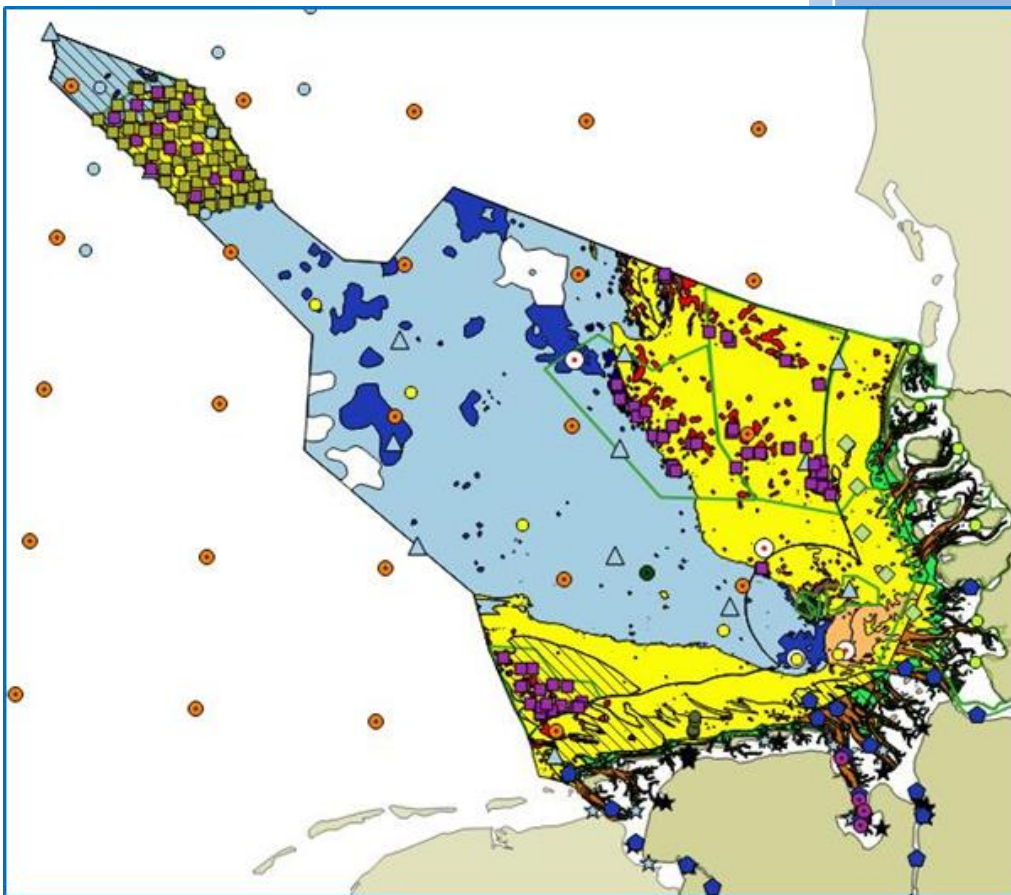


2019

VORSCHLÄGE FÜR EIN MSRL MONITORINGKONZEPT DES MAKROZOOBENTHOS AN DER NIEDERSÄCHSISCHEN KÜSTE UND IN DER DEUTSCHEN BUCHT, VERSION V.3



Karin Heyer

heyerkarin@t-online.de

21.06.2019

Erstellt im Auftrag des Niedersächsischen
Landesbetriebs für Wasserwirtschaft,
Küsten- und Naturschutz



Dieser Bericht ist durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz beauftragt worden. Die Verantwortung für den Inhalt liegt allein bei den Autoren. Der Bericht gibt die Auffassung der Autoren wieder und muss nicht mit der Meinung des NLWKN übereinstimmen. Der NLWKN übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und die Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung der Rechte Dritter. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor, insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung ganz oder teilweise vervielfältigt bzw. Dritten zugänglich gemacht werden.

Zitiervorschlag:

Heyer, Karin; 2019, Vorschläge für ein MSRL Monitoringkonzept des Makrozoobenthos an der niedersächsischen Küste und in der deutschen Bucht; Version v3, Bericht erstellt im Auftrag des NLWKN, pp. 65.

Inhaltsverzeichnis

1	Hintergrund & Aufgabenstellung	3
2	Erstellung eines MSRL Monitoringkonzeptes.....	3
2.1	Broad Habitat Types (BHT) Einteilung und naturräumliche Einheiten der Nordsee.....	4
2.2	Derzeitige Monitoringstationen und Dauerstationen (Forschungszwecke)	8
2.2.1	Stationen und Probenahmemethodik.....	8
2.2.2	Derzeitige Monitoringaktivitäten in Beziehung zu den natürlichen Bedingungen	12
2.2.3	Derzeitige Monitoringaktivitäten in Beziehung zu den anthropogene Belastungen	15
2.2.4	Bewertung der Forschungsdauerstationen für das Monitoring.....	18
2.2.5	Zusammenfassung derzeitigen Beprobungen und Nutzen für die MSRL-Monitoringstrategie	19
2.3	Vorschlag für ein MSRL-Benthos-Monitoringkonzept.....	21
2.3.1	Kriterien zur Eignung von Monitoringstationen.....	21
2.3.2	Welche BHT sollten beprobt werden?	22
2.3.3	Monitoring im BHT Circalittoral.....	26
2.3.4	Monitoring im BHT Offshore circalittoral	37
2.3.5	Wie oft und mit welcher Methodik sollte beprobt werden?	40
2.4	Harmonisierung der Monitoringaktivitäten der FFH, WRRL und MSRL	40
3	Neuere Indikatorentwicklungen und Vergleich zu den bisherigen Indikatoren	41
3.1	Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations, BESITO (González-Irusta et al. 2018)	42
3.2	Benthic Indicator Species Index (BISI, Wijnhoven & Bos 2017)	46
3.3	Nahrungsnetz (StopP-Projekt) (Schwemmer et al.2016)	53
3.4	Cumi (Ostsee) (Berg et al. 2018).....	54
3.5	Biomasse als Bewertungsgröße.....	54
4	Diskussion und Zusammenfassung.....	54
5	Ausblick.....	57
6	Literatur	58
7	Annex.....	61

1 Hintergrund & Aufgabenstellung

In den europäischen Richtlinien werden zoobenthische Bewertungen als wichtiger Bestandteil einer biologischen Zustandsbeschreibung der europäischen Küsten und Meere gefordert und daher ist es notwendig das Benthos und die benthischen Lebensräume ökologisch zu bewerten. Aber bislang gibt es in Deutschland kein spezifisches Monitoring für die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Für das Benthosmonitoring ist die bisherige Stationsabdeckung der Deutschen Bucht inklusive der Küstengewässer nicht sehr groß und weite Teile der Nordsee werden nicht erfasst.

In diesem Projekt werden auf Grundlage von drei Studien zu Status und Belastungen der Benthosgemeinschaften in der Deutschen Bucht (Heyer 2015, 2018 und Beermann et al. 2017, finanziert vom NLWKN, LLUR und teilweise vom AWI) die derzeitigen Monitoringstationen auf ihre Eignung als MSRL-Monitoringstationen geprüft, neue Stationen vorgeschlagen und ein erstes MSRL-Monitoringkonzept erstellt. Außerdem wird ein Katalog, der die Kriterien für die Auswahl geeigneter Monitoringstationen zusammenstellt, erarbeitet.

In den vergangenen Jahren wurden im Zuge der Umsetzung der MSRL für die Bewertung des ökologischen Zustandes der bodenbewohnenden Meeresorganismen eine Reihe von Indikatoren in nationalen (BLANO) und internationalen Gremien (z.B. HELCOM, OSPAR) vorgeschlagen. Mithilfe dieser Indikatoren sollen im Hinblick auf die jeweiligen Belastungen der gute ökologische Zustand (GES) bestimmt und ggfs. Maßnahmen abgeleitet werden, falls der GES nicht erreicht werden sollte. Der Prozess einen geeigneten Indikator zu finden, ist national und international noch nicht abgeschlossen, und es werden neue Indikatoren entwickelt. In dieser Studie werden neue Indikatoren auf ihre Eignung gutachterlich bewertet.

Es wird in der engen inhaltlichen Verbindung der Deskriptoren 1, 4 und 6 in Bezug auf das Benthos und der Umsetzung in eine für MSRL und FFH stimmige Bewertung eine besondere Herausforderung gesehen. Die Expertisen, Daten und Ergebnisse des StopP-Projektes werden eingebunden und an den Diskussionen zu Zwischenergebnissen beteiligt. Die vorliegende Studie ist damit grenzüberschreitend und die aktuellen Diskussionen über die küstennahen Bereiche in den BLANO AGs und internationalen Gremien (z.B. COBAM Benthic WG) werden berücksichtigt.

2 Erstellung eines MSRL Monitoringkonzeptes

Da es zurzeit für die Bewertung des Benthos gemäß MSRL kein spezifisches Monitoring gibt, wurden die bisherigen MSRL-Bewertungen anhand von verfügbaren Daten vorgenommen, die jedoch für andere Fragestellungen erhoben worden waren. Daher sind diese Bewertungsstationen zum Teil ungeeignet, die unterschiedlichen Belastungssituationen in der Nordsee zu erfassen und zu indizieren. Das zukünftige MSRL-Monitoring muss so ausgelegt sein, dass eine sichere ökologische Bewertung möglich wird.

In diesem Kapitel

- wird überprüft, ob die räumliche Zuordnung der Meeresbereiche der Deutschen Bucht zu den von der EU vorgegebenen Broad Habitat Types (BHT) sinnvoll ist (Kapitel 2.1);
- werden die derzeitigen Monitoringstationen zusammengestellt und hinsichtlich ihrer Eignung als MSRL-Monitoringstation überprüft (Kapitel 2.2);
- werden die natürlichen Besiedlungsfaktoren und anthropogenen Belastungen in der Nordsee dargestellt (Kapitel 2.2.2) und
- Stationen für ein MSRL-Monitoring und eine MSRL-Monitoringstrategie vorgeschlagen (Kapitel 2.3).

Für das MSRL-Monitoringkonzept werden die Monitoringaktivitäten, die Bewertungskonzepte und die Indikatorentwicklungen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), das Oslo-Paris-Übereinkommen (OSPAR) sowie des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) berücksichtigt (Kapitel 2.4). Potenzielle Synergien der Anforderungen werden für das MSRL-Monitoringkonzept genutzt.

2.1 Broad Habitat Types (BHT) Einteilung und naturräumliche Einheiten der Nordsee

Als Bewertungseinheiten gibt die MSRL die sogenannten BHT vor, die große zusammenhängende Gebiete anhand u. a. von Wassertiefen, Sediment- und Lichtverhältnissen differenzieren (Abbildung 1). Die aktuelle Version zur Abgrenzung der BHT Gebiete wird von Evans et al. (2016) beschrieben. Im folgenden Abschnitt werden die vorgeschlagenen BHT mit den natürlichen Gegebenheiten der Nordsee in Relation gesetzt.

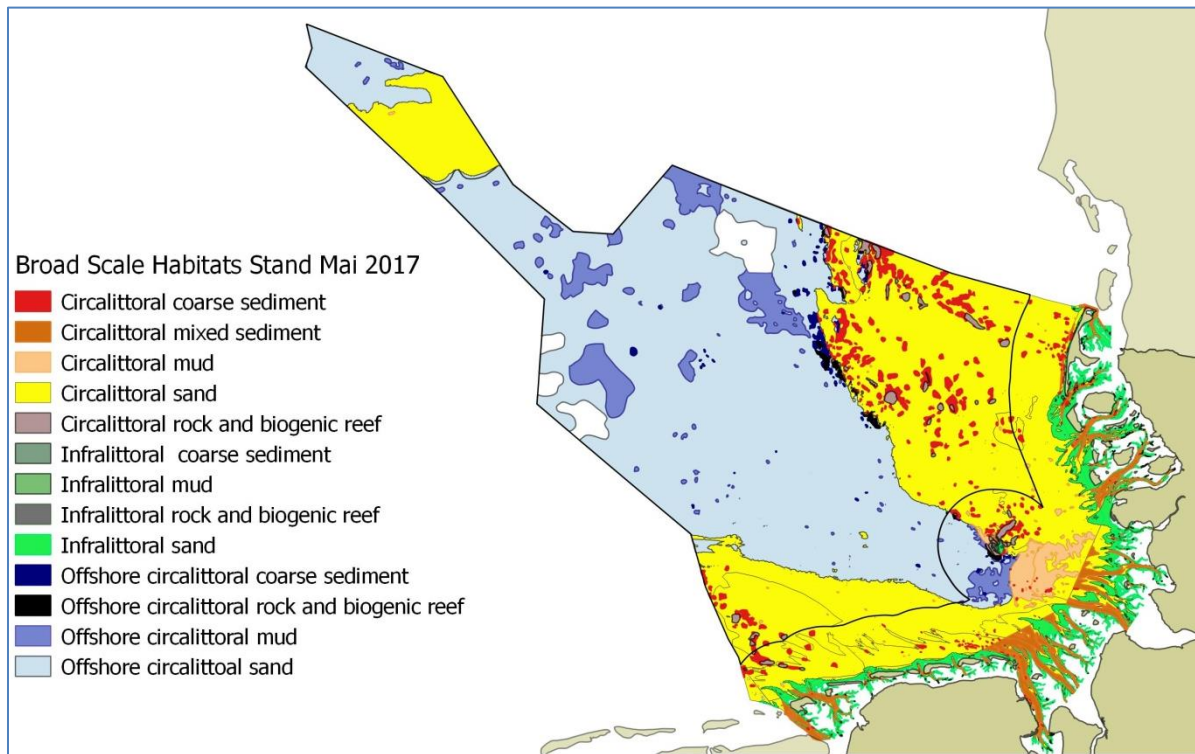


Abbildung 1: Broad Habitat Types (BHT). Für die Belegung der BHT mit Monitoringstationen siehe Annexabbildung 1 a und b.

Rachor & Nehmer (2003) differenzieren in der Nordsee acht naturräumliche Einheiten (Abbildung 2), die sich durch Lage, Morphologie, Hydrographie und Sedimentverhältnisse und folglich anhand der Benthos-Lebensgemeinschaften charakterisieren lassen. Sie unterscheiden A) Östliche Deutsche Bucht, B) Innere Deutsche Bucht (Helgoländer Bucht mit Helgoland), C) Südwestliche Deutsche Bucht, D) Nordwestliche Deutsche Bucht, E) Elbe-Urstromtal, F) Übergangsbereiche zwischen Deutscher Bucht und Doggerbank, G) Doggerbank und H) Zentrale Nordsee nördlich der Doggerbank.

Vergleicht man die BHT-Einteilung mit den nach Rachor & Nehmer beschriebenen Einheiten wird das BHT Offshore circalittoral sand in drei Bereiche unterteilt: 1) die Nordwestliche-Deutsche Bucht mit der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft (D), 2) der Übergangsbereich Deutsche Bucht/Doggerbank mit der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft (F) und 3) der Grenzbereich zwischen dem BHT Offshore circalittoral und Circalittoral (E).

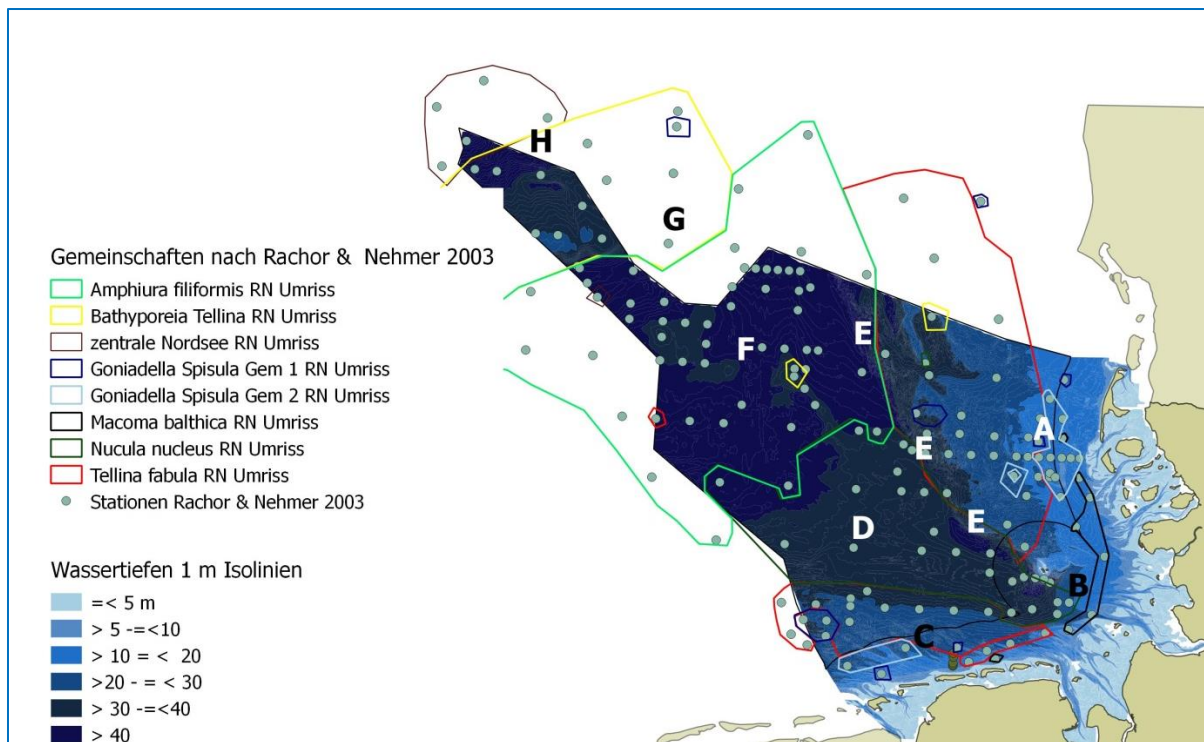


Abbildung 2: Naturräumliche Einheiten (A – H), Artengemeinschaften nach Rachor & Nehmer (2003) und Wassertiefen in der Nordsee (Quelle GPDN): A = Östliche Deutsche Bucht, B = Innere Deutsche Bucht (Helgoländer Bucht mit Helgoland), C = Südwestliche Deutsche Bucht, D = Nordwestliche Deutsche Bucht, E = Elbe-Urstromtal, F = Übergangsbereiche zwischen Deutscher Bucht und Doggerbank, G = Doggerbank, H = Zentrale Nordsee nördlich der Doggerbank.

Das küstenferne BHT Circalittoral sand (G) wird von Rachor & Nehmer zur Doggerbank und der (*Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft zugeordnet. Im küstennahen BHT Circalittoral sand unterscheiden sie zwischen den Küstenbereichen vor Schleswig-Holstein (A) und vor Niedersachsen (C), obwohl beide Bereiche zu derselben Tiergemeinschaft (*Tellina-fabula*-Gemeinschaft) gezählt werden. Die flachen Bereiche westlich der Küste Schleswig-Holsteins werden zur *Macoma-balthica*-Gemeinschaft gezählt. Die Einteilung des Seegebiets westlich der Küste von Schleswig-Holstein können durch Armonies et al. (2014) und Heyer (2015) bestätigt werden. Dieses Seegebiet wurde von 2004 - 2011 vom AWI (Dr. W. Armonies) mit Beprobungen auf einem großen Stationsraster sehr intensiv untersucht. Durch die sehr hohe Stationszahl (± 100) der Untersuchungen durch Armonies et al. (2014) lässt sich dieses Gebiet sehr differenziert mithilfe von Clusteranalysen (Bray-Curtis-Similarity nach $\sqrt[4]{}$ -Transformation) einteilen. Dazu wurden die Daten der 12 bis 13 Beprobungen separat geclustert (Heyer 2015) und die Cluster räumlich zugeordnet (Abbildungen 3 bis 5 und Annexabbildung 2). Es ergab sich folgende Einteilung 1) die Grobsandstationen, ungeachtet der Wassertiefe, bildeten sehr konstant ein deutliches Cluster, 2) ein weiteres sehr konstantes Cluster bildeten die Stationen im Elbeurstromtal, 3) die flacheren (< 20 m Wassertiefe) feinsandigen Stationen und 4) die Feinsandstationen mit Wassertiefen ≥ 20 m bildeten zwei weitere Cluster. Einige Stationen ließen sich keinen Clustern zuordnen. Das waren u. a. die Stationen 1 bis 3 um Helgoland (vergl. Annexabbildung 2) und die flache Station 80 vor Sylt, an der Sand für Sandgewinnung entnommen wird. Die Cluster spiegeln die Einteilung der BHT wider: Das Cluster Elbeurstromtal liegt im BHT Offshore circalittoral, das Cluster Grobsand fasst die Grobsandstationen im BHT Circalittoral coarse sediment zusammen und die Feinsandstationen im BHT Circalittoral lassen in tiefere und flachere Bereiche unterteilen.

(Anmerkung zu den Grobsandstationen: Es wurde geprüft, ob an diesen Stationen die KGS-Charakterarten zu finden waren. Nach der BfN-Anleitung für KGS Flächen müssen von den folgenden

sieben Taxa mindestens vier vorkommen: *Aonides paucibranchiata*, *Branchiostoma lanceolatum*, *Polygordius* spp., *Protodorvillea kefersteini*, *Echinocyamus pusillus*, *Spisula elliptica*, *Pisione remota*. Lediglich die vier Taxa *Branchiostoma lanceolatum*, *Echinocyamus pusillus*, *Spisula elliptica* und *Pisione remota* wurden in den Proben, die im Zeitraum 2004 bis 2011 jeweils im Herbst genommen wurden, gefunden. Insgesamt wurden nur dreimal alle vier Arten zusammen gefunden. *Branchiostoma lanceolatum* und *Pisione remota* wurden relativ häufig an den Grobsandstationen angetroffen, während *Echinocyamus pusillus* und *Spisula elliptica* nur sehr vereinzelt vorkamen (Annexabelle 1). Bei diesen Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass die Benthosproben der Untersuchung durch Armonies et al. (2014) mit einem kleinen Reineckgreifer und nicht mit einem 0,1 m² Van-Veen-Greifer, wie es in der BfN-Kartieranleitung angegeben ist, genommen wurden. Diese Ergebnisse geben dennoch Hinweise auf mögliche KGS-Flächen und weitere Untersuchungen wären lohnend.)

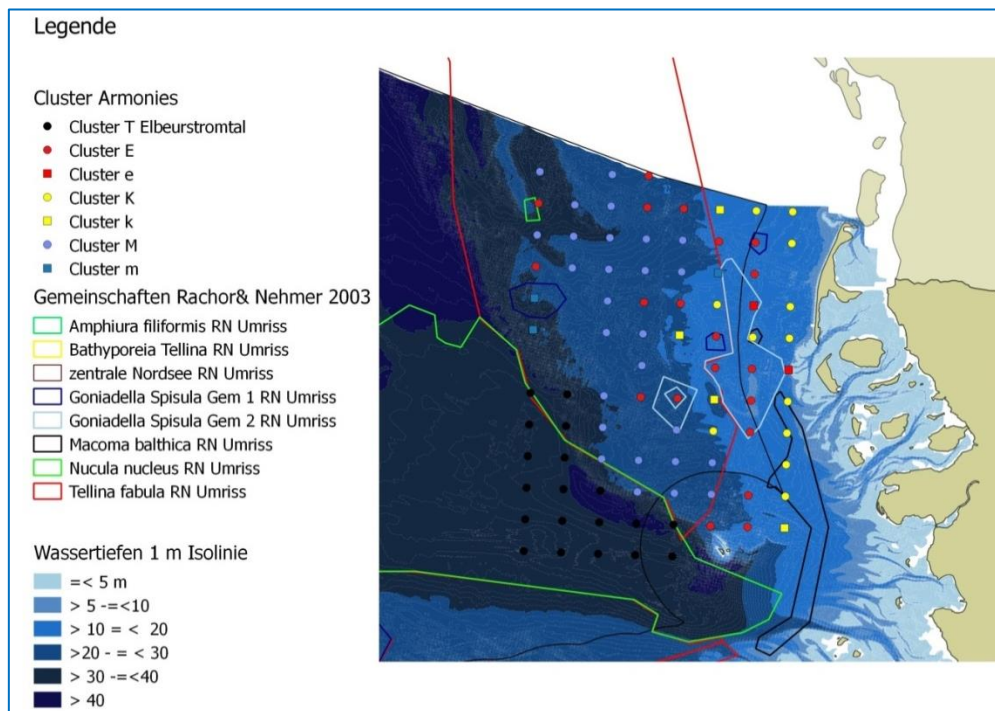


Abbildung 3: Ergebnisse der Clusteranalysen der Daten der Untersuchung durch Armonies (Heyer 2015), die Wassertiefen (Quelle GPDN) und die Umrisse der nach Rachor & Nehmer (2003) definierten Tiergemeinschaften. Rote Punkte = Cluster Grobsandstationen, Schwarze Punkte = Cluster Elbeurstromtal, gelbe Punkte = Cluster flache Feinsandstationen (< 20 m), blaue Punkte = Cluster tiefe Feinsandstationen (≥ 20 m).

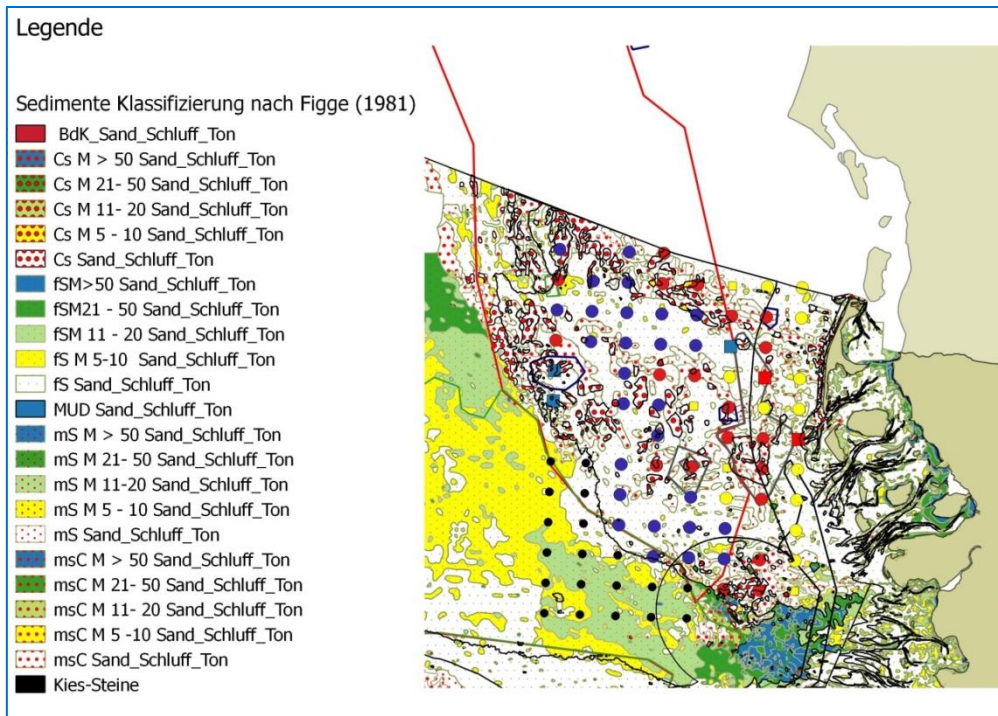


Abbildung 4: Ergebnisse der Clusteranalysen der Daten der Untersuchung durch Armonies (Heyer 2015), die Sedimenttypen (Quelle GPDN) und die Umrisse der nach Rachor & Nehmer (2003) definierten Tiergemeinschaften. Rote Punkte = Cluster Grobsandstationen, Schwarze Punkte = Cluster Elbeurstromtal, gelbe Punkte = Cluster flache Feinsandstationen (< 20 m), blaue Punkte = Cluster tiefe Feinsandstationen (≥ 20 m).

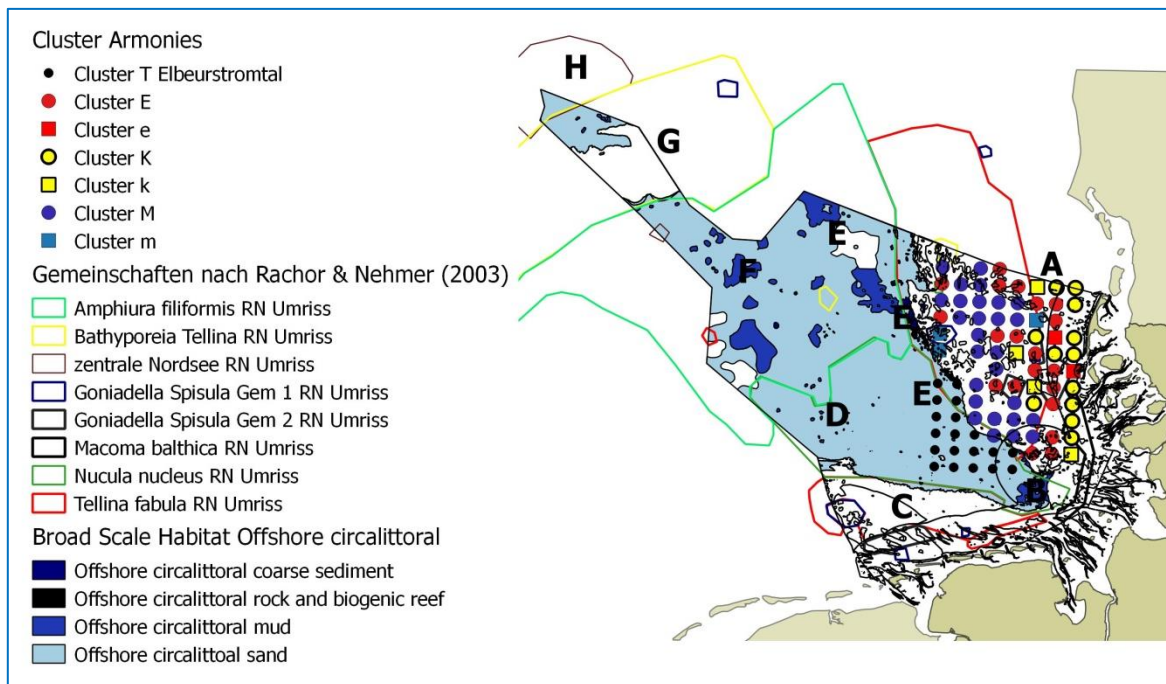


Abbildung 5: Ergebnisse der Clusteranalysen der Daten der Untersuchung durch Armonies (Heyer 2015), die Abgrenzung zwischen den BHT Offshore circalittoral und Circalittoral und die Umrisse der nach Rachor & Nehmer (2003) definierten Tiergemeinschaften. Rote Punkte = Cluster Grobsandstationen, Schwarze Punkte = Cluster Elbeurstromtal, gelbe Punkte = Cluster flache Feinsandstationen (< 20 m), blaue Punkte = Cluster tiefe Feinsandstationen (≥ 20 m).

FAZIT

Im Großen und Ganzen stimmen die BHT mit den Einteilungen nach Rachor & Nehmer (2003) überein, allerdings werden die BHT weiter differenziert.

Aus den Ergebnissen von Rachor & Nehmer (2003) und Heyer (2015) lässt sich folgendes ableiten:

BHT Circalittoral: Das BHT Circalittoral beinhaltet drei Gebiete (Abbildung 1): zwei küstennahe Gebiete und ein küstenfernes Gebiet (südlich der Doggerbank). Die küstennah gelegenen Circalittoral Bereiche liegen vor der niedersächsischen Küste und vor der Küste von Schleswig-Holstein. Insbesondere der Bereich vor der Küste von Schleswig-Holstein ist aufgrund der intensiven Datenerhebung durch Armonies et al. (2014) sehr gut untersucht. Aus den Clusteranalysen (Heyer 2015) lässt sich ableiten, dass die grobsandigen Stationen ein separates Cluster bilden. Vergleicht man die grobsandigen Stationen mit der Zuordnung zu dem BHT Circalittoral coarse sediment fällt auf, dass die vorgegebenen BHT nicht 100%ig mit der Zuordnung zum BHT Circalittoral coarse Sediment übereinstimmen. Das liegt an der kleinräumigen Variabilität der Sedimente und daher müssen zukünftige Monitoringstationen stets überprüft werden, ob sie dem vorgegebenen Sedimenttyp des BHT entsprechen. Für das BHT Circalittoral sand wurde ein Cluster mit den flacheren und ein Cluster mit den tieferen Stationen unterschieden. Die Cluster unterschieden sich u. a. in der Artenzahl, die in den tieferen Stationen höher waren, wie auch schon von Armonies et al. (2014) beschrieben. Rachor & Nehmer (2003) unterschieden in diesem BHT nicht zwischen den Wassertiefen und fassen den gesamten Bereich und auch das BHT vor der niedersächsischen Küste als *Tellina-fabula*-Gemeinschaft zusammen.

Aus den Ergebnissen der Clusteranalysen lässt sich folgern, dass das BHT Circalittoral sand in einen flacheren (< 20 m) und einen tieferen Bereich (≥ 20 m) unterteilt werden sollte.

