

Abschlussbericht

BMBF-FONA Verbundvorhaben (03F0670A)

NOAH – North Sea Observation and Assessment of Habitats

Laufzeit: 01.04. 2013-31.03. 2016

Koordinator:

Prof. Dr. Kay-Christian Emeis
Helmholtz-Zentrum Geesthacht
Max-Planck-Str. 1
21502 Geesthacht
Tel: 04152-87 1548
Fax: 04152-87 1548
E-Mail: kay.emeis@hzg.de



NOAH

North Sea Observation and Assessment of Habitats

Sedimentprovinzen der Deutschen Bucht – Eigenschaften, Leistungen und Risiken

Abschlussbericht

- Auftraggeber:** Bundesministerium für Bildung und Forschung
- Zuwendungsempfänger:**
1. Helmholtz-Zentrum Geesthacht
Institut für Küstenforschung
Max-Planck-Str. 1, 21502 Geesthacht
 2. Universität Bremen
Zentrum für Marine Umweltwissenschaften
Leobener Str. 2, 28359 Bremen
 3. Alfred-Wegener-Institut
Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung
Am Alten Hafen 26, 27568 Bremerhaven
 4. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Referat Chemie des Meeres
Bernhard-Nochte-Straße 78, 20359 Hamburg
 5. Senckenberg am Meer
Abteilung Meeresforschung
Südstrand 44, 26382 Wilhelmshaven
 6. Thünen Institut
Institut Seefischerei
Palmaille 9, 22767 Hamburg
 7. Universität Hamburg
Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit
Grindelberg 5, 20144 Hamburg
 8. Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg
Fachbereich Umwelttechnik
Ulmenliet 20, 21033 Hamburg
- Förderkennzeichen:** 03F0669A-F
03F0670A
03F0671A
- Laufzeit:** 1 April 2013 – 31 März 2016
- Projektleitung:** Prof. Dr. Kay-Christian Emeis¹
- Projektbeteiligte:** Dr. Frank Bockelmann¹, Dr. Ulrich Callies¹, Ulrike Kleeberg¹,
Dr. habil. Christian Winter², Arne Schwab², Knut Krämer, Knut²,
Gabriel Herbst², Prof. Dr. Michael Schlüter³, Dr. Roi Martinez³,
Dr. Berit Brockmeyer⁴, Dr. habil. Ingrid Kröncke⁵, Dr. Hermann Neumann⁵,
Dr. Ulrike Schückel⁵, Dr. Gerd Kraus⁶, Dr. Rabea Diekmann⁶,
Dr. Vanessa Stelzenmüller⁶, Prof. Dr. Christian Möllmann⁷, Magarete
Nowicki⁷, Dr. Thomas Lüdmann⁷, Dr. Gerhard Schmiedl⁷, Prof. Dr. Hermann
Held⁷, Benjamin Blanz⁷, Prof. Dr. Gesine Witt⁸ und Nora Niehus⁸

www.noah-project.de

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung unter der Agenda „Küstenforschung in Nord- und Ostsee“ (KüNO) im Rahmenprogramm „Forschung für Nachhaltige Entwicklung“ (FONA) gefördert. Für den Inhalt sind die Autoren verantwortlich.

Geesthacht, 31.10.2016

Prof. Dr. Kay-Christian Emeis
Helmholtz-Zentrum Geesthacht
Max-Planck-Str. 1
21502 Geesthacht
Tel: 04152-87 1548
Fax: 04152-87 1548
E-Mail: kay.emeis@hzg.de

