsdaten erfolgte über eine DGPS-Antenne über die APOS Software. Für die Positionierung der Beprobungsgeräte von Bord des FS *Mya II* wurde das System in der Standardkonfiguration ohne Winkelstück gefahren.

Die Positionierung wird als deutlich genauer im Vergleich zu der 2019 verwendeten Verfolgungsmethode bewertet. Die Beprobungen konnten positionsgenau in die 4-fach überstrichenen Flächen gelegt werden.

4.3.1.2 Versuchsaufbau und Probennahme

Die Lage der einzelnen Probenahme-Stationen (Sediment, Endofauna) bzw. Schlepplinien (Epifauna) wurden auf diesen Flächen entsprechend randomisiert festgelegt.

Sediment

Zu allen Zeitpunkten wurde jeweils ein van Veen-Greifer pro 'treatment' (Kontrolle [K] und Mehrfachstörung [S_IV] in Kombination mit den Zeitpunkten T0–T12) als Sedimentprobe genommen. Die Auswertung der Sediment-Daten erfolgte wie in Kapitel 3.2.2.1 beschrieben.

Endofauna

Zur Untersuchung der Endofauna wurden insgesamt 10 van Veen-Greifer pro 'treatment' entnommen (Kontrolle [K] und Vierfachstörung [S_IV] jeweils zu den Zeitpunkten T0–T12) (Tabelle 25).

Die Begutachtung der mit dem Positionierungssystem aufgezeichneten, georeferenzierten Lage der Störungsfläche und der einzelnen Probenahme-Positionen zeigte, dass 2 Stationen (112_T1_B2_S_IV_2021, 114_T1_B2_S_IV_2021) außerhalb der tatsächlich mehrfach überstrichenen Störungsfläche (S_IV) lagen. Diese Stationen wurden entsprechend nicht der Störung zugerechnet.

Die exakte Durchführung der Hols mit dem van Veen-Greifer, die Aufarbeitung der Proben an Bord und im Labor erfolgte wie in Kapitel 2.2 dargelegt.

Epifauna

Die Epifauna wurde mit höherer zeitlicher Auflösung beprobt (Tabelle 25). Die Epifauna wurde zusätzlich zu den Terminen der Endofauna bereits 5, 3 und 2 Tage vor der experimentellen Fischerei (Zeitpunkte T-5, T-3, T-2) bzw. und dann zusätzlich 2 und 5 Tage danach beprobt (T2, T5).

Darüber hinaus wurden an den ersten 3 Tagen nach der Störung (T1, T2, T3) insgesamt drei replizierte Hols je 'treatment' durchgeführt. Die Vorzeitpunkte T-5 bis T-2 dienen zur besseren Abschätzung der zeitlichen Variabilität. Die Replizierung zu den Zeitpunkten T1 bis T3 erfolgte, um eine höhere Stichprobenzahl zur Überprüfung auf Überkompensation ('scavenger'-Effekt) zu erlangen.

Die exakte Durchführung der Hols mit der 2 m-Baumkurre, die Aufarbeitung der Fänge an Bord und im Labor und die Auswertung der Epifauna-Daten erfolgte wie in Kapitel 2.3 dargelegt.

Von *Crangon crangon* wurde eine Unterprobe zur Messung im Labor eingefroren (ca. 200 g). Dies entspricht i.d.R. 200-300 Tieren und ist eine ausreichende Unterprobengröße zur Ermittlung z. B. der

Längenverteilung²⁹. Hydrozoen und Bryozoa werden ebenfalls nur als Unterprobe eingefroren, Grund hierfür war das Massenaufkommen von *Electra pilosa*. Anthozoen wurden an Bord mittels Menthol betäubt und nach einer Stunde in einer 4%igen boraxgepufferten Formalin-Seewasser-Mischung fixiert.

4.3.2 Ergebnisse Sediment

Ähnlich wie im Experiment 2019 ist bei der aktuellen Beprobung auf Teilfläche B der Grobsandanteil höher als in der Teilfläche A (Abbildung 42). Es überwiegen aber Fein- und Mittelsande. Auch wegen der örtlichen Überlappung mit B aus 2019 erfolgt daher die Benennung der eigentlichen Teilfläche B als B2 für das aktuelle Experiment.

4.3.3 Ergebnisse Endofauna

4.3.3.1 Artenzusammensetzung

Im Vergleich zum in 2019 durchgeführten ersten BACI-Experiment auf den Teilflächen A und B zeigen sich nunmehr deutliche Unterschiede zwischen allen 3 Teilflächen A, B und B2 (Tabelle 26). In Bezug auf die Amphipoden *Bathyporeia* spp. lag Teilfläche B2 zwischen Teilflächen A und B, ebenso wie in der Gesamtbundanz. Hier lag Teilfläche B vorn mit 817 n m⁻² (K) und 434 n m⁻² (S_IV) gegenüber Teilfläche B2 mit 336 n m⁻² und 287 n m⁻² und Teilfläche A mit 285 n m⁻² und 152 n m⁻². Arten mit relativ hoher Biomasse, z.B. *Scopelos armiger* agg., waren in Teilfläche B2 nur gering vertreten, so dass die Biomasse im Vergleich zu Teilflächen A und B niedriger war.

Abbildung 43: BACI II in der Lister Ley (9.–26.10.2021). — a, Lage der experimentellen Fischereispuren, der Sediment-Probenahmen und Korngrößenverteilung (Fraktion <2mm) z.T. herausvergrößert (rote Inlets). — b, Lage der experimentellen Fischereispuren und der Endofauna-Probenahmen zu den unterschiedlichen Zeitpunkten (T-1–T12) vor und nach der Störung; schwarz umrahmter Ausschnitt veranschaulicht Lage der Probenahmen innerhalb der Fischereispuren. — c, maßstabsgetreue Lage der 2 m-Baumkurrenhols zur Epifauna-Probenahme.

(Abb. folgende Seite)

²⁹ ICES. 2022. Working Group on Crangon Fisheries and Life History (WGCRAN; outputs from 2021 meeting). ICES Scientific Reports. 4:14. 77 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.10056>

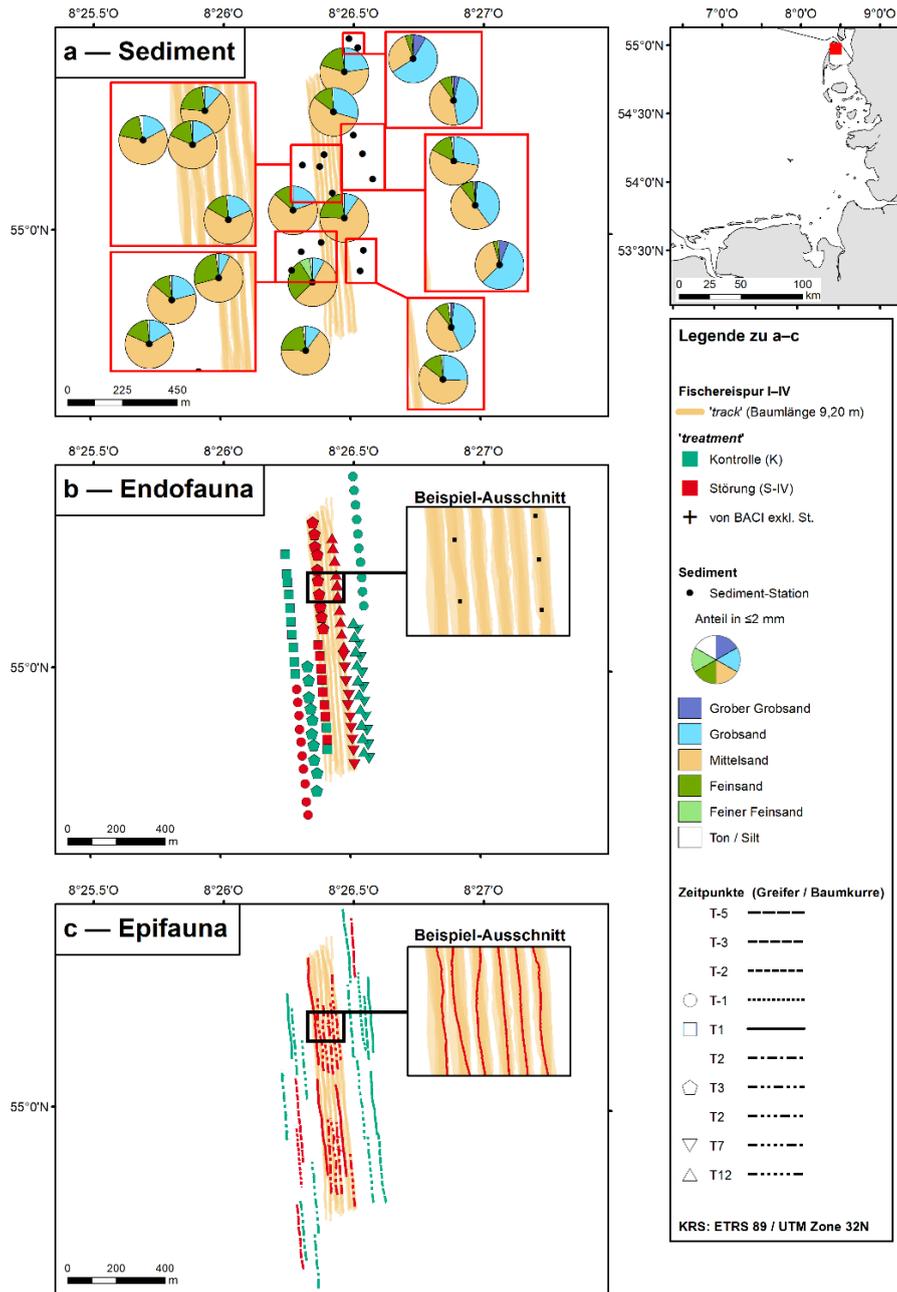


Tabelle 26 : Vergleich der durchschnittlichen Abundanzen [n/m^2] für die Teilflächen A, B (2019) und B2 (2021) für Arten mit > 15 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz, SD = Standardabweichung

Taxon		Stetigkeit	Teilfläche A (Mittelwert \pm SD)	Teilfläche B (Mittelwert \pm SD)	Teilfläche B2 (Mittelwert \pm SD)
<i>Bathyporeia elegans</i>	Crust., Amphipoda	0.18	2.26 \pm 7.5	20.2 \pm 47.19	0.5 \pm 2.97
<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda	0.48	27.73 \pm 113.23	93.67 \pm 247.86	194.9 \pm 306.11
<i>Bathyporeia sarsi</i>	Annel., Polychaeta	0.55	59.24 \pm 108.07	304.9 \pm 512.82	37 \pm 55.31
<i>Capitella capitata</i> agg.	Annel., Polychaeta	0.22	9.43 \pm 15.62	3.06 \pm 7.42	1.8 \pm 5
<i>Eteone longa</i>	Annel., Polychaeta	0.16	2.45 \pm 6.77	6.33 \pm 14.82	1.3 \pm 3.67
<i>Macoma balthica</i>	Moll., Bivalvia	0.18	6.98 \pm 8.68	2.24 \pm 5.86	1 \pm 3.33
<i>Macomangulus tenuis</i>	Moll., Bivalvia	0.20	6.79 \pm 12.05	1.22 \pm 3.31	4.5 \pm 10.95
<i>Magelona mirabilis</i>	Annel., Polychaeta	0.27	9.24 \pm 12.84	10.61 \pm 16.38	4.3 \pm 9.02
<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel., Polychaeta	0.62	6.41 \pm 12.87	12.24 \pm 13.58	15.4 \pm 13.34
<i>Nephtys hombergii</i>	Annel., Polychaeta	0.26	20 \pm 18.81	7.14 \pm 12.58	0.7 \pm 2.56
<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel., Polychaeta	0.70	22.45 \pm 26.81	47.14 \pm 38.46	11.6 \pm 11.87
<i>Spio martinensis</i>	Annel., Polychaeta	0.48	22.83 \pm 37.9	63.06 \pm 83.3	12.1 \pm 14.58

Tabelle 27: Auswertung Test 1 und Test 2 für Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz, Fläche B2 (2021).

Δ , *, **, *** = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1% und < 0.1 %, SD = Standardabweichung

Fläche	Variable	Permutations-Test 1, p-Wert	Permutations-Test 2, p-Wert	Gesamtwert in K [g AFTG/m ² ; n/m ² , \pm SD]	Gesamtwert in S_IV [g AFTG/m ² ; n/m ² , \pm SD]
B2	Gesamtbiomasse	0.521	0.361	0.60 \pm 0.73	0.73 \pm 0.73
B2	Gesamtabundanz	0.88	0.066 Δ	336 \pm 322	287 \pm 385

Tabelle 28: Auswertung Test 1 und Test 2 für die Teilfläche B2 (2021) für Arten mit > 25 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. Δ , *, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %.**

Fläche	Taxon		Permutations-Test 1, p-Wert	Permutations-Test 2, p-Wert
B2	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda	0.519	0.044*
B2	<i>Bathyporeia sarsi</i>	Crust., Amphipoda	0.845	0.444
B2	<i>Magelona mirabilis</i>	Annel., Polychaeta	0.068 Δ	0.654
B2	<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel., Polychaeta	0.034*	0.187
B2	<i>Nephtys hombergii</i>	Annel., Polychaeta	0.317	0.779
B2	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel., Polychaeta	0.015*	0.391
B2	<i>Spio martinensis</i>	Annel., Polychaeta	0.037*	0.628

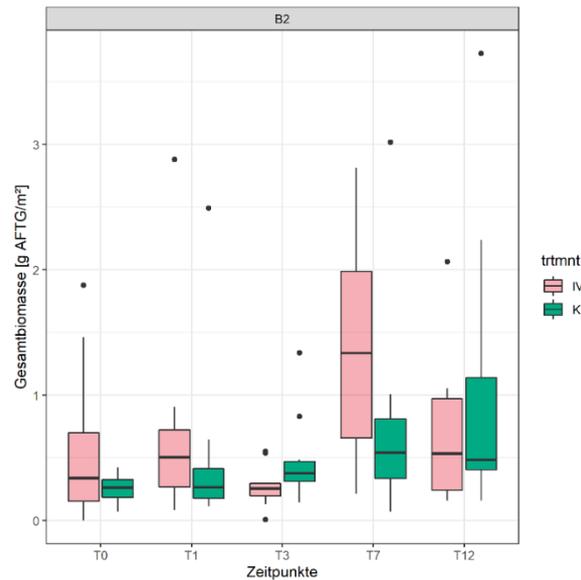


Abbildung 44 : Verteilung der Biomasse der Endofauna an der Station B2 über die Zeiträume T0 bis T12. Störung S_IV in rot, Kontrolle K in grün.

4.3.3.2 Statistische Auswertung

Die kleinskalige Variabilität auf B2 für Gesamtartabundanz und Gesamtbiomasse war weniger stark ausgeprägt als 2019 auf den Teilflächen A und B, d.h. es gibt kein signifikantes Test 1-Ergebnis für Gesamtartabundanz und Gesamtbiomasse, obwohl 4 Arten ein signifikantes Test 1-Ergebnis aufweisen. Test 2 für die Gesamtbiomasse ist nicht signifikant, obwohl die Mediane an T0, T1, T7 und T12 in der Störungsfläche S_IV größer sind als in der Kontrollfläche. Nur bei T3 weist die Kontrollfläche einen höheren Wert auf (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Die Ausreißerwerte zeigen aber auch, wie zeitlich variabel das System ist. Im Test 2 ist nur die Gesamtartabundanz marginal ($p=0.066$) und *Bathyporeia pelagica* mit $p=0.044$ signifikant getestet. Bei 7 Vergleichen auf Artniveau in Tabelle 28 wäre letzteres Ergebnis bei einer Bonferroni-Korrektur zu vernachlässigen. Entsprechend schneidet diese Art, *B. pelagica*, bei Test 3 und Test 4 nicht signifikant ab. Hier ist lediglich *Nephtys cirrosa* signifikant, und das Test 4-Ergebnis weist auf eine Überkompensation hin, also einen 'scavenger'-Effekt. Die Effektgröße ist aber gering mit 22.5 % in Test 3 und 10.8 % in Test 4. Bei *N. cirrosa* zeigt der Unterschied zwischen Test 2 und Test 4, dass der zeitliche Verlauf der Änderung entscheidend ist.

4.3.3.3 Biologische Merkmale (traits)

In Übereinstimmung mit der Überkompensation bei *N. cirrosa* weist das biologische Merkmal 'Ernährungstyp' eine deutliche Überkompensation in der Störungsfläche auf (Abbildung 45). Dies bestätigt den

'scavenger'-Effekt, während sich parallel dazu in der Kontrollfläche die relativen Anteile der Räuber nur sehr leicht ändern.



Abbildung 45: Verteilung des biologisches Merkmals / 'trait' 'Ernährungstyp' im Experiment B2. Störung S_IV in rot, Kontrolle K in grün.

Tabelle 29: Auswertung Test 3 und Test 4 für die Teilfläche B2 (2021) für Arten mit > 25 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. ^Δ*, **, * = Fehlerstufen 5–10%, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %**

Fläche	Variable / Taxon	Fehler Wert Test 3	p- Wert Test 3	Fehler Wert Test 4	p- Wert Test 4	Gesteige Gesamtanzahl [n]	Nullstellen-%	Effektgröße-% Test 3	Effektdauer Test 3	Effektgröße-% Test 4	Art d. Kompensation
B2	Gesamtabundanz	0.45		0.79		-	0	-	-	-	-
B2	Gesamtbio­masse	0.84		0.81		3108	0	-	-	-	-
B2	<i>Bathyporeia pelagica</i>	0.40		0.75		1949	0	-	-	-	-
B2	<i>Bathyporeia sarsi</i>	0.92		0.99		370	0	-	-	-	-
B2	<i>Nephtys cirrosa</i>	0.03*		0.06 ^Δ		154	0	22.5	20.7	10.8	Überkompen­ sation
B2	<i>Spio martinensis</i>	0.37		0.70		121	0	-	-	-	-
B2	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	0.58		0.72		116	0	-	-	-	-

4.3.4 Ergebnisse Epifauna

4.3.4.1 Artenzusammensetzung und Statistische Auswertung

Während des Beprobungszeitraumes im BACI 2021 wurden insgesamt 35 verschiedene Taxa nachgewiesen, davon konnten 31 auf Artniveau bestimmt werden. Die häufigsten Vertreter der Epifauna mit Stetigkeiten von 100 % (Arten, welche an jeder beprobten Station gefunden wurden) waren die Nordseegarnele, *Crangon crangon*, und die Gem. Strandkrabbe, *Carcinus maenas*. Weitere sehr häufige Vertreter (mindestens 90% Stetigkeit) waren die Gem. Schwimmkrabbe, *Liocarcinus holsatus*, und der Gem. Einsiedlerkrebs, *Pagurus bernhardus*. Auffällig dabei sind die hohen Stetigkeiten der Hauptvertreter innerhalb des Experimentes und im Vergleich zum Experiment in 2019.

Die Angaben zu den verschiedenen Taxa/Arten beinhalten in B2 erstmalig auch alle gefundenen und bestimmten Hydrozoen und Bryozoen. Diese wurden als koloniebildende Arten jedoch nicht in die quantitativen Analysen einbezogen. Die höhere Anzahl Taxa erklärt sich daher einerseits neben der durch die auf Hydrozoa und Bryozoa erweiterte Bestimmung andererseits auch durch Zufallsfänge teils juveniler Individuen, die jedoch aufgrund ihrer geringen Fängigkeit für das Fanggerät (2 m-Kurre) und damit Mangels quantitativer Erfassung nicht in die nachfolgenden Analysen einbezogen wurden. Insgesamt wurden 13 Arten bzw. Taxa für die nachfolgenden Analysen verwendet. Auffällig in diesem Experiment war das deutlich verringerte Aufkommen vom Gem. Seestern in den Proben, was möglicherweise durch die Verlagerung der Beprobungsflächen von A/B nach B2 begründet sein kann.

Aufgrund der hohen Stetigkeit nur weniger Arten und der im Durchschnitt geringen Anzahl der Arten, welche in die Analysen einbezogen werden konnten, beschränken sich die statistischen Mittelwertvergleiche auf die Kenngröße der Abundanz. Auf die statistische Auswertung der Biomasse sowie der Diversität wird verzichtet.

Die mittlere Gesamtabundanz im BACI 2021 in der Lister Ley betrug 2108 n/400 m² in der Kontrollfläche und 1663 n/400 m² in der Störungsfläche, wobei diese sich deutlich verringert, wenn man die Nordseegarnele nicht berücksichtigt (Tabelle 30). Die Nordseegarnele, *Crangon crangon*, zeigte im Vergleich zu den anderen gefundenen Arten sehr hohe Abundanzen.

Test 1 und Test 2 sind für die Gesamtabundanz nicht signifikant (Tabelle 30). Auch auf Artniveau ist kein Test signifikant (Tabelle 31).

Der für die Epifauna entwickelte Test 2b für den Vergleich der Zeitpunkte vor der Störung mit den Zeitpunkten nach der Störung getrennt jeweils für Kontrolle und Störungsfläche zeigt für die Arten auf der Kontrollfläche kein signifikantes Ergebnis an (Tabelle 32), obwohl *Carcinus maenas* und *Liocarcinus holsatus* in der Störungsfläche einen leichten Abundanzanstieg zu T3/T5 aufwiesen, siehe auch Abbildung 50.

Abbildung 46 zeigt die standardisierte Gesamtabundanzen ohne *Crangon crangon* über den gesamten Verlauf des Experiments BACI II. Auffällig ist ein Rückgang der Gesamtabundanz im Zeitraum T-2 bis T1 für die

Störungsfläche. Dieser Rückgang ist auch für die Gesamtabundanz einschließlich *C. crangon* augenfällig an T-2 (Abbildung 47). Der zeitliche Verlauf ist annähernd gleich für beide 'treatments', nämlich dass nach einem anfänglich geringen Abundanzniveau zwischen T-5 und T-2 relativ hohe Werte zwischen T0 und T2 auftreten, danach absinken und zu T12 hin ansteigen. Der höchste Wert wird für T12 in der Kontrollfläche gemessen. Besonders die Reaktion an T0 zeigt, dass hier möglicherweise ein Faktor unabhängig von der fischereilichen Störung wirksam war.

Tabelle 30: Epifauna-Auswertung Test 1 und Test 2 für Gesamtabundanz, Fläche B2 (2021). ^Δ, *, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1% und < 0.1 %**

Fläche	Variable	Permutation p-Wert Test 1	Permutation p-Wert Test 2	Gesamtwert in K [n/400 m ²]	Gesamtwert in S_IV [n/400 m ²]	Anzahl Permutationen P
B2	Gesamtabundanz o. <i>C. crangon</i>	0.30	0.27	60.1	48.3	10e5
B2	Gesamtabundanz mit <i>C. crangon</i>	0.39	0.225	2108	1663	10e5

Tabelle 31 : Epifauna-Auswertung Test 1 und Test 2 für die Teilfläche B2 (2021) für Arten mit 100 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. ^Δ, *, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %. In Klammern gesetzt sind diejenigen p-Werte, wenn nur der Zeitraum T1-T12 einbezogen wird.**

Fläche	Taxon			Permutation p-Wert Test 1	Permutation p-Wert Test 2	Anzahl Permutationen P in Test 1/ Test 2
B2	<i>Crangon crangon</i>	Crust., capoda	De-	0.77	0.52	70/924
B2	<i>Carcinus maenas</i>	Crust., capoda	De-	0.77	0.52	70/924
B2	<i>Liocarcinus holsatus</i>	Crust., capoda	De-	0.24	0.63	70/924
B2	<i>Pagurus bernhardus</i>	Crust., capoda	De-	0.14	0.74	70/924

Tabelle 32 : Epifauna-Auswertung Test 2b (Vorher zu Nachher) für die Teilfläche B2 (2021) für Arten mit 100 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. ^Δ, *, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %**

Fläche	Taxon		p-Wert Test 2b Kontrolle	p-Wert Test 2b S_IV	Anzahl Permutationen P
B2	<i>Crangon crangon</i>	Crust., Decapoda	0.52	1.00	252
B2	<i>Carcinus maenas</i>	Crust., Decapoda	0.67	0.28	252
B2	<i>Liocarcinus holsatus</i>	Crust., Decapoda	0.67	0.28	252
B2	<i>Pagurus bernhardus</i>	Crust., Decapoda	0.52	0.67	252

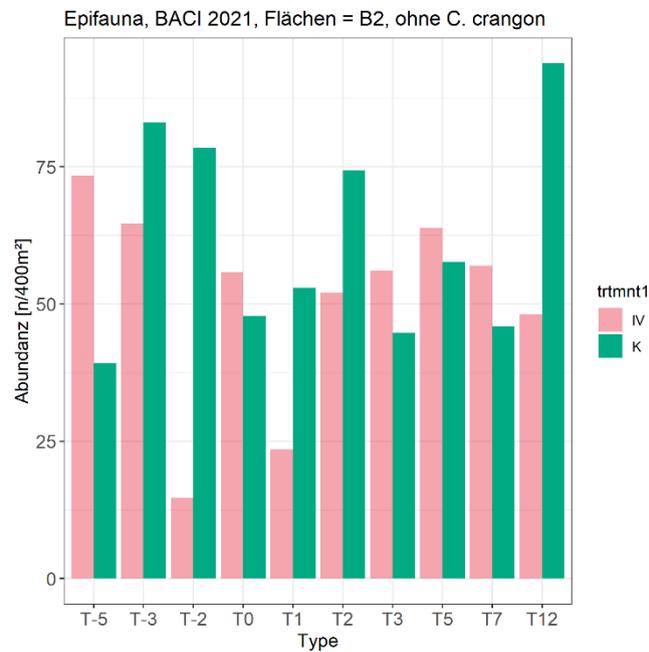


Abbildung 46: Mittlere Gesamtabundanz ohne C. crangon über alle Probennahmezeitpunkte aus dem BACI 2021.

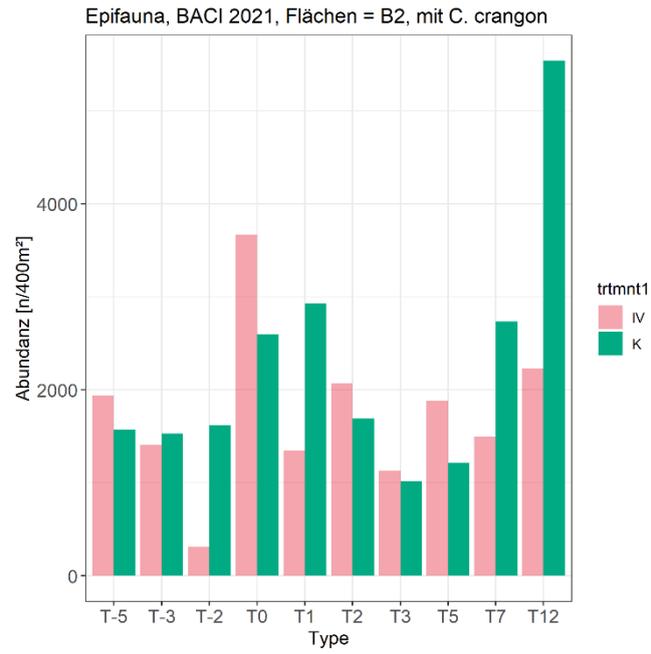


Abbildung 47 : Gesamtabundanz mit *C. crangon* über alle Probennahmezeitpunkte aus dem BACI 2021.

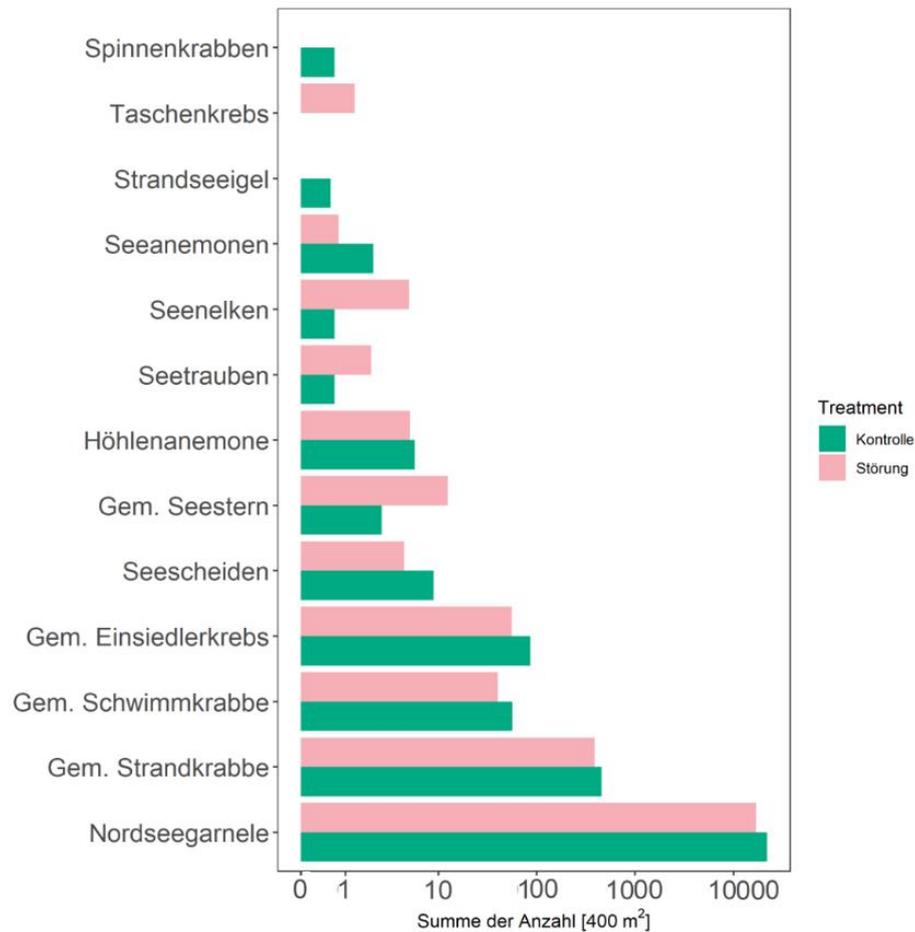


Abbildung 48: Summe der standardisierten Abundanzen ($n/400 \text{ m}^2$) aller Station aus dem BACI 2021, Teilfläche B2. Kontrolle (grün) und Störung (rot); x-Achse als log-Skala

Abbildung 48 zeigt einen Überblick aller Taxa ohne Hydrozoen und Bryozoen. Es wird deutlich, dass neben der Nordseegarnele die Gem. Strandkrabbe, die Schwimmkrabbe und der Gem. Einsiedlerkrebs die am häufigsten vorkommenden Arten sind.

Abbildung 49 zeigt die gewogenen Nassgewichte als standardisierte Gesamtbiosmassen in g pro 400m^2 pro Station, je aufgenommenener Art. Der Taschenkrebs, *Cancer pagurus*, kam nur in der Störungsfläche vor. Zwischen den Biosmassen vor und nach der Störung sind keine wesentlichen Unterschiede zu finden.

In Abbildung 50 ist der zeitliche Verlauf der Abundanzen für Kontrolle und Störung für ausgewählte Arten dargestellt. Es ist zu beachten, dass die an den Zeitpunkten T1, T2 und T3 dargestellten Werte Mittelwerte aus jeweils drei Replikaten sind.

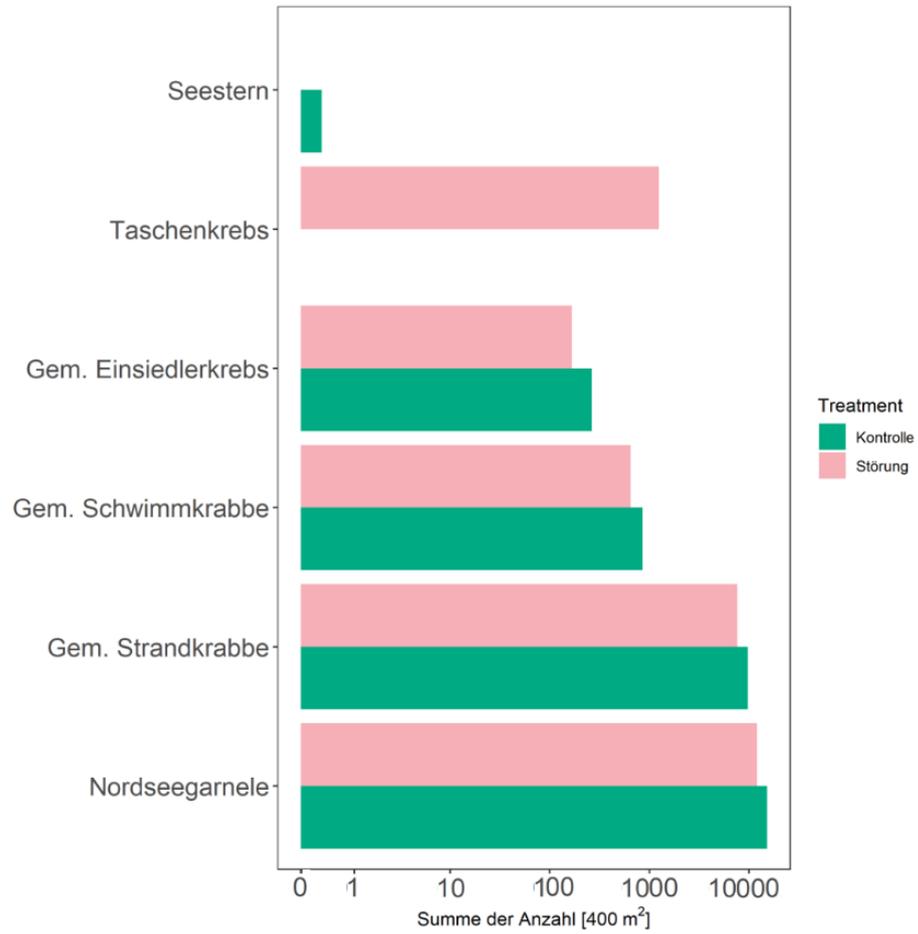


Abbildung 49: Mittelwert der standardisierten Biomassen (g FG/400 m²) aller Station pro aufgeführter Art aus dem BACI 2021, Teilfläche B2. Kontrolle (grün) und Störung (rot); x-Achse als log-Skala

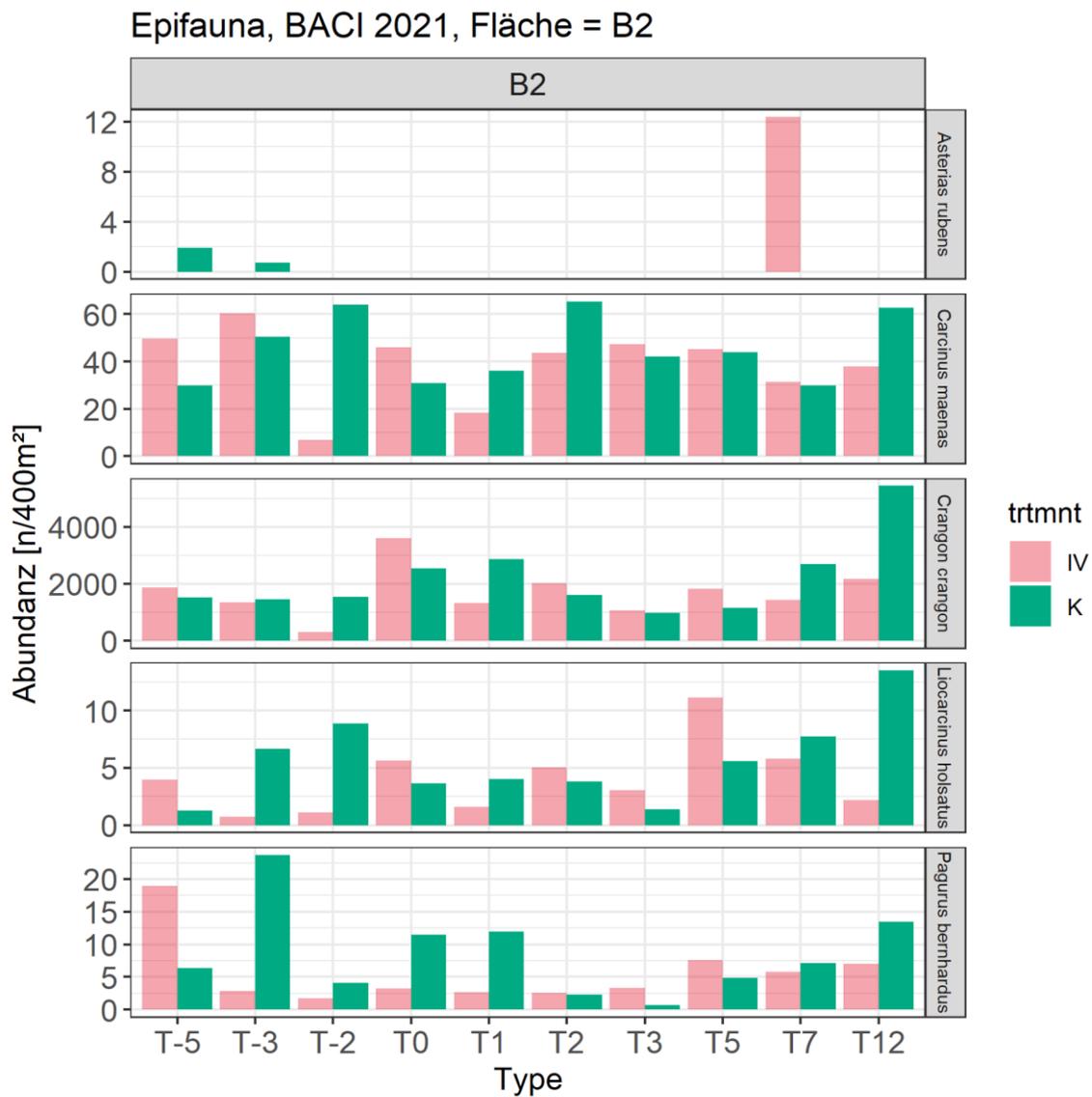


Abbildung 50: Zeitliche Entwicklung der standardisierten Abundanzen von *Asterias rubens*, *Carcinus maenas*, *Crangon crangon*, *Liocarcinus holsatus* und *Pagurus bernhardus* im BACI B2, 2021. Dargestellt sind die standardisierten Abundanzen (Ind./400m²) zu den Beprobungszeitpunkten; Kontrolle in grün und Störung in rot.