Offshore circalittoral: 1) Die Stationen des Clusters Elbeurstromtal der Daten der Untersuchung durch Armonies (Heyer 2015) liegen alle im BHT Offshore circalittoral sand und bestätigen somit in diesem Bereich die Differenzierung zwischen den BHT Circalittoral und Offshore circalittoral sand (Abbildung 3 bis 5), 2) Rachor & Nehmer (2003) unterteilen den Bereich des Offshore circalittoral anhand ihrer Clusteranalysen in zwei Naturräume und zwar in das Gebiet D mit der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft und das Gebiet F mit der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft mit ähnlichen Sedimenten aber unterschiedlichen Artgemeinschaften (Abbildung 2). Auch Meyer et al. (2018) bestätigen im Wesentlichen diese großräumigen Cluster. Es erscheint daher sinnvoll das große BHT Offshore circalittoral in mindestens zwei Unterbereiche weiter zu unterteilen.

2.2 Derzeitige Monitoringstationen und Dauerstationen (Forschungszwecke)

Eine repräsentative Beprobung muss gewährleisten, dass die abiotisch unterschiedlichen Bereiche der Nordsee mit Stationen abgedeckt und außerdem die relevanten anthropogenen Belastungen erfasst werden. In den folgenden Kapiteln sind daher die derzeitigen Monitoringstationen räumlich in Bezug zu den abiotischen Bedingungen und anthropogenen Belastungen dargestellt.

2.2.1 Stationen und Probenahmemethodik

Die Monitoringaktivitäten und Forschungsdauerstationen in den deutschen Meeres- und Küstengewässern der Nordsee für Endo- und Epibenthos werden von unterschiedlichen Institutionen durchgeführt bzw. betrieben. Man muss zwischen behördlichen Monitoringstationen und Stationen, die von Forschungsinstituten beprobt werden, unterscheiden. Die Abbildung 6 sowie die Tabellen 1 und 2 fassen diese Stationen und die jeweils eingesetzte Probenahmemethodik zusammen.

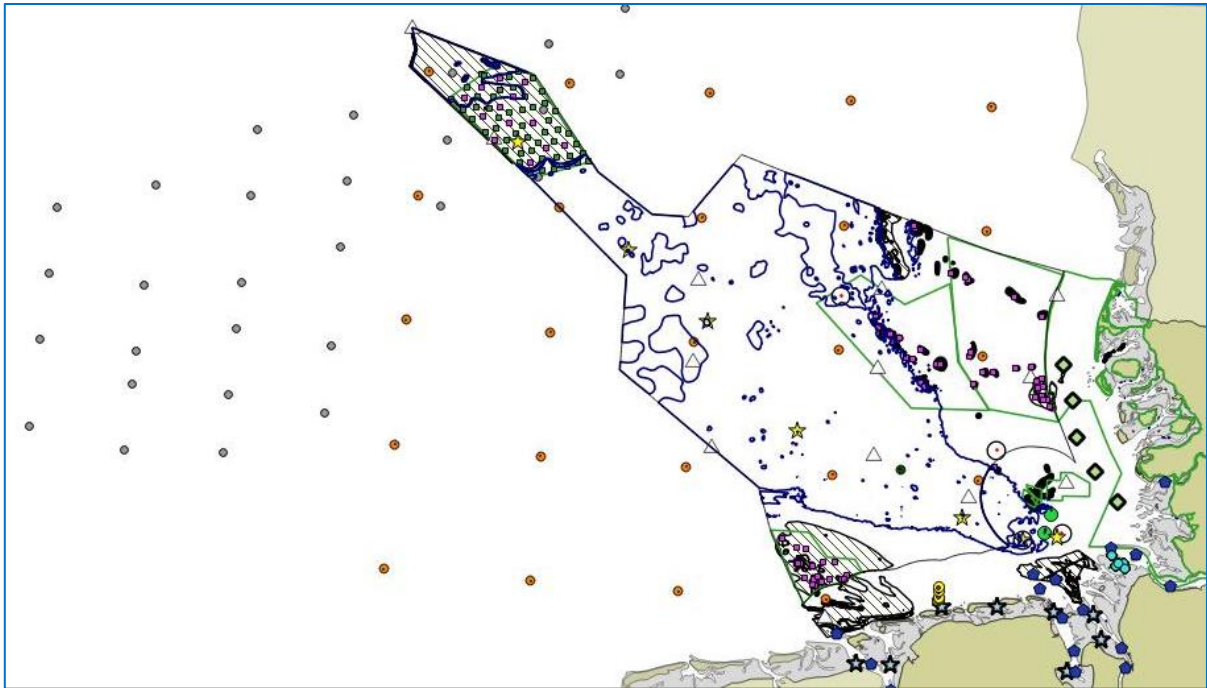


Abbildung 6: Verantwortliche Institutionen und Lage der behördlichen Monitoringstationen: dunkelblaues 5-Eck = BfG, Sterne = NLWKN, grüne Rauten und Kreise = LLUR, türkise Kreise = Hamburger eulitorale Stationen, grüne Punkte = Verbringungsstationen Tonne E3, olive Quadrate = BfN Effektmonitoring Doggerbank, lila Quadrate = BfN Benthosmonitoring, weißes Dreieck = BSH/IOW (Probennahme 2008 - 2011); Forschungsdauerstationen: weiße Kreise mit rotem Punkt = AWI, gelbe Kreise mit rotem Punkt = Senckenberg Norderney (nur Endobenthos), gelbe Sterne = Senckenberg Transekt (nur Endobenthos), hellblaue Punkte = Senckenberg Doggerbank (nur Endobenthos); orange Punkte = ICES Rechtecke (hauptsächlich Epibenthos); grüner Rahmen = FFH-Gebiete und Schraffuren = Sandbänke (Quelle BfN), blaue Linie = Grenze zwischen den BHT Circalittoral und Offshore circalittoral.

Tabelle 1: Bestehende Makrozoobenthos Monitoringstationen im Sublitoral der Deutschen Bucht (Angaben zu Institution, Gewässertyp (R. U. = Reporting Unit), Zeitraum, Saison, Greifertyp (VV = Van-Veen Greifer), Anzahl Greifer und Siebmaschenweiten).

Institutionen	Gewässer (R.U.)	Zeitraum	Saison	Greifer (m ²)	Anzahl Greifer	Sieb (mm)	Begleitunter-suchung
LLUR	Küstengewässer	1987 - heute	Sommer/ Frühherbst	0,1 VV	(3) 5	1	Abundanz, Biomasse (AFTG)
NLWKN	Küstengewässer	2006 - heute	Frühjahr (April)/ Herbst (August- Oktober, meist September)	0,1 VV	10	1	Abundanz, Biomasse (AFTG)
LLUR / NLWKN	Küstengewässer, Miesmuschel- monitoring						
BfG	Küstengewässer	1995 - heute	Herbst	0,1 VV	6	0,5	Abundanz
Senckenberg, Norderney	Küstengewässer	1978 - heute	Frühjahr + Sommer + Herbst	0,2 VV	1 VV pro Station, 5 Stationen entlang Transekt	0,63	Abundanz, Biomasse ?
Senckenberg, Doggerbank	Meeresgewässer	1995 – heute je Dekade 2 – 3 Mal		0,2 VV		1	Abundanz, Biomasse ?
Senckenberg, Transekt DB bis Doggerbank	Küstengewässer, Meeresgewässer	1990 - heute	1*pro Jahr, Mai	0,1 VV	3 - 5	1	Abundanz, Biomasse ?
Senckenberg, ICES Rechtecke	Küstengewässer, Meeresgewässer	Seit 2003, 2004, 2010 - 2013		0,1 VV		1	Abundanz, Biomasse ?
LLUR/AWI/ Helgoland	Küstengewässer		1* Sommer		Laminaria- Haftkrallen Fauna		
BfN	Meeresgewässer			0,1 VV	3	1	Sediment- parameter
BSH/IOW	Meeresgewässer	2008 - 2011	Frühjahr/ Herbst	0,1 VV	3	1	Abundanz, Biomasse (AFTG)
AWI	Meeresgewässer	1966 - heute	Frühjahr	0,1 VV	5	0,5 und 1	Abundanz

Tabelle 2: Bestehende Epibenthos Monitoringstationen und Dauerstationen im Sublitoral der Deutschen Bucht (Angaben zu Institution, Gewässertyp (R. U. = Reporting Unit), Zeitraum, Saison, Trawltyp bzw. Video und Methodik).

Institutionen	Gewässer (R.U.)	Zeitraum	Saison	Methodik
LLUR	Küstengewässer	1987 - heute	Sommer/ Frühherbst	„Kieler Kinderwagen“ (Dredge), 2 Minuten bei 1-2 Knoten mit einem das Netz hat eine Maschenweite von 10mm; semiquantitativ (große, vagile Epifaunaarten werden gezählt, aber nicht gewogen. Aufwuchs und auf See nicht bestimmbare Organismen blieben unbeachtet.
NLWKN	Küstengewässer	2006 - heute	Frühjahr/ Herbst	1 m Rahmendredge (0,5 cm Netz, 4 - 10 Minuten, 2 – 3 kn) 2 Dredgehols pro Station, Angaben in Abundanzklassen, 1 l Unterproben konserviert (April, August - Oktober, meist September)
BfG	Küstengewässer	1995 - heute	Herbst	??
AWI/Helgoland	Küstengewässer, Tiefe Rinne		Sommer	Dredge 2 Minuten mit 2 kn gezogen, (Maschenweite ? Größe der Dredge?), 5 Transekte je 1 Dredgezug, pro Hol 3 Unterproben
Senckenberg, Fischboxen	Meeresgewässer	1998 - heute		2 m Baumkurre
Senckenberg, ICES Rechtecke	Küstengewässer, Meeresgewässer	1998 - heute		2 m Baumkurre
BfN	Meeresgewässer		Dredge, Video	<u>Dredge</u> (innere Öffnungsbreite: 80-100 cm, Maschenweite: 10 mm) eingesetzt. Schleppgeschwindigkeit 1 – 2 Knoten. Schleppzeit: Schlick- und Steingebieten maximal 2 Minuten, Sandböden ca. 5 min. An Bord epibenthischen Organismen lebend bestimmt und semiquantitativ (Häufigkeitsklassen) oder zumindest qualitativ (Präsenz) erfasst. Unbekannte Organismen wurden konserviert und im Labor bestimmt. <u>Video</u> : Schleppgeschwindigkeit 0,5 bis 1,0 kn möglichst flach über dem Grund geschleppt. Schleppdauer 5 Minuten (homogene Sandgebiete) bis 30 Minuten (heterogene Gebiete und Riffen)
BSH/IOW	Meeresgewässer	2008 - 2011	Frühjahr/ Herbst	An allen Stationen wurde eine Dredge (Kieler Kinderwagen) mit einer Spannweite von 1 m und einer Maschenweite von 5 mm eingesetzt. Die Dredge erbrachte insbesondere bei den vagilen und selteneren Arten Nachweise, die mit Hilfe des Greifers übersehen worden wären

Die Abdeckung der BHT mit behördlichen Monitoringstationen ist für einige BHT deutlich zu gering (Abbildung 6). Insbesondere die BHT Circalittoral sand und mud vor der Küste von Niedersachsen mit nur einer und das Elbeurstromtal mit keiner einzigen Monitoringstation in den BHT Offshore circalittoral sand und mud werden nicht ausreichend beprobt (Abbildungen 6 und 7). Der Bereich vor der niedersächsischen Küste ist nur mit einzelnen Dauerstationen vom NLWKN und einem Transekt von Senckenberg nördlich von Norderney und vor der Jade und Weser mit Dauerstationen der BfG abdeckt. Diese Stationen liegen aber alle im flachen Bereich < 20 m Wassertiefe und es gibt keine Station in den Wassertiefen > 20 m. Die Küste von Schleswig-Holstein ist durch die intensive Beprobung vom AWI (Dr. W. Armonies) großflächig sehr gut untersucht. Eine vergleichbare Untersuchung gibt es vor der Küste von Niedersachsen nicht. Die Topographien der Küstenmeere von Schleswig-Holstein und Niedersachsen unterscheiden sich indem der flache Bereich bis 20 m Wassertiefe vor der niedersächsischen Küste deutlich schmaler ist als vor der nordfriesischen Küste. In dem Bereich mit Wassertiefen ≥ 20 m liegen in niedersächsischen Küstenmeer überhaupt keine Stationen.

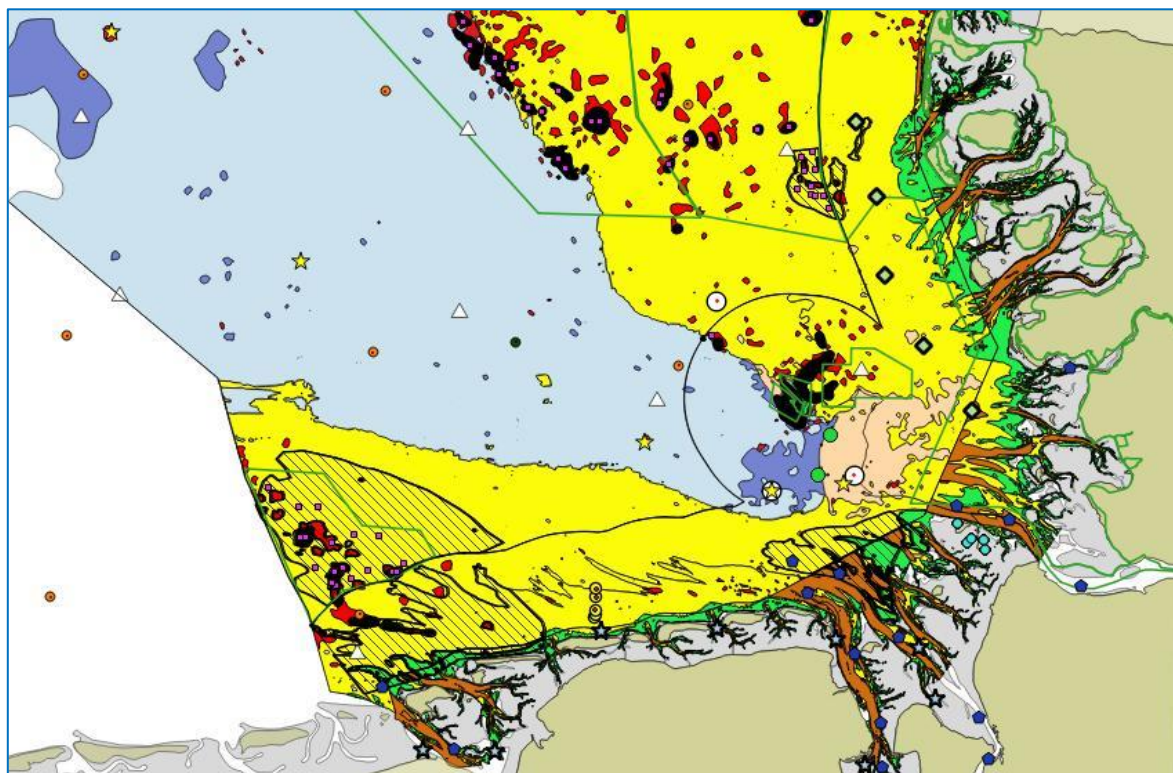


Abbildung 7: BHT und Monitoring- bzw. Forschungsstationen in der südlichen Nordsee; für die Zuordnung der BHT siehe Abbildung 1 und der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

2.2.2 Derzeitige Monitoringaktivitäten in Beziehung zu den natürlichen Bedingungen

Der fein- bis grobsandige Bereich mit Wassertiefen bis 20 m ist vor der Küste von Schleswig-Holstein gut mit Stationen des LLUR abgedeckt (Abbildung 8). In der äußeren Deutschen Bucht ist der sandige, relativ flache Bereich (BHT Circalittoral) als FFH-Gebiet (Sandbank) ausgewiesen und wird daher vom BfN überwacht. Auch die als FFH-Gebiete ausgewiesenen Riffe werden durch das BfN intensiv beprobt, die sandigen Bereiche hingegen in Wassertiefen > 20 m vor der Küste von Schleswig-Holstein werden nicht beprobt. Keine behördlichen Monitoringstationen liegen im gesamten Elbeurstromtal. Bis einschließlich 2011 wurde dieser Bereich mit einzelnen Stationen vom BSH/IOW untersucht, aber zurzeit wird dieser große Teil der deutschen Nordsee nicht beprobt. Auch in den schlickigen Gebieten in dem Seegebiet südlich von Helgoland liegen keine behördlichen

Monitoringstationen und nur das AWI und das Senckenberginstitut haben dort jeweils zwei Dauerstationen. Im Elbeurstromtal liegen auf einem Transekt Stationen des Senckenberginstituts. Die Tiefe Rinne bei Helgoland wird vom LLUR mit Dredgen beprobt. Die Abbildungen 9 und 10 stellen die Wassertiefe und die mittleren Scherkräfte durch Wellen und die Monitoringstationen zusammen.

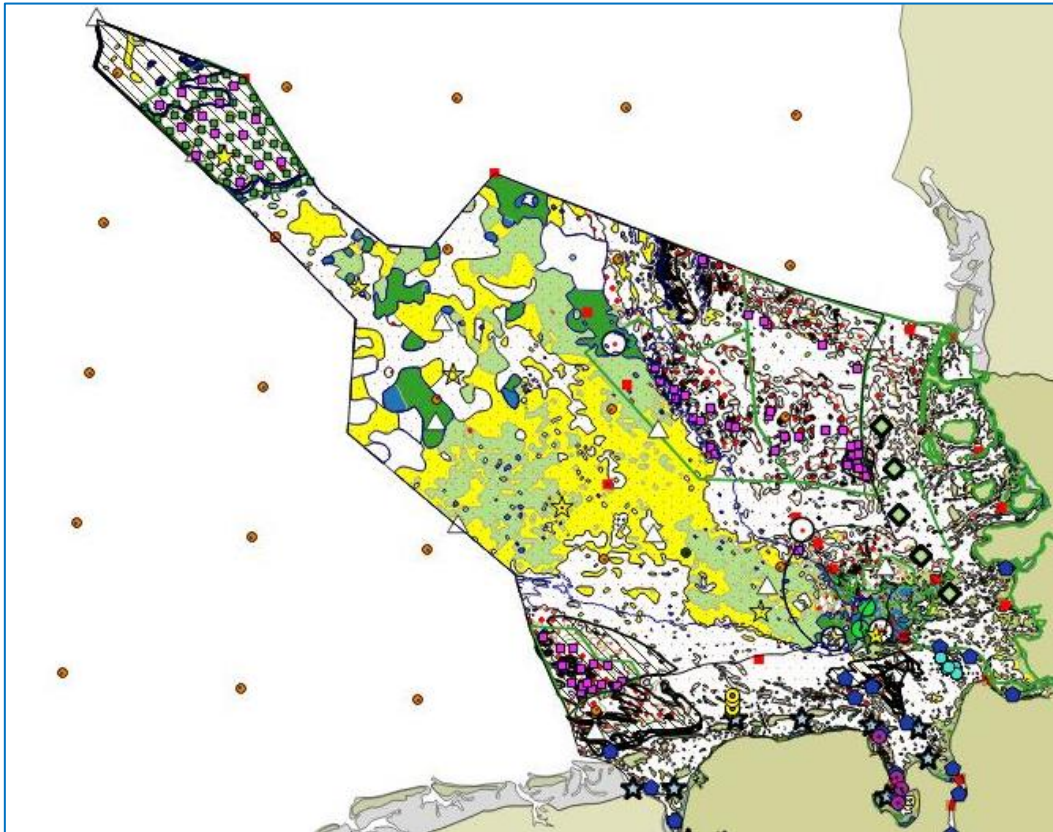


Abbildung 8: Sedimenttypen nach Figge (1981) und Monitoring- bzw. Forschungsstationen der Nordsee, blaue, grünliche und gelbe Bereiche = schlickige bis schlicksandige Gebiete, weiße Bereiche = sandige Gebiete, Rot gepunktete Bereiche = grobsandige Gebiete; für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

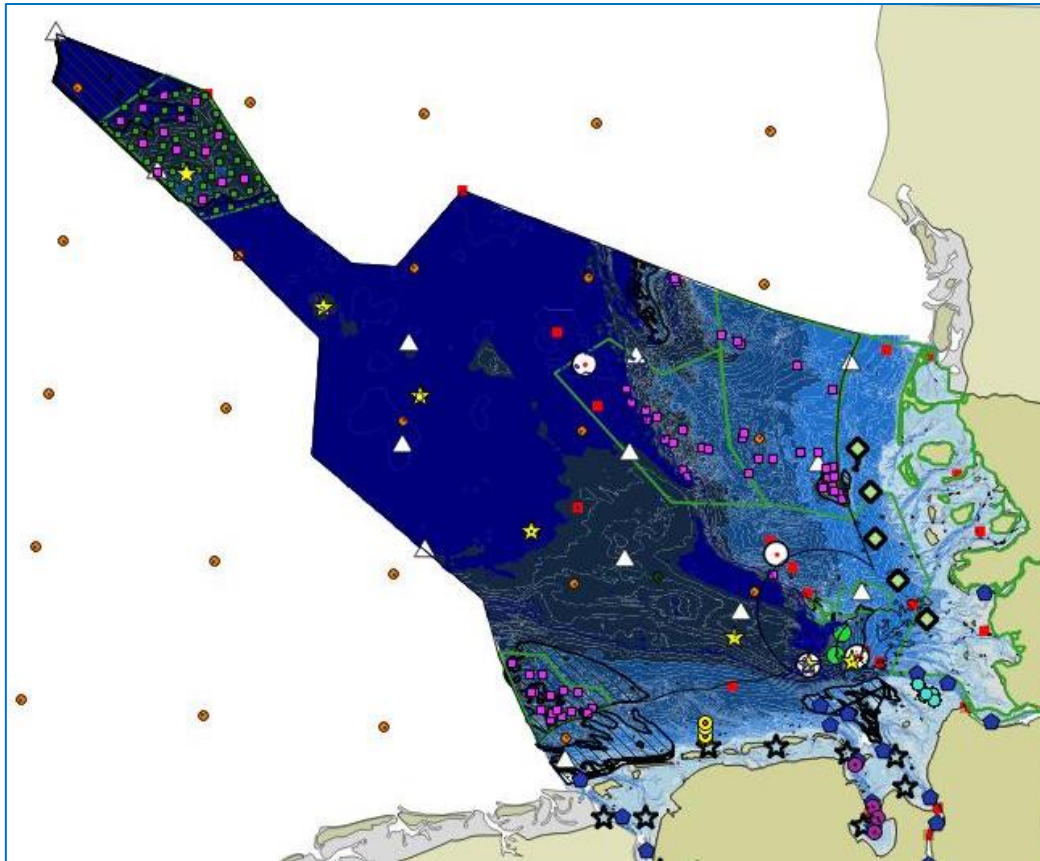


Abbildung 9: Wassertiefen und Monitoring- bzw. Forschungsstationen, Hellblau = Bereich > 5 m bis ≤ 10 m, Mittelblau = Bereich > 10 m bis ≤ 20 m, Graublau = Bereich > 20 m bis ≤ 30 m, Schwarzblau = Bereich > 30 m bis < 40 m, Dunkelblau = Bereich > 40 m; für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

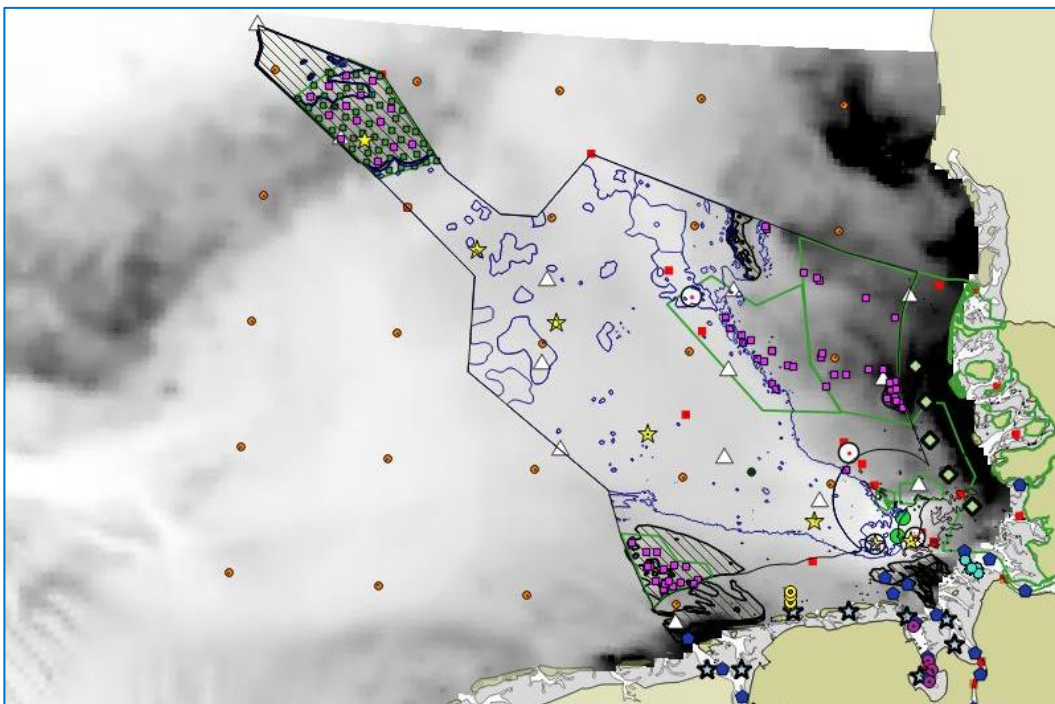


Abbildung 10: Mittlere Schubspannung durch Wellen (Beermann et al. 2017) und Monitoring- bzw. Forschungsstationen der Nordsee und Grenzen der BHT; für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

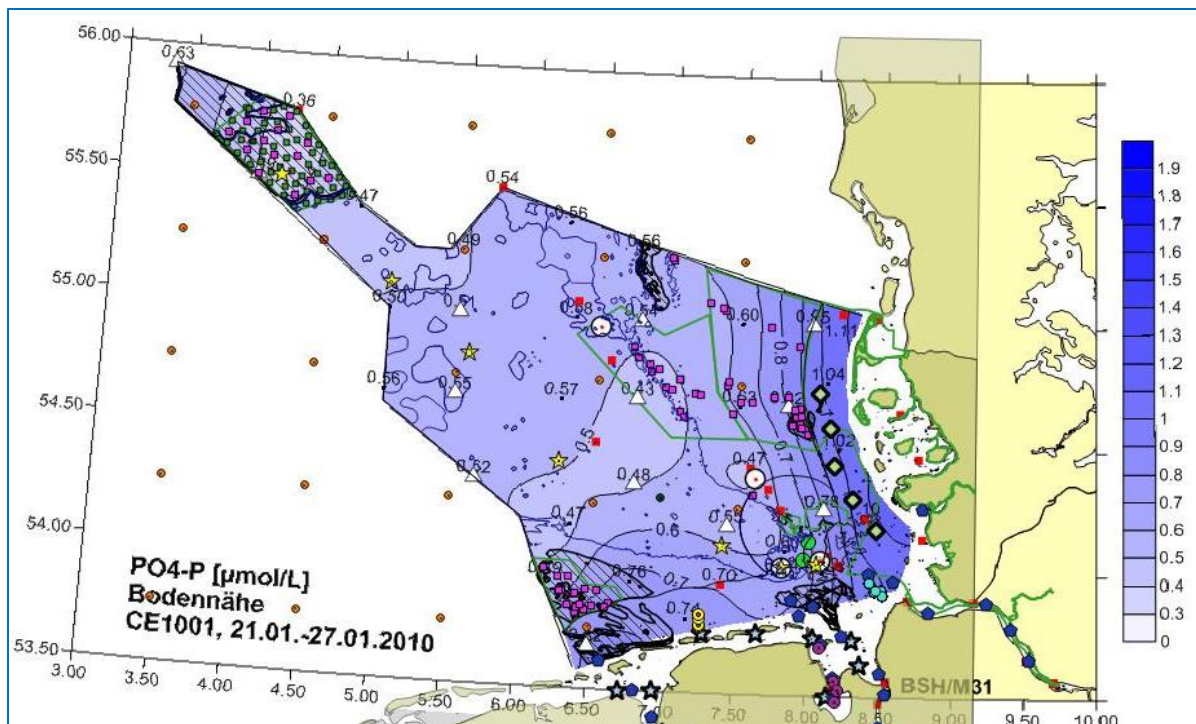


Abbildung 12: Phosphat im Januar 2010 in Bodennähe (Quelle BSH) und Monitoring- bzw. Forschungsstationen der Nordsee und Grenzen der BHT; für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

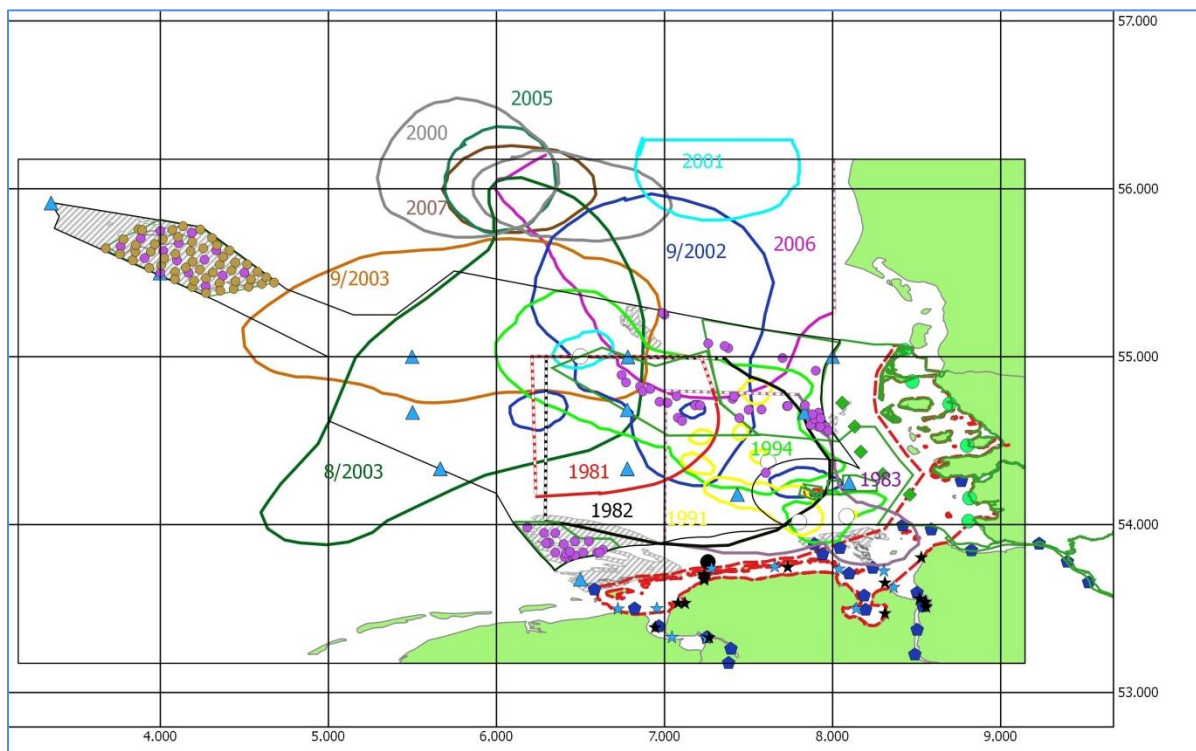


Abbildung 13: Ausdehnung von Gebieten mit Sauerstoffkonzentrationen < 6 mg/L zwischen 1980 und 2010 in Bodennähe (Quelle nach Topcu & Brockmann 2015) und die Monitoring- bzw. Forschungsstationen der Nordsee; für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

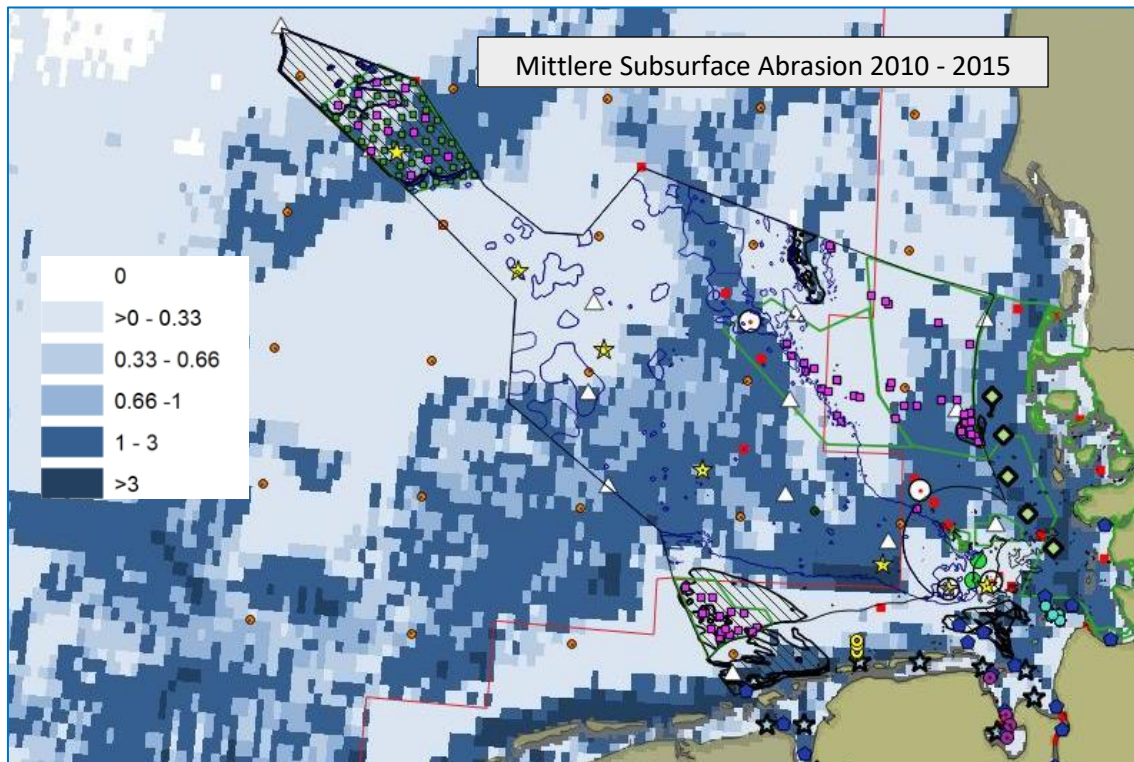


Abbildung 14: Subsurfaceabrasion, Mittelwert der swept area ratio für die Jahre 2010 - 2015 (ICES 2015, Shapedateien) und Monitoring- bzw. Forschungsstationen der Nordsee; die rote Linie markiert die Schollenbox; für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

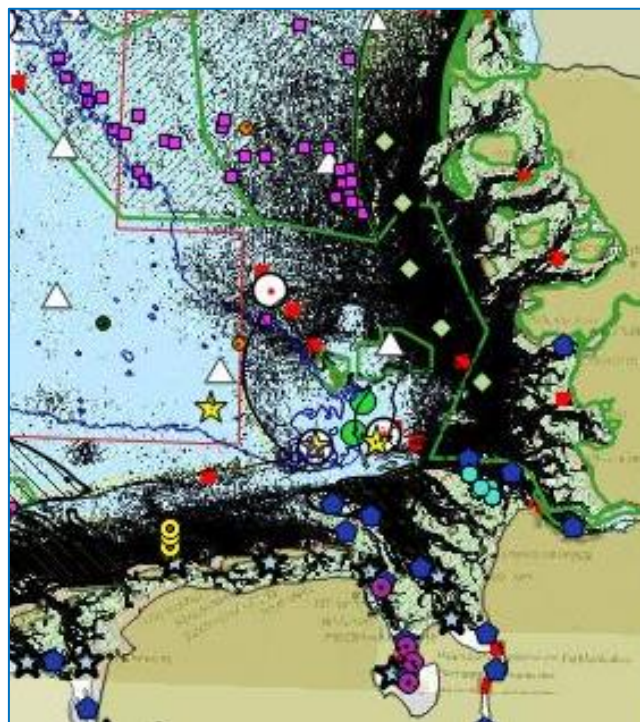


Abbildung 15: Deutsche Krabbenfischereiintensität aus Kuechly et al. (2016) und Monitoring- bzw. Forschungsstationen der Nordsee; die schwarzen Punkte stellen die VMS-Punkte der deutschen Krabbenkutter in den Jahren 2007 bis 2013 mit der Aktivität ‚fischend‘ dar. Die rote Linie markiert die Schollenbox; für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

2.2.4 Bewertung der Forschungsdauerstationen für das Monitoring

Dauerstationen sind grundsätzlich von sehr hohem Wert für ein Monitoring, da mit einer vergleichbaren Methodik langfristige Datensätze vorliegen, aus denen sich die zeitliche Variabilität der natürlichen Bedingungen und der anthropogenen Belastungen ablesen lässt.

