



**Forschungskooperation: „Konzept zum Monitoring der Entwicklung von
Flachwasser-Hartbodengemeinschaften in der s.-h. Ostsee“**

[Aktenzeichen 0608.451722]

- Endbericht -

[Projektteile 1 und 2]

von

Claas Hiebenthal

(GEOMAR)

IM AUFTRAG

DES LANDESAMTS FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME
(SCHLESWIG-HOLSTEIN)

NOVEMBER 2021

I Inhaltsverzeichnis

- Endbericht -	1
I Inhaltsverzeichnis	2
1 Zusammenfassung	7
2 Einleitung	9
3 Methodische Vorgehensweise in Projektteil 1	10
3.1 Vorgehen Projektteil 1 - Modul 1: Konzeptentwicklung	10
3.1.1 Beschreibung bestehender Monitorings an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste	11
3.1.2 In Monitorings fehlende Aspekte: Reaktion der Gemeinschaften auf abiotische Veränderungen und Identifikation wichtiger funktioneller „Player“ für Ökosystemdienstleistungen	12
3.2 Vorgehen Projektteil 1 - Modul 2: „Testmonitoring“	12
3.2.1 Eingerichtete Monitoringplätze an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste	13
3.2.2 Stressexperimente	17
3.2.3 Auswertung Testmonitoring	20
3.3 Vorgehen Projektteil 1 - Modul 3: Gutachterliche Vorhersagen zur Entwicklung der Gemeinschaften	22
4 Ergebnisse und Fazit Projektteil 1	23
4.1 Ergebnisse Projektteil 1 – Modul 1: Konzeptentwicklung	23
4.1.1 FFH- und MSRL-Überwachungsprogramme/Meldepflicht	23
4.1.2 Anwendung bestehender WRRL-Monitoring-Programme in Schleswig-Holstein (Übersicht)	26
4.1.3 RegLocDiv	28
4.1.4 BALDESH/Bio-HAB	29
4.2 Ergebnisse Projektteil 1 – Modul 2: Testmonitoring	30
4.2.1 Zusammenfassung Ergebnisse des Testmonitorings und Test-Experiments	38
4.2.2 Diskussion Ergebnisse des Testmonitorings und Test-Experiments	39
4.2.3 Zusammenfassung Projektteil 1 – Modul 2	41
4.3 Ergebnisse Projektteil 1 – Modul 3	42
4.3.1 Auswirkungen des globalen Wandels auf die Ostsee	42
4.3.2 Auswirkungen des Globalen Wandels auf Makroalgen-/Fucus-Gemeinschaften der Ostsee	44

4.3.3	Auswirkungen des Globalen Wandels auf Miesmuschel-Gemeinschaften der Ostsee	45
4.3.4	Verwendung des Flachwasser-Hartbodenmonitorings zum Testen der Zukunftsszenarien	46
4.3.5	Zusammenfassung Modul 3	47
4.4	Übersicht Ergebnisse Projektteil 1	48
5	Methodisches Vorgehen in Projektteil 2	49
5.1	Vergleich Besiedlungsplatten – lokale Gemeinschaft.....	49
5.2	Bewertungssystem für Riffe.....	51
5.2.1	Anwendung des bestehenden MarBIT auf Steingründe-Datensätze.....	51
5.2.2	Fortentwicklung des MarBIT	51
5.3	Indikative Hinweise auf (Nicht-)Vorkommen ausgewählter Organismen in Verbindung mit spezifischen Belastungen.	52
6	Ergebnisse Projektteil 2.....	53
6.1	Vergleich RegLocDiv-Platten mit lokaler Riff-Gemeinschaft.....	53
6.2	Anpassung MarBIT	59
6.3	Identifikation indikativer Taxa:.....	63
6.4	Übersicht Ergebnisse Projektteil 2 und Ausblick.....	73
7	Verwendete Quellen (Projektteile 1 und 2).....	74

II Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Typische bewachsene Besiedlungsplatte des seit 2015 laufenden Projekts Bio-HAB (Foto: M. Franz).....	14
Abbildung 2: Messwerte von Temperatur [°C], Salinität und Sauerstoffgehalt [% und mg / L] von Juni bis September 2018 am Standort Staberhuk (Fehmarn).....	14
Abbildung 3: Salinitäten der Stationen Falshöft (A), Booknis Eck (B), Bülk (C) und Katharinenhof (D) in den Jahren 2016 und 2017 gemessen an den Logger-Stationen des LLUR-Projekts Flachwasser-Abiotik.....	15
Abbildung 4: Versuchsaufbau in einem Benthokosmos. Vorrattanks für VE-Wasser (a) und Leitungswasser (b), Misch- und Hochtanks für die Wasserversorgung der Kontrolle (c) und der Salinitätsbehandlung (d), sowie acht 10 L-Hälterungsgefäße (z.B. e), von denen jeweils vier von c) oder d) aus mit Wasser im Durchfluss versorgt wurden.....	17
Abbildung 5: Versuchsdesign (A) und technische Umsetzung des Salinitätsbehandlung (B) des Test-Experiments.	20
Abbildung 6: Auswirkung (% Veränderung des Besiedlungsgrads) des Testexperiments auf den Besiedlungsgrad der Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).	30
Abbildung 7: MDS-Plot der Gemeinschaften an den beprobten Standorten (vor dem Experiment).	31
Abbildung 8: Auswirkung (Effect ratio ± Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Anzahl der Taxa auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).	32
Abbildung 9. Auswirkung (Effect ratio ± Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Gleichverteilung (Pilou's Evenness J') der Gemeinschaften auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).....	32
Abbildung 10: Auswirkung (Effect ratio ± Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von <i>Amphibalanus improvisus</i> auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).....	33
Abbildung 11: Auswirkung (Effect ratio ± Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von <i>Mytilus edulis</i> auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).	34
Abbildung 12: Auswirkung (Effect ratio ± Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von <i>Polydora sp.</i> auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).	35
Abbildung 13: Auswirkung (Effect ratio ± Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von <i>Polysiphonia fucoides</i> auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).....	35

Abbildung 14: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von <i>Ectocarpus</i> sp. auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).....	36
Abbildung 15: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von benthischen Diatomeen auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).....	37
Abbildung 16: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz des Neobiots <i>Dasya baillouviana</i> auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).	37
Abbildung 17: Salinitäten an den Standorten Booknis Eck (blau) und Staberhuk (schwarz) in den 3 Monaten vor der Probenahme im September 2018.....	40
Abbildung 18: Vergleich der Aussüßungseffekte auf <i>Mytilus</i> sp. (Foto: Erik Veldhuis, Wikimedia.org) und <i>Amphibalanus improvisus</i> (Foto: Auguste Le Roux, Wikimedia.org) in den Gemeinschaften aus Booknis Eck und Staberhuk. ...	41
Abbildung 19. Relativer Anteil an Taxa, die nur auf Platten (blau), nur auf Steinen (gelb) oder auf sowohl Platten und Steinen (grün) gefunden wurden. A): Daten aus 2019. B): Daten aus 2020. IJP: Platten, die 1 Jahr ausgebracht waren, MJP: Platten die mehrere Jahre ausgebracht waren.	53
Abbildung 20. Vergleich der mittleren Anteile identifizierter Taxa (bei n = 4 Standorten). A): Vergleich Taxa-Listen von Steinen und 1-Jahresplatten aus 2019. B): Vergleich der Taxa-Listen von Steinen aus 2019 mit 2-Jahresplatten aus 2013. C): Vergleich der Taxa-Listen von Steinen aus 2019 mit 8-Jahresplatten aus 2011.	54
Abbildung 21: Arten-Areal-Kurven von Steinen (gelb), 1-Jahresplatten (blau) und Mehrjahresplatten (rot).	59
Abbildung 22: Hitzesummen an den 6 schleswig-holsteinischen RegLocDiv-Stationen in den Jahren 2013 bis 2020. Mittelwerte \pm StAbw.	67
Abbildung 23: Abundanzen von <i>Asterias rubens</i> und <i>Mytilus edulis</i> von 2013 bis 2020 an den RegLocDiv-Stationen Falshöft, Booknis Eck und Staberhuk.....	68
Abbildung 24: Abundanzen von <i>Fucus</i> spp.-Keimlingen und der Grazer <i>Littorina</i> spp., <i>Gammarus</i> spp. und <i>Idotea</i> spp. von 2013 bis 2020 an den Stationen Falshöft, Schönberg und Staberhuk.	70
Abbildung 25: Abundanzen von benthischen Diatomeen und <i>Ectocarpus</i> sp. von 2013 bis 2020 an den Stationen Falshöft, Booknis Eck und Schönberg.	71
Abbildung 26: Abundanzen von <i>Amphibalanus improvisus</i> und <i>Polydora</i> sp. von 2013 bis 2020 an den Stationen Falshöft, Booknis Eck, Schönberg, Staberhuk und Kellenhusen.	72

III Tabellenverzeichnis:

- Tabelle 1: Listen der **2019** auf verschiedenen Substraten identifizierten Taxa. Fett gedruckt: zu höheren taxonomischen Gruppen zusammengefasst. In orange: 4 Taxa, die auch bei Berücksichtigung anderer Projekte nie auf Besiedlungsplatten gefunden wurden.....56
- Tabelle 2: Listen der **2020** auf verschiedenen Substraten identifizierten Taxa. Fett gedruckt: zu höheren taxonomischen Gruppen zusammengefasst. In orange: 4 Taxa, die auch bei Berücksichtigung anderer Projekte nie auf Besiedlungsplatten gefunden wurden.....57
- Tabelle 3: Wertstufengrenzen der Bewertungsindices des FFH-Bewertungskriteriums ‚Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars‘. *: Wertstufen müssen ggf. nach der Probephase (siehe Folgeprojekt) unter Berücksichtigung des durchführbaren Datenerhebungsaufwands angepasst werden. **: Berechnung wird aktuell in Parallelprojekt entwickelt.62
- Tabelle 4: (Verändert aus Hiebenthal & Bock 2013) Einordnung von Makroalgenarten bzw. -gattungen nach Lebensweise/-dauer (perennierend / annuell) und ggf. als Opportunist. Angaben über Lebensdauer nach Pankow, 1971. Einordnung als Opportunist nach WRRL- Handlungsanweisung.64

1 Zusammenfassung

Als Vorbereitung für ein Langzeitmonitoring entwickelt das GEOMAR in der vorliegenden Kooperation ein Monitoringkonzept, um Hartboden- bzw. "Riffgemeinschaften" des küstennahen Flachwasserbereichs gemäß FFH und MSRL bewerten zu können. In dem geplanten Monitoring sollen (auch) standardisierte Einheiten (Besiedlungsplatten) genutzt werden und abiotische Umweltbedingungen (Temperatur, Salz- und Sauerstoffgehalt) während der Besiedlungsphase (also im jeweils vorausgegangenen Jahr) über Logger erfasst werden. So sollen langfristig Erkenntnisse darüber gewonnen werden, welche abiotischen Bedingungen die Artengemeinschaft wie beeinflussen.

Projektteil 1: Als Vorbereitung für ein Langzeitmonitoring entwickelte und testete das GEOMAR in Projektteil 1 der vorliegenden Kooperation ein Konzept in dem standardisierte Einheiten (Platten) in Kombination mit abiotischen Umweltbedingungen (Temperatur, Salz- und Sauerstoffgehalt) genutzt werden, um "Riffgemeinschaften" des küstennahen Flachwasserbereichs gemäß FFH und MSRL bewerten zu können. Zur Prüfung der Machbarkeit der Methodik konnte das erstellte Konzept an vier küstennahen Standorten (Falshöft, Booknis Eck, Schönberg, Staberhuk) der schleswig-holsteinischen Ostseeküste in der Praxis erfolgreich getestet werden. Um zu verstehen und vorausszusagen, in welcher Weise Störungen zukünftig die Zusammensetzung und Funktionsweise der Flachwassergemeinschaften der s.-h. Ostseeküste formen und verändern werden, wurden zudem in Projektteil 1 in Benthokosmen-Experimenten Hartbodengemeinschaften Stressoren ausgesetzt. Dabei zeigte sich eine Tendenz hin zu einer größeren Robustheit von Arten bzw. Gemeinschaften gegenüber Ausübungs-Stress, wenn diese bereits zuvor Phasen stärkerer Ausübung erfahren hatten. Damit in Zukunft zuverlässig abiotische Umweltdaten (Temperatur, Salz- und Sauerstoffgehalt) vorliegen, wurden entsprechende Logger direkt an den Standorten ausgebracht. Im Rahmen einer gutachterlichen Vorhersage zur Entwicklung der Gemeinschaften wurden zudem durch den Klimawandel erwartete Zukunftsszenarien dargestellt und die wahrscheinlichen Reaktionen der Gemeinschaften unter Berücksichtigung rezenter Arbeiten am GEOMAR analysiert.

Projektteil 2: Das RegLocDiv-(Regionale-Lokale-Diversitäts)-Monitoring des GEOMAR stellt die methodische Basis für das hier erarbeitete Konzept dar. Um zu prüfen inwieweit die Gemeinschaften auf den Besiedlungsplatten die natürlichen lokalen Hartbodengemeinschaften

repräsentieren, wurden im September 2019 sowie im September 2020 natürliche Benthosproben (besiedelte Steine und Kratzproben) an vier Standorten genommen. Die Ergebnisse zeigen, dass mit den Platten 2/3 bis 3/4 der Taxa erhoben werden können, die (auch) auf den Steinen gefunden wurden – insbesondere, wenn (auch) Mehrjahresplatten verwendet werden. Da nur einzelne Algenarten nach den hier erhobenen Daten die Besiedlungsplatten zu meiden scheinen, könnten bei höherer Replikation über 97% der lokalen Hartbodengemeinschaft mithilfe von Platten erfasst werden. Die Verwendung von Platten, die für einen längeren Zeitraum der Besiedlung ausgesetzt waren, kann die nötige Anzahl Replikate verringern. Mit diesen Mehrjahresplatten können bei gleicher Replikation sogar mehr Taxa erfasst werden als mit Steinen. Eine Kombination aus Einjahres- und Mehrjahresplatten mit wenigen Steinen (oder Kratzproben) wird als Probennahmeschema für ein Hartboden-Monitoring empfohlen.

Die dem von MariLim für das LLUR entwickelte Bewertungssystem MarBIT zugrunde liegende autökologische Referenzarten-Datenbank wird (in erweiterter Form) die Basis für das Riff-Bewertungssystem. Dabei werden die Referenzlisten den jeweiligen Riff-Vorkommen sowie unterschiedlichen Probennahme-Methoden angepasst. Als Bewertungsindikatoren für die biologische Bewertung (,Vollständigkeit des typischen Artinventars‘) des Erhaltungszustands der Riff-Vorkommen gem. FFH werden neben der Anwesenheit der lebensraumtypischen Arten auch die Abundanz von Indikatorarten für Störungen und ein funktionaler Qualitätsindex (FQI) vorgeschlagen, der die funktionale Diversität bewertet und in einem Parallelprojekt entwickelt wird. Die Identifizierung für verschiedenen Störungen indikativer Arten wurde begonnen und wird (mindestens) in der Aufbau- und Erprobungsphase des Monitorings fortgesetzt.

2 Einleitung

Der Flachwasserbereich der Ostsee ist ein Lebensraum mit starken Schwankungen der abiotischen und biotischen Umwelt: neben Temperaturschwankungen variiert auch der Salzgehalt stark. Salzwasser-Einstromereignisse aus der Nordsee bringen das saisonal aktuelle Set von Verbreitungsstadien von Algen und Evertebraten von dort mit. Darüber hinaus unterliegen selbst Flachwassergemeinschaften gelegentlichen starken Schwankungen der O₂-Konzentration, wenn wetterbedingtes Upwelling sauerstoffarmes Tiefenwasser an die Küste treibt.

Steine im Flachwasser werden nach der FFH-Richtlinie der EU zum sog. „Lebensraumtyp Riffe (1170)“ gezählt und sind daher regelmäßig in ihrem Zustand zu bewerten (Hiebenthal et al. 2012). Dies geschieht bislang v.a. durch „Expertenmeinung“, d.h. weitgehend ohne Datenerhebung. Da die Bewertung künftig aber auch für die neuere EU-Meeresstrategie-rahmenrichtlinie (MSRL) genutzt werden soll, soll sie zukünftig auf eine datenbasierte Grundlage gestellt werden. Dafür wurde in der vorliegenden Kooperation ein auf Arbeiten des GEOMAR („RegLocDiv“-Projekt) aufbauendes kostengünstiges Monitoringsystem konzipiert. Hierbei wurde getestet, inwieweit sich die Methode des RegLogDiv-Projektes eignet, langfristig angewendet das Hartbodenbenthos zu monitoren (für eine Bewertung nach FFH und MSRL) und ob/wie die beiden Kooperationspartner die Methode (ggf. z.B. um weitere / andere Messstationen erweitert / angepasst) fortführen können, um gleichzeitig die Landesmonitoring-Anforderungen zu erfüllen.

Das LLUR hat in den vergangenen Jahren versucht, erste grundlegende Daten zu Arten von Hartbodengemeinschaften (d.h. von „Riffen“) zu bekommen. Beim Monitoring und bei der Erstellung von Bewertungsverfahren im Rahmen der WRRL wurde sich bezüglich des Zoobenthos jedoch v.a. auf die leichter zu beprobende Endofauna des Weichbodens konzentriert – und hierfür für die küstennahen Bereiche der Ostsee der „MarBIT“ entwickelt. Das ist ein modular aufgebauter Index, der v.a. zur Bewertung der ökologischen Qualität des Weichboden-Makrozoobenthos angewandt wird aber auch – leicht angepasst – für die Fauna bei Helgoland sowie die Begleitfauna von Miesmuschelbänken der s.-h. Nordsee. Für Hartsubstrate im Ostsee-Küstenbereich findet bislang vorwiegend das BALCOSIS-Verfahren für Makroalgen Anwendung.

Für das hier entwickelte Flachwasser-Hartboden-Monitoring wurde daher in der 2. Projektphase ein auf die Besiedlungsplatten bzw. Riffsysteme angepasstes, (ähnlich dem Mar-BIT) auf Indikatoren basierendes Bewertungssystem erarbeitet. Dieses soll - nach Fertigstellung aller Indikatoren (in Kooperation mit dem Projekt „Funktionale Diversität“) und lokal angepasster Listen typischer und für Störungen indikativer Taxa - testweise auf die Gemeinschaften der Besiedlungsplatten und auf die lokaler Benthosproben angewendet werden. Die Ergebnisse werden dann mit bisherigen (WRRL-)Bewertungen der jeweiligen Wasserkörper verglichen.

3 Methodische Vorgehensweise in Projektteil 1

Im Folgenden werden die Arbeitsschritte dieses Projektteils als Module betrachtet. Die drei Module sind „*Modul 1: Konzeptentwicklung*“, „*Modul 2: Testmonitoring*“, „*Modul 3: Gutachterliche Vorhersagen zur Entwicklung der Gemeinschaften*“.

3.1 Vorgehen Projektteil 1 - Modul 1: Konzeptentwicklung

In diesem Modul wurde ein Konzept für ein Langzeitmonitoring getestet, bei dem auf standardisierten Einheiten (Besiedlungsplatten) im Flachwasserbereich (3 - 4 m) angesiedelte Hartbodengemeinschaften (Makroalgen und Makrovertebraten) mit Umweltbedingungen während der Besiedlungsphase – also z.B. im vorhergegangenen Jahr – korreliert werden können. Auf diese Weise soll ermöglicht werden, auch den Einfluss von sich verändernden Umweltbedingungen auf die Gemeinschaftszusammensetzungen zu erfassen, also welche Bedingungen welche Arten dominieren bzw. verschwinden lassen. Zusätzlich wurden Gemeinschaften auf Platten gezielt jeweils relevanten Stressoren für begrenzte Zeiträume (1 - 4 Wochen) (in den Mesokosmen des GEOMAR) ausgesetzt, um so die Effekte des Stresses auf die Artenzusammensetzung bzw. auf die Robustheit der Arten experimentell zu testen. Beide Ansätze sollen der kontinuierlichen Fortentwicklung von Bewertungsindikatoren dienen. Als Bewertungsverfahren ist eine angepasste Variante des bestehenden WRRL-Monitoring-

Bewertungssystems MarBIT vorgesehen, das im weiteren Verlauf des Projektteils 2 in Kooperation mit der Fa. MariLim ausgearbeitet wird.

Methodische Details zur praktischen Durchführung des Langzeitmonitorings wurden in einem Testmonitoring erprobt, das unter 3.2. Modul 2 erläutert wird.

3.1.1 Beschreibung bestehender Monitorings an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste

Bei der Entwicklung des Monitoringkonzepts für ein Langzeitmonitoring sollten bestehende und sich in der Entwicklung befindliche LLUR- und GEOMAR-Monitorings an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste sowie andere (laufende) inhaltlich verwandte Projekte berücksichtigt werden. Das hier entwickelte Konzept knüpft methodisch vor allem an das Reg-LoCDiv-Monitoring an. In dessen Rahmen erforscht das GEOMAR bereits seit 2004 die Beziehung der regionalen auf die lokale Diversität benthischer Flachwasser-Hartbodengemeinschaften. Hierfür werden an sechs Standorten an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (und einem Standort in Mecklenburg-Vorpommern) jährlich Besiedlungsplatten entnommen (bzw. ausgetauscht) und am GEOMAR ausgewertet (Wahl et al. 2013, Franz et al. 2019a).

Die vom LLUR beauftragten Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)-Monitorings BALCOSIS und MarBIT werden diskutiert, deren Bewertungen bisher als wichtigste Datengrundlage für den Flachwasserbereich bei Meldungen/Berichte für die FFH-Richtlinie bzw. die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) dienen.

Ein weiteres laufende Monitoringprojekt, dessen Daten und Erfahrungen teilweise direkt in die Entwicklung des Langzeitmonitorings einfließen, ist das „Abiotik-Projekt“ (LLUR-Projekt: „Aufnahme der Flachwasserabiotik in Schleswig-Holstein“). In diesem werden seit Anfang 2016 Informationen über abiotische Parameter im Flachwasser der schleswig-holsteinischen Ostseeküste an 13 Standorten von der Flensburger Förde bis zur Lübecker Bucht erfasst (Bock & Lieberum 2016, Franz et al. 2019b).

3.1.2 In Monitorings fehlende Aspekte: Reaktion der Gemeinschaften auf abiotische Veränderungen und Identifikation wichtiger funktioneller „Player“ für Ökosystemdienstleistungen

Als Teil des Forschungsprogramms BALDESH, in dem als Kooperation von LLUR, CAU und GEOMAR flächendeckende Kartierungsarbeiten, Klassifizierungen und ökologische Bewertungen von Steinvorkommen im Flachwasser entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste durchgeführt wurden, wurden in dem Projekt „Bio-HAB“ Verfahren zur Ausweisung und Bewertung von (Flachwasser-)Riffen gemäß FFH-Richtlinie weiterentwickelt. Die hierdurch verbesserte FFH-Bewertung dient gleichzeitig der Umsetzung von Überwachungsprogrammen des Küstenbereichs gemäß Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, siehe 4.1.1).

In experimentellen Studien am GEOMAR wurde zudem die Stresstoleranz von Hartsubstratgemeinschaften der Ostsee untersucht. Die in dem vorliegenden Projekt durchgeführten Experimente, die als Teil des Langzeitmonitorings konzipiert wurden, haben sich konzeptionell an den vorausgegangenen Bio-HAB-Experimenten orientiert. Bei der Diskussion der Ergebnisse wurde der Rolle von sogenannten Schlüsselarten besondere Aufmerksamkeit geschenkt, was auch der weiteren Indikatorenentwicklung in Projektteil 2 dient.

3.2 Vorgehen Projektteil 1 - Modul 2: „Testmonitoring“

Zur Prüfung der Machbarkeit und gegebenenfalls Optimierung der Methodik sollte im Rahmen dieses Projekts das oben beschriebene Konzept eines erweiterten Monitorings getestet werden. Hierfür wurden auf Besiedlungsplatten siedelnde Benthosgemeinschaften der schleswig-holsteinischen Ostseeküste lebend ans GEOMAR gebracht und dort unter Berücksichtigung der zuvor im Jahresgang erlebten physikalischen Bedingungen (in diesem Fall: Salinitäts-Schwankungen) entsprechendem Stress ausgesetzt.

3.2.1 Eingerichtete Monitoringplätze an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste

Einrichtung des Testmonitorings im Feld: Im Zuge der jährlichen RegLocDiv-Monitoringfahrt des GEOMAR mit FK Littorina wurden im September 2017 an vier Standorten der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (Falshöft, Booknis Eck, Schönberg, Staberhuk) in 3 bis 4 m Tiefe jeweils sechs Bewuchsplatten ausgebracht (Tab. 1). Die 11 x 11 cm großen Bewuchsplatten wurden horizontal an jeweils einer dafür ausgebrachten Beton-Grundplatte mit Stahlgewindestangen befestigt (Abbildung 1). In der Nähe (200 m – 4,2 km Entfernung) der Besiedlungsplattenstandorte befanden sich 2017 an vom Ufer aus leicht erreichbaren Standorten Logger, die Temperatur, Salinität und Sauerstoffgehalt des Wassers sowie Licht messen. Zudem wurden dort im Rahmen des Abiotik-Projekts („Aufnahme der Flachwasserabiotik in Schleswig-Holstein“) im 14-tägigen Abstand Wasserproben für Nährstoffanalysen (Nitrat, Nitrit, Phosphat, anorganischer Stickstoff, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor) genommen. Die Nährstoffe (Nitrat, Nitrit, Phosphat, anorganischer Stickstoff, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor) wurden als Teil des „Abiotik-Projekts“ in einem externen Labor (PD Dr. Rhena Schumann, biologische Station Zingst) gemessen. Da sich die nächstgelegene Loggerstation des Flachwasser-Abiotik-Projekts am Strand Katharinenhof (Fehmarn) in einem anderen Wasserkörper befindet, wurde die Station Staberhuk zusätzlich zu dem vorhandenen Temperaturlogger im Juni 2018 mit je einem Sauerstoff- und Salinitätslogger ausgestattet. Die Daten wurden im Rahmen der RegLocDiv-Ausfahrt mit FK Littorina im September 2018 ausgelesen (Abbildung 2). Da es bei der Datenerhebung im Rahmen des „Abiotik-Projekts“ zu wesentlichen Ausfällen (von Sensoren/Loggern) kam, wurden ab September 2019 alle RegLocDiv-Stationen mit Loggern ausgestattet, was seitdem für eine zuverlässige(re) Versorgung mit Temperatur-, Salzgehalts- und Sauerstoff-Daten sorgt.