INHALTSVERZEICHNIS

Partner in Verbundprojekt NOAH	iv
1 Kurzdarstellung	1
1.1 Aufgabenstellung	1
1.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde	1
1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens	2
1.4 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde	3
1.5 Zusammenarbeit mit Dritten	4
2 Wichtigste Ergebnisse aus den einzelnen Arbeitspaketen	5
2.1 Arbeitspaket 1: Inventarisierung und Charakterisierung der benthischen Habitats-eigenschaften in der Deutschen Bucht (TP1, 3, 4, 5, 6)	5
2.1.1 Daten-Infrastruktur	6
2.1.2 Benthosgemeinschaften	8
2.1.3 TOC und Schadstoffe	11
2.2 Arbeitspaket 2: Beobachtungen und Prozessstudien an der Sediment-Wasser Grenzschicht	12
2.2.1 Morphologie, Transport und Hydrodynamik	13
2.2.2 Benthische Gemeinschaften und Bioturbationspotential	14
2.3.2 Nährstoffflüsse	16
2.4.2 Chemische Parameter	19
2.3 Integrative Modellierung (TP1, 6, 7)	21
2.3.1 Modellierung Physikalischer Randbedingungen	21
2.3.2 Modellierung von Austausch an der Sediment-Wassergrenze	22
2.3.3 Nahrungsnetzmodellierung	23
2.4 Arbeitspaket 4: Bewertung von ökosystemaren Zuständen, Risiken, und Werten (TP 6, 7)	36
2.4.1 MSRL Indikatoren zur Bewertung von Zuständen und Belastungen des Meeresbodens	36
2.4.2 Werkzeuge zur Risikoanalyse und marinen Raumplanung	44
2.4.3 Ansätze für die Inwertsetzung von Ökosystemdienstleistungen	49
3 Evaluierung in Bezug auf das Anwendungspotential	56
3.1 Kooperation mit potentiellen Anwendern	56
3.2 Strategien zum Wissenstransfer, zur Partizipation, zum Datenmanagement und zur Öffentlichkeitsarbeit	56
3.3 Relevanz der Ergebnisse für politische/gesellschaftliche Entscheidungsprozesse incl. bisher erreichter Impact für Politik und Gesellschaft	57
3.4 Wissenschaftliche und/oder technische Erfolgsaussichten	57
3.5 Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit	58
4 Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises	58
5 Verwertung	58
Literaturliste	61
Tabellenverzeichnis	64
Abbildungsverzeichnis	65

PARTNER IN VERBUNDPROJEKT NOAH

- Teilprojekt 1 **Benthische Stoffflüsse und Stoffumsätze in Oberflächensedimenten des Schelfmeer-Ökosystems der Nordsee.**
Prof. Kay-Christian Emeis (kay.emeis@hzg.de)
Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Institut für Küstenforschung
Max-Planck-Str. 1, 21504 Geesthacht
- Teilprojekt 2 **Turbulenz und kleinskalige Morphodynamik: Interaktion geophysikalischer Prozesse an der Grenzschicht Wasser-Sediment.**
PD Dr. habil. Christian Winter (cwinter@marum.de)
Zentrum für Marine Umweltwissenschaften der Universität Bremen
Leobener Str.1, 28359 Bremen
- Teilprojekt 3 **Räumliche Modellierung von Geodaten mittels Geo-Informationssystemen (GIS) zur Ausweisung von Habitaten am Meeresboden der AWZ und Messung benthischer Stoffflüsse.**
Prof. Dr. Michael Schlüter (Michael.Schlueter@awi.de)
Alfred Wegener Institut - Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung
Am Handelshafen 12
27570 Bremerhaven
- Teilprojekt 4 **Erfassung und Bewertung von Schadstoffbudgets und -prozessen in der Deutschen Bucht - Integrierende Werkzeuge zur räumlich strukturierten, nachhaltigen Meeresnutzung.**
Berit Brockmeyer (berit.brockmeyer@bsh.de)
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nochte Str. 78, 20359 Hamburg
- Teilprojekt 5 **Raum-zeitliche Variabilität der Benthogemeinschaften und ihrer Bioturbationspotentiale in der deutschen AWZ.**
Dr. habil. Ingrid Kröncke (ingrid.kroencke@senckenberg.de)
Senckenberg am Meer, Abt. Meeresforschung
Südstrand 40, 26382 Wilhelmshaven
- Teilprojekt 6 **Bewertung des Meeresbodenzustands in der deutschen Nordsee.**
Dr. Gerd Kraus (Gerd.kraus@ti.bund.de)
Thünen-Institut, Institut für Seefischerei
Palmaille 9, 2767 Hamburg
- Teilprojekt 7 **Charakterisierung von Meeresboden- und Mikrohabitaten, numerische Modellierung von höheren trophischen Ebenen und adaptives Risikomanagement für die Nutzung des Meeresbodens.**
Prof. Dr. Christian Möllmann (christian.moellmann@uni-hamburg.de)
Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg
Große Elbstrasse 133, 22767 Hamburg
- Teilprojekt 8 **Entwicklung und Adaption eines Gleichgewichtssammlers und dessen Kopplung mit Biotestsystemen als Indikatoren zur Bewertung der Bioverfügbarkeit und ökotoxikologischen Wirkung hydrophober organischer Schadstoffe in Sediment-Porenwassersystemen der Deutschen Bucht**
Prof. Dr. habil. Gesine Witt (gesine.witt@haw-hamburg.de)
Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg
Ulmenliet 20, 21033 Hamburg