Senckenberg Dauerstationen

Die Senckenbergstationen liegen in der Nähe der NLWKN-Monitoringstation und werden seit 1978 mindestens dreimal pro Jahr beprobt. Es liegen also Erkenntnisse aus der Zeit lange vor Beginn des NLWKN-Monitorings (2006) vor und es ließen sich jahreszeitliche Fluktuationen bestimmen. Die Stationen stellen somit eine wertvolle Ergänzung zu den bestehenden Monitoringprogrammen dar. Die Ergebnisse lassen sich allerdings nicht direkt mit den NLWKN-Monitoringergebnissen vergleichen, da die Proben mit einem größeren Van-Veen-Greifer (0,2 m²) genommen werden und mit geringeren Siebmaschenweiten gesiebt wird (0,63 mm).

Die sieben Dauerstationen des Transekts Deutsche Bucht bis Doggerbank sind ebenfalls von großem Wert für das Monitoring. Begonnen wurde die jährliche im Frühjahr (Mai) stattfindende Beprobung in 1990 und die Methodik (VV 0,1 m² und 1 mm Sieb) entspricht der der meisten Monitoringbeprobungen. Die vier Stationen, die im Elbeurstromtal liegen, stellen die einzigen Probenahmestellen in diesem großen Bereich dar. Die beiden in der inneren Deutschen Bucht liegen im Schlickgebiet südlich von Helgoland. Eine dieser Stationen ist identisch mit einer AWI-Dauerstation (P12 bzw. Ssd) und die andere liegt in unmittelbarer Nähe der AWI-Dauerstationen (H1 bzw. Sl1). Nach der Sedimentkarte von GPDN (Grundlage Figge 1981) unterscheiden sich aber die Sedimente beider Stationen, was aber anhand der Sedimentproben vom AWI und Senckenberginstitut überprüft werden sollte (Abbildung 16).

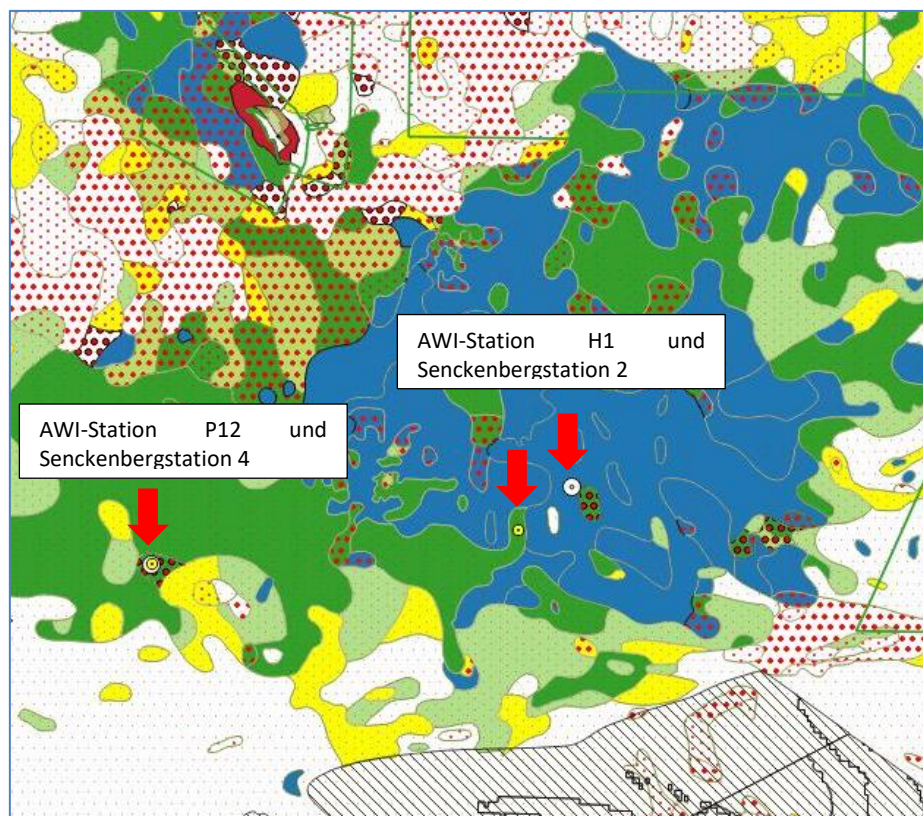


Abbildung 16: AWI-Dauerstationen P12 und H1 = weißer Punkt und Senckenbergstation 2 und 4 = gelber Punkt und Sedimenttypen nach Figge (1981); blaue, grünliche und gelbe Bereiche = schlickige bis schlicksandige Gebiete, weiße Bereiche = sandige Gebiete, Rot gepunktete Bereiche = grobsandige Gebiete.

AWI Dauerstationen

Die AWI Dauerstationen sind ebenfalls sehr wertvoll, da sie in Bereichen der Nordsee liegen, in denen keine behördlichen Monitoringstationen liegen. Die Probenahmemethodik ist seit dem Jahr 2000 vergleichbar mit der der Monitoringaktivitäten. Vor 2000 wurde nur mit einem 0,5 mm Sieb gesiebt und ab 2000 zusätzlich mit einem 1 mm Sieb. Drei Stationen werden seit den 1960ern beprobt und die Station (WB) am nördlichen Rand des FFH-Gebietes Sylter Außenriff seit den 1980ern. Die beiden küstennah gelegenen Stationen sind zusammen mit den Senckenbergstationen (s. o.) die einzigen Stationen, die im Küstengewässer südlich von Helgoland liegen und damit im Einflussbereich der großen Flüsse Elbe und Weser. Die Sedimente in diesem Meeresbereich sind durch hohe sehr Schlickgehalte gekennzeichnet.

Die AWI Dauerstation Feinsand (Fsd) liegt in dem feinsandigen Bereich in der Nähe einer BfN-Monitoringstation. Da die BfN Monitoringstationen in grobsandigeren Sedimenten liegen, wird mit der Station Feinsand (Fsd) ein anderer Biotoptyp abdeckt und sollte damit für das Monitoring herangezogen werden. Die AWI Dauerstation Weiße Bank (WB) liegt im schlicksandigen Sediment im BHT Offshore Circalittoral. Es ist die einzige Station in diesem Habitat und daher sehr wichtig. An dieser Station sind die Fischereiintensitäten sehr hoch (Abbildung 14).

FAZIT

Die Dauerstationen vom Senckenberginstitut und vom AWI stellen sehr wertvolle zusätzliche Informationen für die Bewertung dar, weil sie schon über mehrere Jahrzehnte beprobt werden (30 - 50 Jahre) und außerdem in Bereichen liegen in denen keine behördlichen Monitoringstationen sind. Aus diesem Grund sollte es angestrebt werden, die Daten für eine gemeinsame Bewertung verfügbar zu machen, bzw. die Kollegen, die für diese Stationen verantwortlich sind, in die Bewertungen mit einzubinden.

2.2.5 Zusammenfassung derzeitigen Beprobungen und Nutzen für die MSRL-Monitoringstrategie

Die räumliche Abdeckung der Nordsee mit Monitoringstationen ist deutlich zu gering, da einige Bereiche ungenügend beprobt werden. Die Methodik der derzeitigen Probennahmen unterscheidet sich teilweise im Zeitpunkt der Probennahme und der Art und Weise der Probenahme (Greifertyp und Siebgröße). Die sublitoralen Beprobungen für das Endobenthos finden i. d. R. mit einem 0,1 m² Van-Veen-Greifer statt, und die Sedimente werden über ein 1 mm Sieb gesiebt (Ausnahme BfG 0,5 mm Sieb) (Tabelle 1). Die Anzahl der Parallelgreifer variiert zwischen 3 und 10. Einige Behörden erheben an den Stationen Begleitparameter (z. B. BfN, Korngrößen und organischer Gehalt im Sediment). Einige Behörden nehmen die Proben einmal (LLUR, BfG), andere zweimal pro Jahr (NLWKN) und das BfN in 3-jährigem Rhythmus. Teilweise unterschiedlich ist auch der Zeitpunkt der Probennahme: Die Proben der BfG werden im November, die vom LLUR im Frühherbst (August/September), die vom NLWKN im Frühjahr und Herbst und vom BfN im Frühjahr genommen. Für das Epibenthos werden an den o. g. Endobenthos-Monitoringstationen parallel Dredgeproben genommen (Tabelle 2). Die Probennahme und Aufarbeitung unterscheidet sich zwischen den Behörden durch unterschiedliche Dredgen und Schleppdauer, so dass diese Daten nur eingeschränkt miteinander verglichen werden können.

Bewertung der Eignung der einzelnen schon bestehenden Monitoringstationen:

Für die Bewertung der Monitoringstationen kann neben den obigen Karten zu natürlichen abiotischen Bedingungen (Abbildungen 8 bis 10) und anthropogenen Belastungen (Abbildungen 11 bis 15) die OSPAR-Darstellung zum BH3-Index, in der die Belastungssituation (Bodenfischerei) mit der Sensitivität der Benthosgemeinschaften verschnitten werden, herangezogen werden (Abbildung 17).

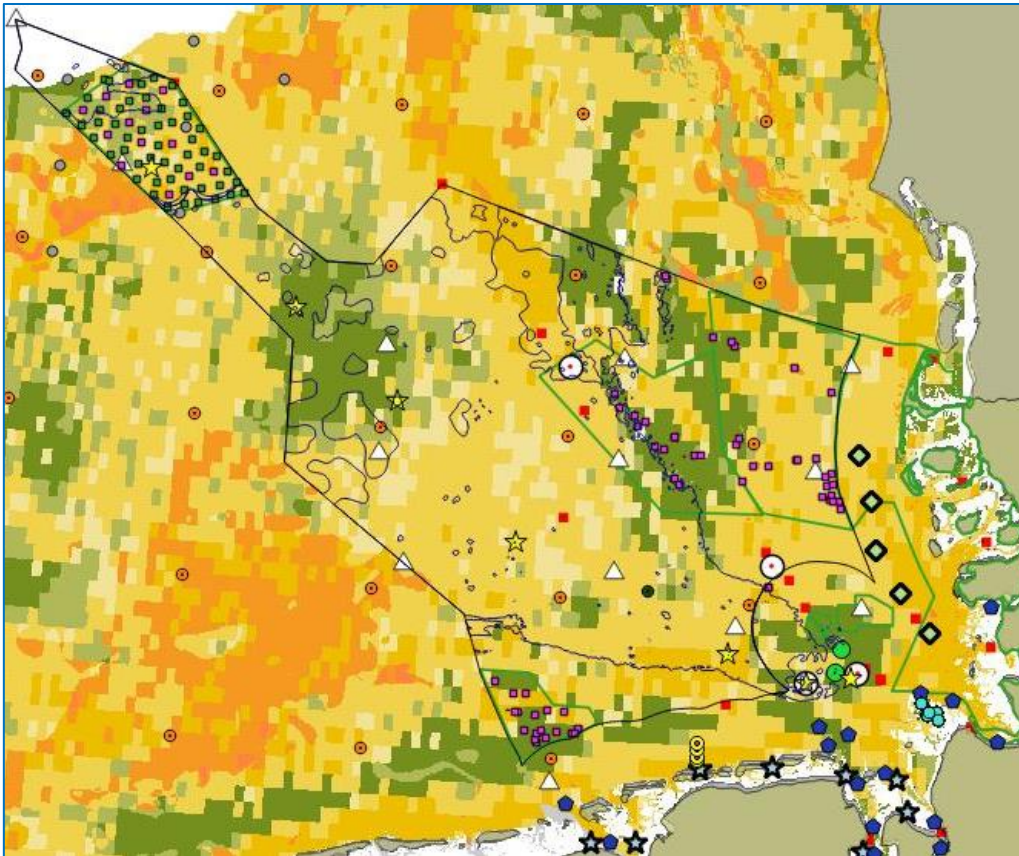


Abbildung 17: Räumliche Ausdehnung der Beeinträchtigung durch grundberührende Fischerei in der deutschen Nordsee im Zeitraum 2010–2015 (OSPAR Intermediate Assessment 2017); Grün = geringe Beeinträchtigung, Orange = starke Beeinträchtigung; für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

Küstenmeer:

Vor der Küste von Schleswig-Holstein ist das Küstenmeer mit fünf Monitoringstationen des LLUR abgedeckt. Diese Stationen liegen im Bereich der höchsten anthropogenen Störungen durch Eutrophierung und Fischereiaktivitäten. Dieser Bereich ist aber auch durch eine große natürliche Variabilität durch starke Scherkräfte am Boden gekennzeichnet (Abbildung 10). Die Auswirkungen durch Fischerei auf das Benthos zu detektieren ist daher schwierig. Da es in diesem Teil des Küstenmeers aber keine Regionen gibt, an denen die Scherkräfte geringer sind, gibt es keine Alternativen zu diesen Stationen. Sie sind von den Korngrößen her vergleichbar, wenngleich geringe Differenzen bestehen, die bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen.

Im Küstengewässer um Helgoland gibt es keine Monitoringstationen, die mit einem Greifer beprobt werden. Nahe Helgoland wird ein spezielles Monitoring (Laminarien-Haftkrallenfauna und Benthosfauna Tiefe Rinne) vom LLUR durchgeführt.

Die Küste vor Niedersachsen unterscheidet sich von dem Seegebiet vor Schleswig-Holstein durch die nach Norden schneller zunehmenden Wassertiefen, was dazu führt, dass der natürliche Scherstress geringer als vor der Küste von Schleswig-Holstein ist. Die Monitoringstation des NLWKN liegt nördlich von Norderney mit einer Wassertiefe > 10 m. Die Forschungsstationen vom Senckenberginstitut decken den Bereich zwischen 10 und 20 m ab. Dieser Bereich ist gekennzeichnet durch eine hohe Fischereiintensität und hohe Nährstoffkonzentrationen, die aber geringer als vor der Küste von Schleswig-Holstein sind.

AWZ: In der AWZ findet das BfN-Monitoring statt, wo ausgewählte Gebiete (FFH-Monitoring und Doggerbank Effekt-Monitoring) alle drei Jahre intensiv untersucht werden. Im Bereich des Sylter

Außenriffs und des Borkum Riffgrunds liegen die Stationen meist in Gebieten, die relativ geringe Fischereiintensität aufweisen (Abbildungen 14 und 15 und Abbildung 17). Im Gegensatz dazu liegen die Stationen auf der Doggerbank und Amrum Bank sowohl in Bereichen mit hoher als auch niedriger Fischereiintensität, so dass ein Vergleich zwischen unterschiedlichen Belastungsintensitäten möglich wäre.

Das biologische Monitoring des Bundes (BSH/IOW) fand von 2008 bis 2011 mit zwei Beprobungen (Frühjahr und Herbst) pro Jahr statt und misst neben der Benthosfauna zahlreiche physikalische und chemische Parameter (u. a. Abbildung 6). Diese 12 Stationen waren über die gesamte AWZ verteilt und fanden parallel zu den Nährstoff- und Chlorophylluntersuchungen des BSH statt. In vielen Bereichen der Nordsee (Elbeurstromtal, nordwestliche Spitze der AWZ) waren es die einzigen Monitoringstationen des Bundes und eine Fortführung wurde regelmäßig von der FachAG Benthos im BLANO Kreis eingefordert. Die Daten von 2008 bis 2011 bilden eine gute Grundlage, um eine Eignung für das MSRL Monitoring zu prüfen, und sollten für die Auswertungen herangezogen werden.

FAZIT

Die räumliche Abdeckung der Nordsee mit Monitoringstationen ist in den meisten Bereichen viel zu gering. Die derzeitigen Stationen lassen keine Vergleiche der Auswirkungen von unterschiedlichen anthropogenen Belastungen zu. Gut mit Stationen abgedeckt sind 1) der flache Bereich vor der Küste von Schleswig-Holstein und 2) die Sandbank in der nordwestlichen Nordsee.

2.3 Vorschlag für ein MSRL-Benthos-Monitoringkonzept

2.3.1 Kriterien zur Eignung von Monitoringstationen

Monitoringstationen müssen so platziert werden, dass 1) aus den Ergebnissen Aussagen über den ökologischen Zustand ableitbar sind und 2) sie repräsentativ für das zu bewertende Gebiet sind. Außerdem muss der Probenaufwand in einem vertretbaren und bezahlbaren Aufwand bleiben. Daher sollten die Forschungsdauerstationen, die teilweise seit den 1960ern beprobt werden, sowie die Monitoringstationen des Bundes (BSH/IOW im Auftrag des UBA), die seit 2012 nicht mehr beprobt werden, berücksichtigt werden. Es muss versucht werden, z. B. durch Kooperation mit den Forschungsinstituten, sie in das Monitoringkonzept mit einzubinden, um den Probenaufwand so gering wie möglich zu halten bzw. vorhandene Erkenntnisse nutzen zu können.

In den obigen Kapiteln wurde beschrieben, wie sich in den einzelnen Regionen der Nordsee sowohl die natürlichen Bedingungen als auch die anthropogenen Belastungen unterscheiden. Das hat zur Folge, dass die spezifischen Bedingungen der zu bewertenden Gebiete bei der Lokalisation der Monitoringstationen berücksichtigt werden müssen. Aus den Monitoringergebnissen müssen Maßnahmen abgeleitet werden können, die zum GES führen. Dazu ist es notwendig, dass die anthropogenen Belastungen, die ein Gebiet beeinträchtigen, benannt werden können. Dieses ist nur möglich, wenn die Monitoringstationen so gewählt werden, dass sie von den abiotischen Bedingungen her vergleichbar sind, sich aber in der Höhe der jeweiligen anthropogenen Belastungen unterscheiden. So kann versucht werden, bei der Bewertung des Zustands der benthischen Lebensräume, die natürliche Variabilität von den Auswirkungen durch die anthropogenen Belastungen zu trennen.

Anhand der folgenden Kriterien wurde die Lage der Monitoringstationen ermittelt:

- Vergleichbare natürliche Verhältnisse durch Berücksichtigung der naturräumlichen Unterschiede (z. B. Scherkräfte, Wassertiefen, Sedimente).
- Vergleichbare anthropogene Belastungen hohe und niedrige Belastungen durch Fischerei bzw. Nährstoffe).
- Beprobung von Stationen sowohl mit niedrigen, als auch mit hohen anthropogenen Belastungen bei vergleichbaren natürlichen Bedingungen.
- Stationsorte sollten repräsentativ für eine größere Fläche sein, das heißt, sie sollten nicht am Habitatrand bzw. im Einflussbereich angrenzender Habitate liegen.
- Berücksichtigung der Lage von Forschungsdauerstationen, um sie in das MSRL-Monitoring mit einzubinden.
- Berücksichtigung der Lage dem Offshore Windparks, der Seetrennungsgebiete und der Sand- und Kiesentnahmestellen.

Um ein MSRL-Benthos-Monitoringkonzept entwickeln zu können, müssen folgende Fragen bearbeitet werden: 1) welche BHT sollten beprobt werden, 2) wo sollten unter Berücksichtigung bereits vorhandener Informationen die Monitoringstationen im BHT liegen und 3) wie oft und mit welcher Methodik sollten die Stationen beprobt werden?

2.3.2 Welche BHT sollten beprobt werden?

Das Probennahmekonzept muss sich an den Vorgaben der MSRL orientieren. Die MSRL fordert: „Die Überwachungsprogramme müssen innerhalb der Meeresregionen und -unterregionen untereinander kompatibel sein und auf einschlägigen Bewertungs- und Überwachungsbestimmungen, die in den Rechtsvorschriften der Gemeinschaft, einschließlich der Habitatrichtlinie und der Vogelschutzrichtlinie, oder in internationalen Übereinkommen festgelegt sind, beruhen und mit diesen vereinbar sein.“ (EU, 2008). Bestehende Monitoringprogramme (z.B. WRRL- und FFH-Bewertungen) müssen daher mit dem MSRL-Monitoring in einen Gesamtkontext zu sehen sein. Tabelle 3 listet die übergeordneten Habitate und die behördlichen Zuständigkeiten auf. Außerdem ist dargestellt, ob es bereits Voruntersuchungen bzw. ein etabliertes Monitoring gibt. In den nach MSRL definierten BHTs liegen die nach FFH-Richtlinie definierten Lebensraumtypen (LRT), wie Sandbänke, Riffe und Meeresarme/Buchten, die nach WRRL definierten Wasserkörper der Küstengewässer und nach § 30 BNatSchG gelistete Biotope. Auf dem Benthos-Workshop (6.2.2019 im BSH) wurde für das MSRL-Monitoring vorgeschlagen, die LRT-Flächen für Sandbänke und Riffe und die nach § 30 BNatSchG gelisteten Biotope aus der BHT-Bewertung herauszunehmen und sie als Other Habitats separat zu bewerten (Abbildung 18). Der LRT „Flache Meeresarme/Buchten“ wird nicht separat bewertet, sondern geht in dem BHT Circalittoral sand auf. In der Tabelle 4 sind die Vorschläge des Workshops, welche BHT bewertet werden sollten und welche nicht, zusammengestellt. Die Tabelle stellt eine Diskussionsgrundlage dar und über das endgültige Vorgehen für die nächste MSRL-Bewertungsrunde sind noch Absprachen notwendig.

FAZIT

Für die BHT Circalittoral und Offshore circalittoral sand und mud müssen MSRL-Monitoringkonzepte entwickelt werden. Die übrigen Flächen werden durch FFH-RL oder WRRL bewertet. Die oben benannten Vorschläge müssen für die nächste MSRL-Bewertungsphase noch diskutiert werden.

Tabelle 3: Übergeordnete Habitats, behördliche Zuständigkeiten und durchgeführte Voruntersuchungen bzw. etabliertes Monitoring.

Übergeordnete Habitats	Namen	Zuständigkeit Bund	Voruntersuchung/ etabl. Dauermonitoring	Zuständigkeit Länder	Voruntersuchung/ etabl. Dauermonitoring
Broad Habitat Types (MSRL)	Circalittoral	BfN	Nein	Nds, SH	Nein
	Offshore circalit.	BfN	Nein	(Nds.), SH	Nein
Lebensraumtypen (FFH)	Riffe	BfN	Ja	Nds, SH	Identifizierung potentieller. Flächen
	Sandbänke	BfN	Ja	Nds, SH	Identifizierung potentieller. Flächen
	Meeresarme/ Bucht			Nds, SH	Nein
§ 30 BNatSchG gelisteten Biotope	KGS / KG	BfN	Ident. potent. Flächen	Nds, SH	Identifizierung potentieller. Flächen
	Schlicksubstrate mit bohrender Bodenmegafauna	BfN	Modellierte pot. Flächen		
(Wasserkörper, WRRL)	Watt, LRT: Vegetationsfreies Schlick, Sand- und Mischwatt)			Nds., HH, SH	Ja

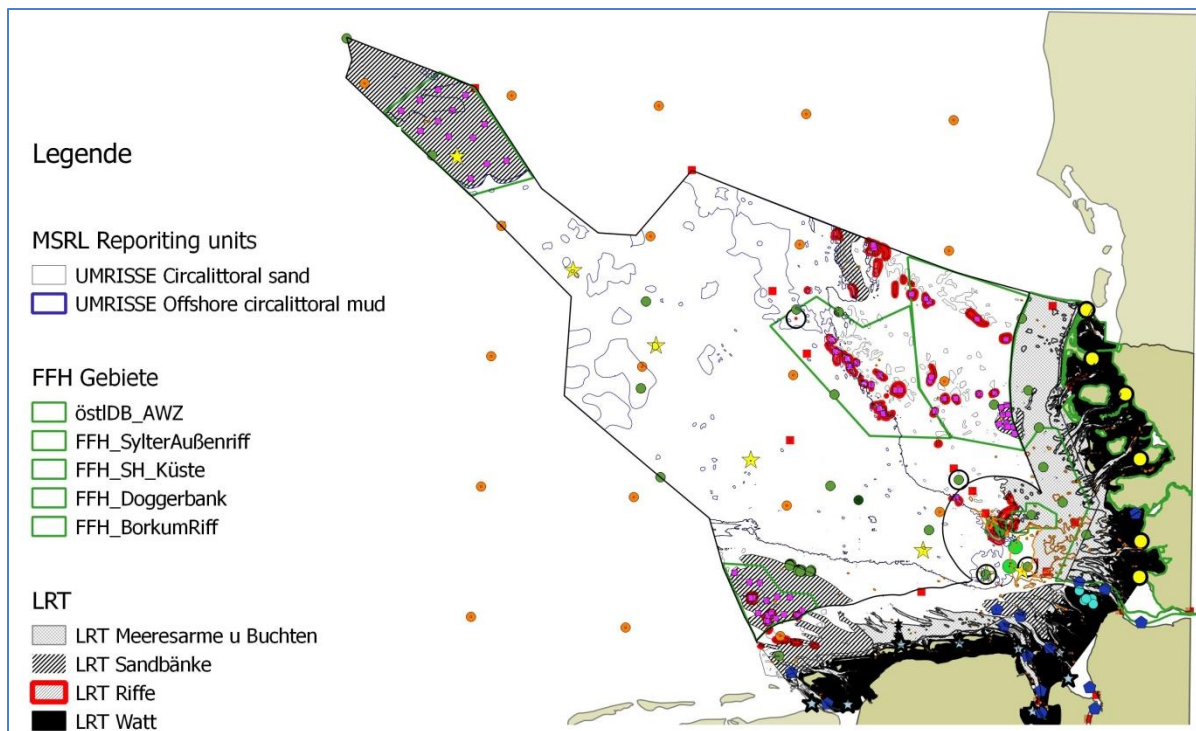


Abbildung 18: BHT und LRT (schwarze Fläche = LRT Watt, graue Fläche = LRT Sandbank, hellgraue Fläche = LRT Meeresarme und Buchten, roter Rahmen LRT = Riff); für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b; für die Zuordnung zu den BHT siehe Abbildung 1.

Tabelle 4: Vorschläge des Workshops (BSH 6.2.2019), welche BHT bewertet werden sollten, welche nicht und wie die dort liegenden Monitoringstationen genutzt werden sollen.

BHT			Bewertung durch
Littoral sand, mixed mud (Watt)	Watt	Wird auf das Eulitoral begrenzt	<ol style="list-style-type: none"> 1) WRRL MZB Stationen 2) WRRL-Makrophyten/Seegras 3) FFH-Wattbewertung inkl. Muschelbänke (Fläche und Kondition)
Infralittoral			Keine separate Bewertung aufgrund der undefinierbaren Lichtverhältnisse und Schwebstoffsituation im Wattenmeer; Flächen zum Circalittoral gefasst, WRRL Sublittoralstationen werden dort genutzt
Circalittoral	Mixed sediment		Die dort liegenden WRRL-Stationen werden dem BHT Circalittoral sand zugewiesen
	Coarse sediment		Kein spezifisches Monitoring, wegen der großen Überlappung mit Circalittoral sand sowie der Riffe
	Rock und biogenic reefs		Bewertet durch LRT Riffe, datenbasierte erweiterte FFH-Bewertung
	mud		SH prüft, ob bestehende Monitoringaktivitäten (Tonne E3, AWI) ausreichend sind, dieses BHT zu bewerten
	sand		Bewertungskonzept s. u.
Offshore circalittoral	Coarse sediment		Sehr geringer Flächenanteil (ca. 0,3 % der Gesamtfläche)
	Rock und biogenic reefs		Bewertet durch LRT Riffe, datenbasierte erweiterte FFH-Bewertung
	mud		Im Küstengewässer prüft SH, ob bestehende Monitoringaktivitäten (SAM, AWI) ausreichend sind, dieses BHT zu bewerten; in der AWZ werden diese Flächen durch das BfN auf grabende Megafauna untersucht, die nach OSPAR bewertet wird. Die Verdachtsflächen für grabende Megafauna stimmen nicht völlig mit diesem BHT überein und ein Monitoring gibt es bisher noch nicht.
	sand		Bewertungskonzept s. u.

2.3.3 Monitoring im BHT Circalittoral

2.3.3.1 Beschreibung des BHT Circalittoral

Zwischen den drei circalittoralen Bereichen (küstennah vor den Küsten von Niedersachsen und Schleswig-Holstein und küstenfern auf der Doggerbank s. o (Abbildungen 1 und 18)) bestehen deutliche Unterschiede bzgl. der natürlichen Bedingungen und anthropogenen Belastungen. Der küstenferne Bereich liegt innerhalb des FFH-Gebietes Sandbank und wird daher separat als Other Habitat Type bewertet, so dass in dieser Studie kein Vorschlag zu einem Probenkonzept erfolgt. Natürliche Bedingungen: Flächenmäßig dominieren in allen drei circalittoralen Bereichen feinsandige Sedimente, vor allem auf der Doggerbank, die ausschließlich dem BHT Circalittoral sand zugeordnet wurde. Die beiden küstennahen circalittoralen Bereiche sind heterogener durch Bereiche mit Grobsand (BHT Circalittoral coarse sediment), Riffstrukturen (BHT Circalittoral rock and biogenic reef), gemischten Sanden (BHT Circalittoral mixed sediment in den Rinnen der Ästuarien) und Schlick (BHT Circalittoral mud, südöstlich von Helgoland). Auch die Salzgehalte unterscheiden sich zwischen den drei Bereichen des Circalittorals (Abbildung 19). Die niedrigsten Salzgehalte finden sich vor der Küste von Schleswig-Holstein, die höchsten im küstenfernen Circalittoral. Die Wassertiefen der küstennahen Bereiche (> 5 - 34 m) sind deutlich niedriger als im küstenfernen Circalittoral (30 - 40 m). Die Topographie der beiden küstennahen Circalittoral Bereiche unterscheidet sich deutlich, denn vor der Küste von Niedersachsen fällt die Küste sehr viel schneller ab als vor der Küste von Schleswig-Holstein, sodass das Küstenmeer von Niedersachsen Wassertiefen bis 25 m, das von Schleswig-Holstein lediglich bis 17 m aufweist. Das ist zum einen relevant für den Scherstress, der vor der Küste von Schleswig-Holstein sehr viel höher ist, zum anderen auch für die Artenzahlen, die mit zunehmender Wassertiefe zunehmen, wie Armonies et al. (2014) für den circalittoralen Bereich vor der Küste von Schleswig-Holstein gezeigt haben.