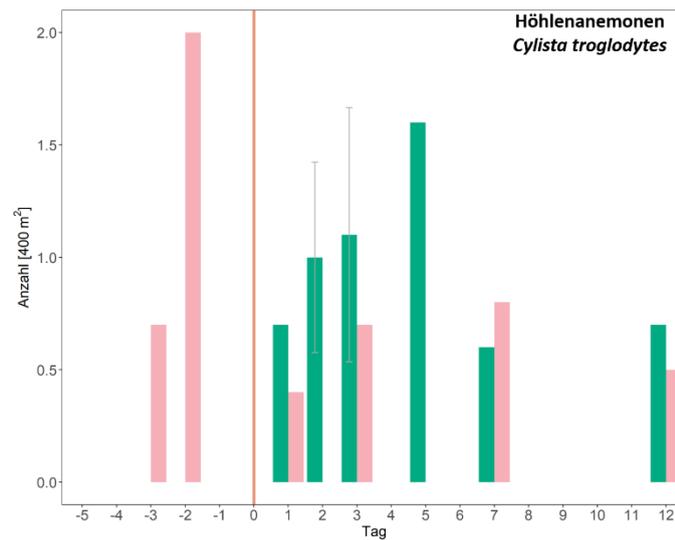


Abbildung 51: Zeitliche Entwicklung der standardisierte Abundanzen von *Cylista troglodytes* agg. im BACI 2021, Teilfläche B2. Dargestellt sind die standardisierten Abundanzen (Ind./400m²). Zeitpunkte auf der x-Achse im zeitlichen Verlauf, pro Fläche; Kontrolle in grün und Störung in rot.

Die zeitliche Entwicklung der Gem. Strandkrabbe, *Carcinus maenas*, weicht von der für *C. crangon* o.a. beschriebenen zeitlichen Dynamik ab. Relativ hohe Werte in der Kontrolle werden zu T-2, T2 und T12 erreicht, in der Störungsfläche zeigt sich ein Anstieg von T1 auf T5 und dann ein leichter Abfall hin zu T12.

Da die T2-Werte für *C. maenas* sowohl in Kontroll- als auch Störungsfläche relativ hoch sind, wird dieses eher der natürlichen Variabilität als einer möglichen Überkompensation zugeordnet. Die Variabilität nach der Störung und vor der Störung sind nur marginal unterschiedlich (Test 2b, siehe Tabelle 32).

Die Gem. Schwimmkrabbe, *Liocarcinus holsatus*, kommt in allen Proben vor. Der Verlauf ähnelt dem von *C. maenas*. Ebenso ist der Test 2b in ähnlicher Weise bei beiden Arten marginal signifikant.

Der Gem. Einsiedlerkrebs konnte ebenfalls in allen Proben nachgewiesen werden. Ein Effekt durch die Störung ist nicht wahrscheinlich, da die niedrige Abundanz in der Störungsfläche bereits bei T-3 einsetzt. Für diese Art ist die kleinskalige Variabilität im Test 1 nachgewiesen.

Die abundanteste Art im Experiment war wiederum die Nordseegarnele. Wie im BACI 2019 zeigte sich auch hier der Einbruch der Abundanzen in der Störungsfläche nach der Störung zum Zeitpunkt T1. Allerdings zeigen die Zeitpunkte vor der Störung in der Störungsfläche, wie variabel das Vorkommen dieser Art ist.

Ein klarer Effekt der Störung konnte für keine der dargestellten mobilen Arten gezeigt werden.

Die sessile, bzw. Kolonie bildende Fauna ist nicht ausgewertet worden, da hier im Zeitaum von 14 Tagen keine Abundanzdynamik angenommen werden kann. Das Auftreten ist eher indikativ für kleinskalige Unterschiede in der Verteilung. Seeanemonen und Seescheiden zeigen bei geringer Stetigkeit (viele Nullproben) keinen klaren zeitlichen Verlauf. Auch wenn Seescheiden überwiegend auf den Kontrollflächen gefunden wurden, kann dies nicht auf den Effekt der Vierfachstörung zurückgeführt werden, da sich diese Beobachtung auch in den Zeitpunkten vor der Störung wiederfindet. Besonders deutlich war die heterogene Verteilung in der Teilfläche B2 für die Höhlenanemone *Cylista troglodytes* agg. (Abbildung 51). An T-5 trat kein Vorkommen auf, dann an T-3 und T-2 nur in der Störungsfläche S_IV. Nach erfolgter Störung trat sie sowohl in der Vierfachstörung als auch in der Kontrolle auf, jedoch nicht zu allen Probennahmezeitpunkten. Der Test 2 war mit $p=0.004$ signifikant mit einem entsprechenden Unterscheid zwischen Kontrolle und Störung nach T0.

4.3.4.2 Multivariate Auswertung

Die Stetigkeit der einzelnen Arten ist im Shade-Diagramm in Abbildung 52 dargestellt. Es konnte keine klare Ab- oder Zunahme im zeitlichen Verlauf des Experimentes nach der Störung dargestellt werden. Die Hauptvertreter der Epifauna sind zentriert dargestellt. Die Arten mit der geringsten Frequenz, *Psammechinus miliaris* und *Macropodia parva*, sind an je einem Einzeltermin vertreten, d.h. am Vorzeitpunkt T-1 bzw. T2. Der Permutationstest für das 2-faktorielle Modell vorher-nachher Kontrolle-Impakt ergibt ein $p=0.16$ und daher keinen Unterschied in der Artenzahl.

Weder Clusteranalyse (Abbildung 53) noch MDS-Analyse (Abbildung 54) weisen eine klare Gruppierung auf. Der R-Wert der ANOSIM war negativ und zeigt damit an, dass die Ähnlichkeiten zwischen Störung und Kontrolle größer waren als innerhalb der beiden 'treatments' ($R = -0.036$, siehe Tabelle 23) und zeigt damit eine starke Gleichheit der Gruppen an. Dies wird durch die MDS-Darstellung bestätigt. Der Stress-Wert der MDS-Analyse ist 0.18. Somit konnten auch mittels der multivariaten Analysen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungen gefunden werden, weder im zeitlichen Verlauf nach der Störung noch im direkten Vergleich der Kontroll- und Störungsflächen.

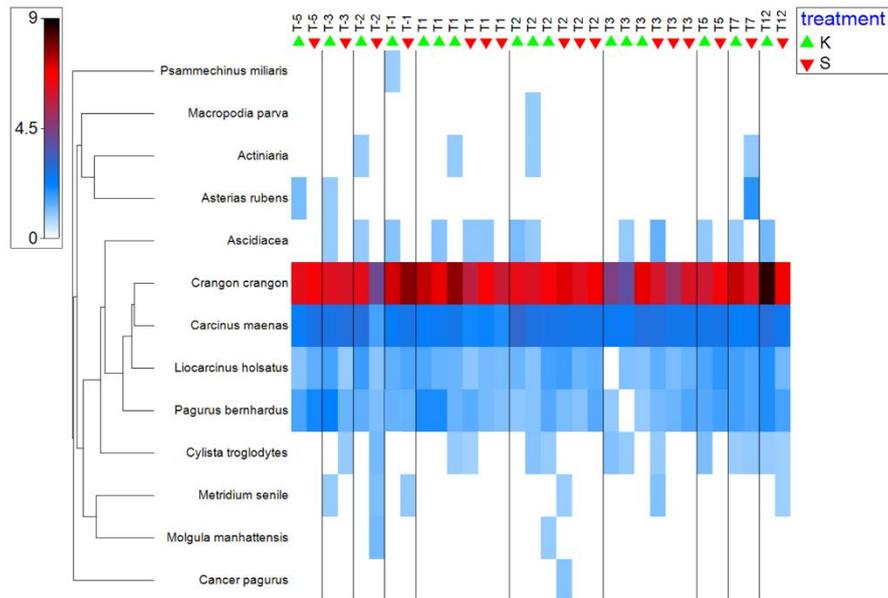


Abbildung 52: Shade-Diagramm der Artabundanzen für Teilfläche B2. Erstellt mit Primer mit Abundanzen zur 4. Wurzel transformiert. Skala der Legende gibt transformierte Abundanzen wieder. Kontrollflächen sind durch ein grünes Dreieck, Störungsflächen durch ein rotes Dreieck gekennzeichnet.

4.3.4.3 Biologische Merkmale (BTA)

Die durchgeführte '*biological traits analysis*' (BTA) folgt der in Kapitel 'Epifauna 4.1.4.2' beschriebenen Methodik.

Obwohl signifikante Cluster auftreten, zeigen die Ergebnisse der Clusteranalyse der BTA keine signifikanten Gruppenbildungen in Bezug auf eine Trennung von Kontrolle und Störung (Abbildung 55).

Die MDS-Darstellung in Abbildung 56 zeigt, dass die Zeitpunkte T-2 Kontrolle, T2 Störung und T3 Störung eine hohe Unähnlichkeit zu den übrigen Zeitpunkten/Behandlungen aufweisen. Diese Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (Abbildung 56).

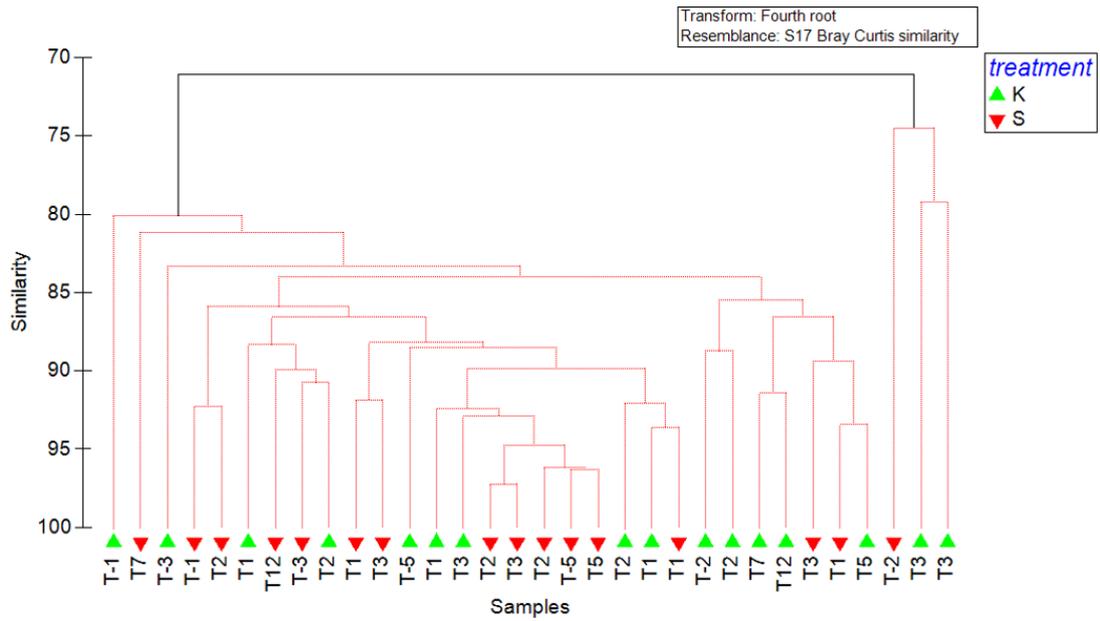


Abbildung 53: Clusteranalyse. Erstellt mit Primer auf Basis der standardisierten Abundanzen (4. Wurzel transformiert).

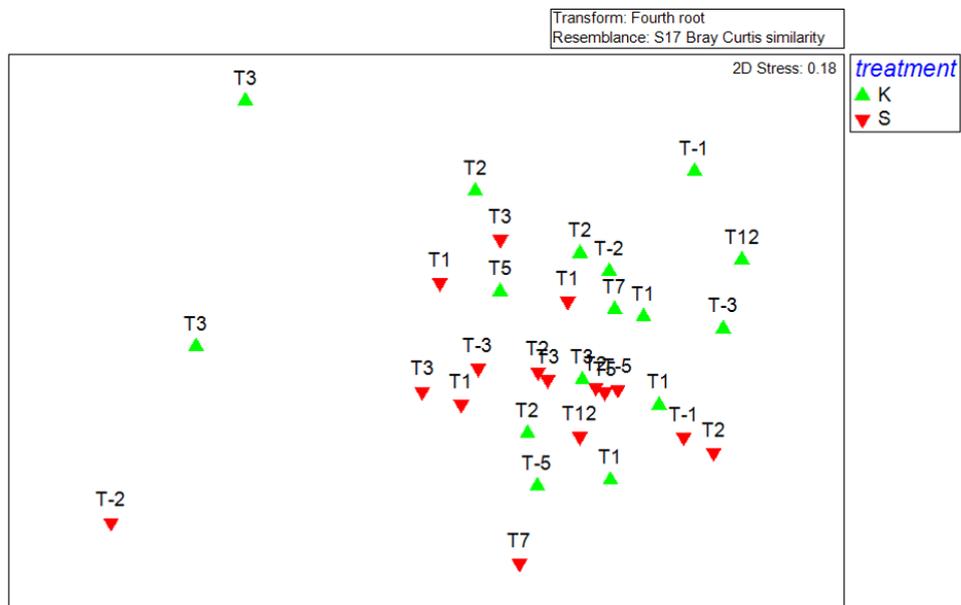


Abbildung 54: Multidimensionale Skalierung der Epifauna (MDS). Erstellt mit Primer auf Basis der standardisierten Abundanzen (4. Wurzel transformiert).

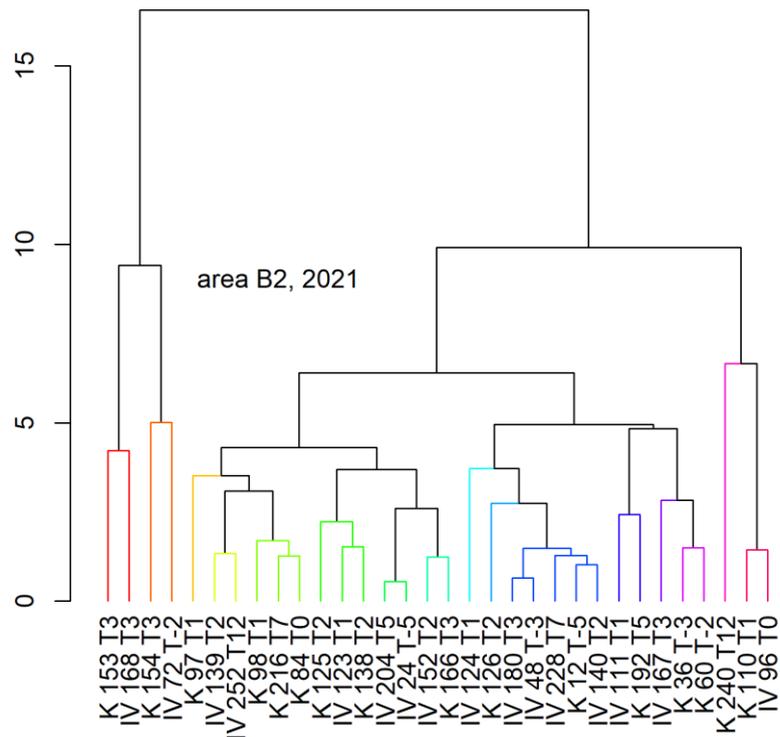


Abbildung 55 BTA-Clusteranalyse der Epifauna für die Teilfläche B2. Zeitpunkte (z.B. T1, T2, T3,...) auf den Kontroll- (K) und Störungsflächen (IV) angegeben, dazu Holnummer. Signifikante Cluster farblich abgesetzt ($p < 0.05$), SIMPROF-Diagramm.

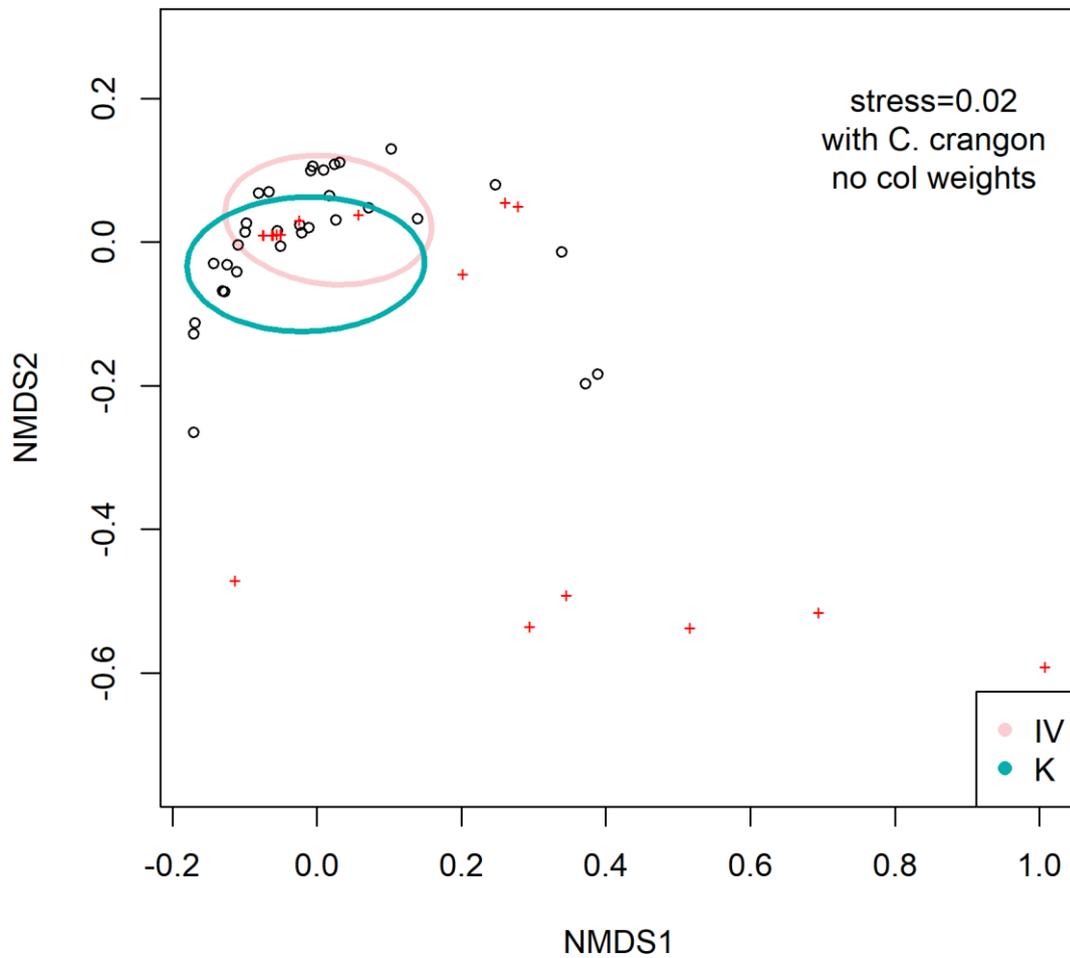
BTA : non-parametric MDS, area: B2, 2021

Abbildung 56 BTA-Multidimensionale Skalierung der Epifauna (MDS). Erstellt auf Basis der transformierten Traitabundanz (inkl. Standardellipsen). K = Kontrolle in grün; S = Störung in rot

4.4 BACI-Experiment III 2021, Teilfläche C, Norderney

4.4.1 Material und Methoden

Ein drittes BACI-Experiment fand auf feinsandigem Substrat vom 10.– 25.10.2021 südlich von Norderney statt (BACI III, Teilfläche C). Die Auswahl der Fläche C schließt diejenigen *Lanice*-Flächen im dortigen Priel-system aus, die bereits gesondert als NDS12 und NDS13 in der Gradientenanalyse bearbeitet worden sind.

Nach einer ersten Probenahme zum Zeitpunkt T0 wurde eine Fläche viermal überfischt, so dass sich die Schleppstriche weitestgehend überlagerten (Mehrfachstörung S_IV). Die Fischereihols dazu wurden mit Hilfe der gecharterten FK *Delphin* unter Benutzung des bordeigenen kommerziellen Garnelenfanggeschirrs durchgeführt (Baumlänge 8,85 m, 950 kg Gesamtgewicht je Geschirr, ohne Auftriebskörper im Steert). Die Schleppstriche wurden wie bei B2 positionsgenau mit einem hydroakustischen Positionierungssystem (μ PAP, Fa. Kongsberg) von Bord der vorausfahrenden MS *Burchana* (NLWKN) aufgezeichnet (Kapitel 4.4.1.1, S. 132). Die Beprobung der Endofauna und des Sediments erfolgte mittels 0.1 m² van Veen-Greifer von Bord der gecharterten FK *Uranus*. Sowohl die Kontrollflächen (K) als auch die experimentell mehrfach befischte Fläche (S_IV) wurden einen Tag vor der experimentellen Befischung und zu vier Zeitpunkten danach beprobt (1 Tag bzw. 3, 7, 14 Tage nach Störung). Der Ablauf der einzelnen Probenahmen (Sediment, Endofauna) und die Anzahl der Proben pro 'treatment' (Kontrolle [K] und Mehrfachstörung [S_IV] in Kombination mit den Zeitpunkten T0–T14) sind in Tabelle 33 dargestellt.

Tabelle 33: Ablauf von BACI III (südlich von Norderney, Teilfläche C; 2021). Angegeben ist die Anzahl der van Veen-Greiferproben je 'treatment', d.h. Zeitpunkt vor (T0) und nach (T1–T14) der experimentellen Befischung sowohl auf Kontrollflächen (K) als auch der experimentell mehrfach befischten Fläche (S_IV). *Ohne die Proben der später als NDS12 (n=3) und NDS13 (n=20) abgetrennten Stationen für die Gradientenanalyse, siehe 3.4.1.2. ** Proben innerhalb und außerhalb des später gewählten Abschnitts für die Störung.

Datum	Zeitpunkt	Fläche	Sediment	Endofauna*
10.10.2021	T0	K	1	2+6**
		S_IV	1	2+7**
11.10.2021	Exp. Befischung	S_IV		
12.10.2021	T1	K	2	5
		S_IV	2	10
14.10.2021	T3	K	2	7
		S_IV	2	8
18.10.2021	T7	K	2	5
		S_IV	2	10
25.10.2021	T14	K	2	7
		S_IV	2	8

4.4.1.1 Methode und Bewertung der Positionierung der Probennahme

Wie bereits in BACI II (Fläche B2, Lister Ley/Sylt, 2021), wurde zur positionsgenauen Aufzeichnung der experimentellen Fischereihols ein μ PAP (Fa. Kongsberg) eingesetzt (Details und Funktionsweise s. Kapitel 4.3.1.1, S. 109). Hierzu waren beide Fanggeschirre des kommerziellen Garnelenkutters mittig am Baum mit jeweils einem Sender (cNodes) ausgestattet. Der μ PAP-*transducer* war an einem senkrechten Monopol mitschiffs auf der Backbordseite der MS *Burchana* (NLWKN) angebracht. Der Monopol besaß ein Winkelstück (ca. 30° zur Vertikalen), so dass der *transducer* nach achtern ausgerichtet war. Die Aufzeichnung der Störungs-Schleppstriche des kommerziellen Kutters erfolgte demnach von Bord der vorausfahrenden MS *Burchana* (Abbildung 57).



Quelle: M. Schneider (Thünen)

Abbildung 57: Gecharterter FK *Delphin* bei der Erzeugung der experimentellen Fischereispuren für BACI III bei Norderney (Teilfläche C, 11.10.2021), während die Schleppstriche von Bord des MS *Burchana* mittels μ PAP aufgezeichnet wurden.

Da die MS *Burchana* und das μ PAP-System des NLWKN nicht für die weitere Probenahmen zur Verfügung standen, wurde zur positionsgenauen Beprobung auf der FK *Uranus* eine D-GPS-Antenne (MagicMapper, RTK-Datenempfang über LTE-Netz) in direkter Nähe zum Block installiert, über den der Kurrdraht für den

van Veen-Greifer gelenkt war. Die Methode der Positionierung der Störung über μ PAP und der Greiferproben über D-GPS wird ähnlich genau wie bei dem BACI II eingeschätzt.

4.4.1.2 Versuchsaufbau und Probennahme

Die Probenahmen (Endofauna, Sediment) zum Zeitpunkt T0 erstreckten sich weit in den Osten des Prielsystems südlich von Norderney. Dabei zeigte sich z.T. ein hohes Maß an Heterogenität der Bodenbeschaffenheit entlang des untersuchten Transekts. Nachdem die positionsgenaue Aufzeichnung der experimentellen Fischereihols am darauffolgenden Tag zeigte, dass nur im äußersten Westen die geplante mehrfache Überlagerung der einzelnen Schleppstriche mit ausreichender Genauigkeit erzielt und somit eine Mehrfachstörungsfläche generiert worden war, erfolgten alle darauffolgenden Beprobungen (Zeitpunkte T1–T14) auf dem westlichen Teil der experimentellen Flächen (Abbildung 58).

Sediment

Zum Zeitpunkt T0 wurde ein van Veen-Greifer zur Sedimentanalyse pro '*treatment*' (K/S_IV) entnommen. Eine Sediment-Station (St. 21 T0 K) lag in der nachträglich reduzierten BACI-Fläche im Westen. Die zweite Sedimentprobenahme (St. 5 T0 S_IV) fand östlich von der BACI-Fläche im Westen statt, in der Nähe der Endofauna-Station 6 T0 S_IV. An den darauffolgenden Zeitpunkten (T1–14) wurden jeweils 2 van Veen-Greifer pro '*treatment*' (K/S_IV in Kombination mit Zeitpunkten T1–14) genommen (Abbildung 58 b).

Endofauna

Die beprobten Stationen zum Zeitpunkt T0 erstrecken sich über den später für die Beprobung der Störung ausgewählten kleineren Bereich hinaus. Für die Analysen werden die T0-Proben daher klassifiziert - entweder als Untergruppe im eigentlichen späteren Beprobungsgebiet mit insgesamt 4 Proben, (St. 1 T0 K, St. 2 T0 S_IV, St. 3 T0 K, St. 4 T0 S_IV) oder als Gesamtheit aller T0 Proben. Es erwies sich, dass die Störung in einem Sandrippelfeld erfolgte, so dass reine *Lanice conchilega*-Proben (alle aus der nördlichen Kontrollfläche in Prielmitte sowie am Prielkopf) aus dem Probeninventar für den BACI-Versuch entfernt wurden und als weitere Standorte NDS12 und NDS13 in die Gradientenanalyse eingegangen sind (Abbildung 58).

Epifauna

Da nur in einem Teil der ursprünglich größer angelegten BACI-Fläche bei der experimentellen Befischung eine weitestgehende Überlagerung der Schleppstriche (Mehrfachstörung) realisiert werden konnte, wurde für die Folgeprobenahmen die Untersuchungsfläche auf den äußersten Westen reduziert (Abbildung 58). Aufgrund der daraus resultierenden starken räumlichen Einschränkung und der direkten Nähe der BACI-Fläche zum Hafen Norderney mit entsprechender herausfordernder Verkehrssituation konnten keine fünfminütigen Hols mit der 2 m-Baumkurre durchgeführt werden. Daher mußte im Gegensatz zu BACI I und II auf eine Beprobung der Epifauna in BACI III gänzlich verzichtet werden.

4.4.2 Ergebnisse Sediment

Während die Sedimentzusammensetzung an NDS13 (nördliche Reihe von Sedimentproben in Abbildung 58 a und c) durch z.T. höhere Schlickanteile gekennzeichnet war, war die Sedimentzusammensetzung in C (mittlere und untere/südliche Reihe) durch Mittelsand und z.T. hohe Feinsandanteile geprägt.

4.4.1 Ergebnisse Endofauna

4.4.1.1 Artenzusammensetzung

Die Teilfläche C gehört zur *Bathyporeia*_core-Assoziation (siehe 3.4.1). Wie an den Teilflächen A, B, und B2 war die Gemeinschaft durch *Nephtys* spp., *Bathyporeia* spp. und *Spio martinensis* charakterisiert (Tabelle Anhang 1). Allerdings ist die Abundanz der kleinen Amphipoden der Gattung *Bathyporeia* spp. hier geringer als an den vorgenannten Teilflächen. Wie bei Teilfläche A trat *L. conchilega* in geringen Dichten auf.

4.4.1.2 Statistische Auswertung

Durch die Herausnahme der Proben, die zur Station NDS13 gerechnet werden mussten, ist die Probenanzahl relativ gering. Mit insgesamt 907 Individuen geht die geringste Anzahl an Individuen aller 4 BACI-Experimente in die Tests ein (siehe Tabelle 36). Die Gesamtabundanz ist mit 139 n/m² in der Kontrolle signifikant höher gegenüber 106 n/m² in der Störung S_IV (Test 2, Tabelle 34). Obwohl die Biomasse mit 0.26 g AFTG/m² ebenfalls geringer ist als in der Kontrolle (0.33 g AFTG/m²), ist dieser Unterschied nicht signifikant. Die Biomassendichte war in der Störung S_IV relativ gleichförmig verteilt, während relativ größere Unterschiede zwischen den Messzeitpunkten in der Kontrolle auftraten, hier besonders an T3 und T7 (Abbildung 59).

Auf Artniveau sind im Test 2 *Nephtys hombergii* und *Scoloplos armiger* agg. signifikant (Tabelle 35), können jedoch nicht im Test 3 und Test 4 verifiziert werden, weil Nullstellen im Datensatz vorhanden sind. *Spio martinensis* mit p=0.015 im Test 2 würde Bonferroni-korrigiert insignifikant werden (n=8). Für diese Art ist der Test 3 und Test 4 ebenfalls nicht signifikant (Tabelle 36). Mit 203 getesteten Individuen stellte diese Art mehr als 20% der gesamten Individuenzahl in Teilfläche C.

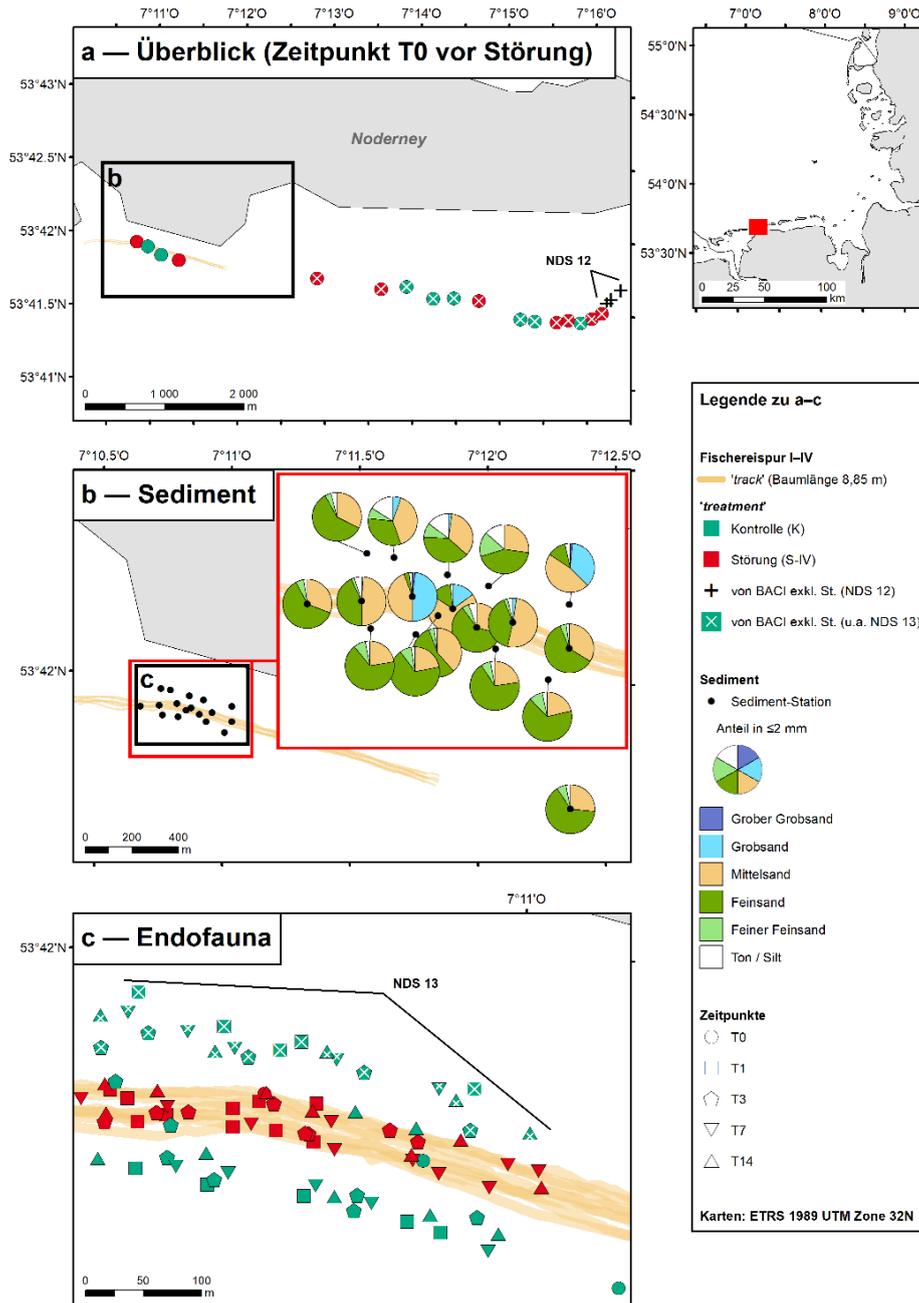


Abbildung 58: BACI III südlich von Norderney (10.–25.10.2021) in Nachbarschaft zu NDS12 und NDS13.
 — a, Lage der experimentellen Fischereispuren und der Endofauna-Probenahmen zum Zeitpunkt vor der Störung zum Zeitpunkt T0. Schwarz umrahmt ist Ausschnitt, der in b dargestellt ist. — b, Lage der Sediment-Probenahmen und Korngrößenverteilung (Fraktion <2mm) mit zentralem Bereich herausvergrößert (rotes Inlet); schwarzer Rahmen zeigt Ausschnitt, der in c dargestellt ist. — c, Lage der Endofauna-Probenahmen innerhalb der Fischereispuren und auf den flankierenden Kontrollflächen zu den unterschiedlichen Zeitpunkten (T0–T14). Weitere Erläuterungen im Text.

(Abb. vorhergehende Seite)

Tabelle 34: Auswertung Test 1 und Test 2 für Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz, Teilfläche C (2021). Δ , *, **, *** = Fehlerstufen 5-10%, 1-5%, 0.1 bis 1% und < 0.1%, ‡ alle T0-Proben eingerechnet. SD = Standardabweichung

Fläche	Variable	Permutations- TEST 1, p-Wert ‡	Permutations- TEST 2, p-Wert ‡	Mittelwert über alle Proben in K [g AFTG/m ² ; n/m ² , ± SD]	Mittelwert über alle Proben in S_IV [g AFTG/m ² n/m ² , ± SD]
C	Gesamtbiomasse	0.67	0.122	0.33 ± 0.24	0.26 ± 0.25
C	Gesamtabundanz	0.81	0.021*	139 ± 103	106 ± 125

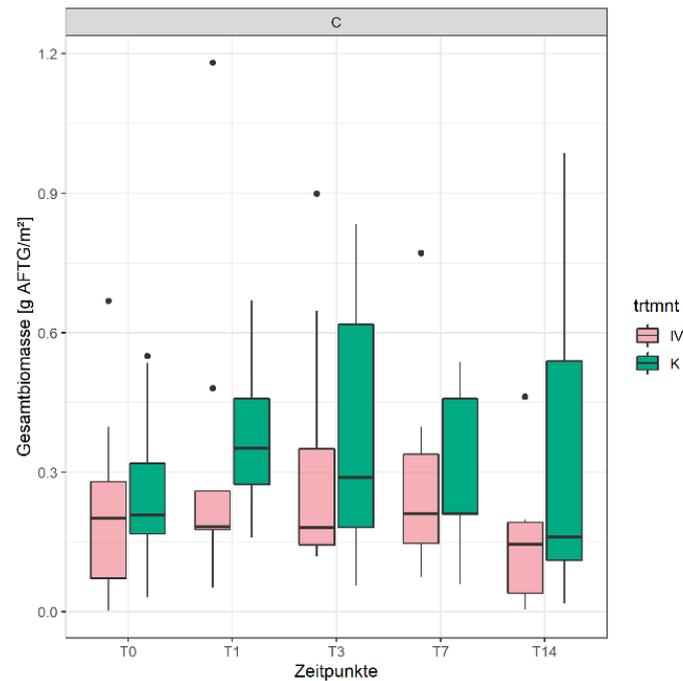


Abbildung 59 : Verteilung der Biomasse der Endofauna an der Station C über die Zeiträume T0 bis T12. Störung S_IV in rot, Kontrolle K in grün. Alle T0 einbezogen.

Tabelle 35: Auswertung Test 1 und Test 2 für die Teilfläche C (2021) für Arten mit > 25 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. ^Δ, *, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %, ‡ alle T0-Proben eingerechnet**

Fläche	Taxon		Permutations-Test 1, p-Wert ‡	Permutations-Test 2, p-Wert ‡
C	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda	0.289	0.21
C	<i>Bathyporeia sarsi</i>	Crust., Amphipoda	0.23	0.477
C	<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel., Polychaeta	0.671	0.624
C	<i>Nephtys hombergii</i>	Annel., Polychaeta	0.171	0.003**
C	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel., Polychaeta	0.765	0.003**
C	<i>Spio martinensis</i>	Annel., Polychaeta	0.616	0.015*

4.4.1.3 Biologische Merkmale (traits)

Anders als an der Station B2 wird in Teilfläche C eine mögliche Überkompensation für die Räuber/Aasfresser ('Predator/Scavenger') in der Störung S_IV durch den Trend in der Kontrolle relativiert. In der Kontrolle nahmen die Räuber/Aasfresser nahezu linear zu (Abbildung 60).