Abbildung 1: Typische bewachsene Besiedlungsplatte des seit 2015 laufenden Projekts Bio-HAB (Foto: M. Franz).

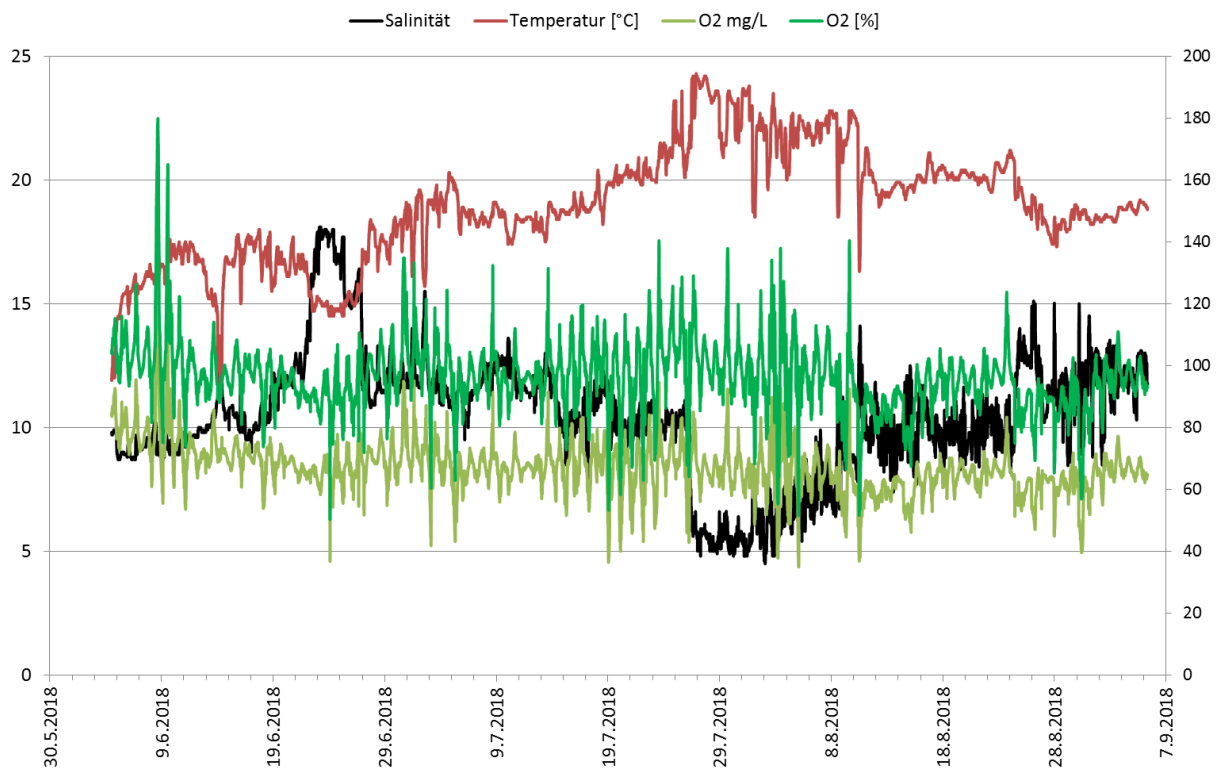


Abbildung 2: Messwerte von Temperatur [°C], Salinität und Sauerstoffgehalt [% und mg / L] von Juni bis September 2018 am Standort Staberhuk (Fehmarn).

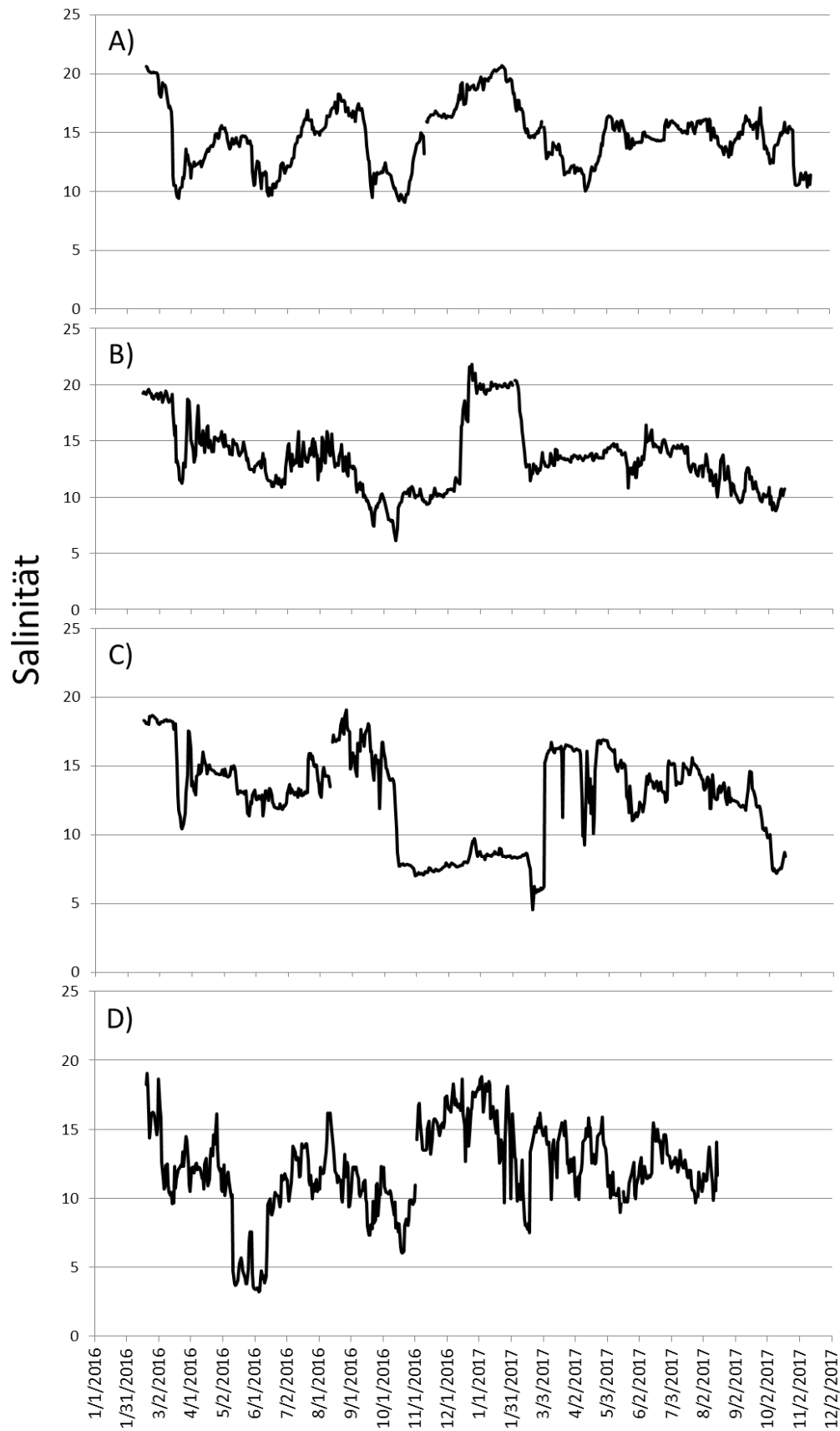


Abbildung 3: Salinitäten der Stationen Falshöft (A), Booknis Eck (B), Bülk (C) und Katharinenhof (D) in den Jahren 2016 und 2017 gemessen an den Logger-Stationen des LLUR-Projekts Flachwasser-Abiotik.

Beprobung der gesiedelten Benthosgemeinschaften: Im September 2018 wurden während der RegLocDiv-Monitoringfahrt mit FK Littorina die 2017 ausgebrachten und in der Zwischenzeit von lokalen Benthosgemeinschaften besiedelten Besiedlungsplatten taucherisch eingesammelt. Hierzu wurden die sechs Platten jeweils von der Grundplatte abgeschraubt und in Kunststoffbeuteln verpackt vorsichtig an Bord von FK Littorina gebracht. Dort wurden sie – zur Zwischenhälterung wiederum auf Gewindestangen angebracht – in Wasserbädern bis zum nächsten Hafen gebracht.

Die Besiedlungsplatten der Stationen Booknis Eck, Schönberg und Staberhuk wurden am Tag der Beprobung direkt mit FK Littorina zum GEOMAR nach Kiel gebracht und dort in eine Zwischenhälterungsanlage eingesetzt. Die Besiedlungsplatten der Station Falshöft wurden im Hafen von Maasholm an Land und anschließend mit einem Transporter nach Kiel zum GEOMAR gebracht.

Die Salinität an den Stationen Falshöft, Booknis Eck und Schönberg entsprach bei der Beprobung derselben wie in der Kieler Förde am GEOMAR (Salinität 17). An der Station Staberhuk lag bei der Beprobung die Salinität mit einem Wert von 12 etwas niedriger, weshalb das Wasser, in dem die Platten an Bord transportiert wurden, in zwei Schritten an den Kieler Salzgehalt angenähert wurde (nach 2.5 Stunden: Salinität 12 auf Salinität 14, nach 5 Stunden Salinität 14 auf Salinität 16) bevor die Organismen in die Zwischenhälterung auf der GEOMAR-Pier (Durchfluss bei Salinität 17) überführt wurden.

Nachdem die gesammelten Gemeinschaften am GEOMAR in Zwischenhälterung genommen wurden, wurden sie konservativ, d.h. ohne Entfernung / Beschädigung der Organismen (Untersuchung per Binokular, Schätzung besiedelte Fläche der einzelnen Taxa) erfasst.

Beprobung der lokalen „Riff“-Gemeinschaft: Zur Beprobung der lokal auf natürlichem Untergrund siedelnden Gemeinschaft sollten laut Projektplan bereits 2018 taucherisch parallel 5 - 10 Kratzproben (11 x 11 cm) von ausreichend großen Steinen genommen werden. Aufgrund ungünstiger Witterung musste dieser Programmpunkt bei der Ausfahrt im September 2018 leider verworfen werden, da ansonsten nicht alle RegLocDiv-Stationen hätten bearbeitet werden können. Die Beprobung der natürlichen Hartsubstrate wurde bei der Ausfahrt im September 2019 nachgeholt.

3.2.2 Stressexperimente

Da zum Zeitpunkt der Beprobung (September 2018) noch keine Abiotikdaten der Stationen vorlagen (außer eigener Messwerte an der Station Staberhuk: Abbildung 2), musste auf Basis älterer Daten über die Stressbehandlung entschieden werden. Hierfür wurden die Daten der Stationen Falshöft, Booknis Eck, Bülk (statt Schönberg) und Katharinenhof (statt Staberhuk) aus den Jahren 2016 und 2017 verwendet (Abbildung 3).

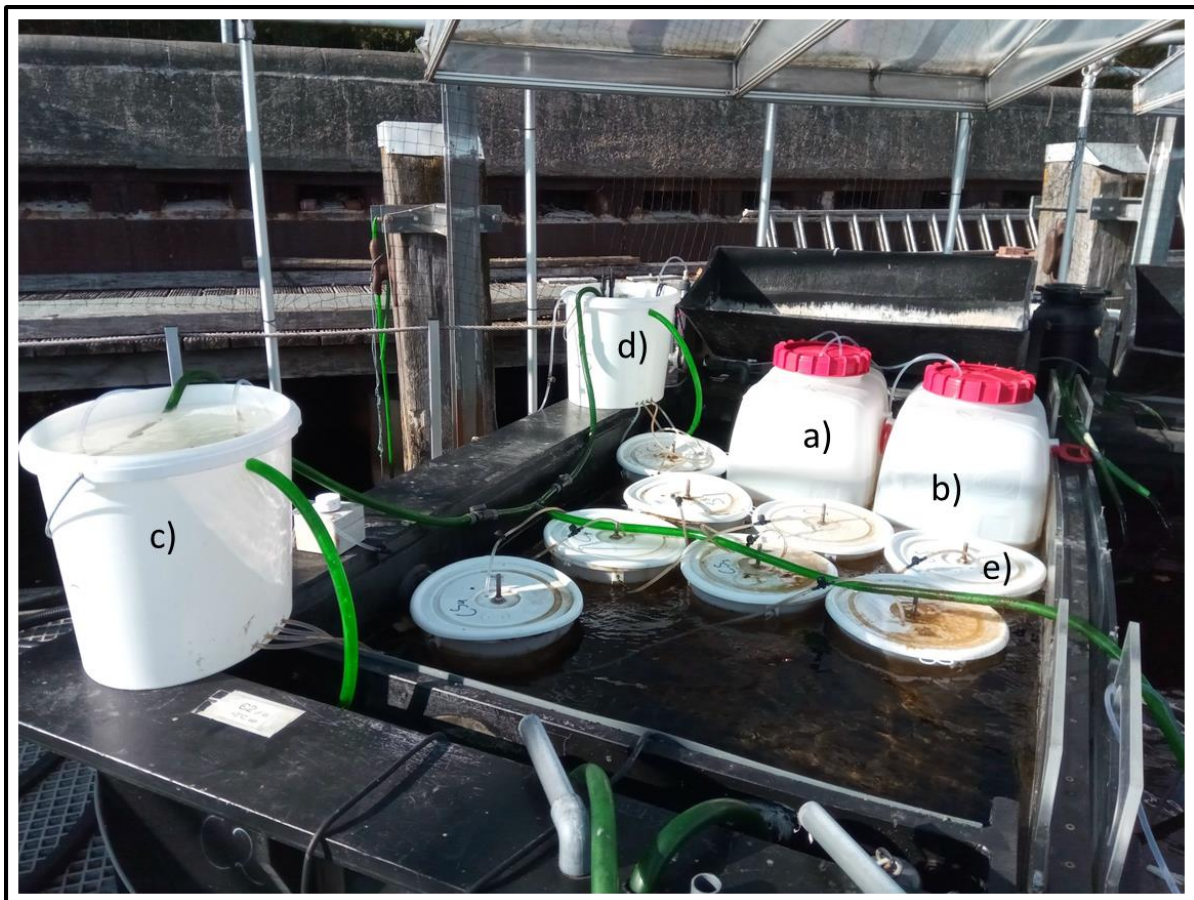


Abbildung 4: Versuchsaufbau in einem Benthokosmos. Vorratstanks für VE-Wasser (a) und Leitungswasser (b), Misch- und Hochtanks für die Wasserversorgung der Kontrolle (c) und der Salinitätsbehandlung (d), sowie acht 10 L-Hälterungsgefäße (z.B. e), von denen jeweils vier von c) oder d) aus mit Wasser im Durchfluss versorgt wurden.

Die Gemeinschaften der nach Kiel transportierten (nicht fixierten) Besiedlungsplatten der vier beprobten Standorte wurden nach der Zwischenhälterung und Erfassung ihrer Zusammensetzung (siehe 3.2.1) am GEOMAR für 5 Tage einer starken Aussüßung als Stressor ausgesetzt (Stress-Behandlung: Salinität 9, Kontrolle: Salinität 18). Die Experimente wurden in bestehenden Experimentieranlagen (den „Kiel Outdoor Benthokosmen“) durchgeführt (Abbildung 4). Hierfür wurden die Besiedlungsplatten jeweils einzeln in 10 L-Hälterungsgefäße überführt, in denen sie im Durchfluss mit frischem Wasser versorgt wurden (der Durchfluss von 60 ml / min, entspricht einem Wasserwechsel von ca. 10 L in 2,5 Stunden).

Auf der Basis der Salinitätsdaten dieser vier Stationen wurde entschieden, dass eine spontane Aussüßung von einer erwarteten Salinität von 17 - 19 auf die Hälfte (Salinität 8 - 10) für mehrere Tage ein nicht unrealistisches Stress-Szenario darstellt – und gleichzeitig ausreichend stark sein sollte, um im Experiment Effekte beobachten zu können.

Die Gemeinschaften der nach Kiel transportierten (nicht fixierten) Besiedlungsplatten der vier beprobten Standorte wurden nach der Zwischenhälterung und Erfassung ihrer Zusammensetzung (siehe 3.2.1) am GEOMAR für 5 Tage einer starken Aussüßung als Stressor ausgesetzt (Stress-Behandlung: Salinität 9, Kontrolle: Salinität 18). Die Experimente wurden in bestehenden Experimentieranlagen (den „Kiel Outdoor Benthokosmen“) durchgeführt (Abbildung 4). Hierfür wurden die Besiedlungsplatten jeweils einzeln in 10 L-Hälterungsgefäße überführt, in denen sie im Durchfluss mit frischem Wasser versorgt wurden (der Durchfluss von 60 ml / min, entspricht einem Wasserwechsel von ca. 10 L in 2,5 Stunden).

Um die Aussüßung des Ostseewassers im Durchfluss zu ermöglichen, wurde ein entsprechendes Misch-System erdacht und implementiert. Hierbei musste zum einen berücksichtigt werden, dass durch die Aussüßung des Ostseewassers mit salzfreiem Wasser nicht auch die Pufferkapazität (\approx Wasserhärte / Alkalinität) zu stark erhöht wird, weil dies zu signifikanten Änderungen des pH und der Kalzifizierung kalkbildender Meeresorganismen führen würde. Da die Aussüßung zudem eine effektive Verdünnung des Ostseewassers auch hinsichtlich der enthaltenen Nahrungspartikel (Plankton) darstellte, musste eine vergleichbare Verdünnung auch für das Ostseewasser der Kontrolle durchgeführt werden, jedoch ohne den Salzgehalt zu senken.

Ostseewasser in der Kieler Förde hat bei einer Salinität von 18 in etwa eine Alkalinität von ca. 2000 $\mu\text{mol} / \text{kg}$. Das Kieler Leitungswasser hat dagegen eine Alkalinität von ca. 4000 $\mu\text{mol} /$

kg. Zur Aussüßung des (ungefilterten) Ostseewassers wurde daher eine 1:1-Mischung aus Leitungswasser und ionen-ausgetauschtem (VE-)Wasser genutzt, das aus 60 L-Tanks bereitgestellt wurde. Aus den Tanks wurde dieses Wasser nach Bedarf in Mischbecken gepumpt, in denen es mit Ostseewasser vermischt wurde und die gleichzeitig als Hochbecken für den Wasserdurchlauf der Hälterungs-Gefäße dienten.

Die Aufrechterhaltung des korrekten Salzgehaltes im Mischbecken wurde durch den Einsatz eines GHK „ProfiLux“ Aquariencomputers gewährleistet, welcher über einen Leitfähigkeitssensor die Salinität in den Becken gemessen und über Dosierpumpen synchron Leitungswasser und ionen-ausgetauschtes (VE-)Wasser (jeweils mit einer Pumpleistung von 120 ml / min) zugemischt hat.

Um zu verhindern, dass die Gemeinschaften in den Kontroll-Einheiten mit mehr Nahrungspartikeln (und Vermehrungsformen benthischer Organismen) versorgt werden als in den Behandlungsbecken, wurde das Durchflusswasser dieser Behandlung ebenfalls verdünnt – mit gefiltertem Ostseewasser. Hierfür wurde das Wasser durch einen Abschäumer, einen Sandfilter und einen Kartuschenfilter (Porengröße 10 µm) geleitet, bevor es im Mischbecken (= Hochbecken) der Kontrolle 1:1 mit ungefiltertem Ostseewasser vermischt wurde.

[Auf weitere Messungen von sogenannten Ökosystemdienstleistungen (z.B. Sauerstoffproduktion/Respirationsraten) wurde bei den Versuchen verzichtet, da Erfahrungen im Rahmen des Projekts Bio-HAB zeigten, dass bei den hier beprobten Gemeinschaften trotz enormem logistischem Aufwand nur Ergebnisse mit begrenzter Aussagekraft zu erwarten gewesen wären.]

Nach Abschluss der Experimente wurde die Zusammensetzung der Gemeinschaften zunächst erneut konservativ (per Binokular) erfasst und anschließend die Gemeinschaften für eine spätere detailliertere Analyse fixiert (3.2.3).

A)

	Fallshöft		Booknis Eck		Schönberg		Staberhuk		
	null	SAL-	null	SAL-	null	SAL-	null	SAL-	
KOB A	F	F	B	B	S	S	St	St	
KOB B	F	F	B	B	S	S	St	St	
KOB C	F	F	B	B	S	S	St	St	

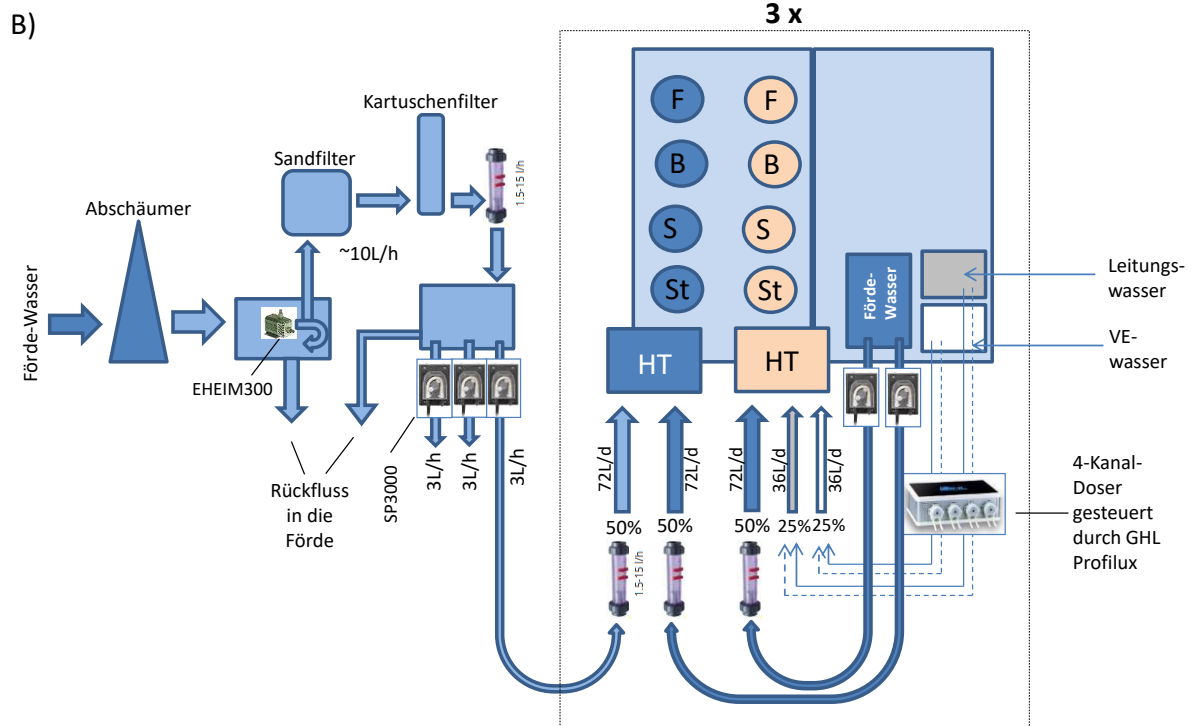


Abbildung 5: Versuchsdesign (A) und technische Umsetzung des Salinitätsbehandlung (B) des Test-Experiments.

3.2.3 Auswertung Testmonitoring

Bestimmung der Taxa. Wenn möglich wurden die (per Binokular identifizierbaren) Organismen, die auf den Besiedlungsplatten siedelten, bis zur Art bestimmt. In Fällen, in denen dies nicht möglich war, wurden die Taxa bis zur exakteren Bestimmung der fixierten Gemeinschaften mit Arbeitstiteln versehen oder in einzelnen Fällen auf höheren taxonomischen Ebenen zusammengefasst (z.B. Diatomeen). Von jedem Taxon wurde dann die Abundanz (besiedelte Fläche) pro Besiedlungsplatte ermittelt.

Gemeinschaftsanalysen. Zum Vergleich der Besiedlungsplatten-Gemeinschaften der vier beprobten Standorte, sowie jeweils vor und nach der experimentellen Stressbehandlung, wurden multifaktorielle Gemeinschaftsanalysen auf der Grundlage des Bray-Curtis Ähnlichkeitsindex durchgeführt (ANOSIM, PRIMER6-Softwarepaket, siehe z.B. Pfaff et al. (2010)). Als Replikationseinheit gilt jeweils eine Besiedlungsplatte. Im PRIMER6 Manual werden die als Ergebnisse der Analysen ermittelten R-Werte folgendermaßen interpretiert:

$R > 0,75$: gut getrennt

$R > 0,5$: überlappend aber klar getrennt

$R < 0,25$: kaum unterscheidbar

Um Informationen über den prozentualen Anteil der verschiedenen Taxa an den Unterschieden in den Gemeinschaften zu erhalten, wurden anschließend oben genannte Gemeinschaften mit einer SIMPER-Analyse (ANOSIM, PRIMER6-Softwarepaket) unterzogen.