Anthropogene Belastungen: Die Nährstoffkonzentrationen (DIN und Phosphat) sind in den drei circalittoralen Bereichen unterschiedlich. Sie sind am geringsten im küstenfernen Circalittoral und am höchsten im Küstenmeer vor Schleswig-Holstein. Auch die Belastung durch Fischereiintensität ist im gesamten Küstenmeer von Schleswig-Holstein am höchsten, verglichen mit dem Küstenmeer von Niedersachsen, wo sich die Bereiche mit einer sehr hohen Fischereiintensität auf einen schmalen Bereich vor der Küste bis Wassertiefen < 20 m konzentrieren. Die geringen Fischereiintensitäten im niedersächsischen Küstenmeer in den Wassertiefen > 20 m sind durch das Seetrennungsgebiet, in dem nicht gefischt wird, bedingt.

Hohe Fischereiintensitäten (ICES 2010 - 2015, s. o. Abbildung 14 und s. u. Abbildung 22) beschränken sich nicht nur auf den Küstenbereich, sondern finden sich beispielsweise auch westlich des Küstenmeeres von Schleswig-Holstein und an der nördlichen Grenze des niedersächsischen Küstenmeeres. Bereiche mit geringer Fischereiintensität finden sich beispielsweise im Bereich des BHT Circalittoral mud südlich von Helgoland, im Borkum Riffgrund und östlich davon sowie in den nördlichen Bereichen des Sylter Außenriffs, der zum BHT Circalittoral sand gezählt wird.

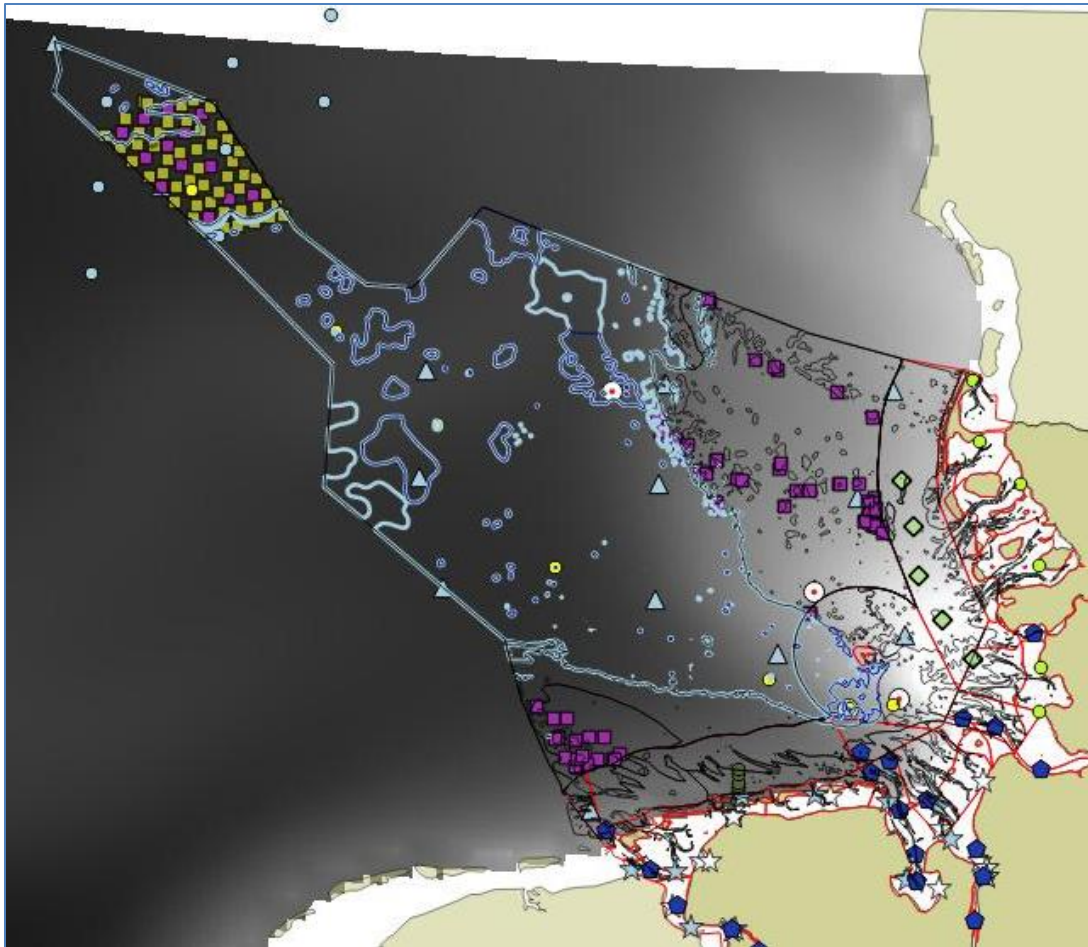


Abbildung 19: Salzgehalte in der Nordsee (Quelle AWI, Jan Holstein, pers. comm.); blaue Linie Grenze zwischen den BHT Circalittoral und Offshore circalittoral für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b; für die Zuordnung zu den BHT siehe Abbildung 1.

1) Circalittoral, küstennah vor der Küste von Niedersachsen

Der Bereich beinhaltet das Küstenmeer von Niedersachsen und Teile der AWZ. Innerhalb des BHT sind die LRT Sandbänke und Riffe ausgewiesen, die separat beprobt werden (s. o. Kapitel 2.3.2 und Abbildung 18). In der AWZ ist der Borkum Riffgrund als FFH-Gebiet ausgewiesen und wird daher vom BfN schon mit einer größeren Stationszahl beprobt. Die Sandbänke im niedersächsischen Küstenmeer werden noch nicht überwacht, d. h. es findet noch kein regelmäßiges Monitoring statt.

Den größten Teil des Circalittorals machen Feinsandbereiche aus und werden damit zum BHT Circalittoral sand gezählt, der sowohl im Küstenmeer (eine Station vom NLWKN und eine Station der BfG) als auch in der AWZ nicht ausreichend beprobt wird. Das BHT Circalittoral mud gibt es nicht und die Beprobung beschränkt sich damit auf das BHT Circalittoral sand. Vor der Küste von Schleswig-Holstein ist dieses BHT durch die fünf LLUR-Monitoringstationen gut abgedeckt und es stellt sich daher die Frage, ob die Ergebnisse des LLUR-Monitorings auf das niedersächsische BHT übertragbar sind. Für die Vergleiche der beiden Meeresgebiete standen die LLUR- und NLWKN-Monitoringdaten und niedersächsische Daten (Artenzahlen) aus der Veröffentlichung von Kröncke & Reiss (2010) zur Verfügung. Die NLWKN-Monitoringstation (Nney_MZB_9) liegt in einer Wassertiefe unter 10 m und die LLUR-Monitoringstationen in Wassertiefen über 10 m, was sich an den deutlich höheren Artenzahlen der LLUR-Stationen widerspiegelt (Abbildung 20), sodass die Monitoringstationen dieser beiden Meeresgebiete nicht vergleichbar sind. Auch die Stationen auf dem Senckenberg-Transekt vor Norderney liegen in Wassertiefen über 10 m (10 m - 20 m), so dass auch diese Stationen nicht mit

der NLWKN-Station verglichen werden können. Außerdem beziehen sich die Artenzahlen der Senckenberg-Stationen auf eine Probenfläche von 0,2 m², so dass die Artenzahlen auch aus diesem Grund nicht direkt mit den Angaben der NLWKN-Station vergleichbar sind. Mit Wassertiefen zwischen jeweils 10 und < 20 m sind die Senckenberg-Stationen vor Norderney aber mit denen der Monitoringstationen des LLUR vergleichbar und auch die Artenzahlen sind vergleichbar hoch (Abbildung 21 a und b). Eine nähere Analyse war wegen fehlender Rohdaten der Senckenberg-Stationen nicht möglich. Da sich aber die natürlichen Bedingungen der Meeresgebiete vor Schleswig-Holstein und vor Niedersachsen unterscheiden (z. B. sind die Scherkräfte niedriger), sollten in dem niedersächsischen Küstenmeer zusätzliche Monitoringstationen liegen und keine Übertragung der Monitoringergebnisse von der Küste vor Schleswig-Holstein auf die niedersächsische Küste erfolgen.

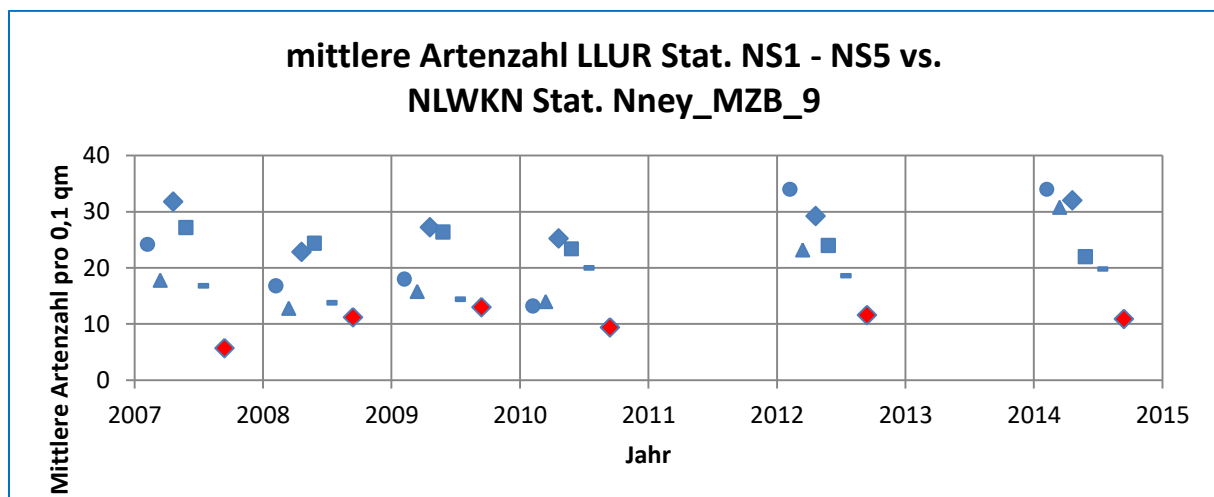


Abbildung 20: Vergleich der Artenzahlen zwischen den LLUR-Monitoringstationen (NS1 bis NS5) und der NLWKN-Monitoringstation (Nney_MZB_9); Rot = NLWKN-Station, Blau = LLUR-Stationen, Kreis = NS1, Dreieck = NS2, Raute = NS3, Quadrat = NS4, _ = NS5.

2) Circalittoral, küstennah vor der Küste von Schleswig-Holstein

Der Bereich beinhaltet das Küstenmeer vor Schleswig-Holstein und erstreckt sich aber auch weit in die AWZ hinein. Innerhalb des BHT sind die LRT Sandbänke (z. B. Amrumbank) und Riffe (Sylter Außenriff) ausgewiesen, die separat beprobt werden (s. o. Kapitel 2.3.2 und Abbildung 18). Die LRT in der AWZ sind als FFH-Gebiet ausgewiesen werden daher vom BfN schon mit einer größeren Stationszahl beprobt. Die Sandbänke und Riffe im Küstenmeer von Schleswig-Holstein werden noch nicht überwacht, d. h. es findet noch kein regelmäßiges Monitoring statt.

Anders als vor Niedersachsen gibt es südlich von Helgoland einen größeren schlickigen Bereich, der zum BHT Circalittoral mud gehört. Den größten Teil des Circalittorals machen jedoch Feinsandbereiche aus und gehören damit zum BHT Circalittoral sand. Vor der Küste von Schleswig-Holstein ist das BHT Circalittoral sand durch die fünf LLUR-Monitoringstationen gut abgedeckt, während in der AWZ keine behördlichen Monitoringstationen liegen. Auch im BHT Circalittoral mud liegen zurzeit noch keine behördlichen Monitoringstationen aber Dauerstationen vom AWI und vom Senckenberginstitut.

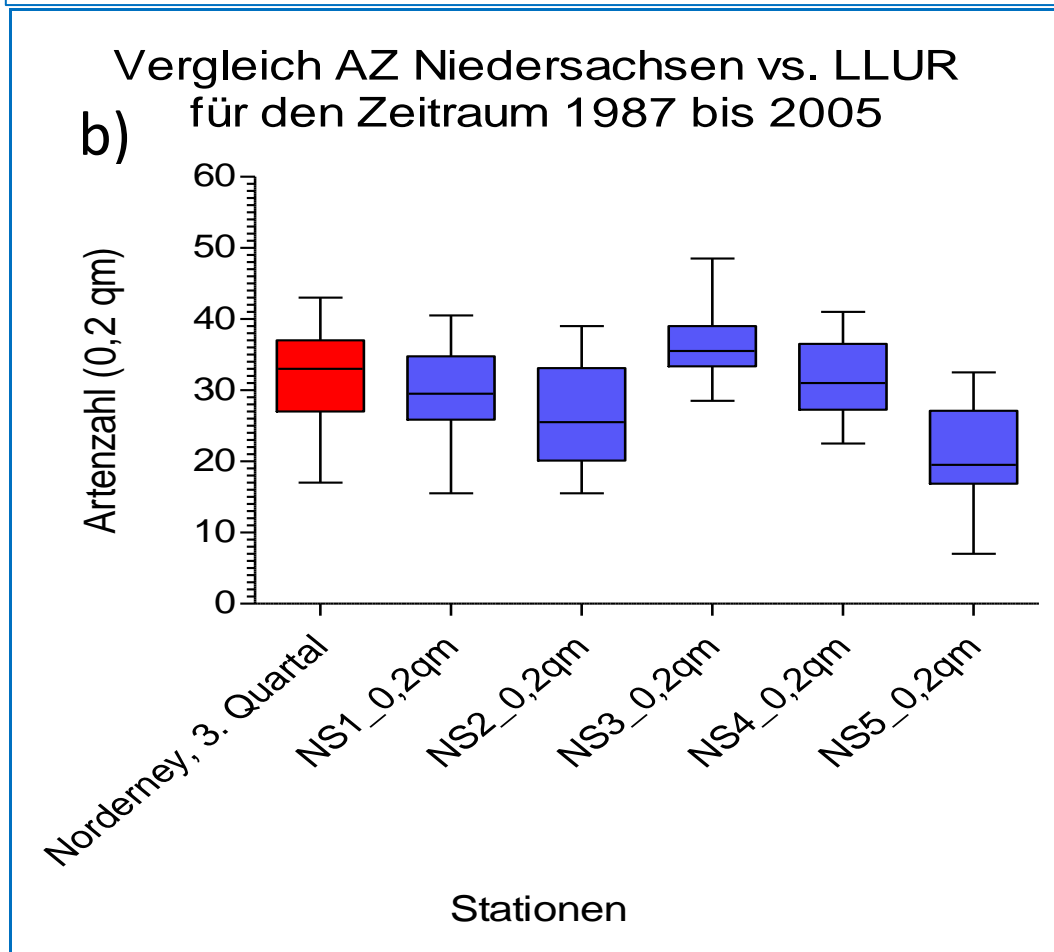
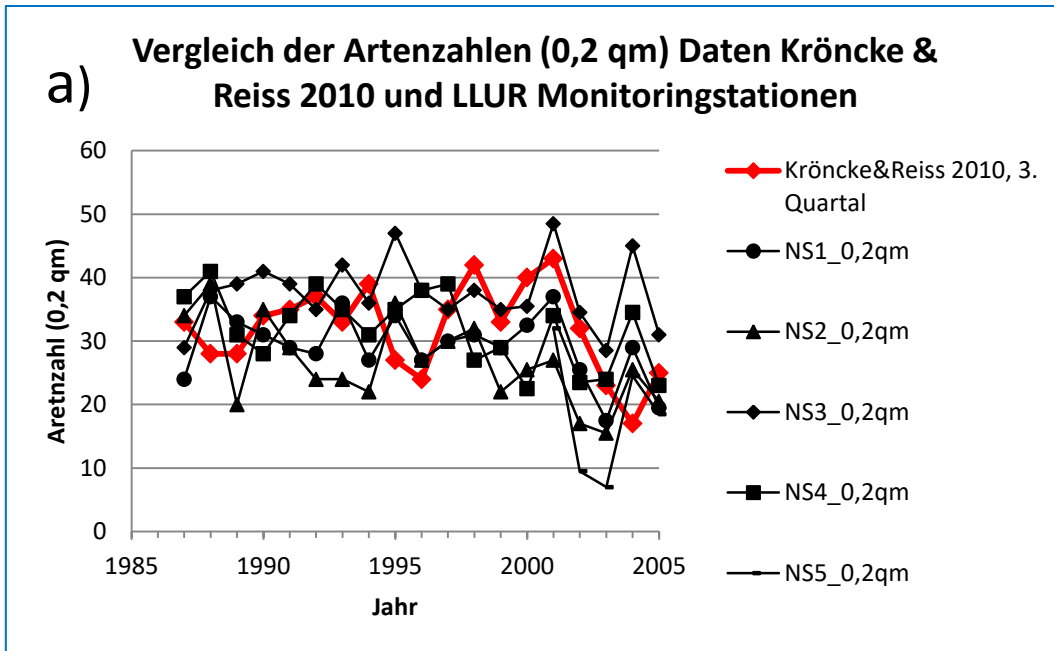


Abbildung 21 a und b: Vergleich der Artenzahlen zwischen den LLUR-Monitoringstationen (NS1 bis NS5) und der Senckenbergstation vor Norderney im Zeitraum von 1987 bis 2005. Die Artenzahlen beziehen sich auf die Probenfläche von 0,2 m². Die obere Abbildung 21 a zeigt die einzelnen Jahre, die untere Abbildung 21 b zeigt die Mittelwerte der Artenzahlen von 1987 bis 2005.

2.3.3.2 Vorgeschlagene Monitoringstationen im BHT Circalittoral

Die vorgeschlagenen Monitoringstationen stellen eine Minimalanforderung dar und eine Aufstockung der Stationsanzahl würde die Aussagekraft des Monitorings in jedem Fall verbessern.

Für die Positionswahl der Monitoringstationen wurde prinzipiell so vorgegangen wie oben in dem Kapitel Kriterien zur Eignung von Monitoringstationen beschrieben (Kapitel 2.3.1). Eine Tabelle mit den vorgeschlagenen Monitoringstationen findet sich im Anhang (Annex-tabelle 2).

Vorgeschlagenen Monitoringstationen im BHT Circalittoral sand

Vor der Küste von Niedersachsen wurden im BHT Circalittoral sand 11 Stationen vorgeschlagen, von denen zwei Stationen mit geringer Fischereiintensität im Verkehrstrennungsgebiet liegen (Nr. 6 (BSH Schwermetallstation) und Nr. 7) und eine Station (Nr. 2) an der Position des Senckenbergtransekt Norderney liegt und damit u. U. durch eine mögliche Kooperation mit dem Senckenberginstitut nicht zusätzlich beprobt werden müsste (Abbildung 22). Die beiden Stationen im Verkehrstrennungsgebiet können u. U. nicht beprobt werden, hätten aber den sehr großen Vorteil, dass in diesem Bereich (und wahrscheinlich schon über einen längeren Zeitraum) sehr geringe Fischerei stattfindet (Abbildungen 22 und 23). Die Stationen Nr. 1 - Nr. 3 liegen in Wassertiefen < 20 m mit einer mittleren bis hohen Fischereiintensität und die übrigen Stationen Nr. 6 - Nr. 11 in Wassertiefen > 20 m mit niedrigen (Nr. 4 - Nr. 9) und hohen Fischereiintensitäten (Nr. 10 und Nr. 11). Die Scherkräfte durch Wellen sind in diesem Teil des BHT für alle Stationen vergleichsweise niedrig (Abbildung 24).

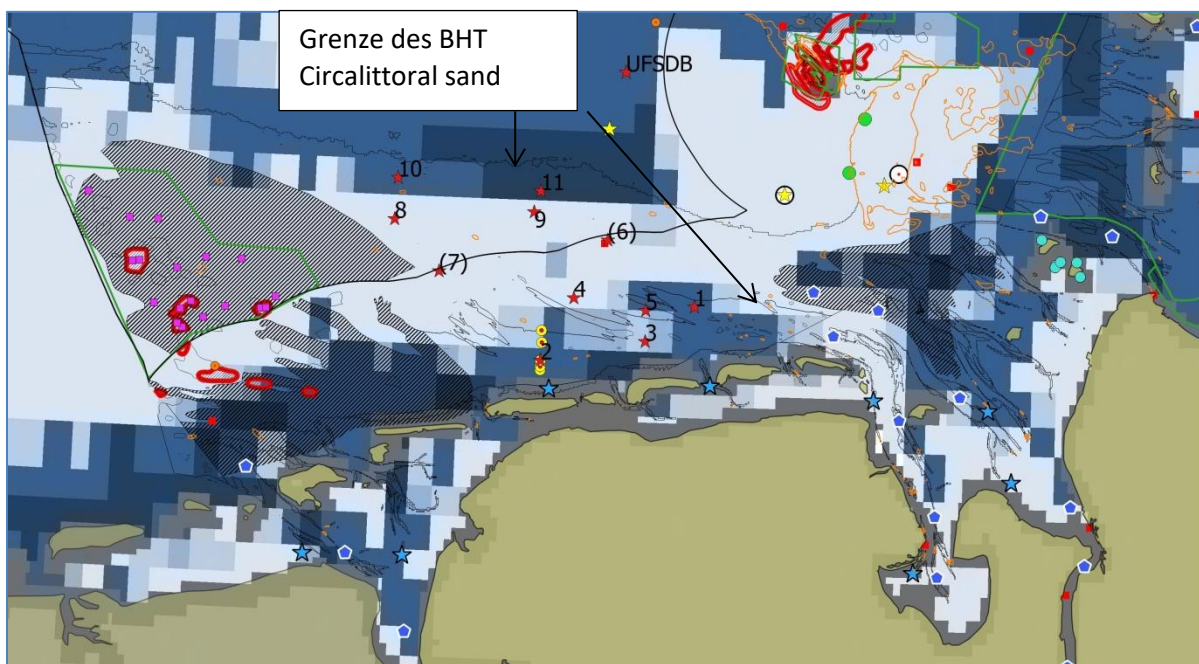


Abbildung 22: Vorgeschlagene Monitoringstationen (rote Sterne) vor der niedersächsischen Küste; schraffierte Flächen = Sandbänke; blaue Bereiche = Fischereiintensität (swept area ratio), Lila Quadrate = BfN-Monitoringstationen für LRT Riffe und Borkum Riffgrund; blaue Punkte = BfG-Monitoringstationen, gelbe Kreise mit rotem Punkt = Senckenbergtransekt vor Norderney, hellblaue Sterne = NLWKN-sublitorale Monitoringstationen; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

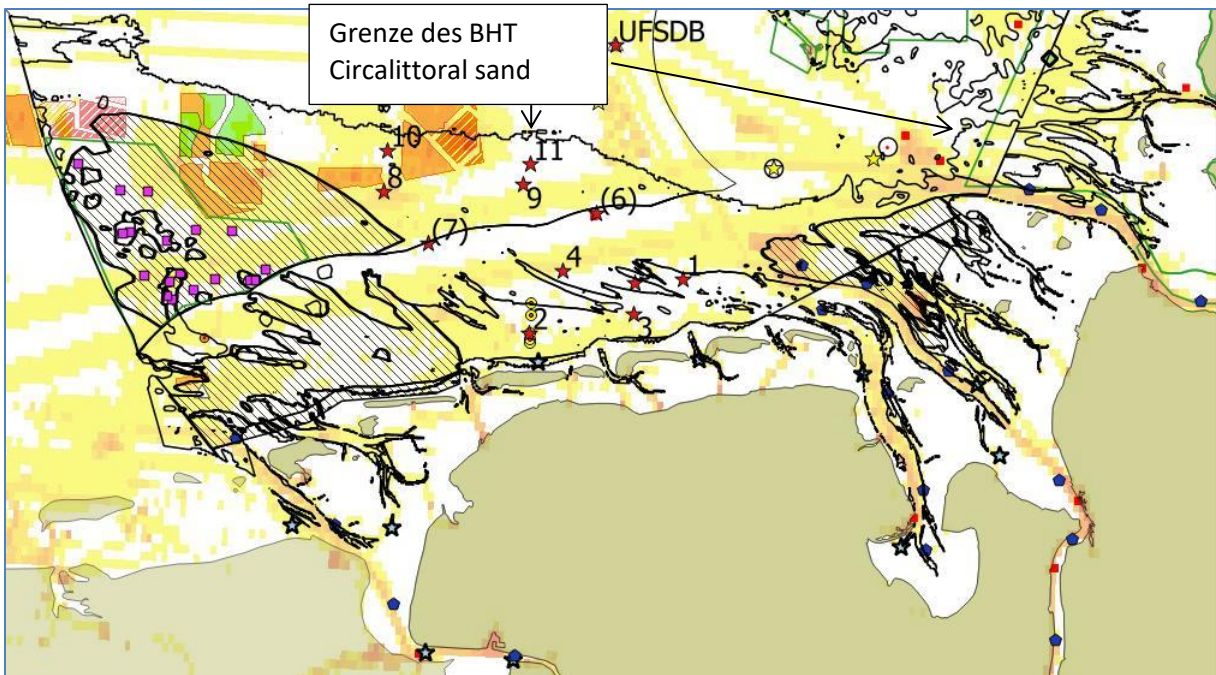


Abbildung 23: Vorgeschlagene Monitoringstationen (rote Sterne) vor der niedersächsischen Küste; schraffierte Flächen = Sandbänke; gelbe Bereiche = Schiffsverkehr (Quelle BSH Contis); rote und grüne Bereiche = Offshore Gebiete (Quelle BSH Contis); Lila Quadrate = BfN_Monitoringstationen für LRT Riffe und Borkum Riffgrund; blaue Punkte = BfG-Monitoringstationen, gelbe Kreise mit rotem Punkt = Senckenbergtransekt vor Norderney, hellblaue Sterne = NLWKN-sublitorale Monitoringstationen; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

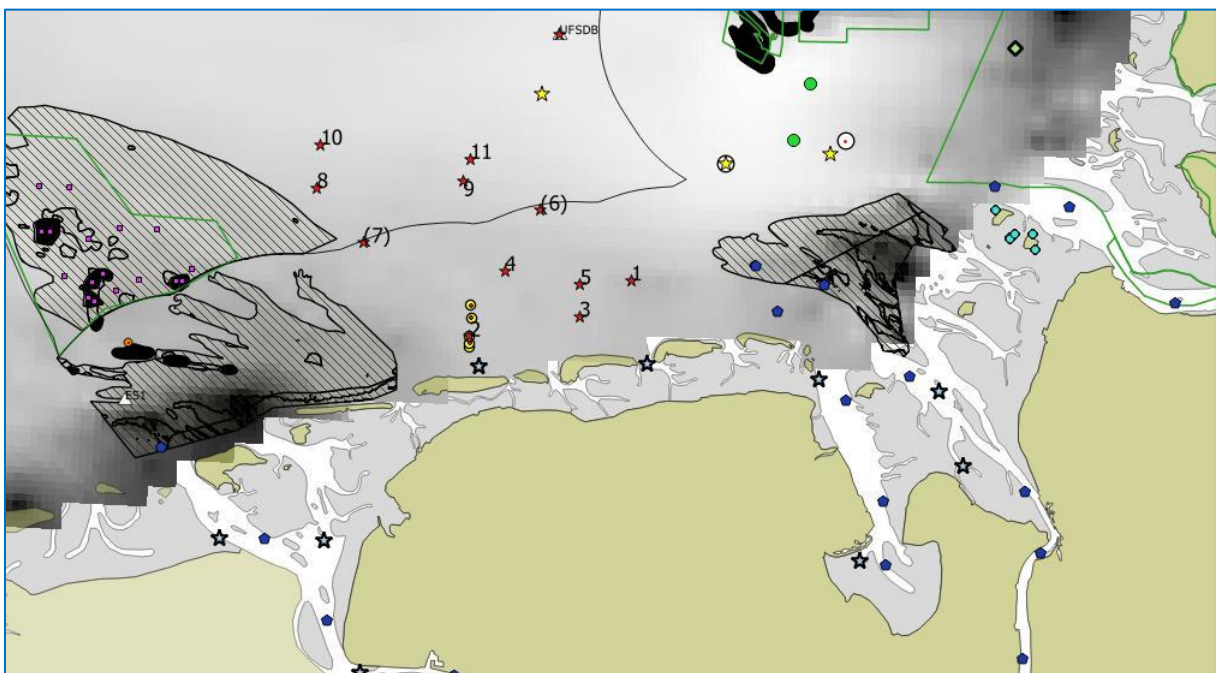


Abbildung 24: Vorgeschlagene Monitoringstationen (rote Sterne) vor der niedersächsischen Küste; schraffierte Flächen = Sandbänke; graue Flächen = mittlere Scherkräfte durch Wellen (Beermann et al. 2017); Lila Quadrate = BfN-Monitoringstationen für LRT Riffe und Borkum Riffgrund; blaue Punkte = BfG-Monitoringstationen, gelbe Kreise mit rotem Punkt = Senckenbergtransekt vor Norderney, hellblaue Sterne = NLWKN-sublitorale Monitoringstationen.

Vor der Küste von Schleswig-Holstein wurden im BHT Circalittoral sand sechs Stationen vorgeschlagen, so dass in diesem BHT zusammen mit den fünf LLUR-Monitoringstationen und der AWI-Station Fsd 12 Monitoringstationen liegen (Abbildungen 25 bis 27). Sechs Stationen haben Wassertiefen < 20 m, eine mittlere bis hohe Fischereiintensität, hohe Scherkräfte und hohe bis sehr hohe Nährstoffkonzentrationen. Von diesen Stationen war eine Station (Sylt1) zwischen 2008 und 2011 eine BSH/IOW-Monitoringstation. Sechs weitere Stationen haben Wassertiefen > 20 m, hohe und niedrige Fischereiintensitäten und niedrige Scherkräfte. Eine dieser sechs Stationen ist die AWI-Monitoringstation Fsd, die u. U. durch eine mögliche Kooperation beprobt werden könnte.