Anders als in den Teilflächen A, B und B2 zeigen sich von T0 an konsistente Unterschiede in der Zusammensetzung der *sub-surface deposit feeder* und der *surface deposit feeder*: Während in der Kontrolle die *sub-surface deposit feeder* über den gesamten Messzeitraum in der Störung S_IV stärker vertreten waren, dominierten die *surface deposit feeder* an allen Zeitpunkten in der Kontrolle. Dies deutet auf kleinskalige Variabilität hin, die im Untersuchungsdesign nicht aufgelöst werden konnte.

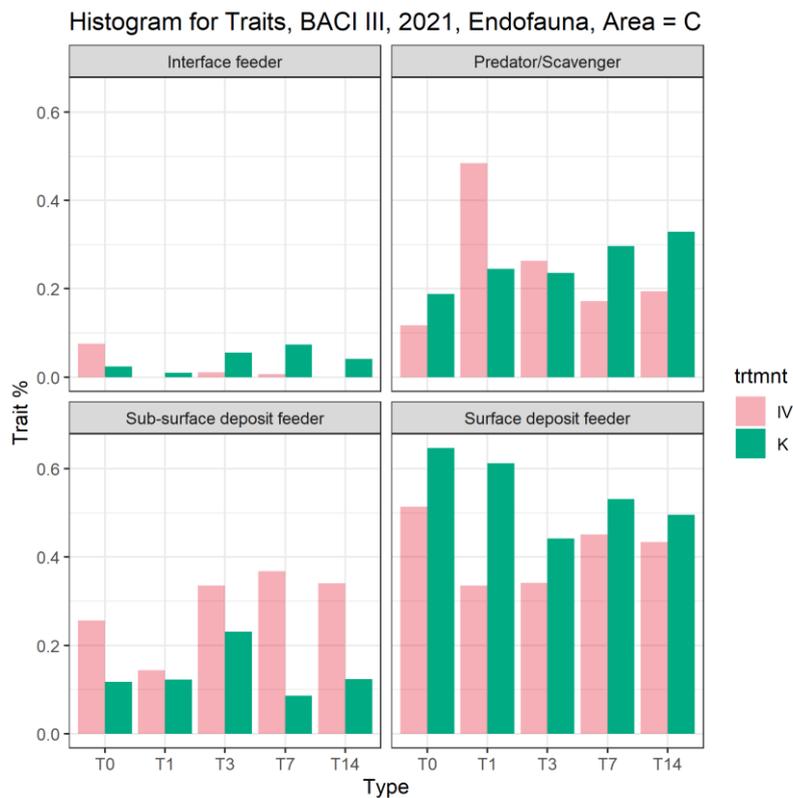


Abbildung 60: Verteilung des biologisches Merkmals / 'trait' 'Ernährungstyp' im Experiment C. ‡ alle T0-Proben eingerechnet.

Tabelle 36: Auswertung Test 3 und Test 4 für die Teilfläche C (2021) für Arten mit > 25 % Stetigkeit im Gesamtdatensatz. ^Δ *, **, * = Fehlerstufen 5–10%, 1–5 %, 0.1–1 % und < 0.1 %, ‡ alle T0-Proben eingerechnet**

Fläche	Variable / Taxon	Fehler Wert Test 3	p- Wert Test 3	Fehler Wert Test 4	p- Wert Test 4	Getestete Gesamtanzahl [n]	Nullstellen-%	Effektgröße-% Test 3	Effektdauer Test 3	Effektgröße-% Test 4	Art d. Kompensation
C	Gesamtbandanz	0.26	-	0.66	-	0	-	-	-	-	-
C	Gesamtbiomasse	0.55	-	0.59	-	907	0	-	-	-	-
C	<i>Bathyporeia pelagica</i>	-	-	-	-	199	20	-	-	-	-
C	<i>Bathyporeia sarsi</i>	-	-	-	-	17	20	-	-	-	-
C	<i>Spio martinensis</i>	0.55	-	0.14	-	203	0	-	-	-	-
C	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	-	-	-	-	99	10	-	-	-	-

4.5 Zusammenfassende Auswertung und Einordnung der BACI-Experimente

Die BACI-Experimente dienten dazu, direkte Effekte der Fischerei auf die Ökosysteme am Meeresboden zu messen, deren Effektdauern zu berechnen und durch die unterschiedlichen Testverfahren Erklärungsmechanismen für den unmittelbaren Einfluss der Garnelenfischerei auf das Ökosystem zu liefern. Im Folgenden werden die 4 Experimente zusammenfassend analysiert und die Ergebnisse diskutiert.

Die für das erste BACI-Experiment in 2019 angesprochene relativ ungenaue Positionierung der Störung insbesondere in Teilfläche B, wird in der Meta-Analyse aufgegriffen. Hier werden für die Teilflächen A und B unterschiedliche Realstörungen als Abweichung von der nominalen Vierfachstörung S_{IV} simuliert.

4.5.1 Epifauna

Für die Flächen A, B und B2 bleiben nach erfolgter Bonferroni-Korrektur hinsichtlich von Test 1 und Test 2 bei 17 untersuchten Variablen in 3 Experimenten in den Permutationstests 0 signifikante Ergebnisse für Test 1 und 0 signifikante Ergebnisse für Test 2 bestehen. Es tritt keine Häufung von signifikanten Test 2-Ergebnissen auf.

Die Test 2-Ergebnisse für Gesamtabundanz sind in Teilfläche A mit Änderungen in der Abundanz von *Crangon crangon* assoziiert (Tabelle 20, Tabelle 37). Es war jeweils ein Abfall in S_{IV} von T0 nach T1 festgestellt worden (siehe Epifauna-Abschnitte). Bildet man die standardisierten Differenzen (siehe auch 7.1.6), so zeigt sich ein konsistenter Trend (Abbildung 61). Zum Zeitpunkt T0 waren die Werte in der Kontrolle höher, die Differenz fiel negativ aus. Dies ist sicherlich nicht zwingend immer zutreffend und eher zufällig, aber bezeichnend ist die Änderung nach dem Zeitpunkt T0. Dann nämlich weisen die Kontrollflächen mit wenigen Ausnahmen konsistent eine höhere Abundanz auf. Die wenigen Ausnahmen bilden die Zeitpunkte T2 und T5 in Experiment B2, die eine höhere Abundanz in der Störungsfläche S_{IV} nachwiesen. Neben dem Trend bei *Crangon crangon* treten Einzeleffekte auch für den Gem. Seestern, *Asterias rubens*, in Teilfläche B auf, aber diese auch mit gegenläufiger Tendenz zwischen Kontrolle und Störung in Teilflächen A und B.

Zusammenfassend lässt sich aus den Ergebnissen eine relative konsistente Abnahme der Zielart *Crangon crangon* unmittelbar nach der experimentellen Befischung erkennen, während ansonsten nur für den Seestern *Asterias rubens* ein einziges signifikantes Ergebnis vorlag, sodass sich aus den Epifauna Analysen kein klarer Fischereieffekt ablesen lässt, bzw. ein solcher Effekt durch andere Prozesse überlagert wurde und der im Vergleich zur Endofauna geringe Stichprobenumfang einen statistischen Nachweis zusätzlich erschwerte.

Aus der Einordnung der Ergebnisse in Vergleichsstudien lassen sich jedoch Rückschlüsse auf die langfristige Dynamik des Epibenthos ziehen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass bestimmte Parameter wie Artenzahl abhängig vom Probenaufwand sind. Jager et al. [157] zeigen, dass die Artenzahl im Sublitoral des Wattenmeeres mit der Anzahl der Hols asymptotisch ansteigt. Durch die Anpassung des Experiment-Designs in 2021 wurde die Probenanzahl erhöht und damit ist die Stärke der Analysen verbessert worden. Andererseits ist die Vergleichbarkeit der Artenanzahl als einem der gemessenen Summenparameter zwischen den

Experimenten 2019 und 2021 nicht mehr uneingeschränkt vergleichbar – eine ähnliche Problematik ergibt sich im Vergleich zu anderen Studien. Für alle anderen Parameter gilt diese Einschränkung nicht. Allerdings ist die Anzahl von 52 Hols der CRANIMPACT Studie in der Lister Ley für diesen Tiefenhorizont im Stichprobenumfang vergleichbar mit Untersuchungen der Lister Ley von Buhs und Reise [158], die 90 Hols durchgeführt hatten, jedoch verteilt auf 3 verschiedene Tiefenstufen, d.h. 5 m, 10 m, und 15 m. Die Tiefenstufe 10 m war auch in der Untersuchung von Buhs & Reise (ebd.) artenarm mit 8 Arten gegenüber der flacheren 5 m-Stufe mit 13 Arten. Anders als der Faktor Tiefenstufe war der Faktor räumlicher Abstand vom Prielkopf bzw. Nähe zur Küste nicht entscheidend für die Artenzahl (ebd.). Somit sind die Ergebnisse der 3 Experimente A, B und B2 zusammen in Bezug auf die gemessene Artenzahl mit der o.a. Studie vergleichbar.

Anders als in den Untersuchungen von Tulp et al. [9] konnte in B2 kein signifikanter Effekt der experimentellen Störung auf die Artenzusammensetzung und die Artenanzahlen gefunden werden, trotz der Verbesserung des Designs durch die exakte Positionierung der Störungen und der anschließenden Probennahmen. Für die Fläche B2 war der Permutationstest nicht signifikant ($p=0.16$, siehe 4.3.4.2). Allerdings ist anzumerken, dass die Dredge bei Tulp et al. [9] erheblich schwerer war und eine 7 cm tiefe Abrasion erzeugt hat und damit der in CRANIMPACT verwendeten Kurre nicht entsprach, die wesentlich leichter war.

Die Hypothese einer möglichen Überkompensation durch erhöhtes Aufkommen von aasfressenden Arten nach der Störung konnte in CRANIMPACT für die Epifauna nicht nachgewiesen werden. Die Anzahl der sessilen Arten, welche im Experiment nachgewiesen wurden, war sehr gering und so fleckenhaft verteilt, dass eine signifikante negative Auswirkung der kommerziellen Baumkurre auf die Abundanz der sessilen Arten ebenfalls nicht darstellbar war. Die fleckenhafte Verteilung ist allerdings nicht allein auf eine angenommene Immobilität zurückzuführen. Für diese Faunengruppe sind auch stressbedingte Ortswechsel möglich: Für *Cylista troglydytes* agg. (Höhlenanemone -Anthozoa, Actinaria, siehe Abbildung 51) konnte Riemann-Zürneck [159] einen Drifttransport nach Stress nachweisen. Dennoch werden die Unterschiede in der CRANIMPACT-Studie der kleinskaligen Variabilität zugeordnet.

Für das Epibenthos in der Deutschen Bucht und im Wattenmeer ist ein langfristiger Wandel zu verzeichnen. Neumann & Kröncke [124] wiesen Effekte des allmählichen Temperaturanstiegs für die funktionale Diversität im Epibenthos für den Zeitraum 1998 – 2009 nach. Auf Artniveau gaben Reise & Bartsch [160] basierend auf Proben von 1987 eine typische Dominanz von *Crangon crangon*, *Carcinus maenas*, *Mytilus edulis*, *Pagurus bernhardus* und *Asterias rubens* an, gerade auch für die Lister Ley. *Liocarcinus holsatus*, der in dieser Studie zu den häufigsten Arten gehörte, wurde hingegen nicht häufig gefangen. Für diese Art weisen Callaway et al. [161] einen Anstieg im Jahr 2000 nach, verglichen mit den Perioden 1902-1912 und 1982-1985. Neumann et al. [162] zeigen die ausgesprochen küstennahe Verbreitung dieser Art, ebenso wie für *Asterias rubens*. Für *Asterias rubens* weisen sie nur eine geringe Änderung in der räumlichen Präsenz im Küstenvorfeld und für *Pagurus bernhardus* keinen erkennbaren zeitlichen Trend nach. Buhs und Reise [158] diskutieren einen historischen Artenrückgang in der Epifauna durch Fischerei-Effekte über eine Zeitspanne von 1877 bis 1992. In Bezug auf rezente Änderungen stellen Jager et al. [157] eine Verschiebung aus dem Wattenmeer heraus in die tiefere Nordsee für *Crangon crangon* und juvenile Plattfische ab 2000 fest, so dass auch

temperaturbedingte Anpassungen zu den beobachteten Änderungen im Nahrungsnetz der Epifauna geführt haben können.

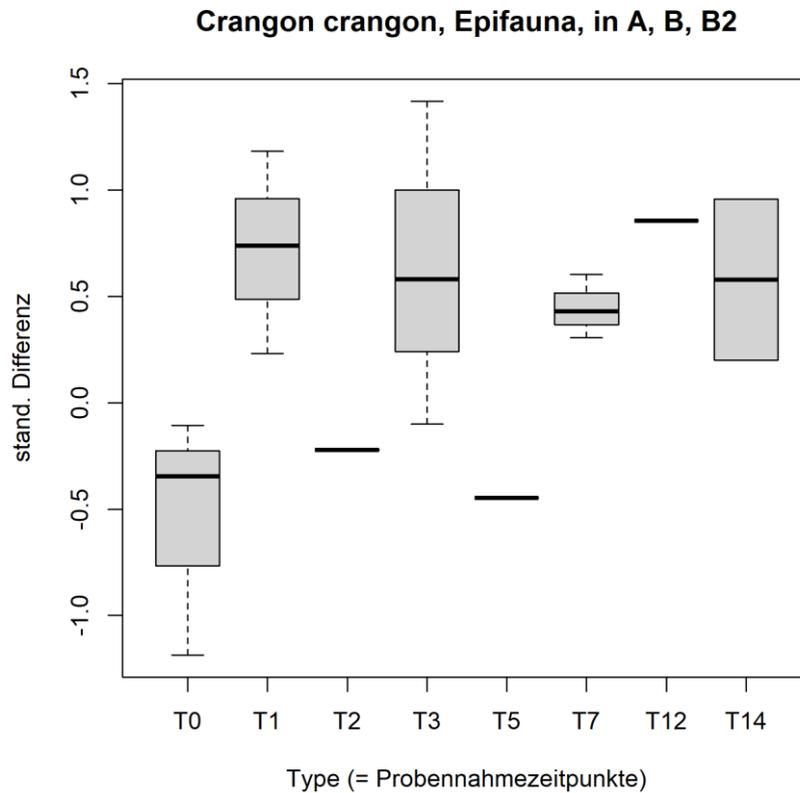


Abbildung 61: Vergleich der standardisierten Differenzen '*Kontrolle minus Störung*' für *Crangon crangon* an verschiedenen experimentellen Probennahmezeitpunkten.

Tabelle 37: Bewertungstabelle Epifauna. Ergebnisse mit einer Fehlerstufe von 5–10% wegen der Bonferroni-Korrektur mit $n=3$ als nicht signifikant gezählt. Sign. Ergebnisse mit 'sig.' markiert. 'indiff' = indifferent, RZV = natürliche räumlich-zeitliche Variabilität, mCc – einschließlich *C. crangon*, oCc – ohne *C. crangon*, 0 = wegen geringer Anzahl Permutationen/Stichprobenumfang nicht ausgewertet

Variable/Taxon	Fläche	Test 1/Test 2	Bewertung
Gesamtabundanz	A oCc	0/-	
	A mCc	0/-	
	B oCc	0/-	

Variable/Taxon		Fläche	Test 1/Test 2	Bewertung
		B mCc	0/-	
		B2 oCc	-/-	
		B2 oCc	-/-	
<i>Crangon crangon</i>	Crust., Decapoda	A	0/sig	Effekt in A
		B	0/-	
		B2	-/-	
<i>Carcinus maenas</i>	Crust., Decapoda	A	0/-	
		B	0/-	
		B2	-/-	
<i>Liocarcinus holsatus</i>	Crust., Decapoda	B2	-/-	
<i>Pagurus bernhardus</i>	Crust., Decapoda	B	0/-	
		B2	-/-	
<i>Asterias rubens</i>	Echinod., Asteroidea	A	0/-	Effekt in B
		B	0/sig.	

(Tabelle 37 Forts.)

4.5.2 Endofauna

4.5.2.1 Arten-Affinität zu Beprobungszeitpunkten: Gerichtete Austauschprozesse zwischen Kontrolle und Störung

In dieser Analyse wird untersucht, welche Anteile faunistischer Variabilität den Probennahmezeitpunkten zuzuordnen sind. Analog zur Analyse der Affinität zur Fischereiintensität und zur natürlichen Störung (siehe 7.1.5) wird hier die Affinität zu Beprobungszeitpunkten in Kontroll- und Störungsfläche analysiert, um so Interaktionen zwischen den Flächen zeitlich abbilden zu können. Es werden nur positive Affinitäten dargestellt. Ähnlich wie in der Redundanzanalyse der Gradientenanalyse kann der Anteil erklärter Varianz in der erzwungenen Ordination gegen den Anteil der erklärten Varianz in der freien Ordination abgewogen werden.

Auf Artebene zeigen sich nur bei 2 Arten konsistente Muster in der Affinität zu Zeitpunkten und *treatment* (jeweils Kontrolle und Störung S_IV), nämlich *Bathyporeia pelagica* an den Stationen A, B und B2, und *Macomangulus tenuis* an den Stationen A und B2. Für die Teilfläche C ist für keine Art ein konsistentes Muster erkennbar. Die Daten sind in so aufbereitet, dass die Probennahmezeitpunkte mit der größten Wahrscheinlichkeit einer Ähnlichkeit zur Kontrolle zur linken Tabellenseite verschoben sind, während die Zeitpunkte mit der größeren Wahrscheinlichkeit einer Veränderung nach der Störung, nämlich T1, T3 und T7, zur Störung S_IV hin sortiert werden (Tabelle 38). Der Anteil erklärter Varianz in der erzwungenen Ordination (CCA) ist im Vergleich zum Anteil der erklärten Varianz in der freien Ordination (CA) gering (Tabelle 39). Gleichwohl zeigt die ANOSIM-Analyse an (Tabelle 40), dass eine erhebliche zeitliche Variabilität an den Teilflächen B und B2 vorliegt, was als unterstützendes Anzeichen für kleinskalige Variabilität insgesamt gewertet werden kann.

[38,163], kann dies als Bewegung aus der Störungsfläche heraus während der Anfangsphase der Beprobung verstanden werden.

In ähnlicher Weise kann die Wechselwirkung zwischen Störungs- und Kontrollfläche für *Bathyporeia pelagica* verstanden werden. Hier liegen positive Affinitäten zur Kontrollfläche und zu den Zeitpunkten T0, T1 und T3 vor ($p=0.0625$). Hier zeigt sich, dass an den Stationen A, B und B2 zu T0 relativ gleiche Abundanzen zwischen K und S_IV vorliegen, während im weiteren Verlauf die Abundanzen an den Kontrollflächen steigen und an den Störungsflächen sinken (Abbildung 63). Dies kann als Einwanderung in die Kontrollfläche erklärt werden und muss anders gewertet werden als der unspezifische Austausch durch Driftfauna (siehe 4.5.2.2). Diese Annahme einer aktiven Orientierung oder gerichtetem Austausch von *B. pelagica* wird unterstützt durch die Ergebnisse von Stecher [38]: *B. pelagica* dominierte in der Abundanz der Endofaunaprobe, war aber in den Driftfaunaprobe mit dem ungerichteten Austausch nicht vertreten.

In gleicher Weise muss die Überkompensation bei *Nephtys cirrosa* im BACI-Experiment B2 gewertet werden. Stecher [38] findet keine *N. cirrosa* in der Driftfauna, was wiederum den Schluss einer aktiven Orientierung hinein in die gestörte Fläche nahelegt. Dies wird indirekt durch die Untersuchungen von Groenewold et al. [27] gestützt, die zeigen, dass Attraktionseffekte für 'scavenger' über eine gewisse Distanz hin stattfinden können, auch wenn in der Untersuchung von Groenewold et al. (ebd.) keine Polychäten als Nahrungsopportunisten untersucht worden sind.

Guevara [108] erklärt die kleinskalige Variabilität der Endofauna z.T. durch *pre-settlement* Effekte vor der Larvenansiedlung, aber auch durch *post-settlement* Prozesse der gerichteten Ein- und Auswanderung juveniler Individuen in geeignete Habitatflächen. Bei den untersuchten Polychäten in seinem Experiment traf dies auf *Ophelia rathkei*, *Microphthalmus* sp., *Phyllodoce mucosa*, *Spio martinensis*, *Typosyllis hyalina* und *Capitella minima* zu, so dass entsprechende Prozesse für *N. cirrosa* in unseren Experimenten nicht auszuschließen sind.

**Tabelle 38: Affinität der Arten zu den Beprobungszeitpunkten und der Störung in der Biplotanalyse.
Fl.=Teilfläche**

Fl.	Taxon		K	T0	T14	S_IV	T1	T3	T7
A	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda	0.49				1	0.85	
A	<i>Bathyporeia sarsi</i>	Crust., Amphipoda				0.38	0.13	0.49	
A	<i>Capitella capitata</i> agg.	Annel. Polychaeta	0.23		0.08		0.15	0.01	
A	<i>Capitella minima</i>	Annel. Polychaeta	0.62	0.26	0.72				0.04
A	<i>Macoma balthica</i>	Moll., Bivalvia		0.1		0.29		0.03	0.17
A	<i>Macomangulus tenuis</i>	Moll., Bivalvia	0.53	0.04	0.45		0.12		
A	<i>Magelona mirabilis</i>	Annel. Polychaeta	0.37	0.19	0.47				0.05
A	<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel. Polychaeta	0.82	0.1	0.74		0.14		
A	<i>Nephtys hombergii</i>	Annel. Polychaeta		0.46		0.6			0.58
A	<i>Nephtys kersivalensis</i>	Annel. Polychaeta		0.22		0.58		0.01	0.36
A	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel. Polychaeta	0.24	0.12	0.29				0.03
A	<i>Spio martinensis</i>	Annel. Polychaeta	0.04	0.23	0.26				0.18
			K	T0	T14	S_IV	T1	T3	T7
B	<i>Bathyporeia elegans</i>	Crust., Amphipoda			0.49	0.7	0.2		
B	<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	Crust., Amphipoda			0.43	0.53	0.08		0.03
B	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda	0.27	0.04	0.01			0.03	0.22
B	<i>Bathyporeia sarsi</i>	Crust., Amphipoda	0.08		0.11				0.16
B	<i>Eteone longa</i>	Annel. Polychaeta	0.2	0.47			0.17	0.47	
B	<i>Magelona mirabilis</i>	Annel. Polychaeta	0.3	0.28				0.27	0.02
B	<i>Microphthalmus similis</i>	Annel. Polychaeta			0.37	1	0.67		
B	<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel. Polychaeta		0.03		0.12	0.21	0.04	
B	<i>Nephtys hombergii</i>	Annel. Polychaeta	0.25	0.49			0.13	0.49	
B	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel. Polychaeta			0.05	0.07	0.01		0.01
B	<i>Spio martinensis</i>	Annel. Polychaeta	0.04	0.29			0.2	0.3	
			K	T0	T12	S_IV	T1	T3	T7
B2	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda	0.07	0.11			0.11	0.11	
B2	<i>Bathyporeia sarsi</i>	Crust., Amphipoda			0.03	0.04			0.24
B2	<i>Macomangulus tenuis</i>	Moll., Bivalvia	0.14	0.28			0.34	0.34	
B2	<i>Magelona mirabilis</i>	Annel. Polychaeta			0.16	0.15	0.19	0.19	
B2	<i>Microphthalmus similis</i>	Annel. Polychaeta	0.88	0.97			0.38	0.37	
B2	<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel. Polychaeta			0.08	0.07	0.03	0.03	
B2	<i>Polydora ciliata</i>	Annel. Polychaeta			1	0.99	0.23	0.24	
B2	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel. Polychaeta			0.07	0.08			0.11
B2	<i>Spio martinensis</i>	Annel. Polychaeta						0.25	
C	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda			0.53	0.86		0.77	1

Fl.	Taxon		K	T0	T14	S_IV	T1	T3	T7
C	<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel. Polychaeta			0.41	0.39	0.16		0.22
C	<i>Nephtys hombergii</i>	Annel. Polychaeta	0.68	0.68				0.15	
C	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel. Polychaeta	0.66	0.66			0.36		
C	<i>Spio martinensis</i>	Annel. Polychaeta	0.49	0.49			0.05		

(Tabelle 39 Fortsetzung)

Tabelle 39: Anteile erklärter Varianz aus der erzwungen (CCA) und freien (CA) Korrespondenzanalyse für Arten mit einer Gesamtanzahl > 20 Individuen.

Teilfläche, Jahr	Erklärte Varianz für Achsen 1 und 2 bei CCA der Beprobungszeitpunkte	Erklärte Varianz für Achsen 1 und 2 bei CA
A, 2019	16.7 %	48.9 %
B, 2019	24.1 %	61.9 %
B2, 2021	9.1 %	60.6 %
C, 2021	27.7 %	74.9 %

Tabelle 40: Auswertung ANOSIM-Analyse, ^Δ, *, **, * = Fehlerstufen 5–10 %, 1–5%, 0.1–1 % und < 0.1 %**

Fläche	Art des Effektes	p-Wert
A	Allgemeiner Zeiteffekt	0.148
	Zeiteffekt genestet in K, S_IV	0.093 ^Δ
B	Allgemeiner Zeiteffekt	0.004**
	Zeiteffekt genestet in K, S_IV	0.001***
B2	Allgemeiner Zeiteffekt	0.001***
	Zeiteffekt genestet in K, S_IV	0.001***
C	Allgemeiner Zeiteffekt	0.08 ^Δ
	Zeiteffekt genestet in K, S_IV	0.08 ^Δ

4.5.2.2 Erholungszeiten und ungerichtete horizontale Austauschprozesse

Die im BACI-Experiment in Verbindung mit Test 3 modellierten linearen Effektdauern bezogen auf die Abundanz liegen alle < 30 Tage. Damit liegen die berechneten Spannen für die Effektdauer unter denen für Sublitoralbenthos der Nordsee. In Bezug auf andere Habitate und anderer Fanggeräte geben Lambert et al. [165] 100 – 180 Tage an für Biotope mit hohem Strömungsstress, Hiddink et al. [132] geben 240 Tage an. In den Eulitoraluntersuchungen des Impakt-Experimentes von Berghahn & Vorberg [6] liegen die Erholungszeiten hingegen bei 7 Tagen und sind damit in der gleichen Größenordnung wie die in dieser Untersuchung gemessenen Werte. Einer der Mechanismen für die relative kurzen Wiederbesiedlungszeiten kann im horizontalen Austausch durch Driftfauna liegen [43]. Zühlke & Reise [164] zeigen, dass Verdriftungseffekte besonders für oberflächlich lebende juvenile Formen einen Effekt haben können, während Arten, die tiefere Sedimentschichten aufsuchen können, weniger von Verdriftung betroffen sind.

Zu den Endofaunaarten mit hohem horizontalen Austauschpotential in Prielsystemen gehören nach Stecher [38] juvenile *Lanice conchilega*, *Ensis leei*, *Echinocardium cordatum*, juvenile Spioniden und *Magelona* spp. In geringerer Abundanz in der Driftfauna konnten *Limecola (Macoma) balthica*, *Bathyporeia sarsi*, *Phyllo-doce mucosa* und *Mytilus edulis* agg. nachgewiesen werden. Hierbei präferieren die Arten unterschiedliche Phasen des Tidenzyklus und unterschiedliche Windsituationen. Beispielsweise waren die Abundanzen in der Driftfauna für *L. conchilega* höher im Ebbstrom bei östlichen Winden und höher im Flutstrom bei nordwestlichen Winden. Das Artenspektrum in den Untersuchungen von Stecher [38] legt nahe, dass für *Bathyporeia sarsi* und Spioniden der ungerichtete Austausch zwischen Kontrolle und Störungsfläche für die gefundene Effektdauer der ausschlaggebende Prozess gewesen ist.

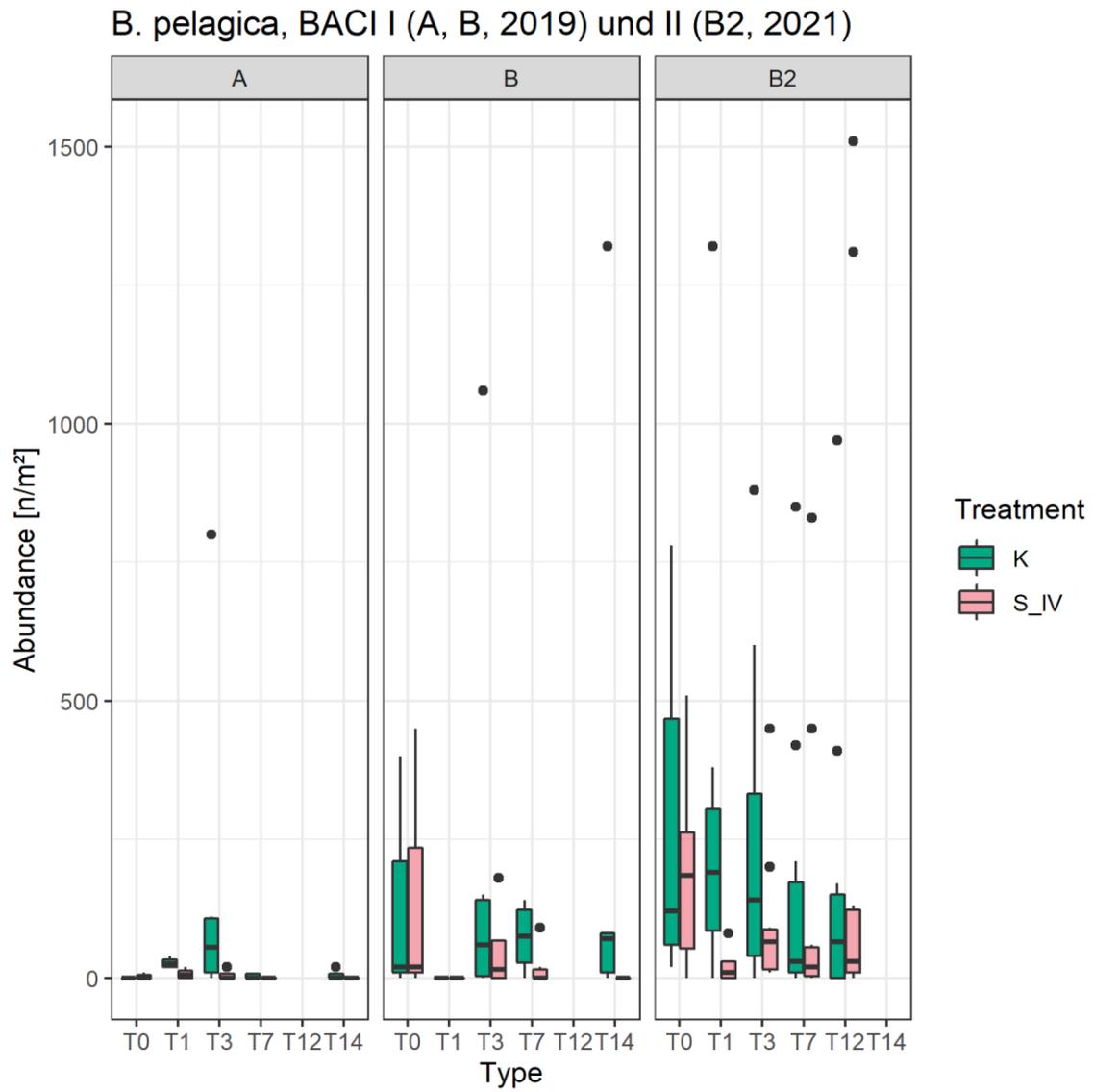


Abbildung 63: Zeitliche Abundanzverschiebungen bei *Bathyporeia pelagica* zwischen Kontroll- (K) und Störungsflächen (S_IV) in den Experimenten A, B und B2

4.5.2.3 Zusammenfassende vorher-nachher Betrachtung

Für die Flächen A, B, B2 im Prielsystem der Lister Ley und C im Norderneyer Prielsystem liegen für Test 1 18 multiple Vergleiche vor und für Test 2 insgesamt 35 multiple Vergleiche aus den 4 Einzelexperimenten. Nach erfolgter Bonferroni-Korrektur liegen 0 Teilergebnisse für Test 1 und 5 Teilergebnisse für Test 2 vor, für den Signifikanztest ergeben also 0 aus 17 und 5 aus 35 einen p -Wert = 0.23, so dass kein signifikanter Unterschied zwischen der Anzahl signifikanter Ergebnisse zwischen den Beprobungsflächen vor der Störung und denjenigen zwischen Kontrollfläche und Störungsfläche nach erfolgter Störung vorliegt. Bei den geringeren Anzahlen signifikanter Ergebnisse von Test 1 (0 vs. 5) ist zu berücksichtigen, dass die Stichprobengröße und damit die Anzahl der möglichen Permutationen hier niedriger liegt als beim Test 2 und daher der Fehler 1. Ordnung höher ist. Die Daten sind in Tabelle 27, Tabelle 28, Tabelle 35, Tabelle 16, Tabelle 17 abgelegt.

Die Bewertung der Ergebnisse auf Basis von Einzelvariablen erfolgt im Kontext aller Testergebnisse innerhalb einer Variablen oder eines Taxons (Tabelle 41). Die Ergebnisse für Test 5 werden nicht in die Bonferroni-Korrektur einbezogen, da sie nicht für die Teilflächen aufgeschlüsselt sind. Bei der Bewertung werden die Kombinationen hinsichtlich ihrer inhaltlichen Logik bewertet: Gleichzeitige signifikante Ergebnisse für Test 2 und Test 3/4 deuten an, dass ein entsprechender negativer Effekt der fischereilichen Störung über den gesamten Untersuchungszeitraum aufgetreten ist. Eine Kombination aus signifikanten Ergebnissen von Test 1 mit Test 3/4 würden z.B. andeuten, dass hohe räumlich-zeitliche Variabilität eine summarische Auswirkung auf die Variablen in Form von signifikantem Test 2 - sofern vorhanden - überdeckt hätte. Moran [166] stellt eine solche durch Logik und Verknüpfung erzielte Kenntnis rein nach dem p -Wert ausgewählten Ergebnissen gegenüber und kann als Gegenentwurf zu dem Vorher-nachher-Test dienen.

Die tabellarische Auswertung pro Taxon resp. Gesamtbioasse und Gesamtabundanz zeigt, dass mit Ausnahme von *B. pelagica* keine der untersuchten Arten oder Parameter ein Reaktionsmuster aufweist, dass in allen 4 Experimenten eindeutig wiederkehrt. Die signifikanten Test 6-Resultate für die Gesamtabundanz und auf Artebene die indifferenten Test 5-Resultate zeigen eine erhebliche zeitliche oder räumlich-zeitliche kleinskalige Variabilität an. Keiner der untersuchten Parameter weist im Vergleich der auf 4 Teilflächen Bonferroni-korrigierten Ergebnisse konsistente Resultate gleichzeitig bei Test2 und Test3/Test4 auf. Der Abundanzeffekt in Teilfläche A und der Effekt in Teilfläche B ist auf Änderungen bei *B. sarsi* einerseits und *S. martinensis* andererseits zurückzuführen.

Die zusammenfassende Betrachtung von Test 1 bis Test 5 für Einzelarten bzw. Test 6 für die Abundanz auf Gemeinschaftsebene läßt die Interpretation zu, dass die Garnelenfischerei im Experiment für einzelne Variablen bzw. Taxa des Endobenthos Effekte ausübt, diese aber in der Mehrzahl der untersuchten Kombinationen von lokalen Prozessen, wie horizontale Austauschprozesse und kleinskalige Variabilität in der Besiedlungsstruktur, überlagert werden und daher nicht nachweisbar sind.

Tabelle 41: Taxonspezifische Bewertungstabelle Endofauna. Ergebnisse mit einer Fehlerstufe von 5–10% wegen der Bonferroni-Korrektur als nicht signifikant gezählt, '-'. Bei einem Bonferroni-n von 4 für in 4 Teilflächen signifikant gewertete Ergebnisse mit 'sig.' markiert. 'indiff' = indifferent, natürliche RZV = räumlich-zeitliche Variabilität, 0 = wegen geringer Anzahl Permutationen/Stichprobenumfang nicht ausgewertet

Variable/Taxon		Fläche	Test 1/Test 2	Test 3/Test 4	Test5/Test6	Bewertung
Gesamtabundanz		A	0/-	sig./-	-	Effekt in A mit hoher RZV
		B	0/-	-/-	/sig.	
		B2	-/-	-/-	/sig.	
		C	-/-	-/-	-	
Gesamtbiomasse		A	0/sig.	-/-		Effekt in B mit hoher RZV
		B	0/-	-/sig.		
		B2	-/-	-/-		
		C	-/-	-/-		
<i>Bathyporeia pelagica</i>	Crust., Amphipoda	A	0/sig.		sig./	Effekt in A, B, B2
		B	0/-		sig./	
		B2	-/-	-/-	sig./	
		C	-/-	-/-	indiff.	
<i>Bathyporeia sarsi</i>	Crust., Amphipoda	A	/-	sig./-	indiff.	Effekt in A mit hoher RZV
		B	/-	-/-	indiff.	
		B2	-/-	-/-	indiff.	
		C	-/-	-/-	indiff.	
<i>Magelona mirabilis</i>	Annel., Polychaeta	A	0/sig.		indiff.	Hohe RZV
		B	0/sig.		indiff.	
		B2	-/-		indiff.	
<i>Nephtys cirrosa</i>	Annel., Polychaeta	A	0/sig.		indiff.	Hohe RZV
		B	0/-		indiff.	
		B2	-/-	-/-	indiff.	
		C	-/-			
<i>Nephtys hombergii</i>	Annel., Polychaeta	A	0/-		indiff.	Hohe RZV
		B	0/sig.		indiff.	
		B2	-/-		indiff.	
		C	-/sig.			
<i>Scoloplos armiger</i> agg.	Annel., Polychaeta	A	0/sig.		indiff.	Hohe RZV
		B	0/-	-/-	indiff.	
		B2	-/-	-/-	indiff.	
		C	-/sig.		indiff.	