Diversitätsanalysen. Anhand der gesammelten Gemeinschaftsdaten wurden die Anzahl der Taxa S und Pilon's Evenness E (siehe Modul 3, 3.3) berechnet und deren Muster in den Gemeinschaften der vier beprobten Standorte sowie in den Gemeinschaften desselben Standorts vor und nach der experimentellen Stressbehandlung verglichen. Hierfür wurden logarithmierte „Effect ratios“ aus dem Verhältnis der Werte nach dem Salinitätsexperiment zu den Werten vor der Behandlung berechnet. Dabei kann von einer signifikanten Veränderung der Anzahl Taxa oder der Evenness ausgegangen werden, wenn der Mittelwert ober oder unterhalb von „0“ liegt und die Konfidenzintervalle nicht die „0“-Linie schneiden.

Häufige / Bedeutende Arten: Auf Basis der Gemeinschaftsanalysen (SIMPER-Analysen) wurden 6 Taxa identifiziert, die besonders abundant waren und/oder besonders stark zur Unähnlichkeit von Gemeinschaften verschiedenen Standorte oder Behandlungen beigetragen haben: *Amphibalanus improvisus*, *Mytilus edulis*, *Polydora* sp., *Polysiphonia fucoides*, *Chorda*

filum, *Ectocarpus* sp., Diatomeen. Die Abundanzen dieser Taxa wurden vor und nach der experimentellen Stressbehandlung verglichen. Zum Vergleich der Abundanzen der einzelnen Taxa wurden – entsprechend dem Vorgehen bei den Diversitätsanalysen – die logarithmierten „Effect ratios“ verwendet.

Neobiota: Veränderungen in den Abundanzen der invasiven Art *Dasya baillouviana* wurden gesondert betrachtet und diskutiert.

3.3 Vorgehen Projektteil 1 - Modul 3: Gutachterliche Vorhersagen zur Entwicklung der Gemeinschaften

In diesem Modul wurden durch den Klimawandel erwartete Zukunftsszenarien der physikalischen Umwelt (aktuelle Projektionen zu Temperaturerhöhung, Sauerstoffmangelereignisse, verringerte Salinität, evtl. Ozeanversauerung) dargestellt und die wahrscheinlichen Reaktionen von Ostsee-Hartbodengemeinschaften als Reaktion auf die Szenarien in einer tiefgreifenden Diskussion entwickelt. Als Basis für die Diskussion in diesem Projektteil diente eine Literaturrecherche mit besonderer Berücksichtigung aktueller Forschungsergebnisse aus GEOMAR-Projekten zu Gemeinschaften der süd-westlichen Ostsee (RegLocDiv, Kiel Outdoor Benthokosmen, Kiel Indoor Benthokosmen, andere ökologische und physiologische Arbeiten). Als strukturgebende Schlüsselarten wurden hier die wahrscheinlichen Entwicklungen von *Fucus* und *Mytilus* unter zu erwartenden Zukunftsszenarien näher beleuchtet. Zudem wurde dargelegt, wie die diskutierten Zukunftsszenarien durch das in diesem Projekt entwickelte Langzeitmonitoring untermauert/getestet werden können.

4 Ergebnisse und Fazit Projektteil 1

4.1 Ergebnisse Projektteil 1 – Modul 1: Konzeptentwicklung

Da bestehende Monitoringprogramme für die regelmäßige MSRL- und FFH-Berichtspflicht insbesondere im Küstenbereich Schleswig-Holsteins lückenhaft sind, soll das hier entwickelte Langzeitmonitoring helfen, diese Lücken zu schließen. Entsprechend wird im Folgenden auch auf die Anforderungen an Überwachungsprogramme seitens MSRL und FFH (kurz) eingegangen und in der weiteren Konzeptentwicklung vertieft.

4.1.1 FFH- und MSRL-Überwachungsprogramme/Meldepflicht

Die im Rahmen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) geforderten Überwachungsprogramme wurden auf der Grundlage der MSRL-Anfangsbewertung, gestützt durch MSRL-eigene Vorgaben (indikative Listen in Anhang III, Liste in Anhang V) und auf die MSRL-Umweltziele Bezug nehmend, entwickelt. Aufgabe der Überwachungsprogramme (als Teil des Bund-/Länder-Messprogramms (BLMP)) ist, regelmäßig den aktuellen Umweltzustand (sowie Umweltziele und Maßnahmen) zu übermitteln. Dabei sollen die MSRL-Überwachungsprogramme auf bestehenden Bewertungs- und Überwachungsbestimmungen beruhen und mit diesen vereinbar sein.

Konkreter dienen die Monitoringprogramme:

- der Beobachtung und Bestimmung des Zustands der Meeresökosysteme und ihrer Merkmale sowie der Bewertung des erzielten Fortschritts und der verbleibenden Aufgaben im Hinblick auf das Erreichen bzw. die Erhaltung des jeweiligen Zielzustands nach MSRL
- der Überprüfung des Erreichens (Erfolgskontrolle) und der Aktualisierung von Umweltzielen nach § 45e WHG
- der Überprüfung der Wirksamkeit (Erfolgskontrolle) und der Aktualisierung von Maßnahmen und Bewirtschaftungsplänen

- der Erfassung und Bewertung von Belastungen durch menschliche Aktivitäten und ihren Auswirkungen (einschließlich der wichtigsten kumulativen und synergetischen Wirkungen) auf die Meeresumwelt
- der Erfassung und Bewertung der natürlichen Variabilität und der langfristigen Entwicklungen und Änderungen der natürlichen Bedingungen, zum Beispiel verursacht durch den Klimawandel
- der Erfassung und Bewertung relevanter grenzüberschreitender Auswirkungen und Belastungen
- der Ursachenforschung bei Verfehlung von Umweltzielen und/oder GES sowie Identifizierung neuer und sich abzeichnender Belastungen und Gefahren
- der Bereitstellung aggregierter Informationen als Beitrag für Bewertungen von Meeresregionen oder -unterregionen im Rahmen der MSRL

Bislang werden für die Bewertung des Küstenbereichs Ergebnisse der WRRL-Monitorings BALCOSIS und MarBIT genutzt. Die Entwicklung eines gemeinsamen, die bestehenden Lücken schließenden Monitoring im Sinne der MSRL- und FFH-Berichtspflicht für küstennahe Hartbodengemeinschaften (siehe auch BALDESH, 4.1.4) ist Aufgabe des Folgeprojekts.

Inhalt der FFH-Berichte (gem. Artikel 17 der FFH-Richtlinie) sind Beschreibungen durchgeführter Maßnahmen und die Bewertung der erzielten Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der FFH-Arten und FFH-Lebensraumtypen sowie die wichtigsten Ergebnisse des FFH-Monitorings (Artikel 11 der FFH-Richtlinie). Die zu übermittelnden Berichte bestehen dabei aus drei Teilen:

Anhang A: Allgemeines Berichtsformat (z.B. Gebietskulisse, Managementpläne, Maßnahmen, Wiederansiedlung von Arten)

Anhang B: Überwachung nach Art. 11 für Arten der Anhänge II, IV und V

Anhang D: Überwachung nach Art. 11 für Lebensraumtypen

In Anhang D wird der Erhaltungszustand aller FFH-Lebensraumtypen (LRT) und Arten der FFH-Richtlinie (Anhang I, II, IV, V) bewertet, wobei folgende Parameter überwacht werden müssen: "aktuelles natürliches Verbreitungsgebiet", "aktuelle Fläche", "Strukturen und Funktionen" und "Zukunftsaussichten".

Bewertet wird der Erhaltungszustand von Arten und Lebensraumtypen nach einem EU-weiten "Ampelschema". Das Schema unterscheidet vier Kategorien:

"günstig" = (grün),

"ungünstig - unzureichend" = (gelb),

"ungünstig - schlecht" = (rot) und

"unbekannt" (grau).

Bisher werden für die schleswig-holsteinische Ostseeküste – bei passender Überlappung – die Ergebnisse bestehender Bewertungssysteme (BALCOSIS, MarBIT) bei Lebensraumtypen des Küstenbereichs für die gemeldeten vorhandenen FFH-LRT-Vorkommen gemeldet. In Küstennähe gibt es demnach aber bislang keine „Riffe“ bzw. sind sie nicht gemeldet, obwohl große Teile der Küste der FFH-Definition von Riffen entsprechen. Das BfN nimmt ebenfalls eine Bewertung von Benthosgemeinschaften vor, bei welcher Flachwassergemeinschaften bisher aber nicht berücksichtigt werden. Da für den kommenden Bericht (Phase 2013/24) ein ausgereifteres Bewertungssystem vorliegen soll, wurde von MariLim (MariLim Gesellschaft für Gewässeruntersuchung mbH, Schönkirchen) ein dem WRRL-Bewertungssystem MarBIT (siehe unten 4.1.2) ähnliches Bewertungsverfahren für Riffe vorgeschlagen. Im Projekt BALDESH werden außerdem Küstentriffe erfasst und Verfahren zum Ausweisen und Bewerten von Riffen weiterentwickelt.

4.1.2 Anwendung bestehender WRRL-Monitoring-Programme in Schleswig-Holstein (Übersicht)

Gemäß Anhang V WRRL müssen zur Bewertung des Zustands der Oberflächengewässer als „Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands“ der Küstengewässer der Nord- und Ostsee unter den biologischen Komponenten u.A., die Zusammensetzung und Abundanz sowie empfindliche und tolerante Taxa der „sonstigen Gewässerflora (nicht planktisch)“ und der benthischen wirbellosen Fauna erfasst werden.

Hierzu finden an der äußeren schleswig-holsteinischen Ostseeküste insgesamt 2 Bewertungsverfahren für küstennahes Makrobenthos statt: BALCOSIS („**B**altic **AL**gae **C**ommunity **an**aly**SI**s **S**ystem, (Schories et al. 2006; Fürhaupter & Meyer 2009)) und MarBIT (**M**arine **B**iotic **I**ndex **T**ool, (Meyer et al. 2008)). Während mit dem MarBIT-Verfahren der Zustand des Makrozoobenthos bewertet wird, bewertet das BALCOSIS-Verfahren den Zustand der Makrophyten dieser Gewässer:

BALCOSIS-Verfahren

Zur Bewertung des Zustands der „sonstigen Gewässerflora (nicht planktisch)“, also der Makrophyten (gemäß Anhang V WRRL RandNr 1-2-4) zieht das BALCOSIS-Verfahren insgesamt sieben unterschiedlich gewichtete Parameter heran (Schories et al. 2006; Fürhaupter & Meyer 2009):

1. Tiefengrenze *Zostera marina*
2. *Zostera marina*-assoziierte Opportunisten
3. Tiefengrenze *Fucus* spp.
4. Dominanz *Fucus* spp. (in 0 - 2 m Tiefe)
5. Opportunisten auf Hartsubstrat (in 5 - 7 m Tiefe)
6. Artenreduktion auf Hartsubstrat (in 5 - 7 m Tiefe)
7. Anteil Biomasse *Furcellaria lumbricalis* auf Hartsubstrat (in 5 - 7 m Tiefe).

Für jeden der Parameter wird im BALCOSIS-Verfahren eine Bewertung entsprechend einer von fünf Bewertungsstufen („sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“) anhand messbarer Variablen (z.B. Tiefenverbreitung *Fucus* spp. $\geq 8,5$ m: „sehr gut“, $< 0,5$ m: „schlecht“) durchgeführt. Jeder Bewertungsstufe wurde zur Normierung ein Intervall zwischen 0 und 1 zugeordnet („sehr gut“: 1,0 - 0,8; „gut“: 0,8 - 0,6; „mäßig“: 0,6 - 0,4; „unbefriedigend“: 0,4 - 0,2; „schlecht“: 0,2 - 0,0). So können die Werte verglichen werden und am Ende eine Gesamtbewertung für einen Wasserkörper berechnet werden (Schories et al. 2006; Fürhaupter & Meyer 2009). Die Bewertung des Zustands der Makrophyten an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste wird durch MariLim jährlich einmal jeweils im Sommerhalbjahr (Zeitraum Juni bis Oktober) durchgeführt.

MarBIT-Verfahren

Zur Bewertung des Zustands der benthischen wirbellosen Fauna (gemäß Anhang V WRRL RandNr 1-2-4) zieht das MarBIT-Verfahren vier Parameter heran (Meyer et al. 2005; Meyer et al. 2008):

1. Artenvielfalt: Taxonomic Spread Index (TSI)
2. Abundanz(-verteilung): (Test auf Log-Normalverteilung)
3. Obligatorische störungsempfindliche Taxa (spezialisiert auf einen Lebensraum und/oder spezialisiert auf eine Nahrung und/oder k-Strategie und/oder auf der Roten Liste der Ostsee)
4. Anteil toleranter Taxa (eutrophierungstolerant und/oder r-Strategie) im Vergleich zu Referenzanteil

Dem MarBIT-Verfahren liegen dabei eine Datenbank mit Informationen zur Autökologie vieler Ostseetaxa (z.B. Temperatur- oder Salinitätsansprüche und Sedimentpräferenzen) sowie eine Referenzartenliste zugrunde. Wie im BALCOSIS-Verfahren liefert auch im MarBIT-

Verfahren jeder Parameter einen Wert zwischen 0 und 1. Als Gesamtbewertung dient im MarBIT-Verfahren der Median der den 4 Parametern entsprechenden Einzelwerten.

Die Bewertung des Zustand des Makrozoobenthos an der schleswig-holsteinischen (und mecklenburg-vorpommerschen) Ostseeküste geschieht auf der Grundlage von jährlich einmal jeweils im Sommerhalbjahr (Zeitraum Juni bis Oktober) genommenen Greiferproben des LLUR und (im geringeren Umfang) des GEOMAR und wird in Zusammenarbeit mit MariLim (MariLim Gesellschaft für Gewässeruntersuchung mbH, Schönkirchen) durchgeführt.

Für die Bewertung des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ (LRT 1170) wurde nun durch MariLim ein Bewertungsansatz vorgelegt, der unter anderem auch auf dem MarBIT basiert (Berg et al. 2019).

4.1.3 RegLocDiv

Das RegLocDiv-(Regionale-Lokale-Diversität)-Monitoring des GEOMAR stellt die methodische Basis für das hier erarbeitete Langzeitmonitoring von küstennahen Hartbodengemeinschaften entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste dar – und liefert gleichzeitig eine bestehende umfangreiche Datenbasis, da es bereits seit Jahren durchgeführt wird: Im RegLocDiv-Monitoring werden seit 2004 jährlich im September insgesamt 6 Standorte der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (von Nord-West nach Süd-Ost: Falshöft, Booknis Eck, Schönberg, Fehmarn NW, Staberhuk, Kellenhusen/Schwarzgrund) mit FK Littorina angefahren und beprobt. An den Standorten liegen jeweils 7 bis 9 Betonplatten aus, die mit jeweils 2 PVC-Besiedlungsplatten (11 x 11 cm) an Edelstahlgewindestangen ausgestattet sind. Eine der Besiedlungsplatten einer Betonplatte wird jährlich taucherisch ausgetauscht, die andere (Mehrjahresplatte) in unregelmäßigen Abständen. Die jährlich entnommenen Besiedlungsplatten werden an Bord von FK Littorina gebracht und dort fixiert. Die Erfassung und Analyse der Gemeinschaften auf den Platten erfolgt später am GEOMAR. Seit 2013 werden zudem an den Standorten die lokalen Temperaturen geloggt. Die Datenerhebung/Probennahme des hier entwickelten Langzeitmonitorings kann also auf dem RegLocDiv-Monitoring aufbauen, wenn dieses langfristig weitergeführt wird und die Standorte mit Datenloggern zur Messung physikalischer Parameter (Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff) ausgestattet werden/sind.

Für die Verwendung der RegLocDiv-Platten als repräsentative Probeneinheiten/Replikate für die lokalen Riffgemeinschaften gemäß FFH muss dabei sichergestellt werden, dass sie die Hartbodengemeinschaften repräsentieren. Zu diesem Zweck sollten im Langzeitmonitoring regelmäßig – wie im Testmonitoring – Proben der lokalen Benthosgemeinschaft genommen und die Zusammensetzung mit den Gemeinschaften der PVC-Platten verglichen werden (bzw. diese ergänzen).

Neben der Absicherung, dass die Besiedlungsplatten die lokalen Gemeinschaften repräsentieren und deshalb für eine Zustandserhebung der Riffgemeinschaften herangezogen werden können, können die Gemeinschaften auf den Besiedlungsplatten auch als Stichprobe der lokalen Larvengemeinschaft und damit als das Potential zur Erholung der lokalen Gemeinschaft betrachtet werden.

Außerdem kann so die Frage beantwortet werden, inwieweit die auf den Platten vorgefundene Diversität (tatsächlich) von der Diversität der lokalen Gemeinschaft abhängt.

4.1.4 BALDESH/Bio-HAB

Im Rahmen des Projekts BALDESH wurden flächendeckende Kartierungsarbeiten in der schleswig-holsteinischen Ostsee durchgeführt, um Steinvorkommen zu vermessen, zu klassifizieren und einer ökologischen Bewertung zu unterziehen. Dies diente als Basis für die Ausweisung und Bewertung von Riffen gemäß FFH.

Im Teilprojekt Bio-HAB wurden durch Feldstudien und Laborexperimente Umweltbedingungen erforscht, die die Struktur der Hartsubstratgemeinschaften (Riffgemeinschaften) formen. Auf diese Weise sollten Faktoren identifiziert werden, die in Bewertungsverfahren Berücksichtigung finden müssen. In Zusammenarbeit mit dem Schwesterprojekt „Geo-HAB“ wurden Strategien zur Ausweisung von Riffflächen erarbeitet. Neben dieser Weiterentwicklung von bisherigen Monitoringstrategien dienten die experimentellen Studien auch der Erforschung der Stresstoleranz von Hartsubstratgemeinschaften der Ostsee. Ziel dieses Ansatzes war es, die Auswirkungen *zukünftiger* Stressoren auf die Funktionalität der Gemeinschaften und die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen zu untersuchen.

Für den experimentellen Teil von Bio-HAB wurden PVC-Besiedlungsplatten an RegLocDiv-Standorten ausgebracht. Die besiedelten Platten wurden nach einem Jahr taucherisch entnommen und samt lebender siedelnder Gemeinschaft ans GEOMAR gebracht. Dort wurden die Experimente zur Stressresistenz der Gemeinschaften durchgeführt. Hierfür wurden die Besiedlungsplatten samt siedelnder Gemeinschaften Temperatur- oder Sauerstoffmangelstress ausgesetzt.

4.2 Ergebnisse Projektteil 1 – Modul 2: Testmonitoring

Es konnten erfolgreich Besiedlungsplatten von den vier geplanten Standorten nach Kiel gebracht und dort für ein Test-Experiment verwendet werden. Im Mittel nahm im Laufe des Experiments der Besiedlungsgrad der Platten stärker unter ausgesetzter Behandlung zu als in der Kontrollgruppe (Abbildung 6).

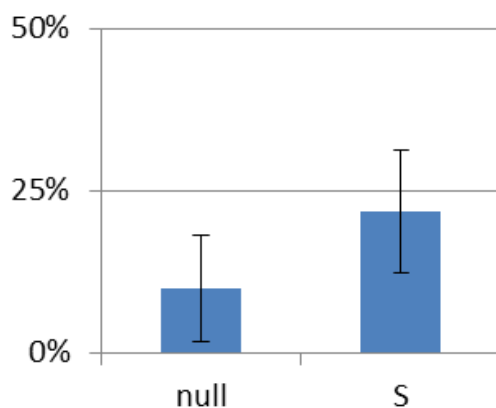


Abbildung 6: Auswirkung (% Veränderung des Besiedlungsgrads) des Testexperiments auf den Besiedlungsgrad der Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

Gemeinschaftsanalysen. Die benthischen Gemeinschaften auf den Besiedlungsplatten unterschieden sich klar nach ihrer Herkunft von den vier beprobten Standorten (ANOSIM, $R = 0,844$, Abbildung 7).

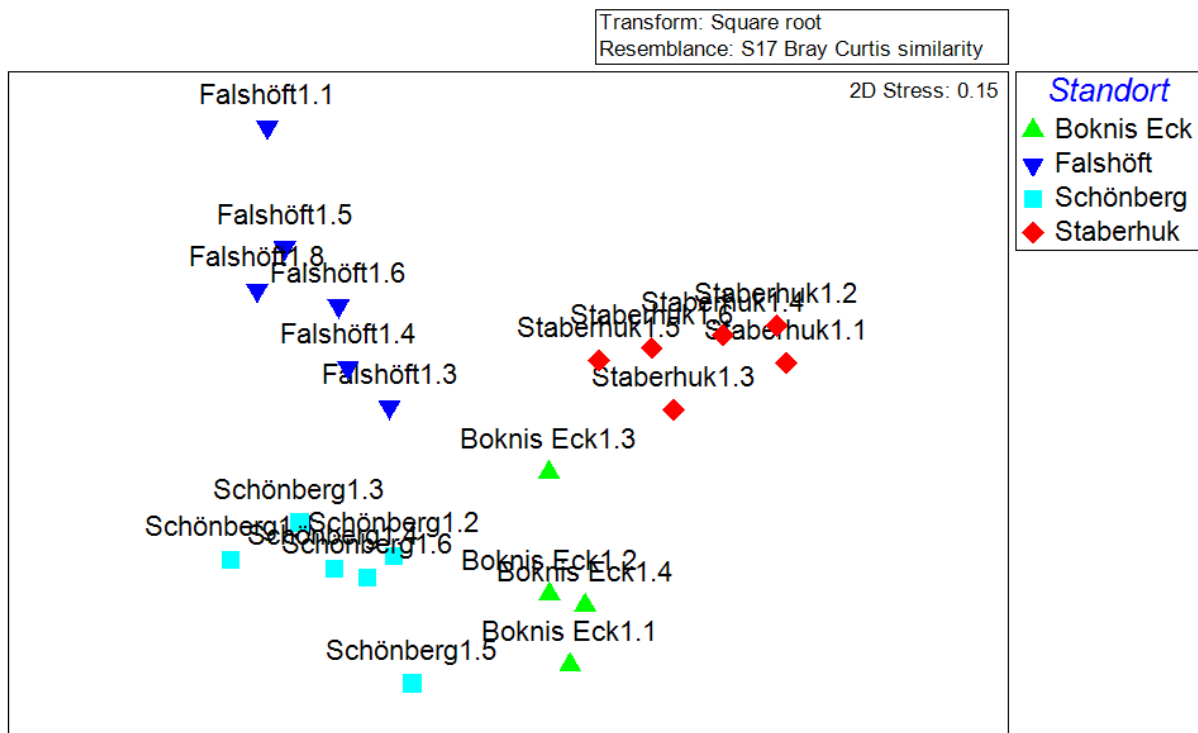


Abbildung 7: MDS-Plot der Gemeinschaften an den beprobten Standorten (vor dem Experiment).

Bei den Gemeinschaften der Standorte Falshöft (PERMANOVA, Pseudo-F = 8,71, $p = 0,014$) und Schönberg (PERMANOVA, Pseudo-F = 7,80, $p = 0,013$) konnten darüber hinaus nach dem Testexperiment signifikante Veränderungen der Gemeinschaftstrukturen gegenüber den Gemeinschaften vor dem Experiment festgestellt werden. Jedoch zeigte sich kein signifikanter Effekt der Aussüßung auf die Gemeinschaften, sie veränderten sich also sowohl unter der Salinitätsbehandlung als auch in der Kontrollgruppe.

Als wichtigste Taxa, die zur Unterschiedlichkeit der Gemeinschaften der vier Standorte beitrugen wurden *Amphibalanus improvisus*, *Mytilus edulis*, *Polydora* sp., *Polysiphonia fucooides*, *Dasya baillouviana*, *Ectocarpus* sp., *Chorda filum* sowie benthische Diatomeen identifiziert (SIMPER-Analyse, kumulativer Beitrag zu mind. 50% der Unterschiedlichkeit).

Diversitätsanalysen.

- **Anzahl Taxa S:** Die Anzahl der identifizierten Taxa auf den Besiedlungsplatten wurde kaum durch das Experiment beeinflusst. Sie nahm nur an den Kontrollen von

Booknis Eck ($-1,5 \pm 0,5$ StAbw) und Schönberg ($-3,3 \pm 1,25$ StAbw) jeweils leicht ab (Abbildung 8).

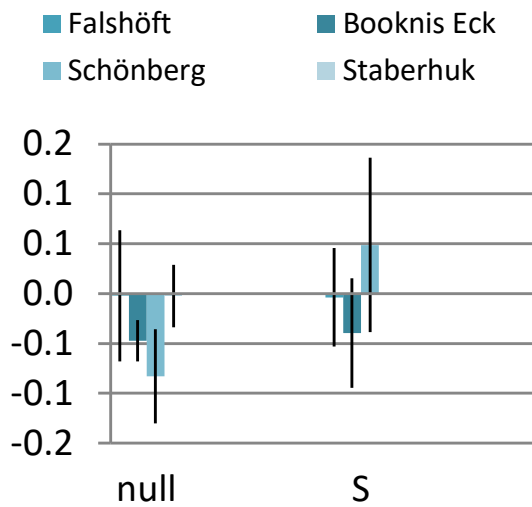


Abbildung 8: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die **Anzahl der Taxa** auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

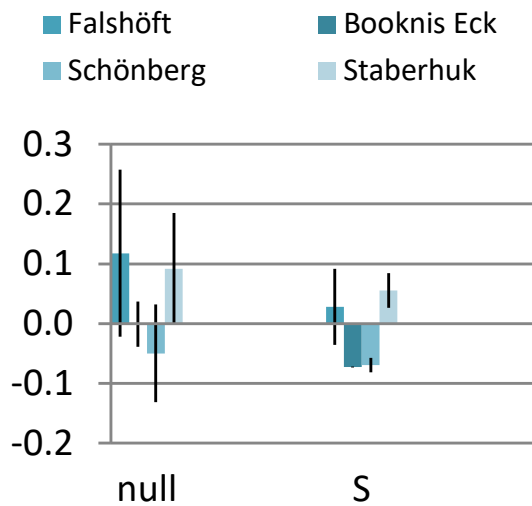


Abbildung 9. Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Gleichverteilung (**Pielou's Evenness J'**) der Gemeinschaften auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

- **Pilou's Evenness E:** Die Salinitätsbehandlung beeinflusste die Gleichverteilung (,Evenness‘) der Taxa der Gemeinschaften von den Standorten Booknis Eck, Schönberg und Staberhuk, nicht jedoch von Falshöft (Abbildung 9). Unter verringerter Salinität verringerte sich die Gleichverteilung der Gemeinschaften von Booknis Eck und Schönberg (die Dominanz einzelner Taxa nahm also *zu*). Auf den Platten von Staberhuk erhöhte sich dagegen die Gleichverteilung unter verringerter Salinität (die Dominanz einzelner Taxa nahm also *ab*).