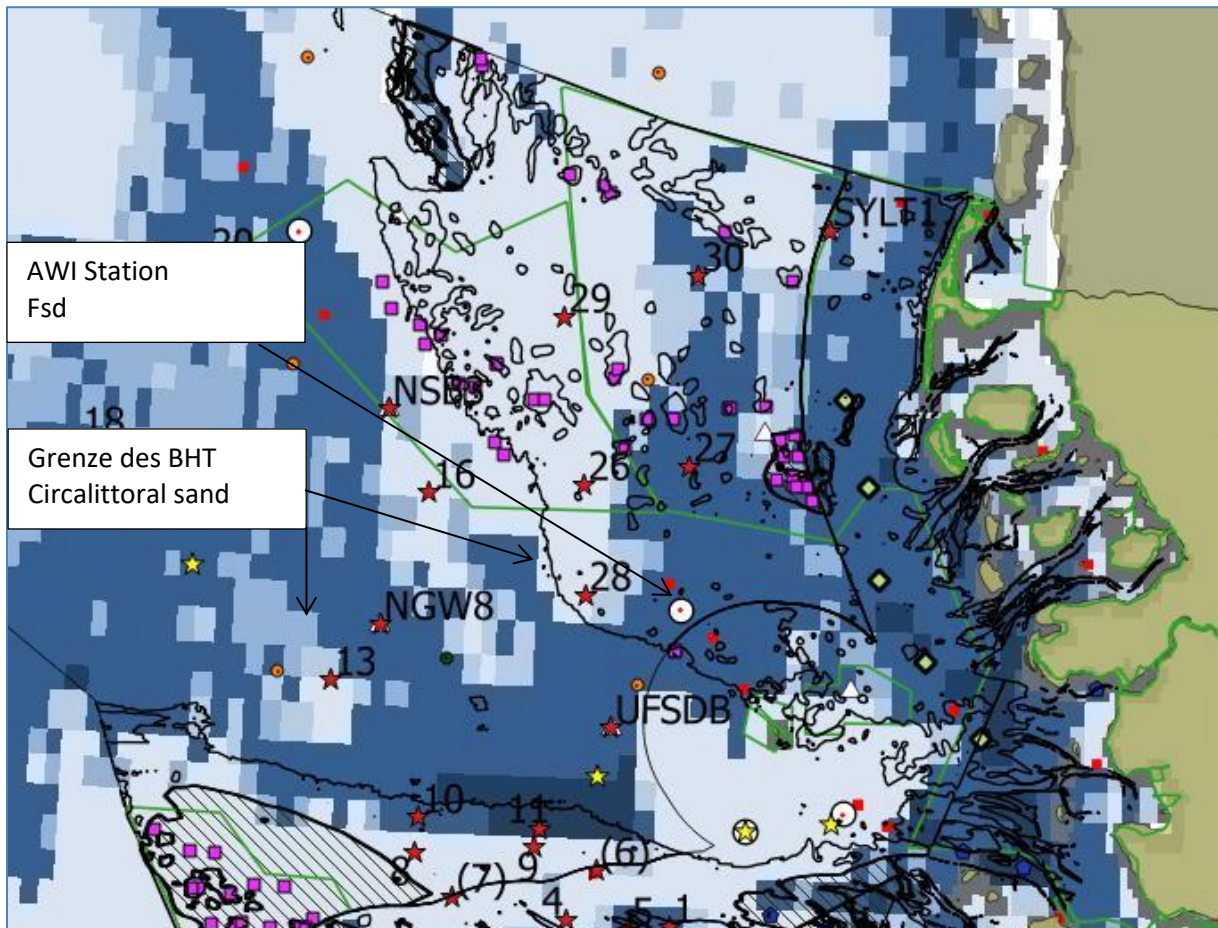


Abbildung 25: Vorgeschlagene Monitoringstationen (rote Sterne) vor der Küste von Schleswig-Holstein und Fischereiintensität (swept area ratio); schraffierte Flächen = Sandbänke; Lila Quadrate = BfN-Monitoringstationen für LRT Riffe und Sandbänke; blaue Punkte = BfG-Monitoringstationen, weiße Kreise mit rotem Punkt = AWI-Monitoringstation, hellgrüne Rauten = LLUR-Monitoringstationen; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

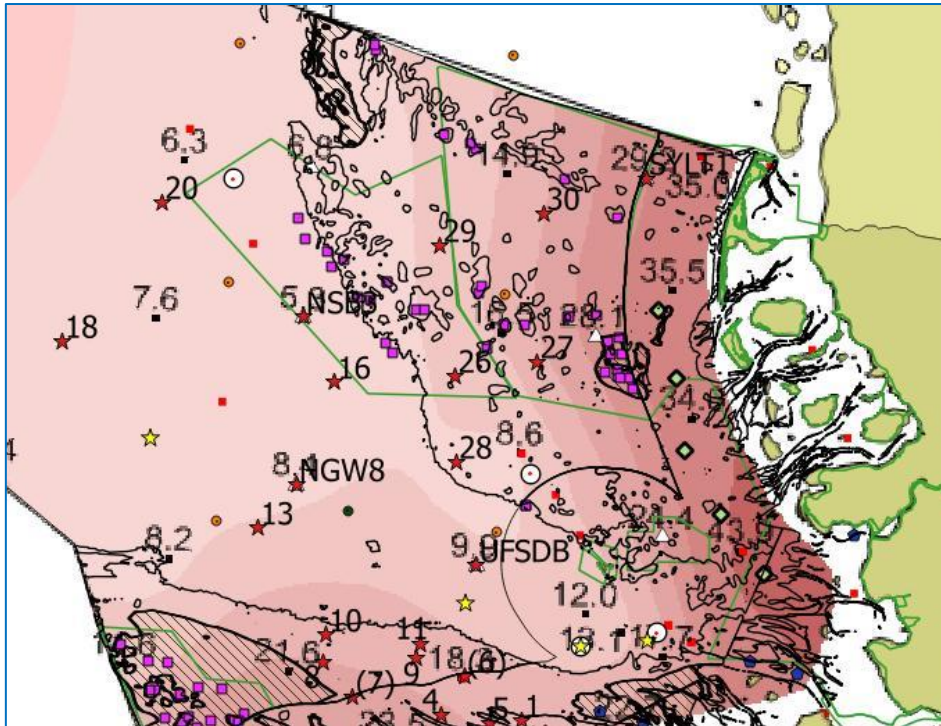


Abbildung 26: Vorgeschlagene Monitoringstationen (rote Sterne) vor der Küste von Schleswig-Holstein und DIN in Bodennähe 2010; schraffierte Flächen = Sandbänke; Lila Quadrate = BfN_Monitoringstationen für LRT Riffe und Sandbänke; blaue Punkte = BfG-Monitoringstationen, weiße Kreise mit rotem Punkt = AWI-Monitoringstation, hellgrüne Rauten = LLUR-Monitoringstationen; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten

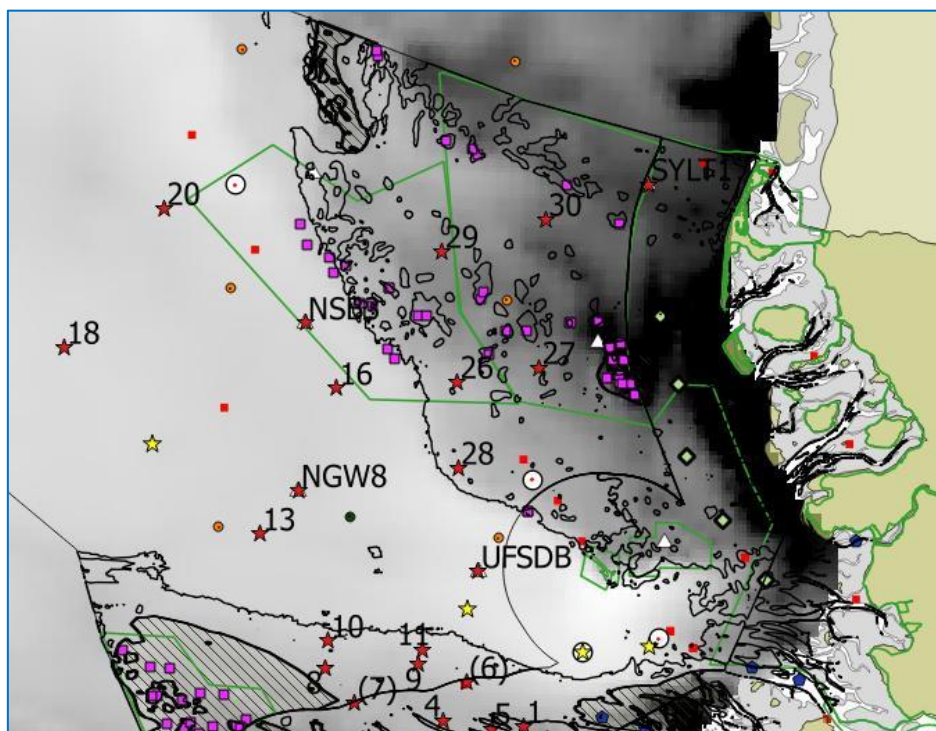


Abbildung 27: Vorgeschlagene Monitoringstationen (rote Sterne) vor der Küste von Schleswig-Holstein und mittlere Scherkräfte durch Wellen (Beermann et al. 2017); schraffierte Flächen = Sandbänke; Lila Quadrate = BfN-Monitoringstationen für LRT Riffe und Sandbänke; blaue Punkte = BfG-Monitoringstationen, weiße Kreise mit rotem Punkt = AWI-Monitoringstation, hellgrüne Rauten = LLUR-Monitoringstationen; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

Monitoring im BHT Circalittoral mud

Das schlickige Seegebiet südlich von Helgoland ist ein großes Sedimentationsgebiet und liegt im Einflussbereich der großen Flüsse. Es sollte unbedingt in das MSRL-Monitoring aufgenommen werden. Zuständig für dieses Gebiet ist Schleswig-Holstein, da das Gebiet im Küstenmeer von Schleswig-Holstein liegt. Der östliche Teil des Schlickgebietes fällt in das BHT Circalittoral während der westliche Teil zum BHT Offshore circalittoral gehört (Abbildung 28). Mit Ausnahme der nordöstlichen Ecke ist dieses Gebiet nur sehr wenig befischt (Abbildung 29) und auch die Scherkräfte sind sehr gering (Abbildung 30). Die Nährstoffkonzentrationen (DIN und PO_4) sind mittelhoch (Abbildung 11 und 12).

Das Seegebiet und angrenzende Bereiche wurden intensiv von Stripp (1969) mit Daten von 1965 untersucht. Die Stationen wurden von Heyer (2018) mithilfe einer Clusteranalyse berechnet. Es ergaben sich für das Schlickgebiet drei Cluster (A1 - A3, Abbildung 31); das Cluster A2 beinhaltet die reinen Schlickstationen, die Cluster A1 und A3 die schlickigen Feinsandstationen mit einem Schlickanteil von zwischen 21 - 50 %. Das Cluster A1 liegt am östlichen und das Cluster A3 am westlichen Rand des Schlickgebietes.

Derzeitig liegen in diesem Gebiet jeweils eine Dauerstation vom AWI und eine vom Senckenberginstitut und außerdem nimmt das BSH an drei Stationen Sedimentproben zur Bestimmung der Schwermetallgehalte im Sediment. Weiterhin liegt dort, direkt an der Grenze zwischen den BHT Circa- und Offshore circalittoral, die Tonne E3 an der Sedimente aus dem Hamburger Hafen untergebracht werden, und etwas weiter nördlich das dazugehörige Referenzgebiet (Abbildung 28).

Das Gebiet ist also schon mit Dauerstationen abgedeckt, die für die MSRL-Bewertung herangezogen werden sollten. Die Ergebnisse der Clusteranalyse in Abbildung 31 zeigen, dass die AWI-, Senckenbergstation und die Tonne E3 gut innerhalb des Clusters A2 liegen und nicht im Randbereich, so dass gefolgert werden kann, dass diese Stationen als charakteristisch für das BHT Circalittoral mud angesehen werden können. Bei der Station Tonne E3 muss berücksichtigt werden, dass es sich um eine Klappstelle handelt und daher nur bedingt als Monitoringstation geeignet ist, wobei hingegen die Referenzstation zur Tonne T3 geeignet wäre. Mithilfe der vorhandenen Daten dieser Stationen sollte überprüft werden, ob sie repräsentativ für das Gebiet und somit geeignet für die MSRL-Bewertung sind, oder ob noch zusätzliche Stationen benötigt werden. Es werden daher in dieser Studie keine zusätzlichen Stationen vorgeschlagen.

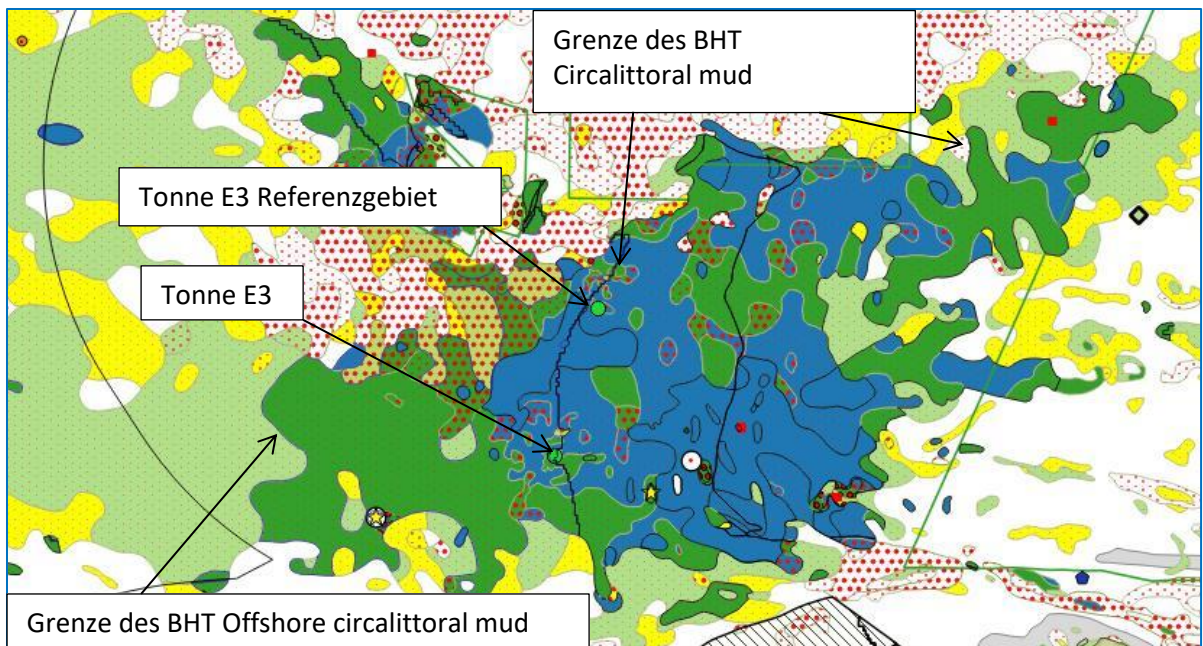


Abbildung 28: Circalittoral mud und Sedimenteigenschaften (Quelle GPDN, Grundlage Figgekarte); Blau = Schlickbereich, Grün mit roten Pünktchen = Feinsand mit einem Schlickanteil von 21 - 50 %; weißer Kreise mit rotem Punkt = AWI-Dauerstation, gelber Stern = Senckenbergstation; grüner Punkt = Tonne E3; hellgrüne Raute = LLUR-Monitoringstation NS5; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

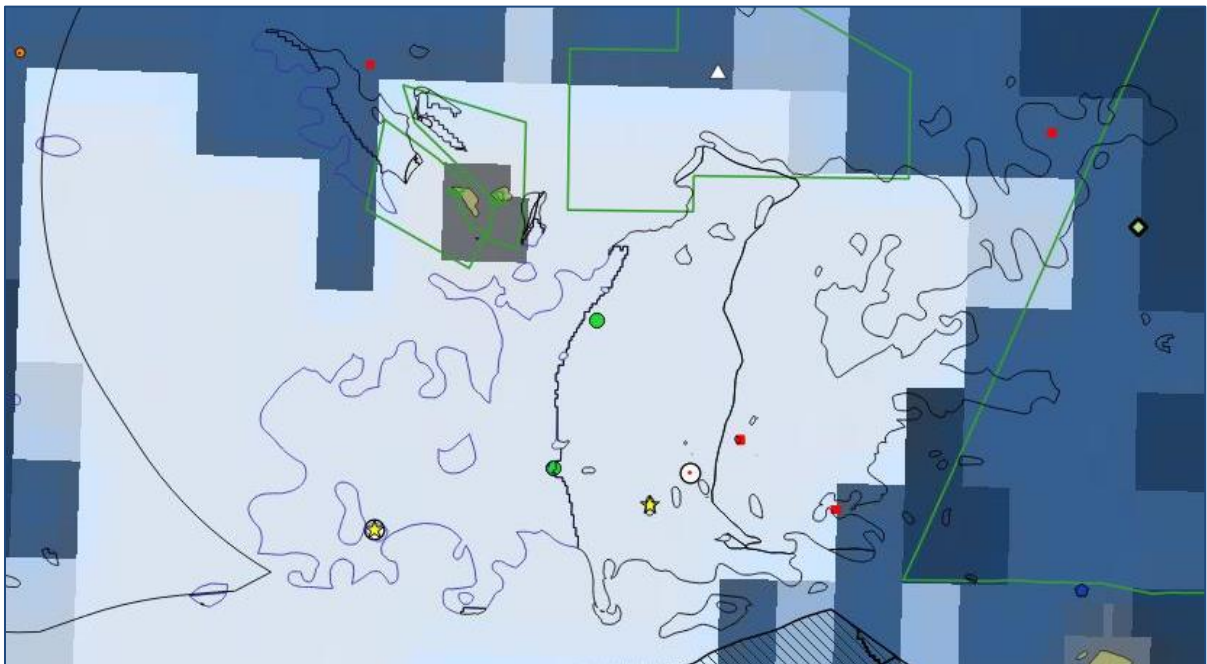


Abbildung 29: Circalittoral mud und Fischereiintensität (swept area ratio, Quelle OSPAR); weißer Kreise mit rotem Punkt = AWI-Dauerstation, gelber Stern = Senckenbergstation; grüner Punkt = Tonne E3; hellgrüne Raute = LLUR-Monitoringstation NS5; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

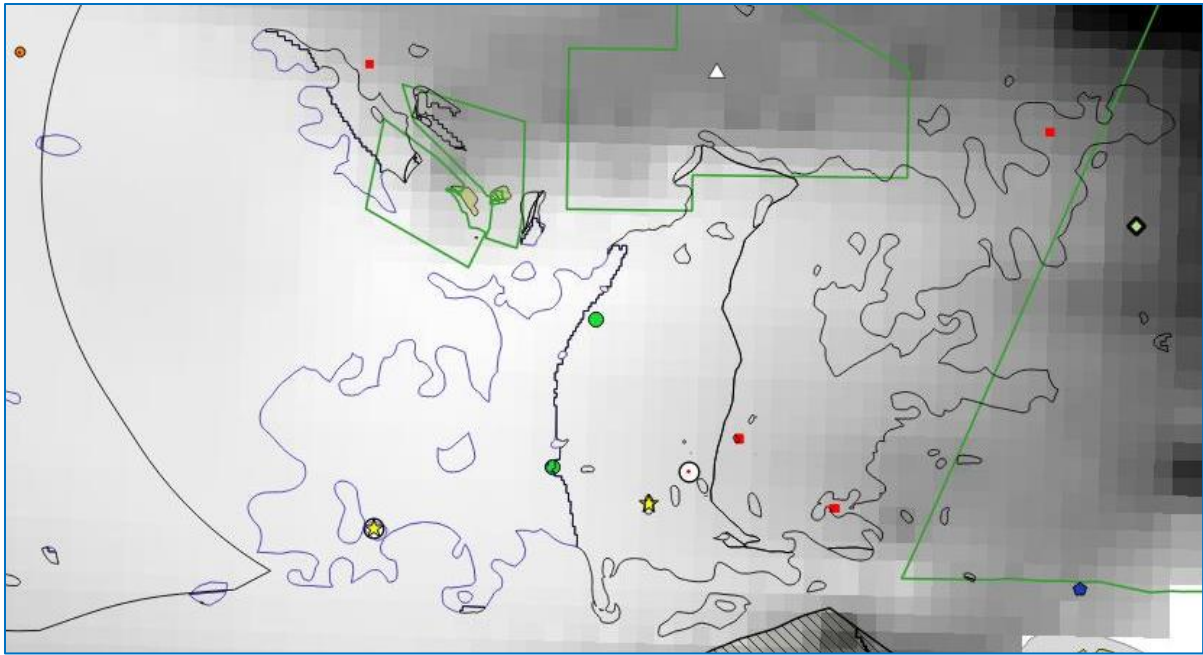


Abbildung 30: Circalittoral mud und mittlere Scherkräfte durch Wellen (Beermann et al. 2017); weißer Kreise mit rotem Punkt = AWI-Dauerstation, gelber Stern = Senckenbergstation; grüner Punkt = Tonne E3; hellgrüne Raute = LLUR-Monitoringstation NS5; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

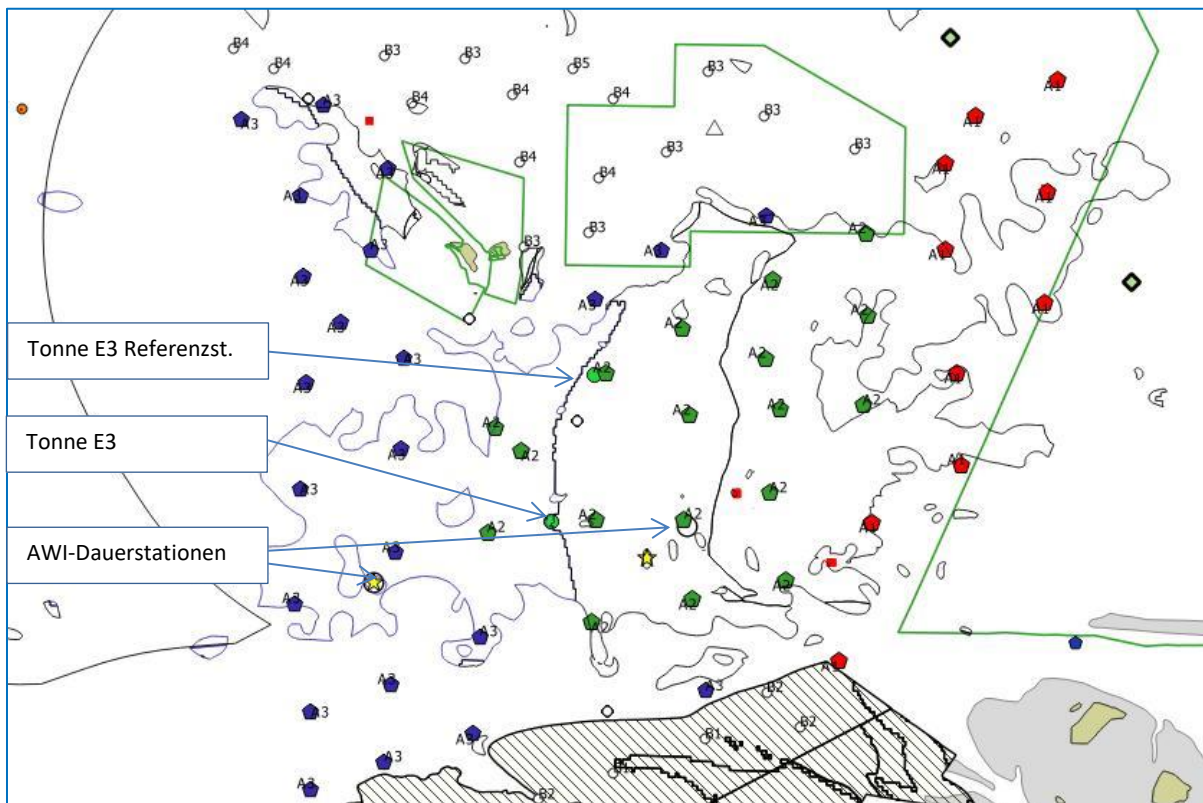


Abbildung 31: Circalittoral mud und Offshore circalittoral mud und die Zuordnung der Cluster (Pentaeder) der Daten in Stripp (1969) aus Heyer (2018); weiße Kreise mit rotem Punkt = AWI-Dauerstation, gelber Stern = Senckenbergstation; grüner Punkt = Tonne E3 und Referenzgebiet; hellgrüne Raute = LLUR-Monitoringstation NS5; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

2.3.4 Monitoring im BHT Offshore circalittoral

2.3.4.1 Beschreibung des BHT Offshore circalittoral

Das BHT Offshore circalittoral besteht hauptsächlich aus dem BHT Offshore circalittoral sand und mud.

Natürliche Bedingungen: Flächenmäßig dominieren feinsandige Sedimente, sodass dieses Gebiet hauptsächlich dem BHT Offshore circalittoral sand zugeordnet wird. Orientiert man sich an den Einteilungen anhand der Tiergemeinschaften nach Rachor & Nehmer (2003) lässt sich das BHT Offshore circalittoral in der äußeren AWZ mit der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft von der inneren AWZ mit der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft unterscheiden. Diese Gemeinschaften sind relativ stabil und wurden jüngst durch Meyer et al. (2018) bestätigt, wenngleich eine Zunahme von opportunistischen Massenarten, wie *Phoronis* spp. oder *Spiophanes bombyx*, festgestellt wurde (Meyer et al. 2018; Firma BioConsult, P. Schmitt, pers. comm.). Bei einer Wassertiefe von etwa 42 m läuft die Trennlinie zwischen den Gemeinschaften. Die Scherkräfte durch Wellen sind in dem Gebiet einheitlich niedrig (Abbildung 10).

Anthropogene Belastungen: Hohe Fischereiintensitäten gibt es in der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft und dem angrenzenden Bereich der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft (Abbildung 32). Da das gesamte Gebiet des BHT Offshore circalittoral außerhalb der Schollenbox liegt, kann mit schwerem Gerät gefischt werden. Eine relativ geringe Fischereiintensität weist der nordwestlichste (äußerste) Bereich der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft auf. Die DIN-Gehalte nehmen mit zunehmender Entfernung zur Küste ab. Dieser Gradient ist für Phosphat nicht so deutlich (Abbildungen 11 und 12).

2.3.4.2 Vorgeschlagene Monitoringstationen im BHT Offshore circalittoral

Vorgeschlagenen Monitoringstationen im BHT Offshore circalittoral sand

Für das BHT Offshore circalittoral sand wird vorgeschlagen zwischen den beiden Tiergemeinschaften, nach Rachor & Nehmer (2003, s. o.) zu differenzieren und beide Bereiche mit Monitoringstationen zu belegen. Insgesamt werden 14 Stationen vorgeschlagen von denen sechs in der *Nucula-nitidosa*- und acht in der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft liegen (Abbildungen 32 und 33). In der *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft gibt es nur wenige Bereiche mit geringer Fischereiintensität, die mit Stationen belegt werden konnten. Zwei (Stationen Nr. 13 und Nr. 16) der sechs Stationen liegen in Bereichen mit geringer Fischereiintensität während die vier übrigen Stationen eine mittlere aber meistens hohe Fischereiintensität aufweisen. Diese vier Stationen wurden so gelegt, dass sie auf den ursprünglichen Positionen der BSH/IOW-Monitoringstationen liegen. Auf diese Weise kann das Wissen von den Beprobungen vor 2012 genutzt werden. Auch zwei Senckenbergstationen liegen in diesem Bereich, ebenfalls in Gebieten mit hoher Fischereiintensität, und sie sollten in das MSRL-Monitoringkonzept eingebunden werden.

In der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft lassen sich sehr gut Bereiche mit geringer und hoher Fischereiintensität unterscheiden. Daher wurden drei Stationen (Nr. 18 - Nr. 20) an Positionen mit hoher und die übrigen Stationen in Bereichen mit niedriger Fischereiintensität gelegt. Auch in der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft gibt es zwei Senckenbergstationen. Sie liegen in Gebieten mit niedriger Fischereiintensität, und sie sollten in das MSRL-Monitoringkonzept eingebunden werden. Die AWI-Station WB ist schlickig und liegt daher im BHT Offshore circalittoral mud und kann daher nicht für das BHT Offshore circalittoral sand genutzt werden (Abbildung 32).

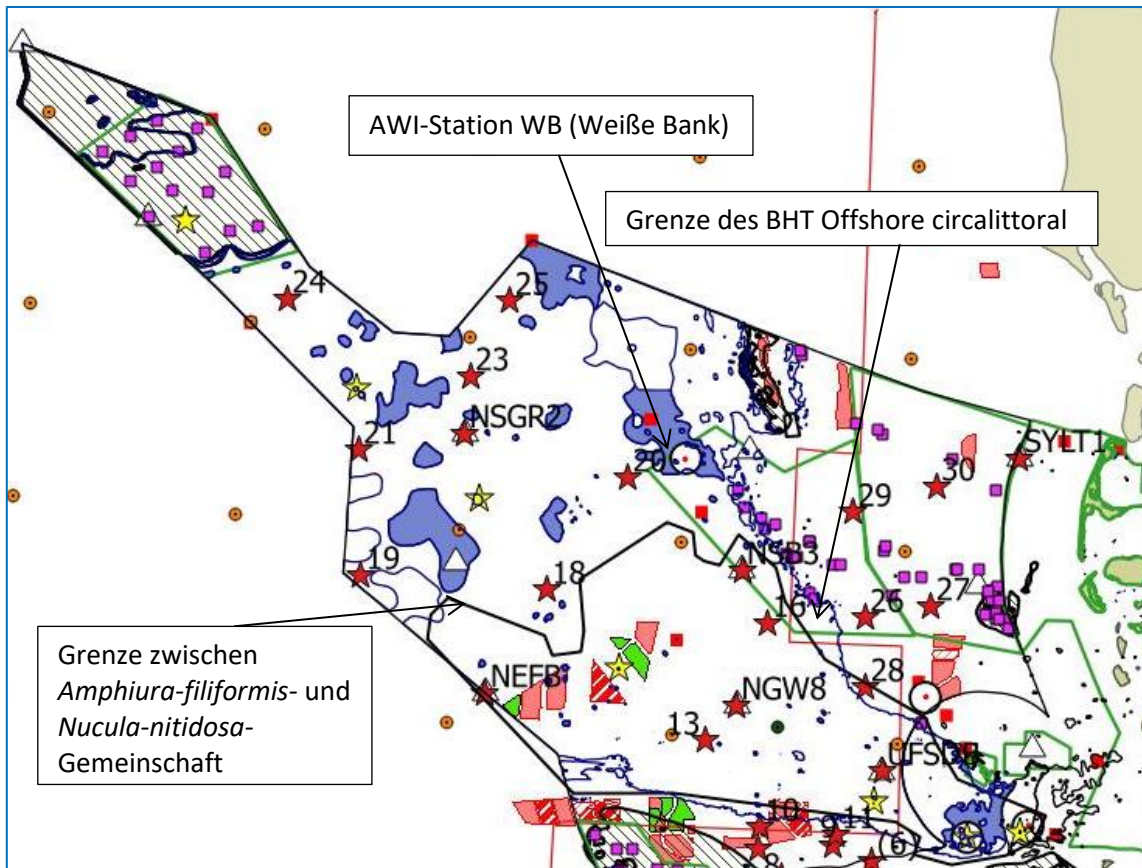


Abbildung 32: Vorgeschlagenen Monitoringstationen im Offshore circularittoral sand, rote und grüne Schraffuren = Offshore Installationen (Quelle BSH Contis), für die Zuordnung der Monitoringstationen zu den Symbolen siehe Abbildung 6 und Annexabbildung 1 a und b.

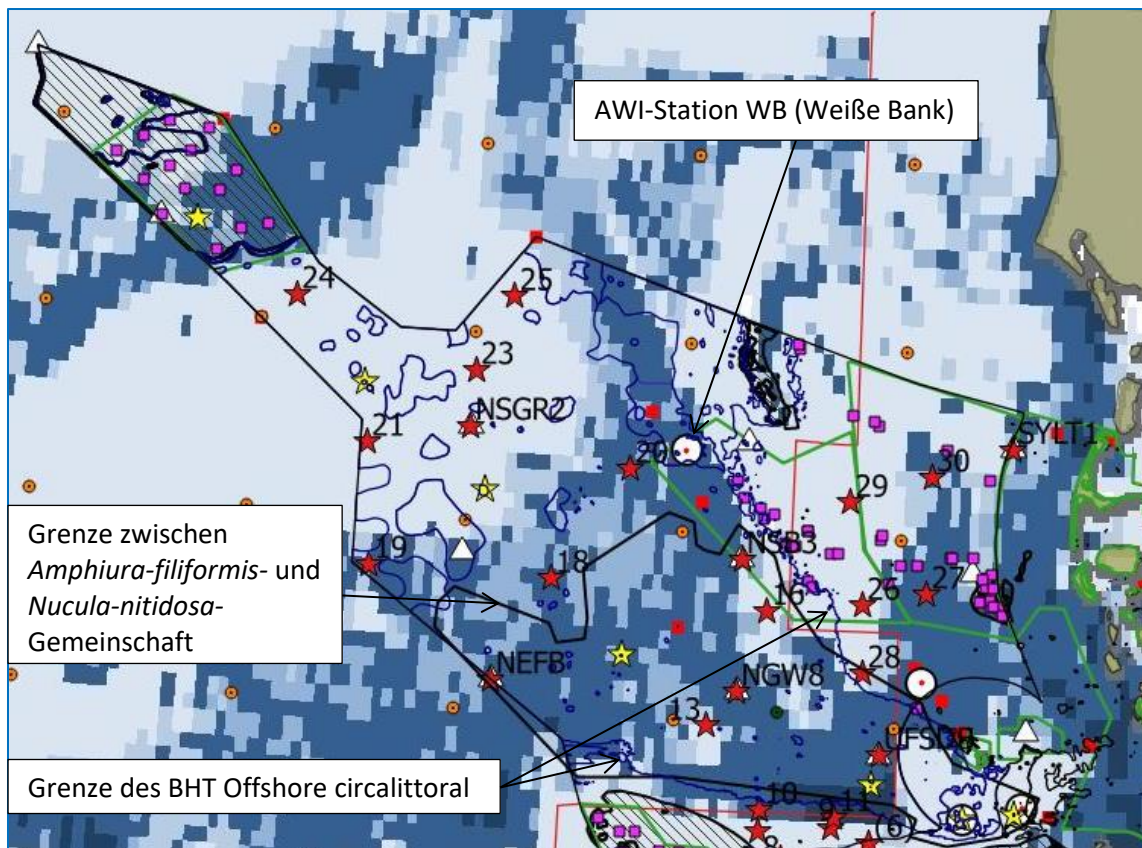


Abbildung 33: BHT Offshore circalittoral und Fischereiintensität (swept area ratio, Quelle OSPAR); rote Sterne = vorgeschlagene Monitoringstationen; weiße Kreise mit rotem Punkt = AWI-Dauerstationen, gelbe Sterne = Senckenbergstationen; oranger Kreis mit schwarzem Punkt = Senckenberg Epibenthosstationen; weißes Dreieck = BSH/IOW Monitoringstationen; lila Quadrate = BfN Monitoringstationen; rote Quadrate = BSH Monitoringstationen für Schwermetalle in den Sedimenten.