Variable/Taxon		Fläche	Test 1/Test 2	Test 3/Test 4	Test5/Test6	Bewertung
<i>Spio martinensis</i>	Annel., Poly- chaeta	A	0/-		indiff.	Effekt in B mit hoher RZV
		B	0/-	sig./sig.	indiff.	
		B2	-/-	-/-	indiff.	
		C	-/-	-/-	Indiff.	

(Tabelle 41 Fortsetzung)

4.6 Besonders geschützte Habitattypen, Neozoa und Rote Liste-Arten

4.6.1 „KGS“-Arten der Endofauna

Zu den nach §30 BNatSchG besonders geschützten Habitattypen gehören die 'artenreichen Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich' (KGS). Die Zuordnung zum KGS-Habitattyp erfolgt über ein charakteristisches Arteninventar und eine entsprechende Sedimentzusammensetzung. Besonders an den Stationen NDS01-NDS04 sind Übergänge zu den sog. KGS-Habitaten festzustellen³⁰. Neben den Polychäten der Gattung *Ophelia* (u.a. NA1-NA3, NDS01-NDS03) sind es im Bereich NDS01-NDS03 die Arten *Aonides paucibranchiatus*, *Gonadiella bobretzkii*, *Pisione remota*, das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* und *Spisula subtruncata* (Bivalvia, Mollusca), die einen Bezug zu diesem Habitattyp herstellen. Die Sedimentcharakteristik mit z.T. > 50 % Grobsand der o.a. Stationen würde ebenfalls die Kriterien der o.a. Kartieranleitung erfüllen (siehe Tabelle 4).

Die in der Kartieranleitung des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) getroffene Feststellung, dass in der Nordsee diese Sedimente von einer artenreicheren Makrozoobenthosgemeinschaft besiedelt sind als die korrespondierenden Mittelsand-Habitattypen, kann unter Verweis auf die GA-Summenparameter (Abbildung 11) bestätigt werden, jedoch sind noch höhere Artenzahlen in den *Janice*-Assoziationen zu finden. Den relativen Artenreichtum der KGS-Habitats führt das BfN auf das Vorhandensein relativ stabiler interstitieller Zwischenräume zwischen den Sedimentpartikeln mit einem großen Porenwasseranteil und relativ hohem Sauerstoffgehalt zurück. Beispiel für eine spezifische Gemeinschaft dieses Biotoptyps in der Nordsee ist die *Gonadiella-Spisula*-Gemeinschaft, die umso artenärmer wird, je mehr der Mittelsandanteil gegenüber dem Grobsandananteil steigt.

4.6.2 Neozoa, Neubeschreibungen und sensitive Arten der Endofauna

Zu den sensitiven Arten gehören theoretisch u.a. grabende Endofauna mit fragilem Exoskelett, wenn es um den 'subsurface-impact' der Fischerei geht. Hier ist zu vermerken, dass der Dekapode *Thia scutellata* und der Herzseeigel *Echinocardium cordatum* an den Stationen vor Borkum (NDS.off, siehe Abbildung 12) in

³⁰ <https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-06/Biotoptyp-Kies-Sand-Schillgruende.pdf>

einer Zone mit mittlerer bis hoher Fischereiintensität der Garnelenfischerei vertreten waren. *Thia scutellata* lebt in losem, gut sortiertem Mittelsand in Bereichen mit hoher Sedimentdynamik [167], und *E. cordatum* ist typisch für den mittelsandigen offshore-Bereich [61,119]. Nach Bergman & Hup [18] sind besonders die oberflächlich lebenden juvenilen Exemplare (< 10 mm) verwundbar durch Fischerei. An besagten Stationen traten sowohl juvenile (1.5 mm) als auch adulte Tiere auf (32 bis 45 mm Körperdurchmesser).

Bei den an den Stationen DK1 und DK2 gefundenen Polychäten der Gattung *Polycirrus* handelt es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um *Polycirrus glasbyi* [168], eine Neubeschreibung für die Biskaya und ein Neozoon für die Deutsche Bucht (A. Bick, Uni Rostock, pers. comm.). Referenzmaterial wurde Dr. A. Bick überlassen, Zool. Inst. der Universität Rostock.

An der Station NDS02 trat ein Exemplar des Bäumchenröhrenwurmes *Loimia* sp. auf. Hier könnte es sich um *Loimia ramzega* handeln, ebenfalls ein Neozoon für das Wattenmeer [169]. Im offshore-Bereich wurde diese Art schon als 'häufig' nachgewiesen [170].

Im Prielsystem südlich von Norderney (Stationen NDS06 und NDS13) wurden insgesamt 7 Exemplare einer bislang unbeschriebenen Polychätenart der Gattung *Ampharete* gefunden. Die formelle Beschreibung dieser neuen Art ist derzeit in Vorbereitung durch eine Arbeitsgruppe u.a. mit Dr. A. Bick, Zool. Inst. der Universität Rostock (L. Schüler, IfaÖ, pers. comm.).

4.6.3 Rote Liste (RL)

Die Klassifizierung bezieht sich auf Rachor et al. [171] und Thiel et al. [172] und umfasst die Kategorien

- 2 - Stark gefährdet
- 3 - Gefährdet
- G - Gefährdung unbekanntes Ausmaßes
- R - Extrem selten

In der **Endofauna** waren 11 der 27 RL-Arten mit einer Frequenz > 1 % in den Greiferproben vorhanden. Besonders häufig traten die Bryozoe *Electra monostachys* (5.8 %), die Hydrozoe *Sertularia cupressina* (6.3 %) und die Muschelart *Spisula subtruncata* (5.8 %) auf.

Tabelle 42 : Rote Liste-Arten aus van Veen-Greiferproben und Gefährdungsklasse nach der RL (2013)

SPECIES	Frequenz für alle Greiferpro- ben	Phylum	Family	AphiaID	RL (2013)
<i>Alcyonidium parasiticum</i>	0.026	Bryozoa	Alcyonidiidae	111604	G
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	0.005	Chordata	Branchiostomata- tidae	104906	G
<i>Cumopsis goodsir</i>	0.014	Arthropoda	Bodotriidae	110465	3
<i>Dosinia exoleta</i>	0.002	Mollusca	Veneridae	141911	G
<i>Electra monostachys</i>	0.058	Bryozoa	Electridae	111354	R
<i>Ensis ensis</i>	0.002	Mollusca	Pharidae	140733	2
<i>Ensis magnus</i>	0.005	Mollusca	Pharidae	160539	3
<i>Eualus cranchii</i>	0.002	Arthropoda	Thoridae	156083	R
<i>Goodallia triangularis</i>	0.007	Mollusca	Astartidae	138831	3
<i>Hydrallmania falcata</i>		Cnidaria	Sertulariidae	117890	R
<i>Jassa herdmani</i>	0.002	Arthropoda	Ischyroceridae	102432	R
<i>Lamprops fasciatus</i>	0.016	Arthropoda	Lampropidae	110516	R
<i>Liocarcinus marmoreus</i>	0.002	Arthropoda	Polybiidae	107390	3
<i>Liocarcinus navigator</i>	0.023	Arthropoda	Polybiidae	107392	R
<i>Liocarcinus pusillus</i>	0.005	Arthropoda	Polybiidae	107393	3
<i>Metridium senile</i>	0.009	Cnidaria	Metridiidae	100982	G
<i>Myrianida brachycephala</i>	0.005	Annelida	Syllidae	238192	R
<i>Mysta picta</i>	0.002	Annelida	Phyllodocidae	147026	R
<i>Scruparia chelata</i>	0.005	Bryozoa	Scrupariidae	111540	R
<i>Sertularia cupressina</i>		Cnidaria	Sertulariidae	117913	G
<i>Sigalion mathildae</i>	0.002	Annelida	Sigalionidae	131072	3
<i>Spisula elliptica</i>	0.016	Mollusca	Mactridae	140300	2
<i>Spisula solida</i>	0.005	Mollusca	Mactridae	140301	G
<i>Spisula subtruncata</i>	0.058	Mollusca	Mactridae	140302	G
<i>Stenothoe monoculoides</i>	0.012	Arthropoda	Stenothoidae	103169	R
<i>Travisia forbesii</i>	0.002	Annelida	Travisiidae	130512	G
<i>Venerupis corrugata</i>	0.021	Mollusca	Veneridae	181364	G

In der **Epifauna** wurden insgesamt 5 RL-Arten in der Lister Ley nachgewiesen, die in den Roten Listen (2013) als extrem selten (2 Arten) bzw. als gefährdet (3 Arten) bewertet worden sind. Zwei Arten, die Bryozoe *Electra monostachys* und die Kleine Schwimmkrabbe *Liocarcinus pusillus*, traten jeweils nur in einem der insgesamt 52 Baumkurrenhols auf. Drei Arten, die Hydrozoe *Hydrallmania falcata*, Seenelke (*Metridium senile*) und Seestichling (*Spinachia spinachia*), traten mit einer Frequenz >10 % auf.

Tabelle 43: Rote Liste-Arten aus den 2 m-Baumkurrenhols und Gefährdungsklasse nach der RL (2013)

SPECIES	Frequenz für alle Baumkur- ren-proben	Phylum	Family	AphiaID	RL (2013)
<i>Electra monostachys</i>	0.019	Bryozoa	Electridae	111354	R
<i>Hydrallmania falcata</i>	0.327	Cnidaria	Sertulariidae	117890	R
<i>Liocarcinus pusillus</i>	0.019	Arthropoda	Polybiidae	107393	3
<i>Metridium senile</i>	0.115	Cnidaria	Metridiidae	100982	G
<i>Spinachia spinachia</i>	0.250	Chordata	Gasterosteidae	126508	2

5 AP4 Synthese

Aufbauend auf einer Meta-Analyse CRANIMPACT-Ergebnisse, bezieht die Synthese bzw. zusammenfassende Gesamtbewertung die Erkenntnisse zur heterogenen Verteilung der Fischereiintensität in den Prielelen, die Ergebnisse der Gradientenanalyse und der BACI-Experimente hinsichtlich der Endofauna und der Epifauna ein. Die Meta-Analyse mit dem vorgeschalteten Schritt der Berechnung der Effektgröße kann als alternativer Weg zur Vermeidung von Bonferroni-Korrektur bei unterschiedlichen Stichprobengrößen und unterschiedlichen Stichprobenvarianzen gelten [173].

5.1 Meta-Analyse

Die Meta-Analyse bildet den abschließenden statistischen Test im Rahmen der Auswertungen der BACI-Experimente (Test 7 siehe Tabelle 11). Die BACI-Experimente wurden mit einer nominalen Vierfachstörung durchgeführt. Ausgehend von der Vierfachstörung wurde ein meta-analytisches Modell entwickelt, um die Unsicherheit bei der realen Durchführung der BACI-Experimente in Bezug auf die Positionierung der Störungsflächen abzubilden. Dies bedeutet, dass für die Teilflächen A und B, die die größte Unsicherheit bei der Positionierung der Störung beinhalten, unterschiedliche Realstörungen angenommen werden können, d.h. angenommen 2-fach als Mittelwert zwischen 0- und 4-facher Überfischung, und angenommen 3-fach als Mittelwert zwischen 2-, 3- und 4-facher Überfischung.

Anders als in den vorhergehenden Analysen verwendet die Meta-Analyse eine gewichtete Effektgröße, die über alle Versuche gerechnet wird und daher nicht mit den Einzelwerten pro Experiment vergleichbar ist. Die Effektgröße ist auf den unterschiedlichen Stichprobenumfang der Einzelerperimente korrigiert (siehe 7.1.6). Da die Artenanzahlen vom Stichprobenumfang abhängig sind und nicht korrigiert werden können, werden in der Metaanalyse nur Abundanzen und Biomassen betrachtet.

Zusätzlich wurde eine Einfachstörung modelliert, um so einen Vergleich mit den experimentellen Ergebnissen aus der Ökosystemforschung Wattenmeer [7,8] herzustellen, die ebenfalls mit einer Einfachstörung

durchgeführt worden sind. Allerdings handelt es sich bei diesem Ansatz um ein rein rechnerische Skalierung unter der aus Beobachtungen abgeleiteten Annahme das sich die Abnahme der Abundanzen bzw. Biomasse mit der Anzahl der Überfischungen eines Gebiets durch eine Exponentialfunktion mit dem Exponenten $1/\text{Anzahl Fischereihols}$ beschreiben lässt [25]. Die auf eine Einfachstörung herunter skalierten Daten werden aufgrund dieser Limitation nicht für weitergehende Interpretationen benutzt, sondern ausschließlich zum Vergleich mit den experimentellen Ergebnissen aus der Ökosystemforschung Wattenmeer [7,8].

5.1.1 Endofauna

Für die Endofauna bildet das logarithmierte Verhältnis der Abundanzen oder der Biomassen zwischen Kontrolle und Störung die Effektgröße (siehe 7.1.6).

Für die nominale Vierfachstörung wird ein signifikanter Effekt nachgewiesen, der für die Gesamtabundanz stärker ausfällt als für die Gesamtbiomasse (Tabelle 44). Dieses Ergebnis bleibt bestehen, wenn unterschiedliche Unsicherheiten bezüglich der Positionierung der Störung in den Teilflächen A und B berücksichtigt werden. Wenn man annimmt, dass in den Teilflächen A und B tatsächlich nicht alle Proben sauber im 4-fach überfischten Bereich positioniert waren, dann wird der Effekt bezogen auf eine exakte Positionierung entsprechend stärker (Tabelle 44). Der Effekt ist dann, aufgelöst auf die Teilflächen, signifikant für A und C für die Gesamtabundanz, und für B für die Gesamtbiomasse (Abbildung 64). Damit spiegelt die Meta-Analyse teilweise das Ergebnis aus Tabelle 41 hinsichtlich der Test 3-Ergebnisse in A für Abundanz und für Test 4 in B für Gesamtbiomasse wider und bestätigt den experimentellen Fischereieinfluss auf die Endofauna aus den Einzelbetrachtungen.

Skaliert auf einen Einzelhol zum Vergleich mit den experimentellen Ergebnissen aus der Ökosystemforschung Wattenmeer [7,8], ist das meta-analytische Modell nicht mehr signifikant und wird auch in der Konsequenz nicht durch die Annahme unterschiedlicher Realstörungen verändert (Tabelle 45 und Abbildung 65). Für die Gesamtabundanz ergibt sich in keinem der 4 BACI-Experimente ein signifikantes Ergebnis, obwohl es auf Artniveau einen signifikanten Rückgang der Abundanz z.B. für *Bathyporeia sarsi* im Experiment A gegeben hatte (Tabelle 18). Insgesamt ist das Modell quantitativ nicht ausreichend, um die Datenvarianz zu erklären (Test auf Heterogenität $p=0.61$). Der Effekt ist tendenziell für die Abundanz (ca. 13 %, d.h. $U=e^{0.12}$, zur Umrechnung der Effektgröße siehe 7.1.6) stärker als für die Biomasse (ca. 7 %, d.h. $U=e^{0.07}$). Dies ist in der gleichen Größenordnung wie die für den Test 3 erzielten Effektgrößen von ca. 40 %, wenn diese ebenfalls durch 4 dividiert werden, um auf einen nominale Einzelpassage zu kommen.

Dieser wenn auch rein rechnerisch erzeugte Unterschied zwischen einer 1-fach und 4-fach Störung mag erklären, dass in Ökosystemforschung Wattenmeer [7,8], nur ein leichter Rückgang der Abundanz nach der Befischung zu T1 in der Größenordnung von 18 % und 13 % zu T7 beobachtet wurde. Allerdings muss einschränkend vermerkt werden, dass diese Versuche im Eulitoral gemacht worden sind.

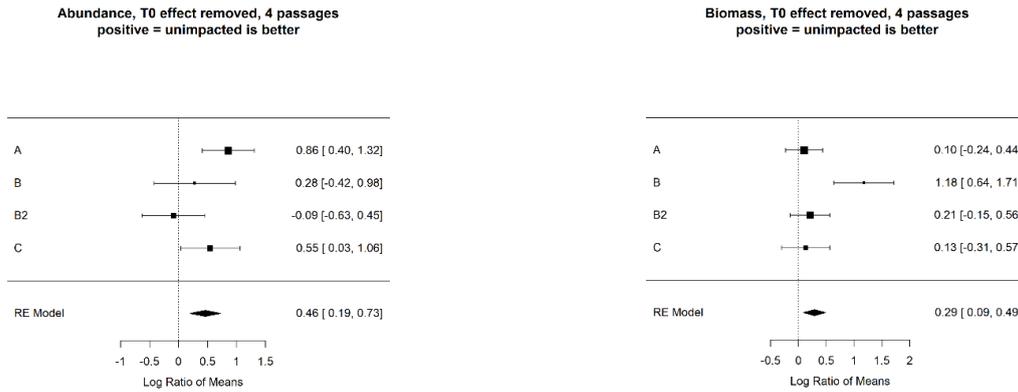


Abbildung 64: Endofauna Meta-Analyse für Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse in BACI-Experimenten A, B, B2 und C für eine nominale Vierfachstörung. RE Model = random effects model. Teilflächen A, B, B2, C angezeigt.

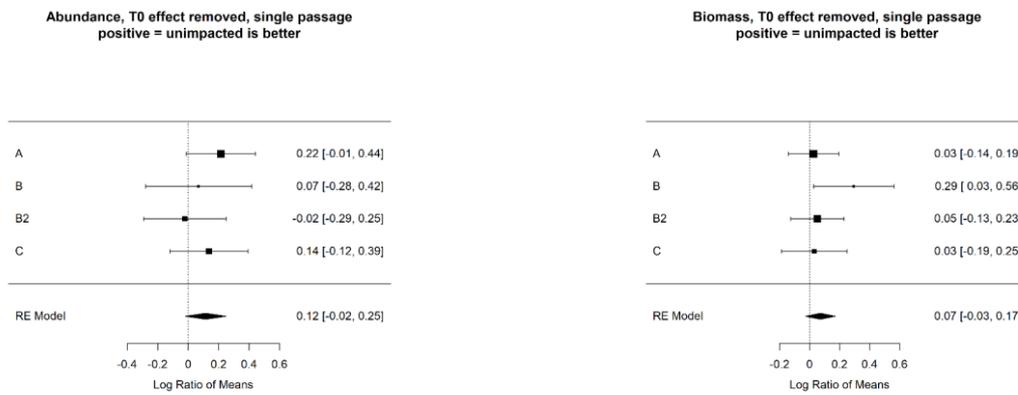


Abbildung 65: Endofauna Meta-Analyse für Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse in BACI-Experimenten A, B, B2 und C für eine nominale Einfachstörung skaliert aus der Vierfachstörung. RE Model = random effects model.

Tabelle 44: Meta-analytisches Modell für die nominale Vierfachstörung der Endofauna unter verschiedenen Annahmen der Störungsstärke in den Teilflächen A und B. B2 und C unverändert.

Parameter	Störungsstärke A	Störungsstärke B	RE Modell Parameter f. Effektgrößer
Gesamtabundanz	putativ 2-fach	putativ 2-fach	0.59 (0.29, 0.91) ***
Gesamtabundanz	putativ 3-fach	putativ 3-fach	0.51 (0.23, 0.80) ***
Gesamtabundanz	putativ 4-fach = S_IV	putativ 4-fach = S_IV	0.46 (0.19, 0.72) ***
Gesamtbiomasse	putativ 2-fach	putativ 2-fach	0.37 (0.11, 0.57) **
Gesamtbiomasse	putativ 3-fach	putativ 3-fach	0.30 (0.09, 0.51) **
Gesamtbiomasse	putativ 4-fach = S_IV	putativ 4-fach = S_IV	0.29 (0.09, 0.49) **

Tabelle 45 Meta-analytisches Modell für die nominale Einfachstörung der Endofauna unter verschiedenen Annahmen der Störungsstärke in den Teilflächen A und B. B2 und C unverändert.

Parameter	Störungsstärke A	Störungsstärke B	RE Modell Parameter für Effektgröße
Gesamtabundanz	putativ 2-fach	putativ 2-fach	0.06 (-0.06, 0.17) n.s.
Gesamtabundanz	putativ 3-fach	putativ 3-fach	0.06 (-0.05, 0.17) n.s.
Gesamtabundanz	putativ 4-fach = S_IV	putativ 4-fach = S_IV	0.07 (-0.03, 0.17) n.s.
Gesamtbiomasse	putativ 2-fach	putativ 2-fach	0.15 (-0.01, 0.31) n.s.
Gesamtbiomasse	putativ 3-fach	putativ 3-fach	0.13 (-0.01, 0.28) n.s.
Gesamtbiomasse	putativ 4-fach = S_IV	putativ 4-fach = S_IV	0.12 (-0.01, 0.25) n.s.

5.1.2 Epifauna

Der Ansatz mit den standardisierten Differenzen aus Abbildung 61 lässt sich auch in der Meta-Analyse umsetzen. Die Meta-Analyse folgt u.a. dem Vorgehen bei Sciberras et al. [25], bestimmte Artengruppen aus der Analyse auszuschließen. Sciberras et al. [25] haben 'scavenger' aus ihren Analysen ausgeschlossen, um die Auswirkungen auf die residente Fauna zu zeigen. Wir differenzieren insofern, als dass die Analyse mit und ohne *Crangon crangon* durchgeführt und damit der Hauptteil der Nahrungsopportunisten einbezogen wird. *C. crangon* kann nach Groenewold & Fonds [27] als 'scavenger' eingestuft werden und stellt in der Epifauna die Art mit der größten Abundanz.

In der nominalen Vierfachstörung wird in der Variante mit allen Artengruppen inkl. *C. crangon* allein ein signifikanter Effekt für die Teilfläche B erzielt (Abbildung 66). Das Gesamtmodell ist schwächer als dasjenige für die Endofauna und nicht signifikant (Tabelle 46). Dieser starke Effekt in Teilfläche B ist im Wesentlichen durch *Crangon crangon* bestimmt, wie die (Abbildung 67) zeigt, denn unter Ausschluss von *Crangon crangon* wird das Ergebnis sehr gleichförmig (Abbildung 67). Unter der Annahme unterschiedlicher Realstörungen in den Teilflächen A und B ändert sich das Gesamtmodell nur unwesentlich (Tabellen 44, 45).

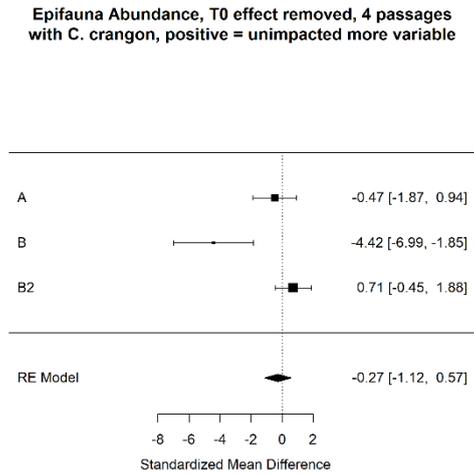


Abbildung 66: Meta-Analyse für Effekte unter Annahme einer nominalen Vierfachstörung S_{IV} für Epifauna (Teilflächen A, B, B2). RE Model = random effects model.

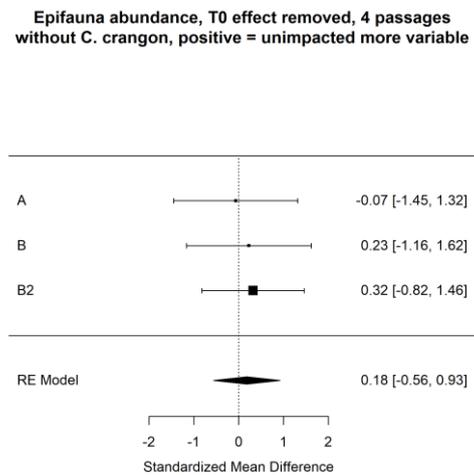


Abbildung 67: Meta-Analyse für Effekte unter Annahme einer nominalen Vierfachstörung S_{IV} für Epifauna (Teilflächen A, B, B2) unter Ausschluss von *Crangon crangon* . RE Model = random effects model.

Tabelle 46 Meta-analytisches Modell für die Epifauna für die nominale Vierfachstörung unter verschiedenen Annahmen der Realstörungsstärke in den Teilflächen A und B. B2 unverändert, mit *Crangon crangon*.

Störungsstärke A	Störungsstärke B	RE Modell Parameter für die nominale Einfachstörung
putativ 2-fach	putativ 2-fach	-0.36 (-1.32, 0.61) n.s.
putativ 3-fach	putativ 3-fach	-0.32 (-1.25, 0.60) n.s.
putativ 4-fach = S_IV	putativ 4-fach = S_IV	-0.27 (-1.12, 0.57) n.s.

5.2 Limitationen einer Gesamtbetrachtung

Eine Gesamtbetrachtung von mehreren Experimenten und der Gradientenanalyse setzt die Prüfung der Frage voraus, inwieweit beide Ansätze wie auch die jeweiligen Experimente miteinander vergleichbar sein können. Sciberras et al. [25] betonen, dass nur der experimentelle Ansatz exakt sein kann in Bezug auf Bestimmung der Probennahmezeitpunkte und Häufigkeit der Störung resp. Störungsstärke. Sciberras et al. (ebd.) empfehlen darüber hinaus die Verwendung der auf den nominalen Einzelhol skalierten Effektgrößen für die Modellierung von Fischereieffekten. In dieser Studie haben wir allerdings eine solche Skalierung nur in der Meta-Analyse vorgenommen, um unsere Ergebnisse mit den Ergebnissen der Ökostemforschung Wattenmeer in Beziehung setzen zu können. Aufgrund dessen, dass wir in CRANIMPACT konsistent mit einer 4-fach Störung gearbeitet haben, war eine Skalierung innerhalb der Studie nicht erforderlich und entsprach auch nicht dem Forschungsansatz, mit der 4-fach Störung einen kurzfristigen aber deutliche Fischereiimpuls zu setzen. Allerdings mußten wir die Positionierung der Probennahme und der Störung im Experiment auf den Teilflächen A und B, im Vergleich zu B2 und C mit unterschiedlichen methodischen Ansätzen durchführen. Bei den Teilflächen A und B war die Positionierung der nominalen Störung mit einer höheren Unsicherheit behaftet als auf den Teilflächen B2 und C. Diese Unsicherheit ließ sich allerdings nicht überall genau quantifizieren, da sie nicht beobachtbar war. Folglich war der grundsätzliche Ansatz einer rechnerischen Skalierung der Effektgrößen nicht sinnvoll. Daher wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Störungsstärken in der Meta-Analyse berücksichtigt, indem verschiedene Realstörungen für die Teilflächen A und B simuliert wurden. Zusätzlich wurde die Skalierung einer nominalen Einfachstörung nur zum Vergleich mit anderen Studien genutzt.

In Bezug auf die GA hatten wir in Abschnitt 3.5.5 diskutiert, dass die Art der Mittelwertbildung der Fischereiintensität bereits einen Einfluss auf die Analyse haben kann. Dies schließt mit ein, dass kurzfristige lokale wechselnde 'hotspots' in der räumlichen Aggregation der Fischereiverteilung nicht aufgelöst werden können, wenn ein Jahreswert zugrundegelegt wird. Eigaard et al. [5] weisen nach, dass kurzzeitige räumliche Aggregationen von Fischereiintensität verteilt über eine Fläche und übers Jahr gemittelt den Eindruck einer homogenen Fischereiverteilung vermitteln können. Fischerei findet jedoch nicht überall dort statt, wo sie technisch möglich ist, sondern orientiert sich sehr wesentlich an Hotspots der Zielarten. So ein Mosaikmuster stellt der Epi- und Endofauna in den 'hotspots' im Jahresverlauf unterschiedlich lange Erholungsphasen zur Verfügung [132]. Auch Amoroso et al. [174] gehen davon aus, dass in einer scheinbar homogen

befischten Fläche die Fischereiverteilung heterogen ist und einer Poisson-Verteilung mit höheren und niedrigeren Werten um einen mittleren Wert herum folgt. Auch Lambert et al. [136] weisen darauf hin, dass die Interpolation der Fischereiiintensität aus VMS-Daten nicht erlaubt, die Belastung punktgenau räumlich abzubilden.

Ein direkter Vergleich der experimentellen Ergebnisse mit den Ergebnissen der Gradientenanalyse ist daher nicht möglich. Eine parallele Betrachtung der Ergebnisse der Experimente und der Gradientenanalyse kann allerdings über Prozesse aufklären, die zu den gefundenen großskaligen Unterschieden in den Benthosassoziationen geführt haben. Die Meta-Analyse der BACI-Ergebnisse hilft darüber hinaus, die erheblichen Unterschiede zwischen den experimentellen Teilflächen unabhängig von der Befischung in Bezug auf die signifikanten Teilergebnisse durch Befischung in den richtigen Kontext zu setzen. Diese Unterschiede in den Teilergebnissen werden durch die Metaanalyse zu großen Teilen auf lokale, in unseren Studien nicht abgebildete Faktoren zurückgeführt, wobei auch der Einfluss der Fischerei sichtbar bleibt.

Die in der Garnelenfischerei eingesetzte Baumkurre ist wesentlich leichter als die in der Plattfischfischerei eingesetzte Variante (siehe Fock et al. [175] für Vergleichsdaten). Vor diesem Hintergrund verwundert die von Hiddink et al. [132] detektierte Erholungszeit des Benthos bezogen auf Abundanz von 0.66 Jahren (=240 Tage) für die Baumkurre in der Plattfischfischerei in der Nordsee nicht. Die CRANIMPACT-Analysen zeigten dort, wo signifikante Effekte für einzelne Parameter experimentell gemessen wurden, dass diese mit einer errechneten Effektdauer < 30 Tagen deutlich unter den Erholungszeiten für die Versuche mit der Plattfischkurre lagen. Lambert et al. [136] verweisen darauf, dass die Dauer von Erholungszeiten umgekehrt proportional zur natürlichen Störung waren. Mit den starken Gradienten der natürlichen Störung im Wattenmeer könnte dies eine Erklärung für die relativ kurze Effektdauer in der CRANIMPACT-Studie sein.

5.3 Synthetische Betrachtung von Gradientenanalyse und BACI-Experimenten

In der Gradientenanalyse konnte gezeigt werden, dass der Abundanzrückgang bei Zunahme der Fischereiiintensität vornehmlich bei kleinen Arten stattfindet und eine Zunahme der Gesamtbiomasse zu verzeichnen ist, und dies besonders stark in der *Lanice*-Assoziation. Die Zunahme ist mit einer erhöhten Abundanz von vornehmlich größeren räuberischen und Aas fressenden Arten verbunden - aber nicht ausschließlich. Die BACI-Experimente zeigten, dass die individuellen, signifikanten Effekte 4 Wirkungsmechanismen zugeordnet werden können: direkte Mortalität, Dekompensation, Überkompensation und gerichtete Wanderung. Bei den kleinen Amphipoden traten Mortalität und gerichtete Wanderung aus der Störungsfläche heraus auf. Ebenso muss direkte Mortalität und Dekompensation für kleine Spioniden angenommen werden. Gerichtete Wanderung und Überkompensation treten bei räuberischen Arten auf, z.B. *Nephtys cirrosa*. Der Übergang von den kurzfristigen Effekten zu den langfristigen Effekten markiert den Übergang zur Verschiebung der biologischen Merkmale/'traits', wie in der Gradientenanalyse beschrieben. Dieser Übergang liegt in der Gradientenanalyse bei einer Fischereiiintensität von ca. $20 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ (siehe Abbildung 18). Dies ist vergleichbar mit einer ca. 1.5-fachen Überfischungsfrequenz pro Jahr ('swept area ratio'). Unterhalb dieses Schwellenwertes lässt sich ein Zusammenhang zwischen Fischereiiintensität und Endofauna-Assoziationen statistisch nicht nachweisen, was ein Zeichen dafür ist, dass sie entweder resilient gegenüber geringer oder

sporadischer Fischerei sind, bzw. der Zusammenhang schwach ist und die Gemeinschaften in ihrer Dynamik wesentlich durch die natürlichen Einflüsse geprägt sind, mit dem Effekt, dass kaum Unterschiede zwischen unbefischten und gering befischten Stationen bestehen.

Bei Arten einer Gattung, die häufig auch hinsichtlich ihrer Merkmale/'traits' vergleichbar waren, war die Affinität zur natürlichen Störung mit der zur Fischereiintensität positiv verknüpft. Die Anpassung an die natürliche Störung liegt zum Teil im Vermögen der Arten begründet, sich im Prielsystem verdriften zu lassen. Diese ungerichteten Wanderungen lassen auch einen Austausch zwischen unbefischten und befischten Bereichen in den Prielsystemen zu. Die Modellierung der Verteilung der Fischereiintensität in einem Prielsystem deutete an, dass ca. 20 % der Fläche unbefischt blieben, ein weiterer Teil der Fläche mit niedriger Intensität befischt wurde und nur ein geringer Teil intensiver befischt wurde, so dass vor dem Hintergrund dieser heterogenen Verteilung der Fischereiintensität wahrscheinlich ein flächenmäßig bedeutender Anteil der Endofauna sich ungestört entwickelt und in die durch Fischerei gestörten Gebiete immer eindringen kann und diese Gebiete in einem insgesamt resilienten Zustand verbleiben. Die Annahme der heterogenen Verteilung der Fischereiintensität wird durch historische Auswertungen von u.a. Tiews gestützt [in 158], die eine bevorzugte Garnelenfischerei entlang von bestimmten Habitatstrukturen wie *Lanice*-Feldern zeigten. Das korreliert mit dem hier gefundenen Ergebnis, dass die höchste gemessene *Lanice*-Biomasse zusammen mit der höchsten lokalen Fischereidichte im Prielsystem bei Norderney auftrat. Die Fragen, ob intensive Fischerei ursächlich für die in intensiv befischten Gebieten vorzufindenden Endofauna-Assoziationen ist oder aber sich die Fischerei dort konzentriert, weil auch ihre Zielart *Crangon crangon*, dort in hohen Dichten auftritt, lassen sich aus den Ergebnissen von CRANIMPACT nicht abschließend beantworten.

Beginnend mit den **BACI-Ergebnissen** wurde die Meta-Analyse nur für die *Bathyporeia*-Assoziation durchgeführt, da kein Experiment in einem *Lanice*-Feld durchgeführt werden konnte. Für die Endofauna können 4 Teilergebnisse (A, B, B2 und C) und für die Epifauna 3 Teilergebnisse (A, B, B2) vergleichend ausgewertet werden. Für die Gesamtabundanz der **Endofauna** zeigen sich in der nominalen Vierfachstörung S_IV signifikante Effekte für Teilflächen C und A, beide mit einem relativ hohen Anteil an Feinsubstrat (Abbildung 66). Für B und B2 waren die Effekte nicht signifikant, wohl aber das Gesamtmodell mit einer S_IV Effektgröße von 0.46 für alle 4 Flächen kombiniert. Effektgrößen waren 0.55 für Teilfläche C und 0.86 für A. Auch unter verschiedenen Annahmen der Realstörung in Teilflächen A und B blieb das Modell signifikant (Tabelle 44). Da die Teilflächen im Gesamtmodell unterschiedlich reagiert haben (2 signifikant, 2 nicht signifikant), könnte der Unterschied in der Reaktion in einer weiteren Koovariablen begründet sein. Daher wurde eine zusätzliche Variable in die Meta-Analyse integriert. Im entsprechenden Regressionsmodell war die Steigung für den Sedimentparameter, hier exemplarisch für Schlickgehalt dargestellt, signifikant ($p=0.013$, **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Dies deutet an, dass primär in feinsandigen Substraten ein negativer Abundanzeffekt durch auftritt, der bei eher mittel- und grobsandigen Substraten nicht signifikant ausfällt. Übersichtsscatterplots der Endofauna für Wassertiefe und Sedimentparameter zeigen, dass für die *Bathyporeia*-Assoziation (inkl. *Bathyporeia_core*, *Bathyporeia_low fishing effort* und *Bathyporeia_high fishing effort*, siehe 3.4.1) Abundanz, Biomasse und Artenzahlen positiv mit der mittleren Sedimentkorngröße, dem Anteil Grobsand und dem Anteil Mittelsand verknüpft waren, jedoch negativ mit dem Anteil Feinsand und Schlick (Abbildung Anhang 24 - Abbildung Anhang 26). Somit entfällt ein negativer Fischerei-

Impakt auf die Gesamtabundanz - besonders auf jene Habitate, die ohnehin kleinere Werte für die Summenparameter aufweisen. Auch Sciberras et al. [25] zeigen für verschiedene andere Fanggeräte in der experimentellen Befischung, dass die Effekte quantitativ mit der Sedimentzusammensetzung variierten und auf feineren Substraten stärker ausfielen.

Für die **Epifauna** kann eine Beziehung zur Dichte der Endofauna angenommen werden: Für die nominale Vierfachstörung S_IV (Abbildung 67) tritt ein signifikanter Effekt für Fläche B auf (Abbildung 66), aber nicht im Gesamtmodell, für das das Ergebnis nicht signifikant war (Tabelle 46). Daher kann auch hier der Einfluss einer Kovariablen angenommen werden. Fläche B wies hierbei eine Effektgröße von -3.84 (Konfidenzintervall -6.41 bis -1.27) und war mit der höchsten Endofaunabiomasse und Gesamtabundanz der drei Teilflächen in der Lister Ley assoziiert (Abbildung 11). Die Endofaunabiomasse und Abundanz änderte sich von B2 über A nach B (ansteigend). Das Gesamtmodell war allerdings nicht signifikant und änderte sich auch nicht unter verschiedenen Annahmen der Realstörung in Teilflächen A und B (Tabelle 46). Die Sedimenteigenschaften veränderten sich hingegen von A über B nach B2. Fläche A hatte eine leicht negative, und B2 eine leicht positive, jeweils nicht signifikante Effektgröße. Das Modell mit der Kovariablen und die Steigung ($p=0.003$) waren signifikant. Das bedeutet eine erhöhte Variabilität in Teilfläche B für *Crangon crangon* (ohne *C. crangon* war nach einer nominalen Vierfachstörung keine Tendenz auszumachen, siehe Abbildung 67) und deutet eine höhere Fluktuation durch Wanderungsprozesse mit höherer Endofaunabiomasse an, u.U. auch als Hinweis auf 'scavenger'-Effekte oder aber auch eine mögliche Dekompensation und Mortalität. Diese Ambivalenz ist nicht eindeutig aufzulösen, da eine hohe Variabilität besonders an den Probennahmezeitpunkten T2 und T5 in Teilfläche B2 auftrat verbunden mit einer Zunahme von *C. crangon* in der Störungsfläche (Abbildung 61). Die Mortalität durch die experimentelle Fischereistörung wurde bereits diskutiert. Die nicht signifikante Ausprägung eines Effektes bei der nominalen Einfachstörung (Abbildung 61) deckt sich mit den Ergebnissen von Berghahn & Vorberg [6], die im Sublitoral für die Epifauna allgemein nach einer Einfachpassage keine messbaren Effekte feststellen konnten.