Häufige / bedeutende Arten (Ergebnisse SIMPER-Analyse):

- ***Amphibalanus improvisus*:** Über die Gemeinschaften aller Standorte gemittelt betrachtet nahm die Abundanz der Seepocke *Amphibalanus improvisus* unter der Kontroll-Salinität leicht zu, jedoch nicht unter der ausgesüßten Behandlung. Bei Betrachtung der Gemeinschaften der einzelnen Standorte zeigt sich, dass die Salinitätsbehandlung die Abundanz von *A. improvisus* in der Booknis Eck-Gemeinschaft unter Aussüßung sogar leicht abnahm (Abbildung 10). In der Staberhuk-Gemeinschaft nahm die *A. improvisus*-Bedeckung bei höherer Salinität stärker zu als bei niedrigerer Salinität. Als Teil der Schönberg-Gemeinschaft dagegen profitierte *A. improvisus* im Mittel sogar etwas stärker von der Aussüßung, da der Zuwachs unter der Kontroll-Salinität stark schwankte.

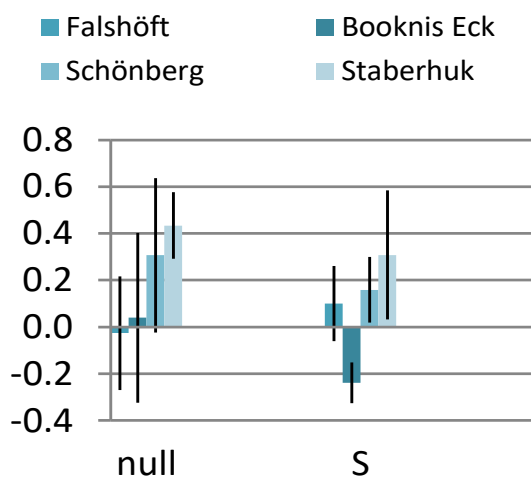


Abbildung 10: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von *Amphibalanus improvisus* auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

- *Mytilus edulis*: Nur bei den Gemeinschaften von Booknis Eck und Schönberg zeigten die Miesmuscheln eine Reaktion auf die Salinitätsbehandlung. In beiden Fällen nahm die Bedeckung von *M. edulis* stärker bzw. konsistenter in der Kontrollbehandlung zu als unter ausgesüßten Bedingungen (Abbildung 11).

Polydora sp.: Polychaeten der Gattung *Polydora* profitierten auf den meisten Besiedlungsplatten von der Hälierung in der Versuchsanlage, bei starker Streuung im Mittel etwas stärker unter der ausgesüßten Behandlung (

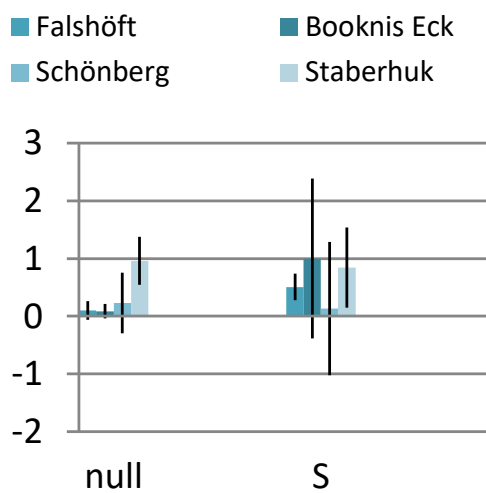


Abbildung 12). Am konsistentesten nahm in der Gemeinschaft aus Falshöft die *Polydora* sp.-Abundanz unter verringerter Salinität zu – und in der Staberhuk-Gemeinschaft unter beiden Behandlungen.

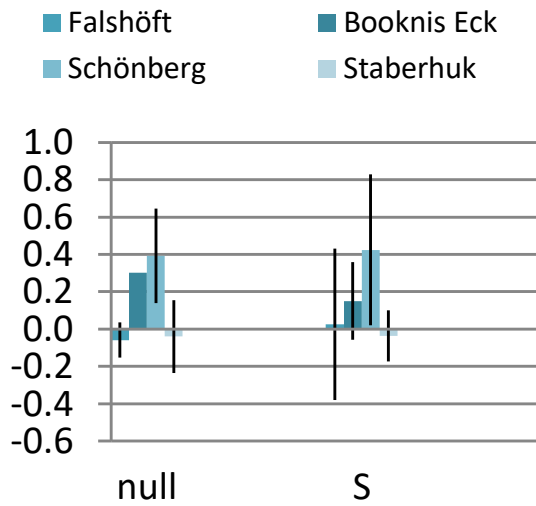


Abbildung 11: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von *Mytilus edulis* auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

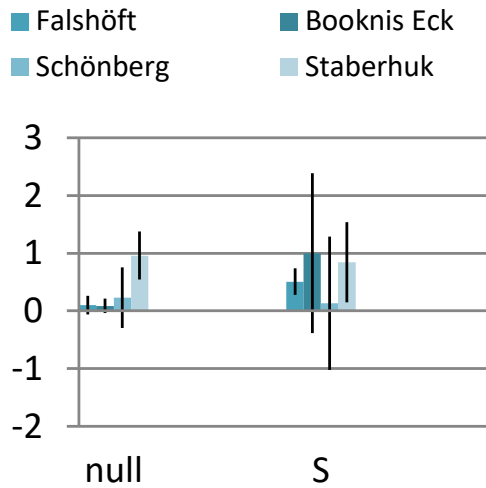


Abbildung 12: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von *Polydora sp.* auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

- ***Polysiphonia fucoides***: Die Abundanzen der fädigen Rotalge *Polysiphonia fucoides* wurden nur wenig – oder wenig konsistent – durch die Salinitätsbehandlung beeinflusst. Nur in der Falshöft-Gemeinschaft nahm die Abundanz von *P. fucoides* und nur unter Kontrollbedingungen signifikant zu (Abbildung 13).

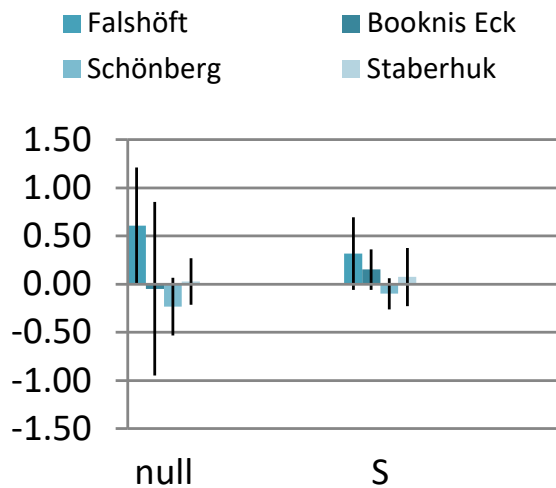


Abbildung 13: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von ***Polysiphonia fucoides*** auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

- ***Ectocarpus* sp.**: Fädige Braunalgen der Gattung *Ectocarpus* nahmen im Mittel in ihrer Abundanz stärker unter Kontrollbedingungen ab als unter ausgesüßten Bedingungen (Abbildung 14). Während die Abundanz von *Ectocarpus* sp. in den Booknis Eck-Gemeinschaften generell abnahm, war dieser Effekt auf den Platten von Schönberg unter Kontrollbedingungen deutlich stärker als unter ausgesüßten Bedingungen.

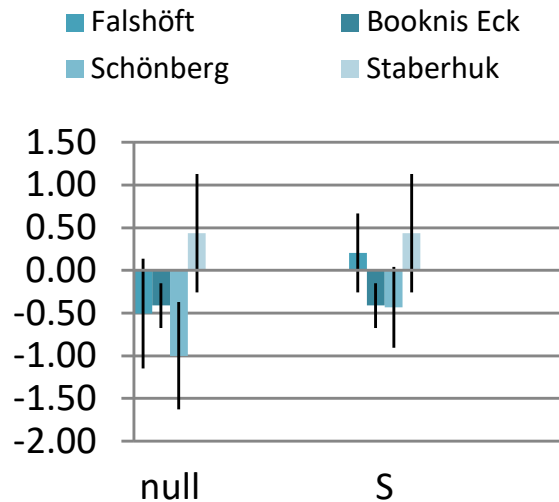


Abbildung 14: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von *Ectocarpus sp.* auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

- ***Chorda filum***: Diese Braunalgenart kam nur bei Booknis Eck vor und ihre Abundanz wurde nicht signifikant durch die Salinitätsbehandlung beeinflusst
- **Diatomeen**: Die Bedeckung der Besiedlungsplatten durch benthische Diatomeen nahm auf vielen Platten sowohl der Kontrolle als auch der ausgesüßten Behandlung zu. Unter ausgesüßten Bedingungen war dieser Effekt jedoch im Mittel etwas stärker als in der Kontrolle (Abbildung 15). Am deutlichsten wurde dieser Effekt in den Gemeinschaften von Schönberg und Staberhuk sichtbar. Auf den Platten aus Falshöft wuchsen die Diatomeen dagegen stärker unter Kontrollbedingungen als unter verringerter Salinität.

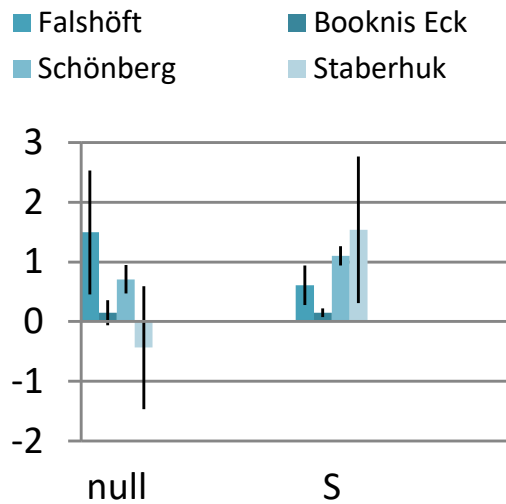


Abbildung 15: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz von benthischen **Diatomeen** auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

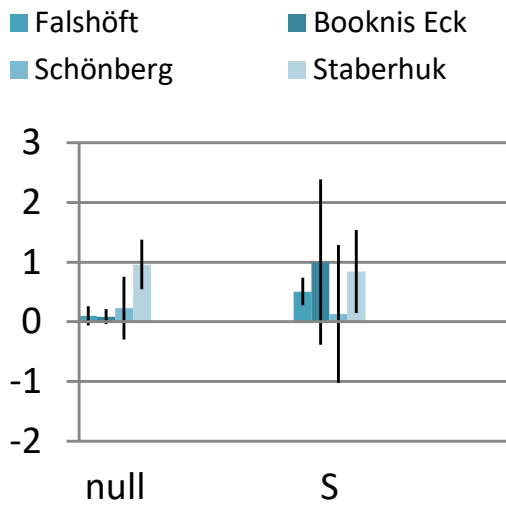


Abbildung 16: Auswirkung (Effect ratio \pm Konfidenzintervalle) des Testexperiments auf die Abundanz des Neobiots ***Dasya baillouviana*** auf den Besiedlungsplatten (null: Kontrolle, S: Salinitätsbehandlung).

4.2.1 Zusammenfassung Ergebnisse des Testmonitorings und Test-Experiments

Im Rahmen des Testmonitorings wurden erfolgreich die – auf zuvor ausgebrachten Besiedlungsplatten siedelnden – Benthos-Gemeinschaften der vier ausgewählten Standorte taucherisch beprobt und anschließend in einem Test-Experiment am GEOMAR einer Stressbehandlung (Aussüßung) ausgesetzt. [Aufgrund ungünstiger Witterung konnten die zusätzlichen Hartbodenproben der lokalen natürlichen Riffgemeinschaften erst 2019 genommen werden.]

Mit dem Test-Experiment wurde gezeigt, dass es möglich ist, die unterschiedlichen Benthosgemeinschaften verschiedener Standorte in der Kieler Bucht schnell und schonend ans GEOMAR in Kiel zu transportieren und dort für Experimente zu nutzen. Im Experiment hatte die angewendete Stressbehandlung zwar meist nur schwache, aber (trotz geringer Replikation: $n = 3$) durchaus signifikante Effekte auf die beprobten Gemeinschaften, die sich je nach Herkunft der Gemeinschaften unterschieden. Während die Artenzahlen der 4 behandelten Gemeinschaften jedoch nicht durch die Aussüßung verringert wurden (es starben keine Arten aus), gab es doch Verschiebungen in den Gemeinschaftszusammensetzungen hin zu mehr Dominanz einzelner Taxa in den Gemeinschaften aus Booknis Eck und Schönberg, wohingegen in der Staberhuk-Gemeinschaft die Dominanz einzelner Arten abnahm.

Die Gemeinschaft des Standorts Falshöft zeigte nach der Aussüßung gegenüber der Kontrolle verringerte Abundanzen der Rotalge *Dasya baillouviana*. Die Abundanzen von *Polysiphonia fucoides* und von benthischen Diatomeen nahmen weniger zu als in der Kontrolle. Polychaeten der Gattung *Polydora* konnten dagegen von der Aussüßung profitieren.

Die Gemeinschaften der Standorte Booknis Eck und Schönberg zeigten im Test-Experiment ähnliche Reaktionen: Während benthische Diatomeen unter der verringerten Salinität stärker wuchsen, nahm die Abundanz von Miesmuscheln unter der höheren Salinität stärker zu. An beiden Standorten nahm außerdem die Gleichverteilung („Evenness“) unter der Aussüßung ab, die Dominanz einzelner Taxa (insb. Diatomeen) nahm also zu. Während die Abundanz der Seepocke *Amphibalanus improvisus* durch die Aussüßung in der Booknis Eck-Gemeinschaft leicht abnahm, nahm sie in der Schönberg-Gemeinschaft unter geringerem Salzgehalt leicht zu.

Die von *M. edulis* und *Amphibalanus improvisus* dominierte Staberhuk-Gemeinschaft zeigte relativ geringe Einflüsse der Salinitätsbehandlung. Während die Abundanz von *Amphibalanus*

improvisus unter niedriger Salinität weniger zunahm als unter hoher, vermehrten sich die benthischen Diatomeen nur bei verringertem Salzgehalt signifikant. Hierdurch wurde die Dominanz von Miesmuscheln und Seepocken verringert, was sich in einer höheren Evenness widerspiegelt.

4.2.2 Diskussion Ergebnisse des Testmonitorings und Test-Experiments

Laut den Salinitätsdaten aus 2016 und 2017 kann für Falshöft die geringste Wahrscheinlichkeit von spontanen mehrtägigen Exkursionen des Salzgehalts unter eine Salinität von 10 angenommen werden (Abbildung 3). Die Gemeinschaft dieses Standorts mit hohem Anteil an Rotalgen zeigte relativ klare Reaktionen auf die applizierte Aussüßung. Die Gemeinschaft von Staberhuk, wo die benthische Gemeinschaft schon früher in diesem Jahr längere Phasen von Salinitäten unter 10 erlebt hat (Abbildung 2), zeigte sich dagegen bis auf eine leichte Zunahme von benthischen Diatomeen im Experiment (erwartungsgemäß) robust gegenüber geringem Salzgehalt.

Von den Standorten Falshöft und Schönberg liegen aufgrund von Verlusten an den Messstationen (Projekt Flachwasser-Abiotik) leider keine Umweltdaten aus 2018 vor. Daher beschränkt sich die Diskussion im Folgenden auf die Standorte Booknis Eck und Staberhuk.

Hier zeigte sich, dass in den 3 Monaten vor der Beprobung (trotz kräftiger Schwankungen) bei Booknis Eck erwartungsgemäß im Durchschnitt eine leicht höhere Salinität (11,7) vorherrschte als bei Staberhuk (10,5; Abbildung 17). Allerdings gab es bei Staberhuk deutlich häufigere, längere und ausgeprägtere Phasen von Salzgehalten unterhalb von Salinität 10 als in Booknis Eck: In Staberhuk ergab die Summe der gemessenen Abweichungen unterhalb Salinität 10 in dem Zeitraum 9291, in Booknis Eck nur 2020.

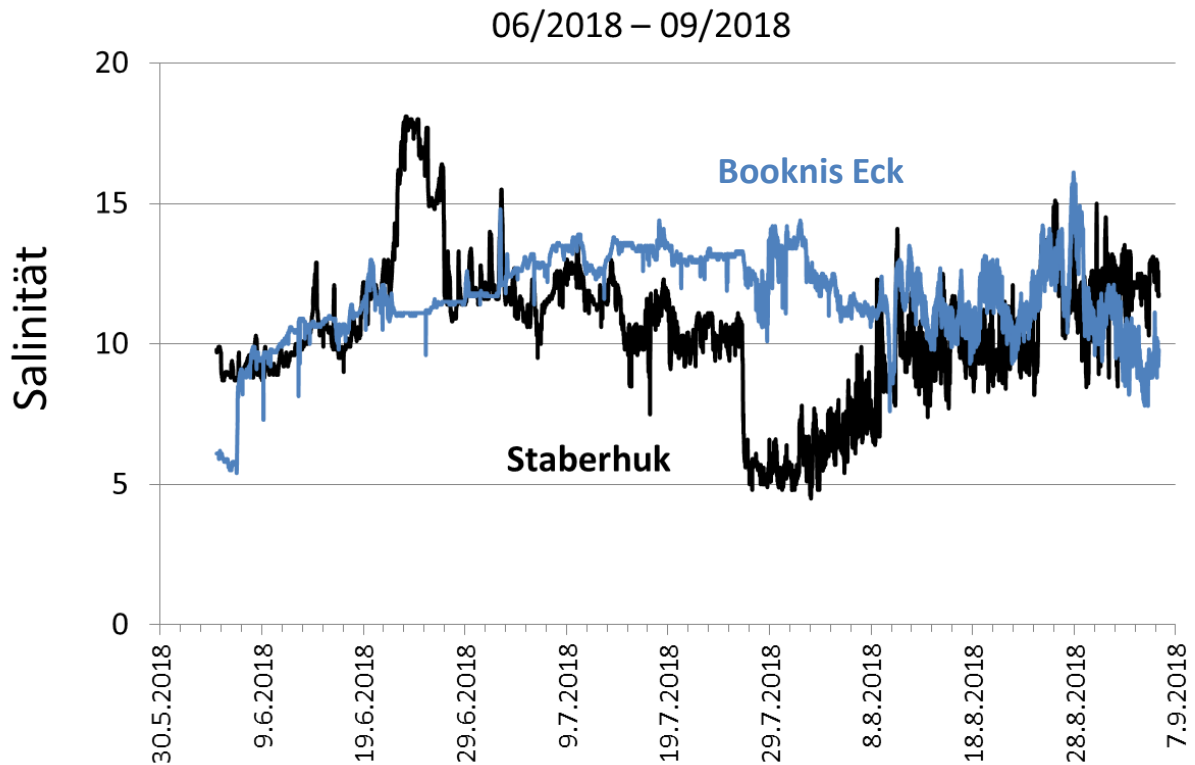


Abbildung 17: Salinitäten an den Standorten Booknis Eck (blau) und Staberhuk (schwarz) in den 3 Monaten vor der Probennahme im September 2018.

Insbesondere die Ergebnisse der Abundanzveränderungen bei *Mytilus edulis* und *Amphibalanus improvisus* lassen sich gut durch die an den Standorten Booknis Eck und Staberhuk in den drei Monaten vor der Probennahme gemessenen Salinitäten erklären: Während in der Staberhuk-Gemeinschaft, die vor den Experimenten häufiger und ausgeprägter Bedingungen mit Salinitäten unter 10 erfahren hat, keine Effekte zu sehen sind, zeigen sich in der Booknis Eck-Gemeinschaft sowohl *Mytilus* sp. als auch *A. improvisus* im Mittel niedrigere Abundanzen unter ausgesüßten Bedingungen als unter normaler Salinität (Abbildung 18).

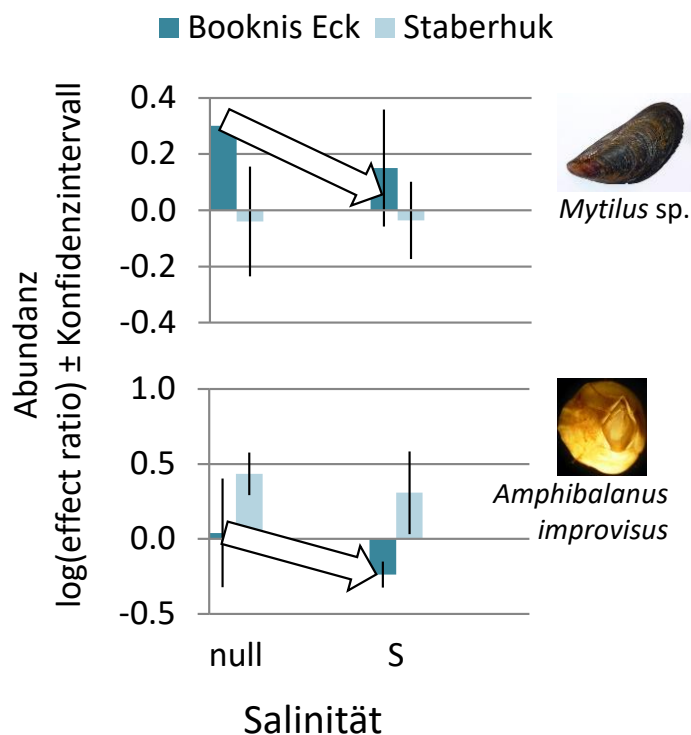


Abbildung 18: Vergleich der Aussüßungseffekte auf *Mytilus* sp. (Foto: Erik Veldhuis, Wikimedia.org) und *Amphibalanus improvisus* (Foto: Auguste Le Roux, Wikimedia.org) in den Gemeinschaften aus Booknis Eck und Staberhuk.

4.2.3 Zusammenfassung Projektteil 1 – Modul 2

- Wir konnten erfolgreich vitale Gemeinschaften nach Kiel bringen und dort mit ihnen experimentieren.
- Es konnten schwache aber signifikante Unterschiede zwischen Organismen aus unterschiedlichen Herkunfts-Umweltbedingungen gezeigt werden.
- Auf diese Weise könnten *in Zukunft* – neben dem reinen Flachwasser-Hartboden-Monitoring – biologische Indikatoren für Umweltbedingungen fortentwickelt werden.
- Als Voraussetzung für die Indikatoren-Fortentwicklung wurde ein vollständiges Sensoren-Set (T, SAL, O₂) direkt an den Standorten ausgebracht.

4.3 Ergebnisse Projektteil 1 – Modul 3

4.3.1 Auswirkungen des globalen Wandels auf die Ostsee

Trotz nationaler und internationaler Anstrengungen (BMU 2019) steigen die weltweiten CO₂-Emissionen weiter stark an (in den Jahren 2017 und 2018 sogar besonders stark, mit einem neuen Rekord von 33,1 Gt aus der Energieproduktion in 2018; IEA 2019). Demnach bewegen sich die CO₂-Emissionen bisher entlang des gemeinhin als „business as usual“-Szenarios „RCP8.5“, das auf eine CO₂-Konzentration von 1370 ppm im Jahr 2100 hinausläuft und einem erwarteten globalen Temperaturanstieg von 3,2 bis 5,4 °C entspricht (z.B. Laffoy & Baxter 2018). In den Meeren wurde infolge des Klimawandels seit den 1990er Jahren eine beschleunigte Erwärmung gemessen (IPCC 2019). Da über 90% der durch den anthropogenen Treibhauseffekt erzeugten Überschusswärme in den Ozean gespeichert werden, wird bis 2100 mit einer Erhöhung der mittleren globalen Meerestemperatur von 1 bis 4 °C gerechnet (Laffoy & Baxter 2016).

In Deutschland vollzieht sich der Klimawandel dabei sogar schneller als im weltweiten Mittel. Die derzeit international als begrenzendes Ziel für die globale Erwärmung angestrebten 1,5 °C wurden 2018 in Deutschland bereits erreicht (Umweltbundesamt 2019). Die Ostsee ist als Binnenmeer (mit umliegenden Landmassen) zudem stärker als andere Meere von Erwärmung betroffen (Barboza & Franz 2016). Im Vergleich zu den Weltmeeren wird für die Ostsee daher eine bis zu 3-fache Erwärmungsrate erwartet (Belkin 2009). Die Auswirkungen sind bereits spürbar: Die Hitzewelle in 2018 erstreckte sich über die gesamte Ostsee, deren mittlere Oberflächentemperatur im Juli mit 20,0 °C einen neuen Rekord darstellte (Umweltbundesamt 2019). Die Entwicklung in der Ostsee wird daher auch wie ein Blick in Zukunft anderer Meeresregionen betrachtet (Reusch et al. 2018). Für das Ende des 21. Jahrhunderts wurde bisher für die südliche / westliche Ostsee mit einer Erwärmung der Meeresoberflächentemperatur um etwa 2 °C (0,5 – 2,5 °C) gerechnet (Gräwe et al. 2013, HELCOM 2013). In der jüngeren Studie von Gröger et al. (2019) wurde für die Ostsee sogar ein mittlerer Temperaturanstieg von 2,3 bis 4,7 °C im Vergleich der Jahre 2070 bis 2099 gegenüber 1970 bis 1999 berechnet.

