

Monitoringbericht: Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord und Ostsee. Untersuchungsjahr 2016

Stand: 15.10.2017

Bearbeiter:



Dr. Alexander Darr
Anja Zettler
Dr. Michael L. Zettler

Dr. Brigitte Ebbe
Dr. Lars Gutow



Erstellt im Rahmen des Projektes:

Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope

(AWZ-P4, Benthos)

Fachbetreuung im BfN:

Kathrin Heinicke, Fachgebiet II 5.2 Meeresschutzgebiete, Management, Monitoring, Insel Vilm

Dieter Boedeker, Fachgebiet II 5.1 Grundlagen, internationaler Meeresnaturschutz, Insel Vilm

Impressum

Die dieser Veröffentlichung zu Grunde liegenden wissenschaftlichen Arbeiten wurden im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz durchgeführt. Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Dies gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen. Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	3
1 Einführung.....	6
2 Methodik	10
2.1 Probenahme auf See	10
2.2 Datenanalyse	15
3 Lebensraumtypen nach Anhang I Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie	16
3.1 1110 - Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser	22
3.1.1 Atlantische Region: Nordsee	22
3.1.2 Kontinentale Region: Ostsee	29
3.2 1170 – Riffe	37
3.2.1 Atlantische Region: Nordsee	37
3.2.2 Kontinentale Region: Ostsee	37
3.3 Zwischenfazit FFH-Monitoring.....	46
4 Großflächige Biotopklassen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie	48
4.1 Einführung	48
4.2 Sandböden des Circalitorals.....	48
4.2.1 Atlantische Region: Nordsee	48
4.2.2 Kontinentale Region: Ostsee	48
4.3 Schlickböden des Circalitorals	54
4.3.1 Atlantische Region: Nordsee	54
4.3.2 Kontinentale Region: Ostsee	54
5 Weitere geschützte und gefährdete Biotoptypen	55

5.1	Einführung	55
5.2	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	56
5.2.1	Atlantische Region: Nordsee	57
5.2.2	Kontinentale Region: Ostsee	63
5.3	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	66
5.4	Makrophytenfluren.....	66
5.5	Schlickige Substrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von <i>Arctica islandica</i>	67
6	Zwischenfazit MSRL-Monitoring	67
7	Gefährdete und geschützte Arten.....	69
7.1	Islandmuschel <i>Arctica islandica</i>	69
7.2	Europäischer Hummer <i>Homarus gammarus</i>	70
7.3	Essbarer Seeigel <i>Echinus esculentus</i>	71
7.4	Abgestutzte Klaffmuschel <i>Mya truncata</i>	71
8	Ausblick	73
9	Literaturverzeichnis.....	74
10	Anhang.....	78

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Forschungsschiffe „Elisabeth Mann-Borgese“ des IOW (links, Photo: IOW), „Heincke“ des AWI (rechts, Photo: Darr). 11
- Abbildung 2: Zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften und Habitatcharakteristika wurden verschiedene Methoden eingesetzt. 14
- Abbildung 3: Lage der Schutzgebiete und FFH-Lebensraumtypen in der deutschen AWZ von Nord- (oben) und Ostsee (unten). 18
- Abbildung 4: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos auf der Doggerbank (blau) sowie in dem nördlich daran anschließenden Gebiet des Entenschnabels (grün) (FFH-LRT „Sandbank“) in den Jahren 2013 und 2016. 22
- Abbildung 5: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und des nördlich daran anschließenden Gebiets des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016. 23
- Abbildung 6: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Gesamtabundanz, (B) Anzahl der Taxa, (C) Shannon-Wiener-Diversität, (D) Äquität, (E) Gesamtbiomasse und (F) Margalef-Index der Infaunagemeinschaft der Sandbank des FFH-Gebiets „Doggerbank“ und des nördlich daran angrenzenden Gebiets des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016. 25
- Abbildung 7: Bewertung des Umweltzustandes des Lebensraumtyps „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und in dem nördlich daran angrenzenden Gebiet des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016 anhand des durchschnittlichen (\pm Standardabweichung) M-AMBI. 26
- Abbildung 8: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence; Dredge) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und in dem nördlich anschließenden Gebiet des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016. 28
- Abbildung 9: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna (Dredge) im FFH-Lebensraumtyp „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und im nördlich anschließenden Gebiet des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016. 29
- Abbildung 10: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1110 „Sandbänke“ im Fehmarnbelt (oben), auf dem Adlergrund (Mitte) und der Oderbank (unten). 30

Abbildung 11: Homogene Feinsande prägen die Oderbank. Neben etwas Schill und driftenden Algen (links) bilden Einsturztrichter der Sandklaffmuschel und Wattschnecken (rechts) die vorherrschenden, im Video erkennbaren biogenen Strukturen 32

Abbildung 12: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen der Oderbank aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-16 sowie älterer Daten. 32

Abbildung 13: Driftalgen (links) und Miesmuscheln (rechts) aus den benachbarten Riffflächen beeinflussen die typische Infauna-Gemeinschaft der Sandbank am Adlergrund. 34

Abbildung 14: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen von der Sandbank Adlergrund aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-16 sowie älterer Daten. 34

Abbildung 15: Oberflächentextur und Sediment variieren im Megarippelfeld Fehmarnbelt auf engstem Raum sehr stark (4 Beispiele von der Station FBS 15). 36

Abbildung 16: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen der Sandbank im Fehmarnbelt aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-16 sowie älterer Daten. 36

Abbildung 17: Interannuelle Variabilität der Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Ostsee-Sandbänken. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die Dauerstationen. 37

Abbildung 18: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1170 „Riffe“ in der westlichen Ostsee (oben), Kadetrinne (Mitte) und im Bereich Adlergrund/westliche Rönnebank (unten). 39

Abbildung 19: Miesmuscheln dominieren die epibenthische Gemeinschaft am Adlergrund im Schutzgebiet Westliche Rönnebank (links). In den flachen Bereichen des Adlergrundes werden die Miesmuschelbestände durch fädige Braun- und Rotalgen überdeckt (rechts). 41

Abbildung 20: In flachen, exponierten Bereichen mit ausreichendem Hartbodenangebot sind die Riffgemeinschaften in der Kadetrinne struktur- und artenreich. 42

- Abbildung 21: Wellhornschncken (links) sind typische mobile Begleitfauna der Riffe im Fehmarnbelt. Die sessile Gemeinschaft an den Monitoringstationen im Fehmarnbelt dominieren blättrige Rotalgen und Zuckertang (rechts). 44
- Abbildung 22: Trend für Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Riffgebieten, die in der Ostsee dem Monitoring unterliegen. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die jährlichen Monitoringstationen. 44
- Abbildung 23: Verbreitung von Gemeinschaften in den Sanden der äußeren Küstengewässern der deutschen Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b). 50
- Abbildung 24: Stationen zur Beprobung der Infaunagemeinschaften der Sandböden des Circalitorals in der Pommerschen Bucht. 51
- Abbildung 25: Boxplots zum Vergleich wesentlicher Faunenparameter zwischen der Oderbank (FFH-LRT Sandbank) und den umliegenden Sandböden des Circalitorals (sandyCL). (a) Artenzahl, (b) Gesamtabundanz, (c) Biomasse, (d) BQI 52
- Abbildung 26: Verbreitung von Gemeinschaften in den Schlickgebieten in den deutschen äußeren Küstengewässern und der deutschen AWZ der Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b). 55
- Abbildung 27: Verteilung der Stationen zur Untersuchung des Biototyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im FFH-Gebiet Sylter Außenriff im Jahr 2016. Die Stationen wurden in Polygone gelegt, die zuvor anhand von Seitensichtsonar-Untersuchung als Verdachtsflächen für diesen Biototyp ausgewiesen wurden bzw. laut Laurer et al. (2013) als solche bezeichnet worden waren (Polygone 10-12 und 22-24). 57
- Abbildung 28: (A) Gesamtabundanz, (B) Artenzahl, (C) Shannon-Wiener-Diversität, (D) Äquität, (E) Gesamtbiomasse (Feuchtgewicht) und (F) Margalef-Index der Infaunagemeinschaften auf den Stationen der KGS-Verdachtsflächen im Gebiet des Sylter Außenriffs. Stationen eines Polygons sind durch Balken gleicher Farbe gekennzeichnet. Der schraffierte Balken gibt jeweils den Mittelwert (\pm Standardabweichung) von allen Stationen an, die in Polygonen liegen, für die der Biototyp KGS bestätigt wurde. Die waagerechte gestrichelte Linie liegt jeweils auf dem Wert des im schraffierten Balken dargestellten Mittelwertes. Für (F) entspricht die waagerechte gestrichelte Linie dem von Beermann et al. (2017) vorgeschlagenen Referenzwert des Margalef-Index für ein ungestörtes küstenfernes Grobsand-Biotop.

Für das Polygon der Stationen 10-12 (dunkelblaue Balken) konnte der Biotoptyp KGS nicht bestätigt werden. 60

Abbildung 29: M-AMBI-Wert für die Infauna-Gemeinschaften auf den Stationen der KGS-Verdachtsflächen im Gebiet des Sylter Außenriffs. Stationen eines Polygons sind durch Balken gleicher Farbe gekennzeichnet. Für das Polygon der Stationen 10-12 (dunkelblaue Balken) konnte der Biotoptyp KGS nicht bestätigt werden. 61

Abbildung 30: Verbreitung von Gemeinschaften, die potenziell mit dem § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im westlichen (oben) und östlichen (unten) Teil der deutschen Ostsee assoziiert sind (angepasst nach SCHIELE et al. 2015b). 65

Abbildung 31: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Abundanz und (B) Biomasse der Islandmuschel *Arctica islandica* im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und in dem nördlich daran anschließenden Gebiet des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016. 70

Abbildung 32: Nachweise der Abgestutzten Klaffmuschel *Mya truncata* in der deutschen Ostsee seit 1850. 72

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden besonderen Biotoptypen nach MSRL, deren weitere Rechtsgrundlagen sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.	8
Tabelle 2: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden geschützten Arten, Herkunft des Schutzstatus sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.	10
Tabelle 3: Verteilung der realisierten Stationen auf die Biotope.	11
Tabelle 4: Eckdaten zum Monitoring der beiden FFH-LRT „Sandbank“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ in Nord- und Ostsee.	19
Tabelle 5: Gegenüberstellung der häufigsten Infauna-Arten an der Spitze des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016.	27
Tabelle 6: Artenliste Makrophyten in den drei Schutzgebieten aus den Untersuchungen 2013-16.	45
Tabelle 7: Artenliste der Sandböden des Circalitorals in der Pommerschen Bucht 2016 mit Angaben zur Frequenz (n=27), mittlerer Abundanz und Feuchtmasse (WW).	52
Tabelle 8: Überprüfung der sedimentologischen und faunistischen Kriterien für die Stationen und Polygone im Gebiet des Sylter Außenriffs.	58
Tabelle 9: Taxonomische Übersicht über die Makroinfauna des Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im Gebiet des Sylter Außenriffs. Aufgelistet sind alle Arten mit einer Stetigkeit $\geq 50\%$ bei der Beprobung des Jahres 2016 sowie ihre mittlere (\pm Standardabweichung) Abundanz (N = 21 Stationen mit jeweils 3 Greifern). Charakterarten gemäß der Kartieranleitung sind gekennzeichnet.	62
Tabelle 10: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund (Stand: 2012)	78
Tabelle 11: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Doggerbank (Stand: 2014)	79
Tabelle 12: Charakterarten-Liste für Riffe Nordsee (Stand: 2012)	79
Tabelle 13: Charakterarten-Liste für westliche Sandbänke Ostsee (Fehmarnbelt, Stand: 2014)	81

Tabelle 14:	Charakterarten-Liste für östliche Sandbänke Ostsee (Adlergrund, Oderbank, Stand: 2014)	82
Tabelle 15:	Charakterarten-Liste für westliche Riffe Ostsee (Kieler Bucht, Fehmarnbelt, Stand: 2009)	82
Tabelle 16:	Charakterarten-Liste für mittlere Riffe Ostsee (Kadetrinne, Stand: 2009)	84
Tabelle 17:	Charakterarten-Liste für östliche Riffe Ostsee (Adlergrund, westliche Rönnebank, Stand: 2014)	85

Abkürzungsverzeichnis

AMBI	Index nach BORJA et al. (2000)
ANOSIM	Analysis of Similarity (Ähnlichkeitsanalyse)
ANOVA	Analysis of Variance (Varianzanalyse)
AWI	Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BArtSchV	Bundesartenschutzverordnung
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BH-2	Benthic habitats 2: interne Nomenklatur für den OSPAR-Indikator MMI
BLANO	Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee
BLMP	Bund-Länder-Messprogramm
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BQI	Benthic Quality Index (ROSENBERG et al. 2004)
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
CTD	Automatische Messsonde für Leitfähigkeit (Salzgehalt), Dichte und Temperatur
EU	Europäische Union
EUNIS	European Nature Information System
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG)
FS	Forschungsschiff
GES	Good Environmental Status (Guter Umweltzustand im Sinne der MSRL)
HELCOM	Helsinki Kommission zum Schutz der Ostsee
HUB	HELCOM Underwater Biotope and Habitat Classification System
IOW	Leibniz Institut für Ostseeforschung Warnemünde
KGS	artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe
Kn	Knoten

LANA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung
LRT	Lebensraumtyp nach Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
MMI	Multimetrischer Index (Rahmenbeschreibung eines Zustandsindikators nach OSPAR)
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/56/EG)
nMDS	nicht-metrische multidimensionale Skalierung
OSPAR	Oslo-Paris Konvention zum Schutz des Nordostatlantiks
SAR	Sylter Außenriff
SDB	Standard-Datenbogen
SSS	Seitensichtsonar
StUK	Standarduntersuchungskonzept des BSH zur Bestimmung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt
UW	Unterwasser-
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der EU (Richtlinie 2000/60/EG)
WW	wet weight (Feuchtmasse)

Zusammenfassung

Die Biotope des Meeresbodens (Benthal) sind Zielgrößen in mehreren europäischen Richtlinien und regionalen Meeresübereinkommen zum Erhalt der natürlichen Vielfalt und wesentliche Bewertungselemente für den ökologischen Zustand der Meere. Die Bundesrepublik Deutschland ist durch diese Richtlinien verpflichtet, den Zustand der benthischen Lebensräume innerhalb ihrer Meeresgewässer regelmäßig zu erfassen und zu bewerten. Die Durchführung bzw. die Gewährleistung der ordnungsgemäßen Umsetzung des Monitorings in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) obliegt dem Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Eine der wesentlichen Richtlinien ist in diesem Zusammenhang die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG). Sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee treten in der deutschen AWZ die gemäß Anhang I dieser Richtlinie geschützten Lebensraumtypen „Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser“ (EU-Code 1110, im Folgenden kurz „Sandbänke“) und „Riffe“ (EU-Code 1170) auf. Das FFH-Monitoring in der deutschen AWZ wurde in der Ostsee im Jahr 2009 und in der Nordsee im Jahr 2011 jeweils mit Basisaufnahmen begonnen. Schwerpunkt des Monitorings im Jahr 2016 waren in der deutschen AWZ in der Nordsee die Doggerbank (Sandbank) sowie in der Ostsee die Oderbank (Sandbank). Das Monitoring ist auf die FFH-Bewertungskriterien „Habitatstrukturen“ und „Arteninventar“ innerhalb des Parameters „Spezifische Strukturen und Funktionen“ ausgerichtet. Zur Bewertung der Vollständigkeit des charakteristischen Arteninventars der beiden Lebensraumtypen wurden in den vergangenen Jahren sowohl für Sandbänke als auch für Riffe gebietspezifische Artenlisten erstellt. Diese Listen umfassen derzeit ausschließlich Makrozoobenthos-Arten, während Makroalgen bisher nicht berücksichtigt wurden. Da diese in der deutschen AWZ der Ostsee eine entscheidende Bedeutung für die Funktion und Ausprägung der Riffe haben, sind sie dort für diesen Lebensraumtyp noch zu ergänzen.

Die Bewertung des Erhaltungszustandes der FFH-LRT erfolgt jeweils für einen sechsjährigen Berichtszeitraum. Die nächste Bewertung wird sich auf den Zeitraum 2013-2018 beziehen. In der letzten Bewertung (Zeitraum 2007-2012) wurde der Erhaltungszustand der beiden LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ national in der zur atlantischen biogeografischen Region gehörenden Nordsee als „ungünstig – schlecht (U2)“ und in der zur kontinentalen biogeografischen Region zählenden Ostsee als „ungünstig – unzureichend (U1)“ eingestuft. Bezüglich der im Monitoring betrachteten Bewertungskriterien Habitatstruktur und Arteninventar lassen sich bislang keine Trends belegen, die zu einer Veränderung der Bewertung führen können.

Die zweite für den Meeresnaturschutz bedeutende europäische Richtlinie ist die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, Richtlinie 2008/56/EG), deren Ziel der nachhaltigen Nutzung aller Öko-

systeme der Meere durch den Erhalt und Schutz der Meeresumwelt erreicht werden soll. Diese unterscheidet als Ökosystemkomponenten in Anhang III, Tabelle 1 (Revision der EU COM von 2017) großflächige Biotopklassen und andere Biotoptypen. Die großflächigen Biotopklassen entsprechen den EUNIS-Leveln 2 und 3 und sind daher von allen EU-Mitgliedstaaten gleichermaßen zu bewerten. Unter den anderen Biotoptypen können die Nationalstaaten dagegen diejenigen Biotope separat bewerten, denen sie, durch deren Nennung im Gemeinschaftsrecht (FFH-LRT), in regionalen Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) bzw. im nationalen Recht (§ 30 BNatSchG) oder aus anderen Gründen, eine besondere Bedeutung zugestehen.

Eine erste gezielte Basisaufnahme der nach MSRL zu überwachenden Lebensräume startete 2015 nach Festlegung der Bezugs-Klassifikationssysteme (EUNIS+ bzw. HELCOM HUB) und der erstmaligen Kartierung benthischen Biotoptypen durch BIOCONSULT et al. (2014) und SCHIELE et al. (2015). Die Aufnahme der großflächigen Biotopklassen wurde 2016 in der Ostsee in der Pommerschen Bucht fortgeführt. In der Nordsee wurden andere Arbeitsschwerpunkte gesetzt. Die entsprechenden Monitoring- und Bewertungskonzepte befinden sich weiterhin in der Entwicklung und sind in ihrem Fortschritt stark von parallelen Entwicklungen in den regionalen Seekonventionen (OSPAR, HELCOM) abhängig. Bereits entwickelte Überwachungs- und Bewertungskonzepte sind durch die geänderten Rahmenbedingungen (Überarbeitung EU-COM Leitfaden 2017) anzupassen und zu überarbeiten.

Nach der Anfangsbewertung von 2012 ist eine erste vollständige Zustandsbewertung nach Art. 8 MSRL zu Beginn des zweiten Bewirtschaftungszyklus 2018 erforderlich (BLANO 2012). Unter der Führung der regionalen Seekonventionen wurden in den vergangenen Jahren Zustandsindikatoren entwickelt. Allerdings ist zurzeit keiner der unter OSPAR und HELCOM vorangetriebenen Indikatoren vollständig im gesamten Seegebiet anwendbar.

Unabhängig davon muss derzeit in Nord- und Ostsee davon ausgegangen werden, dass das Ziel des guten Umweltzustands für die meisten der bewerteten Biotoptypen teils deutlich verfehlt wird. Diese Einschätzung erfolgt als Analogieschluss aus der negativen Bewertung der meisten FFH-Lebensraumtypen sowie zahlreicher Wasserkörper im Rahmen der Wasserrahmen-Richtlinie und die bekanntermaßen hohe Belastung durch die Folgen menschlicher Aktivitäten.

Ebenfalls nicht vollständig entwickelt ist das Überwachungskonzept der „anderen“ Biotoptypen. Deren genaue Lage lässt sich derzeit in dem Maßstab der bislang vorliegenden Karten nicht hinreichend genau abbilden. Insbesondere das § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ kommt in der deutschen AWZ der Ostsee so kleinräumig außerhalb der FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ vor, dass ein eigenständiges Monitoring- und Bewertungsprogramm hierfür derzeit nicht möglich ist. In der Nordsee wurde dieser Biotoptyp im Schutzgebiet Sylter Außenriff

in den vergangenen Jahren dagegen kleinmaßstäbig, sodass 2016 eine umfangreiche Basisaufnahme stattfinden konnte.

Neben den Biotopen ist auch der Erhaltungszustand der Populationen einzelner geschützter oder gefährdeter Arten des Makrozoobenthos aufzunehmen. Insbesondere die Population der nach OSPAR geschützten Islandmuschel *Arctica islandica* war in der Nordsee in einem Zustand, der die Fähigkeit zur Selbsterhaltung fraglich erscheinen lässt. Der Zustand des essbaren Seeigels *Echinus esculentus* wird hingegen als weniger kritisch eingeschätzt. Weitere geschützte Arten wie der europäischen Hummer *Homarus gammarus*, der Sonnenstern *Crossaster papposus* und die nordische Purpurschnecke *Nucella lapillus* sind in den natürlichen Habitaten der deutschen AWZ der Nordsee nicht vertreten, weshalb sich der Populationszustand dieser Arten nicht im Rahmen des Monitorings dieses AWZ-Projekts erfassen lässt. In der Ostsee sind keine der geschützten Arten relevant.

Summary

Benthic habitats and communities are targets for the preservation of the natural diversity of the marine ecosystem and important proxies for the assessment of the environmental status according to several European directives and regional marine conventions. The Federal Republic of Germany is therefore obligated to regularly assess and evaluate the status of the benthic habitats and communities in its waters. The Federal Agency for Nature Conservation (BfN) is in charge of the implementation and realisation of the monitoring in the Exclusive Economic Zone (EEZ).

In this context, the Flora-Fauna Habitats Directive (FFH-D, Directive 92/43/EEG) is one of the relevant directives. The habitat types 1110 ("sandbanks") and 1170 ("reefs"), which are protected according to Appendix I of the HD, occur both in the North Sea and the Baltic Sea. FFH monitoring of the EEZ in the Baltic Sea and the North Sea started in 2009 and 2011, respectively, with the establishment of a baseline. The monitoring in 2016 focused on the Doggerbank (sandbank) and on the "Oderbank" (sandbank) in the Baltic Sea. The monitoring is geared towards the evaluation criteria "habitat structures" and "communities and characteristic species" within the parameter "specific structures and functions". In the past years, regional lists of characteristic species for sandbanks as well as reefs were assembled to evaluate the completeness of the pertinent species inventories. At present these lists include only macrozoobenthic species. Regarding the habitat type "reefs" in the Baltic Sea, they are to be expanded to include macroalgae, as the latter contribute substantially to the functioning and structure of this environment. Evaluation of FFH habitat types occurs once in a 6-year reporting period. The next evaluation will relate to the time period 2013-2018. During the last evaluation (time period 2007-2012) the status of the habitat types

“sand banks” and “reefs” was classified as “unfavourable-bad (U2)” in the Atlantic Region (North Sea) and as “unfavourable – insufficient” in the Continental Region (Baltic Sea). No trends resulting in a possible change of the classification have been detected relative to the evaluation criteria used.

The second European directive important for marine protection is the Marine Strategy Framework Directive (MSFD, directive 2008/56/EG) aiming at the sustainable use of all marine resources. This goal is to be reached through conservation and protection of the marine environment. Ecosystem types are differentiated into Broad Habitat Types and Additional Habitat Types in Appendix III (revision of the EU COM 2017). Broad habitat types correspond to EUNIS levels 2 and 3 and consequently must be evaluated in the same way by all EU member states. In contrast, biotopes belonging to additional habitat types may be evaluated separately by each state if they are considered of particular importance based on their mention in European legislation (FFH-LRT), regional conventions (OSPAR, HELCOM), Federal legislation (BNatSchG), or for other reasons.

Establishment of a baseline concerning habitats to be monitored according to MSFD started in 2015 following definition of reference classification systems (EUNIS+ and HELCOM HUB, respectively) and a first mapping of benthic biotope types by BIOCONSULT et al. (2014) and SCHIELE et al. (2015). The assessment of broad habitat types was continued for the Baltic Sea in 2016 in the Pomeranian Bight. For the North Sea, different key activities were defined. Respective concepts for monitoring and evaluation are still under development, and progress is strongly dependent on concurrent developments in regional sea conventions (OSPAR, HELCOM). Monitoring and evaluation concepts already developed have to be adapted to changes in the general framework (revision EU-COM guideline 2017).

After the initial evaluation in 2012 the first complete evaluation of the status according to Art. 8 MSFD is due at the beginning of the second management cycle in 2018 (BLANO 2012). Indicators for the environmental status have been developed in recent years under the leadership of regional sea conventions. However, to date none of the indicators promoted by OSPAR and HELCOM are fully applicable for the entire area.

Even though the development of the indicators has not yet been completed, the goal of a good environmental status is expected to be missed in both the North Sea and the Baltic Sea, in some cases considerably. This judgement is a conclusion of analogy based on the negative assessment of most FFH habitats as well as numerous water bodies within the Water Framework Directive in addition to the well-known high pressure related to anthropogenic activities.

The monitoring concepts for “additional” habitat types have not been completed either. The exact location of most of these habitats cannot be sufficiently illustrated on the scale of currently avail-

able maps. In particular, the distribution of the §30 biotope “Species rich gravel, coarse sand and shell gravel areas” outside the FFH habitat types “sand banks” and “reefs” in the EEZ of the Baltic Sea is too small-scaled for a separate monitoring and evaluation program. In the North Sea, however, this habitat type has been mapped in the protected area Sylt Outer Reef, leading to a comprehensive initial assessment in 2016.

In addition to biotope types, the population status of single protected species is to be assessed. Particularly the status of the ocean quahog *Arctica islandica*, protected according to OSPAR, in the North Sea makes its ability to self-preservation questionable. The status of the edible sea urchin *Echinus esculentus*, on the other hand, is viewed as less critical. Further protected species such as the European lobster *Homarus gammarus*, the sun star *Crossaster papposus* and the dog whelk *Nucella lapillus* are not found in natural habitats in the German EEZ of the North Sea and are therefore not included in the monitoring of this EEZ project.

1 Einführung

Die Biotope¹ des Meeresbodens (Benthal) sind Zielgrößen zum Erhalt der natürlichen Vielfalt und wesentliche Bewertungselemente für den ökologischen Zustand der Meere in mehreren europäischen Richtlinien und regionalen Meeresübereinkommen. Die Bundesrepublik Deutschland ist durch diese Richtlinien verpflichtet, den Zustand der benthischen Lebensräume innerhalb ihrer Meeresgewässer regelmäßig zu erfassen und zu bewerten. Die Durchführung bzw. die Gewährleistung der ordnungsgemäßen Umsetzung des Monitorings in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) obliegt dem Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Eine der wesentlichen Richtlinien ist in diesem Zusammenhang die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, Richtlinie 92/43/EWG). Neben Meeressäugtieren, Meeres- und Rastvogel-Arten sowie Fischen bilden die Lebensraumtypen (LRT) und deren charakteristischen Lebensgemeinschaften die wesentlichen Schutzgüter der FFH-Richtlinie im Meer. Sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee treten in der deutschen AWZ die LRT „Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser“ (1110, im Folgenden kurz „Sandbänke“) und „Riffe“ (1170) auf. Die Vorarbeiten zur Aufnahme des Monitorings begannen in der Ostsee im Jahr 2009 (IOW 2009) und in der Nordsee im Jahr 2011 (IOW & AWI 2012a). Der Erhaltungszustand der FFH-LRT wird nach den Vorgaben der Richtlinie über die Parameter „Natürliches Verbreitungsgebiet (range)“, „Aktuelle Fläche (area)“, „Spezifische Strukturen und Funktionen (structures and functions, einschl. typisches Arteninventar)“ sowie die „Zukunftsaussichten (future prospects)“ bewertet. Für die Bewertung des Parameters „Spezifische Strukturen und Funktionen“ hat der Bund-Länder-Arbeitskreis "FFH-Berichtspflichtigen Meere und Küsten" national drei Bewertungskriterien definiert: (1) Habitatstrukturen, (2) Gemeinschaften und charakteristische Arten und (3) anthropogene Beeinträchtigungen (KRAUSE et al. 2008). Das Monitoring zielt ausschließlich auf die Überwachung der Veränderungen der Habitatstrukturen und des typischen Arteninventars ab. Das zugrundeliegende Monitoringkonzept wurde in IOW (2009) sowie in IOW & AWI (2012a) beschrieben. Die Bewertung

¹ Der Begriff Biotop subsumiert in diesem Bericht alle natürlichen Lebensraumtypen gemäß FFH-RL, Anhang I sowie alle hierarchischen Ebenen von klassifizierten Biotopen bzw. Biotoptypen und Biotopkomplexen des Meeresbodens.

des Kriteriums „Habitatstrukturen“ befindet sich derzeit in der Überarbeitung und wird in diesem Bericht nicht berücksichtigt. Das typische Arteninventar wird derzeit ausschließlich über das Makrozoobenthos bewertet, für das gebiets- und LRT-spezifische Artenlisten erstellt wurden. Um die Aussagen des Arteninventars zu untermauern, werden für den FFH-LRT „Sandbänke“ testweise für die Wasserrahmenrichtlinie entwickelte Indizes (Nordsee: M-AMBI, Ostsee: BQI) für die Bewertung herangezogen. Eine Überarbeitung bzw. Anpassung der Bewertungsschemata befindet sich derzeit in der nationalen Abstimmung.

Der Erhaltungszustand der verschiedenen FFH-Lebensraumtypen wird dabei in sechsjährigen Zyklen unter Verwendung der für sie festgelegten Bewertungsschemata (Krause et al. 2008) ermittelt. Zum letzten Bewertungszeitpunkt im Jahr 2013 wurde der Zustand der beiden LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ in Deutschland in der atlantischen biogeografischen Region gehörenden Nordsee als „ungünstig – schlecht (U2)“ und in der zur kontinentalen biogeografischen Region zählenden Ostsee als „ungünstig – unzureichend (U1)“ eingestuft (BfN 2013). Die nächste Bewertung wird sich auf den Zeitraum 2013-2018 beziehen. Die diesen zyklischen Bewertungen zu Grunde liegenden Monitoringergebnisse werden für den Bereich der AWZ zusätzlich in jährlichen Monitoringberichten zusammengefasst, deren Ziel die Beschreibung LRT-assoziiierter Gemeinschaften mit besonderer Berücksichtigung des charakteristischen Arteninventars im Hinblick auf potenzielle Veränderungen des Erhaltungszustandes ist.

Die zweite für den Meeresnaturschutz bedeutende europäische Richtlinie ist die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, Richtlinie 2008/56/EG), deren Ziel, die nachhaltige Nutzung aller Ökosysteme der Meere, durch den Erhalt und Schutz der Meeresumwelt erreicht werden soll. Die Beschreibung des Umweltzustandes erfolgt über verschiedene Zustandsdeskriptoren (z.B. Nahrungsnetze, Biodiversität) und Belastungsdiskriptoren (z.B. Eutrophierung, Vermüllung), die im Anhang I der MSRL aufgeführt werden. Anders als in der FFH-Richtlinie werden benthische Biotope nicht als eigenständige Zustandsparameter definiert, sondern gehen in die Bewertung über die Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 6 (Unversehrtheit des Meeresbodens, „seafloor integrity“) ein. Für Überwachung und Bewertung unterscheidet die MSRL nach Revision des EU-COM-Leitfadens großflächig verbreitete Biotopklassen (broad habitat types) und andere (other) Biotoptypen (Anhang III, Tabelle 1 in EU COM 2017). Während die großflächig verbreiteten Biotopklassen dem EUNIS-Level 2 und 3 entsprechen, werden unter den anderen Biotoptypen in Deutschland diejenigen zusammengefasst, deren besondere Bedeutung durch das Gemeinschaftsrecht (z.B. FFH-RL), durch regionale Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) oder nationales Recht (BNatSchG) bereits anerkannt ist. Dabei heben die unterschiedlichen Rechtsgrundlagen oftmals die Bedeutung ähnlicher Biotope hervor. Nomenklatur und Definitionen der daraus abgeleiteten Biotoptypen divergieren jedoch häufig. So werden Kies und Grobsande sowie Schillgründe sowohl nach HELCOM als

auch nach § 30 BNatSchG als schützenswert hervorgehoben. Anders als das BNatSchG trennt HELCOM aber in biogen dominierte Substrate (Schillgründe) und geogene Substrate (HELCOM 2013a). Durch die Veröffentlichung der HELCOM „Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes“ (HELCOM 2013a) wurde 2013 der Typ „Schlicksubstrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von der Islandmuschel *Arctica islandica*“ (AB.H3L3, Tabelle 1) in das für die deutsche AWZ der Ostsee aufgestellte Monitoring-Programm aufgenommen.