Monitoring im BHT Offshore circalittoral mud

Ein großer zusammenhängender Bereich des BHT Offshore circalittoral mud findet sich in der inneren Deutschen Bucht südlich von Helgoland während die restlichen Flächen küstenfern und fleckenhaft verteilt in der *Amphiura-filiformis*-Gemeinschaft liegen (Abbildung 1). Der Bereich südlich von Helgoland liegt in direkter Nachbarschaft des BHT Circalittoral mud (s. o.). Dieses Gebiet sollte im MSRL-Monitoring beprobt werden, weil es im Einflussbereich der großen Flüsse liegt. In dem Gebiet liegen jeweils eine Dauerstation des AWI und eine vom Senckenberginstitut an identischer Position sowie an der Grenze zum BHT Circalittoral mud die Tonne E3, die als Unterbringungsgebiet für Sedimente aus dem Hamburger Hafen dient und daher mit einem umfangreichen Monitoringprogramm überwacht wird, und das dazugehörige Referenzgebiet.

Wie oben für das BHT Circalittoral mud ausgeführt, werden für das BHT Offshore circalittoral mud in der inneren Deutschen Bucht keine weiteren Monitoringstationen vorgeschlagen, sondern empfohlen, die zur Verfügung stehenden Stationen auf Eignung als MSRL-Monitoringstationen zu überprüfen. Die Verklappungsstation Tonne E3 eignet sich wahrscheinlich nicht als MSRL-Monitoringstation, aber die Referenzstation zur Tonne E3 könnte als Monitoringstation geeignet sein. Die natürlichen Gegebenheiten und anthropogenen Belastungen stellen die Abbildungen 28 bis 30 und die Ergebnisse der Clusteranalysen der Daten von Stripp (1959) Abbildung 31 dar.

Für die küstenfernen Bereiche des BHT Offshore circalittoral mud werden keine Monitoringstationen vorgeschlagen, da sie teilweise mit den Verdachtsflächen für § 30 BNatSchG für Schlickgründe mit bohrender Megafauna zusammenfallen und in diesem Rahmen Berücksichtigung finden. Zurzeit findet dort aber noch kein spezifisches Monitoring für bohrende Megafauna statt. Informationen

über küstenferne Stationen dieses BHT könnten von der AWI-Dauerstation (WB) und von der Station SWWBA der BSH/IOW-Beprobungen bis einschließlich 2011 gewonnen werden.

2.3.5 Wie oft und mit welcher Methodik sollte beprobt werden?

Die Vorgaben für das WRRL- und MSRL-Monitoring sind im BLMP-Methodenhandbuch (online Version 2015) zusammengestellt:

„Für die WRRL-Bewertung der benthischen wirbellosen Tiere ist eine Mindestfrequenz der Probennahme von 3 Jahren für Gewässer mit geringer natürlicher Variabilität und geringen Störfaktoren vorgesehen. Die inneren und äußeren Gewässer in den deutschen Seegebieten unterliegen jedoch einer hohen natürlichen Variabilität und Dynamik. Das Messnetz ist deshalb so anzulegen, dass es dieser Variabilität in Zeit und Raum Rechnung trägt. Dieses erfordert zumindest für einen Teil des Stationsnetzes eine häufigere Beprobung, um den Berichtspflichten nachkommen zu können. Die Auswertung der bisher laufenden Monitoringprogramme zeigt, dass für eine Trendanalyse teilweise eine jährliche Beprobung mit Probenahmen in verschiedenen Jahreszeiten zu empfehlen ist. Die Zeitpunkte für die Probennahmen sind je nach Gewässertyp und Fragestellung abzustimmen.

Die MSRL fordert Aussagen zu jährlicher und jahreszeitlicher Variabilität (Anhang III, Tabelle 1) sowie zu Trends. In der Nordsee sollte die Überwachung des Makrozoobenthos in der Regel im Sommer / Herbst durchgeführt werden (siehe SOP MZB, Kapitel 9).“

Die bisherigen Beprobungen finden mit Ausnahme der AWI-Forschungsdauerstationen, die im Frühjahr beprobt werden, im Sommer/Herbst statt. Die BSH/IOW Beprobungen fanden zweimal im Jahr statt. Diese Daten könnten genutzt werden die jahreszeitliche Variabilität abzuschätzen. Eine Beprobung im Frühjahr hat den Vorteil, dass der Larvenfall noch nicht stattgefunden hat, während eine Beprobung im Sommer/Herbst die maximale Artenzahl darstellt. Es sollte versucht werden einmal pro Jahr eine Beprobung durchzuführen, um die natürliche Variabilität berücksichtigen zu können.

Für das Endobenthos sollte wie gehabt die Probennahme mit einem 0,1 m² Van-Veen-Greifer und einer Siebmaschenweite von 1 mm stattfinden. Das erleichtert die Vergleichbarkeit der Ergebnisse, denn die Proben werden von unterschiedlichen Behörden oder Instituten genommen. Für die Beprobung der Epifauna sollte ebenfalls eine einheitliche Probenahmemethodik angewendet werden. Zurzeit differiert die Methodik, d. h. die Schleppgeräte, die Schleppdauer und Auswertung der Proben sind nicht einheitlich, sodass die Werte nur eingeschränkt vergleichbar sind. Veränderungen in der Epibenthoszusammensetzung können die Auswirkungen durch Fischereiaktivitäten indizieren wie u. a. Duineveld et al. 2007 nach Untersuchungen mit einer Triple-D-Dregde und González-Irusta et al. (2018) anhand von Fängen mit einem Ottertrawl gezeigt haben. Daher sollte das Epibenthos unbedingt im Monitoring mit einer einheitlichen und quantifizierbaren Methodik erfasst werden.

2.4 Harmonisierung der Monitoringaktivitäten der FFH, WRRL und MSRL

Neben der MSRL wird das Benthos in weiteren EU-Richtlinien, z.B. für die Fauna und Flora Habitat-Richtlinie (FFH) und Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL), für die Bewertung herangezogen. Alle Bewertungsergebnisse sollten in eine Gesamtbewertung MSRL einfließen. Idealerweise werden die Anforderungen von WRRL, FFH-RL und MSRL an einer benthische Bewertung innerhalb des Monitoringkonzeptes gleichermaßen berücksichtigt. Für die anschließende gemeinsame Bewertung müssen die Ergebnisse der jeweiligen Richtlinien weitgehend harmonisiert werden.

Der LRT 1160 (Meeresarme und -buchten) wird nach den Vorschlägen des Workshops (BSH, 6.2.2019) nicht separat bewertet, sondern geht in der Bewertung des BHT Circalittoral sand auf. Daher ist eine Harmonisierung der FFH-Bewertung und der MSRL-Bewertung für diesen LRT nicht nötig. Die anderen LRT (Sandbänke und Riffe) werden separat als Other Habitat Types bewertet. Es

ist möglich, dass sich die Bewertungen für die BHT und die LRT, die innerhalb der BHT liegen, unterscheiden. Dafür kann es verschiedene Gründe geben 1) der LRT ist sensitiver bzw. robuster gegenüber einer Störung als das BHT oder 2) die unterschiedlichen Bewertungsmethoden der FFH und der MSRL führen zu den Unterschieden in der Bewertung. Daher muss bei unterschiedlichen Bewertungen ausgeschlossen werden, dass methodische Unterschiede zu einer unterschiedlichen Bewertung geführt haben. Die derzeitige BfN-Monitorstrategie für das FFH-Monitoring bewertet die beiden LRT Sandbänke und Riffe. In der Nordsee hat das Monitoring 2011 mit den Basisaufnahmen, die vom IOW durchgeführt werden, begonnen. Das Monitoring- und Bewertungskonzept wurde von Nehls et al. 2008 beschrieben und von Darr et al. 2012 weiterentwickelt. Das Monitoring zielt ausschließlich auf die Überwachung der Veränderungen der Habitatstrukturen und des typischen Arteninventars ab. Die Bewertungskriterien sind daher Habitatstrukturen und das Arteninventar, das anhand von erstellten habitatspezifischen Artenlisten abglichen wird. Die Habitatstrukturen werden bei den Sandbänken über den organischen Gehalt des Sedimentes und bei den Riffen über die strukturelle Vielfalt, die mit Unterwasservideo, Dredgen und Greifern ermittelt wird, bewertet. Die Stationen werden bzgl. der Artenzusammensetzungen in drei Klassen eingestuft und dann das Habitat auf Basis der prozentualen Klassenzusammensetzungen als Ganzes bewertet (Darr et al. 2009). Die Komponente Gemeinschaftsstruktur des Makrobenthos wird bisher nicht betrachtet aber dieser Punkt befindet sich in Diskussion mit der FachAG Benthos im BLMP und die Bewertung der Habitatstruktur der Riffe über die strukturelle Vielfalt befindet sich in Überarbeitung (Darr et al. 2018).

Die MSRL-Bewertung erfolgt bisher Stationsbezogen ausschließlich über Indices, die die Zusammensetzung in der Gemeinschaft bewerten. Der eine Index ist der Margalef-Index, der ein Diversitätsindex ist und für den Loon et al. (2018) gezeigt haben, dass er mit der Fischereiintensität korreliert ist. Der andere Index ist der M AMBI, der für die Bewertung gemäß WRRL eingesetzt wird, und der ein genereller Störungsanzeiger ist.

Unabhängig von der Bewertungsmethodik gibt es bei jeglicher ökologischen Bewertung der benthischen Gemeinschaften zwei grundlegende Probleme: 1) die Bestimmung der Referenzwerte und 2) die große natürliche Variabilität, die dazu führt, dass zwischen den Auswirkungen der anthropogenen Belastungen und der natürlichen Störungen, wie z. B. Eiswinter, meist nicht unterschieden werden kann. Das trifft damit sowohl für die MSRL-Indices als auch für die derzeitigen FFH-Bewertungen zu. Da intensive Fischerei schon über ein Jahrhundert praktiziert wird, können wir nicht mehr feststellen wie der ursprüngliche Meeresboden in der Nordsee ausgesehen hat. Die Überwachung der Habitatstrukturen mit Videoaufnahmen wird helfen, drastische neuere Veränderungen aufzuzeigen. Langfristige Monitoringprogramme werden helfen die natürliche Variabilität abzuschätzen und Fischereiausschlussgebiete werden helfen die Auswirkungen durch Fischerei zu verstehen.

3 Neuere Indikatorentwicklungen und Vergleich zu den bisherigen Indikatoren

Im Rahmen von HELCOM und OSPAR gibt es neue Indikatorentwicklungen, wie z. B. den BESITO (Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations nach González-Irusta et al. 2018) und den von den Niederlanden vorgeschlagenen BISI (Benthic Indicator Species Index nach Wijnhoven & Bos 2017). Diese beiden Indices werden bei OSPAR für BH1 (Typical species composition) diskutiert. Für die OSPAR Region IV ist BH1 bereits als common Indicator eingestuft, während er für die Regionen II (Nordsee) und III noch getestet wird.

Die ökologische Bewertung des Benthos anhand von biologischen Traits, Nahrungsnetzen (z. B. STopP-Projekt, LKN und LLUR) und benthischen Gesamt-Biomassedaten sowie der für die Ostsee entwickelte Cumi-Index werden gutachterlich bewertet.

3.1 Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations, BESITO (González-Irusta et al. 2018)

Der Index bewertet das Epibenthos anhand von acht biologischen Traits, die die benthische Sensitivität gegenüber Fischerei anzeigen sollen. Der Bezugswert ist Biomasse. Der Index wurde für das Epibenthos an der spanischen Nordküste mit Wassertiefen > 70 m entwickelt und nutzt die Biological Trait Analyse (BTA). Dafür werden Arten anhand ihrer Sensitivität gegenüber Fischerei (Boden Trawling) klassifiziert. De Juan et al. (2007 und Literatur darin) geben einen Überblick über die Erkenntnisse bzgl. der Auswirkungen von Bodenfischerei aus früheren Untersuchungen:

in stark befischten Gebieten nehmen bewegliche, grabende Räuber und Aasfresser sowie schnellwachsende und kleinere Organismen zu und Filter Feeder ab. Organismen, die tiefer im Sediment leben, eine harte Schale haben oder sehr flexibel sind, werden durch die Fischerei weniger geschädigt, als zerbrechliche Organismen, die auf der Sedimentoberfläche leben. Es ist eine Verschiebung von einer großen langsam wachsenden Fauna, hin zu kleineren und schneller wachsenden Organismen zu beobachten.

Aufgrund dieser Beobachtungen wurden für den BESITO folgende acht biologischen Traits ausgewählt: 1) Größe, 2) Langlebigkeit, 3) Beweglichkeit, 4) Befestigung (Attachment), 5) benthische Position (Exposition zu den Bodennetzen, d. h. im Boden oder auf dem Sediment), 6) Flexibilität des Körpers, 7) Zerbrechlichkeit und 8) Ernährungstyp. Jeder Trait wurde, basierend auf seiner Anfälligkeit gegenüber Bodenfischerei, in vier Stufen eingeteilt.

Die Traitinformationen zu den Organismen stammen von den Internetplattformen Marlin und Worms, aus Fach- oder grauer Literatur. Wenn keine oder widersprüchlich Informationen vorhanden waren, wurde die Klassifizierung durch Experten vorgenommen.

Die Traits werden in der Berechnungsformel unterschiedlich gewichtet. Die Langlebigkeit (2) wird am höchsten (3-fach) gewichtet und die Größe (1), Zerbrechlichkeit (7) und der Ernährungstyp (8) gehen je 2-fach und alle übrigen Traits einfach in Berechnung ein. Für den BESITO-Index werden die Traitwerte wie folgt verrechnet:

$$\text{BESITO} = \text{gerundet } (2 * \text{BT1} + 3 * \text{BT2} + \text{BT3} + \text{BT4} + \text{BT5} + \text{BT6} + 2 * \text{BT7} + 2 * \text{BT8}) / 6,6 - 2)$$

Bewertet wird in drei Gruppen:

- Gruppe I: niedrigster BESITO (< 2), positiver Response gegenüber Bodenfischerei (opportunistic response),
- Gruppe II: kein signifikanter Response (tolerante response) (BESITO = 2) und
- Gruppe III (beinhaltet die BESITO-Werte 3 bis 5): negativer Response (sensitive response).

Für jeden Fang (jeder Hol) werden die Anteile der drei Gruppen bezogen auf deren Biomasse bestimmt und der Fischereiintensität gegenüber gestellt. González-Irusta et al. (2018) zeigten, dass mit zunehmender Fischereiintensität der Anteil der Gruppe I anstieg.

Gutachterliche Bewertung des BESITO

Der BESITO wurde für die in Beermann et al. (2017) zusammengestellten Arten, von denen eine Zu- bzw. Abnahme in der Deutschen Bucht beschrieben wurde, getestet. Die im BESITO vorgeschlagenen Traits wurden für diese Arten, wenn möglich, eingestuft (Tabelle 5 und 6).

Tabelle 5: Biological Trait Einstufung mithilfe der Internetplattformen von Marlin und Worms der Arten aus Beermann et al. (2017), die seit 1920 bis heute zugenommen haben.

Arten, die zugenommen haben		Größe	Langlebigkeit	Beweglichkeit	Anhaftend?	Benthische Position	Flexibilität	Robustheit	Ernährungstyp	BESITO
Crustacea	<i>Cancer pagurus</i>	3	4 (20-100)	1/2	1	3	1	1	2	2,5
	<i>Liocarcinus holsatus</i> ,	2 (4cm)		2	1	1	1	1/2	1	
	<i>Liocarcinus depurator</i>	2		2/3	1	1/3	1	1/2	1	
	<i>Pagurus bernhardus</i> *	2		2	1	3	1	2	2	
	<i>Pagurus prideaux</i>	2			1					
	<i>Crangon crangon</i> ,	2	1	1	1	3	1	2	2	1,18
	<i>Crangon allmanni</i> *				1					
	<i>Corystes cassivelaunus</i>	2			1					
	<i>Hyas coarctatus</i> *	2			1					
	<i>Ebalia</i> spp.				1					
Echinodermata	<i>Asterias rubens</i>	3		2	1	1	1	3	2	
	<i>Astropecten irregularis</i>				1					
	<i>Ophiura albida</i>	2	2	2	1	3	1	3	1/2	1,79
	<i>Ophiura ophiura</i>				1					
	<i>Psammechinus miliaris</i>	2	2		1				4 suspension	
	<i>Echinocardium cordatum</i>	2	3	3	1	1	1	2	3	2,09
Gastropoda	<i>Aporrhais</i> spp.									
	<i>Buccinum</i>	2	2	2	1	1	1	1	1/2	0,88
	<i>Colus gracilis</i>				1					
	<i>Colus</i> spp.				1					
Annelida	<i>Aphrodite aculeata</i>	3			1					
Chordata	<i>Ascidella</i> spp.									
Mittlerer BESITO										1,67

Tabelle 6: Biological Trait Einstufung mithilfe der Internetplattformen von Marlin und Worms der Arten aus Beermann et al. (2017), die seit 1920 bis heute abgenommen haben.

Arten, die abgenommen hatten	Größe	Langlebigkeit	Beweglichkeit	Anhaftend?	Benthische Position	Flexibilität	Robustheit	Ernährungstyp	BESITO	
Crustacea	<i>Callinassa subterranea</i>	2	1	3	1	4	1	3/4	3	2,24
	<i>Upogebia deltaura</i>	3			1	1			4	
	<i>Pisidia longicornis</i>	1	1	1	1	3	1	1	1/4	2,27
	<i>Galthea</i> spp.									
Bivalvia	<i>Arctica islandica</i>	2	4	3	1	1	1	1	3	2,85
	<i>Thracia convexa</i>	2		1	1	1	1	1	3	
	<i>Dosinia lupinus</i>	2		3	1	1	1	1	4	
	<i>Phaxas</i> (früher <i>Cultellus</i>) <i>pellucidus</i>	2		3	1	1	1	1	4	
	<i>Acanthocardia</i> (früher <i>Cardium</i>) <i>echinatum</i>	2			1		1	1		
	<i>Abra nitida</i>	1	2	3	1	1	1	4	3	1,79
	<i>Nucula nitidosa</i>	1	3	3	1	1	1	1	3	1,79
	<i>Ennucula tenuis</i>									
	<i>Spisula solida</i>	2	2	3	1	1	1	2	4	2,24
	<i>Aequipecten opercularis</i>	2							4	
	<i>Modiolus</i>	3	3	3/4	3/4	3	4	1	4	3,75
<i>Anomia ephippium</i>	2		4	4	3	4	4	4		
Gastropoda	<i>Velutina velutina</i>	1/2	2	2	1	3	1	4	Feeds on acidia + hydroid.	1,64
Echinodermata	<i>Amphiura filiformis</i>	2	3	3	1	3	1	3	3/4	2,5
	<i>Amphiura</i> spp.									
	<i>Leptasterias muelleri</i>	3				3				
	<i>Hippasteria phrygiana</i>									
	<i>Echinocyamus pusillus</i>	1		3	1	1	1	3	3	
	<i>Henricia sanguinolenta</i>									
	<i>Spatangus purpureus</i>									
	<i>Brissopsis lyrifera</i>	2				1			3	
<i>Ophiothrix fragilis</i>										
Mittlerer BESITO									2,14	

Folgende Erfahrungen wurden gemacht:

- Für eine Vielzahl der Arten fehlten Trait-Informationen, z. B. Informationen zu Lebensdauer, so dass die meisten Arten nicht bewertet werden konnten.
- Für eine Vielzahl an Traits konnte keine eindeutige Einstufung vorgenommen werden, z. B. ist die benthische Position (Trait 5, s. o.) schwer zu bestimmen. Damit ist die Lebensweise ob grabend, auf der Oberfläche lebend oder eingegraben im Sediment (> 20 cm) gemeint. Viele benthische Organismen sind nach dieser Klassifizierung aber nicht eindeutig zuzuordnen.
- Wichtige Traits bleiben für den BESITO unberücksichtigt, z. B. das Fortpflanzungsalter bzw. das Wiederbesiedlungspotential, da es einen Unterschied macht, ob ein Polychaet, der sich nach einem Jahr fortpflanzen kann oder eine Koralle, die sich erst im Alter von 10 Jahren reproduziert, durch Bodenfischerei entfernt wurde.
- Bei den in Beermann et al. (2017) aufgelisteten Arten unterschieden sich insbesondere die Traits Beweglichkeit (Trait 3, s. o.) und Ernährung (Trait 7, s. o.): bei den Arten, die abgenommen hatten, dominierten grabende Deposit-Feeder und Filter-Feeder und bei den Arten, die zugenommen hatten, schwimmende und kriechende Räuber und Aasfresser. Das liegt daran, dass insbesondere Bivalvia-Arten ab- und Crustacea-Arten zugenommen hatten. Diese Ab- bzw. Zunahmen bestätigen die Beobachtungen von de Juan et al. (2007) (s. o.).
- Der mittlere BESITO-Wert liegt bei den Arten, die zugenommen hatten bei 1,67 und bei 2,14 bei den Arten, die abgenommen hatte. *Arctica islandica*, *Modiolus modiolus* und *Amphiura filiformis* hatten die höchsten BESITO-Werte. Allerdings hatte auch *Cancer pagurus*, eine Art, die deutlich zugenommen hatte, einen BESITO-Wert der Gruppe III (sensitiver response gegenüber Fischerei). Arten wie *Cancer pagurus* werden durch Fischerei geschädigt, profitieren aber indirekt über den großen Nahrungseintrag, was zu zunehmenden Beständen führt.

Beauchard et al. 2017 geben in ihrem Review über BTA u. a. einen Überblick über die Verwendung von BTA für die Indikatorentwicklung im marinen Systemen. Sie weisen darauf hin, dass es zurzeit noch zwei große Einschränkungen für die Verwendung von BTA gibt: 1) es ist eine große Erfahrung für die Einstufung der Arten in die BTA erforderlich und 2) fehlen für viele Arten in den unterschiedlichen biogeographischen Regionen die biologischen Traitinformationen. Grundsätzlich scheint die Methodik aber geeignet zu sein. De Juan et al. (2007) verglichen mithilfe von BTA im Mittelmeer die Epi- und Infauna zwischen einem stark befischten und einem für 20 Jahre unbefischten Gebiet. Die Epifauna war im befischten Gebiet durch bewegliche, grabende Räuber und Aasfresser und im unbefischten Gebiet durch stark bewegliche an der Sedimentoberfläche lebende Räuber und grabende Filter Feeder mit geringer Beweglichkeit charakterisiert. Auch die Makrozoobenthoszusammensetzung (Infauna > 1mm) der beiden Gebiete unterschied sich deutlich. Das befischte Gebiet war durch wurmförmige grabende Räuber und Deposit Feeder und das unbefischte Gebiet durch sesshafte (sedentäre) grabende deposit Feeder oder sedentäre oder langsam bewegliche an der Sedimentoberfläche sitzende Organismen in Röhren charakterisiert.

FAZIT

Grundsätzlich erscheint das Verwenden von BTA gut geeignet zu sein Störungen zu indizieren. Für den BESITO fokussieren sich González-Irusta et al. (2018) nur auf die häufigen Arten und die seltenen Arten blieben unberücksichtigt. Grund dafür sind die fehlenden Traitinformationen für die seltenen Arten. Dennoch sollten auch die seltenen Arten in die Bewertung mit eingehen, denn beispielsweise beschrieben De Juan et al. (2007), dass gerade seltene Arten wie fragile Seeigel und sessile auf der Sedimentoberfläche lebende Filter Feeder sowie röhrenbauende Polychaeta hauptsächlich im unbefischten Gebiet vorkamen und somit ihr Vorkommen bzw. ihr Fehlen wichtige Belastungsanzeiger darstellen.

Der BESITO ist ein guter Ansatz, allerdings stellen die fehlenden Traitinformationen ein Hemmnis dar. Ebenso bestehen Unsicherheiten bei den Klassifizierungen. Es müsste daher eine allgemeingültige Traitdatenbank geben, die von allen Anwendern genutzt wird. Nur so könnte man vergleichbare Ergebnisse erzeugen.

Der Margalef-Index ist ein reiner Diversitätsindex, sodass der BESITO durch die Wahl der Traits besser geeignet ist die Belastung Fischereiintensität zu indizieren. Der M AMBI bzw. der FIBI (an Fischereiintensität angepasster M AMBI) sind prinzipiell vergleichbar mit dem BESITO, da die Benthosgemeinschaften anhand des Verhältnis der Arten die sensitiv bzw. tolerant gegenüber Fischerei sind, bewertet werden. Die Übertragung des BESITO auf die Nordsee ist aber schwierig, da er für ein Seegebiet mit viel größeren Wassertiefen entwickelt wurde. In Wassertiefen > 70 m spielen natürliche Scherkräfte keine große Rolle mehr und Fischereiaktivitäten stellen daher die einzigen physikalischen Störungen dar. Das ist in der Nordsee, insbesondere in den flachen Gebieten, völlig anders. Aus den oben beschriebenen Testrechnungen für das Epibenthos in der Nordsee ergeben sich Hinweise, dass die veränderte Artenzusammensetzung, die wir heute vorfinden, mit einem geringeren BESITO-Indexwert einhergeht. Dies muss aber in weiteren Testrechnungen mit spezifischeren Traitinformationen genauer untersucht werden. Im Rahmen der OSPAR BH-1 Entwicklung soll der BESITO genutzt werden, aus der Liste der typischen Arten, die Arten, die sensitiv gegenüber Fischereiaktivitäten sind, zu identifizieren.

3.2 Benthic Indicator Species Index (BISI, Wijnhoven & Bos 2017)

Der Grundgedanke des BISI ist der Nachweis von kurz- bis mittelfristigen Qualitätsverbesserungen, die aus Managementmaßnahmen resultieren. Als Referenzwerte wurden Daten vor 2015 (1984 bis 2014) gewählt. Der Referenzwert ist der Mittelwert aus den Jahresmaximalwerten der Abundanz bzw. der Häufigkeit des Vorkommens der jeweiligen Indikatorarten innerhalb des Referenzzeitraums. Er wird gebietspezifisch bestimmt. Der Ist-Zustand der Indikatorarten wird mit den Referenzdaten ins Verhältnis gesetzt und der Trend ermittelt. Durch die Art der Referenzwertbestimmung ist es möglich, dass sich ein Gebiet gegenüber dem Referenzwert verbessert. Kriterien für die Wahl der Indikatorarten waren: 1) Arten, die sensitiv gegenüber Störungen sind, 2) Arten, die charakteristisch für ein Habitat sind und 3) Arten, die mit den gängigen Monitoringtechniken erfasst werden. Die Probenahme für die Bewertung erfolgt in 3-jährigen Intervallen. Bisher hat der BISI noch keinen OSPAR-Status, aber er wurde für BH1 (Typical Species Indicator) als OSPAR Benthic Habitat Candidate Indicator vorgeschlagen. Für die verschiedenen zu bewertenden Meeresgebiete wurden unterschiedliche GES definiert: für die FFH-Gebiete muss eine signifikante Verbesserung stattfinden, für die besonderen Habitate wurden noch keine Schwellenwerte definiert und für die übrigen Gebiete soll der Qualitätsstandard konsolidiert werden.

Der BISI basiert auf Abundanz- und Präsenz-/Absenz Daten von niederländischen Endo- und Epibenthosdaten, die mit Greifer, Dredge oder per Video ermittelt wurden. Für das niederländische Küstengewässer und die AWZ wurden einzelne Gebiete definiert und für jedes dieser Gebiete wurden Indikatorarten bestimmt und Referenzwerte ermittelt (Wijnhoven & Bos 2017). Die Indikatorarten indizieren verschiedene Punkte wie z. B. Belastungen und ökologische Funktionen. Der BISI bewertet 11 Kategorien, die separat betrachtet und nicht miteinander verrechnet werden. Die Kategorien sind die generelle Qualität (GQ), verschiedene Belastungen (A - D), die Wiederbesiedlungsrate (E), wichtige Arten (F), ökologische Funktionen (G - I) und Arten der Habitat Direktiven (J) (Tabelle 7).

Tabelle 7: Kategorien, die der BISI bewertet.

Kategorie-bezeichnung	Was wird bewertet?	Beschreibung
GQ	allgemeine Qualität	Abundanz der Indikatorarten
A	allgemeine Belastungen der Störung des Meeresbodens	Arten, die Störung indizieren
B	Allgemeine ökologische Störungen	Arten, die Effekte auf eine Störung zeigen
C	Intensität der bodenberührenden Fischerei	größere Arten werden schon bei geringer Fischereintensität gefangen, kleinere Arten erst bei höherer Fischereintensität
D	Häufigkeit der bodenberührenden Fischerei	je älter die vorkommenden Arten sind, umso geringer war die Fischereihäufigkeit
E	Recovery	Arten mit einer hohen Fortpflanzungsrate sind gute Indikatoren als erste Wiederbesiedler
F	Charakteristische Arten	Arten, die besonders für bestimmtes Gebiet sind, bzw. dort häufiger vorkommen
G	Nahrungsnetzstruktur	Art wichtig als Nahrung für höheres Trophie-Level
H	Habitatdiversität	Art baut permanente Strukturen und bildet dadurch Nischen für andere Arten
I	Biologische Aktivierung des Sediments	Art spielt wichtige Rolle für Bioturbation
J	charakteristische Art gemäß Habitat Direktive.	Charakteristisch oder exklusiv für ein spezifisches Habitat

BISI-Testrechnung:

Der BISI wurde mit den LLUR-Monitoringdaten (2000 - 2014) der fünf Monitoringstationen (NS1 bis NS5) getestet. Die fünf Monitoringstationen liegen im BHT Circalittoral sand. Für den BISI Indikatorstest wurden daher die Indikatorarten, die Wijnhoven & Bos (2017) für das entsprechende Habitat (Noordzeekustzone) bestimmt hatten, gewählt. Von den 25 von Wijnhoven & Bos (2017) vorgeschlagenen Indikatorarten wurden 20 Arten auch an der Küste vor Schleswig-Holstein gefunden; die Wichtungsfaktoren (IV) wurden übernommen (Tabelle 8). Als Referenzzeitraum wurden die Daten von 2000 bis 2008 gewählt und als Referenzwerte die Jahresmittelwerte der maximalen Stationsabundanzen für diesen Zeitraum berechnet. Die Standardabweichungen blieben bei dieser Testrechnung außer Acht. Für die BISI-Berechnung wurden für jede Art die mittleren jährlichen Abundanzdaten der fünf Stationen und mit den Referenzwerten ins Verhältnis gesetzt und mit den Wichtungsfaktoren multipliziert (Tabelle 9). Die BISI-Berechnung erfolgt nach der Formel:

$$BISI = \exp\left(\frac{1}{S} \sum (IV_i) \log(O_i/R_i)\right)$$

wobei S = Indikatorartenzahl, O_i = Art I, R_i = Referenz der Art I, IV_i = Wichtungsfaktor der Art i

Ganz grundsätzlich verlaufen die Kurven der Jahre (2009 - 2014) der einzelnen Bewertungskategorien ähnlich, d. h. abnehmende BISI-Werte von 2009 bis zum Minimalwert in 2010 und ab 2010 mit ansteigenden Werten bis 2014 (Abbildung 34). Vergleicht man die Kurvenverläufe mit denen der Artenzahlen und den M AMBI-Indexwerten ähneln sich auch diese Verläufe (Abbildung 35). Für diesen Vergleich wurden für die M AMBI-Indexwerte und Artenzahlen ebenfalls jährliche Mittelwerte

der fünf LLUR-Monitoringstation berechnet. Die nahezu gleichen zeitlichen Verläufe der 11 Bewertungskategorien und auch der Artenzahlen und M AMBI Indexwerte lässt den Schluss zu, dass die Bewertungsmethoden prinzipiell dieselben Veränderungen anzeigen. In den Jahren 2009 und 2010 waren die Indexwerte deutlich niedriger als in den übrigen Jahren. In diesen beiden Jahren waren die Wintertemperaturen vergleichsweise sehr niedrig, sodass anzunehmen ist, dass die niedrigeren Indexwerte eine Gemeinschaft, die durch strenge Winter geschädigt worden war, anzeigen.

Tabelle 8: Referenzliste der Indikatorarten für das BHT Circalittoral sand, Daten (2000 - 2008) aus dem LLUR Monitoring; Wichtungsfaktoren IV, R_i LLUR MW = Referenzwert (Stationsmittelwert der Stationen NS1 - NS5 (Individuen/m²)), Stdev (Standardabweichung) und Variationskoeffizient (Var.Koeff), R_i NL Ref = niederländische Referenzwerte (Individuen/m²) für die Noordzeekustzone (Wijnhoven & Bos (2017), Appendix 1f), graue Schraffur = zu wenig Indikatorarten (< 5), um die Habitat Diversität (H) bewerten zu können; für die Beschreibung der einzelnen Kategorien vergl. Tabelle 7.