Entsprechend dieser Entwicklung wandern in der *Nordsee* seit den 1990er Jahren zunehmend mehr wärmeliebende Fischarten aus südlicheren Regionen ein – und kälteliebende nach Nor-

den aus (Umweltbundesamt 2019). Durch den Salinitätsgradienten besteht diese ‚Fluchtmöglichkeit‘ in der Ostsee für viele Arten aber nicht (Barboza & Franz 2016). Da der Salinitätsgradient gemeinsam mit der Beckenstruktur der Ostsee zum Teil auch den Austausch zwischen Populationen behindert (Hinrichsen et al. 2018, Franz et al. 2019a), besteht zudem Zweifel an der genetischen Anpassungsfähigkeit von Ostseearten an den Klimawandel. Insbesondere im Sommer und Winter können daher in Zukunft wesentliche Verschiebungen in *Fucus*-Gemeinschaften der Ostsee erwartet werden (Wahl et al. 2019). Hohe Sommertemperaturen führen in Flachwasser-Hartbodengemeinschaften der Ostsee zu erhöhtem Umsatz, was zu verringertem Biomasseaufbau und sogar zum Zusammenbruch der Gemeinschaften führen kann (Franz 2018). Neben der langjährigen Erhöhung mittlerer Temperaturen werden aber zukünftig auch Zunahmen von Frequenz, Amplitude und Dauer von Hitzewellen erwartet (Gräwe et al. 2013, Pansch & Hiebenthal 2019). Dies erhöht das Risiko von Temperaturerhöhungen für die Ostseegemeinschaften zusätzlich (Bates et al. 2018, Pansch et al. 2018).

Aber auch andere Effekte des Globalen Wandels werden die Ostseegemeinschaften in Zukunft betreffen. Da diese Studie Hartbodengemeinschaften behandelt, sollen im Folgenden jedoch nur solche Effekte genannt werden, die diese Gemeinschaften betreffen:

Ebenfalls durch den Klimawandel verursacht wird – durch erhöhte Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet – ostseeweit bis 2100 mit einer Abnahme der Salinität um 1,5 bis 2 Salzgehaltseinheiten gerechnet (Gräwe et al. 2013, HELCOM 2013). Gröger et al. (2019) gehen von einer ostseeweiten Abnahme von 0,6 bis 2,3 Einheiten zwischen den Jahre 1970 bis 1999 und 2070 bis 2099 aus, wobei die Prognosen für die süd-westliche Ostsee z.T. sogar eine Verringerung um bis zu 3 Einheiten zeigen. Die verstärkten Niederschläge tragen aber nicht nur zur Aussüßung bei. Es wird im 21. Jahrhundert auch ein verstärkter Nährstoffeintrag über die Flüsse erwartet (Meier et al. 2012), der die Eutrophierung mit stärkerem Wachstum von planktischen Mikroalgen und ephemeren Makroalgen verstärkt: Eine negative Folge ist die verringerte Lichtversorgung langlebiger Makroalgen und Seegräser. Sterben die opportunistischen Algen ab, sinken sie zudem zu Boden, und durch den bakteriellen Abbau wird der Sauerstoff in Bodennähe aufgezehrt. Die erhöhte Temperatur verstärkt zudem die Remineralisierung von Nährstoffen aus Sedimenten (Meier et al. 2012) und sorgt für eine stabilere Schichtung (Gröger et al. 2019). Veränderte Windverhältnisse werden laut Simulationen in Zukunft auch die Anzahl von Einstromereignissen und damit die Versorgung von tieferen Wasser-

schichten mit sauerstoffreichem Wasser verringern (Gräwe et al. 2013). So werden die Eutrophierungseffekte insgesamt zusätzlich verstärkt und der Sauerstoffmangel in den Becken der Ostsee verschärft sich (Barboza & Franz 2016). Durch windgetriebene „Upwelling“-Ereignisse kommt es bereits heute gelegentlich zu hypoxischen Bedingungen im Flachwasser der Ostsee (Melzner et al. 2013). Wenn das dabei an die Oberfläche strömende Wasser aus tieferen Schichten in Zukunft häufiger sauerstoffarm ist, stellt dies eine weitere Belastung für Flachwassergemeinschaften dar.

Weitere Einwirkungen auf die Lebensgemeinschaften der Ostsee ergeben sich aus der direkten Einflussnahme der Menschen auf die besiedelten Nischen (Substratentnahme, Sedimentation), auf einzelne Organismen(-gruppen) (Überfischung) oder auf die Gemeinschaften selbst (Einführung neuer Arten) (Bock 2003, Barboza & Franz 2016). Da sich die Ostsee nach wie vor in einer postglazialen Sukzession befindet und relativ artenarm ist, sind die Ostseegemeinschaften überdurchschnittlich anfällig für Invasionen (Barboza & Franz 2016). Gleichzeitig stellt die geringe genetische Diversität und niedrige funktionale Redundanz (zumindest bei Weichbodenarten) ein höheres Risiko für den Ausfall von Ökosystemleistungen dar, wenn Arten (lokal) aussterben (Barboza & Franz 2016).

4.3.2 Auswirkungen des Globalen Wandels auf Makroalgen-/*Fucus*-Gemeinschaften der Ostsee

In einer Zusammenfassung wurden von Hiebenthal et al. (2012) als wichtige Stressoren für Makrophytenbestände die Eutrophierung inkl. Hypoxie, erhöhte Temperatur, Aussüßung, Sedimentation sowie invasive Arten identifiziert. Noch 2015 wurde allerdings der Einfluss des Klimawandels auf *Fucus* spp. als eher gering eingeschätzt (Wahl et al. 2015), insbesondere an Standorten mit natürlich vorkommenden starken Schwankungen in der abiotischen Umwelt (wie der Ostsee).

In der Zwischenzeit zeigten neuere Ergebnisse aus Mesokosmenexperimenten jedoch ein anderes / differenzierteres Bild. Demnach bricht die Verteidigung von *Fucus vesiculosus* gegenüber Fouling und Fraßfeinden bereits bei Sommertemperaturen über 18 °C ein (Wahl et al. 2019). Da parallel auch der Fraßdruck auf ephemere Aufwuchsalgen abnimmt, leidet *Fucus* doppelt unter den hohen Temperaturen. Das Wachstum von *Fucus* selbst verringert sich ab

Temperaturen oberhalb von 20 °C; ab 27 °C wächst die Alge nicht mehr und es tritt nach wenigen Tagen Nekrose auf (Graiff et al. 2015). Bislang treten Temperaturen oberhalb 18 bzw. 20 °C nur in einem relativ kurzen Zeitraum zwischen Juli und September auf. Bei einer erwarteten Erhöhung der sommerlichen Wassertemperaturen um mehr als 2°C bis 2100 (Gröger et al. 2019) würde sich dieses für *Fucus* kritische Zeitfenster aber um mehrere Wochen verlängern (Wahl et al. 2019) – bei gleichzeitiger Erhöhung der Wahrscheinlichkeit von Hitzewellen. Die Folge dieses Szenarios wären mit hoher Wahrscheinlichkeit absterbende *Fucus*-Bestände. In Kombination mit (durch die ebenfalls verstärkte Eutrophierung verursachten) Lichtmangel fallen diese Effekte erwartbar noch stärker aus (Weinberger et al. 2011).

Verschärft wird die Lage für *Fucus* zusätzlich durch die Aussüßung von wahrscheinlich über 2 Salinitätseinheiten bis zum Ende des 21. Jahrhunderts (Gröger et al. 2019), da sich hierdurch ostseeweit das besiedelbare Habitat verkleinert. Aktuelle Ergebnisse zeigen, dass sich lokal angepasste *Fucus*-Populationen weder schnell genug anpassen, noch über Verbreitung in Richtung günstigerer Bedingungen ‚mitwandern‘ können (Jonsson et al. 2018).

Schließlich zeigte sich, dass auch Invasionen nicht-einheimischer Arten die Makrophytenbestände der Ostsee schwächen können: Weinberger et al. zeigten 2008, dass sich Isopoden bevorzugt bei Tag zwischen invasiven Algen („*Gracilaria vermiculophylla*“, heute *Agarophyton vermiculophyllum*) vor ihren Fressfeinden verstecken, um dann bei Nacht bevorzugt *Fucus* zu fressen – anstelle der besser verteidigten „*Gracilaria*“.

4.3.3 Auswirkungen des Globalen Wandels auf Miesmuschel-Gemeinschaften der Ostsee

Als wichtige Stressoren von Miesmuscheln gelten neben direkten menschlichen Aktivitäten wie Muschelfischerei und Küstenbebauung auch der Klimawandel (Temperaturerhöhung, Aussüßung, Versauerung) und die Eutrophierung (Hiebenthal et al. 2012). Die Effekte von erhöhten Nährstoffbelastungen auf die Miesmuschelpopulation der Ostsee sind aber unklar. Durch erhöhte Phytoplanktondichten verbessert sich tendenziell sogar die Nahrungsversorgung der Muscheln, was sie ggf. robuster gegenüber anderen Stressoren (wie Versauerung) macht (Thomsen et al. 2010). Auch Sauerstoffmangelsituationen in Folge der Eutrophierung

können die Muscheln relativ gut überstehen, solange sie nicht zu lange andauern (Theede et al. 1969, Dolmer 1999).

Hohe Wassertemperaturen über 20 °C können, insbesondere unter nahrungslimitierten Verhältnissen, Verfassung und Wachstumsraten von Miesmuscheln reduzieren (Hiebenthal et al. 2012, Clements et al. 2018). Ebenso können Temperaturschwankungen und Hitzewellen ungünstig für das Muschelwachstum sein (Pansch et al. 2018, Pansch & Hiebenthal 2019). Auf der anderen Seite war *Mytilus* in jüngeren Studien fähig, sich an Hitzewellen zu akklimatisieren, sodass sie unter folgenden Wellen weniger stark litten (Lenz et al. 2018, Pansch et al. 2018). Zudem zeigen jüngste Forschungsergebnisse eine höhere Empfindlichkeit des wichtigen *Mytilus*-Prädatoren *Asterias rubens* gegenüber Hitzewellen als der Muscheln (Rühmkoff et al., unveröffentlichte Daten, Melzner et al., unveröffentlichte Daten), was in Zukunft zu einer Entlastung der Miesmuschelbestände führen könnte. Höhere Temperaturen können im Frühling sogar das Larvenwachstum beschleunigen und damit die Population stärken (Franz et al. 2019, Knoebel et al. 2021).

Insgesamt scheint in der Ostsee der Salinitätsgradient der entscheidende Verbreitungsfaktor der *Mytilus*-Populationen sein (Stuckas et al. 2017). Bei niedrigeren Salinitäten verringern sich sowohl das Schalenwachstum der Muschellarven, als auch der adulten Tiere (Thomsen et al. 2018, Sanders et al. 2018). Da die Tiere jeweils an lokale Salzgehalte genetisch angepasst (adaptiert) sind und nur geringe Verbreitungsdistanzen aufweisen, sind die lokalen Populationen relativ klar getrennt (Franz et al. 2019, Knoebel et al. 2021). Bei einer Aussüßung der Ostsee um mehr als 2 Salinitätseinheiten würden sich daher die heutigen Populationen weiter nach Westen verschieben müssen.

4.3.4 Verwendung des Flachwasser-Hartbodenmonitorings zum Testen der Zukunftsszenarien

Die hier diskutierten Zukunftsszenarien für *Fucus*- und *Mytilus*-Gemeinschaften können durch das hier (Modul 2) entwickelte Monitoring getestet werden. Dafür könnten in Zukunft zum einen Korrelationen zwischen Abundanzen von strukturgebenden Schlüsselarten wie *Fucus* und *Mytilus* sowie von Störungsanzeigern wie benthischen Feinalgen und Diatomeen und abiotischen Umweltfaktoren (Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoffgehalt) während der gesamten Siedlungsphase erstellt werden. Zum anderen können gezielt (und wiederholt) Zukunftsszenarien in Experimenten an Hartbodengemeinschaften mit unterschiedlicher Zusammensetzung

und Vorgeschichte simuliert werden. Möglich wäre zum Beispiel, entsprechende Experimente in 3-Jahresabständen durch die 3 gemessenen Umweltfaktoren rotierend durchzuführen, um so die Entwicklung der Stressempfindlichkeit im Laufe des fortschreitenden Klimawandels zu verfolgen.

4.3.5 Zusammenfassung Modul 3

- Aktuelle wissenschaftliche Studien zeigen, dass die Vorhersagen zum Klimawandel dahingehend angepasst werden müssen, dass die erwarteten Veränderungen mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Ostsee früher und stärker eintreten werden.
- Gleichzeitig zeigt sich, dass wichtige Gemeinschaften empfindlicher auf die erwarteten Veränderungen reagieren werden – und weniger Möglichkeiten zur Anpassung oder zum Ausweichen haben als bisher angenommen.
- Für Makroalgen-/*Fucus*-Bestände scheint dies stärker zu gelten als für Miesmuschelgemeinschaften.
- Das hier entwickelte Monitoring kann verwendet werden, um diese Zukunftsszenarien in Zukunft regelmäßig zu testen.

4.4 Übersicht Ergebnisse Projektteil 1

Folgende Punkte wurden in *Projektteil 1* erarbeitet:

- Ausbringung von Besiedlungsplatten an 4 Standorten im Rahmen der jährlichen Reg-
LocDiv-Tauchausfahrt des Geomar mit FK Littorina
- Identifizierung verwandter Monitorings (RegLocDiv), Bewertungsverfahren
(BALCOSIS, MarBIT) und experimenteller Projekte (Bio-HAB), auf denen aufbauend
das Langzeitmonitoring-Konzept entwickelt werden kann
- Planung und Durchführung des Testmonitorings, inkl. Rückholens der Platten im Sep-
tember 2018 und anschließendem Test-Experiments.
- Auswertung des Test-Experiments
- Ausbringung von Loggern zur Erfassung von Temperatur, Sauerstoff und Salzgehalt
- Diskussion von Zukunftsszenarien für Ostsee-Hartbodengemeinschaften; Darlegung,
wie diese mithilfe des entwickelten Monitorings getestet werden können.
- Fortführung Konzeptentwicklung Langzeitmonitoring inklusive Bewertungssystem

5 Methodisches Vorgehen in Projektteil 2

5.1 Vergleich Besiedlungsplatten – lokale Gemeinschaft

Um zu prüfen inwieweit die Gemeinschaften auf den Besiedlungsplatten die natürlichen lokalen Hartbodengemeinschaften repräsentieren (oder ob hier bestimmte Taxa ausgeschlossen werden), wurden im September 2019 – zusätzlich zu Besiedlungsplatten, die ein Jahr zuvor ausgebracht wurden – natürliche Benthosproben (besiedelte Steine und Kratzproben) an denselben vier Standorten genommen ($n = 8$). Kratzproben ($n = 4$) wurden nur bei Staberhuk genommen, da nur dort größere Steine vorkommen. Im Zuge der in diesem Bericht vorgestellten Analyse der so gewonnenen Daten stellte sich jedoch die Frage, ob die Ähnlichkeit der Gemeinschaften signifikant vom Alter der Besiedlungsplatten-Gemeinschaften abhängt. Daher wurden bei der RegLocDiv-Ausfahrt im September 2020 erneut lokale Benthosproben (an den Standorten Booknis Eck, Schönberg und Staberhuk) genommen sowie 1-Jahres- und Mehrjahresplatten (auch Bestandteil von RegLocDiv) beprobt. Da das angestrebte Monitoring (bis auf ausgewählte Schlüssel-Taxa, die indikativ für Störungen sind) gem. FFH-Vorgaben vorwiegend die An- oder Abwesenheit von Taxa berücksichtigen soll, wurde sich beim Vergleich des Bewuchses von Steinen und zeitgleich beprobten Besiedlungsplatten auf die Taxa-Listen (ohne Berücksichtigung der Abundanzen) beschränkt. So sollte herausgefunden werden, inwieweit die Besiedlungsplatten die lokale Hartbodengemeinschaften widerspiegeln, ob also einzelne Taxa lokal nur auf den Besiedlungsplatten vorkommen – oder gar nicht auf Besiedlungsplatten (sondern nur auf den Steinen). Die Taxa der einzelnen Proben (jeweils 8 Platten oder Steine (bzw. auch Kratzproben in Staberhuk)) wurden dabei zu Gesamt-Taxalisten eines Standortes (nach Besiedlungsplatten- und die lokale Hartbodengemeinschaften getrennt) vereint. Verglichen wurden die Gemeinschaften sowohl für die betrachteten Standorte getrennt als auch über alle Standorte. Um bei einzelnen Taxa zu klären, ob diese generell nicht auf Besiedlungsplatten vorkommen, wurden auch Taxalisten anderer GEOMAR-Projekte berücksichtigt, in denen Besiedlungsplatten zu Einsatz kamen (oder kommen).

Im Einzelnen waren dies:

- Platten der Experimente aus Phase 1 dieses Projekts
- RegLocDiv Platten älterer Jahrgänge seit 2004 (inkl. 2 Jahrgänge mit Mehrjahresplatten)
- Platten der Experimente aus dem Projekt BioHAB
- Platten eines Langzeit-Monitorings (seit 2005) im Kieler Hafen (ebenfalls AG Benthosökologie d. GEOMAR)
- An Seezeichen ausgebrachte Platten als Monitoring invasiver Taxa (Jahre 2007 - 2014)
- In Häfen ausgebrachte Platten als Monitoring eingeschleppter Taxa (LLUR-Projekt „Neobiota in schleswig-holsteinischen Häfen“, Jahre 2016 - 2020)
- Platten des LLUR-Projekts „Upwelling sauerstoffarmen Tiefenwassers in der Eckernförder Bucht“
- Dr.-Arbeit von Francisco Barboza: „Geographic biodiversity patterns across ecological scales: drivers and predictions in Baltic Sea hard-bottom communities along environmental gradients“: Platten ausgebracht an der dänischen und deutschen Ostseeküste (2016)

Zur Bestätigung des Vorkommens einzelner Taxa auf (weiteren) Steinen, wurden zudem Taxalisten weiterer (LLUR-)Projekte herangezogen:

- MSRL-Makrophyten-Projekt (GEOMAR, 2012 - 2013)
- Steingründe-Erhebung (Submaris, 2014 - 2017)
- BALCOSIS (Hartboden, MariLim 2006 - 2019)

5.2 Bewertungssystem für Riffe

5.2.1 Anwendung des bestehenden MarBIT auf Steingründe-Datensätze

Um die Eignung des MarBIT als Bewertungstool für Hartboden- bzw. Riffgemeinschaften zu testen, sollte versucht werden ihn auf eine Reihe von Hartboden- bzw. Steinriff-Datensätzen anzuwenden. Die Anwendung des von der Fa. MariLim vorgeschlagenen MarBIT-Ansatzes (Berg, Fürhaupter & Meyer 2019) auf die o.g. Daten soll dazu dienen, zu prüfen inwieweit die Datensätze und das Bewertungstool bereits zusammenpassen und sie ggf. jeweils für die Nutzung anzupassen. Um den MarBIT-Ansatz dabei kritisch zu hinterfragen, soll die dem Bewertungstool zugrundeliegende Referenzliste für die lokalen Hartboden- und Riffgemeinschaften angepasst werden. Außerdem soll der MarBIT-Ansatz mit dem hier neu entwickelten Bewertungssystem verglichen werden. Für beide Schritte sind sowohl die Fertigstellung der Referenzlisten-Datenbank als auch des funktionalen Qualitätsindex (FQI) Voraussetzung, was bei- des derzeit noch im parallellaufenden Projekt zur funktionalen Diversität passiert. Daher wur- den diese Arbeitsschritte in Absprache mit dem LLUR in das Folgeprojekt verlegt.

5.2.2 Fortentwicklung des MarBIT

Basierend auf den Erkenntnissen aus 3.2.1 soll das MarBIT-Bewertungstool (Berg, Fürhaupter & Meyer 2019) gemäß FFH-Vorgaben möglichst dahingehend für die Nutzung zur Bewer- tung von Hartboden- bzw. Riffgemeinschaften angepasst werden, dass das finale Bewertungs- system auch Belastungen (z.B. Eutrophierung [Veränderung der Artzusammensetzung, Wir- kung von O₂-Mangel], mechanische Störungen) anzeigt.

Die bereits hierfür entwickelten Referenzlisten (Berg et al. 2019) und auch das Verhalten des Index (bzw. der 4 Module) sollten dafür überprüft und ggf. modifiziert werden. Die in Pro- jektteil 1 erarbeiteten wahrscheinlichen Reaktionen der Gemeinschaften auf durch den Klima- wandel erwartete Zukunftsszenarien für die physikalische Umwelt wurden dabei auch als Ba- sis der kritischen Betrachtung bestehender und ggf. Entwicklung neuer Indikatoren zur Be- wertung des Umweltzustandes mit einbezogen. Darüber hinaus wurden bestehende Indices aus dem Bereich der Wissenschaft (z.B. Franz et al. 2019) in Betracht gezogen. Auch weitere Punkte des FFH-Kennblatts für Riffe (zu „Struktur und Funktion“) wurden für das Bewer- tungssystem berücksichtigt, der Fokus dieser Arbeit lag aber auf der biologischen Bewertung.

Grundlage des Bewertungssystems sollte eine möglichst vollständige Artenliste des jeweiligen Riffstandorts sein. Aus dieser soll dann eine (ggf. für ein lokales Riff spezifische) Referenzdatenbank generiert werden. Deren Arten-Referenzlisten werden dann (in Gruppen oder einzeln, ggf. auch anhand von Traits, Funktionalen Gruppen/Ernährungstypen) genutzt, um den Umweltzustand zu bestimmen. Die verwendeten Referenzlisten sollten die *Riff-typischen* Arten in den Vordergrund stellen (und z.B. Irrgäste der (Weichboden-)Endofauna ausschließen).

Das hierdurch erarbeitete Bewertungssystem soll abschließend durch Anwendung auf dieselben Datensätze (siehe 5.1) getestet werden.

Das vorgeschlagene Konzept soll zur zukünftigen Beprobung und Bewertung der Steinriffe des Flachwassers (eher „durchgehende“ ufernahe „Bänder“) dienen, aber auch für die Bewertung tieferer Steingründe geeignet sein.

5.3 Indikative Hinweise auf (Nicht-)Vorkommen ausgewählter Organismen in Verbindung mit spezifischen Belastungen.

Aus dem GEOMAR zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Quellen sollte versucht werden, Umwelt-Belastungen und -Veränderungen mit der Veränderung von Benthosgemeinschaften zu korrelieren. Für den Nachweis solcher Veränderungen sollten – wenn verfügbar – Artenlisten aus früheren Untersuchungen des IFM/IFM-GEOMAR mit Artenlisten jüngerer Untersuchungen verglichen werden. Nach gründlicher Recherche musste allerdings festgestellt werden, dass diese älteren Artenlisten offensichtlich mittlerweile verloren gegangen sind. Um trotzdem für möglichst viele Arten zu ermitteln, ob sie empfindlich auf eine Störung reagieren, wurde stattdessen der RegLocDiv-Datensatz seit 2013 gemeinsam mit den seit diesem Jahr vor Ort gemessenen Temperaturen analysiert. In Zukunft werden zudem über mehrere Jahre bestehende Zeitreihen von Sauerstoff- und Salzgehaltswerten zur Verfügung stehen, sodass die An- und Abwesenheit verschiedener Taxa an den Stationen auch mit diesen Parametern korreliert werden kann. So sollen weiterhin Traits und indikative Eigenschaften verschiedener Taxa gefunden werden, die für die zukünftige Weiterentwicklung des Bewertungssystems (unter für Störungen indikative Arten) genutzt werden können.

6 Ergebnisse Projektteil 2

6.1 Vergleich RegLocDiv-Platten mit lokaler Riff-Gemeinschaft

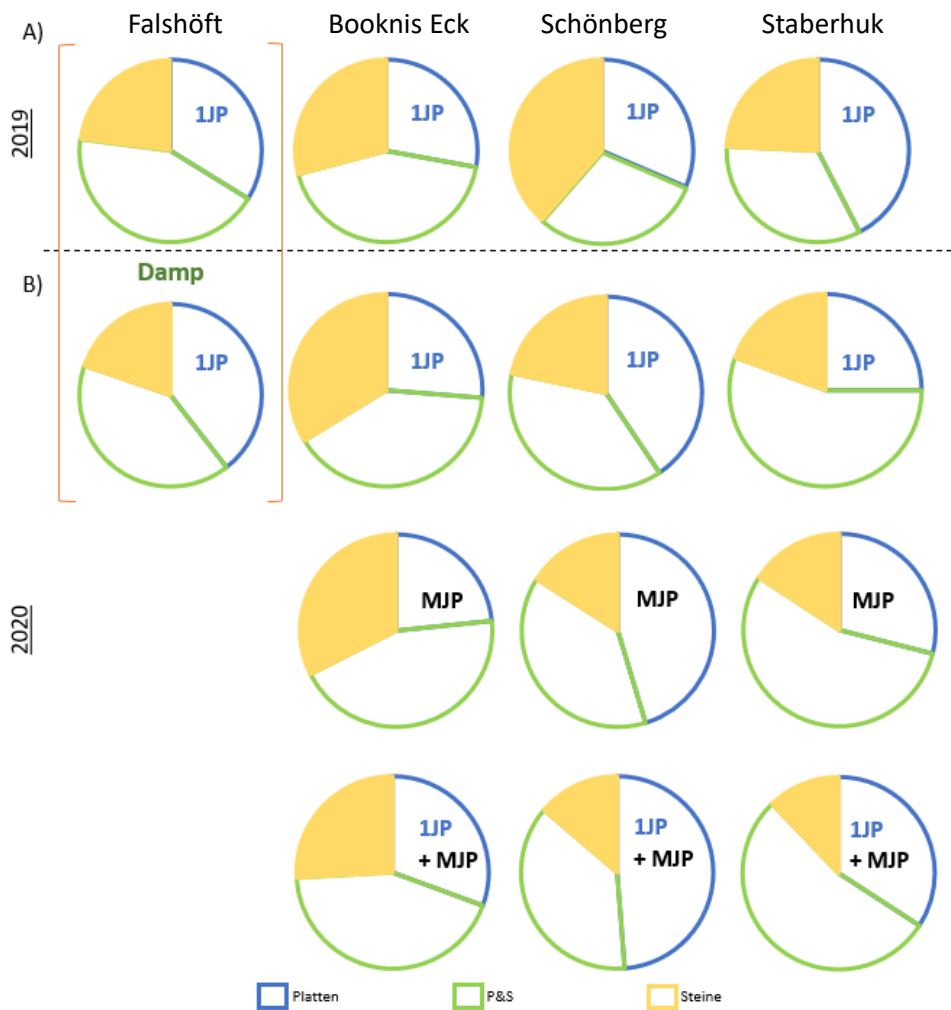


Abbildung 19. Relativer Anteil an Taxa, die nur auf Platten (blau), nur auf Steinen (gelb) oder auf sowohl Platten und Steinen (grün) gefunden wurden. A): Daten aus 2019. B): Daten aus 2020. 1JP: Platten, die 1 Jahr ausgebracht waren, MJP: Platten die mehrere Jahre ausgebracht waren.