Überträgt man diese Erkenntnisse in den Gesamtkontext einschließlich der **Gradientenanalyse** (GA, Abbildung 69), so muss die Betrachtung getrennt erfolgen jeweils für die *Bathyporeia*-Assoziationen und die *Lance*-Assoziationen. Für letztere liegen allerdings nur Daten aus der GA vor. Nachweislich ihrer Summenparameter reagierten sie auch anders als die *Bathyporeia*-Assoziationen (u.a. Tabelle 5, Abbildung Anhang 24 - Abbildung Anhang 26).

Beide **Endofauna**-Assoziationen verhalten sich in der GA resilient bis zu einem Fischereiintensitätswert gemessen als Swept-Area-Ratio (SAR) von ca. 1.5. Korrespondierend dazu treten in der *Bathyporeia*-Assoziation bei den auf eine nominale Einfachstörung skalierten Ergebnissen in der Meta-Analyse im BACI keine signifikanten Effekte auf (Abbildung 69). Erst auf dem nominalen Störungslevel S_IV traten an den Stationen mit feinsandigem Substrat A und C signifikante Abundanz-Effekte auf. Dies korrespondiert in der GA mit der Zuordnung der Stationen mit vergleichsweise hohem Anteil an Feinsubstrat zur *Bathyporeia_high fishing effort*-Subassoziaton, nämlich NDS07, NDS09-NDS11, die allesamt eine relativ hohe Fischereiintensität von $> 50 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ aufwiesen, entsprechend einem $\text{SAR} \geq 3.5$. Dies korrespondiert weiterhin mit der intermediären Stellung von Teilfläche C in der GA am Übergang von der *low-* zur *high fishing effort*-Subassoziaton,

der Fischereiintensität an C von $18.67 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ oder einem SAR von ca. 1.5 und der im Vergleich zu Teilfläche A geringeren Effektgröße bei S_{IV} (0.55 im Vergleich zu 0.86), was durch die höhere Vorbelastung im Vergleich zu Teilfläche A ($6.8 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$) erklärt werden kann.

Teilergebnisse wie die Verschiebung von *Bathyporeia pelagica* in die Kontrollflächen von A, B und B2, der Abundanzrückgang von *Bathyporeia sarsi* in Teilfläche A und die Dekompensation von *Spio martinensis* in Teilfläche B sowie die Überkompensation von *Netphtys cirrosa* in B2, deuten darauf hin, wie Änderungen in Richtung der *high fishing effort*-Assoziationen stattgefunden haben könnten. Eine durch hohe Fischereiintensität verursachte Verschiebung in der Zusammensetzung der *Bathyporeia*- und *Lanice*-Assoziationen geht einher mit einer Abnahme der Abundanz kleiner Arten und der Zunahme der Biomasse der Räuber und Aasfresser, aber in der *Lanice*-Assoziation direkt auch mit der Zunahme der Biomasse von *L. conchilega*. Die Möglichkeit, sich tief in das bis zu 30 cm tiefe Röhrensystem zurückzuziehen, erhöht die Resilienz dieser Art gegenüber der oberflächlich wirkenden Garnelenfischerei. Gleichzeitig ist der hohe Anteil von *L. conchilega* an der Driftfauna ein Anzeichen dafür, dass sich juvenile Individuen besonders in bestehenden *Lanice*-Rasen schnell wieder neuansiedeln können. Dieser Effekt scheint unabhängig vom Grad der Störung weit verbreitet zu sein, wie das Zusammentreffen von Juvenilen und Adulten in *Lanice*-Rasen besonders für die dänischen Stationen gezeigt hat und aufgrund der Messungen von Stecher [38] in allen Prielsystem angenommen werden kann.

Aufgrund der Art der Reaktion lässt sich die Endofauna der Prielsysteme und des Küstenvorfelds dem Typus III der Klassifikation von Hinz et al. [65] zuordnen, der Fauna mit '*high resistance and reproductive potential*'.

Die **Epifauna** reagiert in der Meta-Analyse weniger auf Sediment- denn auf Besiedlungsdichte der Endofauna. Die Beziehung für die 3 BACI-Stationen war jeweils signifikant für Endofaunaabundanz als auch deren Biomasse, wobei der Unterschied zwischen B2 und A für die Wechselwirkung bestimmend war (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** B). In ähnlicher Weise wie bei der Verschiebung der Anteile der Räuber und Aasfresser in der Endofauna deutet dies auf eine entsprechende Verschiebung bei der Epifauna hin, die man als '*scavenger*'-Effekt der Nahrungsoportunisten einordnen kann, nachdem ein anfänglicher Mortalitätseffekt ausgeklungen ist. Daher wird in der schematischen Darstellung (Abbildung 69) der in der Endofaunanalyse evidente (*Lanice*-) oder tendenzielle Anstieg der Biomasse (*Bathyporeia*-) in den *high fishing effort*-Assoziationen der Endofauna als positive Rückkopplung auf die Epifauna namentlich der *Crangon*

crangon-Bestände interpretiert. Glorius et al. [10] zeigten in 15 verglichenen Teilflächen, dass *C. crangon* in 13 Flächen einen Anstieg nach Störung aufwies (aber die Probennahme in o.a. Studie erfolgte nicht unmittelbar am Tag nach der Störung, sondern ca. 8 Wochen später). Bei der Interpretation der Ergebnisse von Glorius et al. (ebd.) ist zu berücksichtigen, dass bei langen Probennahmeintervallen auch saisonale Effekte die Änderung von Abundanzen im Sublitoral beeinflussen können [104,176].

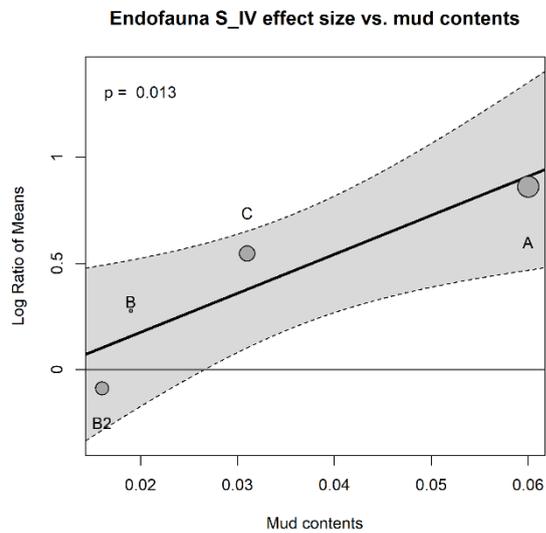
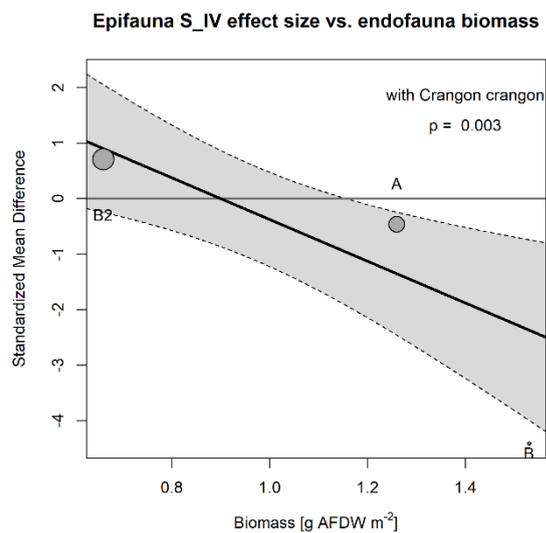
**A****B**

Abbildung 68 : Meta-Analyse Regressionsmodell für Abundanzeffekte bei Annahme von S_IV für (A) Endofauna (Flächen A, B, B2, C) und (B) Epifauna (Flächen A, B, B2). Test auf Heterogenität für (A) $p=0.59$ und für (B) $p=0.04$.

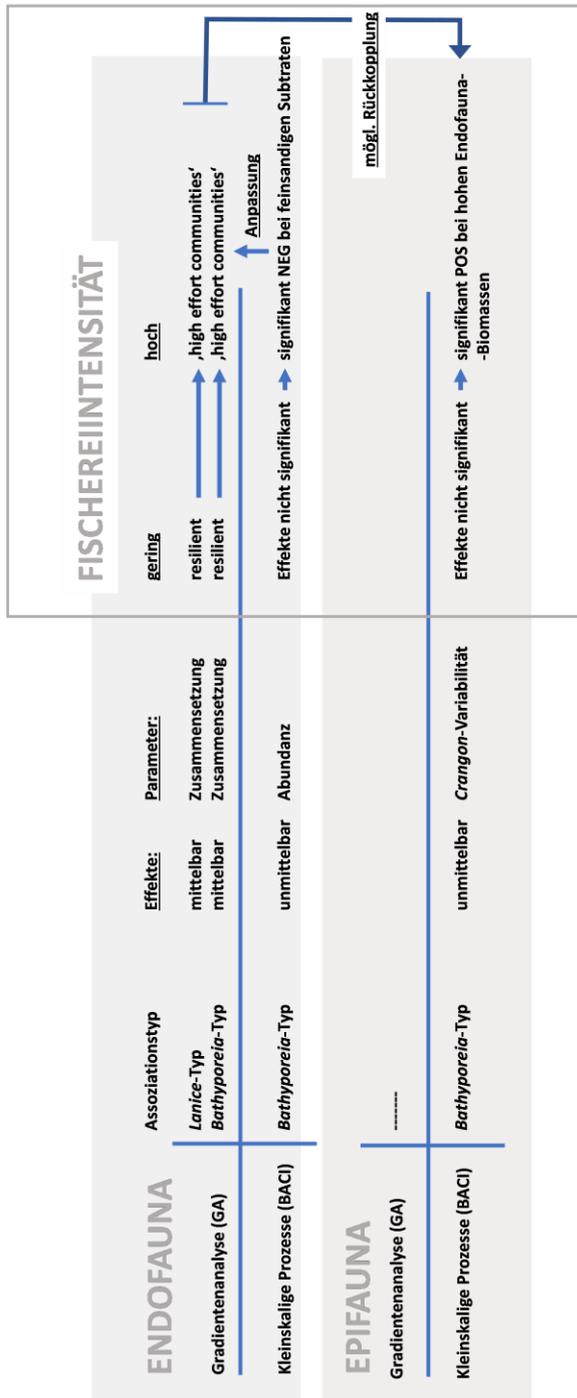


Abbildung 69: Schematische Zusammenfassung der synthetischen Betrachtung mit einer parallelen Anordnung der BACI und GA-Ergebnisse

6 Literaturverzeichnis

1. Lindeboom HJ, Groot SJ de. Impact II - The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. AB Den Burg, The Netherlands: Netherlands Institute for Sea Research; 1998. p. 404.
2. Kristensen PS, Wellendorph V. Fishery of brown shrimps in the Danish Wadden Sea area. Shellfish Comm C 1995/K 45. 1995; 1–11.
3. Baer J, Smaal A, Reijden K Van Der, Nehls G. Wadden Sea Quality Status Report Fisheries. 2019.
4. Fock HO, Kloppmann M, Stelzenmüller V. Applying ecological risk assessment to quantify environmental externalities and resilience in the utilization of ecosystem services – implications for integrative assessments and management. ICES J Mar Sci.
5. Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Buhl-Mortensen L, Catarino R, Dinesen GE, et al. The footprint of bottom trawling in European waters : distribution , intensity , and seabed integrity. ICES J Mar Sci. 2016. doi:10.1093/icesjms/fsw194
6. Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Lafargue P, et al. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. ICES J Mar Sci. 2016;73: i27–i43.
7. Berghahn R, Vorberg R. Shrimp Fisheries and Nature Conservation in the National Park Wadden Sea of Schleswig-Holstein. Berlin: Federal Environmental Agency; 1998.
8. Vorberg R. Auswirkungen der Garnelenfischerei auf den Boden und die Lebensgemeinschaften des Wattenmeeres. Universität Hamburg. 1997.
9. Tulp I, Glorius S, Rippen A, Looije D, Craeymeersch J. Dose-response relationship between shrimp trawl fishery and the macrobenthic fauna community in the coastal zone and Wadden Sea. J Sea Res. 2020;156: 101829. doi:10.1016/j.seares.2019.101829
10. Glorius S, Craeymeersch J, van der Hammen T, Rippen A, Cuperus J, van der Weide B, et al. Effecten van garnalenvisserij in Natura 2000 gebieden. IMARES Wageningen; 2015. Report No.: C013/15.
11. Rijnsdorp AD, Bastardie F, Bolam SG, Buhl-Mortensen L, Eigaard OR, Hamon KG, et al. Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. ICES J Mar Sci. 2016;73: i27–i38.
12. Bolam SG, Coggan RC, Eggleton J, Diesing M, Stephens D. Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait approach. J Sea Res. 2014;85: 162–177.
13. Hewitt JE, Thrush SF, Dayton PK, Bonsdorff E. The Effect of Spatial and Temporal Heterogeneity on the Design and Analysis of Empirical Studies of Scale-Dependent Systems Scale and heterogeneity in space and time have been acknowledged as important issues in ecology for many years. Am Nat.

- 2007;169: 398–408. Available: http://izt.ciens.ucv.ve/ecologia/Archivos/ECO_POB_2007/ECOPO2_2007/Hewitt et al 2007.pdf
14. Hinz H, Prieto V, Kaiser MJ. Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecol Appl.* 2009;19: 761–773.
 15. Depestele J, Ivanovic A, Degrendele K, Esmaeili M, Polet H, Roche M, et al. Measuring and assessing the physical impact of beam trawling. *ICES J Mar Sci.* 2016;73: i15–i26.
 16. Bergman MJN, Santbrink JW. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES J Mar Sci.* 2000;57: 1321–1331.
 17. Kaiser MJ, Collie JS, Hall SJ, Jennings S, Poiner IR. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish Fish.* 2002;3: 114–136.
 18. Bergman MJN, Hup M. Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern north sea. *ICES J Mar Sci.* 1992;49: 5–11. doi:10.1093/icesjms/49.1.5
 19. Kaiser MJ. Starfish damage as an indicator of trawling intensity. *Mar Ecol Prog Ser.* 1996;134: 303–307. doi:10.3354/meps134303
 20. Thrush SF, Dayton PK. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for Marine Biodiversity. *Ann Rev Ecol Syst.* 2002;33: 449–473. doi:10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150515
 21. Blanchard F, LeLoc’h F, Hily C, Boucher J. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. *Mar Ecol Prog Ser.* 2004;280: 249–260. doi:10.3354/meps280249
 22. Collie JS, Escanero GA, Valentine PC. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar Ecol Prog Ser.* 1997;155: 159–172. doi:10.3354/meps155159
 23. Sparks-McConkey PJ, Watling L. Effects on the ecological integrity of a soft-bottom habitat from a trawling disturbance. *Hydrobiologia.* 2001;456: 73–85. doi:10.1023/A:1013071629591
 24. Garcia SM, Zerbi A, Aliaume C, Do Chi T, Laserre G. The ecosystem approach to fisheries. *FAO Fish Tech Pap.* 2003. doi:10.1007/978-3-319-03041-8_82
 25. Sciberras M, Hiddink JG, Jennings S, Szostek CL, Hughes KM, Kneafsey B, et al. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. *Fish Fish.* 2018;19: 698–715. doi:10.1111/faf.12283
 26. Dannheim J, Brey T, Schröder A, Mintenbeck K, Knust R, Arntz WE. Trophic look at soft-bottom communities - Short-term effects of trawling cessation on benthos. *J Sea Res.* 2014;85: 18–28. doi:10.1016/j.seares.2013.09.005
 27. Groenewold S, Fonds M. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES J Mar Sci.* 2000;57: 1395–1406. doi:10.1006/jmsc.2000.0914

28. Ramsay K, Kaiser MJ, Rijnsdorp AD, Craeymeersch JA, Ellis J. Impact of trawling on populations of the invertebrate scavenger *Asterias rubens*. *Eff Fish non-target species habitats*. 2000; 151–162.
29. Jennings S, Kaiser MJ, Reynolds JD. *Marine Fisheries Ecology*. London: Blackwell; 2001.
30. Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ. Indicators of the Ecological Impact of Bottom-Trawl disturbance on Seabed Communities. *Ecosystems*. 2006;9: 1190–1199.
31. Tillin HM, Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Mar Ecol Prog Ser*. 2006;318: 31–45.
32. Remane A. Die Bedeutung der Struktur für die Besiedlung von Meeresbiotopen. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*. 1964;10: 343–358.
33. Diesing M, Stephens D, Aldridge J. A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES J Mar Sci*. 2013;70: 1085–1096.
34. van Denderen D, Bolam SG, Hiddink JG, Jennings S, Kenny A, Rijnsdorp A, et al. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Mar Ecol Prog Ser*. 2015.
35. Tillin HM, Rogers SI, Frid CLJ. Approaches to classifying benthic habitat quality. *Mar Policy*. 2008;32: 455–464. doi:10.1016/j.marpol.2007.06.008
36. Malagoli S. Temporal scales of trawling fisheries impacts on the benthic fauna of the German Bight. Bremen. 2019.
37. Mees J, Jones MB. The Hyperbenthos. *Oceanogr Mar Biol an Annu Rev*. 1997;35: 221–255.
38. Stecher J-E. Die Lebensgemeinschaften des Seegats der Otzumer Balje in Abhängigkeit von morphodynamischen Prozessen. Bremen. 1999.
39. Dewicke A, Cattrijsse A, Mees J, Vincx M. Spatial patterns of the hyperbenthos of subtidal sandbanks in the southern North Sea. *J Sea Res*. 2003;49: 27–45. doi:10.1016/S1385-1101(02)00167-3
40. Herrmann J-P, Jansen S, Temming A. Fische und dekapode Krebse in der Sylt-Römö Bucht. In: Gätje C, Reise K, editors. *Ökosystem Wattenmeer*. 1998. pp. 81–88.
41. Herrmann J-P, Jansen S, Temming A. Saisonale, diurnale und tidale Wanderungen von Fischen und der Sandgarnele (*Crangon crangon*) im Wattenmeer bei Sylt. In: Gätje C, Reise K, editors. *Ökosystem Wattenmeer*. 1998. pp. 499–514.
42. Provoost P, Bosch S, Appeltans W. obistools - Data Enhancement and Quality Control of Marine Species Observations. cran.r-project; 2021.
43. Armonies W. Drifting Benthos in the Wadden Sea: At the Mercy of the Tidal Currents. In: Gätje C, Reise K, editors. *Ökosystem Wattenmeer*. Springer; 1998. pp. 473–498.

44. Qualitätssicherungsstelle Bund-Länder-Messprogramm. Muster-Standardarbeitsanweisung Makrozoobenthos-Untersuchungen in marinen Sedimenten (Weichboden). 2009.
45. Worsfold T. Bibliography of taxonomic literature for marine and brackish water Fauna and Flora of the North East Atlantic. NMBAC. 2018.
46. Ricciardi A, Bourget E. Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Mar Ecol Prog Ser.* 1998;163: 245–251. doi:10.3354/meps163245
47. Fock HO. Litorale Endofaunalebensgemeinschaften des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres sowie der Eider und Elbe unter besonderer Berücksichtigung des oberen Eu- und unteren Supralitorals. *Faun Ökologische Mitteilungen Suppl.* 1997;23: 63–121.
48. Jennings S, Alsvag J, Cotter AJR, Ehrich S, Greenstreet SPR, Jarre-Teichmann A, et al. Fishing effects on northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. III. International trawling effort in the North Sea: an analysis of spatial and temporal trends. *Fish Res.* 1999;40: 125–134.
49. Kaiser MJ, Rogers SI, McCandless DT. Improving quantitative surveys of epibenthic communities using a modified 2m beam trawl. *Mar Ecol Prog Ser.* 1994;106: 131–138. doi:10.3354/meps106131
50. Eleftheriou A, Mcintyre A. *Methods for Study of Marine Benthos.* Hoboken, NJ: Blackwell Science; 2005. doi:10.1002/9780470995129
51. Reiss H, Kröncke I, Ehrich S. Estimating the catching efficiency of a 2-m beam trawl for sampling epifauna by removal experiments. *ICES J Mar Sci.* 2006;63: 1453–1464.
52. Bremner J, Rogers SI, Frid CLJ. Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. *J Mar Syst.* 2006.
53. Frid CLJ, Paramor OAL, Brockington S, Bremner J. Incorporating ecological functioning into the designation and management of marine protected areas. *Hydrobiologia.* 2008;606: 69–79.
54. de Juan S, Bremner J, Hewitt J, Törnroos A, Mangano MC, Thrush S, et al. Biological traits approaches in benthic marine ecology: Dead ends and new paths. *Ecol Evol.* 2022;12: 1–11. doi:10.1002/ece3.9001
55. Shojaei MG, Gutow L, Dannheim J, Pehlke H, Brey T. Functional Diversity and Traits Assembly Patterns of Benthic Macrofaunal Communities in the Southern North Sea. In: Lohmann G, editor. *Towards an Interdisciplinary Approach in Earth System Science.* Springer; 2015. pp. 183–196.
56. Chevenet F, Dolédec S, Chessel D. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshw Biol.* 1994;31: 295–309. doi:10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x
57. Neumann H, Diekmann R, Kröncke I. Functional composition of epifauna in the south-eastern North Sea in relation to habitat characteristics and fishing effort. *Estuar Coast Shelf Sci.* 2016;169: 182–194.
58. Clare DS, Bolam SG, McIlwaine, Paul S.O. Garcia C, Murray JM, Eggleton JD. Ten key biological traits of marine benthic invertebrates surveyed in Northwest Europe. V1. CEFAS; 2021.

doi:<https://doi.org/10.14466/CefasDataHub.123>

59. Bremner J, Rogers SI, Frid CLJ. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecol Indic.* 2006;6: 609–622. doi:10.1016/j.ecolind.2005.08.026
60. Bremner J, Rogers SI, Frid CLJ. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems. *Mar Ecol Prog Ser.* 2003;254: 11–25. Available: www.int-res.com
61. Remane A. Einführung in die zoologische Ökologie der Nord- und Ostsee, TNO Ia. Grimpe & Wagler; 1940.
62. Pearson, T.H., Rosenberg R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine ... *Oceanogr Mar Biol An Annu Rev.* 1978;16: 229–331.
63. Hinz H, Hiddink JG, Forde J, Kaiser MJ. Large scale responses of nematode communities to chronic otter-trawl disturbance. *Can J Fish Aquat Sci.* 2008;65: 723–732. Available: [e:%5CFock.ISH-2000%5CEigene Dateien%5Cdownloads div%5CHinzetal2008.pdf](https://www.researchgate.net/publication/228222222)
64. Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MC V, Somerfield PJ, Karakassis I. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Progress Ser.* 2006;311: 1–14.
65. Hinz H, Törnroos A, de Juan S. Trait-based indices to assess benthic vulnerability to trawling and model loss of ecosystem functions. *Ecol Indic.* 2021;126. doi:10.1016/j.ecolind.2021.107692
66. Reiss H, Greenstreet SPR, Sieben K, Ehrich S, Piet GJ, Quirijns F, et al. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Mar Ecol Prog Ser.* 2009.
67. Zeiler M, Schwarzer K, Ricklefs K. Seabed morphology and sediment dynamics. *Die Küste.* 2008;74: 31–44.
68. Reineck H-E. *Das Watt.* Frankfurt a.M.: W. Kramer; 1982.
69. Kösters F, Winter C. Exploring German Bight coastal morphodynamics based on modelled bed shear stress. *Geo-Marine Lett.* 2014; 21–36.
70. Bartholomä A, Flemming BW. Zur Sedimentdynamik in den ostfriesischen Rückseitenwatten und den Veränderungen durch natürliche und anthropogene Einflüsse. *SDN-Kolloquium.* 1996;1: 70–89.
71. Van Hoey G, Guilini K, Rabaut M, Vincx M, Degraer S. Ecological implications of the presence of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* on soft-bottom benthic ecosystems. *Mar Biol.* 2008;154: 1009–1019. doi:10.1007/s00227-008-0992-1
72. Schückel U, Schwemmer P, Eskildsen K, Enners L, Horn S, Wittbrodt K, et al. Joint Research Project STopP-Synthesis. Tönning; 2019.
73. Schönke M, Feldens P, Wilken D, Papenmeier S, Heinrich C, von Deimling JS, et al. Impact of *Lanice conchilega* on seafloor microtopography off the island of Sylt (German Bight, SE North Sea). *Geo-Marine Lett.* 2017;37: 305–318. doi:10.1007/s00367-016-0491-1

74. Willems, W. Goethals P, Van den Eynde, D. Van Hoey G, Van Lancker, V. Verfaillie E, Vincx M, Degraer S. Where is the worm? Predictive modelling of the habitat preferences of the tube-building polychaete *Lanice conchilega*. *Ecol Modell.* 2008;212: 74–79.
75. Zühlke R. Polychaete tubes create ephemeral community patterns : *Lanice conchilega* (Pallas , 1766) associations studied over six years. *J Sea Res.* 2001;46: 261–272.
76. Callaway R, Desroy N, Dubois SF, Fournier J, Frost M, Godet L, et al. Ephemeral bio-engineers or reef-building polychaetes: How stable are aggregations of the tube worm *Lanice conchilega* (Pallas, 1766)? *Integr Comp Biol.* 2010;50: 237–250. doi:10.1093/icb/icq060
77. Rabaut M, Vincx M, Degraer S. Do *Lanice conchilega* (sandmason) aggregations classify as reefs? Quantifying habitat modifying effects. *Helgol Mar Res.* 2009;63: 37–46. doi:10.1007/s10152-008-0137-4
78. Beukema JJ. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: Effects of a severe winter. *Netherlands J Sea Res.* 1979;13: 203–223. doi:10.1016/0077-7579(79)90003-6
79. Heinrich C, Feldens P, Schwarzer K. Highly dynamic biological seabed alterations revealed by side scan sonar tracking of *Lanice conchilega* beds offshore the island of Sylt (German Bight). *Geo-Marine Lett.* 2017;37: 289–303. doi:10.1007/s00367-016-0477-z
80. Strasser M, Pieloth U. Recolonization pattern of the polychaete *Lanice conchilega* on an intertidal sand flat following the severe winter of 1995/96. *Helgol Mar Res.* 2001;55: 176–181. doi:10.1007/s101520100081
81. Rabaut M, Braeckman U, Hendrickx F, Vincx M, Degraer S. Experimental beam-trawling in *Lanice conchilega* reefs: Impact on the associated fauna. *Fish Res.* 2008;90: 209–216.
82. Nicolaidou A. Observations on the re-establishment and tube construction by adults of the polychaete *Lanice conchilega*. *J Mar Biol Assoc United Kingdom.* 2003;83: 1223–1224. doi:10.1017/S0025315403008531
83. Fock HO. Fisheries in the context of marine spatial planning: Defining principal areas for fisheries in the German EEZ. *Mar Policy.* 2008;32: 728–739.
84. Naumann A. Estimating Small-Scale Variability of Fishing Effort in Wadden-Sea Tidal Channel Systems. Oldenburg. 2022.
85. Loon WMGM Van, Walvoort DJJ, Hoey G Van, Vina-herbon C, Blandon A, Pesch R, et al. A regional benthic fauna assessment method for the Southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. *Ecol Indic.* 2018;89: 667–679. doi:10.1016/j.ecolind.2017.09.029
86. Freund J, Hagen R, Ihde R, Dreier N. Flächenhafte Analysen numerischer Simulationen. 2021. doi:https://doi.org/10.18451/k2_easygsh_fans_2
87. Higelke B. Morphodynamik des Lister Tidebeckens. In: Gätje C, Reise K, editors. *Ökosystem Wattenmeer.* 1998. pp. 103–125.

88. Behrends B, Dittmann S, Liebezeit G, Kaiser M, Knoke V, Petri G, et al. Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer. Berlin: Umweltbundesamt; 2004. Report No.: 03/04.
89. Chen D, Zheng J, Zhang C, Guan D, Li Y, Wang Y. Critical Shear Stress for Erosion of Sand-Mud Mixtures and Pure Mud. *Front Mar Sci*. 2021;8: 1–19. doi:10.3389/fmars.2021.713039
90. Aldridge JN, Parker ER, Bricheno LM, Green SL, van der Molen J. Assessment of the physical disturbance of the northern European Continental shelf seabed by waves and currents. *Cont Shelf Res*. 2015;108: 121–140. doi:10.1016/j.csr.2015.03.004
91. Wilson RJ, Speirs DC, Sabatino A, Heath MR. A synthetic map of the north-west European Shelf sedimentary environment for applications in marine science. *Earth Syst Sci Data*. 2018;10: 109–130. doi:10.5194/essd-10-109-2018
92. Callaway R. Juveniles stick to adults : Recruitment of the tube-dwelling polychaete *Lanice* Juveniles stick to adults : recruitment of the tube-dwelling polychaete *Lanice conchilega* (Pallas , 1766). *Hydrobiologia*. 2003;503: 121–130. doi:10.1023/B
93. Ropert M, Dauvin J. Renewal and accumulation of a *Lanice conchilega* (Pallas) population in the baie des Veys , western Bay of Seine. 2000;23: 529–546.
94. Ibanez F, Dauvin J-C. Long-term changes (1977 to 1987) in a muddy fine *Abra alba*-*Melinna palmata* community from the Western English Channel: multivariate time-series analysis. *Mar Ecol Progress Ser*. 1988;49: 65–81.
95. Fock HO. Analysis of community structure. In: Harris RP, Wiebe PH, Lenz J, Skjoldal HR, Huntley M, editors. *Zooplankton Methodology Manual*. San Diego: AP; 2000. pp. 154–173.
96. Duncan SE, Sell AF, Hagen W, Fock HO. Environmental drivers of upper mesopelagic fish assemblages in the Benguela Upwelling Systems during austral summer. *Mar Ecol Progress Ser*. 2022;688: 133–152.
97. Clarke KR, Somerfield PJ, Gorley RN. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *J Exp Mar Bio Ecol*. 2008;366: 56–69. doi:10.1016/j.jembe.2008.07.009
98. Anderson MJ, Willis TJ. Canonical Analysis of Principal Coordinates : A Useful Method of Constrained Ordination for Ecology. *Ecology*. 2003;84: 511–525.
99. Oksanen J, Friendly FGBM, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, Minchin PR, et al. *vegan: Community Ecology Package*. 2018. Available: <https://cran.r-project.org/package=vegan%0A>
100. Anderson MJ. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust J Ecol*. 2001;26: 32–46. doi:10.1080/13645700903062353
101. Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol Lett*. 2006;9: 683–693. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x
102. Ricklefs K, Franken O, Glorius S, Mascioli F, Nielsen P, Reimers H-C, et al. *Wadden Sea Quality Status Report - Subtidal Habitats*. 2022; 1–30.

103. Folk RL. The Distinction between Grain Size and Mineral Composition in Sedimentary-Rock Nomenclature. *J Geol.* 1954;62: 344–359. doi:10.1086/626171
104. Reiss H, Kröncke I. Seasonal variability of epibenthic communities in different areas of the southern North Sea. 2004;905. doi:10.1016/j.icesjms.2004.06.020
105. Hoey G Van. Spatio-temporal variability within the macrobenthic *Abra alba* community, with emphasis on the structuring role of *Lanice conchilega*. *Gent.*
106. Coates DA, Kapasakali DA, Vincx M, Vanaverbeke J. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fish Res.* 2016;179: 131–138. doi:10.1016/j.fishres.2016.02.019
107. Al Halwachi HK, Yakovlev DS, Boek ES. AIC model selection using Akaike weights. *Psychon Bull Rev.* 2004;11: 192–196.
108. Guevara NAH. DISTRIBUTION AND MOBILITY OF JUVENILE POLYCHAETA IN A SEDIMENTARY TIDAL ENVIRONMENT. *Kiel.* 2004.
109. Gamenick I, Vismann B, Grieshaber MK, Giere O. Ecophysiological differentiation of *Capitella capitata* (Polychaeta). Sibling species from different sulfidic habitats. *Mar Ecol Prog Ser.* 1998;175: 155–166. doi:10.3354/meps175155
110. Riesen W, Reise K. Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. *Helgoländer Meeresuntersuchungen.* 1982;35: 409–423. doi:10.1007/BF01999132
111. Reise K. Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helgol Mar Res.* 2005;59: 9–21.
112. Sanfilippo R, Rosso A, Mastandrea A, Viola A, Deias C, Guido A. *Sabellaria alveolata* sandcastle worm from the Mediterranean Sea: new insights on tube architecture and biocement. *J Morphol.* 2019;280: 1839–1849. doi:10.1002/jmor.21069
113. van der Reijden KJ, Koop L, O’Flynn S, Garcia S, Bos O, van Sluis C, et al. Discovery of *Sabellaria spinulosa* reefs in an intensively fished area of the Dutch Continental Shelf, North Sea. *J Sea Res.* 2019;144: 85–94. doi:10.1016/j.seares.2018.11.008
114. Glorius ST, Meijboom A. Ontwikkeling van de bodemdiergemeenschap in de geulen van het referentiegebied Rottum. Wageningen University; 2020. Report No.: WOt-technical report 173.
115. Nehmer P, Kröncke I. Macrofaunal Communities in the Wichter Ee , a Channel System in the East Frisian Wadden Sea Material and Methods Area of Investigation Results Sediment Composition. *Senckenbergiana maritima.* 2003;32: 1–10.
116. Reiss H, Kröncke I. Spatial and Temporal Distribution of Macrofauna in the Otzumer Balje (East Frisian Wadden Sea , Germany). 2001;31: 283–298.
117. Speybroeck J, Tomme J, Vincx M, Degraer S. In situ study of the autecology of the closely related, co-occurring sandy beach amphipods *Bathyporeia pilosa* and *Bathyporeia sarsi*. *Helgol Mar Res.* 2008;62: 257–268. doi:10.1007/s10152-008-0114-y

118. Darr A, Beisiegel K, Zettler A, Romoth K, Zettler ML, Ebbe B, et al. Monitoringbericht: Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. Vilm, Germany: BfN; 2019.
119. Künitzer A, Basford D, Craeymeersch JA, Dewarumez JM, Dorjes J, Duineveld GCA, et al. The benthic infauna of the north sea: Species distribution and assemblages. *ICES J Mar Sci.* 1992;49: 127–143. doi:10.1093/icesjms/49.2.127
120. Schückel U, Beck M, Kröncke I. Macrofauna communities of tidal channels in Jade Bay (German Wadden Sea): spatial patterns, relationships with environmental characteristics, and comparative aspects. *Mar Biodivers.* 2015;45: 841–855. doi:10.1007/s12526-014-0308-2
121. Fock HO. Estimating historical trawling effort in the German Bight from 1924 to 1938. *Fish Res.* 2014;154: 26–37. doi:10.1016/j.fishres.2014.02.001
122. Fock HO, Kloppmann M, Probst WN. An early footprint of fisheries: changes for a demersal fish assemblage in the German Bight from 1902-1932 to 1991-2009. *J Sea Res.* 2014;85: 325–335. doi:dx.doi.org/10.1016/j.seares.2013.06.004
123. Meyer J, Kröncke I. Shifts in trait-based and taxonomic macrofauna community structure along a 27-year time-series in the south-eastern North Sea. *PLoS One.* 2019;14: 1–24. doi:10.1371/journal.pone.0226410
124. Neumann H, Kröncke I. The effect of temperature variability on ecological functioning of epifauna in the German Bight. *Mar Ecol.* 2011;32: 49–57. doi:10.1111/j.1439-0485.2010.00420.x
125. Reise K, Schubert A. Macrobenthic turnover in the subtidal Wadden Sea: the Norderaue revisited after 60 years. *Helgoländer Meeresuntersuchungen.* 1987;41: 69–82.
126. Capuzzo E, Lynam CP, Barry J, Stephens D, Forster RM, Greenwood N, et al. A decline in primary production in the North Sea over 25 years, associated with reductions in zooplankton abundance and fish stock recruitment. *Glob Chang Biol.* 2018;24: e352–e364. doi:10.1111/gcb.13916
127. Lackschewitz D, Reise K. Macrofauna on flood delta shoals in the Wadden Sea with an underground association between the lugworm *Arenicola marina* and the amphipod *Urothoe poseidonis*. *Helgoländer Meeresuntersuchungen.* 1998;52: 147–158. doi:10.1007/BF02908744
128. Degraer S, Mouton I, De Neve L, Vincx M. Community structure and intertidal zonation of the macrobenthos on a macrotidal, ultra-dissipative sandy beach: Summer-winter comparison. *Estuaries.* 1999;22: 742–752. doi:10.2307/1353107
129. Clark RB, Haderlie EC. The Distribution of *Nephtys cirrosa* and *N. hombergi* on the South-Western Coasts of England and Wales. *J Anim Ecol.* 1960;29: 117–147. doi:10.2307/2274
130. Ellis JR, Maxwell T, Schratzberger M, Rogers SI. The benthos and fish of offshore sandbank habitats in the southern North Sea. *J Mar Biol Assoc United Kingdom.* 2011;91: 1319–1335. doi:10.1017/S0025315410001062
131. Hoey G Van, Vincx M, Degraer S. Temporal variability in the *Abra alba* community determined by global and local events. *J Sea Res.* 2007;58: 144–155. doi:10.1016/j.seares.2007.02.007

132. Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Szostek CL, Hughes KM, Ellis N, et al. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2017;114: 8301–8306. doi:10.1073/pnas.1618858114
133. Baer J, Smaal A, van der Reijden K, G. N. Fisheries. In: Klöppel S, editor. *Wadden Sea Quality Status Report 2017*. 2017. Available: qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/fisheries
134. Wolff WJ, Bakker JP, Laursen K, Reise K. *The Wadden Sea Quality Status Report - Synthesis Report 2010*. Wilhelmshaven; 2010.
135. Hintzen NT, Piet GJ, Brunel T. Improved estimation of trawling tracks using cubic Hermite spline interpolation of position registration data. *Fish Res*. 2010;101: 108–115.
136. Lambert GI, Jennings S, Kaiser MJ, Davies TW, Hiddink JG. Quantifying recovery rates and resilience of seabed habitats impacted by bottom fishing. *J Appl Ecol*. 2014;51. doi:10.1111/1365-2664.12277
137. Osenberg CW, Schmitt RJ, Holbrook S, Abu-Saba KE, Flegal AR. Detection of Environmental Impacts - Natural Variability, Effect Size and Power Analysis. In: Schmitt RJ, Osenberg CW, editors. *Detecting Ecological Impacts*. 1996. pp. 83–107.
138. Underwood AJ. On Beyond BACI: Sampling Designs That Might Reliably Detect Environmental Disturbances. In: Schmitt RJ, Osenberg CW, editors. *Detecting Ecological Impacts*. San Diego: Academic Press; 1996. pp. 151–178.
139. Stewart-Oaten A, Murdoch WW, Parker KR. Environmental Impact Assessment : " Pseudoreplication " in Time ? Author (s) : Allan Stewart-Oaten , William W . Murdoch and Keith R . Parker Reviewed work (s) : Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/19398>. *Ecology*. 1986;67: 929–940.
140. Schultz S, Günther C, Santos J, Berkenhagen J, Bethke E, Hufnagl M, et al. *Optimierte Netz-Steerte für eine ökologisch und ökonomisch nachhaltige Garnelenfischerei in der Nordsee (CRANNET)*. Hamburg: Thünen Institut; 2015.
141. Aviat D, Diamantis C, Neudecker T, Berkenhagen J, Müller M. *The North Sea Brown Shrimp Fisheries*. Brussels: European Parliament - Policy Department Structural and Cohesion Policies European; 2011. Report No.: IP/B/PECH/IC/2010_102.
142. García L V. Escaping the Bonferroni iron claw in ecological studies. *Oikos*. 2004;105: 657–663. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.13046.x
143. Zar JH. *Biostatistical Analysis*. Upper Saddle River: Prentice Hall; 1996.
144. Zeileis A, Hornik K, Wiel MA, Hothorn T. Implementing a class of permutation tests: The coin package. *J Stat Softw*. 2008;28. Available: <http://epub.wu.ac.at/4004/%5Cnpapers3://publication/uuid/BF1BBE55-2A35-44D0-96DA-FCCC209A5334>
145. Ter Braak CJF. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience*. 1994;1: 127–140. doi:10.1080/11956860.1994.11682237

146. Ter Braak CF. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*. 1987; 69–77.
147. Somerfield PJ, Clarke KR, Gorley RN. Analysis of similarities (ANOSIM) for 2-way layouts using a generalised ANOSIM statistic, with comparative notes on Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Austral Ecol*. 2021;46: 911–926. doi:10.1111/aec.13059
148. Lajeunesse MJ. On the meta-analysis of response ratios for studies with correlated and multi-group designs. *Ecology*. 2011;92: 2049–2055.
149. Harrer M, Cuijpers P, Furukawa TA, Ebert DD. *Doing Meta-Analysis with R*. Boca Raton, FL: CRC Press; 2022.
150. Viechtbauer W. Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *J Stat Softw*. 2010;36(3): 1–48. doi:/10.18637/jss.v036.i03
151. Clarke KR, Gorley RN. *PRIMER v5: User Manual/Tutorial*. Plymouth: E-Primer Ltd; 2001.
152. Wah YB, Razali NM. Power comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. *J Stat Model Anal*. 2011;2: 21–33.
153. Souza RR de, Toebe M, Mello AC, Bittencourt KC. Sample size and Shapiro-Wilk test: An analysis for soybean grain yield. *Eur J Agron*. 2023;142: 126666. doi:https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126666
154. Clarke KR. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol*. 1993;18: 117–143. doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
155. Clarke KR, Ainsworth M. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar Ecol Prog Ser*. 1993;92: 205–219. doi:10.3354/meps092205
156. Reiss H, Neumann H, Kröncke I. Chela-height vs. body-weight relationships for North Sea hermit crabs (Paguridae). *ICES J Mar Sci*. 2005;62: 723–726. doi:10.1016/j.icesjms.2005.01.021
157. Jager Z, Bolle L, Dänhardt A, Diedrichs B, Neudecker T, Scholle J, et al. Quality Status Report 2009 , Thematic Report No. 14 - Fish. Wilhelmshaven: CWSS TMAP Group; 2009. Available: e:%5CFock.ISH-2000%5CEigene Dateien%5CMeeresstrategie%5CTMAP FISH 14-Fish-(09-12-22).pdf
158. Buhs F, Reise K. Epibenthic fauna dredged from tidal channels in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: Spatial patterns and a long-term decline. *Helgolander Meeresuntersuchungen*. 1997;51: 343–359. doi:10.1007/BF02908719
159. Riemann-Zürneck K. How sessile are sea anemones? A review of free-living forms in the Actiniaria (Cnidaria: Anthozoa). *Mar Ecol*. 1998;19: 247–261. doi:10.1111/j.1439-0485.1998.tb00466.x
160. Reise K, Bartsch I. Inshore and offshore diversity of epibenthos dredged in the North Sea. *Netherlands J Sea Res*. 1990;25: 175–179. doi:10.1016/0077-7579(90)90018-C
161. Callaway R, Engelhard GH, Dann J, Cotter J, Rumohr H. A century of North Sea epibenthos and trawling: Comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. *Mar Ecol Prog Ser*. 2007;346: 27–43. doi:10.3354/meps07038

162. Neumann H, Reiss H, Ehrich S, Sell A, Panten K, Kloppmann M, et al. Benthos and demersal fish habitats in the German Exclusive Economic Zone (EEZ) of the North Sea. *Helgol Mar Res.* 2013;67: 445–459.
163. Brafield AE, Newell GE. The Behaviour of *Macoma balthica* (L.). *J Mar Biol Assoc United Kingdom.* 2009/05/11. 1961;41: 81–87. doi:DOI: 10.1017/S0025315400001533
164. Zühlke R, Reise K. Response of macrofauna to drifting tidal sediments. *Helgoländer Meeresuntersuchungen.* 1994;48: 277–289. doi:10.1007/BF02367041
165. Lambert GI, Jennings S, Hiddink JG, Hintzen NT, Hinz H, Kaiser MJ, et al. Implications of using alternative methods of vessel monitoring system (VMS) data analysis to describe fishing activities and impacts. *ICES J Mar Sci.* 2012;69: 682–693.
166. Moran MD. Arguments for rejecting the sequential bonferroni in ecological studies. *Oikos.* 2003;100: 403–405. doi:10.1034/j.1600-0706.2003.12010.x
167. Rees EIS. Habitat specialization by *Thia scutellata* (Decapoda: Brachyura) off Wales. *J Mar Biol Assoc United Kingdom.* 2001;81: 697–698. doi:10.1017/S0025315401004404
168. Lavesque N, Hutchings P, Daffe G, Londoño-Mesa MH. Revision of the French Polycirridae (Annelida, Terebelliformia), with descriptions of eight new species. *Zootaxa.* 2020;4869: 151–186.
169. Lavesque N, Bonifácio P, Londoño-Mesa MH, Le Garrec V, Grall J. *Loimia ramzega* sp. nov., a new giant species of Terebellidae (Polychaeta) from French waters (Brittany, English Channel). *J Mar Biol Assoc United Kingdom.* 2017;97: 935–942. doi:10.1017/S0025315417000571
170. IfAÖ. Flächenvoruntersuchung 2019 / 2020 - Fläche „N-3.5“. BSH; 2021. Report No.: P198052.
171. Rachor E, Bönsch R, Boos K, Gosseleck F, Grotjahn M, Günther C-P, et al. Rote Liste und Artenlisten der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Meeresorganismen. 2013.
172. Thiel R, Winkler H, Böttcher U, Dänhardt A, Fricke R, George M, et al. Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. *Naturschutz und Biol Vielfalt.* 2013;70: 11–76.
173. Garamszegi LZ. Comparing effect sizes across variables: Generalization without the need for Bonferroni correction. *Behav Ecol.* 2006;17: 682–687. doi:10.1093/beheco/ark005
174. Amoroso RO, Pitcher CR, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Parma AM, Suuronen P, et al. Bottom trawl fishing footprints on the world’s continental shelves. *Proc Natl Acad Sci.* 2018;115: 201802379. doi:10.1073/pnas.1802379115
175. Fock HO, Kloppmann M, Stelzenmüller V. Linking marine fisheries to environmental objectives: A case study on seafloor integrity under European maritime policies. *Environ Sci Policy.* 2011;14: 289–300. doi:10.1016/j.envsci.2010/11.005
176. Kröncke I, Dippner JW, Heyen H, Zeiss B. Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Mar Ecol Prog Ser.* 1998;167: 25–

36. doi:10.3354/meps167025
177. Viechtbauer W, Cheung MW-L. Outlier and influence diagnostics for meta-analysis. *Res Synth Methods*. 2010;1: 112–125. doi:10.1002/jrsm.11
178. Chicco D, Warrens MJ, Jurman G. The coefficient of determination R-squared is more informative than SMAPE, MAE, MAPE, MSE and RMSE in regression analysis evaluation. *PeerJ Comput Sci*. 2021;7: 1–24. doi:10.7717/PEERJ-CS.623
179. Davies CE, Moss D, Hill MO. EUNIS Habitat Classification Revised 2004. Rep Eur Environmant Agency. 2004.

7 Anhang

7.1 Statistische Methoden

7.1.1 Bonferroni-Korrektur

Bei multiplen Vergleichen mit n Kombinationen wird ein adjustiertes Signifikanzniveau p_{bonf} für jeden Teilversuch errechnet:

$$p_{\text{bonf}} = p * n$$

Als Beispiel: Mit einem p -Wert von 0.02 und 5 verglichenen Kombinationen errechnet sich ein $p_{\text{bonf}} = 0.1$ (siehe Methode 1 in [142]).

7.1.2 Vorher-nachher-Vergleich (Test 1 und Test 2)

Der Vorher-nachher-Vergleich wird als Permutationstest auf der Basis von Rangsummen durchgeführt (*independence_test()*, R package *coin* [144]) und gleicht dem Wilcoxon-Test. Durch die Permutationen wird die Variabilität des Testergebnisses ermittelt und als Mittelwert der erhaltenen Stichprobenergebnisse errechnet. Die Güte des Tests hängt von der Anzahl möglicher Permutationen ab, die zur Generierung der Ergebnisvariabilität erzeugt werden können. Bei einer sehr kleinen Anzahl von Permutationen steigt der Anteil von Fehlern 2. Ordnung, d.h. es werden Ergebnisse als nicht signifikant angezeigt, obwohl es einen echten Effekt gibt. In solchen Fällen wird die Nullhypothese, dass beide Teilproben identisch sind, zu Unrecht bestätigt wird. Beispielhaft kann man dies zeigen bei Stichprobengrößen von 6, 8 und 10. Bei $N_1=3$ und $N_2=3$ ist der beste p -Wert im Wilcoxon-Test $p=0.1$, bei $N_1=N_2=4$ entsprechend $p=0.028$ und bei $N_1=N_2=5$ entsprechend $p=0.007$. Bei einer späteren Bonferroni-Korrektur werden diese Ergebnisse diese Ergebnisse entfallen.

Die Anzahl der Permutationen P wird nach dem Binomialkoeffizienten berechnet:

$$P = \binom{N_1 + N_2}{N_1}$$

wobei N_1 und N_2 die Stichprobengrößen der beiden Teilproben sind.

Ergebnisse mit weniger als 50 Permutationen werden für die Gesamtbetrachtung mittels der Bonferroni-Korrektur nicht herangezogen.

7.1.3 Test auf lineare Erholung (Test 3)

Test 3 dient als Test zur linearen Erholung; über den Zeitraum des Experiments sollte der Unterschied zwischen Störung und Kontrolle stetig kleiner werden. Test 3 ist definiert als lineares Modell der Abstände zwischen Kontrolle und Störungsfläche gegen die Zeitabschnitte für eine bestimmte Variable V , mit Steigung b und Achsenabschnitt a (Abbildung Anhang 1). Als Testgröße G wird das Verhältnis des halben Vertrauensintervalls der Steigung im Modell gegen die Steigung b gerechnet, da nur der Bereich der Überlappung mit Null von Interesse ist. Bei einem Verhältnis < 1 ist die Steigung im Wert größer als das halbe Vertrauensintervall, damit unterschiedlich von Null und wird dann als signifikant gezählt.

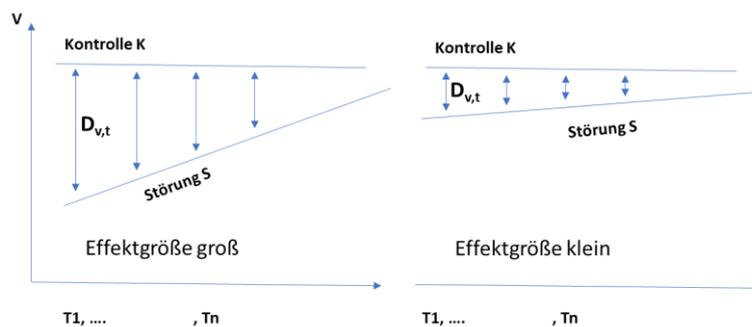


Abbildung Anhang 1: Schematische Darstellung der Messung der Differenz zwischen Störung und Kontrolle für Variable V .

$$D_{v,t} = a_v + b_v t \quad , \text{ mit}$$

$$G3_v = \frac{0.5 * CI_{b,v}}{b_v} \quad \begin{cases} G3_v > 1 \rightarrow \text{nicht signifikant} \\ G3_v < 1 \rightarrow \text{signifikant} \end{cases}$$

Die Verteilung von $G3_v$ wird durch *bootstrapping* aus den Ausgangsdaten mit 500 Simulationen erzeugt und ausgezählt. Die Wirksamkeit von Test 3 ist abhängig von der Variabilität im Datensatz. Wird die Variabilität durch Nullstellen im Datensatz herabgesetzt, verliert der Test an Wirksamkeit und erzeugt eine falsche Signifikanz. Variablen mit Nullstellen werden daher nicht getestet (Abbildung Anhang 2).

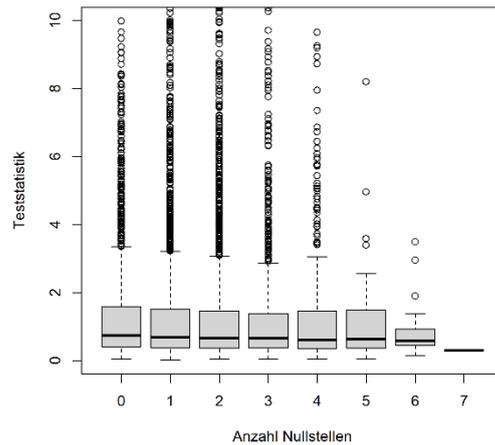


Abbildung Anhang 2: Veränderung der Variabilität der Teststatistik G_{v1} in einem simulierten unkorrelierten Datensatz mit unterschiedlichen Nullstellen, 10000 simulierte Durchgänge. Der Interquartilabstand und damit die Variabilität ist signifikant von der Anzahl Nullstellen abhängig ($p = 0.03$).

Als Effektgröße E für Test 3 wird der Anteil der Population angegeben, der von der linearen Erholung betroffen ist. Dies wird analog zum 'Bray-Curtis dissimilarity index' angegeben [95], wobei n die mittlere Abundanz pro Zeitpunkt in jeweils Störungs- und Kontrollfläche darstellt:

$$E3_v = \frac{\sum abs(D_{v,t})}{\sum (n_{v,K,t} + n_{v,S,t})}$$

Für den Test 3 werden die Zeitabschnitte geordnet nach T1, T3, T7, T14 mit Zeitwerten in Tagen von -13, -11, -7, 0, und T0, wobei T0 konservativ der Wert 13 Tage zugeordnet wird und so eine Zeitskala von -13 bis +13 Tagen entsteht. Die Effektdauer $t3$ für Test 3 wird berechnet:

$$t3_{D=0} = \frac{-a_v}{b_v} + 13$$

mit Mittelwerten für a und b aus den 500 Simulationen. Die Steigung b muss dem Aufbau entsprechend positiv sein.

7.1.4 Test auf Überkompensation (Test 4)

Test 4 dient als Test zur nicht-linearen Änderung von Abundanzen während des Beprobungszeitraumes **nur innerhalb der Störung**, d.h. einerseits als Zunahme mit anschließender Abnahme (Überkompensation, Abbildung Anhang 3, 2a) oder als starke Abnahme gefolgt von Zunahme (Dekompensation, 2b).

$$\frac{\Delta V_{s,t}}{\Delta t} = a_v + b_v t \quad , \text{ mit}$$

$$G_{v4} = \frac{0.5 * CI_{b,v}}{b_v} \begin{cases} G_{v4} > 1 \rightarrow \text{nicht signifikant} \\ G_{v4} < 1 \rightarrow \text{signifikant} \end{cases}$$

Ist die Steigung b_v negativ, liegt eine Hyperkompensation vor. Dekompensation entsteht entsprechend bei positiver Steigung. Die Differenzen werden entsprechend $T1-T0, \dots, T0-T14$ gebildet und durch die entsprechende Anzahl Tage dividiert. Die Testgröße G_{v4} wird aus 500 Simulationen erzeugt und ausgezählt (Abbildung Anhang 4). Die Wirksamkeit von Test 4 ist abhängig von der Variabilität im Datensatz. Wird die Variabilität durch Nullstellen im Datensatz herabgesetzt, verliert der Test an Wirksamkeit und erzeugt eine falsche Signifikanz. Variablen mit Nullstellen werden daher nicht getestet.

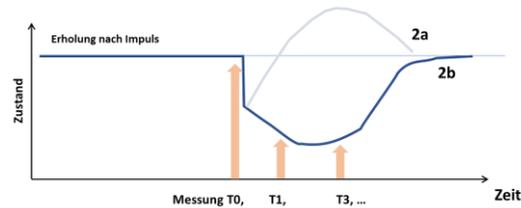


Abbildung Anhang 3: Überkompensation und Dekompensation schematisch dargestellt.

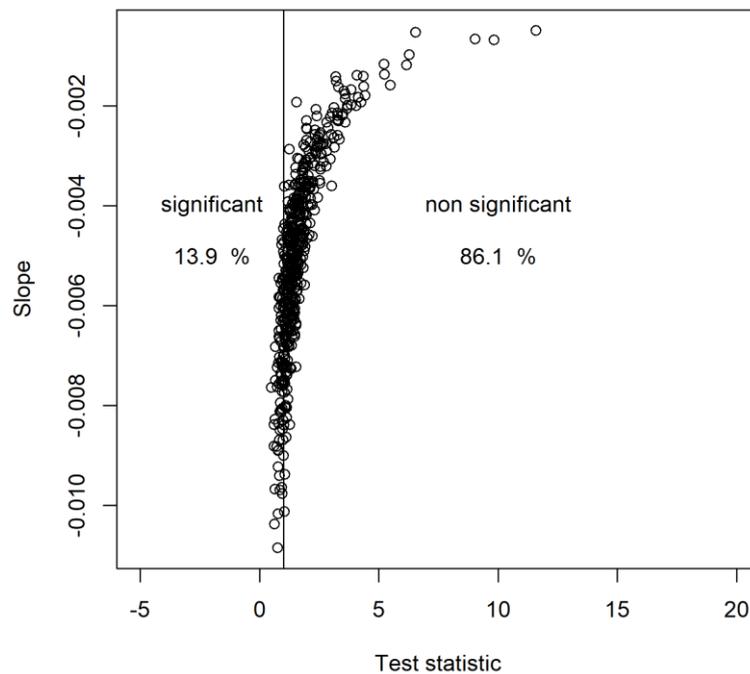


Abbildung Anhang 4 Beispielhafte Verteilung der Teststatistik für G_{4v} mit einer nicht-signifikanten Überkompensation.

7.1.5 Berechnung der Affinität (Test 5)

Die Affinität wird sowohl in Bezug auf die Umweltfaktoren Schlickgehalt, Fischereiintensität und natürliche Störung in der Gradientenanalyse eingesetzt als auch dazu, die Affinität zu *treatments* und Beprobungszeitpunkten in der Analyse der BACI-Experimente festzustellen (als Test 5 in Tabelle 11).

Die Affinität $A_{a,e}$ zum Umweltfaktor e wird beschrieben als Skalarprodukt zwischen Artvektor a und Umweltfaktor e skaliert auf den absoluten Wert des Umweltfaktors e und anschließend normiert auf den Wertebereich $[0,1]$ (entspricht 'per unit change'), d.h. dividiert durch den maximalen Wert.

$$I_{a,e} = \frac{\vec{a} \circ \vec{e}}{|\vec{e}|}$$

Die Affinität $A_{a,e}$ ist dann:

$$A_{a,e,i} = \frac{I_{a,e}}{\max(I_{a,e})}$$

Für die Gradientenanalyse werden sowohl negative als auch positive Werte berechnet, während in der Analyse der experimentellen zeitlichen Bezüge nur positive Werte berechnet werden. Dies erfolgt in der Annahme, dass kleinere Werte, d.h. nachgeordnete 'ranking'-Werte mit negativer Ausrichtung, in der Auswertung vernachlässigt werden können.

7.1.6 Meta-Analyse (Test 7)

Die Meta-Analyse wird als Vergleich zweier Gruppen mit quantitativen kontinuierlichen Daten durchgeführt. Es werden entweder Verhältnisse oder Differenzen zwischen Gruppenmittelwerten verglichen. Für die Funktion 'escal' im *metafor*-Package werden die Eingangsparameter Mittelwert, Standardabweichung und Stichprobenzahl ermittelt [150]. Für alle Modelle wird der Test auf Heterogenität angegeben, der die Güte des Modells beschreibt, die Variabilität der Daten mit den Modellparametern zu erklären [177]. Die Meta-Analyse kann daher als gewichtetes Regressionsmodell aufgefasst werden (siehe 4.1.4.1). Ein Beispiel für den für die Abbildung 66 C verwendeten Programmcode ist in Kapitel 7.5 enthalten.

Für die Endofauna wird die 'ratio of means'-Methode verwendet (ROM). Die Effektgröße E für einen Zeitpunkt t wird entsprechend Sciberras *et al.* [25] für jedes Experiment jeweils auf eine nominale Einfachstörung standardisiert, wobei m der Mittelwert und K und S_{IV} die Indices für die 'treatments' i sind, d.h. Kontrolle und Störung:

$$E_t = \ln\left(\frac{m_{K,t}}{m_{S_{IV},t}}\right)^{1/f}$$

Der Faktor $1/f$ korrigiert die Effektgröße auf eine Einfachstörung ausgehend von einer Störungsfrequenz f , die für die nominale Vierfachstörung 4 beträgt. Die Meta-Analyse wurde in 2 Stufen durchgeführt, um die räumlich-zeitliche Variabilität zu eliminieren, d.h. es wird ein Effekt zum Zeitpunkt T_0 bestimmt und vom Effekt der anderen Zeitpunkte subtrahiert:

$$E_{gesamt} = E_{T1,T3,T7,T14} - E_{T0}$$

Dieser Ansatz ist explizit enthalten in Sciberras et al. [25, Text SI2.1. Calculation for estimating the response measure from BACI studies] und entspricht der Analyse bei Osenberg et al. [Eq. 1 in 137]. Die Rückrechnung in die prozentuale Änderung U erfolgt entsprechend:

$$U = e^{E_{gesamt}}$$

Wegen der geringen Stichprobengröße bei T_0 wird eine Hedges-Korrektur der Effektgröße durchgeführt [149]. Umgekehrt kann die Effektgröße auch auf eine nominale Vierfachstörung S_{IV} hin ausgewertet werden.

Für die Epifauna wird ein anderer Ansatz gewählt, da die Stichprobengröße in den Experimenten A und B zum Zeitpunkt T_0 jeweils 1 beträgt und daher keine Standardabweichung errechnet werden kann. Hier wird die auf den Mittelwert normierte Differenz zu T_0 jeweils für die Einzelwerte T_1, \dots, T_{14} gebildet, was der oben beschriebenen Behandlung von T_0 in einer nicht-log Umgebung entspricht [25]. Die zu untersuchende Hypothese ist dann, ob die so normierten Werte eine höhere Variabilität in der gestörten Probe aufweisen als Hinweis auf höhere Abundanzschwankungen durch Mortalität, 'scavenger'-Effekte u.ä.:

$$\Delta n_{norm,t,i} = \frac{|n_t - n_{T0}|}{m_{T1,14}}$$

wobei n die mittlere Abundanz pro Zeitpunkt t in jeweils Störungs- und Kontrollfläche und $m_{T1,14}$ der Mittelwert von n über T_1 bis T_{14} darstellen. Da Differenzen analog zu 'mean absolute errors' (MAE) verwendet werden [zur Funktion von MAE siehe 178], wird die standardisierte mittlere Differenz (SMD) zwischen Kontrolle und Störung berechnet [149]:

$$E_{gesamt} = \frac{m_{\Delta n_{,,K}} - m_{\Delta n_{,,S}}}{sd_{pooled}}$$

Die Hedges-Korrektur der Effektgröße bei geringem Stichprobenumfang ist in SMD implementiert [150]. Die Rückrechnung in die prozentuale Änderung U für eine Einzelpassage erfolgt:

$$U = E_{gesamt} * f^{-1}$$

Da $\Delta n_{norm,t,i}$ nicht auf den Wertebereich $[0,1]$ beschränkt sein muss, wird keine logistische Regression durchgeführt.

7.2 Datenmanagement

Die Daten werden bereitgestellt oder sind bereits verfügbar unter <https://www.thuenen.de/media/institute/sf/Projektdateien/2055 - CRANIMPACT/>. Nachfolgend ist das Datenmodell beschrieben, das Verbindungen zwischen den Tabellen entweder über eine Stations-ID oder eine taxonomische ID herstellt. Die Variablenlisten sind vollständig in den Daten-supplements abgebildet.

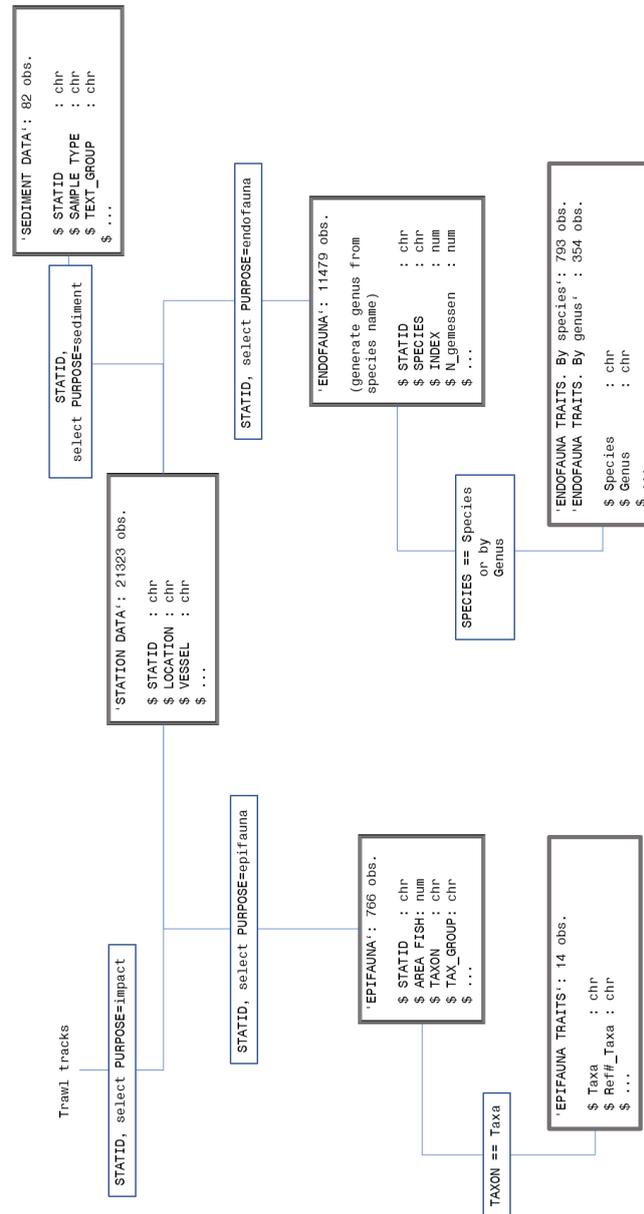


Abbildung Anhang 5: CRANIMPACT Datenmodell

7.3 Tabellen

Taxon	A	B	B2	C	DK1	DK2	DK3	DK4	DK5	NA1	NA2	NA3	NDS01	NDS02	NDS03	NDS04	NDS05	NDS06	NDS07	NDS08	NDS09	NDS10	NDS11	NDS12	NDS13	SA1	SA2	SA3
<i>Eulalia viridis</i> agg.	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eumida bahusensis</i>	0	0	0	0.4	0	2	0	0	0	0	0	34	0	3.3	0	0	18.3	283.3	0	0	0	0	0	26.7	290	0	0	0
<i>Eumida</i> juv.	0	0	0	0	18.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eumida sanguinea</i>	0	0	0	0	28.3	380	0	6.7	0	0	2	0	25	0	0	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eumida</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11.7	0	0	0	3.3	3.3	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0
<i>Eunereis longissima</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	34	0	0	0	0	0	113.3	65	0	0	0	0	13.3	30	0	0	0	0
<i>Exogone</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fabulina fabula</i>	3.4	0.4	0.4	0.1	0	0	0	1.7	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	3.3	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fimbristhenelais zetlandica</i>	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus crinicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus locusta</i>	0	0.6	0.6	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus salinus</i>	0	0	0	0	11.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus</i> sp.	0	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galyana cirrhosa</i>	0	0	0	0	0	22	0	1.7	0	0	0	4	0	8.3	0	0	6.7	41.7	0	0	0	0	10	48	0	0	0	0
<i>Glyceria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.3	0	0	1.7	0	0	0	0	0.5	0	0	0
<i>Glyceria tridactyla</i>	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	28.3	151.7	1.7	3.3	0	1.7	0	3.3	36.5	0	0	0
<i>Goniadella bobretzkii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	30	0	8.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goodallia triangularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harmothoe glabra</i>	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harmothoe imbricata</i>	0	0	0.1	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harmothoe lunghmani</i>	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harmothoe</i> sp.	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0
<i>Harpacticoida</i> indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Haustorius arenarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heteromastus filiformis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	6.7	0	0	2	0	0	0	0	15	0	0	0	0	1.7	2	23.3	18	0	0	0
<i>Hypereteone foliosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypereteone</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0

Taxon	A	B	B2	C	DK1	DK2	DK3	DK4	DK5	NA1	NA2	NA3	NDS01	NDS02	NDS03	NDS04	NDS05	NDS06	NDS07	NDS08	NDS09	NDS10	NDS11	NDS12	NDS13	SA1	SA2	SA3	
<i>Hypophorella expansa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Jassa herdmanni</i>	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Jassa</i> sp.	0	0	0.6	1.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0	
<i>Kurtiella bidentata</i>	0	0	0.1	0.3	5	6	0	0	0	0	2	0	0	60	0	0	18.3	116.7	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	
<i>Lagis koreni</i>	0.2	0	0	0	5	4	0	3.3	0	0	0	0	3.3	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	
<i>Lamprops fasciatus</i>	0	1	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lanice conchilega</i>	0.2	0	0	0.3	11.7	564	0	15	0	0	0	0	1.7	46.7	0	1.7	6050	6061.7	0	1.7	0	0	0	86.7	844	0	0	0	
<i>Leptopianoidea</i> indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	
<i>Limnocola bathica</i>	7	2.2	1	1.8	0	0	8.3	5	6.7	0	0	0	0	0	0	0	16.7	35	0	0	6.7	0	0	6.7	1	2	0	2	
<i>Lineidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Loimia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lumbricillus lineatus</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Macomangulus tenuis</i>	6.8	1.2	4.5	0.1	0	6	18.3	3.3	6.7	0	0	6	0	3.3	1.7	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macropodia rostrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	
<i>Macropodia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.5	0	0	0	
<i>Magelona filiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Magelona johnstoni</i>	0.9	2.4	0.8	2.2	0	0	1.7	0	0	2	0	0	1.7	5	260	0	0	0	1.7	5	5	3.3	2	0	0.5	0	0	0	
<i>Magelona mirabilis</i>	9.2	10.6	4.3	1.3	0	0	3.3	1.7	0	2	0	0	0	0	1.7	0	0	0	13.3	6.7	0	1.7	0	6.7	0	6	0	4	
<i>Magelona</i> sp.	0.4	0.2	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Malacoceros</i> sp.	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Malacoceros tetracerus</i>	0	0	0	0	8.3	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Malingrenia bicki</i>	0	0	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	8.3	1.7	0	0	378.3	173.3	0	0	0	0	0	10	198	0	0	0	
<i>Malingreniella arenicolae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Mediomastus fragilis</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	10	0	0	36.7	93.3	0	0	0	0	0	0	3.3	25.5	0	0	0	
<i>Micropiththalmus listensis</i>	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Micropiththalmus similis</i>	0	10	2.5	2.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17.5	0	0	0	
<i>Micropiththalmus</i> sp.	0	0.6	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	8.3	0	0	0	0	0	0	0	11.5	0	0	0	

Taxon	A	B	B2	C	DK1	DK2	DK3	DK4	DK5	NA1	NA2	NA3	NDS01	NDS02	NDS03	NDS04	NDS05	NDS06	NDS07	NDS08	NDS09	NDS10	NDS11	NDS12	NDS13	SA1	SA2	SA3
<i>Protodrilus kellersteini</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0
<i>Pseudopolydora pulchra</i>	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0
<i>Pygospio elegans</i>	1.9	0.2	0	0.9	1486.7	2476	3.3	0	23.3	0	0	108	0	0	0	0	1.7	0	0	0	1.7	0	0	236.7	42	0	0	2
<i>Scolecopsis (Scolecopsis) foliosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0
<i>Scolecopsis ? mesnili</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scolecopsis bonnierii</i>	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scolecopsis foliosa</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scolecopsis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scolecopsis squamata</i>	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scolecopsis armiger</i> agg.	22.5	47.1	11.6	1.3	206.7	312	151.7	30	1.7	22	2	90	23.3	148.3	0	6.7	125	316.7	0	6.7	0	3.3	2	83.3	99	18	0	28
<i>Scolecopsis sp.</i>	0	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scruparia ambigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sigalion mathildae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Siphonenteron bilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spio decorata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spio filicornis</i>	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spio goniocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1.7	0	0	46.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spio martinensis</i>	22.8	63.1	12.1	26.7	20	150	6.7	88.3	6.7	22	0	20	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	5	2	33.3	4	16	0	0
<i>Spio sp.</i>	0	0.4	0.1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	2	0	0	0	0	0
<i>Spio symphyta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	5	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spionidae gen. sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0
<i>Spiophanes bombyx</i>	1.1	0	0.1	0	3.3	6	0	5	0	0	0	8	3.3	0	1.7	10	0	0	0	0	1.7	3.3	0	0	0	0	0	0
<i>Spiophanes kröyeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spisula elliptica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spisula solida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spisula subtruncata</i>	0	0.2	0	0	6.7	8	1.7	16.7	5	0	0	0	33.3	71.7	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Streblospio benedicti</i>	0	0	0	0	473.3	1850	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	1	0	0	0

Taxon	A	B	B2	C	DK1	DK2	DK3	DK4	DK5	NA1	NA2	NA3	NDS01	NDS02	NDS03	NDS04	NDS05	NDS06	NDS07	NDS08	NDS09	NDS10	NDS11	NDS12	NDS13	SA1	SA2	SA3
<i>Streptospio shrubsolii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	1	0	0	0
<i>Streptosyllis websteri</i>	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanaissus liljeborgi</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tellinmya ferruginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Terebellidae gen. sp.</i>	0	0.2	0.7	0.3	3.3	0	0	0	0	0	0	0	8.3	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26.5	0	0	0
<i>Tharyx killarjensis</i>	0	0	0	0.5	21.7	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	130	196.7	0	0	0	0	0	0	33.3	30	0	0	0
<i>Tharyx robustus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0
<i>Tharyx sp.</i>	0	0	0	1.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	170	110	0	0	0
<i>Thia scutellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Travisia forbesii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificinae gen. sp.</i>	0	0	0	1.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.3	0	318.3	631.7	0	0	1.7	0	0	0	16.7	105.5	0	0	0
<i>Tubificoides benedii</i>	0	0	0	0.9	383.3	8	0	0	1.7	0	4	12	0	0	0	23.3	51.7	0	0	0	0	0	0	30	43	0	0	0
<i>Tubificoides brownae</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26.7	16.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificoides pseudogaster</i> agg.	0	0.2	0	0	48.3	82	1.7	0	10	0	0	0	0	0	0	105	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0
<i>Tubulanus polymorphus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubulanus sp.</i>	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turbellaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Urothoe brevicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Urothoe poseidonis</i>	0.9	1.2	0.2	0.4	0	0	5	1.7	0	0	0	0	8.3	26.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.3	0	0	0	0
<i>Veneridae gen. sp.</i>	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.5	0	0	0
<i>Venerupis corrugata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	16	0	1.7	0	6.7	3.3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Tabelle Anhang 3 : Endobenthosprobennahme in der Gradientenanalyse.