1 KURZDARSTELLUNG

1.1 Aufgabenstellung

Das Verbundvorhaben NOAH schafft seit April 2013 ein georeferenziertes Inventar der Eigenschaften des Meeresbodens in der deutschen Bucht der Nordsee („Habitatatlant“: <http://www.noah-project.de/habitatatlant/index.php.de>). Es tat dies in 4 Arbeitspaketen: 1) **Analyse existierender Daten** zur Klassifizierung und Eingrenzung von Meeresbodentypen, Beschreibung der physikalischen, chemischen, biologischen Eigenschaften und der menschlichen Drücke. 2) **Prozessuntersuchungen** analysierten dynamische, chemische, und biologische Prozesse in 9 repräsentativen Arbeitsgebieten der - im Vorfeld monothematisch (Granulometrie) definierten - Sedimentprovinzen. Dies diente der Erhebung von Eigenschaften, Austauschraten und saisonaler bis zwischenjähriger Variabilität in diesen Gebieten typischer Sedimentbeschaffenheit (einschließlich ihrer physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften), um Vertrauensbereiche bei der Extrapolation auf größere Gebiete gleicher Eigenschaften zu erfassen. 3) **Numerische Modelle** wurden zur Interpolation der Eigenschaften und Prozesse in diesen Arbeitsgebieten auf die gesamte Deutschen Bucht eingesetzt und halfen bei der Ableitung von mittleren und extremen Eigenschaften an der Sediment-Wasser-Grenzschicht und über längere Zeiträume. Sie wurden anhand von Beobachtungen optimiert und sollen in Zukunft zur Abschätzung der natürlichen Baseline (guter Umweltzustand) ohne menschliche Einflüsse eingesetzt werden. 4) Schließlich wurden Grundlagen zur Bewertung des **Meeresbodenzustands in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ)** in der Nordsee erarbeitet. Dazu wurden operationelle Indikatoren des Zustands identifiziert und Konzepte zu deren integrierten Bewertung analysiert. Des Weiteren wurden Ansätze zur Modellierung von Risiken durch menschliche Aktivitäten entwickelt und angewendet.

1.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Das Verbundprojekt NOAH bezieht sich auf die Punkte 2.1. und 2.2 der Agenda „Küstenforschung in Nord- und Ostsee“ im BMBF Rahmenprogramm „Forschung für nachhaltige Entwicklung“ (FONA); www.fona.de/mediathek/pdf/kstenforschung02122011_internet.pdf. Das Projekt griff zwei zentrale Anliegen der Bekanntmachung auf. Zum einen wurden Grundlagen für ein verbessertes Verständnis von Küstenmeer-Ökosystemen gelegt durch eine systematische Erfassung vorhandener Daten zu benthischen Habitateigenschaften in physischer, chemischer und biologischer Hinsicht. Die Zusammenführung dieser Eigenschaften in einem geographischen Informationssystem (Habitatatlant) und begleitender statistischer Analyse zur Identifikation diskreter Sedimentprovinzen - mit spezifischen physikalischen (Granulometrie; Permeabilität), chemischen (Kontaminationen, Austauschraten) und biologischen (Diversität) Eigenschaften sowie deren Variabilität - legte die Grundlage für gezielte empirische und theoretische Arbeiten gerichtet auf das zweite Anliegen: Die Eingrenzung oder erstmalige Erfassung der charakteristischen Eigenschaften und typischen Austauschraten von Sedimentprovinzen sowie ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität durch gezielte Messungen. Wir wählten diesen zweistufigen Ansatz, um eine Grundlage für einen - durch zukünftige Arbeiten erweiterbaren - Habitatatlant (im weiteren Sinne) der Meeresböden des deutschen Festlandssockels in der Nordsee mit realistischem Aufwand erstellen zu können. Er ist das Hauptprodukt unseres Vorhabens und steht als Grundlage für

ökologische Bewertungen und Inwertsetzung von Ökosystemdienstleistungen des Meeresbodens in der Nordsee zur Verfügung.