Im Mittel wurden im Jahr 2019 33 % der identifizierten Taxa nur auf Platten, 34 % sowohl auf Platten (Ober- und Unterseiten) als auch auf Steinen und 33 % nur auf Steinen an den jeweiligen Standorten gefunden (Abbildung 19A). Dabei war der Anteil der nur auf Steinen gefundenen Taxa in Falshöft mit 24 % am geringsten und in Schönberg mit 43 % am höchsten. Da am Standort Falshöft in 2019 insgesamt nur sehr wenige Steine gefunden wurden, wurden an dieser Station in 2020 nicht wieder Steine beprobt. Der Standort ‚Damp‘ stammt

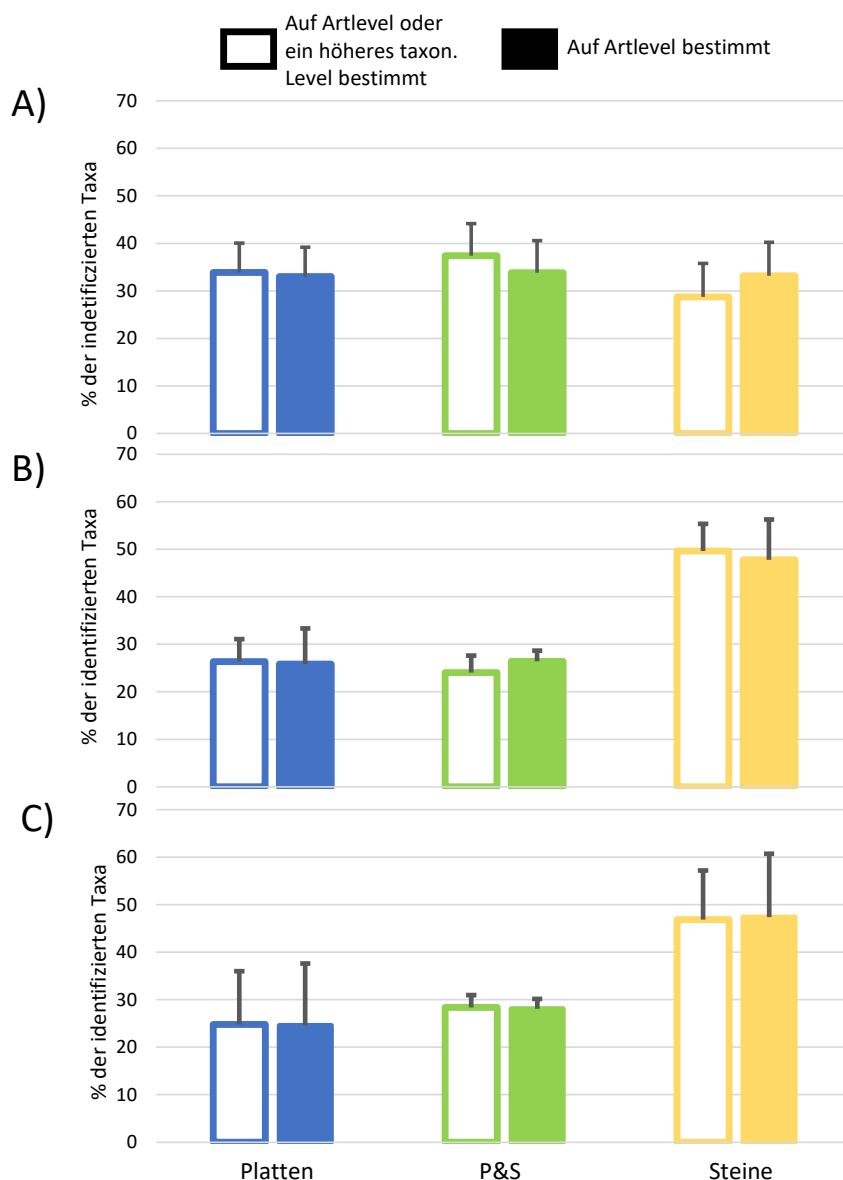


Abbildung 20. Vergleich der mittleren Anteile identifizierter Taxa (bei n = 4 Standorten). A): Vergleich Taxa-Listen von Steinen und 1-Jahresplatten aus 2019. B): Vergleich der Taxa-Listen von Steinen aus 2019 mit 2-Jahresplatten aus 2013. C): Vergleich der Taxa-Listen von Steinen aus 2019 mit 8-Jahresplatten aus 2011.

eigentlich aus dem Projekt BioHAB und war mit weniger Platten ausgestattet als die RegLocDiv-Standorte. Die Platten waren zudem in unterschiedlichen Höhen angeracht. Beide Standorte werden daher in der weiteren Analyse nicht weiter betrachtet.

Wenn nur Taxa berücksichtigt wurden, die bis auf Artniveau identifiziert werden konnten, waren die Ergebnisse zudem weitestgehend identisch zu denen, wenn alle bestimmten Taxa berücksichtigt wurden (also auch solche, die nur bis auf ein höheres taxonomisches Level bestimmt werden konnten; Abbildung 20). Der Vergleich mit älteren Mehrjahresplatten aus den Jahren 2011 und 2013 ergab keine höhere, sondern eine geringere Ähnlichkeit mit dem Bewuchs der in 2019 beprobten Steine (Abbildung 20B und C). Da sich demnach der Bewuchs der Platten seit 2013 wesentlich verändert hat, waren diese (veralteten) Mehrjahres-Besiedlungsplatten nicht ausreichend mit den aktuellen Platten und Steinen vergleichbar. Daher wurde entschieden, in 2020 im Rahmen der RegLocDiv-Ausfahrt erneut Steinproben zu nehmen – und sie dieses Mal sowohl mit dem Bewuchs der jeweiligen 1-Jahres- als auch mit der ebenfalls vorhandenen Mehrjahresplatten der Standorte zu vergleichen.

Um zu ergründen, ob die Taxa, die 2019 nicht auf den Besiedlungsplatten oder Steinen der Standorte vorkamen, grundsätzlich diese Substrate vermeiden, wurde zunächst ermittelt, ob die Taxa im selben Jahr an einem der anderen Standorte auf dem jeweils anderen Substrat gefunden wurden. Dies war bei einer Reihe Taxa der Fall, sodass sich der Anteil Taxa, die auf beiden Substraten identifiziert wurden, auf 51,6 % erhöhte. Der Anteil Taxa, der nur auf Steinen gefunden wurde sank auf 27,8 %, der Anteil Taxa, die nur auf Platten gefunden wurden auf 20,6%. Im Jahr 2020 wurden 52,1 % der Taxa auf beiden Substraten, nur 14,9 % ausschließlich auf Steinen und 33 % ausschließlich auf den Platten gefunden.

Die genauere Betrachtung der Taxa, die nur auf Platten gefunden wurden, ergibt, dass davon viele deshalb in der weiteren Analyse keine größere Rolle spielen, weil sie motile Arthropoden oder Gastropoden, typische Weichbodenvertreter, Einzeller oder deutlich zu unspezifisch („Schneckenlege“) sind. Die übrigen Taxa setzen sich aus feinen Rotalgen, Hydrozoen und Bryozoen zusammen sowie einige Schwämme, Anneliden und Seepocken. Diese Taxa können alle als schnellwüchsige Frühbesiedler freier und / oder glatter Oberflächen betrachtet werden,

Tabelle 1: Listen der **2019** auf verschiedenen Substraten identifizierten Taxa. Fett gedruckt: zu höheren taxonomischen Gruppen zusammengefasst. In orange: 4 Taxa, die auch bei Berücksichtigung anderer Projekte nie auf Besiedlungsplatten gefunden wurden.

nur auf Platten [26]	auf Platten und Steinen [65]	nur auf Steinen [34]
Acari	<i>Aglaothamnion</i> / <i>Callit-</i>	<i>Idotea balthica</i>
<i>Acrochaetium</i> sp.	<i>hamnion</i> sp.	<i>Jaera albifrons</i>
<i>Alcyonidium hirsutum</i>	<i>Alcyonidium gelatinosum</i>	<i>Lithophyllum</i> sp.
<i>Amphiblestrum auritum</i>	<i>Apherusa bispinosa</i>	<i>Peyssonnelia</i> sp.
<i>Antithamnion</i> sp.	<i>Amphibalanus improvi-</i>	<i>Littorina littorea</i>
<i>Arenicola marina</i>	<i>sus</i>	<i>Metopa pusilla</i>
<i>Balanus crenatus</i>	<i>Bittium reticulatum</i>	<i>Microdeutopus</i> sp.
<i>Clava multicornis</i>	<i>Bougainvillia muscus</i>	<i>Musculus subpictus</i>
<i>Pachycordyle michaeli</i>	<i>Bryopsis plumosa</i>	<i>Mya</i> sp.
<i>Conopeum reticulatum</i>	<i>Calliopius laeviusculus</i>	<i>Mytilus edulis</i>
<i>Conopeum seurati</i>	<i>Ceramium deslong-</i>	<i>Nereis</i> sp.
<i>Sarsia tubulosa</i>	<i>champsii</i>	<i>Alitta succinea</i>
<i>Einhornia crustulenta</i>	<i>Ceramium tenuicorne</i>	<i>Obelia longissima</i>
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	<i>Ceramium virgatum</i>	<i>Brachystomia scalaris</i>
<i>Exogone</i> sp.	<i>Cerastoderma</i> sp.	<i>Opercularella lacerata</i>
Foraminifera	<i>Chorda filum</i>	Ostracoda
<i>Lagis koreni</i>	<i>Cladophora</i> sp.	<i>Palaemon varians</i>
<i>Melita palmata</i>	<i>Clytia hemisphaerica</i>	<i>Pylaiella littoralis</i>
<i>Nymphon brevistre</i>	<i>Monocorophium insidio-</i>	Plathelminthes
<i>Obelia geniculata</i>	<i>sum</i>	<i>Polydora cornuta</i>
<i>Palaemon elegans</i>	Cyanobacteria	<i>Vertebrata nigra</i>
<i>Leptosiphonia fibrillosa</i>	<i>Dasya baillouviana</i>	<i>Polysiphonia stricta</i>
<i>Rissoa</i> sp.	Decapoda larvae	<i>Pygospio elegans</i>
<i>Scagelothamnion pusil-</i>	<i>Delesseria sanguinea</i>	<i>Retusa truncatula</i>
<i>lum</i>	Diptera	<i>Rhodomela confervoides</i>
Schneckenlegele	Diatomea	<i>Pusillina inconspicua</i>
<i>Walkeria uva</i>	<i>Ectocarpus</i> sp.	<i>Rissoa membranacea</i>
	<i>Electra pilosa</i>	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>
	<i>Eubranchus</i> sp.	Scyphozoa (<i>Aurelia</i> sp.)
	<i>Fabricia stellaris</i>	<i>Spermothamnion repens</i>
	<i>Folliculina</i> sp.	<i>Sphacelaria</i> sp.
	<i>Fucus</i> sp. juv.	<i>Ulva</i> spp.
	<i>Gammarus</i> sp.	
	<i>Harmothoe impar</i>	
	<i>Harmothoe</i> sp.	
	<i>Hildenbrandia</i> sp.	
	<i>Hydrobia</i> sp.	
		<i>Actinia</i> sp.
		<i>Ampithoe rubricate</i>
		<i>Ahnfeltia plicata</i>
		<i>Asterias rubens</i>
		<i>Brongniartella</i> / <i>Verte-</i>
		<i>brata byssoides</i>
		<i>Carcinus maenas</i>
		<i>Ceramium diaphanum</i>
		<i>Cyathura carinata</i>
		<i>Dynamena pumila</i>
		<i>Elachista fucicola</i>
		<i>Elysia viridis</i>
		<i>Fucus serratus</i>
		<i>Gammarus locusta</i>
		<i>Gammarus salinus</i>
		<i>Hydractinia</i> sp.
		<i>Laomedea flexuosa</i>
		<i>Lepidochitona cinerea</i>
		<i>Mysis</i> sp.
		Nemertea
		<i>Neoamphitrite figulus</i>
		<i>Nereimyra punctate</i>
		Oligochaeta
		<i>Pholoe</i> sp.
		<i>Phycodrys rubens</i>
		<i>Phyllophora pseudocer-</i>
		<i>anoïdes</i>
		<i>Polyides rotunda</i>
		<i>Carradoriella elongate</i>
		<i>Vertebrata fucoïdes &</i>
		<i>nigra</i>
		<i>Rhizoclonium</i> sp.
		<i>Rhodomela</i> sp.
		<i>Syngnathus typhle</i>
		<i>Spirorbis spirorbis</i>
		<i>Urticina</i> sp.
		<i>Zostera marina</i>

Tabelle 2: Listen der **2020** auf verschiedenen Substraten identifizierten Taxa. Fett gedruckt: zu höheren taxonomischen Gruppen zusammengefasst. In orange: 4 Taxa, die auch bei Berücksichtigung anderer Projekte nie auf Besiedlungsplatten gefunden wurden.

nur auf Platten [40]	auf Platten und Steinen [63]	nur auf Steinen [18]
<i>Acrosiphonia arcta</i>	Acari	<i>Hildenbrandia rubra</i>
<i>Alcyonidium hirsutum</i>	<i>Aglaothamnion /</i>	<i>Hydrobia</i> sp.
<i>Antithamnion</i> sp.	<i>Callithamnion</i>	<i>Idotea baltica</i>
<i>Barentsia</i> sp.	<i>Alcyonidium gelatinosum</i>	<i>Idotea chelipes</i>
<i>Bougainvillia muscus</i>	<i>Amphiblestrum auritum</i>	<i>Jaera (Jaera) albifrons</i>
<i>Amathia gracilis</i>	<i>Ampithoe rubricata</i>	<i>Melita palmata</i>
<i>Ceramium deslong-champsii</i>	<i>Apherusa bispinosa</i>	<i>Metopa pusilla</i>
<i>Chaetomorpha</i> sp.	<i>Asterias rubens</i>	<i>Microdeutopus</i> sp.
<i>Chorda filum</i>	<i>Balanus crenatus</i>	<i>Mya</i> sp.
<i>Clava multicornis</i>	<i>Amphibalanus improvisus</i>	<i>Kurtiella bidentata</i>
<i>Clytia hemiphaerica</i>	<i>Bittium reticulatum</i>	<i>Mytilus edulis</i>
<i>Conopeum seurati</i>	<i>Brongniartella / Vertebrata byssoides</i>	<i>Nereimyra punctata</i>
Cyanobacteria	<i>Bryopsis plumosa</i>	<i>Nereis</i> sp.
<i>Cyathura carinata</i>	<i>Calliopius laeviusculus</i>	<i>Obelia longissima</i>
Decapoda	<i>Carcinus maenas</i>	<i>Brachystomia scalaris</i>
<i>Dexamine spinosa</i>	<i>Ceramium tenuicorne</i>	<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>
<i>Diatomea</i>	<i>Ceramium virgatum</i>	Plathelminthes
<i>Folliculina</i> sp.	<i>Cerastoderma</i> sp.	<i>Polydora cornuta</i>
<i>Gammarus salinus</i>	<i>Cladophora</i> sp.	<i>Carradoriella elongata</i>
<i>Gonothyraea loveni</i>	<i>Monocorophium insidiosum</i>	<i>Vertebrata nigra</i>
<i>Halichondria</i> sp.	<i>Dasya baillouviana</i>	<i>Polysiphonia stricta</i>
<i>Harmothoe imbricata</i>	<i>Delessaria sanguinea</i>	<i>Rhodomela confervoides</i>
<i>Lithophyllum</i> sp.	Diptera	<i>Pusillina inconspicua</i>
<i>Peyssonnelia</i> sp.	<i>Doris pseudoargus</i>	<i>Rissoa membranacea</i>
<i>Laomedea flexosa</i>	<i>Ectocarpus</i> sp.	<i>Scyphozoa (Aurelia)</i> sp.)
<i>Membranoptera alata</i>	<i>Einhornia crustulenta</i>	<i>Spermothamnion repens</i>
<i>Musculus subpictus</i>	<i>Electra pilosa</i>	<i>Sphacelaria</i> sp.
<i>Alitta succinea</i>	<i>Erichthonius brasiliensis</i>	<i>Spirorbis (Spirorbis)</i> spirorbis
<i>Obelia geniculata</i>	<i>Eubranchus</i>	<i>Urticina</i>
<i>Opercularella lacerata</i>	<i>Fabricia stellaris</i>	<i>Ulva</i> spp.
Ostracoda	<i>Fucus</i> spp.	
<i>Parvicardium pinnulatum</i>	<i>Gammarus locusta</i>	
<i>Pedicellina nutans</i>	<i>Harmothoe impar</i>	
<i>Pylaiella littoralis</i>		
<i>Polyides rotunda</i>		
<i>Porphyra</i> sp.		
<i>Scagelothamnion pusillum</i>		
Schneckenlegele		
<i>Spongomorpha</i> sp.		
<i>Walkeria uva</i>		
		<i>Acrochaetium</i> sp.
		<i>Ceramium diaphanum</i>
		<i>Ciona intestinales</i>
		<i>Crangon crangon</i>
		<i>Dynamena pumila</i>
		<i>Furcellaria lumbricalis</i>
		<i>Lacuna pallidula</i>
		<i>Lepidochitona cinerea</i>
		<i>Littorina littorea</i>
		Nemertea
		<i>Neoamphitrite figulus</i>
		<i>Nymphon gracile</i>
		Oligochaeta
		<i>Pholoe</i> sp.
		<i>Phycodrys rubens</i>
		<i>Pygospio elegans</i>
		<i>Scoloplos armiger</i>
		<i>Sinelobus</i> sp.

woraus sich erklären lässt, dass sie mit relativ hoher Wahrscheinlichkeit auf Besiedlungsplatten zu finden sind – und mit geringerer Wahrscheinlichkeit als Teil von in der Sukzession weiter fortgeschrittenen Gemeinschaften auf Steinen.

Taxa, die nur auf Steinen gefunden wurden, wurden im Folgenden dahingehend geprüft, ob sie in früheren Jahren schon auf Platten des RegLocDiv-Projekts gefunden wurden. Dies war 2019 bei 21 der 34 Taxa der Fall, 2020 bei 12 der 18 Taxa. Weitere insgesamt 8 Taxa konnten auf Besiedlungsplatten anderer Projekte identifiziert werden. 2 der verbliebenen Taxa (,Oligochaeta‘ und *Syngnathus typhle*) sind typische Weichboden(bzw. Seegraswiesen-)vertreter, die nicht für eine Hartbodenbewertung herangezogen würden. 1 Anthozoe (*Actinia equina*) war noch sehr jung und in der Bestimmung unklar.

Übrig bleiben über beide Jahre betrachtet 5 Algenarten: 3 Rotalgen (*Ahnfeltia plicata*, *Furcellaria lumbricalis* und *Phycodryis rubens*) sowie die Braunalge *Fucus serratus* und (darauf wachsend) *Elachista fucicola* die nach den hier betrachteten Daten tatsächlich nicht auf Besiedlungsplatten wachsen (bzw. nur mit sehr geringer Wahrscheinlichkeit auf Besiedlungsplatten gefunden werden können). Dabei muss zudem einschränkend erwähnt werden, dass (i) *F. serratus* und *E. fucicola* als ein Komplex betrachtet werden müssen und (ii) *Fucus* spp. - Keimlinge durchaus auf Besiedlungsplatten siedeln, jedoch nicht die Größe erreichen, dass sie sicher auf Artniveau bestimmt werden können.

Es ergibt sich hieraus also, dass mindestens 121 (oder knapp 97 %) von den 125 in 2019 gefundenen und mindestens 119 (oder > 98 %) der 121 in 2020 gefundenen Taxa (auch) auf Besiedlungsplatten siedeln können. Dass tatsächlich in 2019 „nur“ 72,2 % auf Platten gefunden wurden, liegt mit Sicherheit an stochastischen Gründen bzw. an der hier verwendeten relativ geringen Probenzahl (8). In 2020 wurden bei Betrachtung von 8 1-Jahresplatten und 8 Mehrjahresplatten immerhin 83,1 % der bestimmten Taxa auf Platten gefunden. Die Arten-Areal(Proben)-Kurven zeigen zudem, dass auf Mehrjahresplatten bei gleicher Anzahl von Proben (= Platten) etwas mehr Taxa erfasst werden können als auf den 1-Jahresplatten oder Steinen (Abbildung 21), was zum einen für die Effizienz der Methode der Besiedlungsplatten und für eine kombinierte Probennahme aus 1-Jahresplatten, Mehrjahresplatten und Steinen spricht.

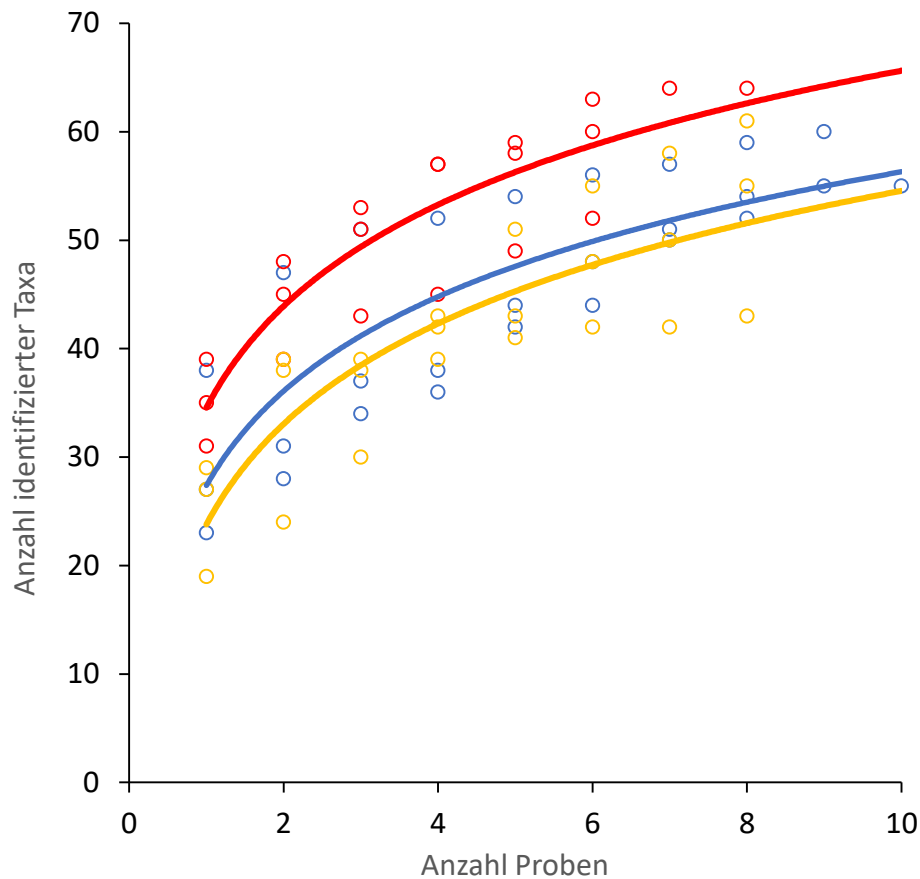


Abbildung 21: Arten-Areal-Kurven von Steinen (gelb), 1-Jahresplatten (blau) und Mehrjahresplatten (rot).

Auf Mehrjahresplatten und Steinen zusammen wurden in 2020 im Mittel 76 Taxa gefunden (± 1 , SD). Um diese Zahl zu erreichen, wären entsprechend des Verlaufs der Arten-Areal-Kurve der Mehrjahresplatten durchschnittlich 21 Proben notwendig.

6.2 Anpassung MarBIT

Zur Entwicklung eines Bewertungssystems für Riffe gemäß FFH und MSRL fanden eine Reihe von Treffen (inkl. der BLANO FachAG Benthos), Telefonate und Videokonferenzen statt. Das Riff-Bewertungssystem wird mit der (und durch die) FachAG Benthos länderübergreifend entwickelt.

Bei der verbesserten datenbasierten Riff-Bewertung müssen (auch für die MSRL) primär die Vorgaben der FFH-Richtlinie beachtet werden. Als Grundlage der Bewertung sollen möglichst vollständige Besiedlungsdaten mit herausgestellten Charakter- und Zeigerarten (möglichst umfassend alle riffassoziierten Arten inklusive mobiler Megafauna und Fische sowie mit strukturierenden Makroalgen oder riff-bildenden Tieren assoziierte Organismen) dienen. Die bestehenden Listen charakteristischer Riff-Taxa gem. FFH-Bewertungsschema werden dabei weiterhin eine wichtige Rolle in der Bewertung spielen.