Art	IV Wichtungsfaktoren für Belastungen (GQ, A-D), Wiederbesiedlung (E), nationale Wichtigkeit (F), ökologische Funktion (G-I), Habitat Richtlinie (J)											R _i LLUR MW	Stdev	Var. Koeff	R _i NL Ref
	GQ	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J				
<i>Abra alba</i>	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1	1	191,1	12,5	6,5	147,5
<i>Tellina fabula</i>	1	1		0,5	0,3	1	1				1	110,2	9,0	8,1	523,8
<i>Bathyporeia elegans</i>	1		0,25	0,1	1	1		1		1	1	3,1	0,3	11,2	200,4
<i>Corystes cassivelaunus</i>	1	1	1	1	1	1		1		1		0,9	0,1	16,3	0,5
<i>Echinocardium cordatum</i>	1		1	0,75	1	1		1		1	1	207,6	30,4	14,6	85,5
<i>Euspira pulchella</i>	1			0,5	0,3	1		1			1	2,7	0,3	11,9	0,7
<i>Lanice conchilega</i>	1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1	1	821,1	75,6	9,2	1968,9
<i>Liocarcinus holsatus</i>	1			1	1	1		1			1	10,4	0,7	6,3	2,5
<i>Macoma balthica</i>	1			0,5	1	1	1	1			1	40,2	4,0	9,8	66,0
<i>Mactra stultorum</i>	1	1		0,75	0,6	1					1	5,6	1,0	17,1	0,1
<i>Magelona johnstoni</i>	1			0,25	0,3	1		1		1	1	1006,0	60,6	6,0	4711,0
<i>Mytilus edulis</i>	1	0,5		0,5	0,5	1		1	1			2,9	0,3	11,5	0,1
<i>Nephtys hombergii</i>	1	1	1	0,5	0,5	1					1	68,0	2,9	4,3	105,3
<i>Ophiura ophiura</i>	1	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5	1			1	354,4	46,1	13,0	26,9
<i>Owenia fusiformis</i>	1		1	0,25	0,5	1		1	1	1		306,4	37,1	12,1	47,9
<i>Pagurus bernhardus</i>	1	0,5		1	1	1					1	1,6	0,1	8,6	1,8
<i>Pontocrates altamarinus</i>	1	0,5		0,25	0,1	1		1			1	0,9	0,2	22,8	97,4
<i>Spiophanes bombyx</i>	1			0,25	0,2	1					1	3825,6	511,6	13,4	750,3
<i>Spisula subtruncata</i>	1	1		0,75	0,3	1	0,5	1		1	1	10,2	1,6	15,5	246,5
<i>Urothoe poseidonis</i>	1			0,25	0,1	1		0,5			1	80,9	2,9	3,6	838,3
Anzahl Indikatorarten	20	11	8	20	20	20	5	15	3	9	17				25

Tabelle 9: Beispiel für die Berechnung des BISI für das Jahr 2009; Daten aus dem LLUR Monitoring; graue Schraffur = zu wenig Indikatorarten (< 5), um die Habitat Diversität (H) bewerten zu können; für die Beschreibung der einzelnen Kategorien vergl. Tabelle 7.

Art	VI Wichtungsfaktor*log(Oi/Ri)											
	GQ	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	
<i>Abra alba</i>	-0,13	-0,13	-0,13	-0,13	-0,13	-0,13	-0,06	-0,13			-0,13	-0,13
<i>Bathyporeia elegans</i>	0,15		0,15	0,04	0,02	0,15		0,15			0,15	0,15
<i>Echinocardium cordatum</i>	-0,44		-0,44	-0,33	-0,44	-0,44		-0,44			-0,44	-0,44
<i>Euspira pulchella</i>	-0,82			-0,41	-0,25	-0,82		-0,82				-0,82
<i>Lanice conchilega</i>	-1,48	-0,74	-1,48	-0,74	-0,15	-1,48		-1,48	-1,48	-1,48	-1,48	-1,48
<i>Liocarcinus holsatus</i>	-0,81			-0,81	-0,81	-0,81		-0,81				-0,81
<i>Macoma balthica</i>	-0,72			-0,36	-0,72	-0,72	-0,72	-0,72				-0,72
<i>Mactra stultorum</i>	-0,44	-0,44		-0,33	-0,27	-0,44						-0,44
<i>Magelona johnstoni</i>	-0,38			-0,10	-0,11	-0,38		-0,38			-0,38	-0,38
<i>Mytilus edulis</i>	-2,00	-1,00		-1,00	-1,00	-2,00		-2,00	-2,00			
<i>Nephtys hombergii</i>	-0,63	-0,63	-0,63	-0,31	-0,31	-0,63						-0,63
<i>Ophiura ophiura</i>	-1,29	-0,65	-1,29	-0,65	-0,65	-1,29	-0,65	-1,29				-1,29
<i>Owenia fusiformis</i>	-1,37		-1,37	-0,34	-0,68	-1,37		-1,37	-1,37	-1,37		
<i>Pagurus bernhardus</i>	-0,59	-0,29		-0,59	-0,59	-0,59						-0,59
<i>Pontocrates altamarinus</i>	-2,00	-1,00		-0,50	-0,20	-2,00		-2,00				-2,00
<i>Spiophanes bombyx</i>	-1,20			-0,30	-0,24	-1,20					-1,20	-1,20
<i>Spisula subtruncata</i>	-2,00	-2,00		-1,50	-0,60	-2,00	-1,00	-2,00			-2,00	-2,00
<i>Tellina fabula</i>	-0,96	-0,96		-0,48	-0,29	-0,96	-0,96					-0,96
<i>Urothoe poseidonis</i>	-0,35			-0,09	-0,03	-0,35		-0,17				-0,35
<i>Corystes cassivelaunus</i>	-2,00	-2,00	-2,00	-2,00	-2,00	-2,00		-2,00			-2,00	
Σ (Indikatorw.*log(Oi/Ri))	-19,47	-9,85	-7,18	-10,9	-9,46	-19,5	-3,40	-15,5	-4,85	-8,84	-14,10	
Anzahl Indikatorarten	20	11	8	20	20	20	5	15	3	9	17	
Σ /Anzahl Indikatorarten	-0,97	-0,90	-0,90	-0,55	-0,47	-0,97	-0,68	-1,03	-1,62	-0,98	-0,83	
BISI: (exp (Σ/Anzahl Indikatorarten))	0,11	0,13	0,13	0,28	0,34	0,11	0,21	0,09	0,02	0,10	0,15	

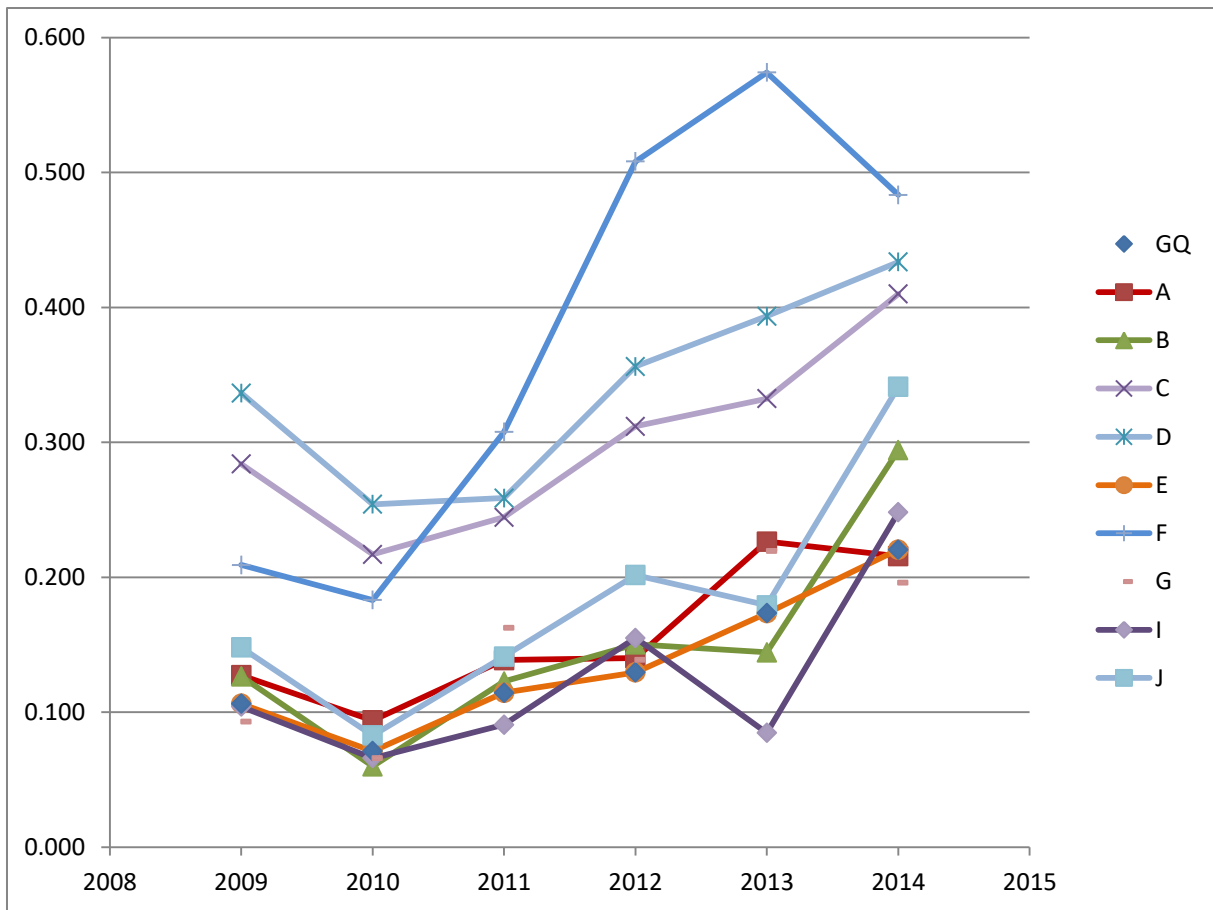


Abbildung 34: BISI-Berechnungen der LLUR-Monitoringstationen 2009 bis 2014, für die unterschiedlichen Bewertungskategorien vergl. Tabelle 7.

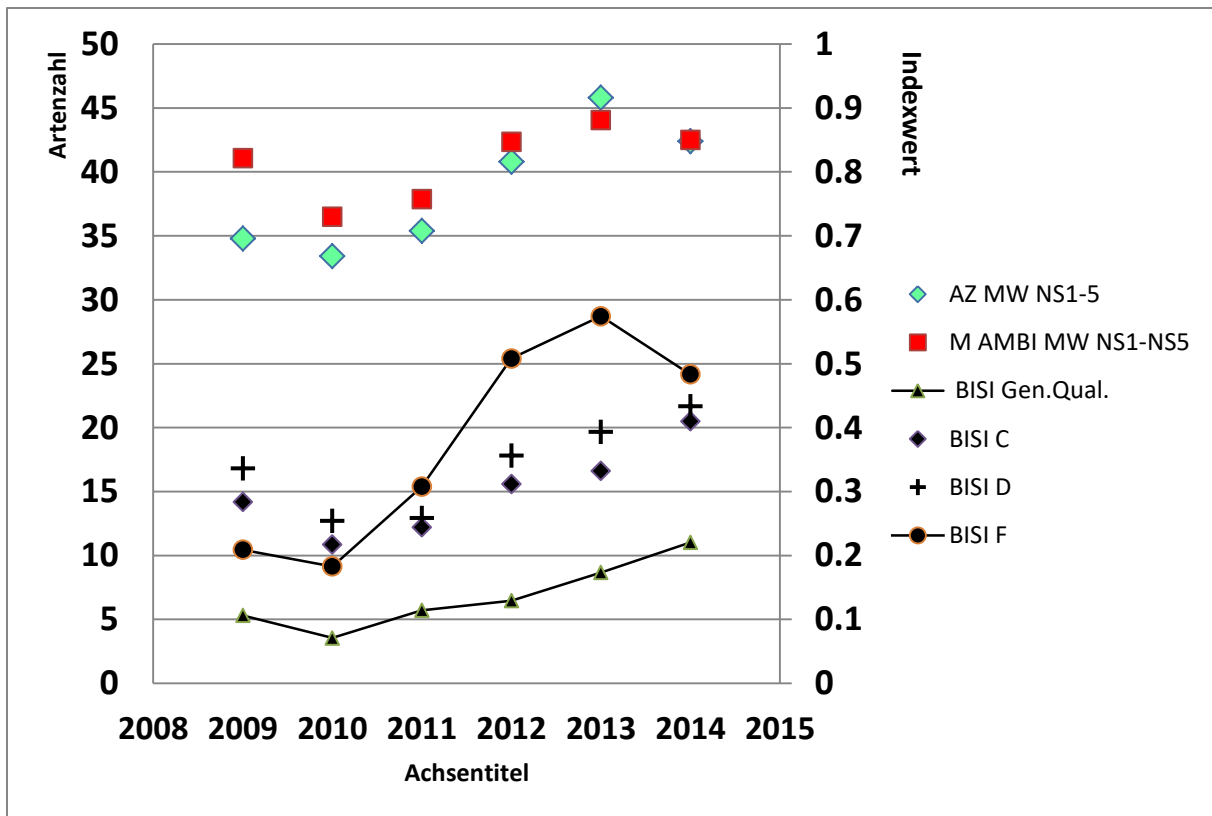


Abbildung 35: BISI-Indikatorwerte für die Indikatoren GQ (generelle Qualität), C (Intensität der Bodennetz Fischerei), D (Häufigkeit der Bodennetz Fischerei) und F (charakteristische Arten), Mittelwerte der fünf LLUR-Stationen der Artenzahlen und M AMBI Indexwerte.

Gutachterliche Bewertung des BISI

Grundsätzlicher Ansatz:

Der BISI Bewertungsansatz ist grundsätzlich nicht neu, indem Indikatorarten ausgewählt werden, die eine Belastung indizieren sollen. Beim BISI werden Arten, die eine Belastung oder eine besondere ökologische Funktion anzeigen, als Indikatorarten gewählt. Die Abundanzen dieser Arten werden mit ihrer jeweiligen habitatspezifischen Referenzabundanz in Relation gesetzt. Das ist prinzipiell ähnlich, wie bei dem AMBI, der die ökologische Güte einer Gemeinschaft durch das Verhältnis von Arten, die organische Verschmutzung (oder eine sonstige Störung) indizieren und Arten, die sensitiv auf Störungen reagieren, bewertet. Während der AMBI versucht alle in einer Probe gefundenen Arten zu bewerten, beschränkt sich der BISI auf ausgewählte Indikatorarten.

Bei dem BISI ist positiv hervorzuheben, dass Monitoringdaten, die mit unterschiedlichen Probenahmegeräten gewonnen werden, gemeinsam analysiert werden können. Das gelingt dadurch, dass sich die Referenzwerte auf die jeweilige Probenahmemethodik beziehen. So werden Daten aus Greiferproben für das Makrozoobenthos, Dredgeproben und Video zusammen analysiert.

Referenzwertbildung:

Es gibt keine geeigneten historischen Daten zur Referenzwertableitung. Daher muss ein anderer Weg gefunden werden Referenzwerte zu bestimmen und das ist das Problem aller Bewertungsverfahren. Für den BISI wurde als Referenzzeitraum die Periode (1984 - 2014) vor den eigentlichen Bewertungen (ab 2015) gewählt. Die Referenzwerte werden habitatspezifisch als Mittelwerte aus den jährlichen

Maximalwerten der zu bewertenden Habitate bestimmt. Auf diese Weise ist es möglich, dass bei einer Verbesserung des Habitats die Werte höher als die Referenzwerte sind. Da der BISI als Trendindikator angesehen wird, macht diese Art der Referenzwertbildung Sinn.

BISI-Indikatoren:

Der BISI bewertet separat 11 Kategorien, wie allgemeine Belastungen, Belastungen durch Fischerei aber auch ökologische Funktionen und Wiederbesiedlungsraten anhand von einfachen biologischen Traits (Tabelle 7). Beispielsweise wird das Nahrungsnetz über die Abundanz von Indikatorarten bewertet, die als Nahrung wichtig für ein höheres Trophie-Level sind und die Häufigkeit von Fischereiereignissen wird über die Abundanz von langlebigen Arten bewertet. Durch diese Herangehensweise werden die komplexen Zusammenhänge einer Benthosgemeinschaft sehr vereinfacht. Kritisch ist anzumerken, dass die Größenverteilungen der Individuen innerhalb einer Art nicht berücksichtigt werden; beispielweise müssten juvenile kleine Muscheln anders eingestuft werden, als ausgewachsene Exemplare. Auch die Einstufung für die Wiederbesiedlungsrate (Recovery E) ist unglücklich, da eine höhere Einstufung ein hohes Wiederbesiedlungspotential anzeigt, was aber nicht mit einem höheren ökologischen Zustand einhergeht. Die Wichtungsfaktoren (IV) sind für einige Habitate und Bewertungskategorien sehr ähnlich: Beispielsweise waren sie in dem getesteten Habitat Nordseeküstzone mit Ausnahme der beiden Kategorien Intensität (C) und Häufigkeit von Fischereiereignissen (D) meist 1, sodass es nicht verwunderlich ist, dass die Kurvenverläufe der Bewertungskategorien sehr ähnlich sind (Abbildung 34).

Die nahezu gleichen zeitlichen Verläufe der 11 Bewertungskategorien und auch der Artenzahlen und M AMBI Indexwerte (Abbildung 34 und 35) lassen den Schluss zu, dass die Bewertungsmethoden prinzipiell dieselben Veränderungen anzeigen. Das ist insofern erstaunlich, da im M AMBI die Artenzahlen, Diversitäten und der AMBI verrechnet werden, während der BISI nur auf den Abundanzen basiert.

Mittelwertbildung über das gesamte Habitat:

Die Stationen innerhalb eines Habitats werden nicht einzeln bewertet, sondern es wird für jede Indikatorart der Habitatmittelwert der Abundanz berechnet, die dann mit dem Referenzmittelwert ins Verhältnis gesetzt wird. Neben dem Mittelwert wird auch die Standardabweichung berücksichtigt, sodass Signifikanztests möglich sind.

Ein Mittelwert über das gesamte Habitat birgt die Gefahr, dass mögliche bestehende Unterschiede, z. B. bei Belastungsschwerpunkten, im Mittelwert untergehen. Daher muss vor der Mittelwertbildung für jedes Habitat geprüft, ob es unterschiedliche Bereiche von Belastungen gibt. Diese sollten dann bei der Mittelwertbildung berücksichtigt werden. Man könnte die Belastungen wichten, oder die Bereiche mit hohen oder niedrigen Belastungen separat betrachten.

FAZIT

Grundsätzlich ist der BISI ein guter Ansatz. Positiv ist hervorzuheben, dass Epi- und Makrozoobenthosdaten aus Videotransekten, Dredgen und Greifern gemeinsam analysiert werden können. In der Testrechnung waren die BISI Bewertungsergebnisse im BHT Circalittoral sand mit denen des M AMBI vergleichbar. Zwischen den unterschiedlichen Kategorien, die der BISI bewertet, konnte in der BISI-Testrechnung nicht differenziert werden. Das kann daran liegen, dass das gewählte BHT ungeeignet für diese Differenzierung war oder die Traits im BISI nicht geeignet sind die unterschiedlichen Kategorien abzubilden. Die gewählten Traits sollten kritisch überprüft werden, wenn das Verfahren angewendet werden sollte. Beispielsweise werden die Größe und das mögliche Alter der Organismen als Maß für die Fischereiintensität und –häufigkeit herangezogen, aber bei den Auswertungen wird innerhalb einer Art nicht unterschieden, wie groß oder alt die Individuen in den Proben tatsächlich waren.

Kritisch anzumerken ist ebenfalls, dass die Mittelwertbildung über ein gesamtes Habitat gebildet wird, ohne zu prüfen, ob es innerhalb der flächenmäßig großen Habitate Unterschiede in den natürlichen Bedingungen oder anthropogenen Belastungen gibt.

3.3 Nahrungsnetz (StopP-Projekt) (Schwemmer et al.2016)

Ein Ziel des StopP-Projektes war es mithilfe der ökologischen Netzwerkanalyse (ENA) Bewertungswerkzeuge für die EU-Richtlinien Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL), der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH-RL), der Vogelschutz-Richtlinie (VRL) und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu entwickeln.

Die Nahrungsnetzanalyse ist insbesondere für den MSRL-Deskriptor Nahrungsnetz (D4) aber auch für Deskriptoren Biodiversität (D1) und Meeresboden-Integrität (D6) von Interesse. Nach MSRL müssen für den Deskriptor D4 „alle bekannten Bestandteile der Nahrungsnetze der Meere [...] eine normale Häufigkeit und Vielfalt aufweisen und sind auf einem Niveau, das den langfristigen Bestand der Art sowie die Beibehaltung ihrer vollen Reproduktionskapazität gewährleistet“. Diese Merkmale müssen sich in der ENA widerspiegeln, um als Bewertungswerkzeug eingesetzt werden zu können. Die ENA gibt unterschiedliche Indizes heraus, die die Struktur, Organisation, Resilienz und Nachhaltigkeit im Nahrungsnetz beschreiben. Im StopP - Projekt wurde die ENA zunächst hinsichtlich ihrer Eignung für die Bewertung und Zustandsbeschreibung des MSRL-Deskriptors 4 in einem Meeresgebiet südlich von Sylt (StopP-Projektgebiet) getestet und untersucht, ob sich diese Methodik auch auf andere Gebiete innerhalb der Küstengewässer übertragen lässt. Ein Vorteil der ENA ist der ganzheitliche Ansatz, der viele Bestandteile eines Nahrungsnetzes berücksichtigt. Es werden nicht nur direkte und indirekte Beziehungen zwischen den Organismen, sondern auch der trophische Status jeder einzelnen Art im Nahrungsnetz dargestellt. So ist es möglich, Aussagen über die Funktion, Struktur und Stabilität von Nahrungsnetzen zu treffen und Auswirkungen von anthropogenen und natürlichen Störungen (wie z. B. Fischerei, Eutrophierung oder kalte Winter) über einen längeren Zeitraum zu erfassen, dokumentieren und visualisieren. Damit wird die ENA den Anforderungen der MSRL gerecht.

In ersten Testrechnungen mit Daten von einer Muschelbank, deren Artenzusammensetzung sich im Laufe der Jahre deutlich verändert hatte, wurde gezeigt, dass einige Indices diese Veränderungen deutlich widerspiegeln, während andere Indices nicht reagierten. Bei einer veränderten Artenzusammensetzung im System könnten die Funktionen zwischen den Komponenten unverändert bleiben, was gleichbleibende Indices anzeigen könnten.

Zukünftig wird die Eignung der ENA für die Deskriptoren D1 und D6 getestet. Dabei muss zunächst bestimmt werden, welche der vielen Indices, die innerhalb der ENA bestimmt werden, für diese Deskriptoren geeignet sind.

In ersten Testläufen konnte gezeigt werden, dass sich einige der ENA Indexwerte zwischen den BHT Infracircalittoral sand, Circalittoral sand und circalittoral mud bzw. mixed sediments signifikant unterscheiden. Um die ENA als Bewertungswerkzeug einsetzen zu können müssen noch folgende Fragen geklärt werden:

- Bestimmung von Referenzzuständen (Definition von Bewertungsmaßstäben)
- Welche Indices der ENA-Indices zeigen welche Störungen an?
- Unterscheiden sich die störungsanzeigenden Indices grundsätzlich von den schon verwendeten Indices (z. B. Diversität, Artenzahl, AMBI)?
- Lassen sich anthropogene Belastungen mit Bewertungsindices korrelieren?
- Lässt sich zwischen natürlicher Variabilität und anthropogenen Störungen differenzieren?
- Auf welche räumlichen Ausdehnungen lassen sich die Ergebnisse der ENA übertragen?
- Welche Eingangsparameter müssen langfristig erhoben werden und sind diese in einem routinemäßigen Monitoring zu erhalten?
- Welche Intensitäten und Schädigungen führen zu einem Verlust an Funktionalität des Nahrungsnetzes?

FAZIT

Als ökosystemarer Ansatz scheint die ENA für die Bewertung der Funktionalität eines Ökosystems sehr geeignet zu sein. Ergebnisse aus dem StoP-Projekt geben erste Hinweise, wie die ENA bzw. einige Indices, die über die ENA errechnet werden, für eine ökologische Bewertung genutzt werden könnten. Bis zur Verwendung als Bewertungswerkzeug gemäß MSRL sind aber noch viele Fragen zu klären, z. B. wie zwischen der natürlichen Störung z. B. durch Eiswinter und anthropogenen Belastungen unterschieden werden kann. Da die ENA die Struktur und Funktion der Benthosgemeinschaft bewertet, sollte versucht werden sie als Bewertungswerkzeug anzupassen.

3.4 Cumi (Ostsee) (Berg et al. 2018)

Für die Ostsee wird der Cumi als kumulativer Belastungsindikator entwickelt. Anders als der BH3 für die Nordsee, der ausschließlich auf die Belastung durch Fischerei fokussiert, gehen in den Cumi-Indikator neben Fischerei auch Dredging, Verbringungen, Offshore Installationen und Kabel ein und auch Sauerstoffmangelsituationen werden berücksichtigt. In den meisten Gebieten der nördlichen Ostsee sind Dredging und Verbringungen von gebaggertem Material die größten Belastungen. Außerdem führen die Schiffe im Fahrwasser zwischen den Inseln punktuell zu Erosionen am Meeresboden. In der südlichen Ostsee werden die Biotope insbesondere durch bodenberührende Fischerei geschädigt. Sowohl der BH3 für die Nordsee als auch der Cumi berücksichtigen die Sensitivität der Arten in den Biotopen im Hinblick auf die Belastungen und bewerten die Belastbarkeit der einzelnen Biotope. Die Belastungs- und Sensitivitätskarten werden verschnitten und die Bewertungen räumlich dargestellt.

Da auch in den BH3 neben der Fischerei weitere physikalische Belastungen mit eingebaut werden könnten, bietet der Cumi keine zusätzlichen Vorteile für die Nordsee (T. Berg, pers. comm.).

Vorläufige GES-Definition:

Die Grenze zwischen der geringen und mäßigen Belastung wurde als signifikante Belastung definiert. In der FFH-Richtlinie wurde ein Biotop als signifikant belastet eingestuft, wenn die stark beeinträchtigte Vorkommensfläche mehr als 25 % der Biotopfläche betrug. Dieser Wert wurde vorläufig ebenfalls für den Cumi gewählt und noch in Anlehnung an den BH3 erweitert, dass 10 % der Biotopfläche ohne jegliche Belastung sein müssen.

3.5 Biomasse als Bewertungsgröße

In der aktuellen COMP-3-MZB-Bewertung für OSPAR (Brockmann et al. 2017 und 2018) wird das Benthos anhand der Gesamtbiomasse bewertet. Es wäre aussagekräftiger, wenn zwischen der Biomasse der unterschiedlichen Arten differenziert werden würde, da einzelne schwere Arten, wie beispielsweise die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus*, mögliche Zusammenhänge von Eutrophierungsauswirkungen überdecken könnten. Es sollte daher versucht werden die Biomasseanalyse mit einzelnen Arten oder mit geeigneten Artengruppen durchzuführen.

4 Diskussion und Zusammenfassung

BHT-Bewertung

In der MSRL-Bewertung wird zwischen weitverbreiteten Lebensräumen (Broad Habitat Types) und von den Mitgliedstaaten zu definierenden besonders geschützten Lebensräumen (Other Habitat Types) (Abbildung 1) unterschieden.

Auf dem Workshop am 6.2.2019 im BSH wurde vorgeschlagen die als Other Habitat Types definierten Gebiete (Sandbänke, Riffe, §30 BNatSchG geschützte Biotope) separat zu bewerten und aus der BHT Bewertung herauszunehmen. Aufgrund der Datenlage wird in dieser Studie vorgeschlagen sich von den 12 BHT in der Nordsee zunächst auf vier BHT für die Bewertung gemäß MSRL zu fokussieren.

Über die Nutzung der Daten für die gemeinsamen und einheitlichen Bewertungen der BHT, WRRL und FFH besteht noch Diskussionsbedarf. Um flächenmäßig sehr kleine Habitate nicht beproben zu müssen, könnte beispielsweise die Bewertung als Modellierung auf Basis der Indikatoren BH-3 (Physical damage) und BH-4 (Habitat loss) erfolgen (P. Schmitt, pers. comm.). Die vier zur Bewertung vorgeschlagenen sind BHT Circalittoral sand und mud sowie Offshore circalittoral sand und mud. Diese vier BHT machen flächenmäßig, wenn man die Tabelle II.4.2.2-1 im Zustandsbericht der Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018 (Imhoff 2018) zugrunde legt, knapp 80 % der Gesamtfläche deutscher Meeresgewässer aus. Die nach § 30 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) geschützten Artenreichen Kies-, Grobsand- und Schillgründe sowie die Schlickgründe mit grabender Megafauna können derzeit noch nicht bewertet werden, weil sie noch nicht ausgewiesen wurden. Sie würden ebenfalls als Other Habitat Types bewertet.

Die BHT wurden auf Grundlage der biologischen Tiefenzone (z.B. Infralittoral) und des Substrates (z.B. Sand) eingeteilt (Evans 2016) und ihre jeweilige Größe ist sehr unterschiedlich, beispielsweise beträgt die Fläche des Circalittoral sand 27,3 % und dass des Circalittoral mud hingegen nur 1,3 %. Für die BHT wurde in dieser Studie anhand von Literaturwissen überprüft, ob sie für die Bewertung weiter unterteilt werden sollten. Dazu wurden die natürlichen Bedingungen und anthropogenen Belastungsdaten zusammengestellt und eine Unterteilung innerhalb einzelner BHT vorgeschlagen. Das BHT Circalittoral sand sollte in zwei Tiefenbereiche (< 20 m und > 20 m) und das BHT Offshore circalittoral etwa an der 42 m Tiefenlinie unterteilt werden. Grund dafür sind unterschiedliche Artenzusammensetzungen (endobenthische Gemeinschaften) bzw. deutlich höhere Artenzahlen in den tieferen Bereichen. Für die flächenmäßig kleinen BHT Circalittoral und Offshore circalittoral mud wurden keine weiteren Unterteilungen vorgeschlagen.

Konzept

Das Konzept, das hier vorgestellt wird, beruht auf den heutigen zur Verfügung stehenden Daten und ist daher als Startpunkt und Diskussionsgrundlage für ein MSRL-Monitoringkonzept zu verstehen. Im Laufe der nächsten Jahre wird sich durch die Monitoringaktivitäten das Wissen erheblich erweitern, und das Bewertungskonzept sollte dann an die neuen Erkenntnisse angepasst werden. Die vorgeschlagenen Monitoringstationen stellen eine Minimalanforderung dar und eine Aufstockung der Stationsanzahl würde die Aussagekraft des Monitorings in jedem Fall verbessern. Die Unterscheidung zwischen anthropogenen Belastungen und der natürlichen Variabilität ist ein bisher ungelöstes Problem. Studien zu Nullnutzungsgebieten für Fischerei könnten helfen zwischen diesen beiden Einflussgrößen zu trennen. In der Studie von Beermann et al. (2018) wurde versucht auf Basis einer großen räumlichen Stationsabdeckung, die einzelnen anthropogenen Belastungen unter Berücksichtigung der natürlichen Bedingungen wie Wassertiefe, Scherkräfte mit den Bewertungsindikatoren zu korrelieren (lineare Regressionsanalyse). Nur in einem Jahr ergaben sich signifikante Korrelationen zwischen den Indikatoren und den anthropogenen Belastungen. Die Gründe dafür sind vielfältig z. B. 1) sind die Belastungsdaten sehr lückenhaft und 2) die unterschiedlichen Belastungen haben unterschiedliche räumliche Skalen, so dass die Stationsabdeckung ungenügend war. Ein Monitoringprogramm kann es nicht leisten flächendeckende Beprobungen durchzuführen, sondern kann nur an ausgewählten Punkten überwachen. Um dennoch Aussagen über Belastungen in Bezug zu den Indikatorwerten machen zu können, wurden die zusätzlichen Monitoringstationen so positioniert, dass Bereiche mit hohen und niedrigen Belastungen beprobt werden.

- Sowohl das Makrozoobenthos (Endobenthos) als auch das Epibenthos sollte beprobt werden.
- Die Probenahmemethodik für das Epibenthos und die Auswertung der Epibenthosproben sollten vereinheitlicht werden, da nur so eine Vergleichbarkeit der Daten der verschiedenen Behörden erreicht werden kann.