Er ist nicht deckungsgleich mit dem gemäß der Deutschen Roten Liste als gefährdet eingestuft. Der in der DRL als gefährdet eingestufte Biotoptyp „Sublitoraler Schlickgrund der Ostsee mit Islandmuscheln (*Arctica islandica*)“ (05.02.11.02.03.05, Finck et al. 2017) ist mit diesem, da er photische und aphotische Zone des Sublitorals zusammenfasst. Gefährdete Biotoptypen der nationalen Roten Liste werden derzeit im Monitoring nicht gesondert erfasst.

Tabelle 1: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden besonderen Biotoptypen nach MSRL, deren weitere Rechtsgrundlagen sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.

Besonderer Biotoptyp	FFH-RL	BNatSchG	OSPAR	HELCOM	Kapitel
Sandbänke	x	x		x	3.1
Riffe	x	x		x	3.2
artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe		x			5.2
Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna		x			5.3
Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände		x			5.4
Sea-pen and burrowing megafauna communities			x		5.3
Shell gravel bottoms				x	5.2
Gravel bottoms with <i>Ophelia</i> -species				x	5.2
Macrophyte meadows and beds				x	5.4
Muddy sediments in the aphotic zone				x	5.5

Besonderer Biotoptyp	FFH-RL	BNatSchG	OSPAR	HELCOM	Kapitel
dominated by <i>Arctica islandica</i>					

Die großflächig verbreiteten Biotopklassen leiten sich von der Tiefenzonierung und den Substrattypen ab (EUNIS-Level 2 und 3). In der Nordsee- AWZ sind die Tiefenzonen Circalitoral und küstenfernes Circalitoral relevant. In der Ostsee kommen in der AWZ Infra- und Circalitoral vor. Schlicke sowie Fein- und Mittelsande zählen in Nord- und Ostsee zu den dominanten Substraten, Misch- und Grobsubstrate sind in der deutschen AWZ dagegen nicht großflächig verbreitet.

Die MSRL sieht für die Bewertung des ökologischen Zustands in allen Deskriptoren jeweils verschiedener Kriterien vor. Die Bewertung der Kriterien wiederum wird über wissenschaftliche Indikatoren umgesetzt, die jeweils auf spezifischen Komponenten des Biotoptyps bzw. der assoziierten Gemeinschaft basieren. Für die Bewertung der Weichboden-Biotope stehen dafür eine Reihe von Indizes zur Verfügung, die ursprünglich für die Belange der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entwickelt wurden. Die Anpassung und Weiterentwicklung von diesen erfolgt derzeit ebenso wie die Entwicklung potenziell ergänzender Zustandsindikatoren unter der Koordination der regionalen Meereskonventionen (OSPAR, HELCOM) ein erstes Indikatoren-Set wird 2018 regional anwendbar sein.

Bedingt durch die Revision des EU-Leitfadens zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards für die Beschreibung des guten Umweltzustands (EU COM 2017) sind die bislang in den nationalen Monitoringberichten vorgenommen Klassifikationen und räumlichen Bewertungseinheiten nicht mehr gültig. Aufgrund der parallel verlaufenden Prozesse für die Vorbereitung des nationalen MSRL-Berichts 2018 sowie der regionalen Bewertungen (OSPAR intermediate assessment sowie HELCOM State of the Baltic Sea Report) sowie der immer noch nicht abgeschlossenen Abstimmungen über die zukünftig einzusetzenden Indikatoren wurde auf eine Anpassung/ Weiterentwicklung des Monitoring- und Bewertungskonzeptes verzichtet. Der vorliegende Monitoringbericht fokussiert daher auf der Beschreibung von Veränderungen der Gemeinschaftsstrukturen und gibt expertenbasierte Einschätzungen zu möglichen Abweichungen vom guten Umweltzustand im Sinne der MSRL.

Neben benthischen Biotopen stehen auch einige wirbellose Arten des Meeresbodens unter Schutz des BNatSchG bzw. unter besonderer Beobachtung durch die Meeresübereinkommen (s. Tab. 2). Die Zahl dieser Arten ist im Vergleich zu Vögeln oder terrestrischen Insekten ausgesprochen gering. Sie wird noch einmal dadurch reduziert, dass einige Arten, beispielsweise die nach § 44 BNatSchG geschützten Arten *Nucella lapillus* und *Crossaster papposus*, natürlicherweise nicht in

der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee vorkommen. Insgesamt waren vier Arten im Monitoring besonders zu berücksichtigen (Tabelle 2). Davon entfallen drei Arten auf das Seegebiet der Nordsee und eine auf das Seegebiet der Ostsee. Auch für die Bewertung der Populationen dieser Arten stehen (noch) keine Indikatoren oder vergleichbare Bewertungsverfahren zur Verfügung. Eine Einschätzung zum Zustand der Population erfolgt, wo möglich, expertenbasiert.

Tabelle 2: Übersicht der in der deutschen AWZ (potenziell) vorkommenden geschützten Arten, Herkunft des Schutzstatus sowie das dazu gehörige Kapitel in diesem Bericht.

geschützte Art	Trivialname	§ 44 BNatSchG	OSPAR	HELCOM	Kapitel
<i>Echinus esculentus</i>	Essbarer Seeigel	x			7.3
<i>Homarus gammarus</i>	Europäischer Hummer	x			7.2
<i>Arctica islandica</i>	Islandmuschel		x		7.1
<i>Mya truncata</i>	Abgestutzte Klaffmuschel			x	7.4

2 Methodik

2.1 Probenahme auf See

Untersuchungen in der Nordsee wurden im Juli 2016 mit dem Forschungsschiff FS „Heincke“ durchgeführt. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen des Jahres 2016 waren das FFH-Monitoring des LRT „Sandbank“ auf der Doggerbank einschließlich der nördlich daran angrenzenden Spitze des „Entenschnabels“ der deutschen AWZ der Nordsee. Ferner wurden anhand vorangegangener Untersuchungen mit dem Seitensichtsonar (SSS) ausgewiesener Grobsandflächen im Sylter Außenriff zur Bestätigung des Biototyps „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (KGS) nach § 30 BNatSchG untersucht. Dazu wurden jeweils drei Stationen auf insgesamt sechs potenziellen Grobsandflächen festgelegt, die durch SSS-Untersuchungen identifiziert worden waren. Auf zwei weiteren potenziellen Grobsandflächen, die nach Laurer et al. (2013) definiert waren, wurden ebenfalls jeweils drei Stationen positioniert.

Die 25 Stationen auf der Doggerbank wurden nach Standardmethoden des FFH-Monitorings beprobt. Auf den insgesamt 24 KGS-Stationen im Sylter Außenriff wurden entsprechend den Vorgaben der Kartieranleitung aus jedem der drei Infauna-Greifer eine Stechrohrprobe für die Sedimentanalyse entnommen. Der vierte Greifer entfiel. Nur in Fällen, in denen viel Kies in den Infauna-

Greifern vorlag, wurde ein zusätzlicher Greifer genommen, um eine ausreichende Menge Sediment für die Korngrößenanalyse zu erhalten. Alle Stationen, die für die Ausfahrt 2016 vorgesehen waren, konnten erfolgreich beprobt werden.

Die schiffsgestützten Untersuchungen in der Ostsee erfolgten auf einer Fahrt des Forschungsschiffs „Elisabeth Mann-Borgese“ (Abbildung 1) im Juni 2016. Ziel der Ausfahrt war die Erfassung der benthischen Gemeinschaften in den Schutzgebieten (FFH-Monitoring), der Fortführung der Kartierung benthischer Biotope (inkl. Seitensichtsonar), sowie der Erprobung alternativer Erfassungssysteme (Video, Fotos, Taucher) und Probenahmedesigns (MSRL-Monitoring) in der deutschen Ostsee. Schwerpunkt des FFH-Monitorings im Jahr 2016 war die Sandbank „Oderbank“ im Schutzgebiet „Pommersche Bucht mit Oderbank“.

Die Basisaufnahme der großflächig verbreiteten Biotopklassen nach MSRL wurde 2016 in der Pommerschen Bucht fortgeführt. Der dort vorherrschende Biotoptyp „Sandböden des Circalitorals dominiert von Cerastoderma/Mya/Macoma“ wurde an 23 Positionen aufgenommen (Tabelle 3). Im Arkonabecken und in der Mecklenburger Bucht wurde das Monitoring an einzelnen Dauerstationen fortgeführt.

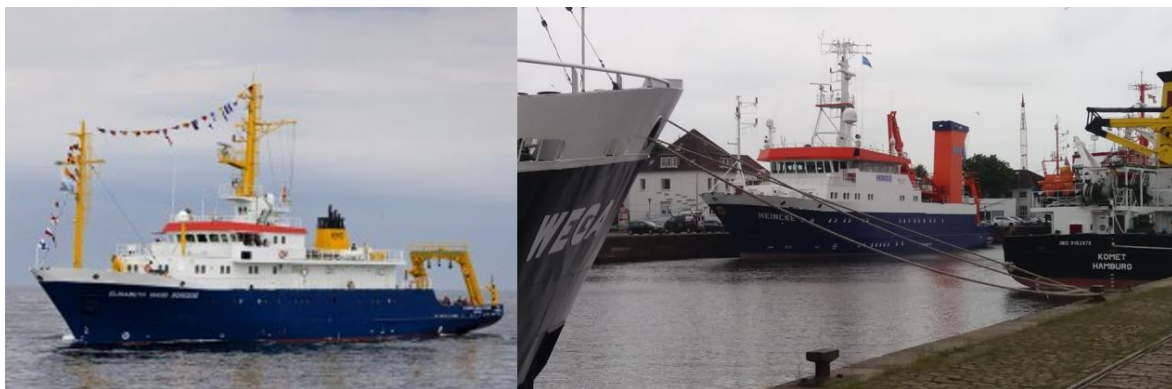


Abbildung 1: Forschungsschiffe „Elisabeth Mann-Borgese“ des IOW (links, Photo: IOW), „Heincke“ des AWI (rechts, Photo: Darr).

Tabelle 3: Verteilung der realisierten Stationen auf die Biotope.

Biotope	Nordsee	Ostsee
Riffe	0	10
Sandbänke	25	21
Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	24	0

Biotope	Nordsee	Ostsee
Schlickgründe mit grabender Bodenmegafauna	0	-
MSRL – Sandböden des (küstenfernen) Circalitorals	0	24
MSRL – Schlickböden des (küstenfernen) Circalitorals	0	7

Untersuchungsaufwand und eingesetzte Technik orientierten sich im FFH-Monitoring in beiden Seegebieten an den Vorgaben des StUK 4 und den Empfehlungen des BLMP (Abbildung 2). Die Aufnahme der Infauna-Gemeinschaften erfolgte mit van Veen-Greifern (0,1 m², 70-90 kg). An jeder Station wurden vier Hols durchgeführt: drei für die Bestimmung der endobenthischen Besiedlung und einer als Sedimenthol.

Im MSRL-Monitorings in der Ostsee wurde an den meisten Stationen nur 1 Hol mit dem van-Veen-Greifer genommen. Lediglich an ausgewählten Dauerstationen wurde das vollständige Programm nach StUK 4 abgearbeitet. Auf den KGS-Verdachtsflächen im Sylter Außenriff (Nordsee) wurde aus jedem der drei Infauna-Greifer eine Stechrohprobe für die Analyse der Sedimentcharakteristika entnommen.

Für alle Stationen wurden Korngrößenverteilung und organischer Gehalt (ausgedrückt als Glühverlust der Trockenmasse) ermittelt. Für jeden Greifer erfolgte zusätzlich eine Grobansprache des Substrats vor Ort. Die Infauna-Proben wurden über einer Maschenweite von 1 mm gesiebt und die Tiere zusammen mit dem verbleibenden Substrat in 4%-igem Formalin-Seewasser-Gemisch fixiert. Besonders grobes Sediment wurde zur Reduzierung des Probenvolumens dekantiert. Hierzu wurde das gesamte Sediment in kleineren Unterproben in Seewasser suspendiert und der Überstand mit den auftriebenden Organismen über das 1 mm-Sieb gegossen. Nach wiederholter Suspension wurde das Sediment optisch und taktil nach verbliebenen Organismen untersucht.

Zur Erfassung schnell flüchtender, seltener oder großer epibenthischer Arten wurde in der Regel zusätzlich eine Dredge (innere Öffnungsbreite: 80-100 cm, Maschenweite: 10 mm) eingesetzt. Die Dredge wurde mit einer Geschwindigkeit von etwa 1-2 Knoten über den Grund gezogen. Die Schleppzeit über Grund richtete sich dabei vorwiegend nach dem Substrat. In Schlick- und Steingebieten betrug sie meist nicht mehr als 2 min, auf Sandböden rund 5 min. In der Nordsee wurden die epibenthischen Organismen unmittelbar nach Fang an Bord lebend bestimmt und qualitativ (Präsenz) bzw. semiquantitativ (Häufigkeitsklassen) erfasst. Nach der Artbestimmung wurden die Organismen wieder in das Meer zurückgegeben. War eine gesicherte Artbestimmung an Bord

nicht möglich, wurden einzelne Individuen in gepuffertem Formalin fixiert und im Labor bestimmt. Aufgrund der überwiegend geringen Individuengröße der epibenthischen Arten der Ostsee wurde in diesem Seegebiet grundsätzlich eine Unterprobe zur Bestimmung im Labor fixiert. Die Auswertung erfolgte in diesem Seegebiet rein qualitativ, da die meisten Arten nicht quantitativ von dem Netz mit der gewählten Maschenweite zurückgehalten werden.

Eine geschleppte Unterwasservideokamera wurde eingesetzt, um einen visuellen Eindruck von den generellen Biotopeigenschaften zu erhalten und um die Mega-Epifauna (im Video erkennbare Organismen) qualitativ zu erfassen. Bei einer Schleppgeschwindigkeit von 0,5 bis 1,0 kn wurde die Kamera möglichst flach über dem Grund geschleppt. Die Schleppdauer betrug mindestens fünf Minuten (homogene Sandgebiete), wurde aber in heterogenen Gebieten und in Riffen auf bis zu 15 min ausgedehnt. Die Videoaufnahmen wurden auf digitalen Datenträgern gespeichert. Am Bildschirm wurden die Videos qualitativ hinsichtlich des Vorkommens (Präsenz) identifizierbarer Organismen der Epifauna und Flora (Ostsee) sowie Habitatstrukturen analysiert. In der Nordsee wurden Videos auf allen Stationen im Gebiet Doggerbank und Entenschnabel sowie auf 24 Stationen auf KGS-Verdachtsflächen im Gebiet Sylter Außenriff erstellt. Die UW-Videokamera wurde mit etwa 0,5 bis 1 kt Geschwindigkeit, möglichst gegen den Strom, geschleppt. Die Filme sind bislang noch nicht vollständig ausgewertet.

In der Ostsee wurden zudem parallel zu den Untersuchungen wichtige Wasserparameter bodennah aufgenommen. Der Salzgehalt wurde mit einer bordeigenen CTD-Sonde gemessen, der Sauerstoffgehalt einer Wasserschöpfer-Probe mittels automatischer Titration nach Winkler (TITRINO) ermittelt.

Neben den etablierten Monitoring-Programmen der Weichboden-Gemeinschaften fehlen geeignete Verfahren zur routinemäßigen Erfassung und Zustandsbewertung mariner Makroalgenbeständen und anderer epibenthischer Gemeinschaften der Hartböden in küstenfernen Gebieten. Da der Einsatz von Forschungstauchern aufgrund der großen Wassertiefen und des sehr dichten Schiffsverkehrs vor allem in den Schutzgebieten Fehmarnbelt und Kadetrinne nur unter hohem Aufwand bzw. stellenweise gar nicht möglich ist, werden seit 2013 vorwiegend UW-Video- und Fotosysteme eingesetzt. Ein auf den Ergebnissen der optischen Methoden entwickeltes Bewertungssystem ist derzeit noch in der Entwicklung.



Abbildung 2: Zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften und Habitatcharakteristika wurden verschiedene Methoden eingesetzt.

Oben: Video-Absetzgestell, van Veen-Greifer (Bilder: IOW), typischer Hol mit dem van Veen-Greifer aus der Nordsee (Bild: AWI)

Mitte: Steuereinheit Video und CTD-Rosette (Bilder IOW)

Unten: Videoschlitten des AWI, typischer Dredgehol auf Grobsubstrat Nordsee (Bilder: AWI), Dredge (Typ Kieler Kinderwagen, Bild: IOW)

2.2 Datenanalyse

Für die Lebensraumtypen der Nordsee wurden die Analysen getrennt für Infauna und Epifauna (Dredge und Video) durchgeführt. In der Ostsee ist eine Auswertung epibenthischer Organismen aus den Dredge- und Videodaten nicht sinnvoll, da die hier dominierenden Arten in der Regel zu klein sind, um sie gleichermaßen systematisch zu erfassen. Die in den Ostsee-Kapiteln aufgeführten Ergebnisse beziehen sich mit Ausnahme der Angaben zu Artenzahlen daher ausschließlich auf die Infauna-Untersuchungen.

Für den FFH-Lebensraumtyp Sandbank wurden die Endo- und Epifauna-Gemeinschaften des FFH-Gebiets „Doggerbank“ und dem nördlich daran anschließenden Gebiet des Entenschnabels aus den Jahren 2013 und 2016 verglichen. Für die Epifauna werden die anhand von Dredge ermittelten Artenzahlen anhand einer 2-faktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) mit den Faktoren Gebiet (Doggerbank und Entenschnabel) und Jahr (2013 und 2016). Den parametrischen Testverfahren ging jeweils ein Test auf Normalverteilung (Kolmogorov-Smirnov-Test) und Varianzhomogenität (Bartlett's Test) voraus. Die Daten zur Mega-Epifauna aus den Videountersuchungen lagen zum Zeitpunkt des Verfassens dieses Berichts noch nicht vor.

Für die Infauna wurden zusätzlich die Gesamtabundanz, die Shannon-Wiener-Diversität, die Äquität nach Pielou sowie die Gesamtbiomasse verglichen. Auch die univariaten Deskriptoren der Infauna wurden anhand der 2-faktoriellen ANOVA analysiert. Ferner wurde der Umweltzustand beider Gebiete anhand des M-AMBI für die Infauna berechnet. Die Referenzwerte für einen ungestörten Zustand küstenferner Sandbiotope wurden aus Beermann et al. (2017) entnommen: Artenzahl: 53; Diversität: 4,799; AMBI: 0,22. Es wurden die in der AMBI-Software voreingestellten Grenzen für die Qualitätszustände verwendet: High/Good: 0,77; Good/Moderate: 0,53; Moderate/Poor: 0,39; Poor/Bad: 0,2. Die Veränderung des M-AMBI zwischen den Gebieten und zwischen den Jahren 2013 und 2016 wurde ebenfalls anhand einer 2-faktoriellen ANOVA analysiert.

Die strukturelle Ähnlichkeit der jeweiligen In- und Epifauna-Gemeinschaften aus den unterschiedlichen Gebieten und Jahren wurde jeweils anhand von nMDS-Plots basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit visualisiert. Eine Analysis of Similarity (ANOSIM), ebenfalls basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeit, wurde zum multivariaten Vergleich der Gemeinschaften unterschiedlicher Jahre durchgeführt. Hierbei wurden für die Epifauna Presence-Absence-Daten verwendet. Für die Infauna erfolgten die Analysen voll quantitativ basierend auf den Abundanzdaten.

Für die Proben zur Verifizierung des Biotoptyps „artenreiche Kies-. Grobsand- und Schillgründe“ wurde der Grobsandanteil des Sediments ermittelt. Grobsand lag vor, wenn der Gewichtsanteil der Sedimentfraktion mit einer Korngröße von 500-2000 µm mindestens 60% betrug. Die faunistische Verifizierung des Biotoptyps erfordert, dass innerhalb einer ausgewiesenen Fläche auf drei

Stationen, die mindestens 15 m voneinander entfernt liegen, mindestens vier der folgenden sieben Charakterarten vorgefunden werden: *Aonides paucibranchiata*, *Branchiostoma lanceolatum*, *Polygordius* spp., *Protodorvillea kefersteini*, *Echinocyamus pusillus*, *Spisula elliptica* und *Pisone remota*. Die ausgewiesenen KGS-Verdachtsflächen wurden entsprechend dieser Kriterien auf das Vorhandensein des Biototyps KGS überprüft. Ferner wurde die Infauna anhand der folgenden Kriterien beschrieben: Gesamtabundanz, Artenzahl, Shannon-Wiener-Diversität, Äquität nach Pielou und Gesamtbiomasse. Schließlich wurde für jede Station der M-AMBI ermittelt, um den Zustand des Biotops zu beschreiben. Die Referenzwerte für einen ungestörten Zustand küstenferner Grobsandbiotope wurden aus Beermann et al. (2017) entnommen: Artenzahl: 42; Diversität: 4,5; AMBI: 0,14. Auch hier wurden die in der AMBI-Software voreingestellten Grenzen für die Qualitätszustände verwendet (siehe oben). Die benthische Epifauna wurde anhand der Anzahl der Taxa in den Dredge-Hols charakterisiert.

Für die Sandbänke der Ostsee wurde zusätzlich der BQI (ROSENBERG et al. 2004) berechnet. Bislang wird dafür noch die für die südliche Ostsee angepasste Interpretation des BQI nach FLEISCHER & ZETTLER (2009) angewandt (IOW 2009). Mit der Erarbeitung und Publikation neuer Sensitivitätswerte (SCHIELE et al. 2015a) und eines ostseeweit abgestimmten Bewertungsansatzes (HELCOM 2017) wird die Anwendung des Index für die FFH-Bewertung 2019 angepasst werden. Neben der Aktualisierung der Sensitivitätswerte ($ES50_{0.05}$) betrifft dies insbesondere die Bezugsgröße der Berechnung. Wurden bislang nach FLEISCHER & ZETTLER (2009) die drei Hols einer Station vor der Berechnung des BQI zusammengefasst, erfolgt unter HELCOM die Berechnung separat für jeden Hol. Da Aggregationsregeln und GES-Schwellen national und international noch nicht festgelegt wurden, wird der BQI ohne Bewertung dargestellt.

3 Lebensraumtypen nach Anhang I Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Für die Umsetzung der FFH-RL sind sowohl in der Nordsee (atlantische biogeographische Region) als auch in der Ostsee (kontinentale biogeographische Region) der Zustand der Lebensraumtypen 1110 (Sandbänke) und 1170 (Riffe) zu überwachen und zu bewerten. In der Nordsee liegen ausgewiesene und überwachungspflichtige Sandbänke in den Schutzgebieten „Borkum Riffgrund“, „Sylter Außenriff“ (Amrumbank) und „Doggerbank“ (Abbildung 3). Weitere Sandbänke außerhalb der Schutzgebiete (z.B. Sandbank 24) unterliegen nicht dem Monitoring. Die Riffe in der Nordsee-AWZ liegen in den Schutzgebieten „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff“ (SAR), sowie in kleineren Flächen verstreut um das Schutzgebiet „Sylter Außenriff“ herum. Anders als bei den Sandbänken unterliegen diese außerhalb der Schutzgebiete liegenden Flächen zumindest teilweise ebenfalls dem Monitoring.

In der Ostsee-AWZ finden sich die drei ausgewiesenen Sandbänke in den Schutzgebieten „Fehmarnbelt“ (Megarippelfeld), „Adlergrund“ und „Pommersche Bucht mit Oderbank“ (Abbildung 3). Die Riffflächen sind weiter verstreut und finden sich in der Kieler Bucht, im Fehmarnbelt, in der Kadetrinne, am Kriegers Flak, auf dem Adlergrund sowie im Schutzgebiet „Westliche Rönnebank“. Mit Ausnahme des Kriegers Flak unterliegen alle Riffflächen in der Ostsee-AWZ dem Monitoring.

Basis für die Erarbeitung des Monitoringprogramms waren für beide Seegebiete die Vorschläge von NEHLS et al. (2008). Das Konzept wurde an die sich ändernden Anforderungen und den erzielten Erkenntnisgewinn angepasst und ergänzt. Bedingt durch die verschiedenen Gegebenheiten unterscheiden sich die Monitoringansätze zwischen den beiden Seegebieten. In der Nordsee werden aufgrund der räumlichen Distanzen zwischen den Schutzgebieten „Doggerbank“, „Sylter Außenriff“ und „Borkum Riffgrund“ deren Sandbänke und Riffe abwechselnd im Turnus von drei Jahren und damit je zweimal pro Berichtszeitraum vollständig aufgenommen. Die interannuelle Variabilität wird mit diesem Monitoring-Design nicht jährlich erfasst. Langfristige und damit nachhaltige Trends in der Veränderung des Umweltzustandes sollten jedoch mit einer Frequenz von drei Jahren verlässlich belegt werden können.

Das Monitoring der beiden FFH-LRT begann in der Nordsee 2011 mit deren Basisaufnahme im Sylter Außenriff (inklusive Amrumbank), 2014 gefolgt von der zweiten Komplettaufnahme der dortigen FFH-Lebensraumtypen „Riffe“ und „Sandbänke“. Im Jahr 2012 erfolgte die erste Aufnahme der FFH-LRT auf dem Borkum Riffgrund, die zweite Komplettaufnahme erfolgte entsprechend im Jahr 2015. 2013 fand schließlich die Erstaufnahme der Doggerbank einschließlich des nördlichen Abhanges (Spitze des „Entenschnabels“) statt. Im aktuellen Berichtsjahr 2016 fand die zweite Aufnahme des FFH-LRT Sandbank auf der Doggerbank statt.

In der Ostsee sind die Distanzen zwischen den zu untersuchenden Flächen deutlich geringer, so dass der interannuellen Variabilität im Monitoringkonzept Rechnung getragen werden konnte. Analogieschlüsse von einer Fläche auf eine andere sind dagegen aufgrund der unterschiedlichen Wirkfaktoren (z.B. Salzwasserzustrom, Sauerstoffmangel, anthropogene Beeinträchtigungen) nicht möglich. Daher werden alle drei Sandbänke und Riffgebiete jährlich im späten Frühjahr mit jeweils 3-4 Dauerstationen aufgenommen. Zusätzlich erfolgt einmal im Berichtszeitraum eine vollständige Aufnahme jedes Gebietes mit einem Aufwand von 10 (Fehmarnbelt, Adlergrund) bzw. 15 (Oderbank) Stationen. Im aktuellen Untersuchungsjahr lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Oderbank.

Die Eckdaten zum Monitoring- und Bewertungskonzept der beiden FFH-LRT in der deutschen AWZ sind in Tabelle 4 zusammenfassend dargestellt.

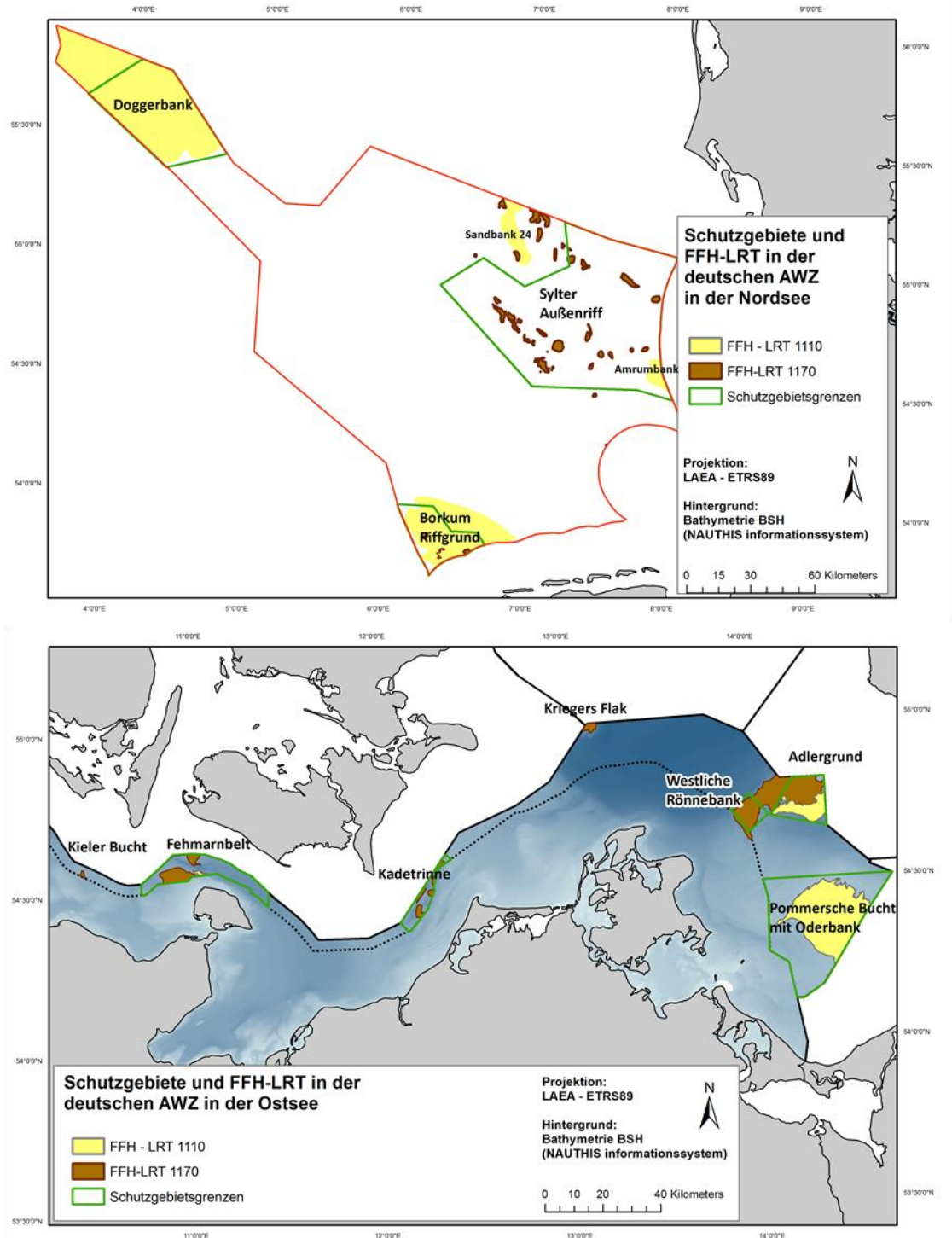


Abbildung 3: Lage der Schutzgebiete und FFH-Lebensraumtypen in der deutschen AWZ von Nord- (oben) und Ostsee (unten).

Tabelle 4: Eckdaten zum Monitoring der beiden FFH-LRT „Sandbank“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ in Nord- und Ostsee.