Da bisher keine spezifischen Referenzen für Riffe vorliegen, kann die grundsätzliche Herangehensweise des MarBIT eine gute Lösung sein, um typspezifische Referenzartenlisten für Riffe zu generieren. Hierbei werden Referenzartenlisten eines Standorts aus autökologischen Informationen der Arten generiert. Die MarBIT-Datenbank mit Arten aus Nord- und Ostsee basiert entsprechend auf einer detaillierten Liste von Taxa mit ihren autökologischen Merkmalen. Die Referenzlisten des MarBIT können auch zur Anwendung auf einzelne Riffe oder auf eine bestimmte Beprobungstechnik (z.B. Besiedlungsplatten) angepasst werden. Jedoch setzt eine Bewertung nach MarBIT bisher eine Proben-Replikation von mindestens 20 voraus (dabei allerdings von einer höheren Diversität der Proben ausgehend (nicht einheitliche Platten, sondern z.B. Sediment- oder Kratzproben)). Auch hier muss ggf. eine Anpassung erfolgen.

Zur Bewertung des Zustands der benthischen wirbellosen Fauna zieht das MarBIT-Verfahren bisher vier Parameter heran (Meyer et al. 2005; Meyer et al. 2008):

1. Artenvielfalt: Taxonomic Spread Index (TSI)
2. Abundanz(-verteilung): (Test auf Log-Normalverteilung)
3. Obligatorisch störungsempfindliche Taxa (spezialisiert auf einen Lebensraum und/oder spezialisiert auf eine Nahrung und/oder k-Strategie und/oder auf der Roten Liste der Ostsee)
4. Anteil toleranter Taxa (eutrophierungstolerant und/oder r-Strategie) im Vergleich zu Referenzanteil

Laut FFH-Vorgaben muss bei der biologischen Bewertung von Riffen gemäß des ‚Pinneberger Schemas‘ jedoch vor allem die ‚Vollständigkeit des typischen Artinventars‘ geprüft werden. Hierzu liegen bislang auf Expertenwissen basierende Listen typischer Riff-Taxa jeweils für die deutsche Nordsee sowie die westliche und östliche deutsche Ostsee vor. Mithilfe der MarBIT-Datenbank sowie einer Reihe weiterer Taxalisten wird derzeit im Rahmen des Projekts zur funktionalen Diversität eine umfangreiche Datenbank eingerichtet, mit deren Hilfe in Zukunft zu jedem Riff-Vorkommen passende Referenzlisten erstellt werden können.

Zur Bewertung der Anwesenheit von für Störungen indikativer Taxa bietet sich im Prinzip der 4. Parameter des MarBIT (Anteil toleranter Taxa) an. Da bei der Bewertung von Riffen gem. FFH aber nicht nur die Eutrophierung als Störung berücksichtigt werden soll, wird dieser Bewertungsindex in dem hier vorgestellten Bewertungssystem für weitere Störungsanzeiger geöffnet (siehe auch 6.3).

Neben der Prüfung der Anwesenheit von riff-typischen und störungsanzeigenden Taxa gem. FFH (bzw. deren Verfeinerung / Konkretisierung auf einzelne Riffe) soll zur Bewertung in Zukunft auch eine Klassifizierung von Organismen gemäß funktionaler Gruppen herangezogen werden, die am GEOMAR entwickelt wurde und der Wissenschaft seit ca. 10 Jahren zur Verfügung steht (Wahl et al. 2009). In diesem System werden den Organismen mehrere funktionale Merkmale ("Traits") zugeordnet. Es hat gegenüber anderen funktionalen Klassifizierungssystemen den Vorteil, *alle* taxonomischen Gruppen (z.B. nicht nur Algen) zu berücksichtigen, ist aber durch die Vielzahl an Merkmalen und Leveln pro Merkmal bislang auch sehr komplex. Eine große Zahl an unterschiedlichen Gruppierungen (Merkmalen und Leveln) kann dazu führen, dass die Gruppen jeweils nur mit wenig Arten besetzt werden, was den Anschein einer geringen Redundanz innerhalb der betrachteten Lebensgemeinschaft erzeugen kann. Daher wurde das System in jüngeren Studien bereits angepasst indem Merkmale präziser definiert und die Anzahl der Merkmale und ihrer Stufen („Level“) verringert wurden (Franz et al. 2019). Eine ähnliche, weiter angepasste Klassifizierung soll auch für die Bewertung von Riffen (auch mittels Besiedlungsplatten) verwendet werden. Eine Bewertung würde demnach anhand vertretener Funktionen/Merkmale geschehen. Als Beispiel können die Funktionen/Merkmale von Makroalgen (wie *Fucus* spp.) an vielen Standorten als positiv zu bewerten, die von Sedimentfressern eher negativ. Entsprechend würde eine Verschiebung einer Gemeinschaft von Makroalgen zu Röhrenwürmern zu einer negativen Bewertung führen (ohne die individuellen Arten einzubeziehen, sondern nur ihre Funktionen). Auch die Einbindung

von Abundanzen sowie die Verwendung von Indizes wie "Anzahl besetzter Funktionen/Merkmale/Level" und "Redundanz pro Funktion/Merkmal/Level" an einem Standort sind machbar / bewertbar (jedoch siehe Einwand oben zur Anzahl an Gruppierungen). Die Entwicklung eines Bewertungs-Index zur funktionalen Qualität (FQI) findet derzeit in dem entsprechenden Parallelprojekt statt.

Hiermit schlagen wir, basierend auf den geschilderten Überlegungen und den in diesem Projekt gesammelten Erfahrungen, also die in Tabelle 3 dargestellten Indices zur biologischen Bewertung von Riffen vor (aktueller Stand):

Tabelle 3: Wertstufengrenzen der Bewertungsindices des FFH-Bewertungskriteriums ‚Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars‘. *: Wertstufen müssen ggf. nach der Probephase (siehe Folgeprojekt) unter Berücksichtigung des durchführbaren Datenerhebungsaufwands angepasst werden. **: Berechnung wird aktuell in Parallelprojekt entwickelt.

Erhaltungszustand / Wertstufen	Vollständigkeit der typischen Arten	Abundanzanteil von für Störungen indikativen Taxa	Anteil von Vorkommenspezifischen LRT-Taxa gem. Liste	Funktionale Qualität FQI
A: Hervorragender Erhaltungszustand	lebensraumtypisches Artinventar vorhanden	≤1 %	≥90 % *	sehr hoch **
B: Guter Erhaltungszustand	-einzelne lebensraumtypische Arten <i>nicht</i> vorhanden -einzelne Indikatorarten für Störungen	1 – 10 %	60 – 90 % *	hoch **
C: Mittlerer bis schlechter Erhaltungszustand	-nur fragmentarisches Vorkommen von lebensraumtypischen Arten -indikatorarten für Störungen häufig	≥10 %	≤60 % *	Mittelhoch bis niedrig **

Die Gesamtbewertung des Bewertungskriteriums ‚Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars‘ geschieht entsprechend dem ‚Pinneberger Schema‘:

- Doppelnennungen entscheiden grundsätzlich über den Erhaltungszustand eines Riffs
- Die Vergabe von 1 x A, 1 x B und 1 x C ergibt B
- Bei Vergabe von mindestens 1 x C ist keine Gesamtbewertung von A möglich

Das Verhalten der 4 bisherigen MarBIT-Bewertungsfaktoren sowie der hier eingeführten Parameter (FQI, Vollständigkeit typische Arten, Abundanz Indikatorarten für Störungen) soll bei der Bewertung unterschiedlicher Datensätze im Nachfolgeprojekt vergleichend geprüft werden, wenn die Ergebnisse (Berechnung des FQI und die Referenzlisten der Riffe) aus dem Projekt zur Funktionalen Diversität vorliegen.

6.3 Identifikation indikativer Taxa:

In diesem Projektteil sollte geprüft werden, inwieweit verschiedene Taxa als Anzeiger von Störungen / Belastungen verwendet werden können. Hier sollen im Folgenden die Störungen / Belastungen Eutrophierung, Hyp- bzw. Anoxie, verstärkte Sedimentation, Hitzewellen und Versüßung besprochen werden:

- Als typische Anzeiger für **Eutrophierung** werden seit Jahren – z.B. auch im WRRL-Monitoringprogramm BALCOSIS – opportunistische ephemere Algen verwendet, wenn diese in großen Abundanzen auftreten (Hiebenthal & Bock 2013). Aufgrund ihrer im Vergleich zu großen, langsam wachsenden Makroalgen verhältnismäßig großen Oberfläche (pro Volumen) können diese Gattungen sehr schnell mit starkem Wachstum auf hohe Nährstoffwerte im Wasser reagieren – und so andere Organismen überwuchern. In Tabelle 4 sind typische opportunistische Algentaxa dargestellt, die auch in dem hier Erarbeiteten Riff-Monitoring als Störungsanzeiger berücksichtigt werden.

Tabelle 4: (Verändert aus Hiebenthal & Bock 2013) Einordnung von Makroalgenarten bzw. -gattungen nach Lebensweise/-dauer (perennierend / annuell) und ggf. als Opportunist. Angaben über Lebensdauer nach Pankow, 1971. Einordnung als Opportunist nach WRRL-Handlungsanweisung.

TAXON	AUTOR	perennierend	annuell	Opportunist
<i>Chaetomorpha linum</i>	(O.F. Müller) Kützing, 1845		x	x
<i>Chaetomorpha melagonium</i>	(F. Weber & D. Mohr) Kützing, 1845		x	x
<i>Cladophora</i> sp.	Kützing, 18436		x	x
<i>Monostroma grevillei</i>	(Thuret) Wittrock		x	x
<i>Ulva</i> sp.	Linnaeus		x	x
<i>Acrochaetium</i> sp.	Nägeli in Nägeli & Cramer, 1858		x	
<i>Aglaothamnion tenuissimum</i>	(Bonnemaison) Feldmann-Mazyer		x	x
<i>Ahnfeltia plicata</i>	(Hudson) Fries, 1836	x		
<i>Brongniartella byssoides</i>	(Goodenough & Woodward) F. Schmitz, 1893	(x**)	x(*)	
<i>Callithamnion corymbosum</i>	(Smith) Lynbye		x	x
<i>Ceramium tenuicorne</i>	(Kützing) Waern, 1852		x	x
<i>Ceramium virgatum</i>	Roth, 1797	x		x
<i>Coccotylus truncatus</i>	(Pallas) M.J. Wynne & J.N. Heine, 1992	x		
<i>Cystoclonium riparium</i>	(Hudson) Batters, 1902	(Basalteile)	x	
<i>Delesseria sanguinea</i>	(Hudson) J.V. Lamouroux, 1813	x		
<i>Dumontia contorta</i>	(S.G. Gmelin) Ruprecht	x (Basalscheibe)		
<i>Fucellaria lumbricalis</i>	(Hudson) J.V. Lamouroux, 1813	x		
<i>Membranoptera alata</i>	(Hudson) Stackhouse, 1809	x		
<i>Phycodryis rubens</i>	(Linnaeus) Batters	x		
<i>Phyllophora pseudoceranoioides</i>	(S.G. Gmelin) Newroth & A.L.A. Taylor	x		
<i>Polyides rotundus</i>	(Hudson) Gaillon, 1828	x		
<i>Polysiphonia elongata</i>	(Hudson) Sprengel, 1827	x		x
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	(Dillwyn) Sprengel		x	x
<i>Polysiphonia fucoides</i>	(Hudson) Greville, 1824	x		x
<i>Polysiphonia nigra</i>	(Hudson) Batters	x		x
<i>Polysiphonia stricta</i>	(Hudson) Greville	x		
<i>Rhodochorton purpureum</i>	(Lightfoot) Rosenvinge	x		
<i>Rhodomela confervoides</i>	(Hudson) P.C. Silva, 1952	x		
<i>Scagelothamnion pusillum</i>	(Ruprecht) Athanasiadis		x	
<i>Spermothamnion repens</i>	(Dillwy) Rosenvinge, 1924	x (kriechende Fäden)		x
<i>Chorda filum</i>	(Linnaeus) Stackhouse, 1797		x	
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	(Hudson) Greville		x	
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	(Dillwyn) Lingbye, 1819		x	x
<i>Elachista fucicola</i>	(Vellely) Areschoug, 1842		x	
<i>Fucus vesiculosus</i>	Linnaeus, 1753	x		
<i>Fucus serratus</i>	Linnaeus, 1753	x		
<i>Halosiphon tomentosus</i>	(Lyngbye) Jaasund		x	
<i>Saccharina latissima</i>	(Linnaeus) C.E. Lane, C. Mayes, Druehl & G.W. Saunders	x		
<i>Sphacelaria rigudula</i> Syn. <i>S. caespitosa</i>	Kützing	x		
<i>Chaetopertis plumosa</i> Syn. <i>Sphacelaria plumosa</i>	(Lyngbye) Kützing	x		
<i>Petalonia fascia</i>	(O.F. Müller) Kuntze		x	
<i>Pylaiella littoralis</i>	(Linnaeus) Kjellmann, 1872		x	x

- Die Eutrophierung von küstennahen (oder von dicht besiedelten Küsten umgebenen) Meeresgebieten führt zu einer verstärkten Bildung von Phytoplanktonblüten, die wiederum die Menge absinkender partikulärer organischer Materie erhöht. Beim Abbau dieser Materie durch Bakterien wird in der Folge vermehrt Sauerstoff aufgezehrt, was zu **Sauerstoffmangelsituationen** führt. Verstärkt wird dieser Effekt durch höhere Wassertemperaturen, da diese generell den Stoffumsatz erhöhen und zum anderen im Sommerhalbjahr die Schichtung der Wasserkörpers stabilisieren, was die ‚Auffrischung‘ des tieferen Wassers durch sauerstoffreiches Wasser erschwert. Tiefer liegende Riffe können durchaus unterhalb der Sprungschicht liegen und daher im Spätsommer direkt von Sauerstoffmangel betroffen sein. Durch entsprechende Windlagen kann aber auch sauerstoffarmes Wasser bis an die Oberfläche getrieben werden (‚Upwelling‘), wodurch es zu ernsthaft hypoxischen Bedingungen auch bei flach gelegenen Riffen kommen kann. Typischerweise leiden von allem aktive motile Tiere (Fische, Crustaceen) mit hoher Stoffwechselrate unter dem Sauerstoffmangel und sterben, wenn sie nicht rechtzeitig in sauerstoffreichere Bereiche ausweichen können. Langsamere Tiere (mit niedrigerem Stoffwechsel) wie Seesterne können ebenfalls Sauerstoffmangel zum Opfer fallen, wenn dieser lang genug andauert, da sie üblicherweise nicht schnell genug den Ort wechseln können (z.B. Rühmkoff et al., unveröffentlichte Daten, Melzner et al., unveröffentlichte Daten). Arten wie *Mytilus edulis* oder *Polydora rotundus* können dagegen Sauerstoffmangelsituationen über längere Zeit überdauern, indem sie sich in ihre Schalen oder Röhren zurückziehen. Nach anoxischen Bedingungen tritt *Polydora rotundus* auch typischerweise als Erstbesiedler auf (Steckbauer 2011). Die meisten Algenarten gelten ebenfalls als robust gegenüber Sauerstoffmangel, wenn dieser nicht zu heftig ausfällt. Geringe Abundanzen von motilen Arten bei gleichzeitig normaler Anwesenheit von Miesmuscheln und Algen sowie evtl. erhöhten Abundanzen von *Polydora rotundus* kann also als Indiz für einen kürzlich zurückliegenden Sauerstoffmangel betrachtet werden. Die Riffstationen der schleswig-holsteinischen Ostsee werden mit Sauerstoffsensoren ausgestattet. Dies soll der Korrelation von Sauerstoffdaten mit Veränderungen in der Zusammensetzung der Riffgemeinschaften dienen, um so ggf. in Zukunft bessere Indikatoren verwenden zu können.
- Z.B. durch Baumaßnahmen kann es zu erhöhter Sedimentation kommen. Als Detritusfresser kann der Polychaet *Polydora rotundus* auch gut mit dieser Störung umgehen

(Surugiu 2005). Auch *Mytilus edulis* gilt als relativ robust gegenüber verstärkter Sedimentation, da sich die Muscheln selbst frei strudeln können. Besonders empfindlich reagieren dagegen Keimlinge von perennierenden Makroalgen auf Sedimentation (Eriksson & Johansson 2003, 2005). Daher können hohe Abundanzen von *Mytilus edulis* und *Polydora rotundus* bei gleichzeitiger Abwesenheit von kleinen / jungen Algen (oberhalb der unteren Phytalgrenze) als indikativ für hohe Sedimentationsraten gewertet werden.

- Verschiebung im Salzgehalt können insbesondere dann die Riffgemeinschaften beeinflussen, wenn dort Taxa in der Nähe ihrer Verbreitungsgrenze leben. Dies trifft auf viele Arten entlang des Salinitätsgradienten der deutschen Ostsee zu (Podbielski et al., eingereicht). Zum Beispiel kommt der Seestern *Asterias rubens* mal mehr und mal weniger weit in die Lübecker Bucht hinein vor. Wenn die detaillierte Taxa-Datenbank aus dem Projekt zur funktionalen Diversität fertig gestellt ist, werden die Verbreitungsgrenzen der gelisteten Arten vorliegen. Unter Berücksichtigung der Salzgehaltsdaten der ausgebrachten Logger können dann entlang des Salinitätsgradienten individuelle indikative Taxa für Aussüßung in den einzelnen Riff-Vorkommen benannt werden.
- Durch den Klimawandel kommt es in den letzten Jahren auch in der deutschen Nord- und Ostsee häufiger zu sommerlichen Hitzewellen. Aktuelle Forschungsergebnisse zeigen, dass z.B. der Seestern *Asterias rubens* empfindlich auf diese Hitzewellen reagiert (Rühmkoff et al., unveröffentlichte Daten, Melzner et al., unveröffentlichte Daten). Da die Seesterne in der westlichen Ostsee besonders wichtige Prädatoren von Miesmuscheln sind, können Populationsschwankungen von Miesmuscheln durchaus als Indikator für die An- bzw. Abwesenheit von *Asterias rubens* betrachtet werden, was wiederum auf Hitzewellen hinweisen kann. Weiter haben Experimente mit vereinfachten Hartbodengemeinschaften gezeigt, dass die Toleranz von sowohl *Fucus vesiculosus* (inklusive seiner chemischen Verteidigung gegen Fouling) als auch die von Grazern ephemerer Algen (*Gammarus* sp., *Idotea* sp., *Littorina* sp.) gegenüber Hitzewellen geringer ist als die von Aufwuchsalgen (Wahl et al. 2019). Demnach können auch stark bewachsene, kümmerlich wachsende *Fucus*-Thalli als Indiz für eine vorausgegangene Hitzewelle gewertet werden.

Um zu prüfen, inwieweit sich die beschriebenen, in Experimenten gefundenen, Muster in echten Hartbodengemeinschaften nachvollziehen lassen, wurden Muster in den

Benthosgemeinschaften der RegLocDiv-Stationen mit Temperaturmustern verglichen. Besonderes Augenmerk lag dabei wieder auf den strukturgebenden Schlüsseltaxa *Fucus* und *Mytilus* und ihren Fraßfeinden. Für die Analyse wurden zunächst die an den RegLocDiv-Stationen in den Jahren 2013 bis 2020 gemessenen Temperaturen dahingehend ausgewertet, wie oft in den jeweiligen Jahren die mittleren Tagestemperaturen Werte oberhalb von 20 °C erreicht hatten und hieraus eine ‚Hitzesumme‘ errechnet (Anzahl Tage oberhalb 20 °C multipliziert mit 1, Anzahl Tage oberhalb 21 °C multipliziert mit 2, usw.), siehe Abbildung 22. Hierbei zeigt sich u. a., dass nach einer Reihe von Jahren mit nur wenigen Tagen, an denen die Wassertemperatur 20 °C überstieg (2015 - 2017), sich der ‚Hitzesommer‘ 2018 auch in 3 bis 4 m Tiefe in der Ostsee deutlich widerspiegelt.

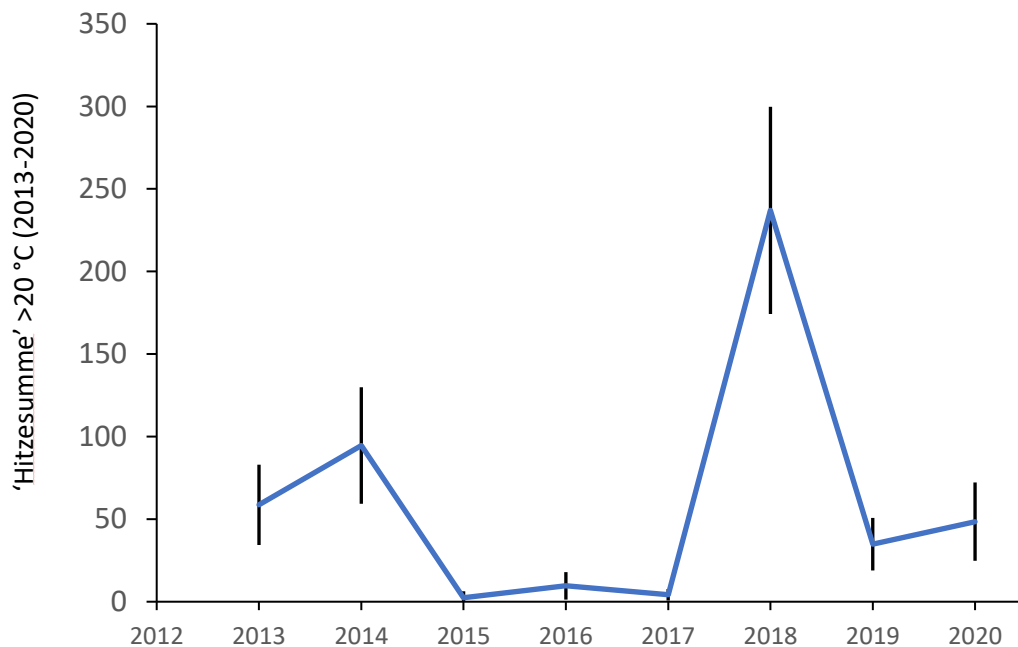


Abbildung 22: Hitzesummen an den 6 schleswig-holsteinischen RegLocDiv-Stationen in den Jahren 2013 bis 2020. Mittelwerte \pm StAbw.

Die Hitzewelle 2018 spiegelte sich tatsächlich teilweise in den Gemeinschaften auf den Besiedlungsplatten wider: So wurden an den Standorten Falshöft, Booknis Eck und Staberhuk 2018 weniger *Asterias rubens* bestimmt und zumindest ein leichter Anstieg der *Mytilus edulis*-Abundanz gegenüber 2017 (Abbildung 23).

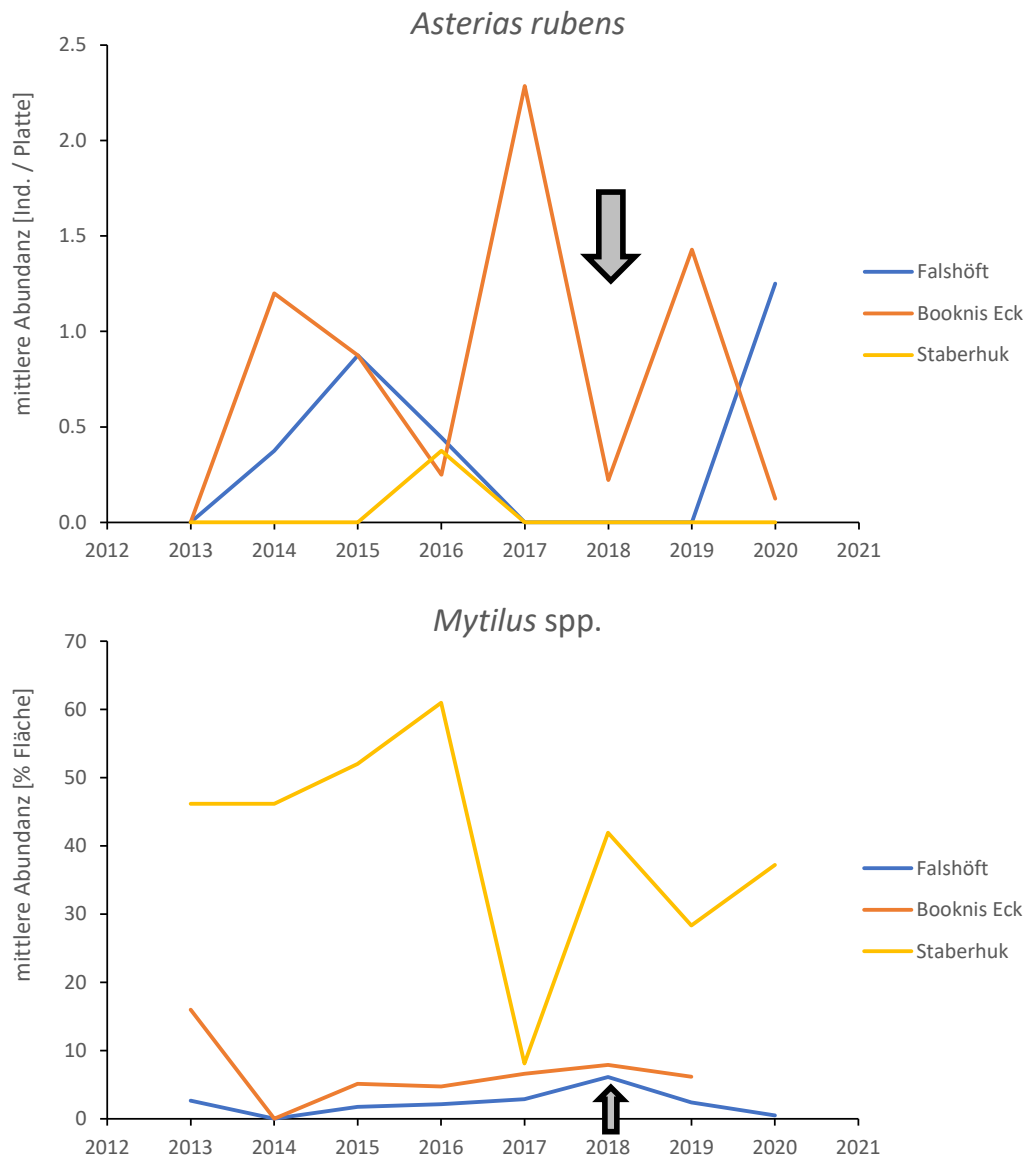


Abbildung 23: Abundanzen von *Asterias rubens* und *Mytilus edulis* von 2013 bis 2020 an den RegLocDiv-Stationen Falshöft, Booknis Eck und Staberhuk.