Station	Datum	Anzahl Greiferproben insgesamt
Dänemark		
DK1	12.-13.8.2019	6
DK2	12.-13.8.2019	5
DK3	12.-13.8.2019	6
DK4	12.-13.8.2019	6
DK5	12.-13.8.2019	6
Schleswig-Holstein		
A	15.-31.7.2019	54
B	15.-31.7.2019	49
B2	9.-26.7.2021	100
NA1	5.-7.8.2019	5
NA2	5.-7.8.2019	5
NA3	5.-7.8.2019	5
SA1	5.-7.8.2019	5
SA2	5.-7.8.2019	5
SA3	5.-7.8.2019	5
Niedersachsen		
C	10.-25.10.2021	76
NDS01	2.-3.09.2020	6
NDS02	2.-3.09.2020	6
NDS03	2.-3.09.2020	6
NDS04	2.-3.09.2020	6
NDS05	22.09.2020	6
NDS06	22.09.2020	6
NDS07	23.10.2020	6
NDS08	23.10.2020	6
NDS09	28.10.2020	6
NDS10	28.10.2020	6
NDS11	28.10.2020	5
NDS12	10.-25.10.2021	3
NDS13	10.-25.10.2021	20

Tabelle Anhang 4: Endofauna Affinität zu Schlickgehalt, Fischereiintensität und natürlicher Störung

Taxon	FishEff2	Mud	NatDist
<i>Alitta succinea</i>	0.65	0.46	-0.24
<i>Aricidea minuta</i>	-0.56	0	-0.19
<i>Bathyporeia elegans</i>	-0.04	-0.54	0.53
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	-0.21	-0.72	0.66
<i>Bathyporeia pelagica</i>	-0.54	-0.5	0.31
<i>Bathyporeia sarsi</i>	-0.56	-0.51	0.33
<i>Capitella capitata</i> agg.	-0.19	-0.09	0.03
<i>Capitella minima</i>	-0.48	0.49	-0.65
<i>Cerastoderma edule</i>	-0.74	-0.08	-0.18
<i>Ensis leei</i>	0.22	0.64	-0.57
<i>Eteone longa</i>	-0.06	0.27	-0.29
<i>Eumida bahusiensis</i>	0.47	0.29	-0.13
<i>Eumida sanguinea</i>	-0.01	0.4	-0.4
<i>Eunereis longissima</i>	0.52	0.45	-0.27
<i>Fabulina fabula</i>	-0.1	-0.79	0.76
<i>Gattyana cirrhosa</i>	0.37	0.32	-0.19
<i>Glycera tridactyla</i>	0.85	0.17	0.12
<i>Heteromastus filiformis</i>	0.2	0.41	-0.34
<i>Kurtiella bidentata</i>	0.39	0.43	-0.3
<i>Lanice conchilega</i>	0.29	0.27	-0.18
<i>Limecola balthica</i>	-0.06	0.11	-0.13
<i>Macomangulus tenuis</i>	-0.26	-0.23	0.14
<i>Magelona johnstoni</i>	0.23	-0.63	0.72
<i>Magelona mirabilis</i>	-0.1	-0.48	0.45
<i>Malmgrenia bicki</i>	1	0.4	-0.05
<i>Mediomastus fragilis</i>	0.75	0.54	-0.29
<i>Microphthalmus similis</i>	-0.51	-0.52	0.35
<i>Myrianida sanmartini</i>	0.17	0.57	-0.51
<i>Nephtys caeca</i>	-0.12	-0.21	0.17
<i>Nephtys cirrosa</i>	0.04	-0.28	0.29
<i>Nephtys hombergii</i>	-0.08	-0.04	0.01
<i>Nephtys kersivalensis</i>	-0.67	-0.61	0.4
<i>Ophelia</i> sp.	0.14	-0.67	0.72
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0.15	0.47	-0.42
<i>Polydora cornuta</i>	0.1	0.54	-0.51
<i>Pontocrates altamarinus</i>	-0.28	-0.46	0.37
<i>Pygospio elegans</i>	-0.38	0.4	-0.52
<i>Scoloplos armiger</i> agg.	-0.05	0.01	-0.03
<i>Spio martinensis</i>	-0.42	-0.2	0.06
<i>Spiophanes bombyx</i>	-0.05	-0.21	0.19
<i>Spisula subtruncata</i>	-0.19	0.38	-0.45

Taxon	FishEff2	Mud	NatDist
<i>Tharyx killariensis</i>	0.37	0.75	-0.63
<i>Tubificoides benedii</i>	0.05	0.63	-0.62
<i>Tubificoides pseudogaster</i> agg.	-0.24	0.84	-0.93
<i>Urothoe poseidonis</i>	-0.03	-0.5	0.49

Tabelle Anhang 5 : Modelldiagnostik in der Redundanzanalyse für Arten mit einer Gesamtfrequenz > 0.03 und veränderten Annahmen zur Fischereiintensität an den dänischen Stationen DK1-DK5. An den dänischen Stationen ein Wert von 10 h a⁻¹ km⁻² angenommen

Modell	Mit natürlicher Störung	
Keine Umweltfaktoren	Erklärte Varianz durch Umweltfaktoren	AIC
	0 %	83.1
Ton/Silt, Fischerei und nat. Störung/morph. Raum	Gesamtmodell	22.1 % P=0.002
	Ton/Silt	10.2 % P=0.004
	Fischerei_DK_10h	8.7 % P=0.015
	Nat. Störung	3.2 % P=0.33
		82.2

Tabelle Anhang 6 : Ergebnisse für Test 1 und Test 2 als Permutationstest für Arten und Anzahl der Permutationen P pro Test einschließlich der Ergebnisse für Teilflächen A und B

Teilfläche	Taxon	Perm. Test 1	P Test 1	Perm. Test 2	P Test 2
A	<i>Bathyporeia pelagica</i>	0.317	20	0.011*	>10e5
A	<i>Bathyporeia sarsi</i>	0.105	20	0.054 ^Δ	>10e5
A	<i>Nephtys cirrosa</i>	0.317	20	0.001***	>10e5
A	<i>Nephtys hombergii</i>	0.072 ^Δ	20	0.406	>10e5
A	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	0.637	20	0.001***	>10e5
A	<i>Spio martinensis</i>	1	20	0.25	>10e5
B	<i>Bathyporeia pelagica</i>	0.822	20	0.02**	>10e5
B	<i>Bathyporeia sarsi</i>	0.127	20	0.295	>10e5
B	<i>Nephtys cirrosa</i>	0.817	20	0.98	>10e5
B	<i>Nephtys hombergii</i>	1	20	0.003**	>10e5
B	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	0.827	20	0.327	>10e5
B	<i>Spio martinensis</i>	0.827	20	0.026	>10e5
B2	<i>Bathyporeia pelagica</i>	0.519	184756	0.044*	>10e5
B2	<i>Bathyporeia sarsi</i>	0.845	184756	0.444	>10e5
B2	<i>Nephtys cirrosa</i>	0.034*	184756	0.187	>10e5
B2	<i>Nephtys hombergii</i>	0.317	184756	0.779	>10e5
B2	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	0.015*	184756	0.391	>10e5
B2	<i>Spio martinensis</i>	0.037*	184756	0.628	>10e5
C	<i>Bathyporeia pelagica</i>	0.289	24310	0.21	>10e5
C	<i>Bathyporeia sarsi</i>	0.23	24310	0.477	>10e5
C	<i>Nephtys cirrosa</i>	0.671	24310	0.624	>10e5
C	<i>Nephtys hombergii</i>	0.171	24310	0.003**	>10e5
C	<i>Scoloplos armiger</i> agg.	0.765	24310	0.003**	>10e5
C	<i>Spio martinensis</i>	0.616	24310	0.015**	>10e5

7.4 Abbildungen

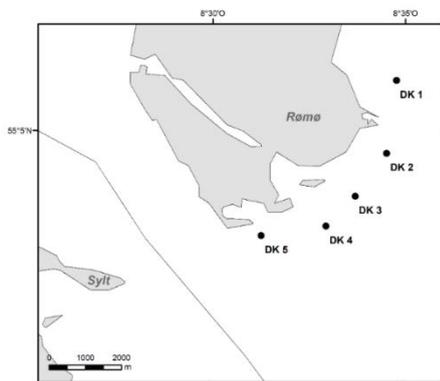


Abbildung Anhang 6 : Lage der Stationen im dänischen Wattenmeer südwestlich von Rømø (DK). Reise: FS Egon P, 12.–13.08.2019. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

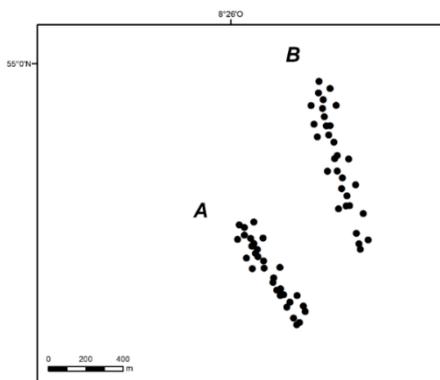


Abbildung Anhang 7: Lage der Stationen in der Lister Ley (Flächen A, B). Reise: FS Mya II, 15.–31.07.2019. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

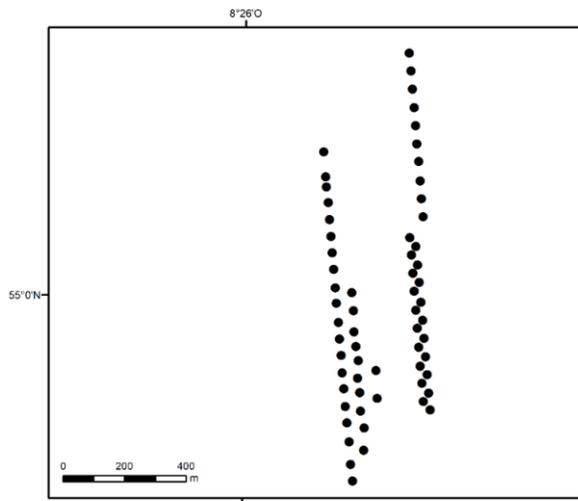


Abbildung Anhang 8: Lage der Stationen in der Lister Ley (Fläche B2). Reise: FS *Mya II*, 09.–26.07.2021. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

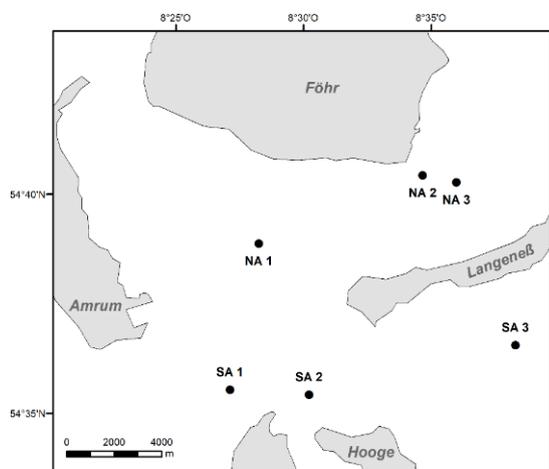
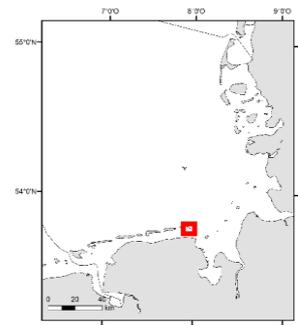
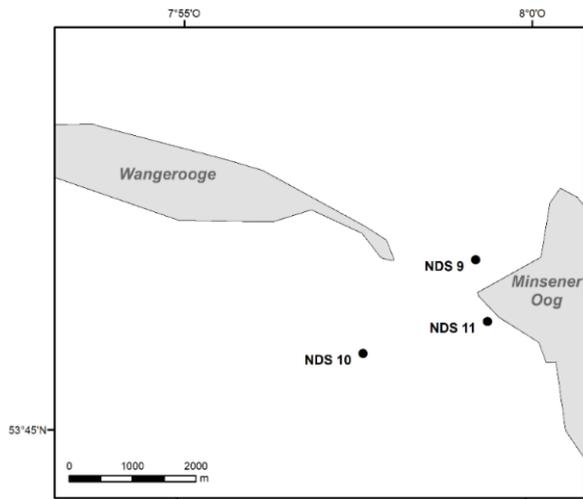
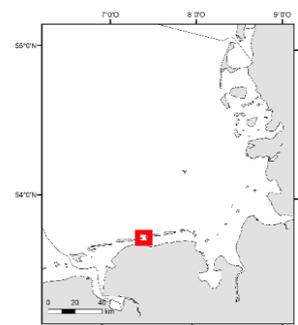
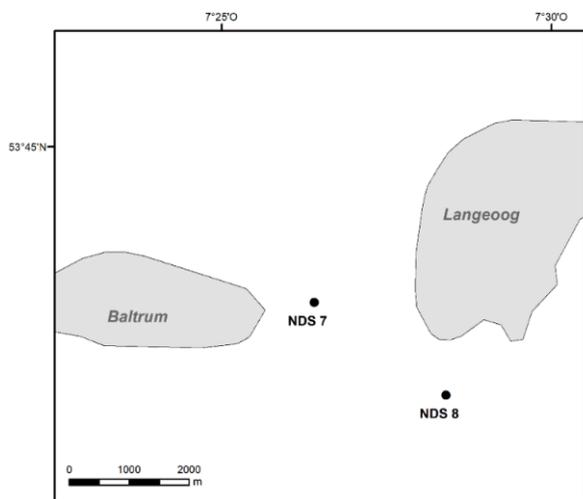


Abbildung Anhang 9: Lage der Stationen in Norderaue (NA) und Süderaue (SA). Reise: FK *Heimdall*, 05.–07.08.2019. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.



**Abbildung Anhang 10: Lage der Stationen in der Blauen Balje (NDS 9–11). Reise: FK *Uranus*, 28.10.2020.
KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.**



**Abbildung Anhang 11: Lage der Stationen in der Accumer Ee (NDS 7–8). Reise: FK *Uranus*, 23.10..2020.
KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.**

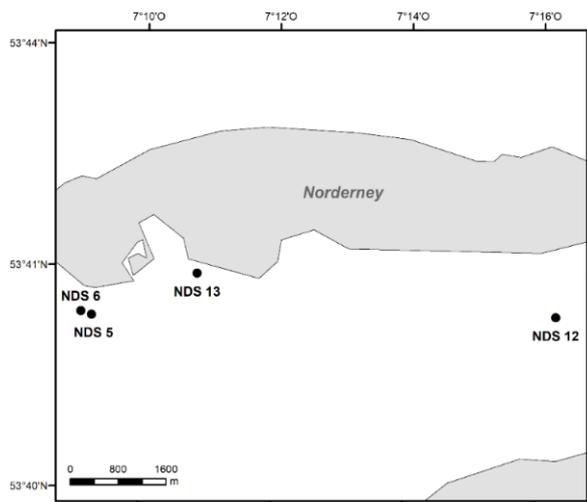


Abbildung Anhang 12: Lage der Stationen südlich von Norderney (NDS 5–6: FFS *Clupea*, Reise 345, 07.09.2020; FK *Uranus*, 22.10.2020; NDS 12–13: FK *Uranus*, 10.–25.10.2021). KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

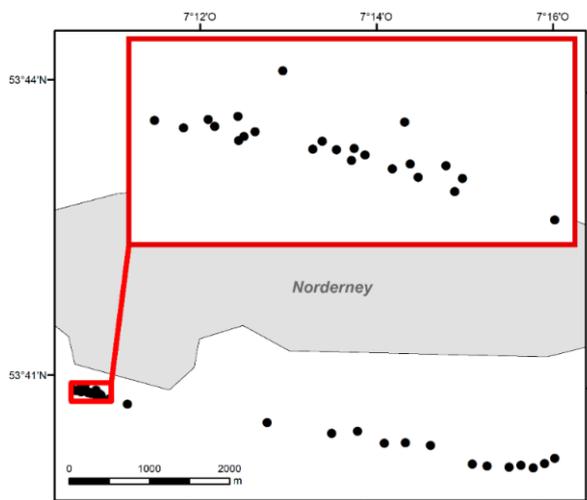


Abbildung Anhang 13: Lage der Endofauna-Stationen in Fläche C südlich von Norderney. Reise: FK *Uranus*, 10.–25.10.2021. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

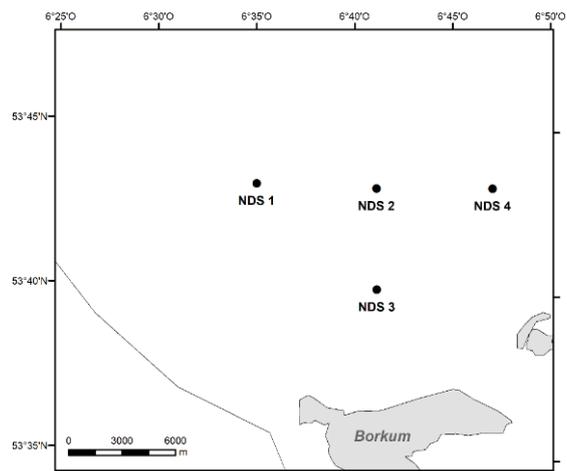


Abbildung Anhang 14: Lage der Stationen seawärts nördlich (*offshore*) von Borkum (NDS 1–4). Reise: 345 FFS *Clupea*, 02.–03.09.2020. KRS: ETRS 1989 UTM Zone 32.

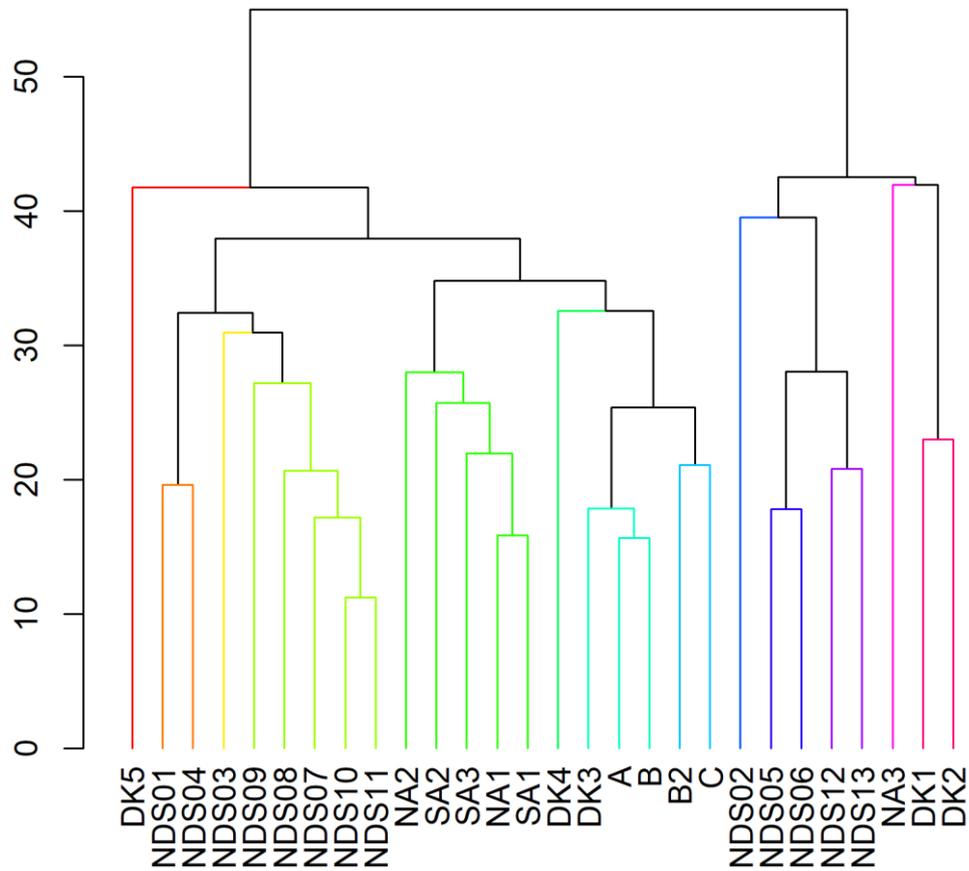


Abbildung Anhang 15 SIMPROF-Analyse der GA-Daten für Endofauna. Transformation 4. Wurzel, Bray-Curtis-Ähnlichkeitsindex. Signifikante Cluster farblich abgesetzt ($p < 0.05$).

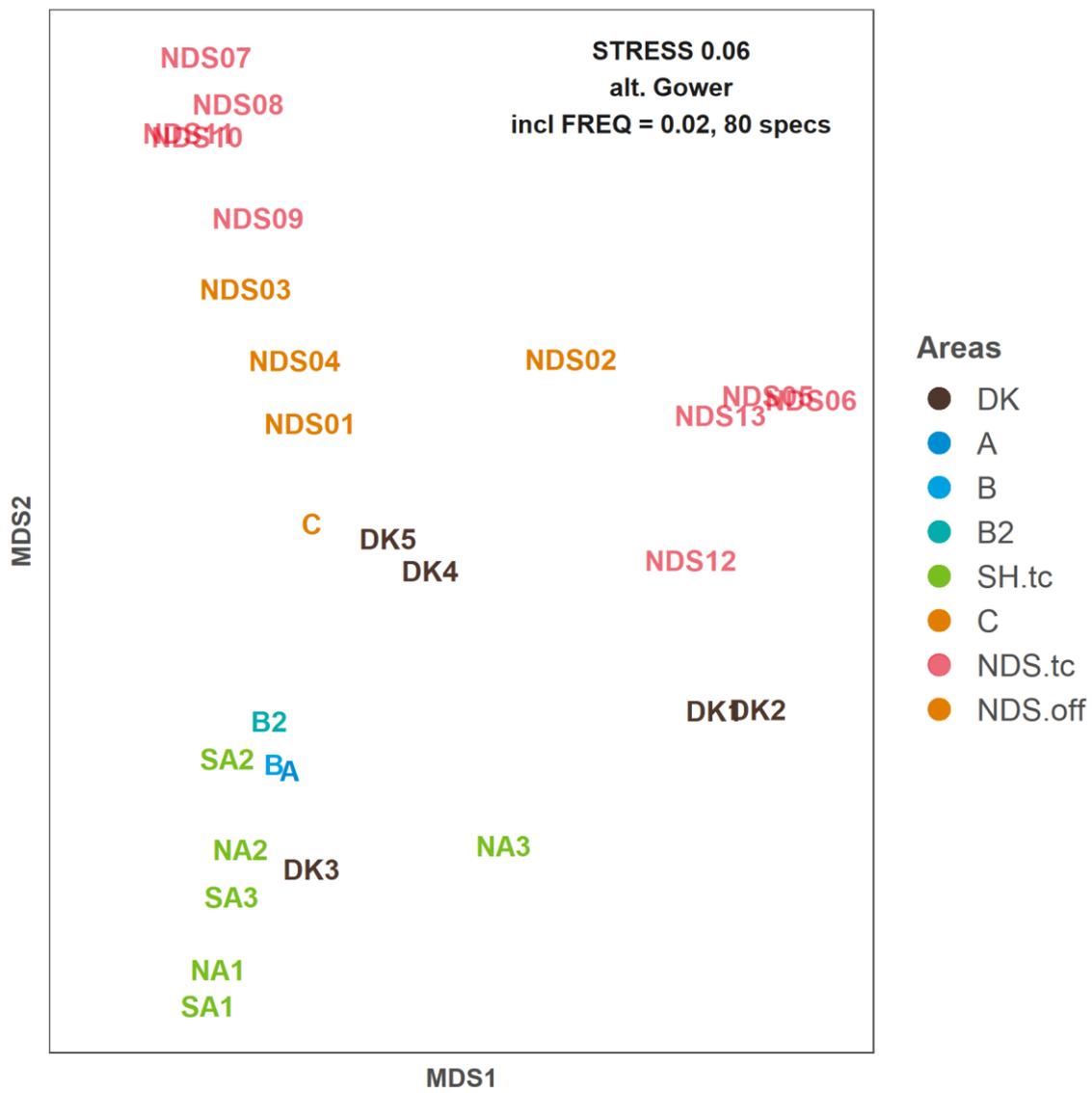


Abbildung Anhang 16: Endofauna MDS mit 80 Arten, Mindestfrequenz des Vorkommens 0.02, alternativer Gower-Ähnlichkeitsindex

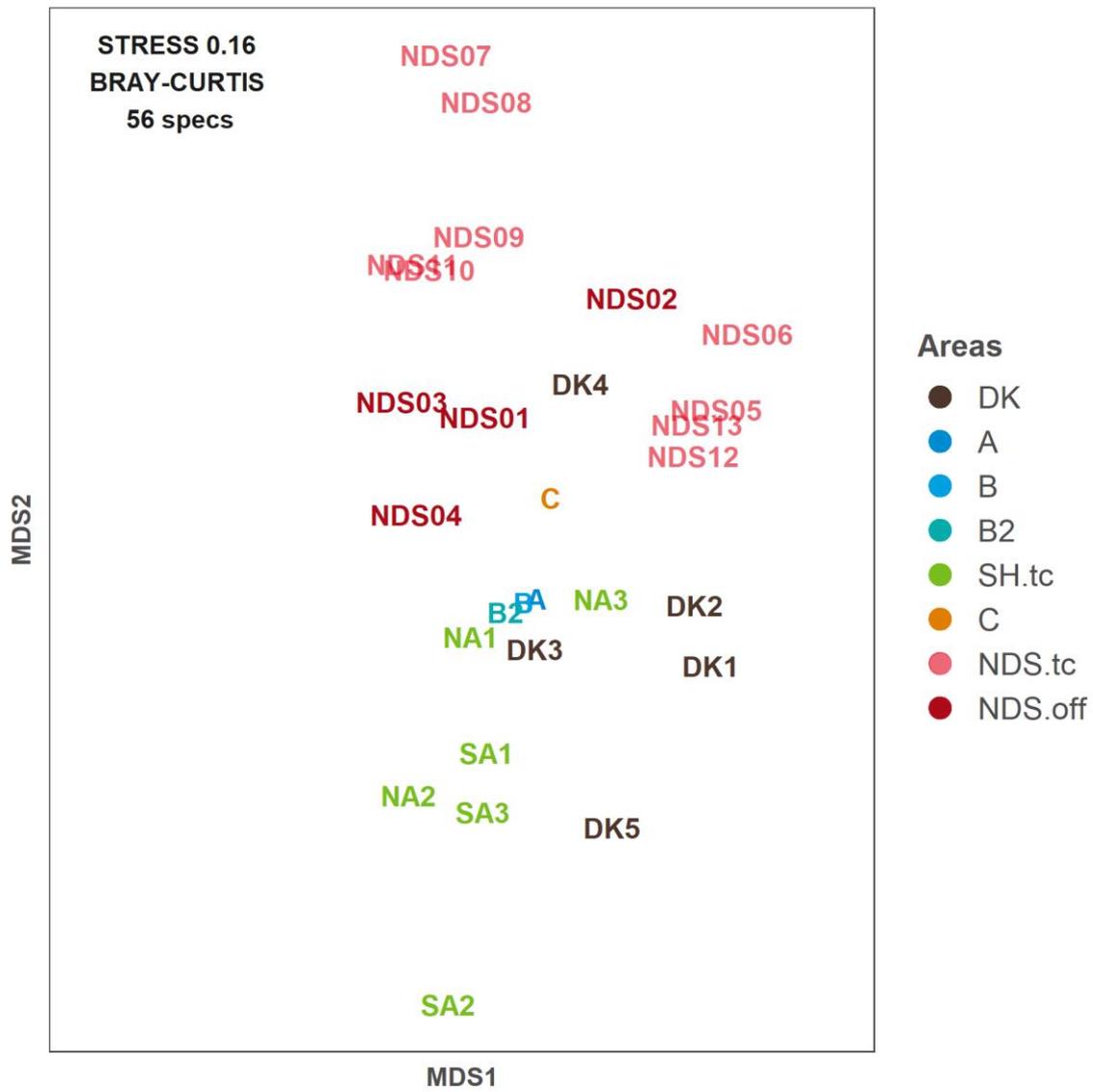


Abbildung Anhang 17: Endofauna MDS mit 56 Arten, Bray-Curtis-Ähnlichkeitsindex

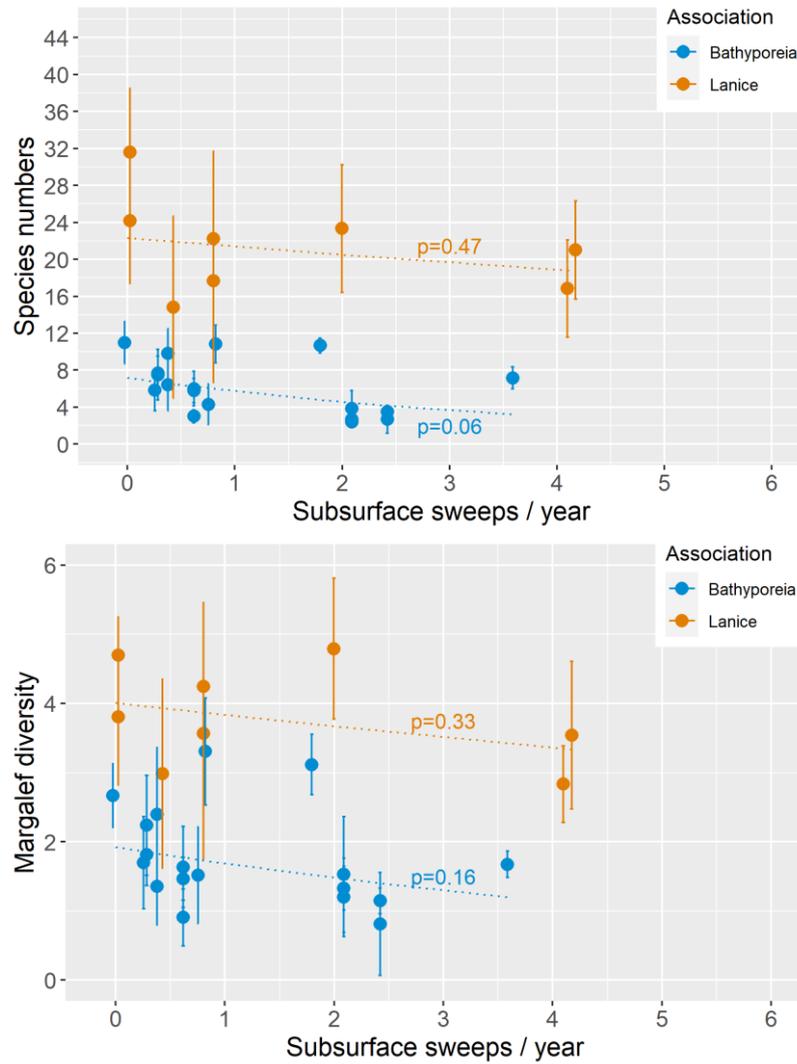


Abbildung Anhang 18: Beziehung zwischen Diversitäts-Indices Artenzahl (oben) und Margalef-Diversität (unten) und Fischereiintensität in Form von Einwirkungen auf den Unterboden ('*subsurface sweeps*'). n.s. = nicht signifikant, Darstellung wie bei van Loon et al. [85]. Gleichung für die Regressionsgerade $y=ae^{-bx}$.

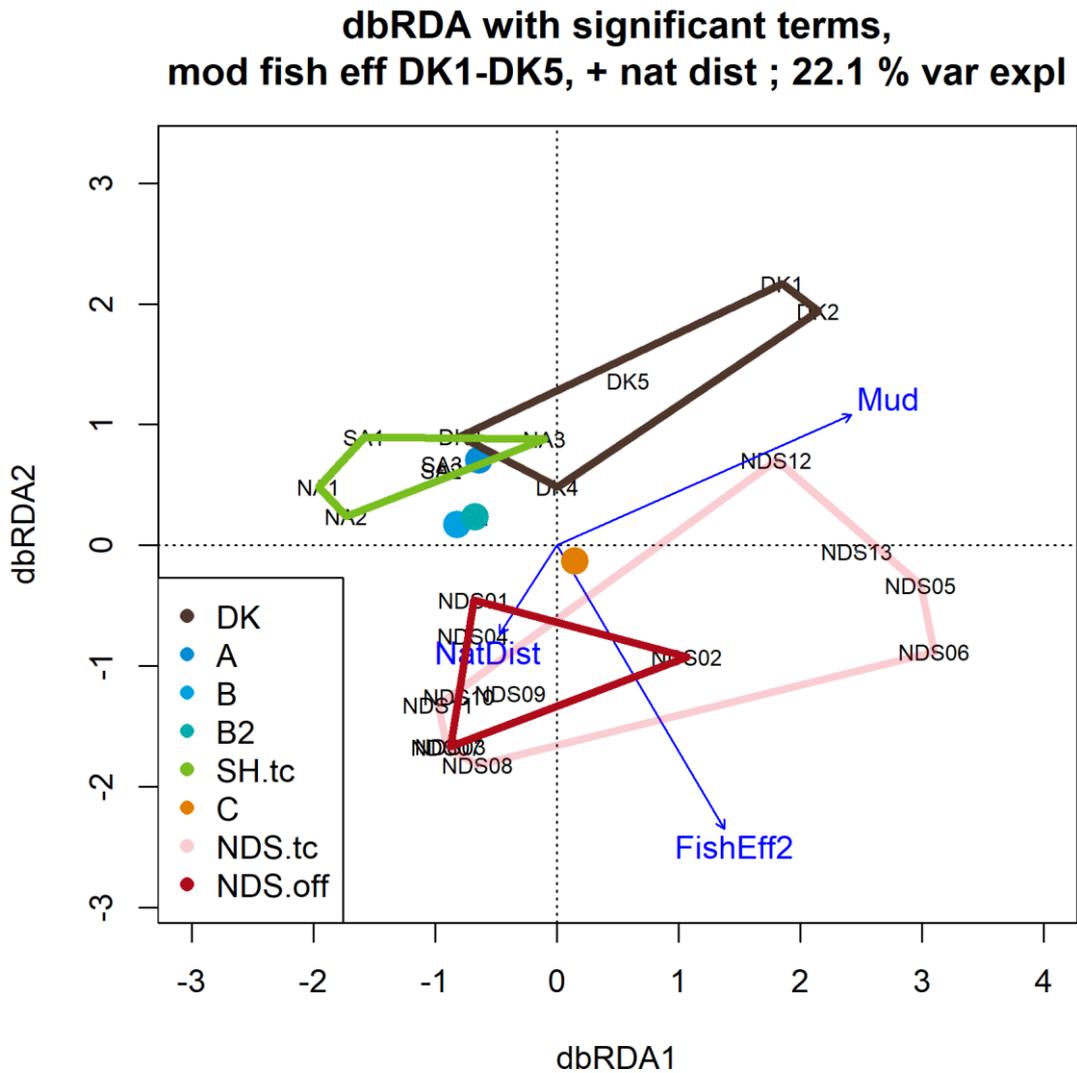


Abbildung Anhang 19 : Sensitivitätsanalyse der Wechselwirkungen zwischen faunistischer Gemeinschaftsstruktur und 3 Umweltfaktoren unter der Annahme, dass ein geringer Fischereiaufwand von $10 \text{ h a}^{-1} \text{ km}^{-2}$ an DK1-DK5 vorliegt.

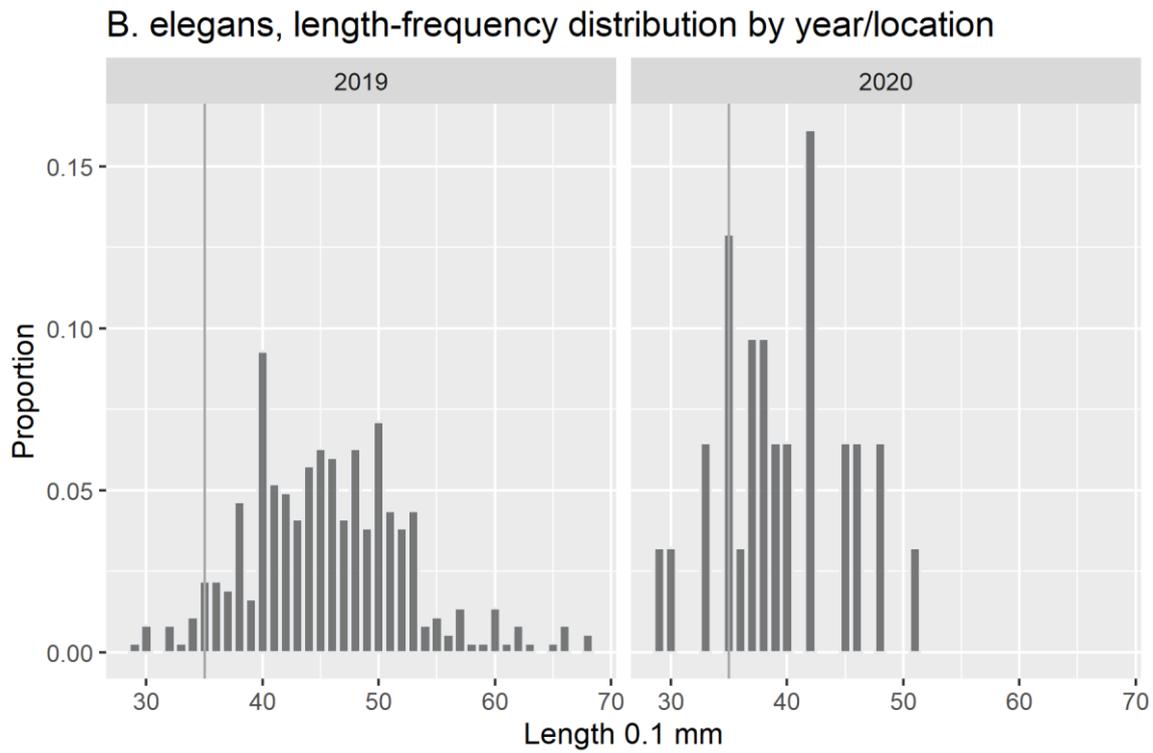


Abbildung Anhang 20 : Längenverteilung von *Bathyporeia elegans* in Juli-August 2019 (DK3, Sylt A, B, Norderau NA1-NA3) als nördlichem Abschnitt und September 2020 (NDS01-NDS04) als südlichem Abschnitt. $n_{2019}=366$, $n_{2020}=31$, Vertikallinie bei 3.5 mm ist Trennlinie für weibliche Juvenile.