	Sandbank		Riffe	
	Nordsee	Ostsee	Nordsee	Ostsee
Gebiete im Monitoring	Amrumbank Borkum Riffgrund Doggerbank	Adlergrund Fehmarnbelt Oderbank	Borkum Riffgrund Sylter Außenriff	Adlergrund & Westl. Rönnebank Fehmarnbelt & Westl. Riffe (Kieler Bucht) Kadetrinne
Monitoringzyklus	1 Gebiet pro Jahr im Wechsel = jedes Gebiet 2 Mal pro Berichtszeitraum	3-4 Dauerstationen jährlich, Schwerpunktuntersuchungen (10-15 Stationen) 1 Mal pro Berichtszeitraum	1 Gebiet pro Jahr im Wechsel = jedes Gebiet 2 Mal pro Berichtszeitraum	3-4 Dauerstationen jährlich, Schwerpunktuntersuchungen (10-15 Stationen) 1 Mal pro Berichtszeitraum
Methodik	Pro Station: 3 Hols van-Veen 1 Hol Dredge (Typ Kieler Kinderwagen) 5-15min Unterwasser-Video (ergänzend zur Charakterisierung)	Pro Station: 3 Hols van-Veen 1 Hol Dredge (Typ Kieler Kinderwagen) 5-15min Unterwasser-Video (ergänzend zur Charakterisierung)	Pro Station (derzeit): 3 Hols van-Veen 1 Hol Dredge (Typ Kieler Kinderwagen) 5-15min Unterwasser-Video (bewertungsrelevant) <i>Umstellung auf / Ergänzung durch andere Methoden in Diskussion</i>	Pro Station (derzeit): 3 Hols van-Veen 1 Hol Dredge (Typ Kieler Kinderwagen) 5-15min Unterwasser-Video (bewertungsrelevant) <i>Umstellung auf / Ergänzung durch andere Methoden in Vorbereitung</i>
Begleitparameter	Korngrößenverteilung organischer Gehalt des	Korngrößenverteilung organischer Gehalt des	Korngrößenverteilung organischer Gehalt des	Korngrößenverteilung organischer Gehalt des

	Sandbank		Riffe	
	Nordsee	Ostsee	Nordsee	Ostsee
	Sediments (bewertungsrelevant) Wassertiefe	Sediments (bewertungsrelevant) Wassertiefe, Sauerstoff, Salzgehalt	Sediments Wassertiefe	Sediments Wassertiefe, Sauerstoff, Salzgehalt
Bewertungsparameter Kriterium/Komponente Habitatstruktur	Organischer Gehalt (% Glühverlust) A: < 0,3% B: 0,3 – 0,4% C: > 0,4%	Organischer Gehalt (% Glühverlust) A: < 0,3% B: 0,3 – 0,4% C: > 0,4%	Strukturelle Vielfalt mögliche Strukturen: – Schlick – Feinsand – Mittelsand – Grobsand – Kies – Steine/Blöcke – Strömungsrippel Klassengrenzen: A: 5-7 B: 3-4 C: < 3 <i>Überarbeitung geplant</i>	Bedeckungsgrad mit sessilen Biota A: > 75% B: 50-75% C: < 50% <i>Überarbeitung geplant</i>
Kriterium Gemeinschaftsstruktur & charakt. Arten Komponente Arteninventar	Regionalisierte Artenliste – Anteil vorhandener Arten (siehe Anhang)	Regionalisierte Artenliste – Anteil vorhandener Arten (siehe Anhang)	Regionalisierte Artenliste – Anteil vorhandener Arten (siehe Anhang)	Regionalisierte Artenliste – Anteil vorhandener Arten (siehe Anhang)

Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee

Bericht über das Untersuchungsjahr 2016

		Sandbank		Riffe	
		Nordsee	Ostsee	Nordsee	Ostsee
		Klasse A > 75 %	Klasse A > 80 %	Klasse A > 75%	Klasse A > 75%
		Klasse B 50-75 %	Klasse B > 60-80 %	Klasse B 50-75 %	Klasse B 50-75 %
		Klasse C <50 %	Klasse C <=60 %	Klasse C <50 %	Klasse C <50 %
		der in der jeweiligen Liste geführten Arten	der in der jeweiligen Liste geführten Arten	der in der jeweiligen Liste geführten Arten	der in der jeweiligen Liste geführten Arten
Komponente	Gemein-	Derzeit keine Übernahme des MSRL- Indikators „MMI“ geplant	BQI Schwellenwerte derzeit in Abstimmung mit HELCOM in Überarbeitung	Derzeit keine In Diskussion/ Abstim- mung mit AG-Benthos im BLMP	Derzeit keine In Diskussion/ Abstim- mung mit AG-Benthos im BLMP
schaftsstruktur					

3.1 1110 - Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser

3.1.1 Atlantische Region: Nordsee

NEHLS et al. (2008) schlagen eine einmalige Beprobung jeder Sandbank pro Berichtszeitraum vor. Abweichend von diesem Vorschlag wird im Rahmen dieses Monitorings jede Sandbank zweimal pro Berichtszeitraum untersucht. Nachdem die Sandbank im FFH-Gebiet Doggerbank im Jahr 2013 erstmalig beprobt wurde, erfolgte im Jahr 2016 turnusgemäß die zweite Beprobung dieser Sandbank. Wie geplant, konnten die Epifauna und die Infauna aller 25 Stationen (davon 10 Stationen im Entenschnabel) beprobt werden. Ferner wurden auf allen 25 Stationen Videotransekte gefahren. Aufgrund technischer Probleme mit dem Kamerasystem lieferten die Videos an einigen Stationen keine verwertbare Information.

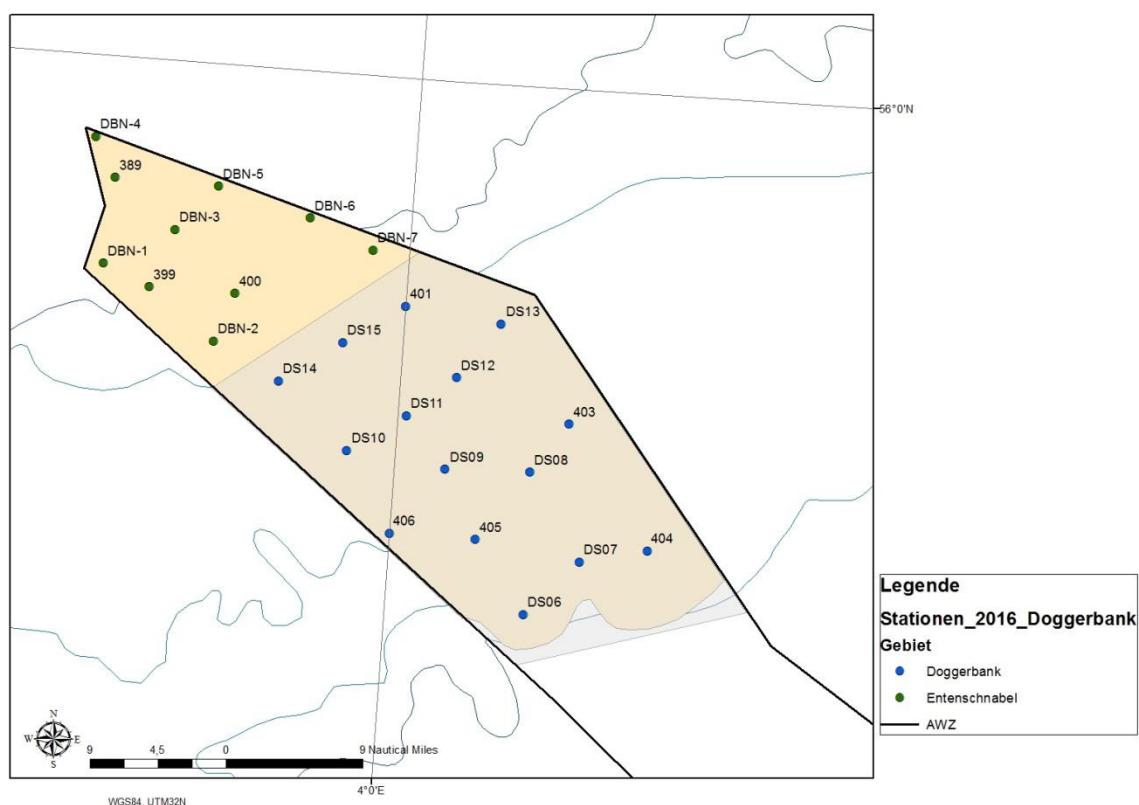


Abbildung 4: Stationen zur Beprobung des Makrozoobenthos auf der Doggerbank (blau) sowie in dem nördlich daran anschließenden Gebiet des Entenschnabels (grün) (FFH-LRT „Sandbank“) in den Jahren 2013 und 2016.

Die zeitliche Variabilität der Infauna der Sandbank des Borkum Riffgrundes wurde anhand uni- und multivariater Statistik analysiert. Anhand des nMDS-Plots ist gut zu erkennen, dass die beiden Gebiete – die Doggerbank und das nördlich daran angrenzende Gebiet des Entenschnabels – unterschiedliche Infauna-Gemeinschaften aufwiesen (Abbildung 5). Dieser Unterschied war in beiden Jahren deutlich ausgeprägt. Ferner zeigt der nMDS-Plot, dass sich die Infaunagemeinschaften in beiden Gebieten deutlich von 2013 zu 2016 verändert hatten. In dem Plot stellt sich diese Veränderung als eine „Parallelverschiebung“ der Symbole dar, was darauf hindeutet, dass die Veränderungen in beiden Gebieten gleichgerichtet waren. Dies deutet darauf hin, dass die Veränderungen eine Reaktion auf Umweltveränderungen waren, die in beiden Gebieten ähnlich gewirkt haben. Die ANOSIM-Analyse bestätigt diesen visuellen Eindruck. Die Infaunagemeinschaften beider Gebiete waren strukturell klar und statistisch signifikant voneinander getrennt ($R = 0,87$; $p < 0,01$). Ebenso bestätigte die ANOSIM-Analyse die zeitliche Veränderung ($R = 0,84$; $p < 0,01$).

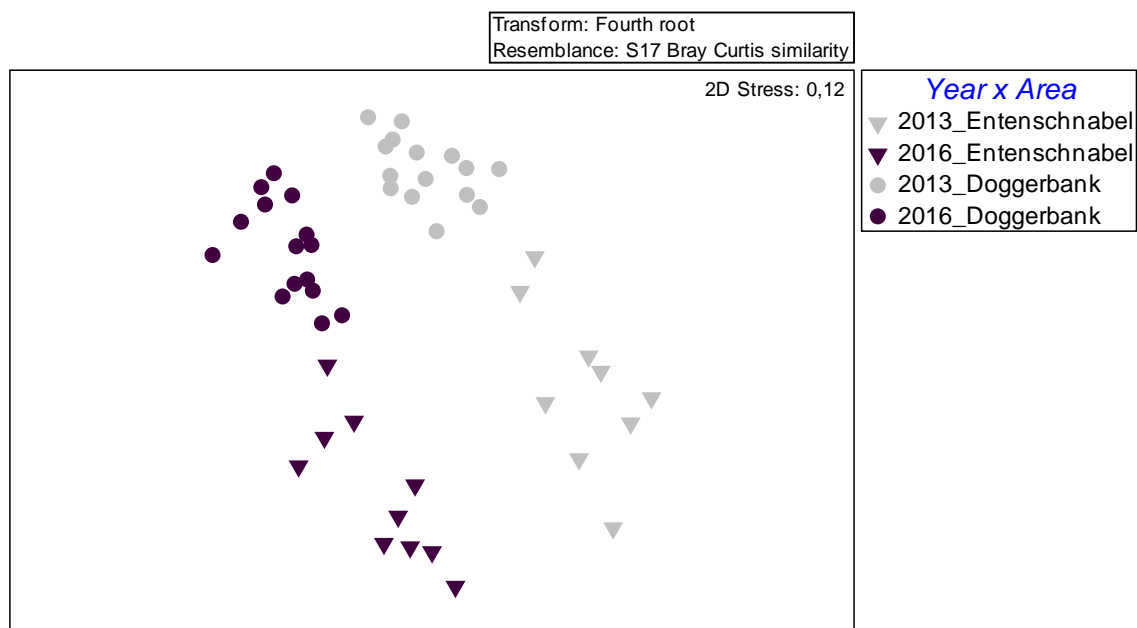


Abbildung 5: nMDS-Plot zum strukturellen Vergleich der Infaunagemeinschaften des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und des nördlich daran anschließenden Gebiets des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016.

Die Gesamtbiomasse der Infauna war in dem Gebiet des Entenschnabels höher als auf der Sandbank (2-faktorielle ANOVA: $p < 0,01$). Insgesamt war die Biomasse im Entenschnabel im Durchschnitt 1,2 mal höher als auf der Doggerbank (Abbildung 6A). Interannuelle Schwankungen in der Gesamtbiomasse konnten nicht bestätigt werden ($p = 0,07$). Dies ist auch auf die hohe Variabilität der Gesamtbiomasse im Gebiet des Entenschnabels im Jahr 2016 zurückzuführen. Diese wurde durch eine fleckenhaften Verteilung teilweise sehr abundanter Polychaeten-Arten (z.B. *Spiophanes bombyx* und *Myriochele oculata*) hervorgerufen.

Die Artenzahl war hingegen in beiden Gebieten ähnlich ($p = 0,12$) und wies auch keine starken Veränderungen zwischen den beiden Probenahmezeitpunkten auf ($p = 0,79$) (Abbildung 6B). Die Artenzahl schwankte zwischen 39 und 79 Arten $0,1 \text{ m}^{-2}$ und betrug im Gesamtdurchschnitt (\pm Standardabweichung) $56,7 \pm 8,1$ Arten $0,1 \text{ m}^{-2}$.

Trotz des sehr ähnlichen Artenreichtums unterschied sich die Shannon-Wiener-Diversität signifikant zwischen den beiden Gebieten ($p < 0,01$) (Abbildung 6C). Im Durchschnitt (\pm Standardabweichung) betrug die Diversität auf der Sandbank $2,7 \pm 0,5$, während sie im Entenschnabel $2,2 \pm 0,5$ betrug. In beiden Gebieten sank die Diversität von 2013 zu 2016 ($p < 0,01$). Während die Diversität auf der Doggerbank um rund 23 % sank, betrug der Abfall im Entenschnabel nur rund 11 %.

Der Abfall der Diversität war in beiden Gebieten vor allem auf eine reduzierte Äquität im Jahr 2016 zurückzuführen (Abbildung 6D). Diese war im Jahr 2016 insgesamt niedriger als im Jahr 2013 ($p < 0,01$). Doch auch zwischen den Gebieten unterschied sich die Äquität. Sie war auf der Doggerbank insgesamt höher als im Entenschnabel ($p < 0,01$), was die höhere Shannon-Wiener-Diversität auf der Doggerbank erklärt.

Die Gesamtbiomasse der Infauna unterschied sich nicht deutlich zwischen den beiden Gebieten ($p = 0,32$) (Abbildung 6E), wobei zwischen den Stationen erhebliche Schwankungen in der Biomasse auftraten. So betrug der Maximalwert rund $39 \text{ g } 0,1 \text{ m}^{-2}$ und der Minimalwert rund $1,6 \text{ g } 0,1 \text{ m}^{-2}$. Diese starken Schwankungen sind auf das fleckenhafte Vorkommen relativ großer Arten wie Seeigel und Islandmuschel zurückzuführen. Die Gesamtbiomasse war im Jahr 2016 geringfügig höher. Dieser Unterschied war statistisch jedoch nicht signifikant ($p = 0,17$). Insgesamt betrug die durchschnittliche Gesamtbiomasse der Infauna $9,9 \pm 6,8 \text{ g } 0,1 \text{ m}^{-2}$.

Der Margalef-Index – ein Diversitäts-Index, der aber zunehmend auch für die Ermittlung des Zustandes benthischer Biotope herangezogen wird – unterschied sich nicht zwischen den beiden Gebieten ($P = 0,90$). Auch schwankte der Margalef-Index nicht zwischen den beiden Beprobungen 2013 und 2016 ($P = 0,16$). Setzt man den für die Doggerbank und den Entenschnabel ermittelten Margalef-Index in Beziehung zu dem von Beermann et al. (2017) vorgeschlagenen Referenzwert für einen ungestörten Zustand küstenferne ($\geq 20 \text{ m}$ Wassertiefe) Sandbiotope (Margalef-Index =

8,115), so lässt sich feststellen, dass die durchschnittlichen Werte für Doggerbank und Entenschnabel durchweg höher sind. S ist somit keine negative Abweichung von dem vorgeschlagenen ungestörten Zustand zu verzeichnen.

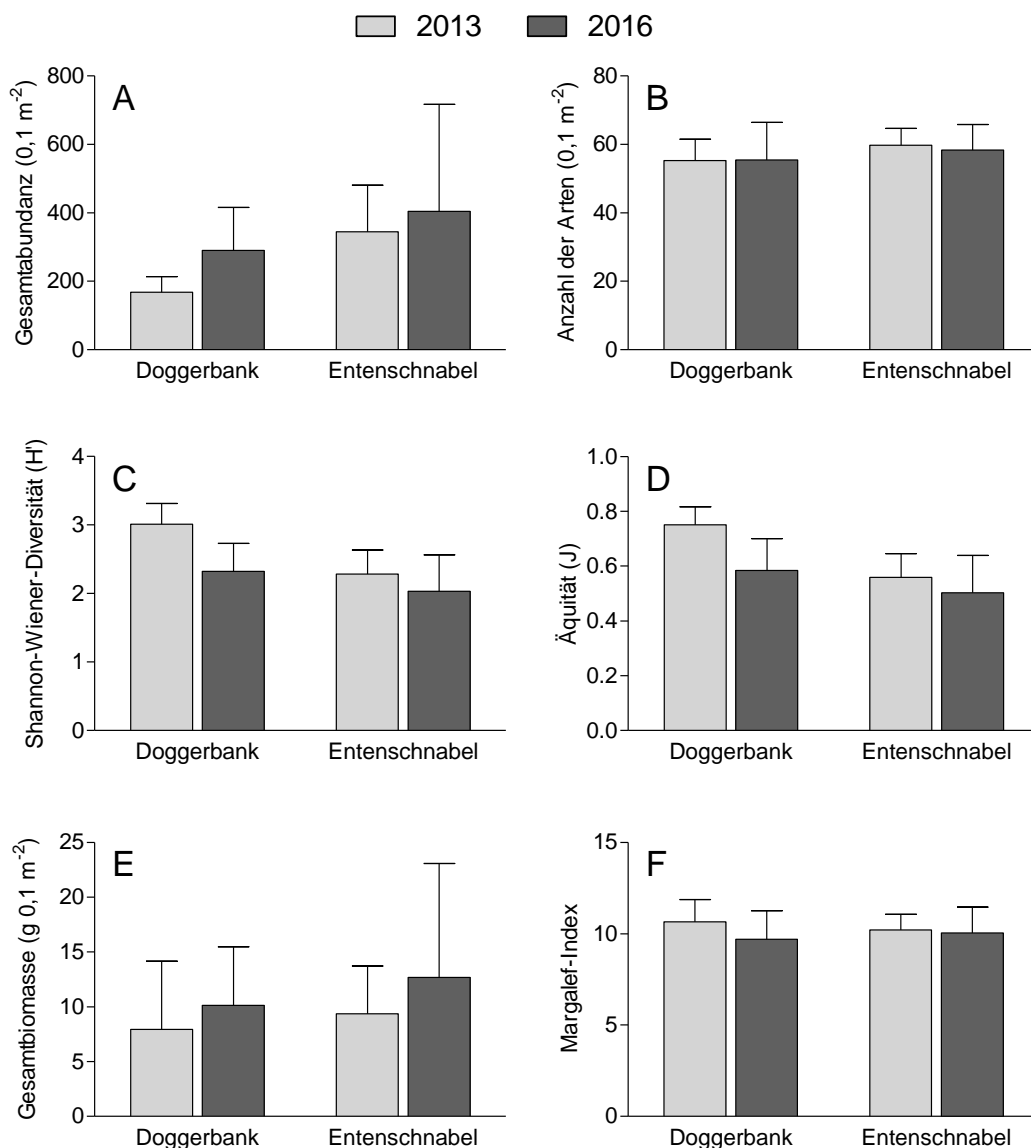


Abbildung 6: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Gesamtabundanz, (B) Anzahl der Taxa, (C) Shannon-Wiener-Diversität, (D) Äquität, (E) Gesamtbiomasse und (F) Margalef-Index der Infaunagemeinschaft der Sandbank des FFH-Gebiets „Doggerbank“ und des nördlich daran angrenzenden Gebiets des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016.

Der Umweltzustand beider Gebiete wurde anhand des M-AMBI als „gut“ bis „hoch“ eingestuft (Abbildung 7). Dabei wurden der Zustand der Doggerbank überwiegend als „hoch“ eingestuft, während der Zustand des Entenschnabels als überwiegend „gut“ eingestuft wurde. Statistisch war der M-AMBI für die Doggerbank signifikant höher als für den Entenschnabel ($p < 0,01$). In beiden Gebieten verschlechterte sich der Umweltzustand von 2013 zu 2016. Die zeitliche Abnahme des M-AMBI war insgesamt signifikant ($p < 0,01$).

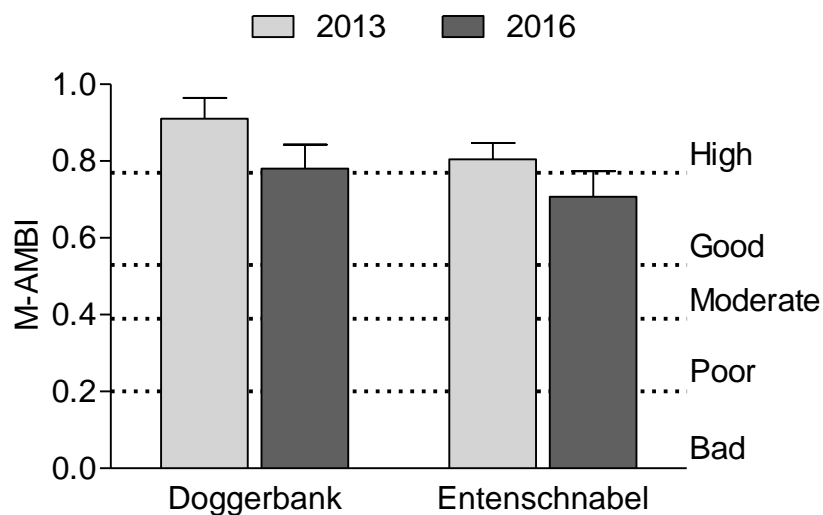


Abbildung 7: Bewertung des Umweltzustandes des Lebensraumtyps „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und in dem nördlich daran angrenzenden Gebiet des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016 anhand des durchschnittlichen (\pm Standardabweichung) M-AMBI.

Beide Gebiete sind typischerweise durch sandige Sedimente gekennzeichnet. Typischerweise werden die Infaunagemeinschaften dieser Sedimente in der Deutschen Bucht von Polychaeten dominiert. Dies waren im Falle der Doggerbank und des Entenschnabels die Arten *Spiophanes bombyx*, *Myriochele oculata*, *Paramphinoe jeffreysi* und *Hiatella arctica* (Tabelle 5), aber auch andere Arten wie beispielsweise der Hufeisenwurm *Phoronis* sp. wurden stetig angetroffen. Einige Arten wiesen zwischen den beiden Untersuchungsjahren erhebliche Schwankungen in Abundanz und Stetigkeit auf. Hierzu gehörten unter anderem die Polychaeten *Pectinaria koreni*, *Ampharete falcata* und *Chaetozone christiei*, der Amphipode *Ampelisca tenuicornis* und der Igelwurm *Echiurus echiurus*, die jeweils nur in einem der beiden Untersuchungszeiträume auftraten.

Tabelle 5 Gegenüberstellung der häufigsten Infauna-Arten an der Spitze des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016.

Taxon	Charakterart	Frequenz 2013	Abundanz 2013	Frequenz 2016	Abundanz 2016
<i>Spiophanes bombyx</i>		100%	2141	100%	1920
<i>Paramphinoe jeffreysii</i>	x	90%	844	70%	846
<i>Myriochele oculata</i>	x	70%	799	100%	6704
<i>Scoloplos armiger</i>		100%	519,5	100%	109
<i>Hiatella arctica</i>		90%	304	10%	5
<i>Echiurus echiurus</i>	x	50%	275	0%	0
<i>Abra prismatica</i>	x	80%	163	40%	31
<i>Gattyana cirrhosa</i>		100%	161	30%	5
<i>Thracia phaseolina</i>		70%	127	30%	8
<i>Chaetozone cf. setosa</i>	x	100%	114	40%	13
<i>Goniada maculata</i>		90%	106	100%	85
<i>Phaxas pellucidus</i>		90%	80	70%	19
<i>Echinocardium cordatum</i>		50%	69	90%	78
<i>Pectinaria auricoma</i>		100%	53	80%	170
<i>Pectinaria koreni</i>		60%	52	0%	0
<i>Eudorellopsis deformis</i>		80%	51	70%	16
<i>Magelona filiformis</i>		100%	45	80%	38
<i>Phyllodoce rosea</i>		30%	43	50%	9
<i>Ampelisca tenuicornis</i>		70%	39	0%	0
<i>Bathyporeia elegans</i>		90%	39	30%	55
<i>Ampharete falcata</i>	x	0%	0	80%	233
<i>Chaetozone christiei</i>		0%	0	100%	183
<i>Halcapa chrysanthellum</i>	x	70%	19	100%	124
<i>Mediomastus fragilis</i>		20%	2	60%	107
<i>Phoronis sp.</i>		100%	32	100%	82
<i>Philine scabra</i>		60%	22	80%	63
<i>Owenia fusiformis</i>		90%	26	90%	48
<i>Tellimya ferruginosa</i>		80%	44	80%	44
<i>Aonides paucibranchiata</i>		90%	42	90%	42
<i>Kurtiella bidentata</i>		10%	2	40%	39

Epifauna - Dredge

Wie auch für die Infauna deutet der nMDS-Plot der Epifauna-Daten eine leichte strukturelle Differenzierung der Gemeinschaft von 2013 zu 2016 an (Abbildung 8). Die Stationen des Jahres 2013 finden sich primär im unteren Bereich des Plots, während die Stationen des Jahres 2016 eher im oberen Bereich des Plots zu finden sind. Die Gemeinschaften beider Jahre weisen jedoch eine deutliche strukturelle Überlappung auf (ANOSIM: $R = 0,16$). Dennoch war die Trennung statistisch signifikant (ANOSIM: $p < 0,01$). Eine Differenzierung der Gemeinschaften beider Gebiete war hingegen nicht erkennbar. Die ANOSIM-Analyse bestätigte die deutliche strukturelle Überlappung ($R = 0,13$), die aber statistisch dennoch signifikant war ($p < 0,01$).

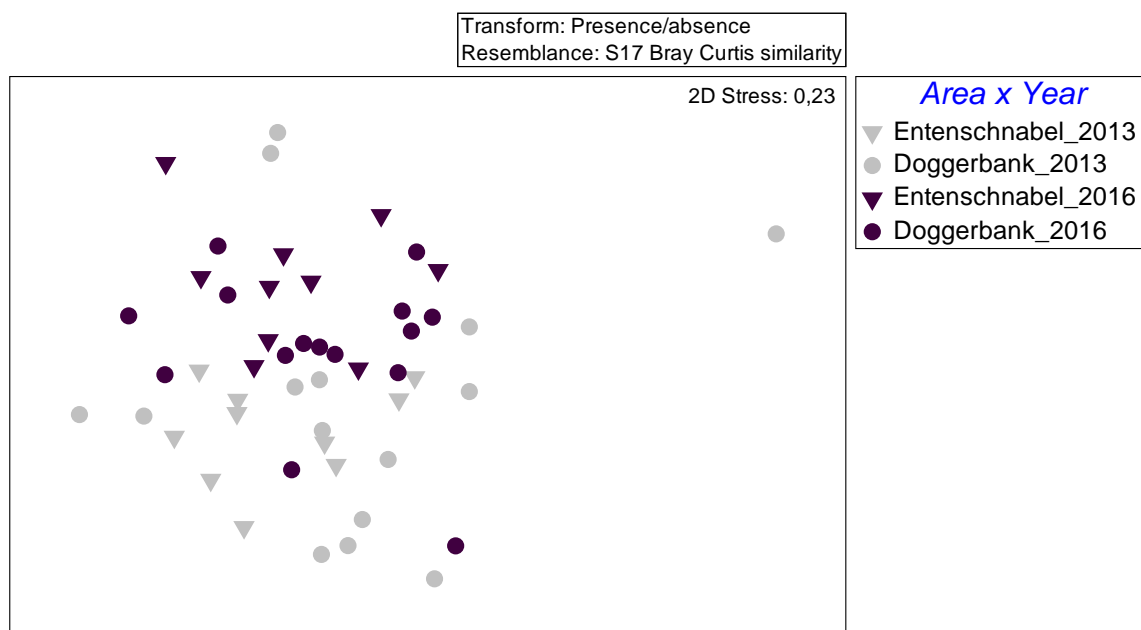


Abbildung 8: nMDS-Plot zum Vergleich der Epifaunagemeinschaften (presence/absence; Dredge) des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und in dem nördlich anschließenden Gebiet des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016.

Die durchschnittliche Anzahl der Taxa war im Entenschnabel 1,7 (2013) bzw. 1,2 (2016) mal höher als im FFH-Gebiet Doggerbank. Dieser Unterschied war statistisch signifikant ($p < 0,01$). Von 2013 zu 2016 stieg die Zahl der Taxa auf der Doggerbank geringfügig an, während sie im Entenschnabel leicht absank. Insgesamt waren die Veränderungen der Artenzahlen zwischen den beiden Untersuchungszeiträumen jedoch nicht signifikant ($p = 0,45$).

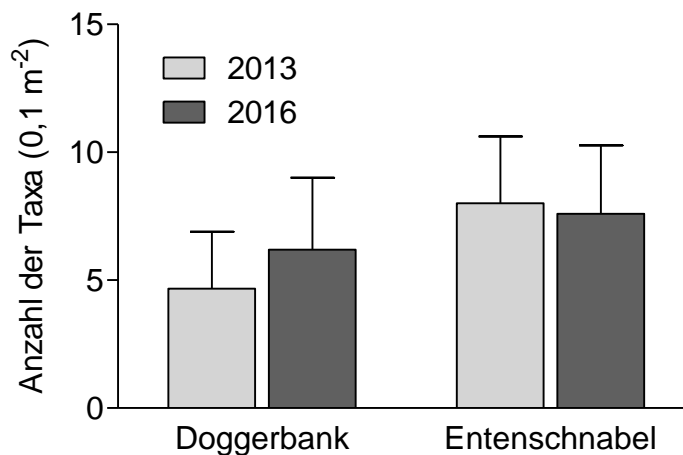


Abbildung 9: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) Artenzahl der Epifauna (Dredge) im FFH-Lebensraumtyp „Sandbank“ im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und im nördlich anschließenden Gebiet des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016.

3.1.2 Kontinentale Region: Ostsee

In der deutschen AWZ der Ostsee wurden durch das BfN drei Sandbänke ausgewiesen: die Oderbank, die schluffarmen Sandflächen am Südhang des Adlergrunds und das Megarippelfeld im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“ (Abbildung 10). In allen drei Flächen wurde das Monitoring im Jahr 2009 aufgenommen. Das Monitoring-Konzept nach IOW (2009) sieht vor, jährlich in allen drei Flächen 3 bzw. 4 Dauerstationen zur Erfassung der interannuellen Variabilität zu beproben. Das Netz der Dauerstationen wurde in den vergangenen Jahren nur geringfügig angepasst. Eine Dauerstation wurde bereits 2010 vom Fehmarnbelt (von 4 auf 3) auf den Adlergrund (von 2 auf 3) verlegt, um der deutlich größeren Fläche dieser Sandbank Rechnung zu tragen. Auf der Oderbank musste die südlichste, flachste Station (OBS 01, Abbildung 10) ersetzt werden, da sie bei starkem Wellengang mehrfach nicht angefahren werden konnte. Sie wurde durch die Station OBS 10 ersetzt.

Jede der drei Sandbänke wird zusätzlich einmal pro Berichtszeitraum mit 10 bzw. 15 (Oderbank) Stationen beprobt („Schwerpunktuntersuchung“). Bis 2012 erfolgte die Basisaufnahme mit einer ersten vollständigen Aufnahme aller drei Sandbänke. Der zweite Turnus startete 2014 mit dem Megarippelfeld im Fehmarnbelt und wurde 2016 auf der Oderbank fortgesetzt.