Ebenfalls ging die Bedeckung der Bewuchsplatten durch *Fucus* spp.-Keimlinge an den Stationen Falshöft, Schönberg und Staberhuk im Sommer 2018 deutlich zurück (Abbildung 24). Die Abundanzen der Grazer *Gammarus* spp. und *Idotea* spp. waren an den drei Standorten im Jahr davor (2017) eingebrochen, erholten sich aber in 2018 wieder. *Littorina* spp. zeigte ein uneinheitliches Bild. An den jeweils nicht genannten

Stationen des RegLocDiv-Projekts (alle 6 Stationen in der s.-h. Ostsee von Nord-West nach Süd-Ost: Falshöft, Booknis Eck, Schönberg, Staberhuk und Kellenhusen) traten diese Muster im Zusammenhang mit der Hitzewelle trotz ebenfalls hoher Wassertemperaturen allerdings nicht auf. Es waren also noch andere Faktoren im Spiel, die mit dieser einfachen Analyse leider nicht ergründet werden konnten. Zudem konnte auch kein deutlicher Effekt der Hitzewelle auf die ephemeren Algen *Ceramium* spp., *Polysiphonia* spp. und *Sphacelaria* sp. festgestellt werden. Diese konnten anscheinend nicht von den hohen Temperaturen profitieren, obwohl die Abundanzen von Amphi- und Isopoden an drei Stationen erkennbar verringert waren.

Die Bedeckung der Besiedlungsplatten durch benthische Diatomeen und von *Ectocarpus* sp. nahm an mehreren Stationen im Jahr nach der Hitzewelle (2019) signifikant zu (Abbildung 25). Ob diese als Spätfolge von der Hitzewelle profitieren konnten, da möglicherweise die Abundanzen von Konkurrenten oder Fraßfeinden noch verringert waren oder andere Gründe ursächlich für die Zunahme waren, bleibt hier allerdings spekulativ.

Offensichtlich war allerdings, dass die Seepocke *Amphibalanus improvisus* und der Polychaet *Polydora* sp. von der Hitzewelle profitierten (Abbildung 26). Bei beiden handelt es sich um robuste Taxa, die sich auch in einer durch Hitze gestressten Gemeinschaft gut durchsetzen können.

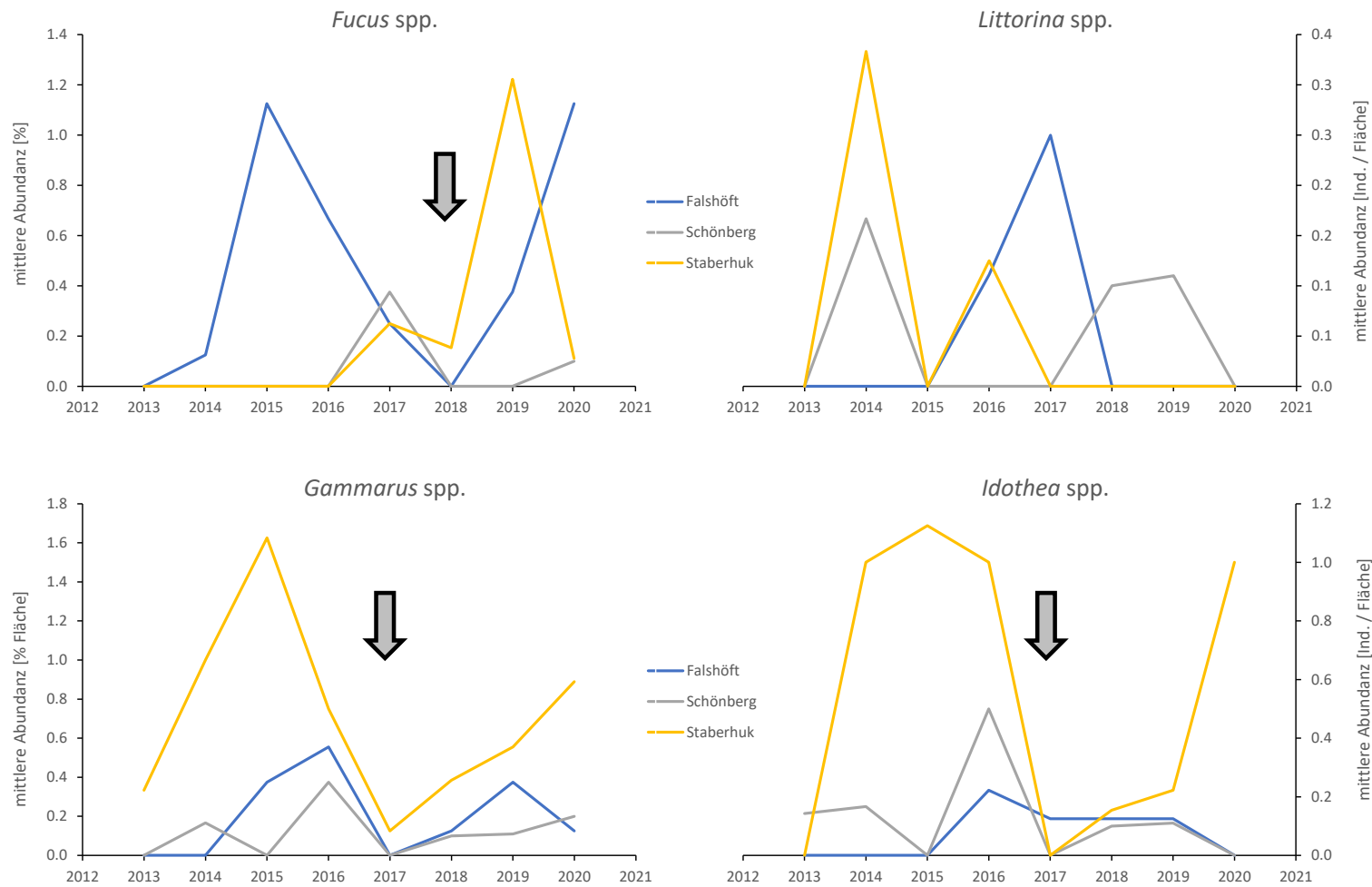


Abbildung 24: Abundanzen von *Fucus* spp.-Keimlingen und der Grazer *Littorina* spp., *Gammarus* spp. und *Idotea* spp. von 2013 bis 2020 an den Stationen Falshöft, Schönberg und Staberhuk.

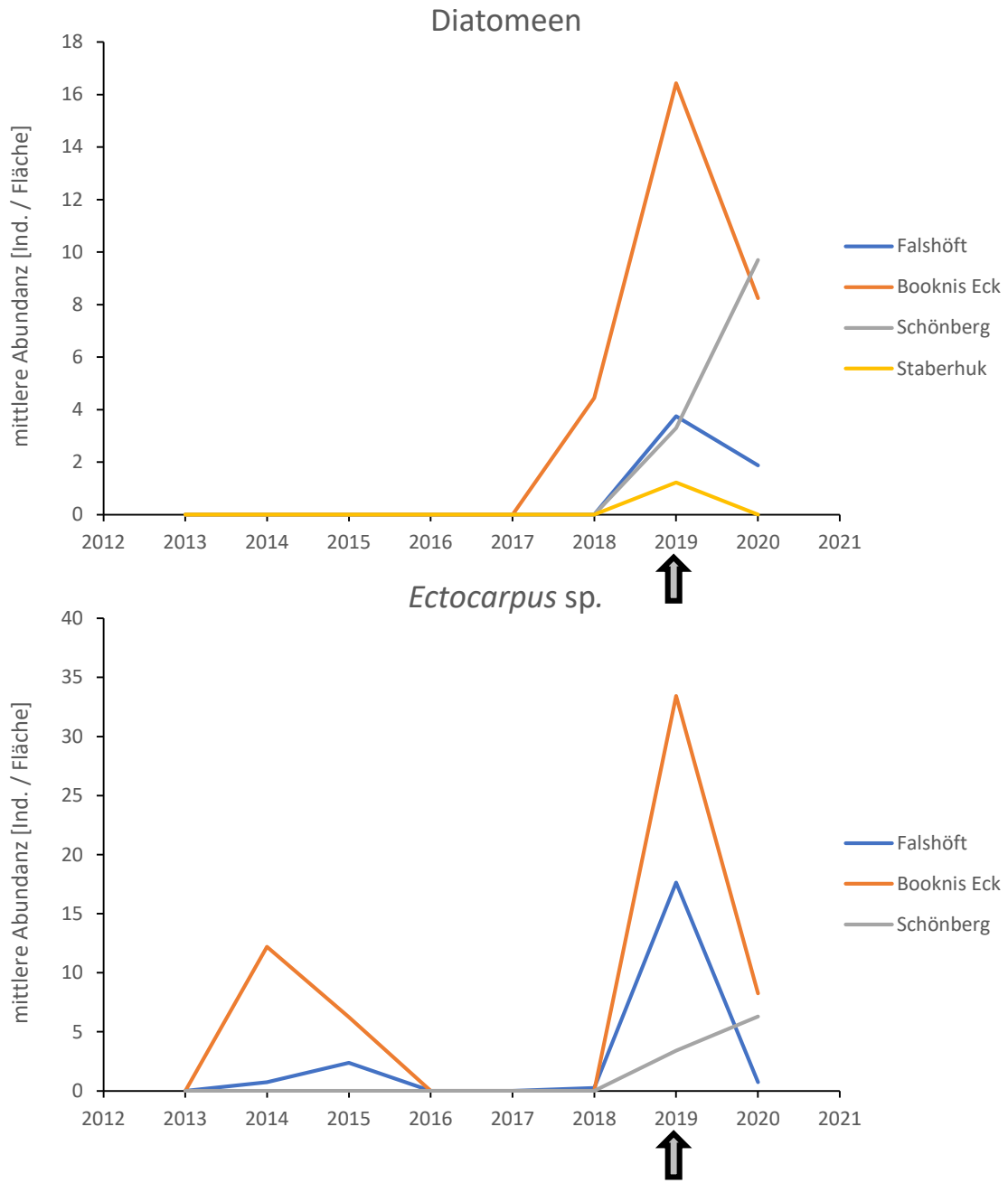


Abbildung 25: Abundanzen von benthischen Diatomeen und *Ectocarpus* sp. von 2013 bis 2020 an den Stationen Falshöft, Booknis Eck und Schönberg.

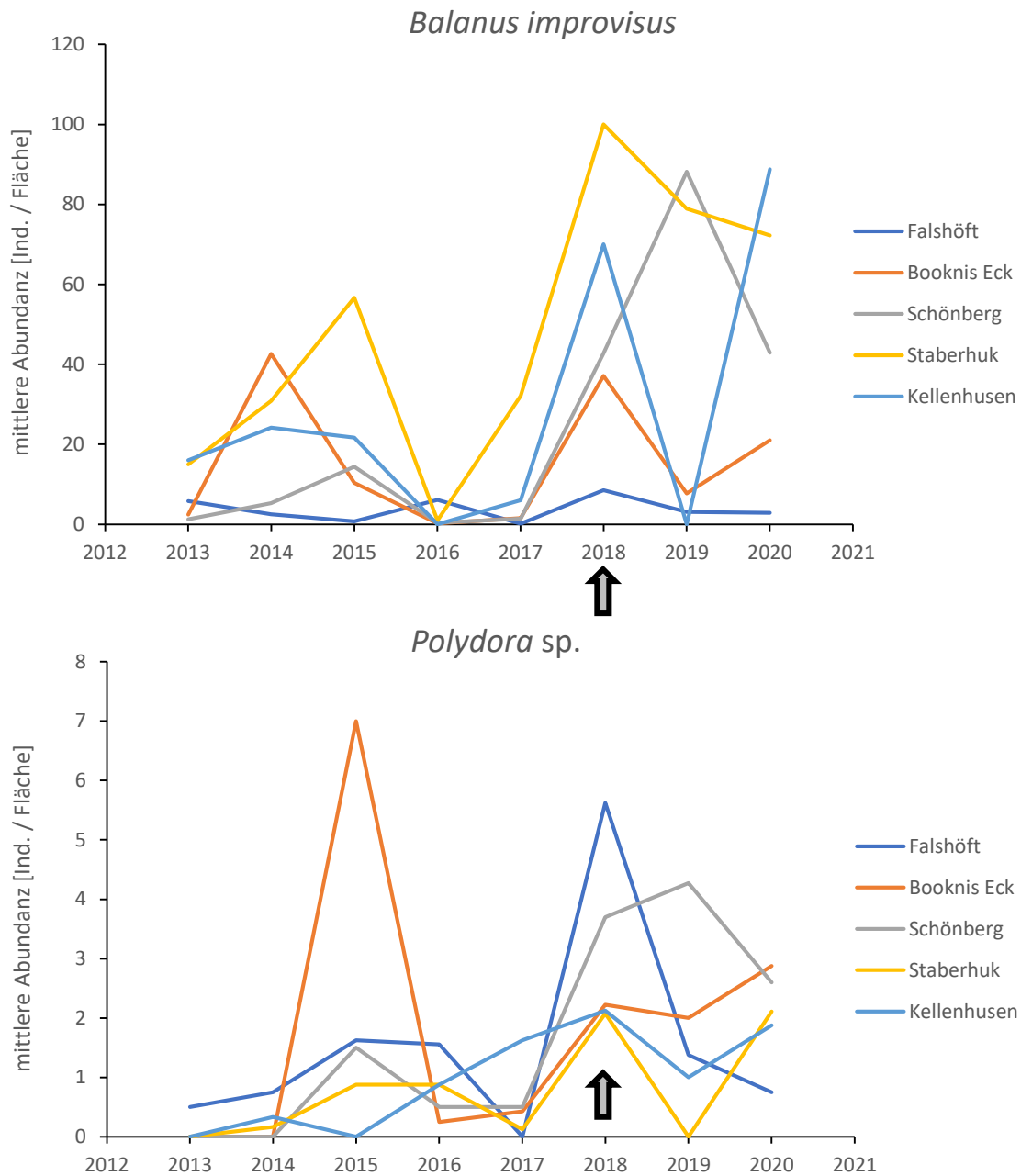


Abbildung 26: Abundanzen von *Amphibalanus improvisus* und *Polydora* sp. von 2013 bis 2020 an den Stationen Falshöft, Booknis Eck, Schönberg, Staberhuk und Kellenhusen.

6.4 Übersicht Ergebnisse Projektteil 2 und Ausblick

Folgende Punkte wurden in *Projektteil 2* erarbeitet:

- Vergleich der Besiedlungsgemeinschaften auf Besiedlungsplatten mit denen auf lokalen natürlichen Hartsubstraten. Ergebnis: Etwa 50% der gefundenen Taxa kamen sowohl auf den Platten als auch auf den Steinen eines Standortes vor. Insgesamt wurden nur 5 Algenarten (von über 120 identifizierten Taxa) gefunden, die Besiedlungsplatten als Substrat zu meiden scheinen. Insgesamt wird eine kombinierte Probennahme aus 1-Jahresplatten, Mehrjahresplatten und Steinen (und/oder Kratzproben) empfohlen.
- Erarbeitung eines Bewertungsschemas für die Bewertung der ‚Vollständigkeit des Lebensraumtypischen Artinventars‘ von Riffen gemäß FFH.
- Diskussion von indikativen Taxa für verschiedene Störungen / Belastungen

Ausblick

Im nun begonnenen Nachfolgeprojekt sind folgende Arbeitsschritte vorgesehen:

- Festlegung der Riff-Vorkommen der schleswig-holsteinischen Ostsee und der Beprobungsstandorte in den Vorkommen
- Ausstattung der Beprobungsstandorte mit Besiedlungsplatten und Loggern
- Zuordnung der Referenzlisten (typischer Arten) zu den einzelnen Vorkommen
- Festlegung der Beprobungszyklen
- Anwendung des MarBIT-Ansatzes auf verschiedenen Hartbodengemeinschaften und Vergleich mit dem hier vorgeschlagenen System (inkl. Funktionalem Qualitätsindex)
- Korrelation von An- und Abwesenheiten von Taxa mit gemessenen Salz- und Sauerstoffgehalten (und weiter mit Temperaturen)
- Zusammenführung von Daten aus der schleswig-holsteinischen Nord- und Ostsee, inkl. tieferer Riffe
- Zusammenstellung und Vorbereitung der Daten aus der schleswig-holsteinischen Nord- und Ostsee zur Übermittlung an die EU

7 Verwendete Quellen (Projektteile 1 und 2)

- 92/43/EWG (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie). Der Rat der Europäischen Gemeinschaften: 44 S.
- 2000/60/EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie). Das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union: 83 S.
- 2008/56/EG (2008): Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union: 22 S.
- Cornell, H. V. & Karlson, R. H. (1996): Species richness of reef-building corals determined by local and regional processes. *Journal of Animal Ecology*, 65:233-241.
- Berg, T., Fürhaupter, K. und Meyer, T. (2019): Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für den Lebensraumtyp Riffe (LRT 1170) nach MSRL und FFH-RL. Endbericht für das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. MariLim: 140 S.
- Bock G, Lieberum C. (2016): Aufnahme der Flachwasserabiotik in Schleswig-Holstein – Zwischenbericht. Im Auftrag des Landesamts für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR). GEOMAR: 33 S.
- Dixon, P.S. & Irvine, L.M. (1995): Seaweeds of the British Isles. Vol. 1 Rhodophyta. Part 1 Introduction, Nemaliales, Gigartinales. The Natural History Museum: 252 S.
- Doak, D.F. et al. (1998): The statistically inevitability of stability-diversity relationships in community ecology. *The American Naturalist* 151(3):264-276.
- Edwards, P.J. & Abivardi, C. (1998): The value of biodiversity: Where ecology and economy blend. *Biological Conservation* 83(3):239-246.
- Eriksson, B.K. & Johansson, G. (2003): Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 38(3):217-222.
- Eriksson, B.K. & Johansson, G. (2005): Effects of sedimentation on macroalgae: species-specific responses are related to reproductive traits. *Oecologia* 143:438–448.
- Fürhaupter, K. & Meyer, T. (2009): Handlungsanweisung zum Monitoring in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Qualitätskomponente Makrophyten. BALCOSIS-Verfahren. Bearbeitungsstand 31. März 2009. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) Schleswig-Holstein und Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern. MariLim, Schönkirchen: 38 S.
- Franz M. (2018): LLUR Bericht BioHab: Erfassung von Flachwasser-Hartsubstratgemeinschaften (LRT „Riff“) und deren Sensitivität gegenüber Umweltstress Aktenzeichen: LLUR Az 0608.451426: 40 S.
- Franz, M., Barbosa, F., Hinrichsen, H-H., Lehmann, A., Scotti, M., Hiebenthal, C., Wahl, M. (2019): Long-term records of hard-bottom communities in the southwestern Baltic Sea reveal the decline of a foundation species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 219:242-251.
- Hiebenthal, C., N. Blöcher, J. Krause und H. Rumohr (2012): Steckbriefe der Lebensraumtypen / Biotope ("Ästuarrien", "Küstenlagunen", "Flache große Meeresarme und -buchten (Flachwasserzonen)", "Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt", "Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung", "Riffe", "Seegraswiesen", "Makrophytenbestände", "Miesmuschelbänke", "Seefedern und Grabende Megafauna", "Sabellaria-Riffe", "Schillgründe", "Kiesgründe mit Ophelia-Arten" und "Küstenfernes Tiefenwasser unterhalb der Halokline"). In: Ingo Narberhaus, Jochen Krause und Ulrike Bernitt

(Bearb.), Bedrohte Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee - Empfindlichkeiten gegenüber anthropogenen Nutzungen und den Effekten des Klimawandels. Naturschutz und Biologische Vielfalt 116, Bonn-Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz. 43-221.

- Hiebenthal, C. & Bock, G. (2013): Maßnahme: Meeresstrategie Rahmenrichtlinie (MSRL) Biodiversität Makrophyten Ostseeküste [Aktenzeichen 0608-451219] -Abschlussbericht-. Im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (Schleswig-Holstein). GEOMAR: 134 S.

- Interwies, E., Angeli, D., Bertram, C., Dworak, T., Friedrich, R., Görlitz, S., Hiebenthal, C., Kugler, U., Meyerhoff, J., Preiss, P., Rumohr, H., Reumann-Schwichtenberg, J., Rehdanz, K., (2012): Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen-Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL): Abschlussbericht an das Umweltbundesamt (Förderkennzeichen (UFOPLAN) 3710 25 202). Unter der Leitung von: InterSus Sustainability Services, Berlin: 453 S.

- Knöbel, L., J. Schulze-Nascimento, Sanders, T., Zeus D., Hiebenthal, C., Barboza F. R., Stuckas H., Melzner, F. (2021): Salinity driven selection and local adaptation in Baltic Sea mytilid mussels. *Frontiers in Marine Science* 8:1019.

- Loreau, M. et al. (2001): Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294:804-808.

- McGradySteed, J. et al. (1997). Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature* 390(6656):162-165.

- Meyer, T., Berg, T. & Fürhaupter, K. (2008): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. MariLim, Schönkirchen: 131 S.

- Meyer, T., Reincke, T., Fürhaupter, K. & Krause, S. (2005): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU). Flintbek: 73 S.

- Mooney, H. A. et al. (1995): Biodiversity and ecosystem functioning: Basic principles. In: *Global Biodiversity Assessment*, Eds. Heywood, V. H. & Watson, R. T., Cambridge: Cambridge University Press 279-325.

- Naeem, S. et al. (1994): Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368(6473):734-737.

- Pankow, H. (1971): Algenflora der Ostsee. 1. Benthos. VEB Gustav Fischer Verlag Jena: 419 S.

- Pfaff, M. C., Hiebenthal, C., Molis, M., Branch, G. M. & Wahl, M. (2010): Patterns of diversity along experimental gradients of disturbance and nutrient supply - the confounding assumptions of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *African Journal of Marine Science* 32(1): 127-135.

- Podbielski, I., Schmittmann, L., Sanders, T., & Melzner, F. (eingereicht). Towards a mechanistic understanding of low salinity acclimation ability in marine invertebrates - A systematic review & meta-analysis. *Biological Reviews*.

- Reimers, H. C. (2005): Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In: P. Feldens (Bearb.): *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern*. Limnologie aktuell Band 11. Stuttgart (Schweizerbart): 37-45.

- Schories, D., Selig, U. & Schubert, H. (2006): Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste. *Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL*. Teil A: Äußere Küstengewässer. Stand 16.3.2006: 187 S.

- Schubert, H., C. Blümel, Eggert, A., Rieling, T., Schubert, M. & Selig, U. (2003): Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach

der EU-WRRL (Förderkennzeichen. 0330014). FORSCHUNGSBERICHT zum BMBF Projekt ELBO. UNIVERSITÄT ROSTOCK Institut für Aquatische Ökologie, Rostock: 183 S.

- Selig, U., Marquardt, R. & Porsche, C. (2008): Vorläufige Handlungsanweisung zur Erfassung der Angiospermen der Deutschen Ostseeküste - Bewertung entsprechend der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Stand: 28.4.2008. Bericht für das LUNG-MV: 21 S.

- Steckbauer, A., C. M. Duarte, J. Carstensen, R. Vaquer-Sunyer and D. J. Conley (2011): Ecosystem impacts of hypoxia: thresholds of hypoxia and pathways to recovery. *Environmental Research Letters* 6: 025003

-Surugiu, V. (2005): The use of Polychaetes as Indicators of Eutrophication and Organic Enrichment of Coastal Waters: a Study - Roman Black Sea Coast.

- Tilman, D. & Downing, J. A. (1994): Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367(6461):363-365

- Wahl, M., Caldwell, M.M., Heldmaier, G., Jackson, R.B., Lange, O.L., Mooney, H.A., Schulze, E.D., Sommer, U. (2009): *Marine Hard Bottom Communities*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 445 S.

- Wahl M, Hinrichsen, H-H, Lehmann A, Lenz M (2013): Natural variability in hard-bottom communities and possible drivers assessed by a time-series study in the SW Baltic Sea: know the noise to detect the change. *Biogeosciences* 10(7): 5227-5242.

- Wahl, M., Werner, F. J., Buchholz, B., Raddatz, S., Graiff, A., Matthiessen, B., Karsten, U., Hiebenthal, C., Hamer, J., Ito, M., Gülzow, E., Rilov, G. and Guy-Haim T. (2020): Season affects strength and direction of ocean warming impacts and biotic stress modulation in a coastal seaweed ecosystem. *Limnology & Oceanography* 65(4) 807-827.

- Weber v., M. (2005): Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns - Results of the status quo analysis 2004 for the implementation of the Water Framework Directive (WFD) in the Mecklenburg-Western Pomeranian coastal waters. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 7-15.

Whittaker, R. H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.