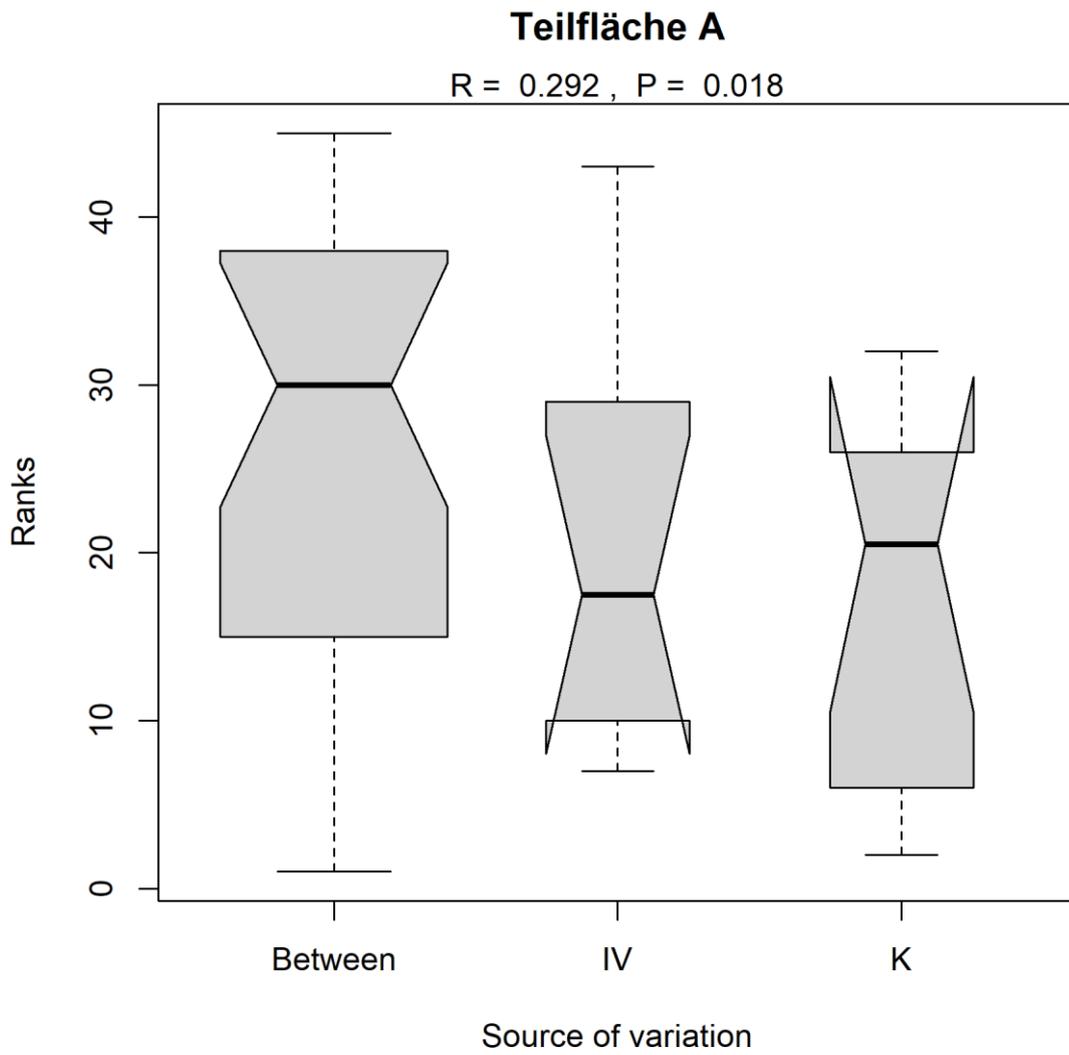


Abbildung Anhang 21: Epifauna ANOSIM-Boxplot für Teilfläche A

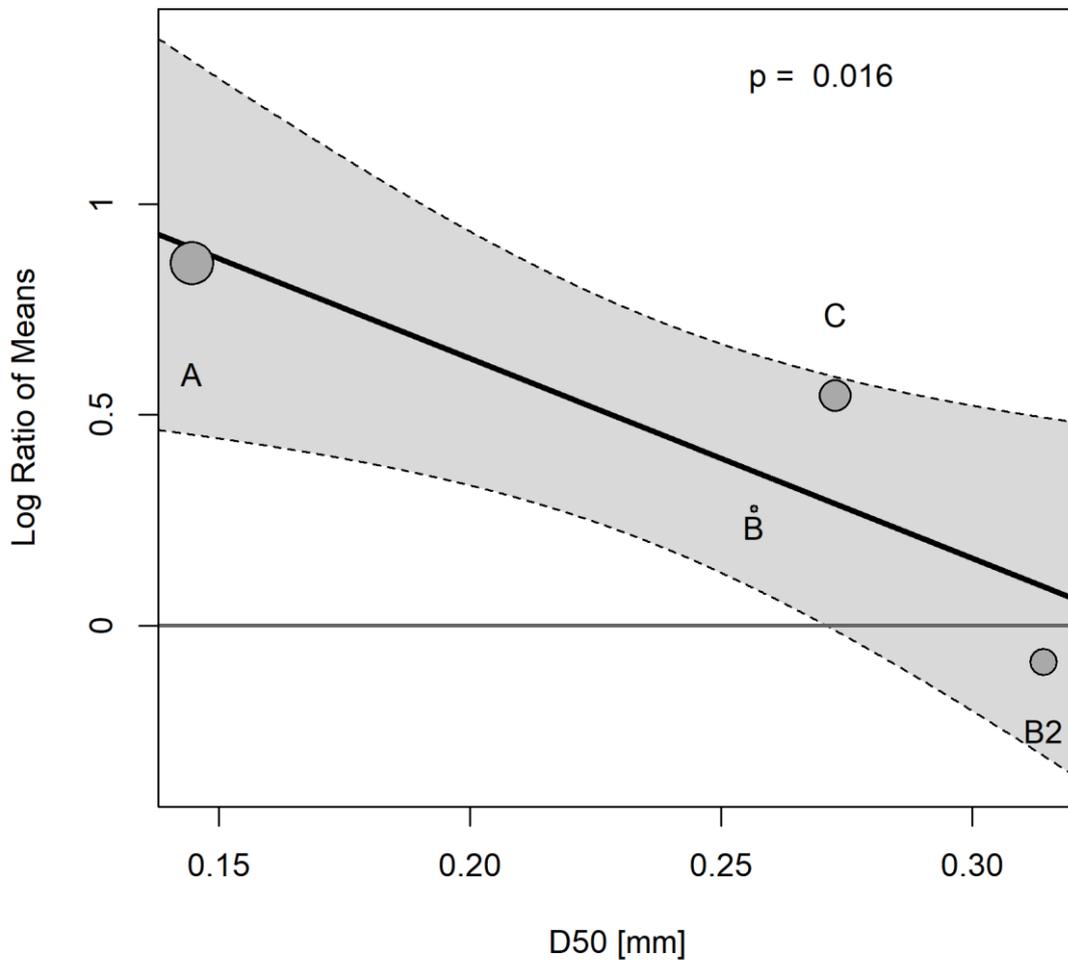
Endofauna effect size vs. grain size model D50

Abbildung Anhang 22: Endofaunaregressionsmodell Meta-Analyse für Abundanzeffekte bei S_IV gegen D50 für die Flächen A, B, B2 und C. Test auf Heterogenität $p=0.47$.

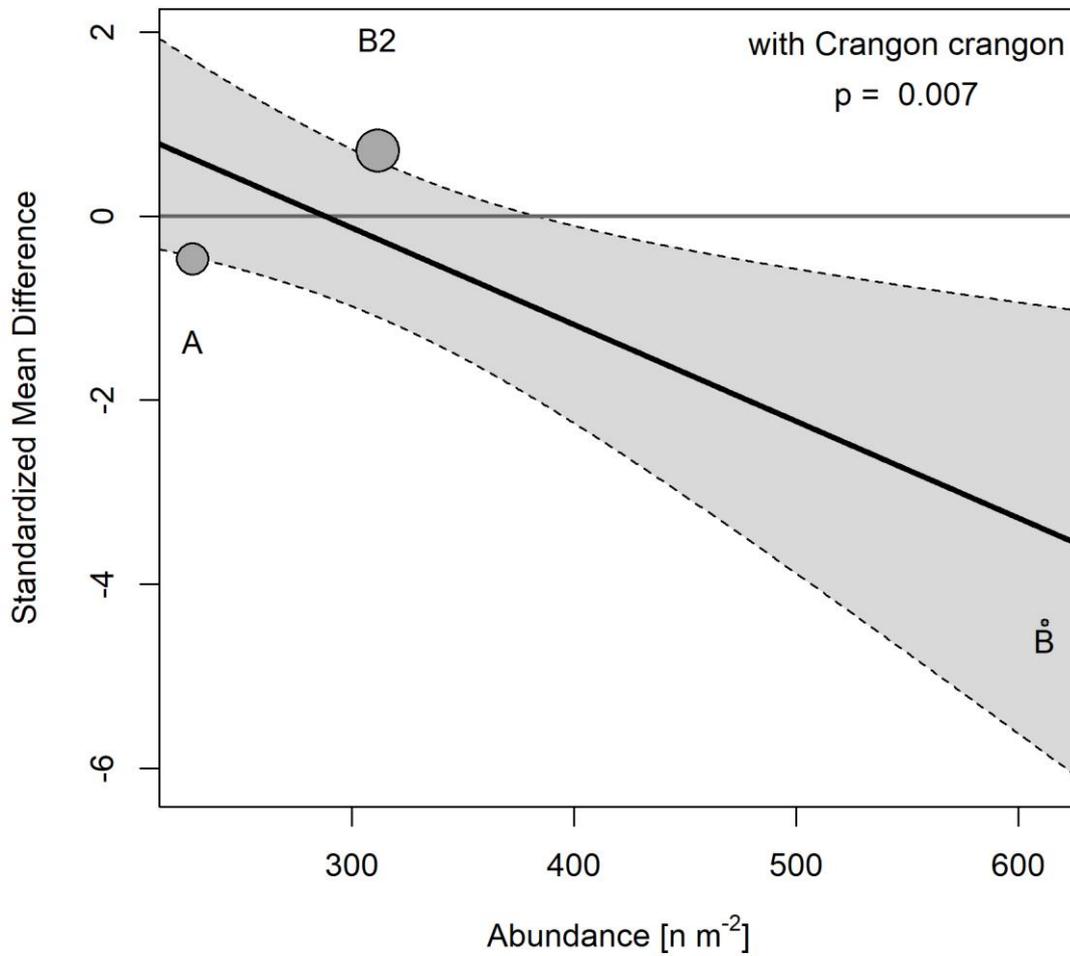
Epifauna S_IV effect size vs. endofauna abundance

Abbildung Anhang 23: Epifaunaregressionsmodell Meta-Analyse für Abundanzeffekte bei S_IV gegen Endofaunaabundanz für die Flächen A, B und B2.

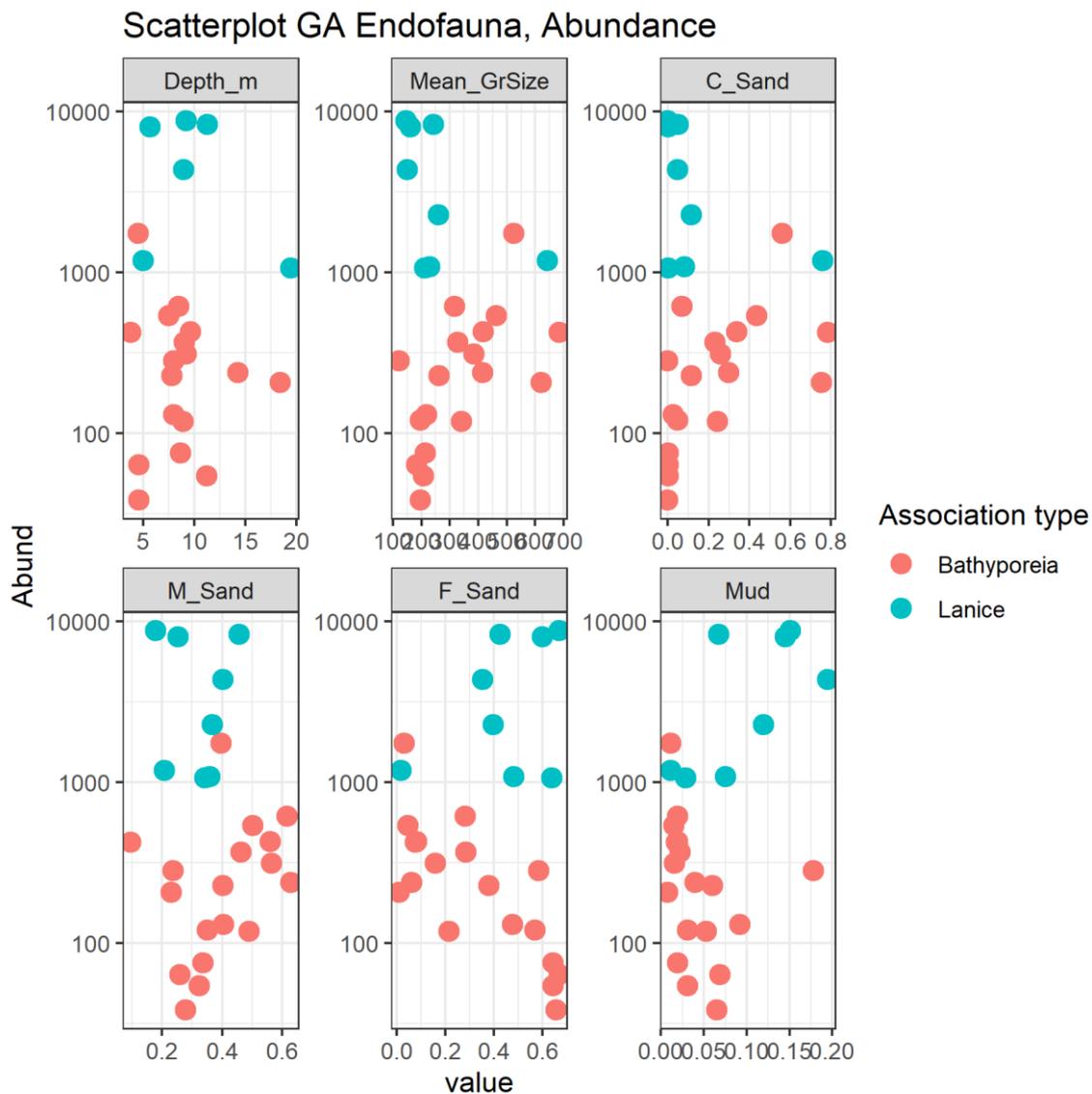


Abbildung Anhang 24: GA Scatterplot Endofaunabundanz gegen Wassertiefe (Depth_m) und Sedimentparameter.

Mean_GrSize – mittlere gemessene Korngröße [μm]; C_, M_, F_ - Grob-, Mittel- und Feinsandanteil [%], Mud – Schlickgehalt [%]

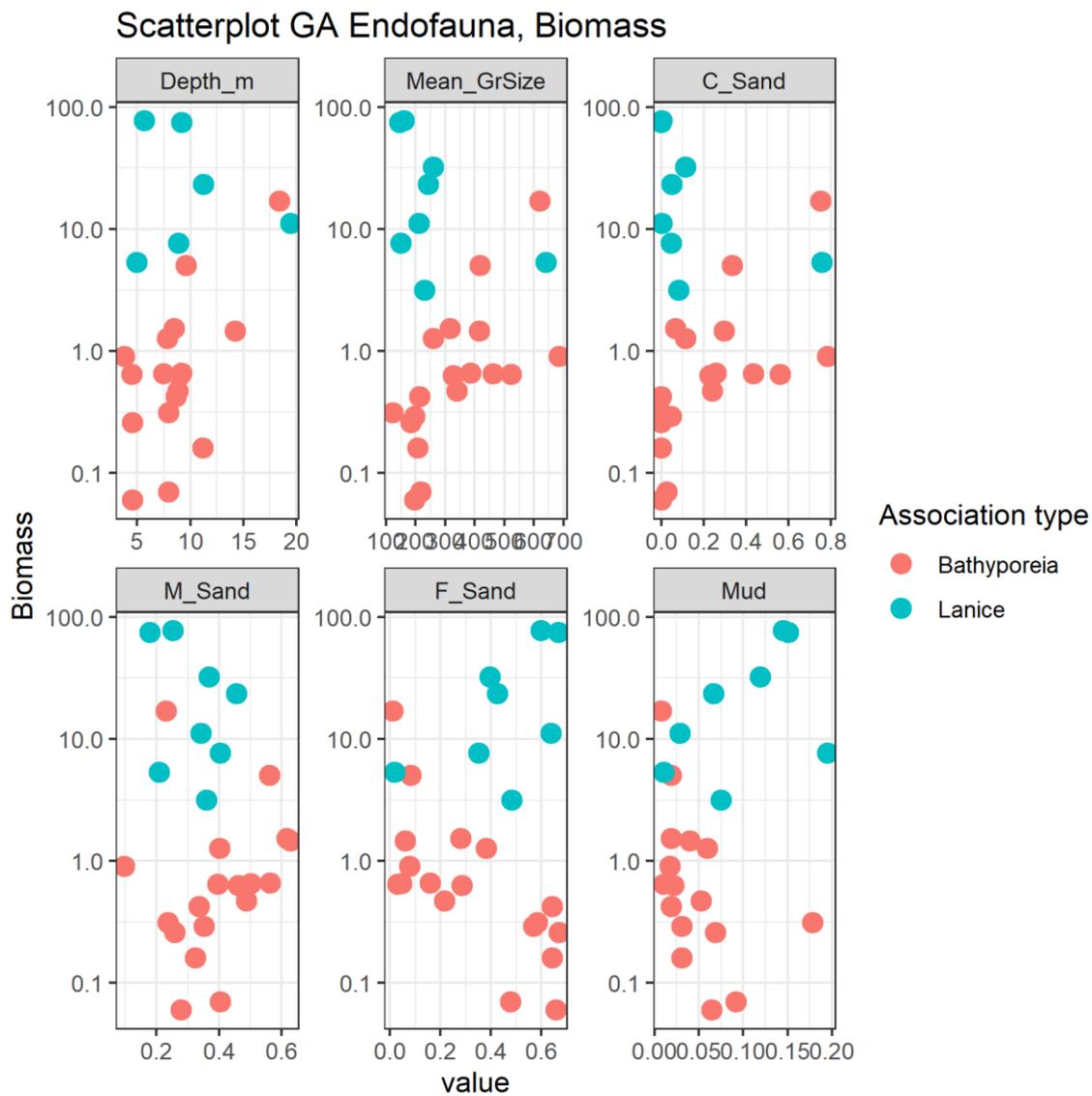


Abbildung Anhang 25: GA Scatterplot Endofaunbiomasse gegen Wassertiefe (Depth_m) und Sedimentparameter.

Mean_GrSize – mittlere gemessene Korngröße [μm]; C_, M_, F_ - Grob-, Mittel- und Feinsandanteil [%],
Mud – Schlickgehalt [%]

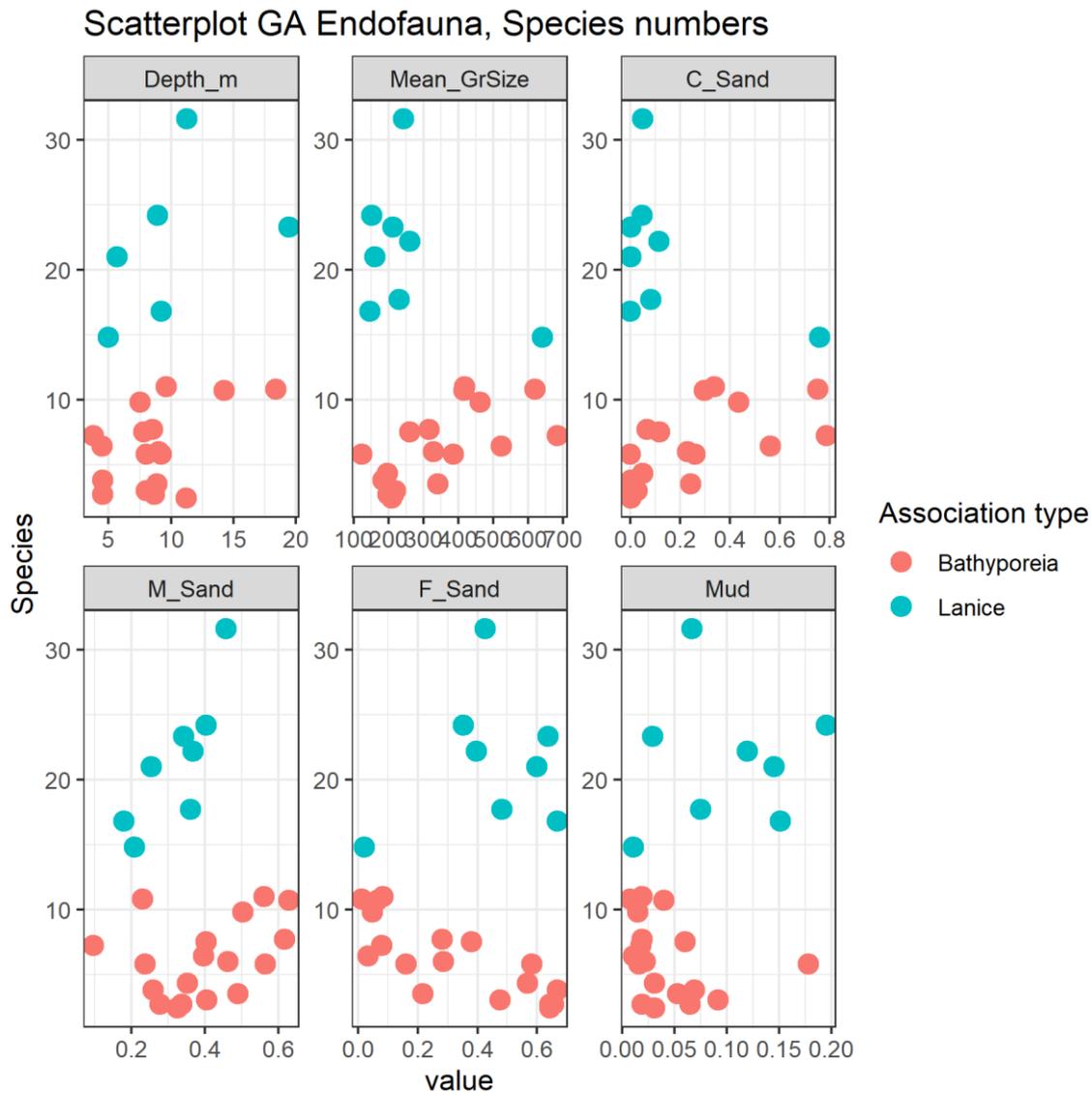


Abbildung Anhang 26: GA Scatterplot Endofaunaartenzahlen gegen Wassertiefe (Depth_m) und Sedimentparameter.

Mean_GrSize – mittlere gemessene Korngröße [μm]; C_, M_, F_ - Grob-, Mittel- und Feinsandanteil [%],
Mud – Schlickgehalt [%]

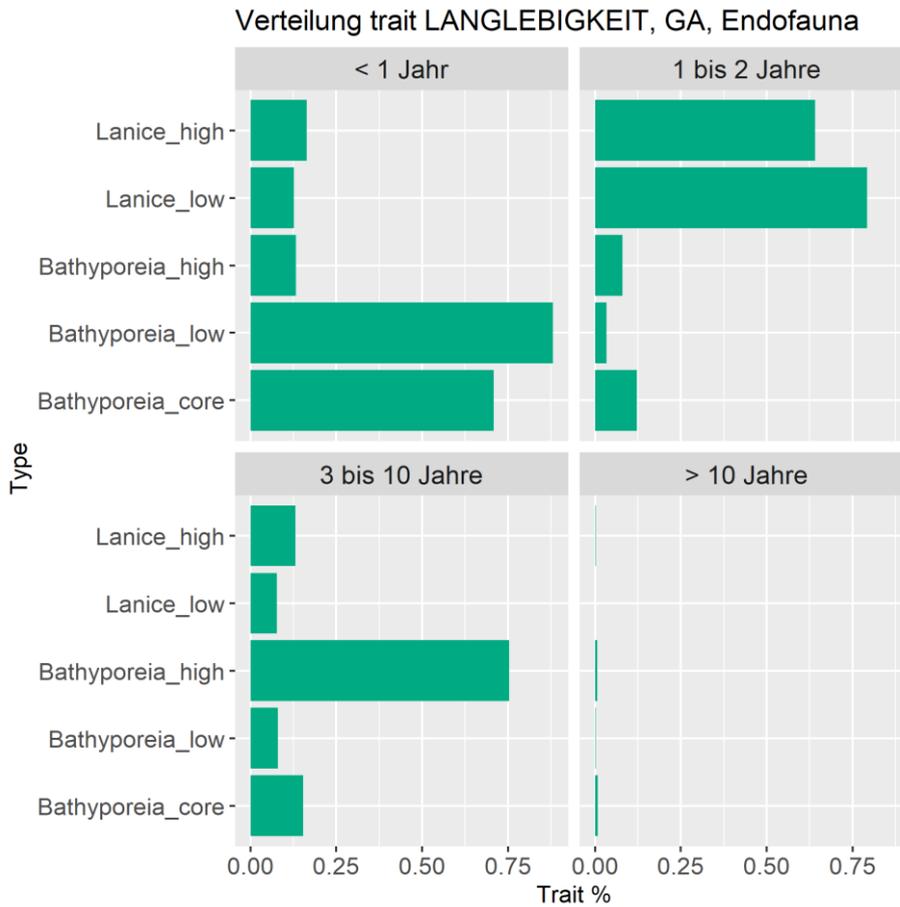


Abbildung Anhang 27 : Histogrammdarstellung des biologischen Merkmals ('trait') Langlebigkeit in der Gradientenanalyse (GA).

7.5 Code

7.5.1 Beispiel: example-for-meta-analysis.R

H. FOCK

2023-02-01

```

library(dplyr)
library(RODBC)
library(reshape2)

'%notin%' <- Negate('%in%')

#####
# EPIFAUNA ABUNDANCE DIFFERENCES, nominal 4fold impact, see Fig./Abb.66
#                               reading      data      before
#                               then        removing  fish
#####

sampling <- odbcConnectExcel2007("Q:/Kopdaten/CRANIMPACT-Projekt/3_Probendaten/Arbeitstabelle_Ep
ifauna_.xlsx")
epifauna <- sqlFetch(sampling, "Tabelle1")
close(sampling)
epifauna <- epifauna[which(epifauna$TAX_GROUP != "Actinopterygii"), 1:11]

epi.biom.station0 <- epifauna %>%
  #filter(TAXON != "Crangon crangon") %>%
  group_by(STATID)
  summarize(
    totalbiomass = sum(BM, na.rm=T),
    totalabundance = sum(ABUND, na.rm=T)
  )
#####
# List of factors

List.of.factors1 <- strsplit(as.character(epi.biom.station0$STATID), "_")
station1 <- NA
for(i in 1:length(List.of.factors1)){
  station1[i] <- List.of.factors1[[i]][1]
}
type1 <- NA
for(i in 1:length(List.of.factors1)){
  type1[i] <- List.of.factors1[[i]][2]
}
area1 <- NA
for(i in 1:length(List.of.factors1)){
  area1[i] <- List.of.factors1[[i]][3]
}
trtmnt1 <- NA
for(i in 1:length(List.of.factors1)){
  trtmnt1[i] <- List.of.factors1[[i]][4]
}

```

```

      year1
      for(i
        year1[i]
      }
    }
  }

  NA
  1:length(List.of.factors1)){
  List.of.factors1[[i]][5]
}

epi.biom.station0 <- cbind(epi.biom.station0, type1, area1, trtmnt1)

#####
# Meta - Analysis
#####

library(metafor)

library(esc)

zwischen <- epi.biom.station0[which(epi.biom.station0$type1 %in% c("T0", "T-5", "T-3", "T-2")),]

dataT0 <- group_by(zwischen, area1, trtmnt1) %>%
  summarize(
    T0_abun=mean(totalabundance),
    T0_biom=mean(totalbiomass)
  )

zwischen <- epi.biom.station0[which(epi.biom.station0$type1 %notin% c("T0", "T-5", "T-3", "T-2")
),]

dataTRest <- group_by(zwischen, area1, trtmnt1, type1) %>%
  summarize(
    meanabunT=mean(totalabundance),
    meanbiomT=mean(totalbiomass)
  )

dataMeans <- group_by(zwischen, area1, trtmnt1) %>%
  summarize(
    meanABUN=mean(totalabundance),
    meanBIOM=mean(totalbiomass)
  )

data.comb <- merge (dataTRest, dataT0, by=c("area1", "trtmnt1"), all.x=T)
data.comb <- merge (data.comb, dataMeans, by=c("area1", "trtmnt1"), all.x=T)

data.comb$normdiffAbun <- (abs(data.comb$meanabunT-data.comb$T0_abun)/data.comb$meanABUN) ***2

test.means <- group_by(data.comb, area1, trtmnt1) %>%
  summarize(
    meanabun = mean(normdiffAbun),
    stdabun = sd(normdiffAbun),
    N=n()
  )

Abun.wd <- dcast(test.means, test.means$area1 ~ test.means$trtmnt1, value.var = "meanabun")
Abun.wdsd <- dcast(test.means, test.means$area1 ~ test.means$trtmnt1, value.var = "stdabun")
Abun.wdN <- dcast(test.means, test.means$area1 ~ test.means$trtmnt1, value.var = "N")

effects <- escalc(measure="SMD", slab=Abun.wd$`test.means$area1`,

```

```
# ROM ratio of means , SDM for stand mean diff
```

```

      m1i=
      n1i=
      sd1i=
      m2i=
      sd2i=
      n2i=
)

```

```
mod.1<-rma.mv(yi=effects$yi,V=effects$vi, mods= ~1 , method="REML",digits=4,data=effects)
mod.1
```

```
##
##      Multivariate      Meta-Analysis      Model      (k      =      3;      method:      Results
##
##      Variance      Components:      none
##
##      Test      for      Heterogeneity:
##      Q(df      =      2)      =      12.8016,      p-val      =      0.0017
##
##      Model      Results:
##
##      estimate      se      zval      pval      ci.lb      ci.ub      <U+200B>
##      -0.2743      0.4324      -0.6344      0.5258      -1.1217      0.5731
##
##
## Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Schlagwortregister

- BENTHIS-Projekt 29
- BfN
Bundesamt für Naturschutz 151
- BLMP
Bund-Länder-Messprogramm 17
- Dekompensation 75, 78, 91, 160
- Driftfauna 16, 140, 144, 147, 161, 163
- EasyGSH 31, 32
Projektdatenbank 30
- Eindringtiefe
des Fanggeschirrs 69
des van Veen Greifers 17
- Eutrophierung 58, 59
- historischer Vergleich 54, 58, 140, 161
- Meeresstrategierahmenrichtlinie
MSRL 33
- NAO
North Atlantic Oscillation Index 58
- Ökosystemforschung Wattenmeer 16, 154, 155
- Referenzgebiet 8, 64
nutzungsfreie Zone 62
- Regeneration 12, 23
- Riffe
biogene Riffe 25, 54, 58
- scavenger* 157
- scavenger*-Effekt 75, 78, 94, 110, 114, 115, 144, 162
Nahrungsoopportunisten 69
Überkompensation 78, 82, 91
- Sensitivität der Fauna 12
Affinität 34, 50, 51, 61, 62
- STopP-Projekt 24, 32, 62
Projekt 'From Sediment to Top Predator' 65
- swept area ratio*
SAR 29, 161, 163
subsurface sweeps 213
- Sylter Wattenmeer Austauschprozesse
SWAP 16
- VMS 28, 29, 39, 63, 160
vessel monitoring system 25
- Wasserrahmenrichtlinie
WRRL 66

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 85	siehe http://www.thuenen.de/de/infotehek/publikationen/thuenen-report/
86	Katja Butter, Martin Ohlmeyer Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen von Holz und Holzwerkstoffen
87	Kim Pollermann Regional Governance: Begriffe, Wirkungszusammenhänge und Evaluationsansätze
88	Gerold Rahmann, Frédéric Rey, Reza Ardakani, Khalid Azim, Véronique Chable, Felix Heckendorn, Paola Migliorini, Bram Moeskops, Daniel Neuhoﬀ, Ewa Rembiałkowska, Jessica Shade, Marc Tchamitchian (eds.) From its roots, organic inspires science, and vice versa. Book of Abstracts of the Science Forum at the Organic World Congress 2021, September 8-10, 2021. Rennes, France
89	Walter Dirksmeyer, Klaus Menrad (eds.) Aktuelle Forschung in der Gartenbauökonomie : Digitalisierung und Automatisierung - Welche Chancen und Herausforderungen ergeben sich für den Gartenbau? Tagungsband zum 3. Symposium für Ökonomie im Gartenbau am 15. November 2019 in Freising / Weihenstephan
90	Tobias Mettenberger, Patrick Küpper Innovative Versorgungslösungen in ländlichen Regionen: Ergebnisse der Begleitforschung zum Modellvorhaben Land(auf)Schwung im Handlungsfeld „Daseinsvorsorge“ : Band 1 der Begleitforschung Land(auf)Schwung
90	Gesine Tuitjer, Christian Bergholz, Patrick Küpper Unternehmertum, Netzwerke und Innovationen in ländlichen Räumen: Ergebnisse der Begleitforschung zum Modellvorhaben Land(auf)Schwung im Handlungsfeld „Regionale Wertschöpfung“ : Band 2 der Begleitforschung Land(auf)Schwung
91	Cora Vos, Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg, Roland Fuß Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2020 Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2020
92	Kurt-Jürgen Hülsbergen, Harald Schmid, Hans Marten Paulsen (eds) Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
93	Heike Peter, Cornelia Toppel, Annett Steinführer Wohnstandortentscheidungen in einer wohnbiographischen Perspektive : Eine explorative Studie in ländlichen und großstädtischen Kontexten
94	Daniel Ziche, Erik Grüneberg, Winfried Riek, Nicole Wellbrock Comparison of the LUCAS 2015 inventory with the second National Forest Soil Inventory : Comparability and representativeness of two soil inventories conducted in Germany
95	Fanny Barz Boats don't fish, people do – A sociological contribution towards holistic fisheries bycatch management



- 96 Jacob Jeff Bernhardt, Lennart Rolfes, Peter Kreins, Martin Henseler
Ermittlung des regionalen Bewässerungsbedarfs für die Landwirtschaft in Bayern
- 97 Uwe Krumme, Steffi Meyer, Isabella M. F. Kratzer, Jérôme C. Chladek, Fanny Barz, Daniel Stepputtis, Harry V. Strehlow, Sarah B. M. Kraak, Christopher Zimmermann
STELLA - Stellnetzfisherei-Lösungsansätze : Projekt-Abschlussbericht
- 98 Anne Alix, Dany Bylemans, Jens Dauber, Peter Dohmen, Katja Knauer, Lorraine Maltby, Christoph J. Mayer, Zélie Pepiette, Balthasar Smith (eds)
**Optimising agricultural food production and biodiversity in European landscapes
Report of an online-Workshop**
- 99 Andreas Tietz, Antje G. I. Tölle
„Bauernland in Bauernhand“: Gutachten im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- 100 Marlen Haß, Claus Deblitz, Florian Freund, Peter Kreins, Verena Laquai, Frank Offermann, Janine Pelikan, Viktoriya Sturm, Johannes Wegmann, Thomas de Witte, Friedrich Wüstemann, Maximilian Zinnbauer
Thünen-Baseline 2022 – 2032: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland
- 101 Daniel Stepputtis, Thomas Noack, Uwe Lichtenstein, Constanze Hammerl, Juan Santos, Bernd Mieske
Verringerungen von Kunststoffmüll aus der Krabbenfisherei durch Netzmodifikationen – Dolly Rope Suspension (DRopS) : Projekt-Abschlußbericht
- 102 Elke Brandes, Martin Henseler, Peter Kreins, Gholamreza Shiravani, Björn Tetzlaff, Frank Wendland, Andreas Wurpts
**Modellierung von Mikroplastikeinträgen und Migrationspfaden im Einzugsgebiet der Weser :
MOMENTUM – Weser**
- 103 Susanna Esther Hönle
**Wie gelingt eine ambitionierte Agrarklimaschutzpolitik?
Eine vergleichende Analyse nationaler Ansätze zur Integration des Sektors Landwirtschaft in die
Klimapolitik am Beispiel Uruguays und Deutschlands**
- 104 Marcel Dehler
**Maßnahmen zur Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes – Anpassungsoptionen, Kosten und
Möglichkeiten zur umweltpolitischen Steuerung**
- 105 Mirko Liesebach (ed.)
**Beiträge von Forstpflanzenzüchtung und Forstgenetik für den Wald von Morgen : 7. Tagung der Sektion
Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung vom 12. bis 14. September 2022 in Ahrensburg Tagungsband**
- 106 Samuel Ferreira Balieiro
**Modeling regional supply responses using farm-level economic data and a biophysical model:
a case study on Brazilian land-use change**
- 107 Heino Fock, Robin Dammann, Finn Mielck, Gerd Kraus, Rebecca A. M. Lauerburg, Alfonso López González, Pernille Nielsen, Margarethe Nowicki, Matthias Pauly, Axel Temming
**Auswirkungen der Garnelenfisherei auf Habitate und Lebensgemeinschaften im Küstenmeer der
Norddeutschen Bundesländer Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen (CRANIMPACT)**



THÜNEN

Thünen Report 107

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-267-2



9 783865 762672