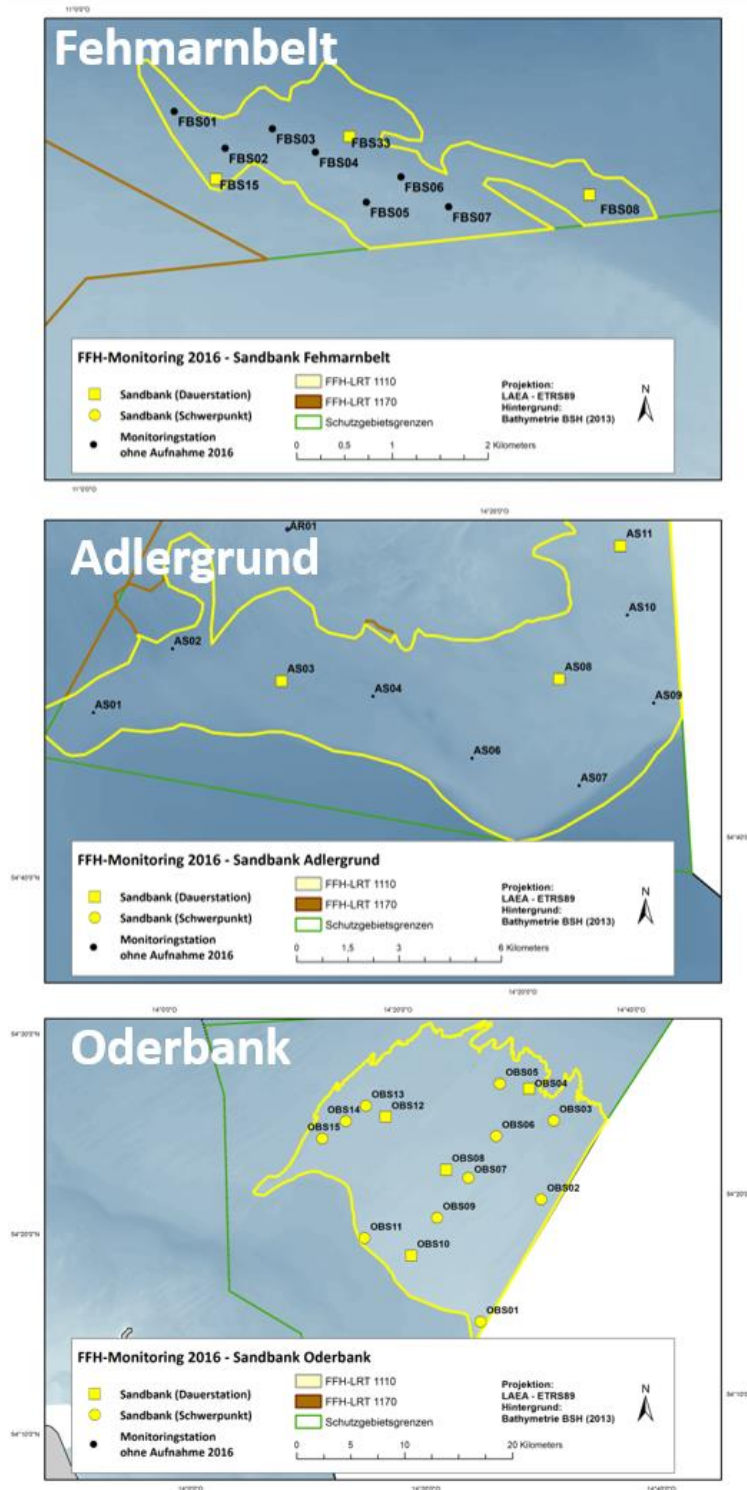


Abbildung 10: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1110 „Sandbänke“ im Fehmarnbelt (oben), auf dem Adlergrund (Mitte) und der Oderbank (unten).

Oderbank

Die Oderbank ist die mit Abstand größte Sandbank in der deutschen AWZ der Ostsee und umfasst eine Fläche von 48 000 ha. Anders als die beiden anderen Sandbänke ist sie aufgrund ihrer Genese nicht mit Hartböden assoziiert. Homogene Feinsande prägen das Substrat. Driftalgen oder absinkendes Plankton sind insbesondere im Sommer ein prägendes Charakteristikum der Sandbank (Abbildung 11 links).

Die Gemeinschaft der Oderbank ist aufgrund des mittleren Salzgehalts von ca. 7 psu natürlicherweise artenarm, so dass Veränderungen in der Dominanzstruktur i.d.R. deutlich auf die Ergebnisse multivariater Analysen durchschlagen. Im Untersuchungsjahr 2013 wurde eine leichte Verschiebung in der Dominanzstruktur der Gemeinschaft festgestellt (IOW & AWI 2014). Dies wurde zum einen auf die geringe Abundanz des Sandflohkrebses *Bathyporeia pilosa* zurückgeführt, vor allem aber auf einen Larvenfall der Sandklaffmuschel *Mya arenaria*, der zu einer deutlich höheren Abundanz und damit auch Dominanz dieser Art führte. Durch eine etwas höhere Dichte des Sandflohkrebses *B. pilosa* sowie einer etwas geringeren Abundanz der Sandklaffmuschel *M. arenaria* zeigt sich auf dem Abbild einer nMDS für die Untersuchungen aus den Jahren 2014 und 2015 eine leichte Rücktendenz der Gemeinschaft in Richtung der Untersuchungsjahre 2010-12 (Abbildung 12). Die Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur zwischen den Aufnahmen aus den Untersuchungsjahren 2009-16 liegen alle im Rahmen der natürlichen Variabilität. Eine grundlegende Veränderung der Artenzusammensetzung lag in keinem der Untersuchungsjahre vor. Auch die Zahl der im Mittel an den Monitoringstationen identifizierten Arten blieb mit 15-22 Arten nahezu konstant (Abbildung 17). Alle charakteristischen Arten (vgl. Tabelle 14 im Anhang) waren nahezu an allen Stationen präsent, auch wenn die mittlere Artenzahl 2016 den niedrigsten Wert seit Start der Messreihen erreichte.

Deutlich variabler als die Artenzahl stellen sich Gesamt-Abundanz und -biomasse dar. Ein deutlicher Anstieg beider Parameter war 2013 festzustellen (Abbildung 17). Mit dem Larvenfall der Sandklaffmuschel verdoppelte sich die Biomasse im Jahr 2013 im Vergleich zu den Vorjahren nahezu von 5,5-6 g afTM/m² auf 11,5 g afTM/m². In den Folgejahren (2014-16) gingen Abundanz und Biomasse wieder zurück und liegen 2016 wieder auf dem Niveau von 2012. Ein Großteil der Biomasse entfiel auf die drei endobenthischen Muschelarten *Cerastoderma glaucum*, *Limnecola (=Macoma) balthica* und *Mya arenaria*. Driftende Miesmuschel-Konglomerate spielten an den Monitoringstationen hinsichtlich der Biomasse eine untergeordnete Rolle.

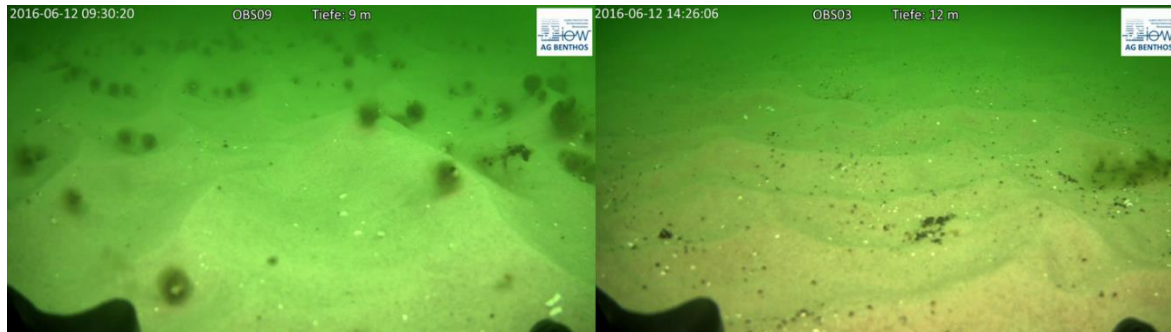


Abbildung 11: Homogene Feinsande prägen die Oderbank. Neben etwas Schill und driftenden Algen (links) bilden Einsturztrichter der Sandklaffmuschel und Wattschnecken (rechts) die vorherrschenden, im Video erkennbaren biogenen Strukturen

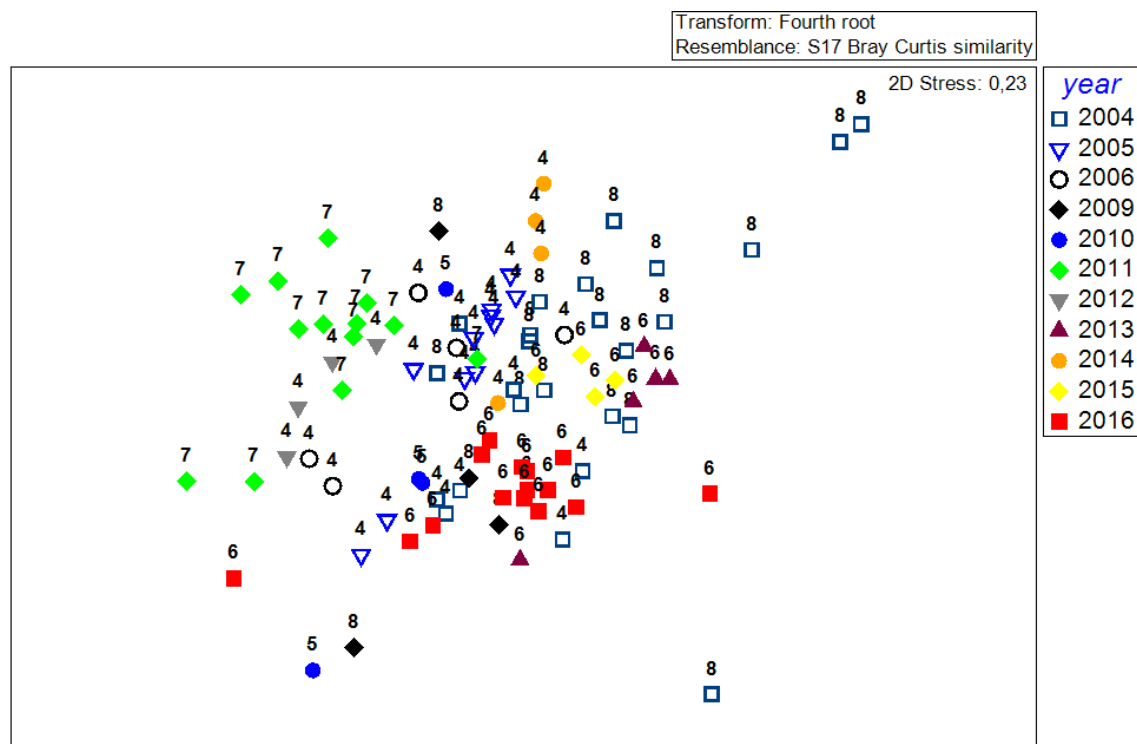


Abbildung 12: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen der Oderbank aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-16 sowie älterer Daten.

Zahl über den Stationen: Monat der Beprobung

Adlergrund

Die Sandbank am Adlergrund umfasst eine Fläche von ca. 8 700 ha und schließt sich südlich an die Riffstrukturen im gleichnamigen Schutzgebiet an. Im nördlichen Teil wird die Sandbank-Gemeinschaft durch die auslaufenden Hartböden und deren Gemeinschaften durch teils hohe Dichten von Driftalgen und driftenden Miesmuschelkonglomeraten beeinflusst (Abbildung 13). Ähnlich wie auf der Oderbank ist die Gemeinschaft dieser Sandbank aufgrund des geringen Salzgehalts artenarm, aber zumindest lokal sehr individuenreich.

Die Sandbank-Gemeinschaft am Adlergrund ist jedoch auch aufgrund der größeren Spanne der abgedeckten Substrate (Feinsand bis Kies) sowie der unterschiedlichen Wassertiefen (12-23 m) deutlich variabler als auf den homogenen Feinsanden der Oderbank. Infolgedessen sind die räumlichen Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur anders als auf der Oderbank von vergleichbarer Dimension wie die interannuelle Variabilität, was im Abbild der nMDS deutlich wird (Abbildung 14). Insbesondere in den flachen, nördlichen Bereichen wird die Gemeinschaft in einigen Jahren von driftenden Miesmuscheln überprägt (z.B. AS 11: 2011). Auffällig in 2015 war an beiden flachen Stationen AS 08 und AS 11 die überdurchschnittlich hohen Abundanzen der Lagunen-Herzmuschel *Cerastoderma glaucum* (900-1100 Ind.*m⁻²) und der Sandklaffmuschel *M. arenaria* (700-1000 Ind.*m⁻²). Beide Arten erreichten zuvor selten mehr als 100 Ind.*m⁻² an diesen Stationen. Da es sich vorwiegend um kleine Individuen handelte, war ein frischer Larvenfall beider Arten wahrscheinlich. Die hohe Abundanz der beiden Muschelarten schlug sich 2015 in einer Verdopplung der Gesamt-Biomasse nieder (Abbildung 17). Die Besiedlungsdichte beider Arten ging 2016 wieder deutlich zurück, war jedoch noch immer höher als in den Untersuchungen vor 2015. Vorwiegend durch das Heranwachsen der jungen Muscheln (höheres durchschnittliches Individualgewicht) stieg die Gesamtbiomasse an diesen Stationen weiter an.

An der etwas weiter westlich in größeren Wassertiefen gelegenen Station AS 03 waren diese Veränderungen nicht zu sehen – *C. glaucum* und *M. arenaria* spielen hier in der Gemeinschaftsstruktur eine untergeordnete Rolle. In den dortigen Mittelsanden sind beispielsweise die Polychaeten-Arten *Streptosyllis websteri* und *Travisia forbesii* regelmäßig anzutreffen, die in den flacheren Bereichen trotz geeigneter Substrate weitgehend fehlen. Während der Untersuchungen 2016 wurde die Gemeinschaft an der Station AS 03 wie in einigen Vorjahren auch durch driftende Miesmuscheln überprägt (Abbildung 13). Diese Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur spiegeln sich auch deutlich im Abbild der nMDS wider (Abbildung 14). Die Artenvielfalt ist an dieser Station grundsätzlich etwas höher als an den beiden anderen Stationen.

Ein Effekt der starken Salzwasserzuströme 2014 auf die Artenvielfalt und die Gemeinschaftsstruktur war auch auf dieser Sandbank nicht zu erkennen. Eine grundlegende Verschiebung des Arten-

inventars in den vergangenen Jahren lässt sich ebenso wenig erkennen wie eine Veränderung der Artenzahl (Abbildung 17). Die Biomasse auf dem Adlergrund zeigt nach einem Larvenfall zweier Muschelarten derzeit ansteigende Tendenz. Auch auf dieser Sandbank am Adlergrund waren 2016 nahezu alle charakteristischen Arten an allen drei Monitoring-Stationen präsent.

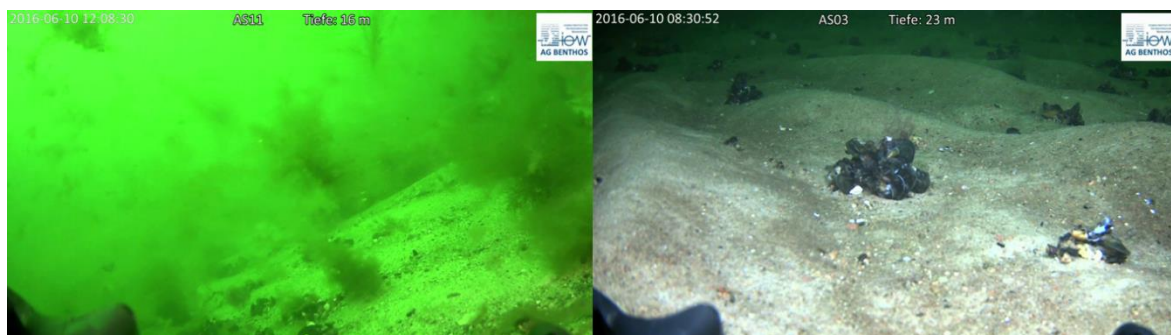


Abbildung 13: Driftalgen (links) und Miesmuscheln (rechts) aus den benachbarten Riffflächen beeinflussen die typische Infauna-Gemeinschaft der Sandbank am Adlergrund.

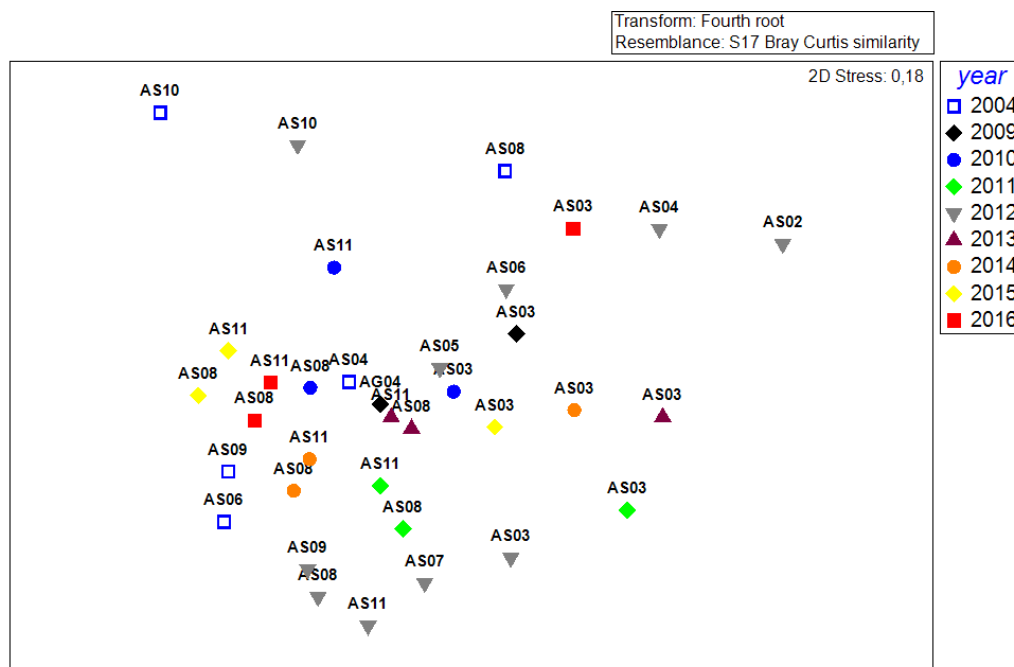


Abbildung 14: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen von der Sandbank Adlergrund aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-16 sowie älterer Daten.

Fehmarnbelt (Megarippelfeld)

Das als FFH-LRT „Sandbank“ ausgewiesene Megarippelfeld im Fehmarnbelt ist mit 500 ha deutlich kleiner als die beiden östlichen Bänke und weist eine extrem hohe kleinräumige Substrat-Variabilität auf (Abbildung 15). Fein-, Mittel- und Grobsande wechseln sich auf den Rippelkämmen mit Kiesflächen ab, in den Tälern liegt lokal Geschiebemergel mit eingelagerten Steinen an der Sedimentoberfläche an. Im Strömungslee der Megarippel sammeln sich örtlich Driftalgen oder *Arctica*-Schill. Entsprechend kleinräumig variabel ist auch die Artenvielfalt und -zusammensetzung, was sich in den univariaten Parametern wie Artenzahl und Biomasse (Abbildung 17) widerspiegelt. Lediglich die im äußersten Osten der Sandbank gelegene Station FBS 08 ist durch homogene Feinsande geprägt und weist daher eine konstant unterschiedliche Gemeinschaft zu der Mehrzahl der anderen Stationen auf (Abbildung 16). Die natürliche räumliche und zeitliche Variabilität der Gemeinschaft ist insbesondere im Vergleich zu den beiden östlichen Sandbänken als sehr hoch einzustufen (vgl. IOW & AWI 2015).

Im Vorjahr (2015) unterschied sich die Gemeinschaft an allen Monitoring-Stationen gegenüber den Vorjahren (Abbildung 16). Dieser Unterschied war auf die geringere Abundanz und Biomasse nahezu aller charakteristischen Arten zurückzuführen. Besonders stark ausgeprägt war dieser Rückgang bei den charakteristischen Polychaeten-Arten *Polycirrus medusa*, *Chaetozone setosa*, *Pygospio elegans* und *Travisia forbesii* sowie wie bei der charakteristischen Scherenassel *Tanaisius lilljeborgi* und der Schwebegarnele *Gastrosaccus spinifer*. Aber auch die Schneckenarten *Onoba semicostata*, *Retusa truncatula* und *Bittium reticulatum* sowie andere Phytal-Begleitarten waren deutlich seltener als in den Vorjahren. Die Abundanz von *Diastylis rathkei*, *Corbula gibba*, *Ophiura albida* und *Echinocyamus pusillus* nahm dagegen deutlich zu. Von diesen Arten ist lediglich der letztgenannte Seeigel charakteristisch für die Sandbank-Gemeinschaft. Die anderen drei Arten stellen häufige, substrat-unspezifische Arten der Infauna im Fehmarnbelt dar. Ähnliche Tendenzen im Rückgang häufiger Polychaeten-Arten wie *Pygospio elegans* und *Scoloplos armiger* und der Zunahme kurzlebiger Muschelarten wie *Corbula gibba* und *Abra alba* sowie des Cumaceen-Krebses *Diastylis rathkei* ließen sich 2015 auch in anderen Seegebieten der westlichen und südliche Ostsee beobachten. Im Jahr 2016 veränderte sich die Gemeinschaft erneut. Während sie an den Stationen FBS08 und FBS15 hinsichtlich ihrer Artenvielfalt und der Gemeinschaftsstruktur wieder den Jahren 2015 annäherte, unterschied sich die Besiedlung an der Station FBS33 noch deutlich von den vorherigen Kampagnen als 2015. Mit 236 Ind./m² war die Besiedlungsdichte hier sehr gering, typische Sandbank-Arten fehlten weitgehend. Aufgrund der Kürze der Zeitreihe und der fehlenden Referenzwerte ist aber nicht auszuschließen, dass auch die aktuellen Werte noch im Rahmen der natürlichen Variabilität dieses sehr heterogenen Gebiets liegen.



Abbildung 15: Oberflächentextur und Sediment variieren im Megarippelfeld Fehmarnbelt auf engstem Raum sehr stark (4 Beispiele von der Station FBS 15).

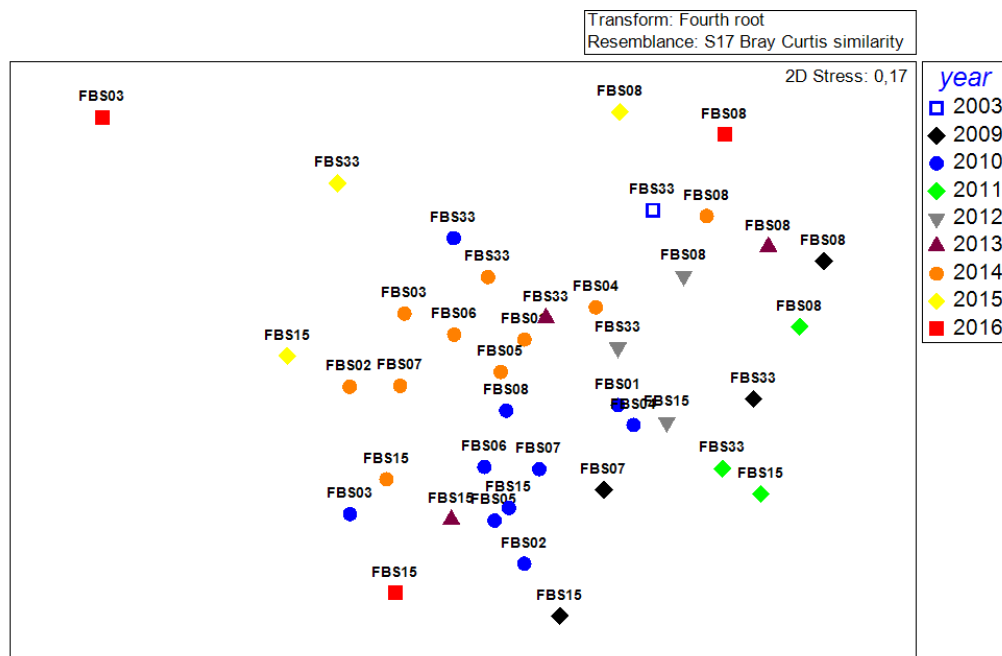


Abbildung 16: Zweidimensionales Abbild einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (Bray-Curtis-Ähnlichkeit, doppelte Quadratwurzeltransformation) für die Stationen der Sandbank im Fehmarnbelt aus dem Monitoring-Zeitraum 2009-16 sowie älterer Daten.

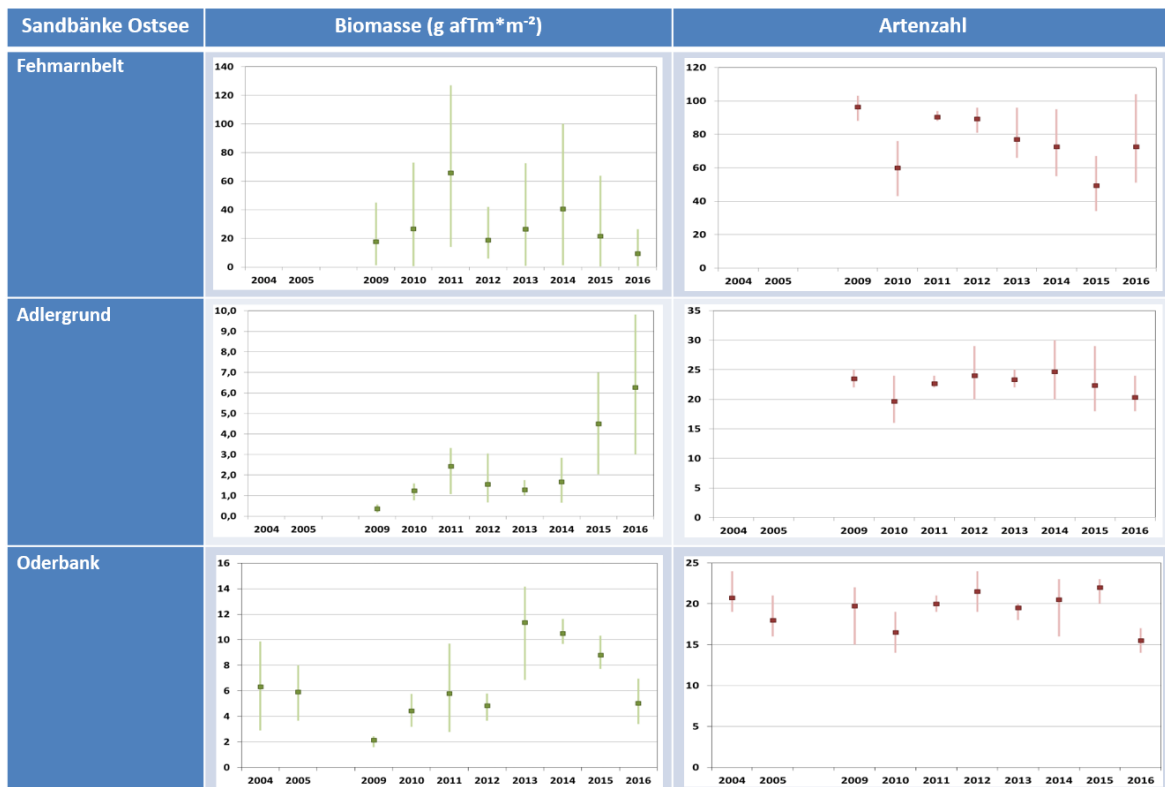


Abbildung 17: Interannuelle Variabilität der Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Ostsee-Sandbänken. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die Dauerstationen.

3.2 1170 – Riffe

3.2.1 Atlantische Region: Nordsee

Da sich das FFH-Monitoring in der Nordsee 2016 auf die Doggerbank konzentrierte, wurde der LRT „Riffe“ nicht untersucht. Es gelten weiterhin die Erkenntnisse der Vorjahre (IOW & AWI 2016).

3.2.2 Kontinentale Region: Ostsee

Anders als in der Nordsee gibt es in der Ostsee neben zahlreichen kleinen auch mehrere große Riffflächen. Die größte zusammenhängende Rifffläche in der deutschen AWZ bildet der Adlergrund, der zum größten Teil innerhalb der Schutzgebiete „Adlergrund“ und „Westliche Rönne-

bank“ liegt (Abbildung 18). Im Bereich der Kieler Bucht wurden zwei, im Fehmarnbelt drei und in der Kadetrinne fünf Flächen ausgewiesen, die dem Monitoring unterliegen. Der Kriegers Flak ist derzeit nicht in das Monitoring integriert.

Ähnlich wie auf den Sandbänken werden auch für die Riffe in der Ostsee ausgewählte Stationen in den Bereichen westliche Riffe (Kieler Bucht und Fehmarnbelt), Kadetrinne und Adlergrund jährlich untersucht. Die schwerpunktmäßige Aufnahme der drei Bereiche ist bislang ein Mal pro Berichtszeitraum vorgesehen. In diesem Jahr erfolgte die zweite Schwerpunktaufnahme der Riffe in der Kadetrinne.

Das derzeitige Monitoringkonzept bewertet neben dem Arteninventar der Hartböden vor allem die Gemeinschaften der assoziierten Sande und Kiese. Die Epifauna der Hartsubstrate wird mit den angewendeten Methoden nicht quantitativ erfasst. Das charakteristische Arteninventar der Hartböden wird dagegen durch die Kombination aus Greifer, Dredge und Video qualitativ nahezu vollständig aufgenommen. Makroalgen werden im Monitoring erfasst, fließen aber derzeit noch nicht in die Bewertung ein. Eine Überarbeitung sowohl der Probenahmemethodik als auch der Bewertungsverfahren erfolgt derzeit in Abstimmung mit der Fach-AG „Benthos“ des BLMP.

Keine der untersuchten Flächen erreichte im Berichtszeitraum 2007-12 einen guten ökologischen Zustand (IOW & AWI 2012a). Drei der Teilflächen in der Kadetrinne wurden mit „U2 – ungünstig, schlecht“ bewertet, alle anderen Riffflächen erhielten das Prädikat „U1 - ungünstig, unzureichend“. Hauptursache für den Zustand sind vor allem die Verschlickung der tiefer gelegenen Riffe und der eutrophierungsbedingte Rückgang der photischen Zone mit dem damit verbundenen Rückzug der Vegetationszonen in den flacheren Bereichen.