- Neben der Beprobung und Bewertung der Fauna sollten auch die Hauptbelastungen bestimmt und bewertet werden. Nur so ist es möglich, auf die Gründe für die Veränderungen in der Benthosbesiedlung zu schließen.
- Für die MSRL-Bewertung werden die definierten Other Habitat Types ausgenommen und separat bewertet.
- Die derzeitigen Monitoringaktivitäten reichen nicht aus, die Nordsee gemäß MSRL ökologisch zu bewerten. Weitere Monitoringstationen sind notwendig.
- Für die MSRL-Bewertung werden in dieser Studie zunächst aufgrund der Datenlage vier BHT vorgeschlagen: Circalittoral sand und mud sowie Offshore circalittoral sand und mud.
- Die großflächigen BHT Circalittoral sand und Offshore circalittoral sand müssen in kleinere Untereinheiten unterteilt werden, da sich die Benthos-Besiedlungen unterscheiden.
- Bei der Wahl der zusätzlichen Monitoringstationen müssen neben den unterschiedlichen Besiedlungen auch die unterschiedlichen Belastungen und deren Intensitäten berücksichtigt werden.
- Neben der Lokalisation der Stationen muss auch die Probenahmemethodik in einem Monitoringkonzept berücksichtigt werden, da die Probenahmen von verschiedenen Behörden und Forschungsinstituten durchgeführt werden. Von Vorteil wäre, wenn die Probenahmegeräte, -aufarbeitung und der Probenahmezeitpunkt bei allen Monitoringaktivitäten einheitlich wären. Das ist aber bisher nicht der Fall und insbesondere der Probenahmezeitpunkt unterscheidet sich zwischen den Monitoringaktivitäten, da beispielsweise die Langzeitstationen vom AWI im Frühjahr beprobt werden und vom LLUR im Spätsommer, so dass die Daten des AWI den Standing Crop nach dem Winter widerspiegeln und die Daten des LLUR die Benthos-Gemeinschaft nach dem Larvenfall. Eine Anpassung der Probenahmezeitpunkte würde dazu führen, dass die wertvollen Langzeitdaten einen Bruch erfahren. Eine andere Möglichkeit wäre zu überprüfen, ob die jahreszeitlichen Unterschiede sehr groß sind. Sollten sie sehr groß sein, könnte man versuchen, Referenzwerte für die entsprechenden Bedingungen zu definieren.
Für die neu hinzukommenden Monitoringstationen sollte versucht werden, sie jeweils zur gleichen Jahreszeit zu beproben.
- Die Dauerstationen der Forschungsinstitute AWI und Senckenberg sollten in das Monitoringkonzept eingebaut werden. Es sollte daher eine Kooperation mit diesen Instituten vereinbart werden. Die Kooperation könnte darauf beruhen, dass die Forschungsinstitute die Daten zur Verfügung zu stellen oder sie könnten beauftragt werden, die Stationen nach bestimmten Anforderungen auszuwerten.
- Für die Habitatbewertung müssen die Monitoringdaten zusammengefasst werden. Eine Mittelwertbildung über das gesamte BHT ohne Berücksichtigung der räumlichen anthropogenen Belastungsunterschiede und natürlichen Gegebenheiten, wie es beispielsweise beim BISI gemacht wird, führt zu einer Nivellierung von Unterschieden. Daher ist es notwendig die Probenahmestationen so zu positionieren, dass die unterschiedlichen Bedingungen erfasst werden. Stationen mit gleichen Bedingungen können dann zusammengefasst und mit den anderen Stationsgruppen verglichen werden. Eine Mittelwertbildung über das gesamte BHT ist erst dann möglich, wenn keine signifikanten Unterschiede zwischen den Stationsgruppen bestehen.
- Die Bewertungen der Other Habitats Types und der BHT müssen zu einer Gesamtbewertung zusammengeführt werden. Es ist möglich, dass die Bewertungen uneinheitlich ausfallen. Das kann daran liegen, dass die Gebiete 1) unterschiedlich sensitiv gegenüber Belastungen sind, 2) sich die Belastungen unterscheiden oder 3) an der unterschiedlichen Bewertungsmethodik, die angewendet wurde. Bei unterschiedlichen Bewertungen müssen daher die Gründe für die Differenzen geklärt werden.

- Neben der Erfassung der Benthosorganismen sollten an den Monitoringstationen Begleitparameter bestimmt werden: Sediment (Oberflächenfarbe, Mächtigkeit der oxidierten Oberflächenschicht, Sedimentzusammensetzung, Glühverlust) sowie Wassertemperatur, Salinität und Sauerstoffgehalt am Meeresboden.

Indikatorentwicklungen

- Keiner der neu entwickelten Indikatoren kann ohne weitere Anpassungen zur MSRL-Bewertung herangezogen werden. Der in den Niederlanden für den OSPAR Indikator BH1 (Typical species composition) entwickelte BISI (Wijnhoven & Bos 2017) ist ein Trendindikator und basiert auf Indikatorarten, die unterschiedliche Belastungen indizieren sollen. Insbesondere die gewählten Traits, die die Belastungen indizieren sollen, müssten diskutiert und angepasst werden. Bei Wijnhoven & Bos (2017) wird die Problematik der Unterscheidung zwischen natürlichen (z. B. Eiswinter) und anthropogenen Belastungen nicht thematisiert. Das ist aber notwendig, wenn Gründe für die jeweiligen Trends angegeben werden sollen.
- Der in Spanien entwickelte BESITO, der anhand der Zusammensetzung des Epibenthos auf die Fischereiintensität schließt, ist für Wassertiefen > 70 m entwickelt worden und fokussiert nur auf die häufigen Arten. Grundsätzlich ist der BESITO geeignet die Fischereiintensität zu indizieren, allerdings stellen fehlenden Traitinformationen ein großes Problem dar. Durch die Vernachlässigung der seltenen Arten gehen wertvolle Informationen verloren. Eine Übertragung des BESITO auf die Nordsee mit ihren natürlichen Belastungen wie (Scherkräfte und Eiswinter) ist schwierig, da er für ein Seegebiet mit viel größeren Wassertiefen entwickelt wurde.
- Die ökologischen Netzwerkanalyse (ENA) ist insbesondere für den MSRL-Deskriptor Nahrungsnetz (D4) interessant aber es wird auch versucht sie für Deskriptoren Biodiversität (D1) und Meeresboden-Integrität (D6) anzupassen. Dazu sind aber noch viele Tests notwendig, z. B. welche der vielen ENA Indikatoren zur Bewertung geeignet ist. Auch die Differenzierung zwischen natürlichen und anthropogenen Belastungen stellen, wie bei allen anderen Bewertungsindices, ein Problem dar.
- Der kumulative Belastungsindex Cumi, der für die Ostsee entwickelt wird, ist prinzipiell mit dem OSPAR BH3 Index für die Nordsee vergleichbar und bringt keine zusätzlichen Informationen.

Weitere Aufgaben

- Mithilfe des AWI Datensatzes (Dr. W. Armonies) könnte man für das Circalittoral sand die Anzahl der notwendigen Stationen berechnen, die für einen bestimmten Fehler notwendig wären. Da dieser Datensatz über mehrere Jahre ermittelt wurde und die Daten teilweise aus unterschiedlichen Jahreszeiten stammen, könnte man auch interannuelle sowie die saisonale Variabilität bestimmen.
- Mit den Daten aus dem Projekt StopP, die nicht von einer Muschelbank stammen, könnte man den M AMBI und den Margalef-Index bestimmen und mit den Indices der ENA abgleichen, um abschätzen zu können, ob die ENA zusätzliche Informationen liefert. Der M AMBI ist für Muschelbänke ungeeignet, da sich die Begleitfauna zu einem hohen Prozentsatz aus Arten zusammensetzt, die an einen hohen organischen Anteil angepasst sind.

5 Ausblick

Der in diesem Bericht dargestellte Ansatz basiert auf punktuellen Monitoringstationen zur Erfassung der benthischen Besiedlung, die regelmäßig und langfristig durch das behördliche Monitoring beprobt werden sollen. Über die räumliche Analyse der Biotopeigenschaften und der Stressoren

wurde versucht die Stationen so zu positionieren, dass sie repräsentativ für eine größere Fläche sind. Grundsätzlich wäre es wünschenswert die teilweise sehr großen Flächen der BHTs mit einer großen Zahl Probestationen repräsentativ abzudecken, um die Heterogenität eines Biotops abzubilden und Korrelationen zu flächenhaften Belastungen (z. B. Nährstoffe) herleiten zu können. Dies ist aber aus Kostengründen im Rahmen eines regelmäßigen Monitorings nicht zu leisten. Da es neben den behördlichen Monitoringuntersuchungen noch viele weitere Datenerhebungen für das Benthos gibt, z. B. für Forschungsprojekte oder zur Überwachung von Offshore-Installationen, sollte versucht werden, auch diese Daten für die MSRL-Bewertung verfügbar zu machen. Die MSRL-Bewertung könnte somit auf zwei Säulen aufbauen 1) gezielt ausgewählte Dauerstationen, die regelmäßig beprobt werden und aus denen sich die zeitliche natürliche und anthropogen bedingte Variabilität ableiten lässt und 2) alle verfügbaren Daten, die zusätzlich Aussagen über größere Flächen ermöglichen und mit denen außerdem die Repräsentativität der Dauerstationen überprüft werden könnte. Es sollte daher eine Kooperation mit den Forschungsinstituten angestrebt werden, um zu prüfen wie diese Daten, die häufig nicht als Rohdaten verfügbar sind, bereitgestellt werden könnten. Denkbar wäre, dass die Daten innerhalb eines BHT und Biotops unter Berücksichtigung der Sedimente, der Wassertiefe, der Belastung (semiquantitativ, z. B. im Windpark, meist hohe Nährstoffkonzentration und/oder Fischereiiintensität) über den Bewertungszeitraum von sechs Jahren gemittelt und mit den Varianzen angegeben werden. So wäre eine Zuordnung zum BHT bzw. Biotop darstellbar aber ein direkter Stationsbezug dagegen nicht möglich. Die Einbeziehung dieser Daten für das MSRL-Monitoring setzt allerdings voraus, dass die Probenahmemethodik vergleichbar ist (z. B. dass Arten auf ein vergleichbares Niveau bestimmt werden, oder Siebe mit vergleichbarer Maschenweite verwendet wurden). Bisläng sind die MSRL-Auswertungsansätze noch nicht festgelegt, sodass zu diesem Zeitpunkt noch Datenanforderungen weiterentwickelt werden müssen. Aus diesem Grund sollte die Kooperation zwischen den Behörden und Forschungsinstituten langfristig und flexibel angelegt werden.

Die Monitoringdaten und die Daten der Forschungsinstitute könnten, wie z. B. schon für Nährstoffe oder Human activities geschehen, über die Plattform von MDI-DE verfügbar gemacht werden. Sie werden über die Metadaten genau beschrieben, sodass sich der Nutzer bei Bedarf mit dem Datenerzeuger über die Daten austauschen könnte. Die Bereitstellung z. B. über MDI-DE wäre sinnvoll, da 1) die Datenhaltung weiterhin bei dem Datenerzeuger läge und er somit die Hoheit über seine Daten nicht verlieren würde und 2) sich die MDI-DE Plattform als zentraler Anlaufpunkt für die MSRL-Bewertung weiter etablieren und verbessern würde.

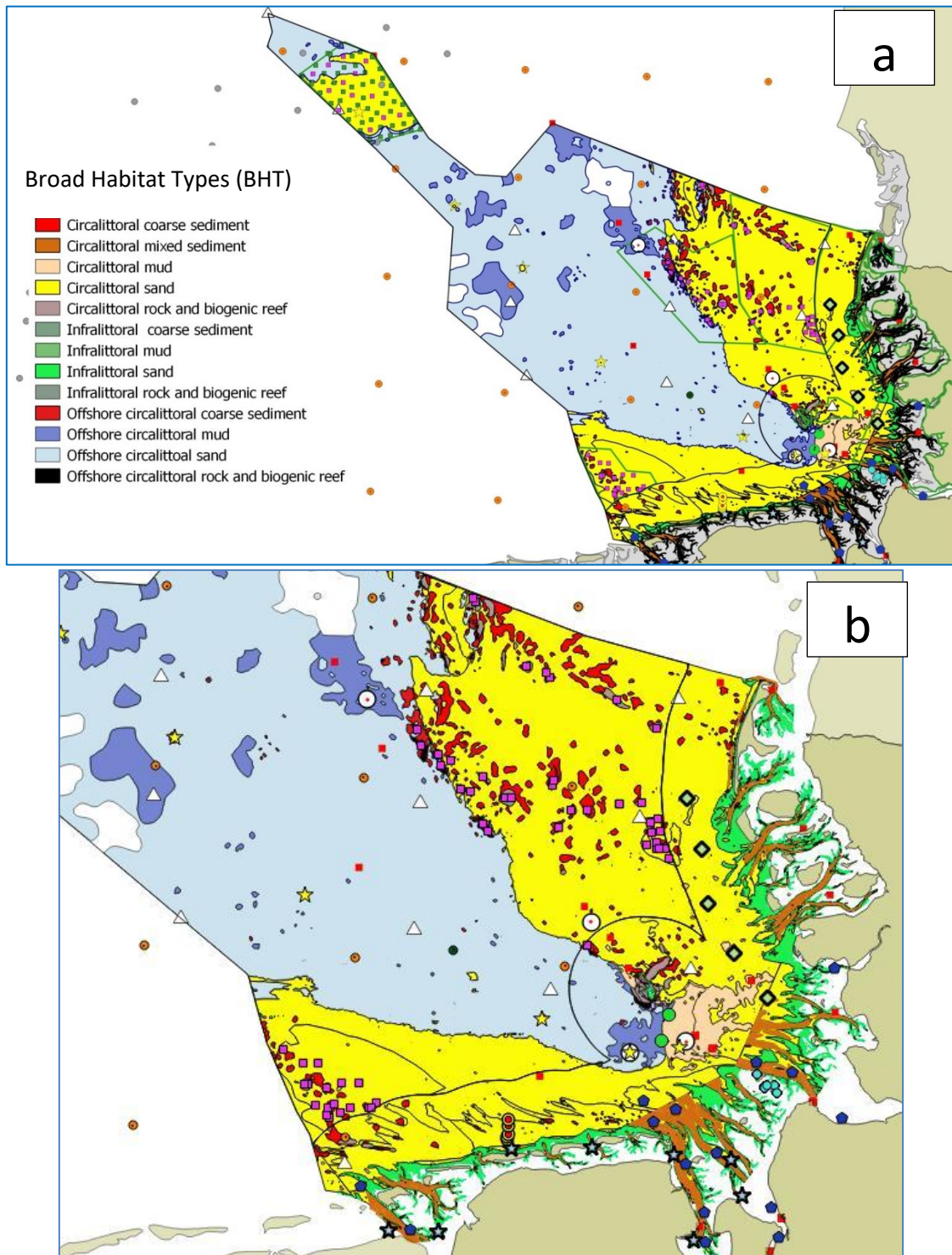
6 Literatur

- Armonies, W.; Buschbaum, C.; Hellwig-Armonies, M. (2014): The seaward limit of wave effects on coastal macrobenthos. In: *Helgoland Marine Research* 68 (1), S. 1–16. DOI: 10.1007/s10152-013-0364-1.
- Beauchard, O.; Veríssimo, H.; Queirós, A. M.; Herman, P.M.J. (2017): The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. In: *Ecological Indicators* 76, S. 81–96. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.01.011.
- Beermann, J.; Holstein, J.; Dannheim J.; Heyer, K. (2018): Zoobenthische Datenanalyse zu Status und Belastungen der Benthosgemeinschaften in der Deutschen Bucht, Analyse und Berechnungen der multimetrischen Indices; Endbericht LLUR, NLWKN, AWI: 146 pp.
- Berg, T.; Heyden, B.; Schmitt, P.; Darr, A.; Korpinen, S.; Avellan, L. et al.: Cumulative impact on benthic biotopes updated pre-core indicator proposal. Online verfügbar unter <https://portal.helcom.fi/meetings/STATE%20-%20CONSERVATION%209-2018-501/MeetingDocuments/3J-7%20Cumulative%20impact%20on%20benthic%20biotopes%20updated%20pre-core%20indicator%20proposal.pdf>, zuletzt geprüft am 05.12.2018.
- BLMP-Methodenhandbuch (online Version 2015): <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm>

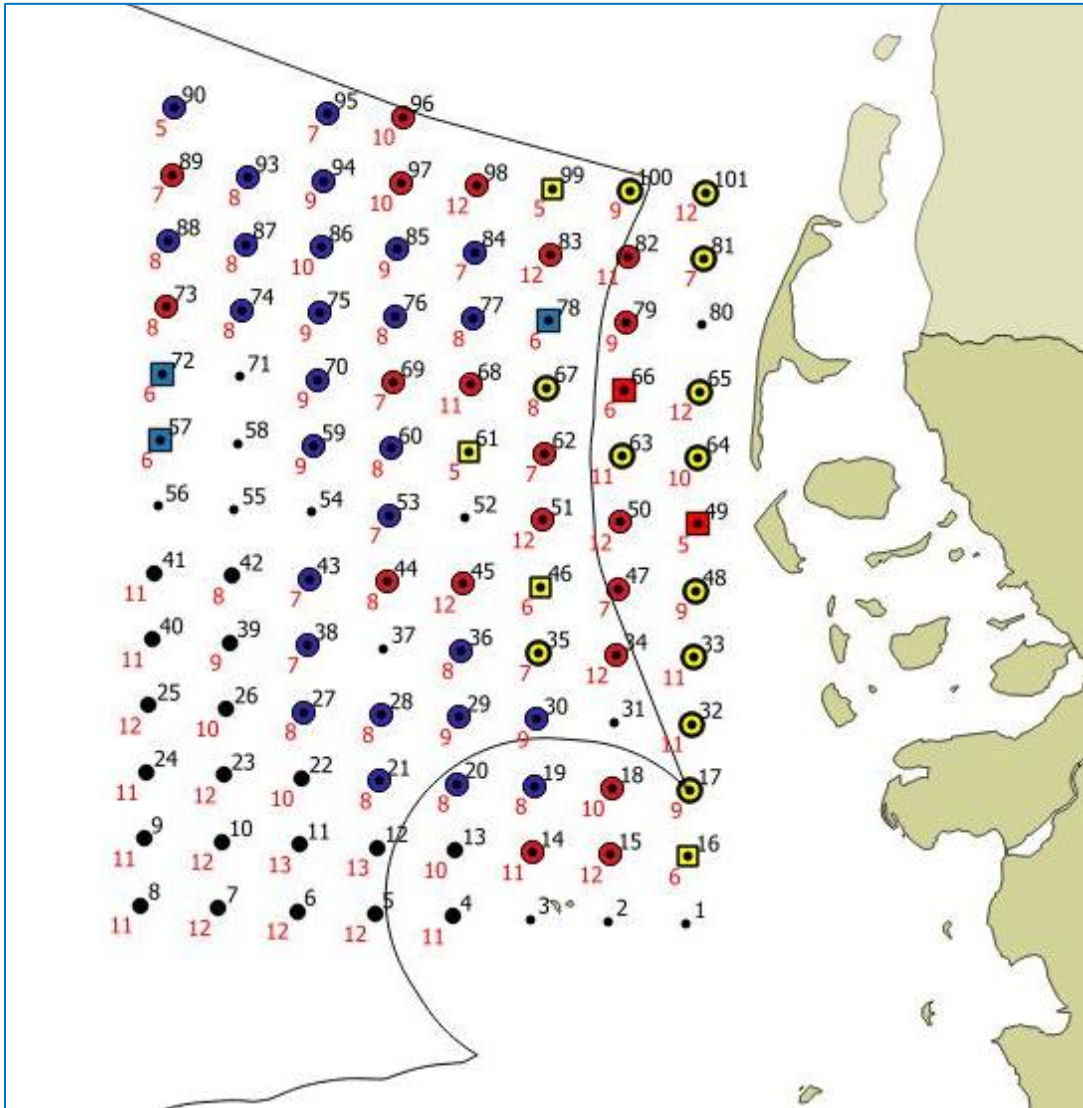
- Brockmann, U.; Topcu, D.; Schütt, M.; Leujak, W. (2017): Third assessment of the eutrophication status of German coastal and marine waters 2006-2014 in the North Sea according to the OSPAR Comprehensive Procedure. Draft COMP-3 Bewertung.
- Brockmann, U.; Topcu, D.; Schütt, M. (2018): Eutrophierungsbewertung des Makrozoobenthos in der AWZ der Nordsee 2006-2014, Ergänzung zur COMP-3 OSPAR-Bewertung
- Darr, A.; Zettler, M. L.; Ebbe, B.; Gutow, L. (2012): Monitoringbericht: Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord und Ostsee. Untersuchungsjahr 2011. BfN-Habitat Mare. Online verfügbar unter https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/2012-11-23_Cluster-4-Benthos-Monitoringbericht-2011_IOW_final.pdf, zuletzt geprüft am 18.08.2015.
- https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/2012-11-23_Cluster-4-Benthos-Monitoringbericht-2011_IOW_final.pdf
- Darr, A.; Zettler, A.; Zettler, M. L.; Ebbe, B.; Gutow, L. (2018): Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee Bericht über das Untersuchungsjahr 2017, Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope (AWZ-P4, Benthos. Hg. v. BfN. Entwurf, unveröff.
- Duineveld, G. C. A.; Bergman, M. J. N.; Lavaleye, M. S.S. (2007): Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. In: *ICES Journal of Marine Science*, S. 899–908, zuletzt geprüft am 29.01.2016.
- Evans, D., Aish, A., Boon, A., Condé, S., Connor, D., Gelabert, E. Michez, N., Parry, M., Richard, D., Salvati, E. & Tunesi, L., 2016. Revising the marine section of the EUNIS Habitat classification - Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016. ETC/BD report to the EEA. EU (2008): RICHTLINIE 2008/56/EG MSRL, zuletzt geprüft am 04.09.2018.
- Figge, K. (1981): Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht (Blatt: 2900, Maßstab: 1:250.000). – Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg.
- Juan, D. de; Thrush, S. F.; Demestre, M. (2007): Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). In: *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 334, S. 117-129. DOI: 10.3354/meps334117.
- González-Irusta, Jose M.; La Torriente, Ana de; Punzón, Antonio; Blanco, Marian; Serrano, Alberto (2018): Determining and mapping species sensitivity to trawling impacts. The Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations (BESITO). In: *ICES Journal of Marine Science* 412, S. 207. DOI: 10.1093/icesjms/fsy030.
- Heyer K (2015) MSRL Indikatoren Konzept Zoobenthos (Pilotstudie), Final report, LLUR (LLUR-Az.: 0608.451432), NLWKN, AWI: 97 pp.
- Heyer K (2018) Folgeprojekt zu dem Projekt: Zoobenthische Datenanalyse zu Status und Belastungen der Benthosgemeinschaften in der Deutschen Bucht, Analyse und Berechnungen der multimetrischen Indices; Endbericht LLUR, NLWKN, AWI: 81 pp.
- Imhoff, H. (2018): Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018, Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie; Hrsg. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), Referat WR I 5, Meeresumweltschutz, Internationales Recht des Schutzes der marinen Gewässer.
- Kröncke, I.; Reiss, H. (2010): Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. In: *Marine Pollution Bulletin* 60 (1), S. 58–68. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.09.001.
- Kuechly H, Rösner H-U, Liebich V (2016) Wo die Krabben gefischt werden – Räumliche Verteilung und zeitliche Entwicklung bei der Nutzung des Wattenmeeres und der angrenzenden Nordsee durch die deutsche Krabbenfischerei von 2007 bis 2013. Technischer Bericht, WWF Deutschland, Berlin. Online: www.wwf.de/watt/fischerei.
- van Loon, Willem M.G.M.; Walvoort, Dennis J.J.; van Hoey, Gert; Vina-Herbon, Christina; Blandon, Abigail; Pesch, Roland et al. (2018): A regional benthic fauna assessment method for the Southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. In: *Ecological Indicators* 89, S. 667–679. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.09.029.
- Meyer, Julia; Nehmer, Petra; Moll, Andreas; Kröncke, Ingrid (2018): Shifting south-eastern North Sea macrofauna community structure since 1986. A response to de-eutrophication and regionally decreasing food supply? In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 213, S. 115–127. DOI: 10.1016/j.ecss.2018.08.010.

- Nehls, Georg; Diederichs, Ansgar; Grünkorn, Thomas; Krause, Stefan; Maczassek, Kerstin; Vorberg, Ralf (2008): Konzept zur Umsetzung der Natura 2000 Monitoring- und Berichtspflichten in den küstenfernen Gebieten der deutschen Nord- und Ostsee. Hg. v. BfN. Online verfügbar unter <https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Monitoringberichte/Natura-2000-Monitoring-AWZ.pdf>, zuletzt geprüft am 26.11.2018.
- OSPAR (2016) Common Indicator Assessment Sheet for BH3 – Extent of Physical damage to predominant and special habitats (Draft, Version August 2016)
- Rachor, E.; Reiss, H.; Degraer, S.; Duineveld, G. C. A.; van Hoey, G.; Lavaleye, M. et al. (2007): Structure, distribution, and characterizing species of North Sea macro-zoobenthos communities in 2000 (Kap. 5.1). 5. Patterns and changes in the macro-zoobenthos (1986–2000). In: H. L. Rees (Hg.): Structure and dynamics of the North Sea benthos. Copenhagen: Internat. Council for the Exploration of the Sea (ICES cooperative research report, 288), S. 46–59.
- Rachor, E.; Nehmer P. (2003): Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. Online verfügbar unter www.vliz.be/imisdocs/publications/67266.pdf, zuletzt geprüft am 21.12.2018.
- Schwemmer, Philipp; Eskildsen, Kai; Enners, Leonie; Horn, Sabine; Wittbrodt, Kerstin; Stage, Maria et al. (2016): STopP-Abschlussbericht; KÜNO-Küstenforschung, zuletzt geprüft am 17.12.2018.
- Stripp, K. (1969): Die Assoziationen des Benthos in der Helgoländer Bucht. In: Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremh. 12, S. 95–141.
- Topcu, H. D.; Brockmann, U. H. (2015): Seasonal oxygen depletion in the North Sea, a review. In: *Marine Pollution Bulletin* 99 (1-2), S. 5–27. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.021.
- Wijnhoven, S.; Bos, O.G (2017): Benthische Indicator Soorten Index (BISI): Ontwikkelingsproces en beschrijving van de Nationale Benthos Indicator Noordzee inclusief protocol voor toepassing. Ecoauthor Report Series 2017 -02, Heinkenszand, the Netherlands.

7 Annex



Annexabbildung 1 a und b: Broad Habitat Types (BHT) und die Monitoringstationen für die gesamte Deutsche Bucht (a, oben) und den südlichen Teil (b, unten); Behördliches Monitoring: Weiße Dreiecke = BSH/IOW, lila und grüne Quadrate = BfN Monitoringstationen, hellgrüne Rauten = LLUR Monitoringstationen, hellblaue Sterne = sublitorale NLWKN Monitoringstationen, blaue Pentaeder = BfG Monitoringstationen, türkise Punkte = eulitorale Hamburger Monitoringstationen, grüne Punkte = Monitoring bei der Tonne E3, rote Quadrate = BSH-Stationen für Schwermetallanalysen im Sediment; Forschungsdauerstationen: gelbe Kreise mit rotem Punkt = Senckenbergstationen Norderney, gelbe Sterne = Senckenbergtransekt Deutsche Bucht; orange und schwarze Punkte = Senckenbergstationen Epibenthos, weiße Kreise mit rotem Punkt = AWI Dauerstationen.



Annexabbildung 2: Stationsbezeichnungen und Ergebnisse der 12 bis 13 Clusteranalysen der Daten der Untersuchungen durch Armonies et al. (2014); Schwarz = Stationsbezeichnung, Rot = Häufigkeit der Zuordnung zu dem jeweiligen Cluster.

Annexabelle 1: Vorkommen (X) der KGS-Charakterarten in den Grobsandstationen der Herbstbeprobungen durch Armonies et al. (2014). Für die räumliche Zuordnung der Stationen siehe Annexabbildung 2, NB = Nicht Beprobt.

Station/Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>							
14	X	X	X	X	X	X	X
15					X		X
18	X	X			X	X	
34	X		X				
44	X	X	X	X	X	X	X
47							
49							
50							
51		X		X			
62		X		X	X	X	X
66		X	X			X	
68	X	X	X	X	X	X	X
69							
73	X			X		NB	
79							X
82	X			X			
83	X	X	X	X	X	X	X
89	X	X	X	X	X	NB	X
96	X	X	X	X	X	NB	X
97	X		X	X		X	
98	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pisione remota</i>							
14	X	X	X	X	X	X	X
15		X				X	X
18	X	X		X	X		
34	X		X		X	X	
44	X	X	X	X	X	X	X
47		X	X			X	X
49							
50	X	X		X	X	X	X
51	X	X			X	X	
62	X	X	X		X	X	X
66	X	X	X		X	X	X
68	X	X	X	X	X	X	X
69			X			X	X
73						NB	
79						X	X
82							
83	X	X	X	X	X	X	X
89	X		X	X	X	NB	X
96	X	X	X	X	X	NB	X
97	X	X	X		X		
98	X	X	X	X	X	X	

Fortsetzung nächste Seite

Annexabelle 1: Fortsetzung

Station/Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<i>Echinocyamus pusillus</i>							
14		X				X	
15	X						
18							
34							
44		X					
47							
49							
50							
51							
62							
66							
68	X	X	X		X		
69							
73	X		X			NB	X
79		X	X				X
82							X
83	X	X		X	X		
89	X	X	X		X	NB	X
96		X		X		NB	
97		X	X				
98							
<i>Spisula elliptica</i>							
14				X	X	X	X
15		X	X		X		X
18					X		X
34			X		X		X
44							
47						X	
49							
50						X	
51					X		
62						X	
66							
68					X	X	
69							
73						NB	
79						X	
82					X		
83					X		
89						NB	
96						NB	
97							
98		X		X	X		

Annexabelle 2: Vorgeschlagene Monitoringstationen, Positionen und Charakteristika

Ifn	BHT	KüMAWZ	Gemeinschaft	Region	Stations- name	Tiefe (m)	Fischerei	Länge Dez	Breite Dez	Kommentar
1	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-Nds.	11	>20	hoch	7,2444	54,0108	
2	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-Nds.	8	>20	niedr Fischerei	6,9042	53,9643	
3	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-Nds.	9	>20	niedr Fischerei	7,2306	53,9816	
4	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-Nds.	10	>20	niedr Fischerei	6,9081	54,0216	
5	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-SH	27	>20	hoch	7,6266	54,6098	querab Amrumbank
6	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-SH	30	>20	hoch	7,6321	54,9205	
7	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-SH	SYLT1	<20	mittel	8,0001	55,0001	BSH/IOW
8	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-SH	28	>20	niedr Fischerei	7,3479	54,3942	
9	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-SH	26	>20	niedr Fischerei	7,3334	54,5739	im SAR
10	CS	AWZ	Tell fab	AWZ-SH	29	>20	niedr Fischerei	7,2612	54,8459	im SAR
11	Ocs	AWZ	Amph fili		18	>40	hoch	5,9111	54,6080	
12	Ocs	AWZ	Amph fili		19	>40	hoch	5,0797	54,6160	
13	Ocs	AWZ	Amph fili		20	>40	hoch	6,2452	54,9095	
14	Ocs	AWZ	Amph fili		NSGR2	≥40	hoch	5,5005	54,9995	BSH/IOW Grenze SAR
15	Ocs	AWZ	Amph fili		21	>40	niedr Fischerei	5,0289	54,9395	
16	Ocs	AWZ	Amph fili		23	>40	niedr Fischerei	5,5100	55,1480	
17	Ocs	AWZ	Amph fili		24	>40	niedr Fischerei	4,6579	55,3159	
18	Ocs	AWZ	Amph fili		25	>40	niedr Fischerei	5,6683	55,3491	
19	Ocs	AWZ	Nuc tur		UFSD8	>20 bis < 40	hoch	7,4342	54,1791	BSH/IOW
20	Ocs	AWZ	Nuc tur		NEFB	>20 bis < 40	hoch	5,6658	54,3315	BSH/IOW
21	Ocs	AWZ	Nuc tur		NGW8	>20 bis < 40	hoch	6,7789	54,3332	BSH/IOW
22	Ocs	AWZ	Nuc tur		NSB3	>20 bis < 40	hoch/mittel	6,7763	54,6842	BSH/IOW
23	Ocs	AWZ	Nuc tur		13	>20 bis < 40	niedr Fischerei	6,6478	54,2389	
24	Ocs	AWZ	Nuc tur		16	>20 bis < 40	niedr Fischerei	6,9000	54,5508	
25	Cs Nds	KüM	Tell fab	Nds.	2	<20	hoch	7,2583	53,7766	
26	Cs Nds	KüM	Tell fab	Nds.	1	<20	hoch	7,6137	53,8579	
27	Cs Nds	KüM	Tell fab	Nds.	3	<20	mittel	7,5012	53,8078	
28	Cs Nds	KüM	Tell fab	Nds.	5	>20	niedr Fischerei	7,5000	53,8506	
29	Cs Nds	KüM	Tell fab	Nds.	4	>20	niedr Fischerei	7,3310	53,8647	
30	Cs Nds	KüM	Tell fab	Nds.	(7)	>20	niedr Fischerei	7,0132	53,8948	
31	Cs Nds	KüM	Tell fab	Nds.	(6)	>20	niedr Fischerei	7,4056	53,9463	Schwermetallstation