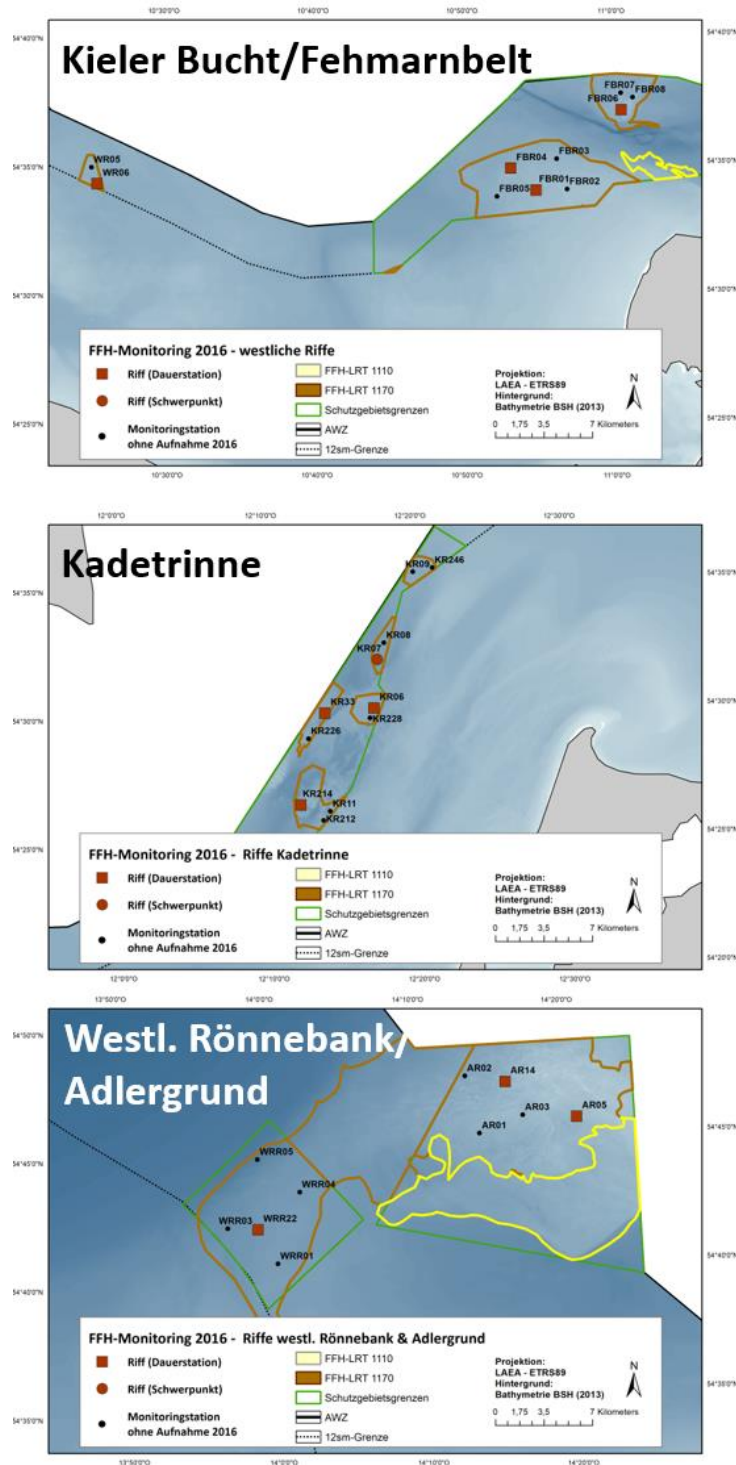


Abbildung 18: Stationsnetz Monitoring FFH-LRT 1170 „Riffe“ in der westlichen Ostsee (oben), Kadetrinne (Mitte) und im Bereich Adlergrund/westliche Rönnebank (unten).

Adlergrund/ Westliche Rönnebank

Die Hartbodengebiete im Bereich Adlergrund/Westliche Rönnebank stellen die größten und geologisch abwechslungsreichsten Riffgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee dar. Dichte glaziale Blockwälle wechseln sich in Tiefen zwischen 6-35 m mit anstehenden Geschiebemergel-Rippen und schlecht sortierten Restsedimenten ab. Die dichtesten Riffstrukturen sind im Schutzgebiet „Adlergrund“ zu finden. Dagegen sind im Schutzgebiet „westliche Rönnebank“ aufgrund der räumlichen Nähe zur Salzgehaltssprungschicht häufiger Tiefenwasserarten anzutreffen, so dass trotz der geringeren Hartbodendichte die lokale Artenvielfalt höher sein kann.

Im Schutzgebiet „Adlergrund“ wurden im Jahr 2016 2 Stationen und im Schutzgebiet „Westliche Rönnebank“ 1 Station mit dem klassischen Probenahmedesign (Greifer, Dredge, Video) aufgenommen.

Die Hartbodengemeinschaft am Adlergrund und im Schutzgebiet Westliche Rönnebank ist aufgrund des konstant niedrigen Salzgehaltes trotz des unregelmäßigen Einflusses des Tiefenwassers auf die unteren Hanglagen artenarm. Im Mittel werden 25-30 Makrozoobenthosarten pro Station identifiziert. Dominiert wird die Gemeinschaft in allen untersuchten Tiefen von Miesmuscheln (*Mytilus* spp., Abbildung 19) und deren Begleitfauna (zumeist Amphipoden und Asseln). In flacheren Bereichen kommen fädige, meist einjährige Braun- und Rotalgen hinzu, die die Miesmuscheln saisonal teils vollständig bedecken (Abbildung 19 rechts). Lokal treten Gabeltang (*Furcellaria lum-bicalis*) und an den flachsten Stellen Säge tang (*Fucus serratus*) auf. Insgesamt wurden in den vergangenen drei Jahren 14 Makrophyten-Taxa identifiziert (Tabelle 6). Zustand und Ausdehnung der *Fucus*-Bestände auf den Flachgründen werden noch nicht systematisch erfasst. Das Arteninventar der Algen-Begleitfauna unterscheidet sich nur wenig von dem der Miesmuschel-Begleitfauna. Die beiden Flohkrebs-Arten *Calliopius laeviusculus* und *Ampithoe rubricata* sowie die Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* gehören zu den wenigen Arten, die vorwiegend auf den mehrjährigen Algen vorkommen.

Das charakteristische Arteninventar des Makrozoobenthos war in beiden Schutzgebieten vollständig vorhanden und wurde auch an den einzelnen Stationen nahezu vollständig angetroffen. Größere Veränderungen in der Besiedlungsstruktur zu den Vorjahren waren nicht zu erkennen.



Abbildung 19: Miesmuscheln dominieren die epibenthische Gemeinschaft am Adlergrund im Schutzgebiet Westliche Rönnebank (links). In den flachen Bereichen des Adlergrundes werden die Miesmuschelbestände durch fädige Braun- und Rotalgen überdeckt (rechts).

Kadetrinne

Das Schutzgebiet „Kadetrinne“ umfasst die zentralen Teile der Darßer Schwelle bzw. des Gedser Revs. Durch Erosion entstand in der hier quer verlaufenden Geschiebemergel-Schwelle ein hochkomplexes Rinnensystem mit Wassertiefen bis zu 32 m und teils extremen Gefälle. Durch und über dieses Rinnensystem erfolgt ein Großteil des Wasseraustauschs zwischen Nord- und Ostsee. Die Substratheterogenität ist aufgrund der Bodentopographie auf engstem Raum extrem hoch. Auf der Schorre und in oberen Hanglagen prägen aufgrund der starken Strömungen grobe glaziale Restsedimente und Geschiebemergel den Meeresboden in den ausgewiesenen Riffflächen. Stellenweise erreichen Blöcke und Steine große Dichten. Dazwischen sind immer wieder größere Sandlinsen ohne Hartböden eingelagert. In den unteren Hanglagen ragen aufgrund der höheren Sedimentationsrate zumeist nur noch große Blöcke in geringer Dichte aus dem Untergrund. Es überwiegen schlickige Substrate von zumeist geringer Mächtigkeit. Insgesamt umfassen die ausgewiesenen Riffflächen eine Fläche von rund 2 300 ha.

Das Riffmonitoring in der Kadetrinne umfasste 2016 4 Stationen, die aufgrund neuer nautischer Anforderungen teilweise räumlich im Vergleich zu den Vorjahren verlegt werden mussten. Da es auch in den Vorjahren aufgrund der unklaren geografischen Lage der Riffe zu verschiedenen Wechseln im Monitoringprogramm kam, ist die Aussagekraft der Zeitreihen begrenzt.

An den vier Stationen wurden insgesamt 107 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen, darunter 29 sessile Riffarten wie Schwämme, Polypen, Seeanemonen und Miesmuscheln und 19 typische mobile Begleitarten (Flohkrebse, Asseln, Nacktschnecken u.a.). Die verbleibenden Arten waren ent-

weder typische Bewohner des zwischen den Steinen befindlichen Sand- oder Schlickbodens oder substratspezifische mobile epibenthische Arten. Ergänzt wird die Liste der sessilen Arten um Makroalgen, von denen allerdings keine weiteren neuen Arten nachgewiesen wurden. Dominiert wurde das Phytal vom Zuckertang *Saccharina latissima* und dem Blutroten Meerampfer *Delesseria sanguinea*.

Mit mittleren 59 identifizierten Taxa pro Station war die Artenvielfalt an den Monitoringstationen deutlich höher als im Bereich Adlergrund und entsprach den Resultaten der Untersuchungen in den Vorjahren (Abbildung 22). Auch hinsichtlich der Gesamt-Abundanz und der Biomasse zeigten sich keine signifikanten Veränderungen. Der leichte Rückgang der Biomasse ist neben natürlichen Fluktuation z.T. auch auf den Wechsel der Monitoring-Stationen zurückzuführen. Von den 17 charakteristischen Arten wurden 16 Taxa nachgewiesen. Die Nacktschnecken-Art *Acanthodoris pilosa* wurde an keiner der vier Stationen nachgewiesen.

Die Riffflächen der Kadetrinne erhielten in der FFH-Bewertung 2012 die schlechtesten Bewertungen in der Ostsee. Eingeschränkt wurde die Aussagefähigkeit durch die unzureichende Kenntnis zur Lage der Hartböden (IOW & AWI 2012a). Trotz mittlerweile stark verbesserter Datenlage und einem angepassten Stationsnetz bleibt der Eindruck eines unzureichenden Erhaltungszustands der Riffe vor allem in den unteren Hanglagen der Kadetrinne weiterhin bestehen. Hohe Trübung und Sedimentation führen zu einer reduzierten Tiefenausdehnung der Makroalgen und sichtbarem Stress für die epibenthischen Gemeinschaften. In einigen flachen und exponierten Bereichen mit ausreichendem Hartbodenangebot sind die Riffgemeinschaften dagegen arten- und strukturreich (Abbildung 20).



Abbildung 20: In flachen, exponierten Bereichen mit ausreichendem Hartbodenangebot sind die Riffgemeinschaften in der Kadetrinne struktur- und artenreich.

Fehmarnbelt/ Kieler Bucht

Die westlichen Riffe in der Kieler Bucht und im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“ sind die artenreichsten Gebiete, die im Rahmen des FFH-Monitorings in der deutschen AWZ der Ostsee aufgenommen werden.

Das Monitoring deckt einen Tiefenbereich von ca. 15-19 m ab, in dem blättrige Rotalgen (v.a. *Desmarestia sanguinea*) teils dichte Bestände bilden (Abbildung 21). Zuckertang (*Saccharina latissima*) ist dort häufig zu finden, wo kleine Steine oder *Arctica*-Schalen Möglichkeiten zur Anheftung bieten. Wichtige Epifauna-Gruppen sind im gesamten Gebiet Schwämme (v.a. *Halichondria panicea*), Manteltiere, Seeselken und Moostierchen (v.a. *Flustra* sp.). Miesmuscheln spielen auf den Hartböden im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“ nur eine untergeordnete Rolle. Die vagile Begleitfauna ist artenreich und umfasst neben den typischen Artengruppen wie Flohkrebse, Asseln und Nacktschnecken auch vergleichsweise große Arten wie das Wellhorn (*Buccinum undatum*), die Gemeine Spindelschnecke (*Neptunea antiqua*), die Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) und andere marine Arten wie den Strandseeigel *Psammechinus milliaris*. Die Riffflächen setzen sich außerhalb des Schutzgebietes in der aphotischen Zone fort (bis ca. 28 m Wassertiefe). Dort dominieren vor allem Schwämme, lokal auch Manteltierchen (*Ciona intestinalis*) oder Seeselken die Gemeinschaft.

An den vier Monitoringstationen wurden 2016 127 Makrozoobenthos-Taxa und damit erneut weniger als im Vorjahr identifiziert. Auch die mittlere Artenzahl pro Station ging mit knapp 70 Arten weiter auf den niedrigsten Wert seit Beginn des Monitorings zurück (Abbildung 22). Biomasse und Abundanz liegen mit etwas über 20 g afTm*m⁻² bzw. 3300 Ind.*m⁻² im typischen Bereich der Monitoringstationen. Von den 43 gelisteten Charakterarten wurden insgesamt 35, und damit wieder mehr als in den Vorjahren, nachgewiesen.

Die leicht veränderte Artenzusammensetzung und das Fehlen einzelner Charakterarten sind sehr wahrscheinlich nicht auf anthropogen bedingte Veränderungen der Riffgemeinschaften zurückzuführen. Vielmehr zeigt sich hier die hohe interannuelle und saisonale Variabilität insbesondere der kleinen, mobilen und kurzlebigen Begleitarten der Riffgemeinschaft. Demgegenüber wurden alle mehrjährigen sessilen und, mit Ausnahme der Gemeine Spindelschnecke, auch der großen mobilen Charakterarten angetroffen. Eine signifikante Veränderung der Gemeinschaft des Rifflandes durch das leicht reduzierte Arteninventar ist daher nicht feststellbar.



Abbildung 21: Wellhornschnecken (links) sind typische mobile Begleitfauna der Riffe im Fehmarnbelt. Die sessile Gemeinschaft an den Monitoringstationen im Fehmarnbelt dominieren blättrige Rotalgen und Zuckertang (rechts).

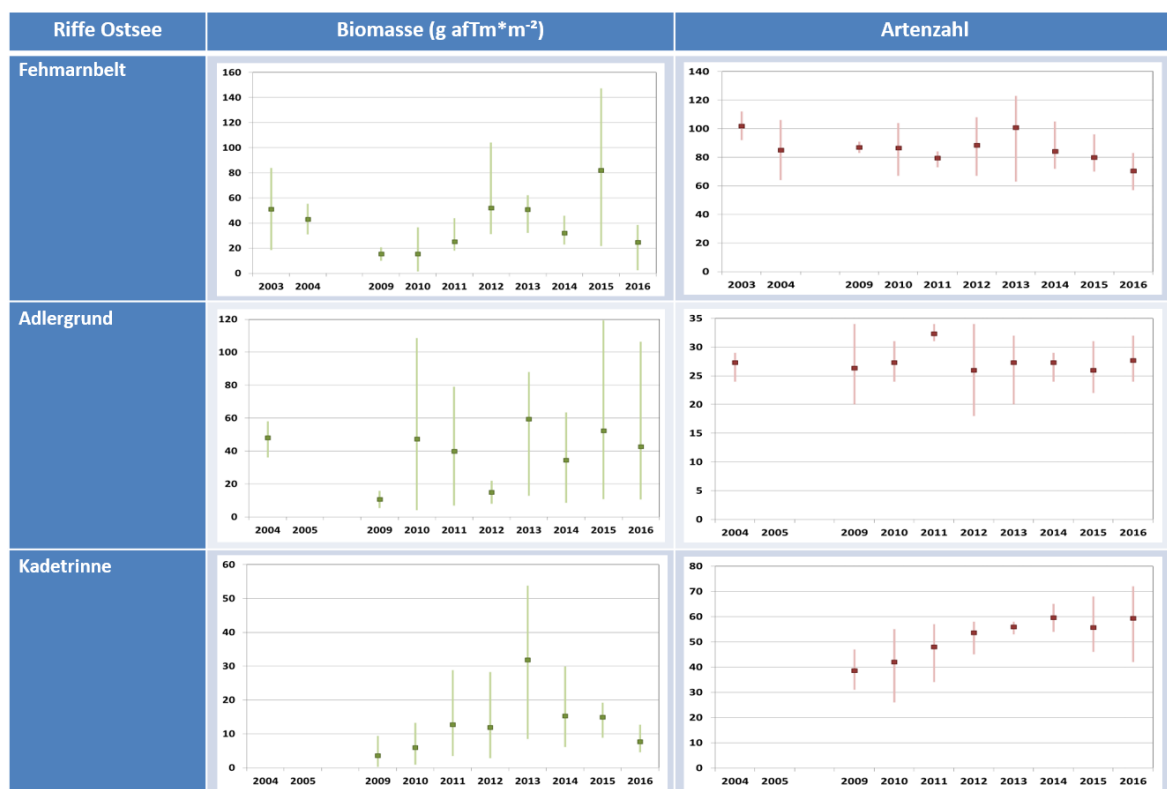


Abbildung 22: Trend für Gesamt-Biomasse (links) und Artenzahl (rechts) in den drei Riffgebieten, die in der Ostsee dem Monitoring unterliegen. Angegeben sind Maxima, Minima und Mittelwert für die jährlichen Monitoringstationen.

Tabelle 6: Artenliste Makrophyten in den drei Schutzgebieten aus den Untersuchungen 2013-16.

Gruppe	Taxon	Fehmarn- belt	Kadet- rinne	Adler- grund
Chlorophyta	<i>Chaetomorpha linum</i>	(drift)		
	<i>Chaetomorpha melagonium</i>	(drift)		
Rhodophyta	<i>Brongniartella byssoides</i>	x		
	<i>Ceramium</i> spp.	x	x	x
	<i>Coccotylus truncatus/ Phyllophora pseudoceranoides</i> ¹	x	x	x
	<i>Cystoclonium purpureum</i>	x		
	<i>Delesseria sanguinea</i>	x/SDB	x/SDB	-/SDB
	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	x	x	x/SDB
	<i>Membranoptera alata</i>	x	x	
	<i>Phycodrys rubens</i>	x	x	
	<i>Polyides rotunda</i>	x		
	<i>Polysiphonia</i> spp.	x	x	x
	<i>Rhodomela confervoides</i>	x	x	x
	<i>Ahnfeltia plicata</i>	x		x
Phaeophyta	<i>Chaetopteris plumosa</i>	x		x
	<i>Desmarestia aculeata</i>	x	x	x
	<i>Desmarestia viridis</i>	x	x	x
	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	x		
	<i>Ectocarpus</i> spp. / <i>Pylaiella littoralis</i> ²	x	x	x
	<i>Eudesme virescens</i>			x
	<i>Fucus serratus</i>			-/SDB
	<i>Halosiphon tomentosus</i>		x	x/SDB
	<i>Chorda filum</i>			x
	<i>Saccharina latissima</i>	x/SDB	x/SDB	
	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	x		x
	<i>Sphacelaria cirrosa</i>	x		

SDB: in den Standarddatenbögen des BfN als „bedeutende Arten“ für das jeweilige Schutzgebiet geführt,

-: bislang kein Nachweis im Monitoring

¹ Die Arten werden im Monitoring nicht mehr unterschieden. In den Taucherproben 2013/14 *P. pseudoceranoides* nicht am Adlergrund, *C. truncatus* in allen drei Gebieten.

² Die Arten werden im Monitoring nicht mehr unterschieden. Beide Taxa in allen Gebieten vorkommend.

3.3 Zwischenfazit FFH-Monitoring

Das Monitoring der FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ wurde in der Ostsee im Jahr 2009 und in der Nordsee im Jahr 2011 jeweils mit Basisaufnahmen begonnen. Das Monitoring ist auf die Bewertungskriterien „Habitatstrukturen“ sowie „Arteninventar“ innerhalb des Parameters „Spezifische Strukturen und Funktionen“ ausgerichtet. Nachdem nun in beiden Seegebieten ein erster vollständiger Monitoringzyklus abgeschlossen wurde, sind die in den ursprünglichen Konzepten vorgeschlagenen Bewertungsparameter kritisch zu überprüfen und ggf. zum kommenden FFH-Bericht (2019) auch in Hinblick auf aktuelle alternative Bewertungsansätze anzupassen.

Das Monitoring- und Bewertungskonzept für die Riffe ist in beiden Seegebieten noch nicht abgeschlossen. Hauptproblem bleibt die methodisch schwierige (quantitative) Erfassung der typischen epibenthischen und vorwiegend sessilen Hartbodenfauna und -flora. Die bislang eingesetzten Methoden (Greifer, Dredge und Schleppvideo) ermöglichen lediglich eine qualitative Aufnahme der eigentlichen Hartbodengemeinschaft, die über das charakteristische Arteninventar in die Bewertung eingeht. Dafür wurden in den vergangenen Jahren gebietsspezifische Artenlisten erstellt (Tabellen im Anhang). Die Artenlisten umfassen derzeit nur das Inventar charakteristischer Makrozoobenthos-Arten. Sie sind zumindest für den LRT „Riffe“ zukünftig um Makroalgen zu ergänzen, da diese eine entscheidende Bedeutung für die Funktion und Ausprägung dieses Lebensraumes haben. Aufgrund der eher zufälligen Erfassung und der hohen interannuellen Variabilität vor allem der kleinen, mobilen Arten ist die Aussagefähigkeit dieser auf Artenlisten basierten Bewertung des Erhaltungszustands der Riffe begrenzt. Daher müssen in beiden Seegebieten andere Methoden zur Erfassung der benthischen Gemeinschaften (weiter) getestet werden. Der regelmäßige Einsatz von Tauchern ist in der AWZ aufgrund der großen Wassertiefen und zusätzlichen in den Gebieten Fehmarnbelt und Kadetrinne aufgrund des dichten Schiffsverkehrs extrem anspruchsvoll. Optische Methoden bieten dagegen nur eine eng begrenzte taxonomische Auflösung, die für die bisher geführten Artenlisten nicht ausreicht. Die Eignung dieser Methoden für das routinemäßige Monitoring muss vor allem in der Nordsee auch unter dem Aspekt der verlässlichen Wiederauffindbarkeit der untersuchten Riffstrukturen geprüft werden.

Für die Sandbänke ist die Bewertung über die erstellten Artenlisten aufgrund der etwas höheren Stetigkeit (gilt für die Nordsee nur eingeschränkt) und der verlässlicheren Erfassbarkeit der Infauna mittels Greifer weniger kritisch. Allerdings bleibt die Interpretierbarkeit rein qualitativer Veränderungen hinsichtlich anthropogen-bedingter Veränderung sehr eingeschränkt. Dies gilt insbesondere, aber nicht ausschließlich, für die Ostsee östlich der Darsser Schwelle mit ihrem natürlicherweise reduzierten Arteninventar. Daher wurde schon zu Beginn des Monitorings die Gemeinschaftsstruktur mit in die Bewertung einbezogen. In der Nordsee wurde letztere testweise mit

dem weit verbreiteten WRRL-Index AMBI und in der Ostsee mit dem BQI bewertet. Der AMBI hat sich in der Anwendung auf die Infauna der „Sandbänke“ nicht als geeignetes Bewertungstool dargestellt. Dieser Index wurde für die Bewertung organischer Verschmutzung in Küstengewässern entwickelt und reagiert nicht auf physikalische Störungen wie grundberührende Schleppnetzfisherei. Aktuell wird daher alternativ der aus OSPAR heraus vorgeschlagene Margalef-Index als Indikator BH-2 getestet. Auch national erwies sich der Margalef-Index als der beste derzeit vorliegende Anzeiger für Störung benthischer Biotope (Beermann et al. 2017). Allerdings ist auch dieser für die MSRL entwickelte Indikator derzeit noch nicht operationalisiert, so dass eine direkte Übertragung zur Bewertung der Sandbänke derzeit noch nicht möglich ist. Die ermittelten Margalef-Indizes wurden den von Beermann et al. (2017) vorgeschlagenen Referenzwerten für ungestörte küstenferne (Grob-) Sandbiotope gegenübergestellt.

Der BQI hat sich in der Ostsee dagegen als zusätzliche Bewertungskomponente für die Sandbänke bewährt. Um eine Vergleichbarkeit der Bewertung mit den nach MSRL zu bewertenden Biotoptypen zu gewährleisten, muss hier allerdings noch die Umstellung von der Anwendungsmethode nach Fleischer & Zettler (2009) auf den Ansatz nach HELCOM (2017) erfolgen.

Die Bewertung der FFH-LRT erfolgt für jeweils einen sechsjährigen Berichtszeitraum. Die nächste Bewertung wird sich auf den Zeitraum 2013-18 beziehen. In der letzten Bewertung (Zeitraum 2007-12) wurde der Erhaltungszustand der beiden LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ national in der atlantischen Region (Nordsee) als „ungünstig – schlecht (U2)“ und in der kontinentalen Region (Ostsee) als „ungünstig - unzureichend (U1)“ eingestuft. Bezüglich der betrachteten Bewertungskriterien lassen sich bislang keine Trends belegen, die zu einer Veränderung dieser Bewertung führen können.

4 Großflächige Biotopklassen nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

4.1 Einführung

Neben den FFH-Lebensraumtypen und den weiteren nach regionalen Konventionen oder nationalem Recht gefährdeten oder geschützten Biotoptypen werden nach MSRL auch die großflächig verbreiteten Lebensräume überwacht und bewertet. Die ursprüngliche Nomenklatur als „vorherrschende Biotoptypen“ nach CSWP (2011) sowie deren Definition wurde mit Inkrafttreten der Revision zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards zum 17. Mai 2017 (EU COM 2017) hinfällig. Damit einher ging nicht nur ein namentlicher Wechsel zu „großflächigen Biotopklassen“, sondern durch die Einführung geänderter Tiefenklassifikationen auch ein neuer Flächenzuschnitt. In der Ostsee-AWZ vorkommend sind die beiden Tiefenstufen „Infralitoral“ und „Circalitoral“, in der Nordsee das „Circalitoral“ und das „küstenferne Circalitoral“. In beiden Gebieten sind die Substrattypen Sandboden, Schlickboden, Mischsubstrate und Hartsubstrate zu berücksichtigen. Die Etablierung des Monitoringkonzeptes für die großflächigen Biotopklassen konzentriert sich derzeit auf die Schlick- und Sandböden des (küstenfernen) Circalitorals.

4.2 Sandböden des Circalitorals

4.2.1 Atlantische Region: Nordsee

Die Sandböden des Circalitorals und des küstenfernen Circalitorals wurden 2016 nicht untersucht. Aufgrund der veränderten Anforderungen an das Monitoring und der noch nicht abgeschlossenen Diskussionen zu den Bewertungssystemen in der Nordsee wird auf eine Darstellung der Ergebnisse der Fallstudie 2015 verzichtet.

4.2.2 Kontinentale Region: Ostsee

Sande bilden vor allem in den flacheren Bereichen der Ostsee zwischen Flensburg und Usedom das vorherrschende Substrat. Durch SCHIELE et al. (2015b) wurden insgesamt neun Sand-Gemeinschaften (im folgenden Abschnitt in Klammern durchnummeriert) in den äußeren Küstengewässern identifiziert (Abbildung 23), die als Biotoptypen im Rahmen der Biotopklasse „Sandboden des Circalitorals“ potenziell zu bewerten sind. Die Gemeinschaften mit den namensgebenden Arten „(1) *Ophelia* spp. und *Travisia forbesii*“, „(2) *Astarte borealis*“ und „(3) *Astarte* spp. sowie weitere seltene marine Muschelarten“ sind vor allem auf gröberen Sanden anzutreffen. Sie unterliegen daher als Gemeinschaft *a priori* dem Monitoring für den besonderen Biotoptyp „artenrei-

che Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (vgl. Kap. 5.2.2) bzw. der Biotopklasse „Grobsedimente des Circalitorals“, die derzeit nicht dem Monitoring unterliegt.

Auf den Fein- und Mittelsanden dominiert unterhalb der Sprungschicht von der Kieler Bucht bis zur Kadetrinne eine *Arctica islandica*-Gemeinschaft (4). Östlich der Darßer Schwelle und im Flachwasser wird sie von einer Mischgemeinschaft, die von den drei Brackwasser-Muschelarten *Cerastoderma glaucum*, *Limnecola* (= *Macoma*) *balthica* und *Mya arenaria* (5) dominiert wird, abgelöst. Entlang des Tiefengradienten hin zu den schlickigen Substraten dominiert *Limnecola balthica* (6), in exponierteren Bereichen und wiederum im Flachwasser auch einzig *Mya arenaria* (7). Driftende Miesmuscheln (8) prägen dagegen die Gemeinschaft der Sandböden insbesondere in Nachbarschaft zu Riffflächen oder größeren Substraten, z.B. am Adlergrund, vor dem Fischland oder vor der Insel Poel. Insbesondere rund um Fehmarn und in der westlichen Mecklenburger Bucht dominieren auch verschiedene größere Polychaeten-Arten (z.B. *Nephtys* spp.) die Gemeinschaft (9). Für einige, meist kleinere Bereiche konnte keine Gemeinschaft eindeutig identifiziert werden. Dies kann einerseits mit einer bereits vorhandenen Veränderung der autochthonen Gemeinschaft durch regelmäßigen Stress (z.B. saisonalen Sauerstoffmangel im Bereich der Mecklenburger Bucht) oder andererseits mit einer hohen natürlichen Variabilität in Zusammenhang stehen.

Von den neun Gemeinschaften sind nur solche für das Monitoring der Biotopklasse auszuwählen, die einerseits als typisch für weite Teile des Gebietes gelten können und andererseits sich klar gegenüber anderen Gemeinschaften abgrenzen lassen. Die drei Grobsand-Gemeinschaften (1-3) waren *a priori* auszuschließen (s.o.). Ebenso ungeeignet für das Monitoring sind die von driftenden Miesmuscheln (8) dominierten Gebiete und die Polychaeten-Gemeinschaft (9). Während letztere in den äußeren Küstengewässern lokal stark begrenzt auftritt, ist die Miesmuschel-Gemeinschaft aufgrund ihrer extrem hohen Variabilität (fehlende Lagestabilität der dominierenden Art) nicht für ein Monitoring geeignet. Für das Monitoring der Biotopklasse „Sandboden des Circalitorals“ wurden daher die Biotoptypen mit *Arctica*-Gemeinschaft als typische Ausprägung westlich der Darßer Schwelle und die „Mischgemeinschaft der drei Brackwasser-Muschelarten *Cerastoderma glaucum*, *Limnecola* (= *Macoma*) *balthica* und *Mya arenaria*“ als typische Gemeinschaft der östlichen Gebiete vorgeschlagen. Die nach den Modellergebnissen ausschließlich von *M. arenaria* bzw. *L. balthica* dominierten Gebiete stellen spezielle bzw. Übergangsformen dieser Gemeinschaft dar und sind daher nicht gesondert zu berücksichtigen. Vom Monitoring auszuschließen sind darüber hinaus die Bereiche, die dem FFH-LRT „Sandbänke“ zuzuordnen sind (z.B. Oderbank). Bedingt durch die Überarbeitung der Guidelines durch die EU-COM (2017) ist in der Pommerschen Bucht zusätzlich in die Tiefenzonen Infra- und Circalitoral zu unterscheiden. Diese Unterteilung war zum Zeitpunkt der Probenahme 2016 noch nicht bekannt. Ein nationales Monitoringkonzept besteht weiterhin nicht. Eine Bewertung basierend auf den bisher vorliegenden

Indikatorentwürfen ist daher nicht sinnvoll. Aufgrund der im Vergleich zu den Schlickgebieten etwas exponierteren Lage (s.u.) sind die Sandflächen in der Regel weniger stark bzw. weniger regelmäßig von den Auswirkungen des saisonalen Sauerstoffmangels betroffen. Zeitgleich unterliegen sie jedoch zumindest regional anderen anthropogenen Einflüssen wie zunehmender Sedimentation, Fischerei oder Offshore-Installationen. Es ist daher nicht zu erwarten, dass sich die Sand-Biotope flächendeckend in einem guten Zustand befinden.

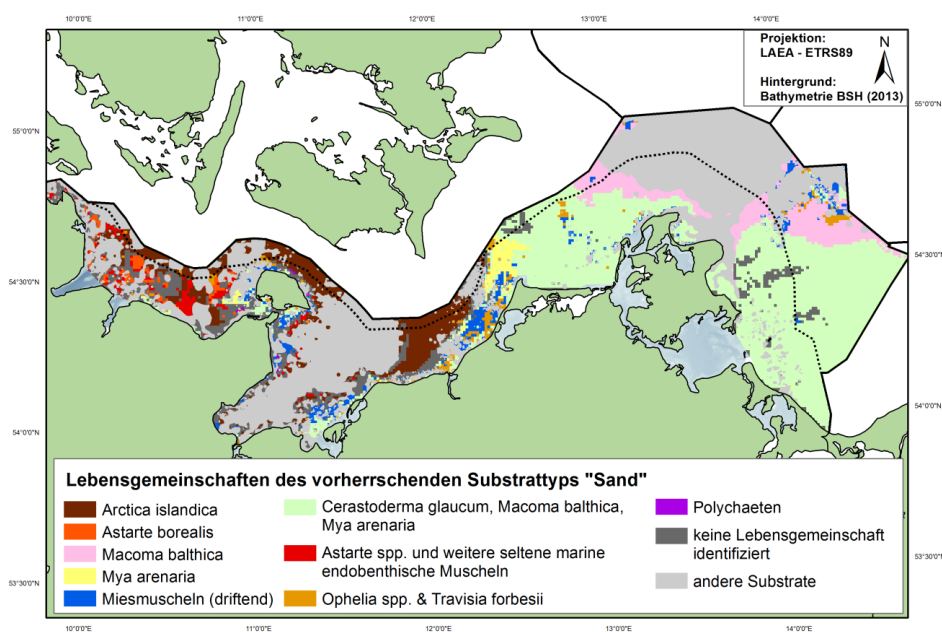


Abbildung 23: Verbreitung von Gemeinschaften in den Sanden der äußeren Küstengewässern der deutschen Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b).

Die erste flächenhafte Aufnahme der Sandböden des Circalitorals erfolgte 2016 in der Pommerischen Bucht (Abbildung 24). Dafür wurden 27 Hols an 23 Positionen genommen. Weitere geplante Stationen mussten aufgrund schlechter Wetterbedingungen entfallen.

In den 27 Hols waren insgesamt 28 Taxa enthalten (Tabelle 7). Mit durchschnittlich 10-12 Taxa pro Hol war die Artenvielfalt genauso hoch wie auf der benachbarten Oderbank (FFH-LRT 1110, Abbildung 25a). Auch die Artenzusammensetzung unterschied sich kaum von der der Sandbankgemeinschaft. Allerdings waren Gesamt-Abundanz und Biomasse deutlich höher als auf der Oderbank (Abbildung 25). Auch die Gemeinschaftsstruktur wich trotz nahezu gleichem Arteninventar von der Gemeinschaft auf der Sandbank ab. Individuenstärkste Art war mit deutlichem Abstand die Bauchige Wattschnecke *Peringia* (= *Hydrobia*) *ulvae* mit über 7 000 Ind./m². Sehr

hohe Individuendichten von mehr als 500 Ind./m² erreichten darüber hinaus noch die Sandklaffmuschel *M. arenaria* und die Polychaeten-Arten *Pygospio elegans*. Die Biomasse wurde der Einteilung in SCHIELE et al. (2015b) entsprechend von den drei Muschel-Arten *M. arenaria* (36%), *Cerastoderma glaucum* (25%) und *Limnecola* (= *Macoma*) *balthica* (19%) dominiert. Punktuell (z.B. an der Station PB_M109) überprägten driftende Miesmuscheln die endobenthische Gemeinschaft und dominierten dort die Biomasse mit bis 16 g Feuchtmasse * m⁻².

Die insgesamt stärkere Exposition gegenüber Eutrophierungseffekten spiegelt sich nicht nur in einem höheren organischen Gehalt des Sedimentes, sondern auch in einem tendenziell niedrigeren BQI wider (Abbildung 25d). Allerdings wird der von HELCOM vorgeschlagene (bislang aber nicht endabgestimmte und implementierte) Schwellenwert für den guten Umweltzustand nur an einzelnen Stationen unterschritten. Die mit Abstand niedrigsten BQI-Werte wurden an den Stationen PB 051, PB 037 und PB 197 erreicht. Allen drei Stationen ist das Fehlen der charakteristischen Muschelarten und eine deutlich reduzierte Gesamt-Biomasse (< 0.5 g Feuchtmasse * m⁻²). Die Stationen PB 051 und PB 197 liegen im Bereich der Saßnitzrinne, die sich vom Arkonabecken in die Pommersche Bucht hineinzieht. Diese Rinne ist stärker als die umliegenden Bereiche von der Akkumulation organischen Materials (hoher Schlickanteil des Sediments) und saisonalem Sauerstoffmangel betroffen. Die Station M 037 liegt dagegen nordwestlich der Oderbank. Ein direkter Stressorenbezug ist daher hier nicht feststellbar.

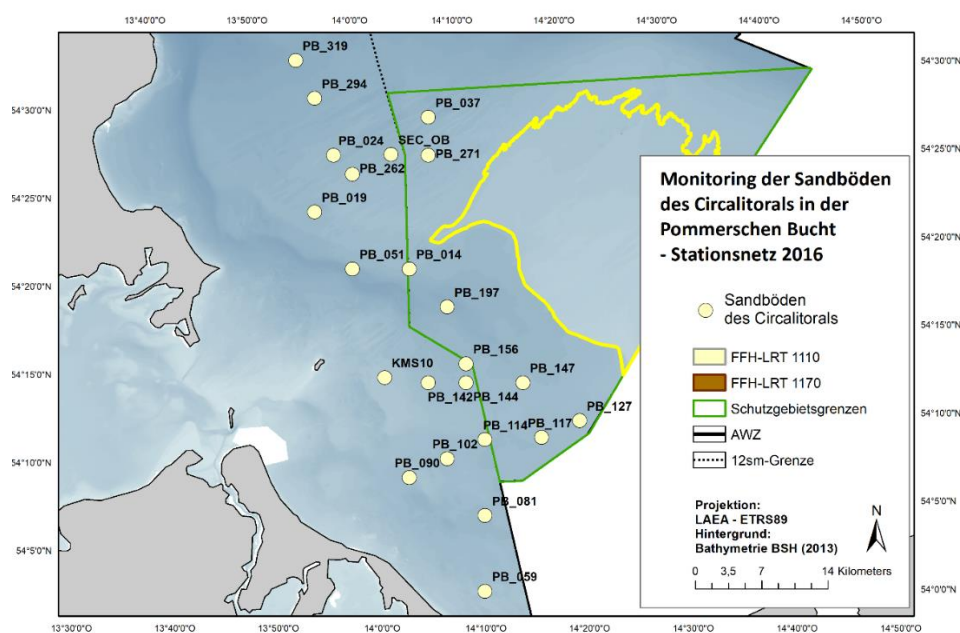


Abbildung 24: Stationen zur Beprobung der Infaunagemeinschaften der Sandböden des Circalitorals in der Pommerschen Bucht.

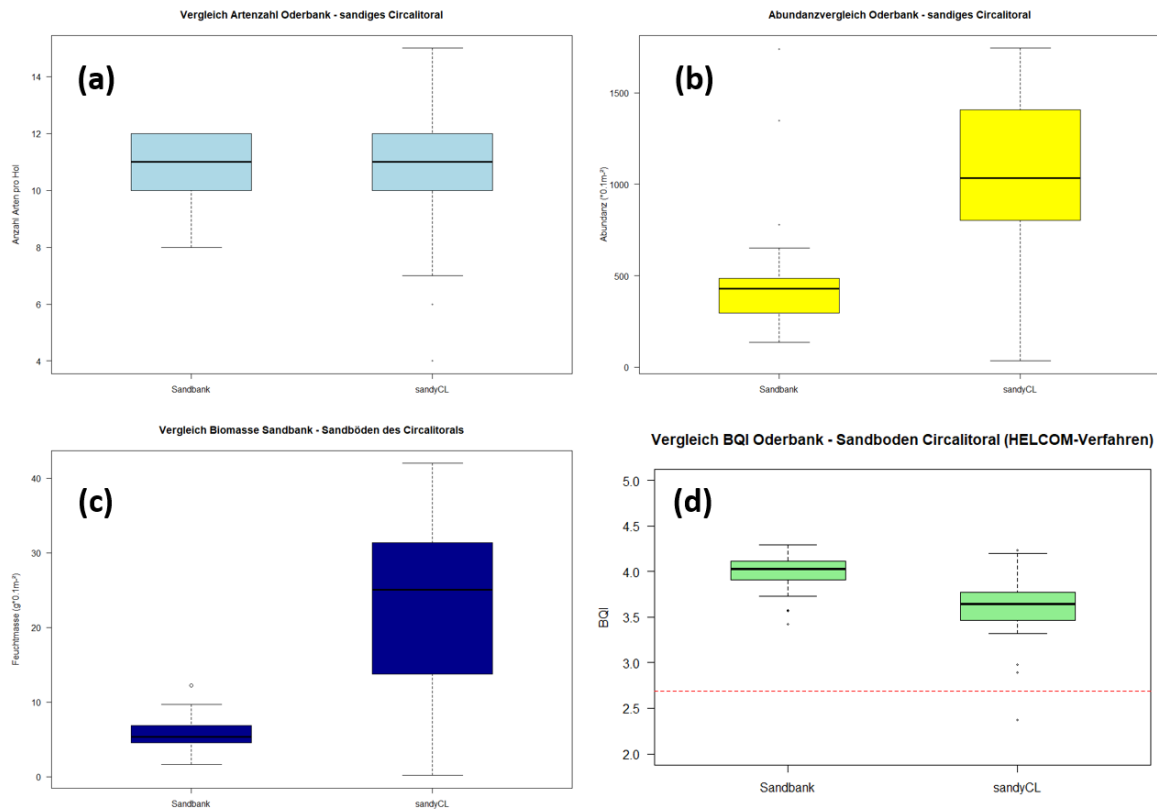


Abbildung 25: Boxplots zum Vergleich wesentlicher Faunenparameter zwischen der Oderbank (FFH-LRT Sandbank) und den umliegenden Sandböden des Circalitorals (sandyCL). (a) Artenzahl, (b) Gesamtabundanz, (c) Biomasse, (d) BQI

Tabelle 7: Artenliste der Sandböden des Circalitorals in der Pommerschen Bucht 2016 mit Angaben zur Frequenz (n=27), mittlerer Abundanz und Feuchtmasse (WW).

	Taxon	Frequenz (%)	Abundanz (Ind. /m²)	Dominanz (%)	WW (g m²)	Dominanz (%)
Cnidaria	<i>Hartlaubella gelatinosa</i>	18.5%	+	-	+	-
Plathelminthes	Turbellaria	3.7%	<1	<0.1%	<0.01	<0.1%
Mollusca	<i>Cerastoderma glaucum</i>	85.2%	305	2.9%	5.47	24.9%
	<i>Ecrobia ventrosa</i>	3.7%	2	<0.1%	<0.01	<0.1%
	<i>Limnecola balthica</i>	92.6%	186	1.8%	4.25	19.3%
	<i>Mya arenaria</i>	88.9%	686	6.6%	7.87	35.7%

	Taxon	Frequenz (%)	Abundanz (Ind. /m ²)	Dominanz (%)	WW (g m ²)	Dominanz (%)
	<i>Mytilus edulis</i>	92.6%	427	4.1%	1.52	6.9%
	<i>Peringia ulvae</i>	100.0%	7031	67.4%	1.37	6.2%
Poly- chaeta	<i>Bylgides sarsi</i>	33.3%	6	0.1%	<0.01	<0.1%
	<i>Fabriciola baltica</i>	11.1%	16	0.2%	<0.01	<0.1%
	<i>Hediste diversicolor</i>	100.0%	459	4.4%	0.96	4.3%
	<i>Marenzelleria neglecta</i>	40.7%	11	0.1%	0.01	0.1%
	<i>Marenzelleria viridis</i>	96.3%	239	2.3%	0.45	2.0%
	<i>Pygospio elegans</i>	96.3%	779	7.5%	0.07	0.3%
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	48.1%	12	0.1%	<0.01	<0.1%
Oligoch- aeta	<i>Baltidrilus costatus</i>	66.7%	34	0.3%	<0.01	<0.1%
	Enchytraeidae	7.4%	1	<0.1%	<0.01	<0.1%
	Tubificidae	88.9%	120	1.2%	0.01	<0.1%
	<i>Tubificoides benedii</i>	74.1%	80	0.8%	0.01	<0.1%
Crustacea	<i>Amphibalanus improvisus</i>	11.1%	7	0.1%	0.02	0.1%
	<i>Bathyporeia pilosa</i>	14.8%	2	<0.1%	<0.01	<0.1%
	<i>Corophium volutator</i>	22.2%	4	<0.1%	<0.01	<0.1%
	<i>Cyathura carinata</i>	33.3%	5	<0.1%	<0.01	<0.1%
	<i>Diastylis rathkei</i>	3.7%	<1	<0.1%	<0.01	<0.1%
	<i>Gammarus salinus</i>	14.8%	5	<0.1%	<0.01	<0.1%
	<i>Gammarus zad-dachi</i>	11.1%	11	0.1%	<0.01	<0.1%
	<i>Jaera albifrons</i>	3.7%	<1	<0.1%	<0.01	<0.1%
Bryozoa	<i>Alcyonidium polymum</i>	3.7%	+	-	+	-
	<i>Einhornia crustulenta</i>	74.1%	+	-	+	-

4.3 Schlickböden des Circalitorals

4.3.1 Atlantische Region: Nordsee

Die Schlickböden des Circalitorals und des küstenfernen Circalitorals wurden 2016 nicht untersucht.

4.3.2 Kontinentale Region: Ostsee

An die feinen Sande schließen sich in den unteren Hanglagen und Becken von Kieler Bucht, Mecklenburger Bucht, Kadetrinne und Arkonabecken meist mit organischem Material angereicherte Schluffe (= Schlick) an. Für dieses Substrat wurden von SCHIELE et al. (2015b) wiederum acht Gemeinschaften identifiziert, von denen die meisten allerdings sehr punktuell auftreten (Abbildung 26). Möglicherweise handelt es sich bei einigen von ihnen um Modellierungsartefakte. Letztendlich sind aufgrund der erforderlichen Repräsentativität lediglich zwei Gemeinschaften für ein Biotoptypen-Monitoring für die Biotopklasse „Schlickboden des Circalitorals“ in der AWZ relevant: in den Gebieten westlich der Darßer Schwelle (Kieler und Mecklenburger Bucht) dominiert *A. islandica*, östlich davon *L. balthica* (Arkonabecken).

Aufgrund des regelmäßig in der Mecklenburger Bucht und anderen Gebieten auftretenden Sauerstoffmangels sind die von *Arctica islandica* dominierten Schlickbereiche in HELCOM (2013a) als gefährdeter Biotoptyp eingestuft worden und gelten damit im Sinne der MSRL als weiterer (gefährdeter) Biotoptyp (vgl. Kap. 5.5). Das zukünftige Monitoring der Biotopklasse „Schlickboden des Circalitorals“ wird daher ausschließlich das von *Limnecola balthica* dominierte Arkonabecken umfassen. Die Gemeinschaftsstruktur dieses Biotoptyps wurde 2015 erstmals punktuell aufgenommen, eine erste umfassende Aufnahme ist für 2017 vorgesehen.

Die unteren Hanglagen und Becken sind die am stärksten von den saisonalen Sauerstoffmangelereignissen betroffenen Gebiete. Auch in den Analysen zur Verbreitung benthischer Biotoptypen durch IOW & AWI (2012b) wurden für beide Schlick-Gemeinschaften Degradationsstadien mit deutlich verringerter Artenzahl, Abundanz und Biomasse festgestellt (IOW & AWI 2014). Auch die rezent von *Limnecola balthica* dominierte Gemeinschaft zeigt im Arkonabecken aperiodisch Anzeichen von Störungen durch Sauerstoffmangel. Der Zustand der Schlickböden ist daher zumindest lokal als schlecht zu bezeichnen. Ob die Salzwassereinbrüche der vergangenen beiden Jahre dies nachhaltig ändern wird, bleibt abzuwarten.

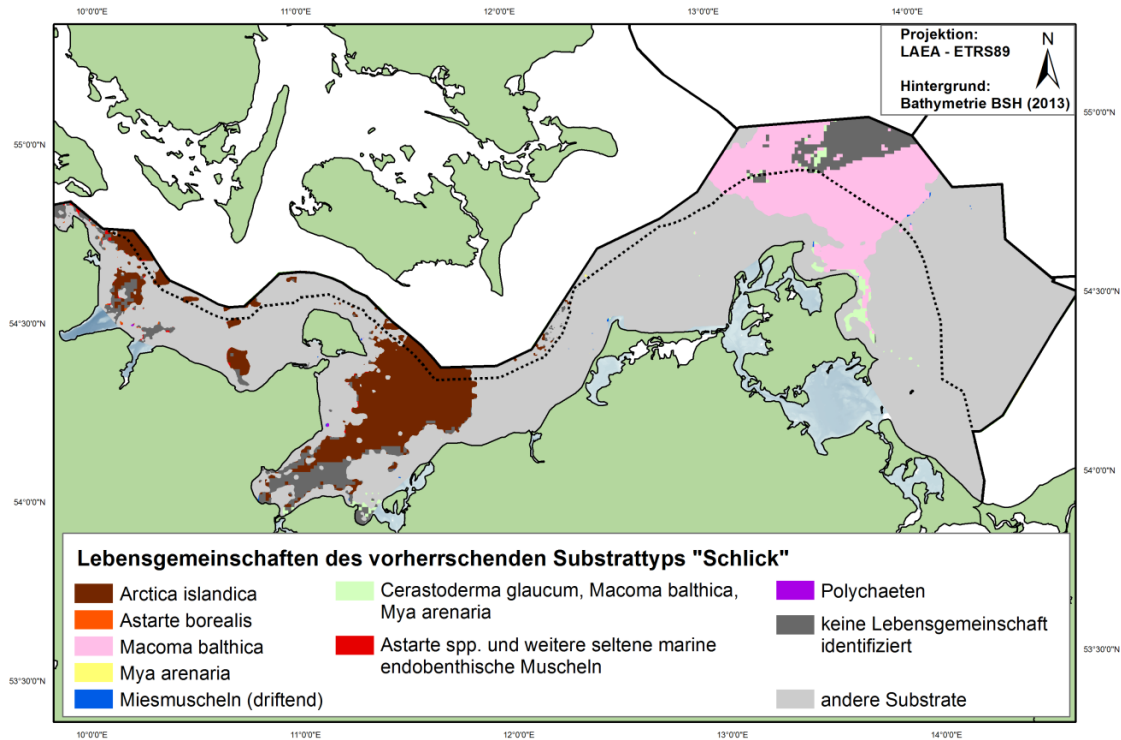


Abbildung 26: Verbreitung von Gemeinschaften in den Schlickgebieten in den deutschen äußeren Küstengewässern und der deutschen AWZ der Ostsee (verändert nach SCHIELE et al. 2015b).

5 Weitere geschützte und gefährdete Biotoptypen

5.1 Einführung

Neben den FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ gelten auch die in den roten Listen der regionalen Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) und die im § 30 BNatSchG geführten Biotoptypen als gefährdet oder besonders schützenswert und sollten daher einem separaten Monitoring unterliegen. Die dort gelisteten Biotoptypen lassen sich in vier Komplexen zusammenfassen:

- Makrophytenfluren (nur potenzielle Vorkommen AWZ Ostsee),
- Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe
- Schlicksubstrate mit bohrender Bodenmegafauna (nur Nordsee).
- Schlicksubstrate der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica* (nach HELCOM 2013a)

Insbesondere die ersten drei Typen sind von teils sehr spezifischen Gemeinschaften besiedelt, deren charakteristische Arten direkt mit dem jeweiligen Lebensraum assoziiert sind und in anderen Biotopen selten oder gar nicht vorkommen. Diesen Typen ist jedoch auch gemein, dass sie in den früheren Monitoringprogrammen keine Berücksichtigung fanden und daher über ihre Verbreitung sowie über die räumliche und zeitliche Variabilität des Arteninventars vergleichsweise wenig bekannt ist. Die Monitoringkonzepte befinden sich noch in der Entwicklungsphase bzw. in der nationalen und internationalen Abstimmung. Belastbare Aussagen zum Zustand der Biotope sind daher bislang nicht möglich.

5.2 Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe

Kiese, Grobsande und Schill (im Folgenden zusammenfassend „Grobsubstrate“ genannt) werden oftmals durch eine hoch spezialisierte Gemeinschaft besiedelt, deren charakteristische Arten auf bzw. in anderen Substraten nicht anzutreffen sind. Das Vorkommen von Grobsubstraten ist vor allem von geologischen Prozessen und lokalen Strömungsverhältnissen abhängig. Gleichzeitig sind sie durch die marine Rohstoffgewinnung (Sand- und Kiesabbau) einem zusätzlichen Nutzungsdruck ausgesetzt. Daher wird ihre Bedeutung und Gefährdung sowohl im BNatSchG als auch nach HELCOM (1998) hervorgehoben. Allerdings unterscheiden sich die Definitionen für den Biotoptyp zwischen den beiden Rechtsgrundlagen. Während nach BNatSchG zusätzlich zu den Grobsubstraten die Schillflächen in die Definition einbezogen werden, unterscheidet sich sowohl in HELCOM (1998) als auch in HELCOM (2013a) zwischen geologischen Grobsubstraten und Schillflächen unterschieden und für beide Typen separat eine Gefährdung festgestellt. Ein analoger Typus nach OSPAR existiert nicht.

Abseits der Schorre sind Grobsubstrate in der westlichen Ostsee zumeist kleinräumig anzutreffen und häufig mit Hartböden assoziiert. Schillflächen sind bislang in den Monitoringprogrammen gar nicht erfasst worden und lassen sich aufgrund ihrer extrem kleinräumigen Verbreitung (oftmals nur wenige Quadratmeter große Flächen) nur schwer quantifizieren. Sie entziehen sich daher bislang einer Bewertung, so dass der Biotopkomplex mittelfristig ausschließlich über die Grobsubstrate bewertet wird.

In der Nordsee sind Grobsand- und Kiesflächen mit mehr oder weniger großen Schillanteilen (nach BNatSchG) in der Regel in unmittelbarer Nähe zu Riffen anzutreffen. Der Habitattyp wurde 2016 im Gebiet des Sylter Außenriffs beprobt.

5.2.1 Atlantische Region: Nordsee

Infauna

Anhand von Seitensichtsonar-Untersuchungen wurden im Rahmen des AWZ-Projekts 6 Flächen identifiziert, die hinsichtlich der sedimentologischen Begebenheiten als „artenreiche Kies- Grobsand- und Schillgründe“ (KGS) in Frage kämen. Ferner weist die Sedimentverteilungskarte für die Deutsche Bucht nach Laurer et al. (2013) Grobsandbereiche für das Gebiet des Sylter Außenriffs aus. Zur Überprüfung dieser Flächen, wurden die ausgewiesenen Polygone mit jeweils drei Stationen belegt (Abbildung 27). Jede Station wurde mit drei Greifern zur Untersuchung der benthischen Infauna beprobt. Aus jedem Greifer wurde eine Stechrohprobe zur Untersuchung der Sedimentcharakteristika entnommen.

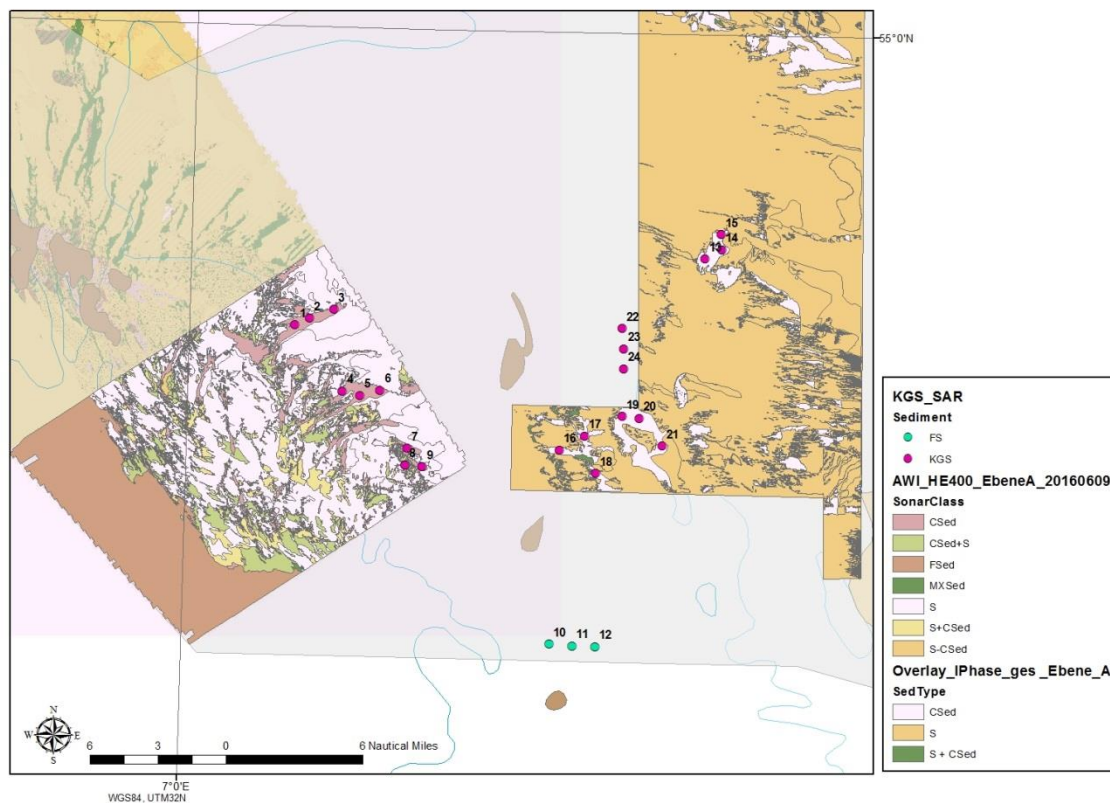


Abbildung 27: Verteilung der Stationen zur Untersuchung des Biototyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im FFH-Gebiet Sylter Außenriff im Jahr 2016. Die Stationen wurden in Polygone gelegt, die zuvor anhand von Seitensichtsonar-Untersuchung als Verdachtsflächen für diesen Biototyp ausgewiesen wurden bzw. laut Laurer et al. (2013) als solche bezeichnet worden waren (Polygone 10-12 und 22-24).

In der Folge werden die Polygone nach den Stationsnummern benannt. So befinden sich beispielsweise im Polygon 1-3 die Stationen 1, 2 und 3, während sich beispielsweise im Polygon 7-9 die Stationen 7, 8 und 9 befinden. Insgesamt wurden acht Polygone beprobt und anhand der sedimentologischen und faunistischen Charakteristika überprüft, ob sie dem Biotoptyp KGS zuzuordnen sind. Bei der Charakterisierung des Biotoptyps KGS ist die Kartieranleitung in ihrer derzeitigen Form nicht konsistent. Die Überprüfung der sedimentologischen Bedingungen erfolgt auf der Ebene der Stationen (mit Daten aus jeweils drei Greifern), während die Überprüfung der faunistischen Bedingungen auf der Ebene der Polygone (bestehend aus jeweils drei Stationen, Tabelle 8). In allen Polygonen wurden mindestens 4 der 7 Charakterarten angetroffen, so dass alle Polygone hinsichtlich des faunistischen Kriteriums als KGS einzustufen wäre. Die sedimentologischen Kriterien waren hingegen nicht auf allen Stationen erfüllt. Auf den Stationen 10, 11, 12 und 22 betrug der Gewichtsanteil der Kies- und Grobsandfraktion (Korngröße >500 µm) in weniger als zwei von drei Greifern mindestens 60%. In dem Polygon 22-24 traf dies für eine Station zu, während die anderen beiden Stationen das Sedimentkriterium erfüllt wurde. Somit konnte dieses gesamte Polygon dem Biotoptyp KGS zugeordnet werden. In dem Polygon 10-12 hingegen war das Sedimentkriterium auf keiner der drei Stationen erfüllt. Dieses Polygon, das am südlichsten im Untersuchungsgebiet lag, kann somit nicht dem Biotoptyp KGS zugeordnet werden.

Tabelle 8: Überprüfung der sedimentologischen und faunistischen Kriterien für die Stationen und Polygone im Gebiet des Sylter Außenriffs.

Polygon Nr.	KGS-Station Nr.	Sedimentkriterium erfüllt auf Station?	Anzahl der Kennarten in Polygon	Faunistisches Kriterium erfüllt in Polygon?	Biotoptyp KGS?
1-3	1	JA	5 von 7	JA	JA
	2	JA			
	3	JA			
4-6	4	JA	5 von 7	JA	JA
	5	JA			
	6	JA			
7-9	7	JA	5 von 7	JA	JA
	8	JA			
	9	JA			
10-12	10	NEIN	5 von 7	JA	NEIN
	11	NEIN			
	12	NEIN			
13-15	13	JA	6 von 7	JA	JA
	14	JA			
	15	JA			
16-18	16	JA	6 von 7	JA	JA
	17	JA			
	18	JA			
19-21	19	JA	6 von 7	JA	JA
	20	JA			
	21	JA			
22-24	22	NEIN	4 von 7	JA	JA
	23	JA			
	24	JA			

Die Gesamtabundanz der Infauna variierte erheblich zwischen den KGS-Stationen mit einer minimalen Individuenzahl von 59 Ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$ auf der Station 23 und einer maximalen Individuenzahl von 844 Ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$ auf der nahe gelegenen Station 22 (Abbildung 28A). Die durchschnittliche Individuendichte im Biotoptyp KGS betrug 290 ± 196 Ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$. Die höchste Individuendichte wurde mit 1521 Ind. $0,1 \text{ m}^{-2}$ auf der Station 12 gemessen, die jedoch nicht dem Biotoptyp KGS zuzuordnen war.

Die höchsten Artenzahlen wurde ebenfalls außerhalb des Biotyps KGS beobachtet (Abbildung 28B). Hier wurden 61-64 Arten auf $0,1 \text{ m}^2$ gezählt, was den Mittelwert der KGS-Gemeinschaften von 39 ± 9 Arten auf $0,1 \text{ m}^2$ um mehr als das 1,5-fache übertrifft. Innerhalb des Biotyps KGS schwankte die Artenzahl der Infauna zwischen 25 (Station 23) und 58 (Station 22) Arten auf $0,1 \text{ m}^2$.

Die Shannon-Wiener-Diversität der benthischen Infauna war zwischen den Stationen innerhalb und außerhalb des Biotyps KGS ähnlich, wobei die Schwankungen innerhalb des Biotyps KGS sehr ausgeprägt waren (Abbildung 28C). Der Mittelwert betrug $1,8 \pm 0,5$, während die Einzelwerte zwischen 0,7 und 3,0 variierten. Außerhalb des Biotyps KGS schwankte die Diversität zwischen 2,2 und 2,8. Die höchste Diversität wurde auf der Station 8 erreicht.

Die Schwankungen der Diversität deckten sich in der Tendenz gut mit den Schwankungen in der Äquität (Abbildung 28D). Diese war mit 0,8 ebenfalls auf Station 8 am höchsten und mit 0,2 auf Station 6 am niedrigsten. Die Äquität war auf den nicht-KGS-Stationen grundsätzlich über dem Durchschnitt der KGS-Stationen von $0,5 \pm 0,1$.

Die durchschnittliche Gesamtbioasse (Feuchgewicht) der Infauna auf den KGS-Stationen betrug $43 \pm 20 \text{ g } 0,1 \text{ m}^{-2}$ (Abbildung 28E). Zwischen den KGS-Stationen schwankte die Gesamtbioasse etwa um den Faktor 10 mit einem Minimum von $7,7 \text{ g } 0,1 \text{ m}^{-2}$ und einem Maximum von $81,7 \text{ g } 0,1 \text{ m}^{-2}$. Außerhalb der KGS-Stationen war die Gesamtbioasse $12,1\text{-}21,3 \text{ g } 0,1 \text{ m}^{-2}$ vergleichsweise niedrig.

Der Margalef-Index für die KGS-Stationen schwankte zwischen 4,70 und 9,47 (Abbildung 28F). Insgesamt war der Margalef-Index nur an sechs der 21 KGS-Stationen über dem von Beermann et al. (2017) vorgeschlagene Referenzwert für ein ungestörtes küstenfernes (Wassertiefe $\geq 20 \text{ m}$) Grobsandbiotop (Margalef-Index: 7,35). Auf den nicht-KGS-Stationen lag der Margalef-Index grundsätzlich über dem Referenzwert für ungestörte küstenferne Grobsandbiotope aber auch über dem Referenzwert für ungestörte küstenferne Sandbiotope (Margalef-Index: 8,12).

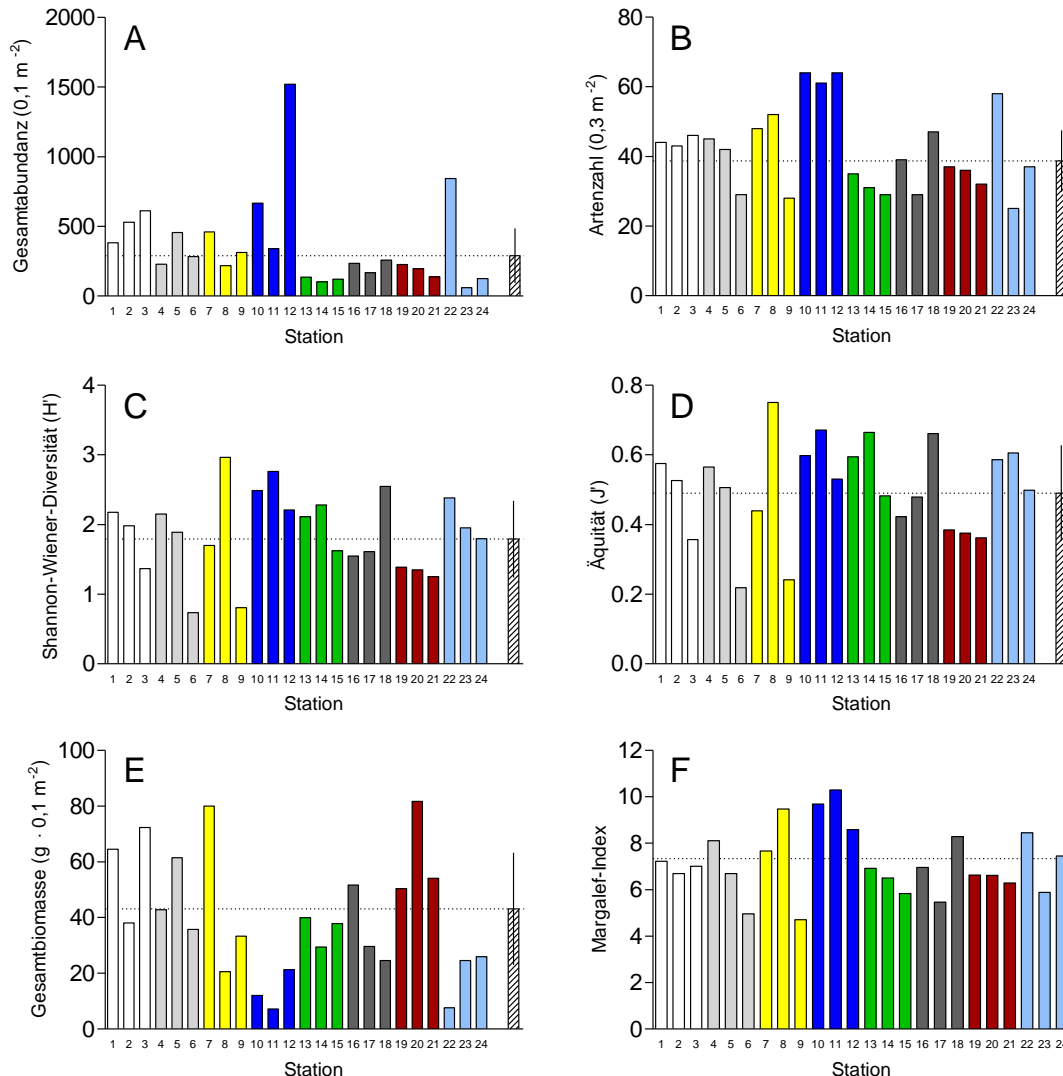


Abbildung 28: (A) Gesamtabundanz, (B) Artenzahl, (C) Shannon-Wiener-Diversität, (D) Äquität, (E) Gesamtbiomasse (Feuchtgewicht) und (F) Margalef-Index der Infauna-Gemeinschaften auf den Stationen der KGS-Verdachtsflächen im Gebiet des Sylter Außenriffs. Stationen eines Polygons sind durch Balken gleicher Farbe gekennzeichnet. Der schraffierte Balken gibt jeweils den Mittelwert (\pm Standardabweichung) von allen Stationen an, die in Polygonen liegen, für die der Biotoptyp KGS bestätigt wurde. Die waagerechte gestrichelte Linie liegt jeweils auf dem Wert des im schraffierten Balken dargestellten Mittelwertes. Für (F) entspricht die waagerechte gestrichelte Linie dem von Beermann et al. (2017) vorgeschlagenen Referenzwert des Margalef-Index für ein ungestörtes küstenfernes Grobsand-Biotop. Für das Polygon der Stationen 10-12 (dunkelblaue Balken) konnte der Biotoptyp KGS nicht bestätigt werden.

Insgesamt wurden im Jahr 2016 in dem Biotoptyp KGS im Gebiet des Sylter Außenriffs 155 Taxa der benthischen Makroinfauna gefunden. Davon wiesen 32 Taxa eine Stetigkeit von mindestens 50 % auf (Tabelle 9). Das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum*, Schwimmkrabben der Gattung *Liocarcinus* sowie der Schnurwurm *Tubulanus polymorphus* waren die Arten mit der höchsten Stetigkeit. Sie wurden auf allen Stationen angetroffen. *B. lanceolatum* wies gleichzeitig die höchste durchschnittliche Abundanz auf. Von den sieben Charakterarten gemäß Kartieranleitung waren sechs unter den Arten mit einer Stetigkeit von mindestens 50 % zu finden. Die Gattung *Spisula elliptica* wurde auf weniger als der Hälfte aller Stationen gefunden und ist daher in Tabelle 9 nicht aufgeführt.

Der M-AMBI-Wert der Infauna gab die Qualität des Biotoptyps KGS mit „gut“ bis „hoch“ an. Der höchste M-AMBI-Wert wurde für die Station 8 berechnet (0,98), der niedrigste für die Station 9 (0,62, Abbildung 29). Der Anteil der Stationen mit einer hohen Qualität war in den Polygonen 1-3, 4-6 und 7-9 höher als in den Polygonen 13-15, 16-18, 19-21 und 22-24, wo die Qualität überwiegend mit gut angegeben wurde. Daraus ergibt sich ein Gradient innerhalb des Untersuchungsgebietes mit überwiegend hoher Qualität in den westlichen Polygonen und überwiegend guter Qualität in den östlichen Polygonen.

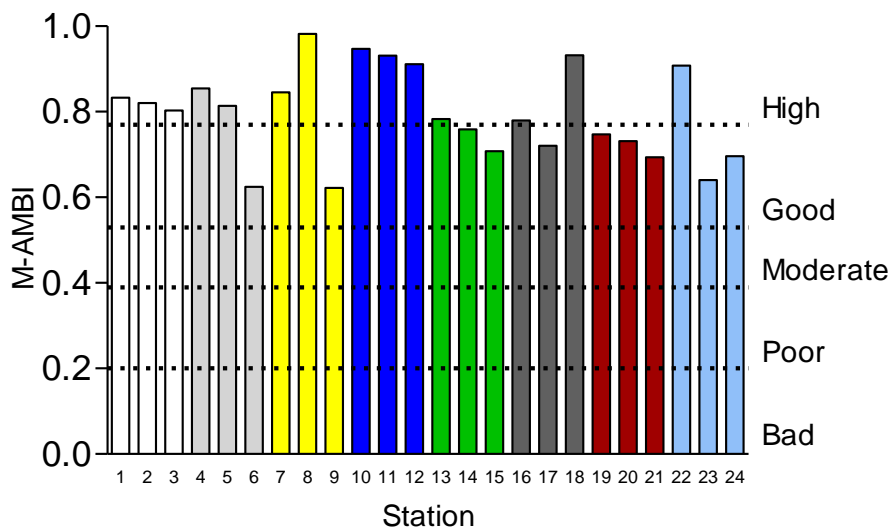


Abbildung 29: M-AMBI-Wert für die Infauna-Gemeinschaften auf den Stationen der KGS-Verdachtsflächen im Gebiet des Sylter Außenriffs. Stationen eines Polygons sind durch Balken gleicher Farbe gekennzeichnet. Für das Polygon der Stationen 10-12 (dunkelblaue Balken) konnte der Biotoptyp KGS nicht bestätigt werden.

Tabelle 9: Taxonomische Übersicht über die Makroinfauna des Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im Gebiet des Sylter Außenriffs. Aufgelistet sind alle Arten mit einer Stetigkeit $\geq 50\%$ bei der Beprobung des Jahres 2016 sowie ihre mittlere (\pm Standardabweichung) Abundanz ($N = 21$ Stationen mit jeweils 3 Greifern). Charakterarten gemäß der Kartieranleitung sind gekennzeichnet.

Taxon	Charakterart gemäß Kartieranleitung	Stetigkeit (%)	Mittlere Abundanz \pm SD (Ind. $0,1\text{ m}^{-2}$)
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	X	100	138,5 \pm 109,7
<i>Liocarcinus</i> sp.		100	4,1 \pm 3,0
<i>Tubulanus polymorphus</i>		100	2,9 \pm 1,9
<i>Glycera lapidum</i> compl.		95	2,7 \pm 1,9
<i>Aonides paucibranchiata</i>	X	90	4,5 \pm 3,7
<i>Polygordius appendiculatus</i>	X	90	16,5 \pm 18,0
<i>Euspira nitida</i>		86	0,6 \pm 0,6
<i>Nephtys caeca</i>		86	0,6 \pm 0,4
<i>Echinocardium cordatum</i>		81	2,5 \pm 6,0
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	X	81	2,1 \pm 2,6
<i>Thracia phaseolina</i>		81	1,0 \pm 0,9
<i>Malmgrenia ljunghmani</i>		76	1,6 \pm 1,8
Nemertea		76	0,7 \pm 0,6
<i>Nototropis falcatus</i>		76	0,8 \pm 1,3
Ophiuroidea		76	22,7 \pm 41,0
<i>Notomastus latericeus</i>		71	1,6 \pm 2,2
<i>Ensis</i> sp.		67	0,7 \pm 1,1
<i>Pisone remota</i>	X	67	1,0 \pm 1,2
<i>Polycirrus medusa</i>		67	3,9 \pm 6,8
<i>Asterias rubens</i>		62	2,1 \pm 3,7
<i>Echinocyamus pusillus</i>	X	62	4,7 \pm 9,8
<i>Gastrosaccus spinifer</i>		62	0,8 \pm 1,0
<i>Malmgrenia arenicolae</i>		62	3,1 \pm 3,5
<i>Dosinia exoleta</i>		57	0,5 \pm 0,7
<i>Eunereis longissima</i>		57	1,2 \pm 1,9
<i>Lanice conchilega</i>		57	5,3 \pm 20,0
<i>Spio symphyta</i>		57	9,6 \pm 16,8
<i>Goodallia triangularis</i>		52	0,4 \pm 0,6
<i>Iphinoe trispinosa</i>		52	0,9 \pm 1,5
<i>Megamphopus cornutus</i>		52	1,4 \pm 2,4
<i>Nephtys cirrosa</i>		52	0,7 \pm 1,1
<i>Thia scutellata</i>		52	0,2 \pm 0,3

Epifauna

Auf den Stationen des Biotoptyps KGS wurden insgesamt 35 Taxa der benthischen Epifauna identifiziert. Das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* trat mit der höchsten Stetigkeit in 81 % der Fänge auf, gefolgt von dem Seestern *Asterias rubens*, der in 76 % der Fänge angetroffen wurde. Maximal wurden 12 und minimal 4 Arten der Epifauna pro Dredgefang gezählt. 16 Arten wurden jeweils nur in einem einzigen Fang beobachtet.

5.2.2 Kontinentale Region: Ostsee

Die Beschreibungen von BNatSchG und HELCOM (1998) zur Ausprägung der Grobsubstrate in der Ostsee sind ähnlich. Beide ziehen die Polychaeten-Gattung *Ophelia* als biologisches Charakteristikum ein. In der Beschreibung zum BNatSchG-Typ heißt es in BfN (2011): „Dieser Biotoptyp umfasst Rein- oder Mischvorkommen von Kies-, Grobsand- oder Schillsedimenten des Meeresbodens, die unabhängig von der großräumigen Lage von einer spezifischen Endofauna (u.a. Sandlückenfauna) und Makrozoobenthos-Gemeinschaft besiedelt werden. [...] In der Ostsee sind die entsprechenden Sedimente mit den primär charakteristischen Polychaetengattungen *Ophelia* und *Travisia* besiedelt. Die Besiedlung ist räumlich stark heterogen.“ Damit ist der in HELCOM (2013a) und Schiele et al. (2015b) beschriebene Biotoptyp „Grobsubstratbiotope mit *Ophelia* und/oder *Travisia forbesii*“ direkt dem § 30-Typ zuzuordnen. Der korrespondierende Typ „Sandbiotop mit *Ophelia* und/oder *Travisia forbesii*“ fällt dagegen nur dann in das § 30-Biotop, wenn das Substrat den „Grobsanden“ nach BfN (2011) entspricht. Gleiches gilt für weitere Lebensgemeinschaften die auf unterschiedlichen Sanden/Grobsubstraten anzutreffen sind, als besonders artenreich gelten und daher potenziell dem § 30-Typ zuzuordnen sind. Dazu zählen insbesondere die von „*Astarte* spp. und weiteren seltenen marinen Muschelarten“ dominierte Gemeinschaft sowie die Gemeinschaft dominiert von *Astarte borealis*, die vor allem rund um Fehmarn häufig räumlich eng assoziiert vorkommen (Abbildung 30, oben). In küstenfernen Gebieten östlich der Darßer Schwelle und im Flachwasserbereich (< 5-10 m) entlang der gesamten Küste werden Grobsubstrate verbreitet von anderen Arten dominiert (z.B. *Bathyporeia* spp., *Mya arenaria*, *Mytilus* spp.). Ein besonderer Artenreichtum ist in den assoziierten Gemeinschaften zumeist nicht gegeben. Fehlen in solchen Gebieten Vertreter der Gattungen *Ophelia* und *Travisia*, fallen diese Grobsubstrate nicht unter die Definition des § 30-Biotops. Ein Beispiel für solche „artenarmen“ Grobsubstrate ohne *Ophelia*/*Travisia* sind Grobsande und Kiese auf der Kuppe des Adlergrunds. Dort ergibt sich allerdings die Besonderheit, dass die lokal noch vorkommende Polychaeten-Art *Travisia forbesii* einer

Brackwassersubmergenz unterliegt: Auf den eigentlich bevorzugten Grobsubstraten in den exponierten flachen Bereichen fehlt die Art aufgrund des geringen Salzgehalts, dafür ist sie im tieferen, etwas salzreicheren Wasser v.a. auf Mittelsanden und auch auf Feinsanden anzutreffen (Abbildung 30, unten; vgl. ZETTLER et al. 2013). Die dortigen Sande sind daher trotz der Präsenz einer der Charakterarten aufgrund der fehlenden Grobsubstrate nicht dem § 30-Biotop zuzuordnen. Ein kleinräumiges Vorkommen dieses § 30-Biotops am Adlergrund ist aber dennoch nicht vollständig auszuschließen.

Aus Abbildung 30 wird ersichtlich, dass das § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ in der deutschen AWZ der Ostsee vorwiegend als Binnendifferenzierung in den gemeldeten Flächen der FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ anzutreffen ist. Die wenigen nach TAUBER (2013) kartierten Grobsubstrate außerhalb der FFH-LRT wurden in den vergangenen Jahren z.T. gezielt untersucht. In der überwiegenden Zahl der Fälle wurden dort gar keine oder nur räumlich sehr eng begrenzte Grobsubstrate angetroffen. Ein separates Monitoring dieses § 30-Biotops wird daher in der deutschen AWZ derzeit nicht durchgeführt und ist bis auf weiteres auch nicht geplant. Es kann jedoch ggf. zu einem späteren Zeitpunkt aufgenommen werden, wenn aus den laufenden Kartierungsarbeiten neue Erkenntnisse zur Verbreitung relevanter Substrate in der AWZ vorliegen.

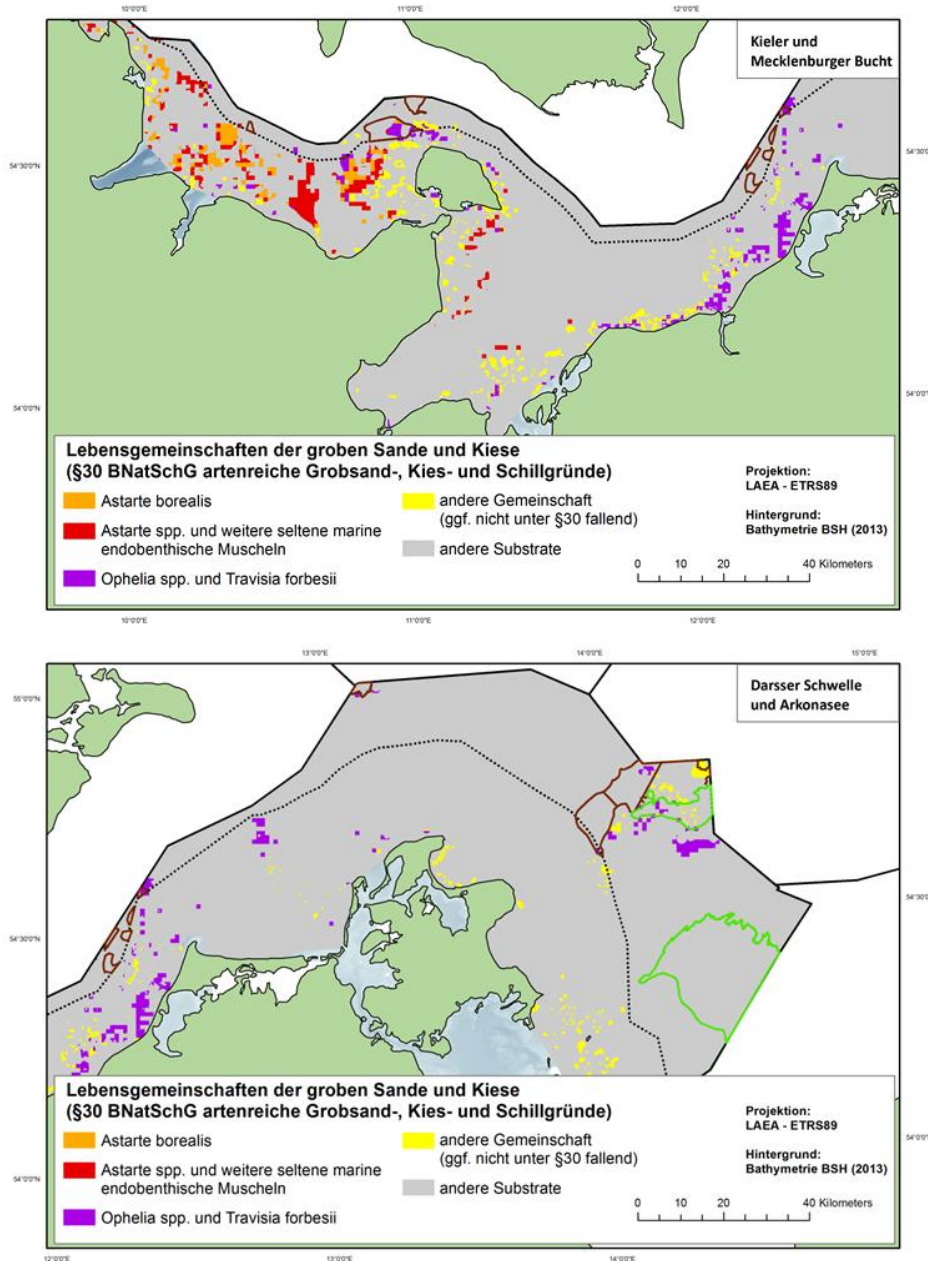


Abbildung 30: Verbreitung von Gemeinschaften, die potenziell mit dem § 30-Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im westlichen (oben) und östlichen (unten) Teil der deutschen Ostsee assoziiert sind (angepasst nach SCHIELE et al. 2015b).

5.3 Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna

Der nach OSPAR geschützte Habitattyp „Schlickgründe mit bohrender Megafauna“ war im Jahr 2016 in der Nordsee nicht Gegenstand der Untersuchungen. Daher liegen hier derzeit keine neuen Erkenntnisse vor. Somit gelten die im Monitoringbericht des Jahres 2015 beschriebenen Ergebnisse. Dort war der Status des Biotoptyps in der deutschen AWZ der Nordsee wie folgt zusammengefasst: Die Benthosgemeinschaft in den ausgewählten Gebieten war durch eine deutliche räumliche Strukturierung gekennzeichnet ist. Innerhalb dieses Biotoptyps liegen Infaunagemeinschaften vor, die mit Hilfe multivariater statistischer Methoden voneinander unterschieden werden können. Diese Gemeinschaften sind meist räumlich gut voneinander abgegrenzt. Der Schlickgehalt der Sedimente und damit auch die dort siedelnde In- und Epifauna variieren deutlich zwischen verschiedenen Standorten.

5.4 Makrophytenfluren

Neben den höheren Pflanzen wie den Laichkräutern in den inneren Küstengewässern oder den Seegräsern an den äußeren Küsten bilden auch Großalgen und Tange wie Zuckertang, Blutroter Meerampfer und Sägetang lokal dichte Bestände aus, die aufgrund ihrer ökologischen Funktion bedeutende Lebensräume darstellen. Diese sind durch das BNatSchG als „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“ und als „macrophyte meadows and beds“ nach HELCOM (1998) geschützt. Da Seegräser in der deutschen AWZ nicht vorkommen, betreffen die beiden Typen die gleichen Makroalgen-Vorkommen und sind synonym anwendbar.

In den küstenfernen Gebieten sind alle relevanten Makroalgen-Arten Hartboden-gebunden. Mit wenigen Ausnahmen liegen alle bekannten dichten Makroalgenbestände in der Ostsee-AWZ innerhalb der ausgewiesenen und gemeldeten Flächen des FFH-LRT „Riffe“. Sie werden daher im Monitoring als Sondertypus dieses Lebensraumtyps berücksichtigt und zukünftig stärker in dessen Bewertung einbezogen (Kap. 3.2.1). Makroalgenbestände außerhalb der ausgewiesenen „Riffflächen“ sind bislang nicht auskartiert und unterliegen daher derzeit keinem separaten Monitoring. Sollten sich durch die Ergebnisse der Biotopkartierung und die Überarbeitung der Kartieranleitung für Riffe neue Erkenntnisse zur (potenziellen) Verbreitung dieses § 30-Biotops ergeben, muss dieser Status überprüft werden.

5.5 Schlickige Substrate in der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica*

Mit der Veröffentlichung der überarbeiteten Roten Liste gefährdeter Habitate und Biotoptypen durch HELCOM (2013a), wurde eine Anpassung der Liste besonderer Biotoptypen erforderlich. Neu aufgenommen wurde der Biotoptyp „schlickige Substrate der aphotischen Zone der Ostsee dominiert von *Arctica islandica*“. Hauptgefährdungsursache dieses Biotoptyps ist die zunehmende Exposition gegenüber saisonalen Sauerstoffmangel-Ereignissen. Adulte Organismen der namensgebenden Islandmuschel sind zwar vergleichsweise robust gegenüber Sauerstoffmangel, Larven und junge Muscheln sind jedoch deutlich sensibler. Sollten die älteren Kohorten aufgrund der Dauer des sommerlichen Sauerstoffmangels absterben, ist eine erfolgreiche Regeneration der Population und damit des ökologischen Potentials des Biotoptyps extrem langwierig. Dies liegt zum einen an der Langlebigkeit der Art (in unseren Bereichen wahrscheinlich 70-80 Jahre) und eben der deutlich höheren Empfindlichkeit junger Individuen gegenüber Sauerstoffmangel. Aufgrund der Regelmäßigkeit der bereits heute auftretenden sommerlichen Hypoxie haben diese Individuen kaum mehr Möglichkeit heranzuwachsen. Die Populationsstruktur ist daher in Teilen der Mecklenburger Bucht, dem Hauptverbreitungsgebiet im deutschen Teil der Ostsee, nachhaltig gestört (ZETTLER et al. 2001). Betroffen vom saisonalen Sauerstoffmangel sind insbesondere die tiefen Bereiche der Lübecker Bucht. Modellierungen ergeben, dass die Dauer des sommerlichen Sauerstoffmangels in etwa einem Drittel der Fläche des Biotoptyps in der Mecklenburger Bucht im Mittel etwa einen Monat beträgt (R. Friedland, pers. comm). Diese Zeitspanne kann von adulten Islandmuscheln noch toleriert werden (VON OERTZEN & SCHLUNGBAUM 1972), für jüngere Kohorten ist sie aber bereits letal.

Ein erstes Monitoringkonzept wurde 2015 im Feld getestet. Dafür wurden an 10 Stationen jeweils 3 quantitative Hols an 20 weiteren Positionen jeweils 1 Hol mit dem van Veen-Greifer genommen. Darüber hinaus wurden 8 Dredge-Hols zur Erfassung der Altersstruktur von *A. islandica* und zur Erfassung des Arteninventars durchgeführt. Die Ergebnisse sind im Monitoringbericht des Vorjahres ausführlich dargestellt (IOW & AWI 2016). Im Jahr 2016 wurde dieser Biotoptyp nicht untersucht.

6 Zwischenfazit MSRL-Monitoring

Obwohl die Basisaufnahme der benthischen Habitattypen im Sinne von Deskriptor 1 und 6 der MSRL bereits 2011 gestartet wurde, steht weiterhin kein abschließendes Monitoring- und Bewertungskonzept zur Verfügung. In den ersten Jahren wurde mit eben dieser Basisaufnahme zunächst die räumliche Variabilität und der zu berücksichtigenden Gemeinschaften grundlegend erfasst,

auf deren Basis auch die Abgrenzung der zu bewertenden Einheiten erfolgen kann. Parallel dazu wurden Entwicklungen von Indikatoren, Bewertungssystemen und Monitoring-Guidelines auf nationaler und internationaler Ebene begleitet und getestet bzw. eigene Konzepte entwickelt und in eben diese Entwicklungen eingebracht. Der Prozess innerhalb der regionalen Seekonventionen (OSPAR und HELCOM) stellte sich als sehr langwierig dar, sodass es immer wieder zu Verzögerungen in den nationalen Konzepten kam. Mit der Veröffentlichung der geänderten Anforderungen und methodischen Standards für die Bewertung der Kriterien (EU COM 2017) ändern sich nun an mehreren essenziellen Stellen erneut die Rahmenbedingungen für das Monitoring (geänderter Biotopzuschnitte, geändert Zielschwellen im GES), so dass die bislang erstellten konzeptionellen Entwürfe für ein Monitoringprogramm sowohl national als auch auf regionaler Ebene erneut anzupassen sind. Bis zur endgültigen nationalen oder regionalen Abstimmung über Monitoring- und Bewertungskonzepte zum neuen Kriterium D6C5 „Ausdehnung der Beeinträchtigung des Zustands des Lebensraums“ werden die Ergebnisse der Felddaufnahmen im Monitoringbericht in nur geringem Umfang dargestellt werden.

7 Gefährdete und geschützte Arten

Neben der Überwachung der benthischen Biotope ist auch der Zustand der Populationen von den Arten zu dokumentieren und zu bewerten, die gemäß BNatSchG geschützt bzw. gemäß regionaler Abkommen als gefährdet eingestuft sind. Dies sind für die deutsche AWZ der Nordsee die Islandmuschel *Arctica islandica* (OSPAR) sowie der Essbare Seeigel *Echinus esculentus* und der Europäische Hummer *Homarus gammarus* (BArtSchV). Die Purpurschnecke *Nucella lapillus* und der Sonnenstern *Crossaster papposus* wurden in der deutschen AWZ der Nordsee bisher nicht nachgewiesen und sind daher von dieser Studie ausgenommen. Das Hauptvorkommen von *H. gammarus* in der deutschen Nordsee befindet sich auf dem felsigen Sublitoral der Insel Helgoland und damit außerhalb der deutschen AWZ. In der AWZ der Nordsee kommt die Art im Bereich von Wracks vor (KRONE & SCHRÖDER 2011). Eine Erfassung des Bestandes kann im Rahmen des regulären Monitorings nicht geleistet werden, da hierfür taucherische Beprobung anspruchsvoller sublitoraler Habitate erforderlich ist, die routinemäßig nur mit extrem hohem Aufwand zu leisten ist. Der Populationszustand wird daher anhand vorhandener Literaturangaben eingeschätzt.

In der deutschen AWZ der Ostsee ist nach HELCOM (2007) ausschließlich der Zustand der Population der Abgestutzten Klaffmuschel *Mya truncata* zu bewerten. Monitoringverpflichtungen durch die überarbeitete Rote Liste (HELCOM 2013b) ergeben sich bislang nicht.

7.1 Islandmuschel *Arctica islandica*

Die Islandmuschel *Arctica islandica* wird in der Deutschen Bucht selten angetroffen und ist in den vergangenen Jahren hauptsächlich am nördlichen Abhang der Doggerbank („Entenschnabel“) und in einem Gebiet nordwestlich des FFH-Gebiets „Sylter Außenriff“ gefunden worden. Bereits im Jahr 2013 wurde *A. islandica* nur in sehr geringen Abundanzen auf der Doggerbank und im Gebiet des Entenschnabels angetroffen (Abbildung 31A). Dabei handelte es sich ausschließlich um sehr kleine Individuen, was aus der sehr geringen durchschnittlichen Biomasse abzulesen ist (Abbildung 31B). Im Jahr 2016 wurden nur geringfügig mehr Individuen gefunden. Im Gebiet der Doggerbank waren dies wieder nur sehr kleine Jungtiere. Im Gebiet des Entenschnabels stieg im Jahr 2016 die durchschnittliche Biomasse der Islandmuschel an. Allerdings war die Variabilität sehr hoch, was darauf hindeutet, dass die gefundenen Individuen ebenfalls überwiegend sehr klein waren und nur wenige größere Individuen gefunden wurden. Bei diesen handelte es sich ebenfalls nicht um adulte Tiere.

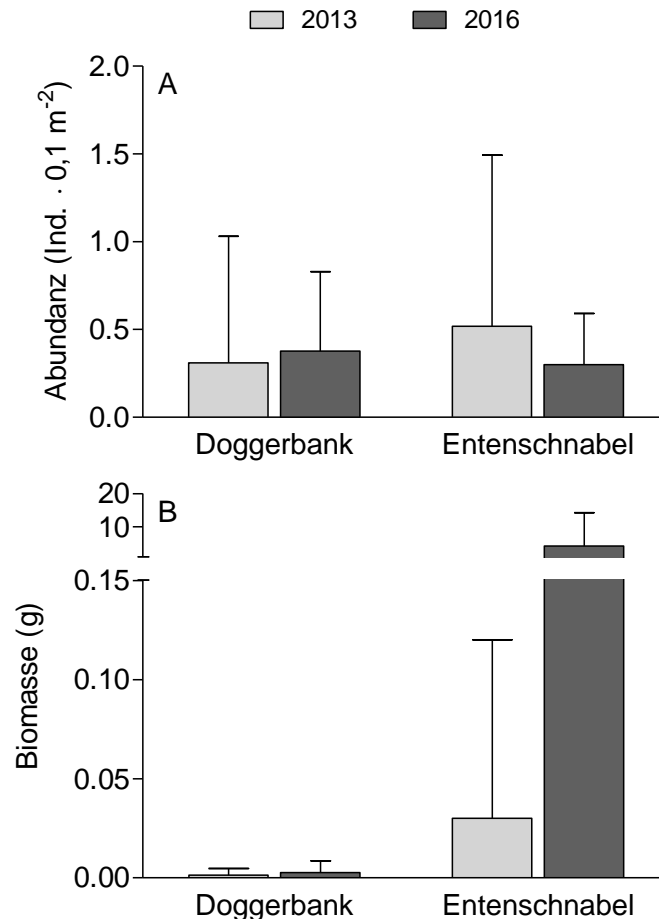


Abbildung 31: Durchschnittliche (\pm Standardabweichung) (A) Abundanz und (B) Biomasse der Islandmuschel *Arctica islandica* im FFH-Gebiet „Doggerbank“ und in dem nördlich daran anschließenden Gebiet des Entenschnabels in den Jahren 2013 und 2016.

7.2 Europäischer Hummer *Homarus gammarus*

Der Verbreitungsschwerpunkt des Europäischen Hummers *Homarus gammarus* in der deutschen Nordsee befindet sich auf dem Felssockel der Insel Helgoland und damit außerhalb der AWZ. Ferner siedelt der Hummer auf Wracks in der AWZ, die jedoch im Rahmen dieses Monitorings nicht untersucht werden. Im Rahmen des vorliegenden Projektes werden Entwicklungen und Veränderungen der Helgoländer Hummerpopulation in der Literatur verfolgt, da vermutet wird, dass die

regionale Rekrutierung von den Helgoländer Tieren ausgeht. Der derzeitige Wissensstand ist in einem vorangegangenen Monitoringbericht zusammengefasst (IOW & AWI 2016).

7.3 Essbarer Seeigel *Echinus esculentus*

Der Essbare Seeigel *Echinus esculentus* ist ein Bewohner natürlicher, sublitoraler Hartsubstrate und wurde entsprechend im Rahmen des Monitorings des FFH-Lebensraumtyps „Sandbank“ auf der Doggerbank bzw. im angrenzenden Entenschnabel nicht angetroffen.

7.4 Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata*

Die Abgestutzte Klaffmuschel war vor der Jahrtausendwende in ihrer Verbreitung in der Ostsee deutlich zurückgegangen und daher auf die Liste der gefährdeten Arten nach HELCOM (2007) gesetzt worden. In den vergangenen Jahren, seit Aufnahme des Monitorings 2009, wurde sie jedoch an rund 80 Stationen nachgewiesen (Abbildung 32). Schwerpunkte in der Verbreitung sind die Sandböden der Kieler Bucht und des Fehmarnbelts unterhalb der Halokline, aber auch im Schutzgebiet Kadetrinne wurde die Art in den vergangenen Jahren wieder regelmäßig angetroffen. In 2016 gelangen allerdings nur einzelne Nachweise an wenigen Monitoringstationen des Fehmarnbelts und der Kadetrinne

Eine starke Substratbindung scheint nicht zu bestehen. Hohe Abundanzen wurden sowohl auf Feinsand als auch auf Mittel- und Grobsandböden angetroffen. Vereinzelt werden auch Schlicksande besiedelt. An den meisten Stationen ist die Besiedlungsdichte jedoch gering ($< 10 \text{ Ind./m}^2$). Es werden verbreitet sowohl kleine, junge als auch größere, ältere Individuen angetroffen. Aufgrund der geringen Besiedlungsdichte sind Aussagen über die Populationsstruktur jedoch schwierig. In der Mecklenburger Bucht beschränken sich die wenigen Nachweise vor allem auf den schmalen sandigen Streifen unterhalb der saisonalen Sprungschicht. Auf den Schlickböden der zentralen Mecklenburger Bucht ist die Art nicht (mehr) zu finden. Nachweise aus dem Arkonabacken liegen mit Ausnahme des Gebietes um den Kriegers Flak seit über 25 Jahren nicht mehr vor (IOW-Datenbank). Die Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata* gilt jedoch als weniger tolerant gegenüber geringen Salzgehalten als die andere Art der Gattung in der Ostsee (*M. arenaria*) und bleibt daher in ihrer Verbreitung wahrscheinlich grundsätzlich auf die Bereiche westlich der Darßer Schwelle beschränkt.

Der indikative Wert der Art ist aufgrund der starken Bindung an hohe Salzgehalte, die insgesamt geringe Dichte und die offensichtlich schwache Substratbindung sehr gering. Aufgrund der aktuellen Bestandsentwicklung und dem verbesserten Wissensstand zur Verbreitung und zur Ökologie der Art wird sie in der aktuellen Roten Liste gefährdeter Arten nach HELCOM (2013b) nur noch als NT (near threatened) geführt. In der deutschen Roten Liste gefährdeter Arten wird sie dagegen weiterhin als stark gefährdet (Kategorie 2) eingestuft (Rachor et al. 2013). Daher wird ihre Bestandentwicklung trotz geringem indikativen Wert hinsichtlich anthropogener Beeinflussungen weiter beobachtet.

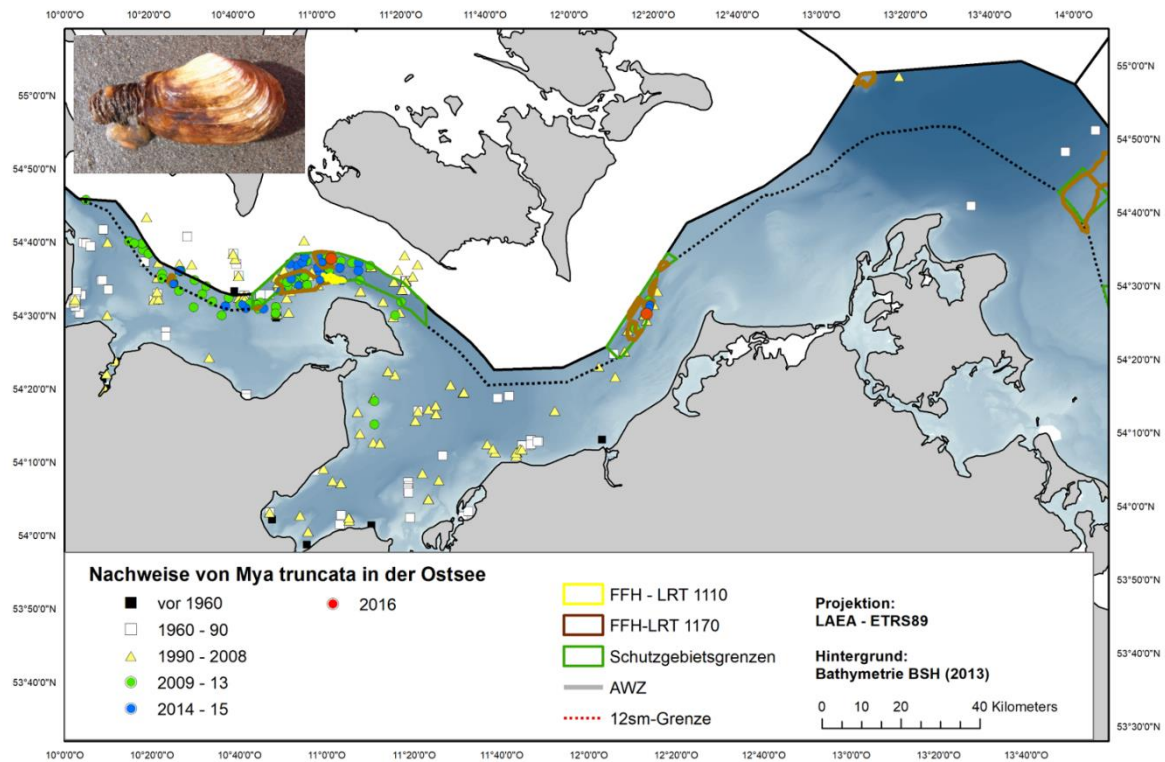


Abbildung 32: Nachweise der Abgestutzten Klaffmuschel *Mya truncata* in der deutschen Ostsee seit 1850.

8 Ausblick

Die erforderlichen Monitoring- und Bewertungskonzept befindet sich für viele der Biotope noch in der Entwicklung bzw. in der Anpassungsphase. Die Entwicklung erfolgt verbunden mit anderen nationalen Projekten und der Fach-AG „Benthos“ im BLANO. Der Fortschritt der Arbeiten ist direkt abhängig von den Ergebnissen anderer Projekte (z.B. Sedimentkartierung, Rote Liste Biotope Deutschland) und von internationalen Prozessen (EU Commission, OSPAR, HELCOM).

Schwerpunkte der Arbeiten im nächsten Jahr (2017):

- FFH-Monitoring deutsche AWZ Nordsee: Sylter Außenriff (Riffe und Sandbank)
- FFH-Monitoring deutsche AWZ Ostsee: Dauerstationen (Sandbänke und Riffe) sowie Schwerpunktuntersuchung Adlergrund/ westl. Rönnebank (Riffe)
- MSRL: Beprobung weiterer Verdachtsflächen des Biototyps „artenreiche Kies-, Grobsand und Schillgründe“ in Nordsee (Sylter Außenriff)
- MSRL: Fallstudie Beprobungs- und Bewertungskonzept Arkonabecken

9 Literaturverzeichnis

- Beermann J, Holstein J, Dannheim J, Heyer K (2017) Zoobenthische Datenanalyse zu Status und Belastungen der Benthosgemeinschaften in der Deutschen Bucht. Projektendbericht Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig- Holstein. 146 pp.
- BfN (2011): Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich - Definition und Kartieranleitung. 5 S.
- <http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads/marine-biotope/Biototyp-Kies-Sand-Schillgruende.pdf>
- BfN (2013): Nationaler FFH-Bericht 2013. Online. [12.10.2017]
https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Nat_Bericht_2013/Lebensraumtypen/LRT_Erhaltungszustand_2007_2013_Gesamttrend_AuditTrail.pdf
- BORJA Á, FRANCO J, PÉREZ V (2000) A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Marine pollution Bulletin 40: 1100-1114.
- COMMISSION STAFF WORKING PAPER (2011) Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. SEC 1255 final: Brussels, 14.10.2011, 95 pp.
- EU COM (2017) BESCHLUSS (EU) 2017/848 DER KOMMISSION vom 17. Mai 2017 zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards für die Beschreibung eines guten Umweltzustands von Meeresgewässern und von Spezifikationen und standardisierten Verfahren für die Überwachung und Bewertung sowie zur Aufhebung des Beschlusses 2010/477/EU Amtsblatt der Europäischen Union L 125/43
- FINCK P, HEINZE S, RATHS U, RIECKEN U, SSYMANK A (2017) Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017, Naturschutz und Biologische Vielfalt 156: 637 S.
- FLEISCHER D, ZETTLER ML (2009) An adjustment of benthic ecological quality assessment to effects of salinity. Marine Pollution Bulletin 58: 351-357.
- HELCOM (1998) Red list of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat - Including a comprehensive description and classification system for all Baltic marine and coastal biotopes. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.
- HELCOM (2007) HELCOM lists of threatened and/or declining species and biotopes/ habitats in the Baltic Sea area. Baltic Sea Environment Proceedings No. 113.

HELCOM (2013a) Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. Baltic Sea Environmental Proceedings 138, 69 S.

HELCOM (2013b) HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environmental Proceedings 138, 106 S.

HELCOM (2017) State of the soft-bottom macrofauna community. HELCOM core indicator report. Online. [12.10.2017]

<http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/State%20of%20the%20soft-bottom%20macrofauna%20community%20-%20HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf>

IOW (2009) Erprobung eines Fachvorschlags für das langfristige benthologische Monitoring der Natura 2000 Lebensräume in der deutschen AWZ der Ostsee als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000 – Berichtspflichten (FFH - Berichtsperiode 2007 – 2012). Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 97 S.

IOW, AWI (2012A) Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/ Biotope und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring) - 2. Synthetischer Jahresbericht. Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 342 S.

IOW, AWI (2012B) Fachvorschlag zur Identifikation und Typologisierung vorherrschender Biotoptypen in der AWZ (Nord- und Ostsee), 1. überarbeitete Fassung Stand: 23.11.2012. Gutachten des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 45 S.

IOW, AWI (2015) Zustand benthischer Arten und Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee, Untersuchungsjahr 2014. Bericht des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 84 S & Anhang.

IOW, AWI (2016) Zustand benthischer Arten und Biotope in der Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee, Untersuchungsjahr 2015. Bericht des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 89 S & Anhang.

KRAUSE J, VON DRACHENFELS O, ELLWANGER G, FARKE H, FLEET DM, GEMPERLEIN J, HEINICKE K, HERRMANN C, KLUGKIST H, LENSCHOW U, MICHALZCYK C, NARBERHAUS I, SCHRÖDER E, STOCK M, ZSCHEILE K (2008) Bewertungsschemata für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen der FFH-Richtlinie- 11er Lebensraumtypen: Meeresgewässer und Gezeitenzonen: 23 S.

http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/marin_11.pdf

KRONE R, SCHRÖDER A (2011) Wrecks as artificial lobster habitats in the German Bight. Helgoland Marine Research 65:11–16.

LAURER WU, NAUMANN M, ZEILER M, (2013) Sedimentverteilung in der deutschen Nordsee nach der Klassifikation von Figge (1981). <http://www.gpdn.de>.

NEHLS G, DIEDERICH A, GRÜNKORN T, KRAUSE S, MACZASSEK K, VORBERG R (2008) Konzept zur Umsetzung der Natura 2000 Monitoring- und Berichtspflichten in den küstenfernen Gebieten der deutschen Nord- und Ostsee. Gutachten der BioConsult SH, der MariLim Gewässeruntersuchung und des Marine Science Service im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 203 S.

http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads/monitoring/Natura_2000_Monitoring_AWZ.pdf

OERTZEN JA VON, SCHLUNGBAUM G (1972) Experimentell-ökologische Untersuchungen über O₂-Mangel- und H₂S-Resistenz an marinen Evertebraten der westlichen Ostsee. Beiträge zur Meereskunde 29: 79-92.

RACHOR E, NEHMER P (2003) Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben FKZ 899 85 310 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, 175 pp. + Anlagen.

RACHOR E, BÖNSCH R, BOOS K, GOSSELCK F, GROTHJAHN M, GÜNTHER C-P, GUSKY M, GUTOW L, HEIBER W, JANTSCHIK P, KRIEG HJ, KRONE R, NEHMER P, REICHERT K, REISS H, SCHRÖDER A, WITT J, ZETTLER ML (2013) Rote Liste und Artenlisten der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. – In: Becker, N.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Nehring, S. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (2): S. 81-176.

ROSENBERG R, BLOMQVIST M, NILSSON CH, CEDERWALL H, DIMMING A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions; a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive Mar Poll Bull 49: 728–739.

SCHIELE KS, DARR A, ZETTLER ML, BERG T, BLOMQVIST M, DAUNYS D, JERMAKOV V, KORPINEN S, KOTTA J, NYGÅRD H, VON WEBER M, VOSS J, WARZOGA J (2015a) Rating species sensitivity throughout gradient systems – a consistent approach for the Baltic Sea, Ecol Ind.

-
- SCHIELE KS, DARR A, ZETTLER ML, FRIEDLAND R, TAUBER F, VON WEBER M, VOSS J (2015B) Biotope map of the German Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin 96: 127-135.
- TAUBER F (2013) Neue Reliefkarten der deutschen Ostsee. Hydrogr. Nachrichten 30: 6-9.
- ZETTLER ML, BÖNSCH R, GOSSELCK F (2001) Distribution, abundance and some population characteristics of the ocean quahog, *Arctica islandica* (Linnaeus, 1767), in the Mecklenburg Bight (Baltic Sea). Journal of Shellfish Research 20: 161-169.
- ZETTLER ML, PROFFITT CE, DARR A, DEGRAER S, DEVRIESE L, GREATHEAD C, KOTTA J, MAGNI P, MARTIN G, REISS H, SPEYBROECK J, TAGLIAPIETRA D, VAN HOEY G, YSEBAERT T (2013) On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. PLoS ONE 8(10): e78219.

10 Anhang

Tabelle 10: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund (Stand: 2012)

Art	AMBI	Rachor & Nehmer	Nehls et al.	Krause et al.	Anmerkung
<i>Aonides paucibranchiata</i>	III	GS K		x	nur Einzelstationen
<i>Bathyporeia elegans</i>	I	Begl. gsMS	FS	x	Einzelfunde
<i>Echinocyamus pusillus</i>	I	GS-FS Tiefe Rinne	GS K (R)	x	--
<i>Glycera lapidum</i>	II	GS-Schlick Tiefe Rinne	S K (R)	(x	Einzelfunde
<i>Goniadella bobretzkii</i>	II	GS K, gsMS	GS	x	abundant
<i>Goodallia triangularis</i>	II	Char. gsMS	GS	--	--
<i>Liocarcinus holsatus</i>	I	--	FS, GS	--	verbreitet (Dredge)
<i>Magelona mirabilis</i>	I	Char. FS (johnstoni)	FS	x	als <i>M. johnstoni</i> abundant
<i>Nephtys caeca</i>	II	überall	GS	--	wenig abundant
<i>Nephtys longosetosa</i>	II	GS-Schlick	GS	x	Einzelfunde
<i>Ophelia limacina</i>	I	Begl. gsMS, FS	--	x	dominant
<i>Ophiura albida</i>	II	überall	FS, GS	--	vereinzelt (Dredge)
<i>Ophiura ophiura</i>	II	überall	FS, GS	--	vereinzelt (Dredge)
<i>Orbinia sertulata</i>	I	GS K	GS	--	wenig abundant, lokal
<i>Pisone remota</i>	I	GS-FS	--	x	wenig abundant
<i>Scolelepis bonnierii</i>	III	Begl. gsMS, FS	--	x	Einzelfunde
<i>Spio filicornis</i>	III	Begl. gsMS	--	x	<i>S. goniocephala</i> Rang 2, <i>S. filicornis</i> Einzelfunde
<i>Spio goniocephala</i>	III	GS-Schlick	--	--	dominant*
<i>Spiophanes bombyx</i>	III	FS	FS	--	abundant
<i>Spisula solida</i>	I	GS-Schlick	GS	x	Einzelfunde, als <i>Spisula</i> sp.
<i>Thracia papyracea</i>	I	Begl. gsMS	--	x	--
<i>Urothoe poseidonis</i>	I	Char. FS	FS	x	wenig abundant, lokal

Tabelle 11: Charakterarten-Liste für Sandbänke Nordsee: Doggerbank (Stand: 2014)

Art	Wieking & Kröncke 2003	Nehls et al. 2008	Rachor & Nehmer 2003	FFH-Monitoring	Anmerkung	Status Charakterart?
<i>Abra prismatica</i>				x	nur DGB und DGB-N	ja
<i>Acrocrida brachiata</i>	x (<i>Amphiura</i>)	x (<i>Amphiura</i>)	x (<i>Amphiura</i>)	x	nur DGB und DGB-N	ja
<i>Ampelisca tenuicornis</i>			x	x		ja
<i>Argissa hamatipes</i>				x		ja
<i>Bathyporeia elegans</i>	x	x	x	x	DGB und DGB-N	ja
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	x	x		x		ja
<i>Bathyporeia nana</i>		x	x		Taxonomie unklar	ja
<i>Bathyporeia pilosa</i>				x	nur DGB-N	ja
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	x	x (<i>tenuis</i>)		(x)		ja
<i>Cerianthus lloydii</i>		x	x	(x)	haupts. DGB-N	ja
<i>Chaetozone</i> sp. F group	x			x (cf. <i>setosa</i>)	DGB und DGB-N	ja
<i>Dosinia lupinus</i>			x (sp.)	x	DGB und DGB-N	ja
<i>Echinocyamus pusillus</i>		x		x		ja
<i>Echiurus echiurus</i>				x	nur DGB-N	ja
Edwardsiidae spp.	x			x (<i>Edwardsia</i> sp. gelb)	DGB und DGB-N	ja
<i>Eudorellopsis deformis</i>				x	nur DGB-N	ja
<i>Gari fervensis</i>			x	(x)	R&N Begleitart DB	ja
<i>Harpinia antennaria</i>				x	DGB-N	ja
<i>Magelona johnstoni</i>	x	x		(x)		ja
<i>Megaluropus agilis</i>			x	(x)		ja
<i>Myriochele oculata</i>				x	nur DGB-N	ja
<i>Nephtys assimilis</i>	x			(x)	nur DGB	ja
<i>Ophelia limacina</i>				x		ja
<i>Periculodes longimanus</i>	x	x		x		ja
<i>Philine scabra</i>				x	DGB-N	ja
<i>Phyllodoce rosea</i>				x		ja
<i>Sigalion mathildae</i>			x	(x)	R&N Begleitart DB	ja
<i>Siphonocetes kroeyeranus</i>			x	(x)	R&N Begleitart DB	ja
<i>Tellina fabula</i>	x (<i>Fabulina</i>)		x	x		ja
<i>Thracia papyracea</i>				x	DGB-N	ja
<i>Urothoe poseidonis</i>	x			x		ja
<i>Westwoodilla caecula</i>				x	nur ES	ja

Tabelle 12: Charakterarten-Liste für Riffe Nordsee (Stand: 2012)

Art	AMBI	Rachor & Nehmer	Nehls et al.	Krause et al.	Anmerkung
<i>Alcyonium digitatum</i>	I	GS-FS Tiefe Rinne	Ans.HS	x	mäßig verbreitet und abundant
<i>Alcyonium glomeratum</i>	I	FS MS	Ans.HS	--	mäßig verbreitet und abundant
<i>Aonides paucibranchiata</i>	III	GS K	--	x	verbreitet
<i>Ascidia scabra</i>	III	MS- Schlick	Ans.HS	--	dominant
<i>Asterias rubens</i>	III	überall	--	x	verbreitet, Rang 3
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	I	GS	GS (R)	--	dominant
<i>Cancer pagurus</i>	III	MS-GS Küste	Ans.HS	x	mäßig verbreitet, wenig abundant

Art	AMBI	Rachor & Nehmer	Nehls et al.	Krause et al.	Anmerkung
		Tiefe Rinne			
<i>Ciona intestinalis</i>	III	--	Ans.HS	x	--
<i>Echinocyamus pusillus</i>	I	GS K	GS K (R)	--	mäßig verbreitet und abundant
<i>Echinus esculentus</i>	I	--	Ans.HS	x	abundant, lokal verbreitet
<i>Electra pilosa</i>	II	FS Tiefe Rinne	--	x	Einzelfunde
<i>Flustra foliacea</i>	n.a.	GS-Schlick	Ans.HS	x	mäßig verbreitet, wenig abundant
<i>Galathea intermedia</i>	I	--	--	x	--
<i>Glycera lapidum</i>	II	GS K	GS K (R)	--	mäßig verbreitet und abundant
<i>Goniadella bobretzkii</i>	II	GS K, gsMS	GS K (R)	--	Einzelfunde
<i>Goodallia triangularis</i>	II	Char. gsMS	GS MS (R)	--	mäßig verbreitet, wenig abundant
<i>Lanice conchilega</i>	II	Begl. FS	--	x	dominant (Röhren)
<i>Membranipora membranacea</i>	I	--	--	x	--
<i>Metridium senile</i>	I	GS-Schlick	Ans.HS	x	mäßig abundant, verbreitet auf Steinen
<i>Nephtys caeca</i>	II	gsMS	GS MS (R)	--	Einzelfunde
<i>Nephtys longosetosa</i>	II	gsMS	GS MS (R)	--	mäßig verbreitet, wenig abundant
<i>Ophiothrix fragilis</i>	I	GS-Schlick	--	x	Einzelfunde
<i>Orbinia sertulata</i>	I	gsMS	MS GS (R)	--	Einzelfunde, nur SAR 22
<i>Pisone remota</i>	I	GS K	GS K (R)	--	mäßig verbreitet und abundant
<i>Polygordius appendiculatus</i>	I	GS K	GS K (R)	--	lokal abundant, evtl. mit <i>P. lacteus</i>
<i>Pomatoceros triqueter</i>	II	K Tiefe Rinne	Ans.HS	x	mäßig verbreitet (Röhren)
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	II	GS K	GS K (R)	--	Einzelfunde
<i>Sertularia cupressina</i>	II	GS-Schlick	Ans.HS	x	Einzelfund
<i>Spisula solida</i>	I	Char. gsMS	--	x	lokal abundant, sonst Einzelfunde (<i>Spisula</i> sp.)

Art	AMBI	Rachor & Nehmer	Nehls et al.	Krause et al.	Anmerkung
<i>Tellina tenuis</i>	I	Char. gsMS	MS GS (R)	--	--
<i>Thracia aff. villosiuscula</i>	I	gsMS	MS GS (R)	--	wenig verbreitet und abundant

Tabelle 13: Charakterarten-Liste für westliche Sandbänke Ostsee (Fehmarnbelt, Stand: 2014)

Vorschlag für LRT-typische Art	KRAUSE et al. (2008)	NEHLS et al. (2008)	Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008)
<i>Abra alba</i>	x	x	
<i>Aricidea</i> spp.	x		
<i>Astarte borealis</i>	x	x	
<i>Bathyporeia</i> spp.	x		Zusammenfassung mehrerer Taxa
<i>Chaetozone setosa</i>			typisch für Sandboden oberhalb der Halokline
<i>Crassiorophium crassicorne</i>	x		
<i>Crangon crangon</i>			typisch für Sandboden unterhalb der Halokline
<i>Dipolydora quadrilobata</i>	x		
<i>Echinocyamus pusillus</i>			typisch für Sandboden unterhalb der Halokline
<i>Eteone longa</i>	x		
<i>Exogone naidina</i>			Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	x		
<i>Kurtiella bidentata</i>	x	x	
<i>Nephtys caeca</i>	x	x	
<i>Ophelia</i> spp.			typische Mittel- bis Grobsandbewohner
<i>Parvicardium ovale</i>	x	x	
<i>Pholoe</i> spp.	x		Zusammenfassung mehrerer Taxa
<i>Phoxocephalus holbolli</i>		x	
<i>Polycirrus medusa</i>			Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick
<i>Pygospio elegans</i>	x		
<i>Scoloplos armiger</i>	x	x	

Vorschlag für LRT-typische Art	KRAUSE et al. (2008)	NEHLS et al. (2008)	Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008)
<i>Spio goniocephala</i>			Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick
<i>Spisula subtruncata</i>			Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>			Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick
<i>Thracia pubescens</i>			Sandbodenart, fehlt auf umgebendem Schlick
<i>Travisia forbesii</i>			typischer Mittel- bis Grobsandbewohner

Tabelle 14: Charakterarten-Liste für östliche Sandbänke Ostsee (Adlergrund, Oderbank, Stand: 2014)

Vorschlag für LRT-typische Art	Krause et al. (2008)	Nehls et al. (2008)	Begründung, wenn abweichend von IOW (2009)
<i>Bathyporeia pilosa</i>	x	x	
<i>Cerastoderma glaucum</i>	x	x	
<i>Crangon crangon</i>		x	
<i>Peringia (= Hydrobia) ulvae</i>	x	x	
<i>Marenzelleria</i> spp.		x	
<i>Mya arenaria</i>	x	x	
<i>Pygospio elegans</i>	x	x	
<i>Ecrobia ventrosa</i>			hohe Frequenz und Abundanz, nur Oderbank (weitere Jahre abwarten)
<i>Streblospio shrubsoli</i>			

Tabelle 15: Charakterarten-Liste für westliche Riffe Ostsee (Kieler Bucht, Fehmarnbelt, Stand: 2009)

Vorschlag für LRT-typische Art	KRAUSE et al. (2008)	NEHLS et al. (2008)	Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008)
<i>Actinia equina</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Ampithoe rubricata</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Apherusa bispinosa</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Bittium reticulatum</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Buccinum undatum</i>	x	x	

Vorschlag für LRT-typische Art	KRAUSE et al. (2008)	NEHLS et al. (2008)	Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008)
<i>Callipalene brevirostris</i>	x	x	
<i>Calliopaea bellula</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Caprella septentrionalis</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Carcinus maenas</i>	x	x	
<i>Cheirocratus sundevalli</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Ciona intestinalis</i>	x	x	
<i>Corophium insidiosum</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Dendrodoa grossularia</i>	x	x	
<i>Dexamine spinosa</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Edwardsia danica</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Electra pilosa</i>	x		
<i>Ericthonius punctatus</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Escharella immersa</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Farrella repens</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Flabelligera affinis</i>	x	x	
<i>Flustra foliacea</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Halcampa duodecimcirrata</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Halichondria panicea</i>		x	
<i>Haliclona oculata</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Halisarca dujardini</i>	x	x	
<i>Harmothoe imbricata</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Hartlaubella gelatinosa</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Idotea granulosa</i>	x		
<i>Leucosolenia</i> sp.	x	x	
<i>Metridium senile</i>	x	x	
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Modiolarca subpicta</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Molgula manhattensis</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Musculus discors</i>		x	

Vorschlag für LRT-typische Art	KRAUSE et al. (2008)	NEHLS et al. (2008)	Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von Vorschlägen von KRAUSE et al. (2008) und NEHLS et al. (2008)
<i>Mytilus edulis</i>			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Neptunea antiqua</i>	x	x	
<i>Onchidoris muricata</i>	x	x	
<i>Onoba semicostata</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Pariambus typicus</i>			typische Begleitart, weit verbreitet
<i>Psammechinus miliaris</i>	x		
<i>Sertularia cupressina</i>	x	x	
<i>Spirorbis</i> spp.			typische Aufwuchsart, weit verbreitet
<i>Streptosyllis websteri</i>	x	x	

Tabelle 16: Charakterarten-Liste für mittlere Riffe Ostsee (Kadetrinne, Stand: 2009)

Vorschlag für LRT-typische Art	Kadetrinne	KRAUSE et al. (2008)	NEHLS et al. (2008)	Begründung für die Aufnahme, wenn abweichend von diesen
<i>Acanthodoris pilosa</i>	x			häufige Begleitart in der Kadetrinne
<i>Alcyonidium polyoum</i>	x			häufige Miesmuschel-Begleitart
<i>Balanus</i> spp.	x	x	x	
<i>Dendrodoa grossularia</i>	x			häufige Begleitart in der Kadetrinne
<i>Edwardsia</i> sp.	x			häufige Begleitart in der Kadetrinne
<i>Electra</i> spp.	x	x	x	
<i>Eucratea loricata</i>	x			häufige Begleitart in der Kadetrinne
<i>Gammarus oceanicus</i>	x	x	x	
<i>Gammarus salinus</i>	x	x	x	
<i>Halichondria panicea</i>	x	x		
<i>Jaera albifrons</i>	x			häufige Miesmuschel-Begleitart
<i>Metridium senile</i>	x			häufige Begleitart in der Kadetrinne
<i>Molgula manhattensis</i>	x			häufige Begleitart in der Kadetrinne
<i>Mytilus edulis</i>	x	x	x	
<i>Nereimyra punctata</i>	x			typische Begleitart in der Kadetrinne
<i>Nymphon brevirostre</i>	x			häufige Begleitart in der Kadetrinne
<i>Sertularia cupressina</i>	x			häufige Begleitart in der Kadetrinne

Tabelle 17: Charakterarten-Liste für östliche Riffe Ostsee (Adlergrund, westliche Rönnebank, Stand: 2014)

Vorschlag für LRT-typische Art	Adlergrund	westliche Rönnebank	IOW (2009)	Anmerkung
<i>Alcyonidium polyoum</i>	x	x	x	
<i>Amphibalanus improvisus</i>	x	x	(x)	Spezifizierung
<i>Calliopius laeviusculus</i>	x		x	
<i>Callopora lineata</i>	x	x	x	
<i>Clava multicornis</i>		x	x	
<i>Einhornia crustulenta</i>	x	x	(x)	Spezifizierung
<i>Eucratea loricata</i>		x		regelmäßiger Vertreter des sessilen Epibenthos auf Muschelbänken in der aphotischen Zone
<i>Fabricia stellaris</i>	x	x	x	
<i>Gammarus oceanicus</i>	x	x	x	
<i>Gammarus salinus</i>	x	x	x	
<i>Gammarus zaddachi</i>	x	x		
<i>Hartlaubella gelatinosa</i>	x	x	x	
<i>Idotea</i> spp.	x		x	
<i>Jaera albifrons</i>	x	x	x	
<i>Melita palmata</i>	x		x	
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	x		x	
<i>Mytilus edulis</i>	x	x	x	
<i>Praunus</i> spp.	x			häufiger Vertreter der vagilen Epifauna in den Riffen der photischen Zone
<i>Saduria entomon</i>		x	x	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	x		x	
Gesamt	17	14		