1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Projekt NOAH wurde durch das HZG (Emeis) als Koordinator geleitet; zu seiner Unterstützung wurde am HZG ein Projektsekretariat eingerichtet, welches im Inneren den Projektablauf organisierte und auch die Verbindung zu den übrigen Forschungsprojekten der Forschungsagenda Nord- und Ostsee hielt. Jeweils 2 Wissenschaftler/innen leiteten als Verantwortliche die 4 Arbeitspakete von NOAH (WP1: Schlüter, Kröncke; WP2: Winter, Theobald - ersetzt durch B. Brockmeyer nach seine Pensionierung; WP3: Möllmann, Callies; WP4: Kraus, Held) und stellten die Organisation der Arbeiten und den fachlichen Informationsaustausch innerhalb der (thematisch und methodisch definierten) Arbeitspakete sicher. Thematisch ausgerichtete Treffen der WP wurden ad hoc nach Bedarf angesetzt; neben diesen thematischen Treffen (von Fachleuten) gab es mindestens einmal jährlich ein Treffen des Koordinators mit den WP-Verantwortlichen sowie ein wissenschaftliches Gesamtkolloquium von NOAH sowie dem Gesamtverbund KüNO. Das Treffen des Koordinators mit den WP -Verantwortlichen zielte auf die Sicherstellung des Ablaufs, der Erreichung der Meilensteine und der Definition der nächsten Arbeitsschritte. Dazu gehörte auch die Planung der Expeditionen. Der wissenschaftliche Fortschritt wurde in einmal jährlich angesetzten Projektkolloquien verfolgt, die unter anderem auch gemeinsam mit anderen FONA-Projekten oder im Anschluss an nationale oder internationale Konferenzen stattfanden. Intern und nach Arbeitsabläufen ausgerichtet war das NOAH-Projekt wie in Abb. 1 dargestellt in Arbeitspakete (WP) 1-4 gegliedert:

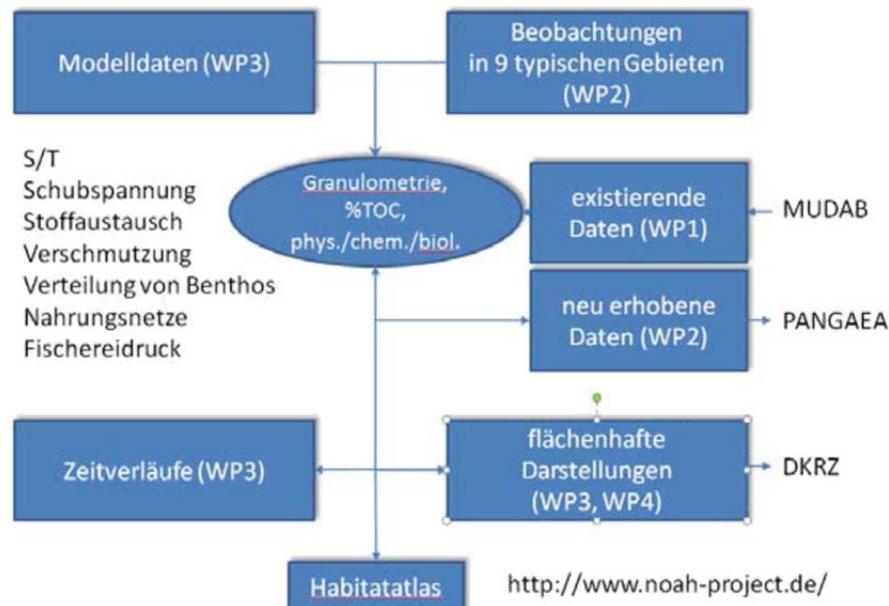


Abbildung 1. Generelle Gliederung und Vorgehensweise des NOAH Projekts.

1.4 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) Deutschlands in der Nordsee erstreckt sich über ca. 28.000 km² und ist daher zu groß, um flächendeckende Messungen von Meeresbodeneigenschaften durchzuführen. Daher wurde auf der Grundlage einer statistischen Analyse vorhandener Korngrößenmessungen vor Projektbeginn eine Klassifizierung der Sedimentprovinzen in der deutschen AWZ vorgenommen (Abb. 2). Das Ergebnis dieser statistischen Analyse war die Identifikation von 6 diskreten Sedimenttypen, die einen Großteil der Fläche der AWZ bedecken. Um außerdem küstennahe Gradienten abzudecken, wurden 9 Stationen für die Feldarbeiten identifiziert (Details unter www.noah-project.de/work_areas/index.php.de), die teilweise mit Langzeitstationen des Senckenberg Benthos-Programms (Sterne in Abb. 2) und des BSH Schadstoff-Monitorings (rote Punkte in Abb. 2) übereinstimmen.

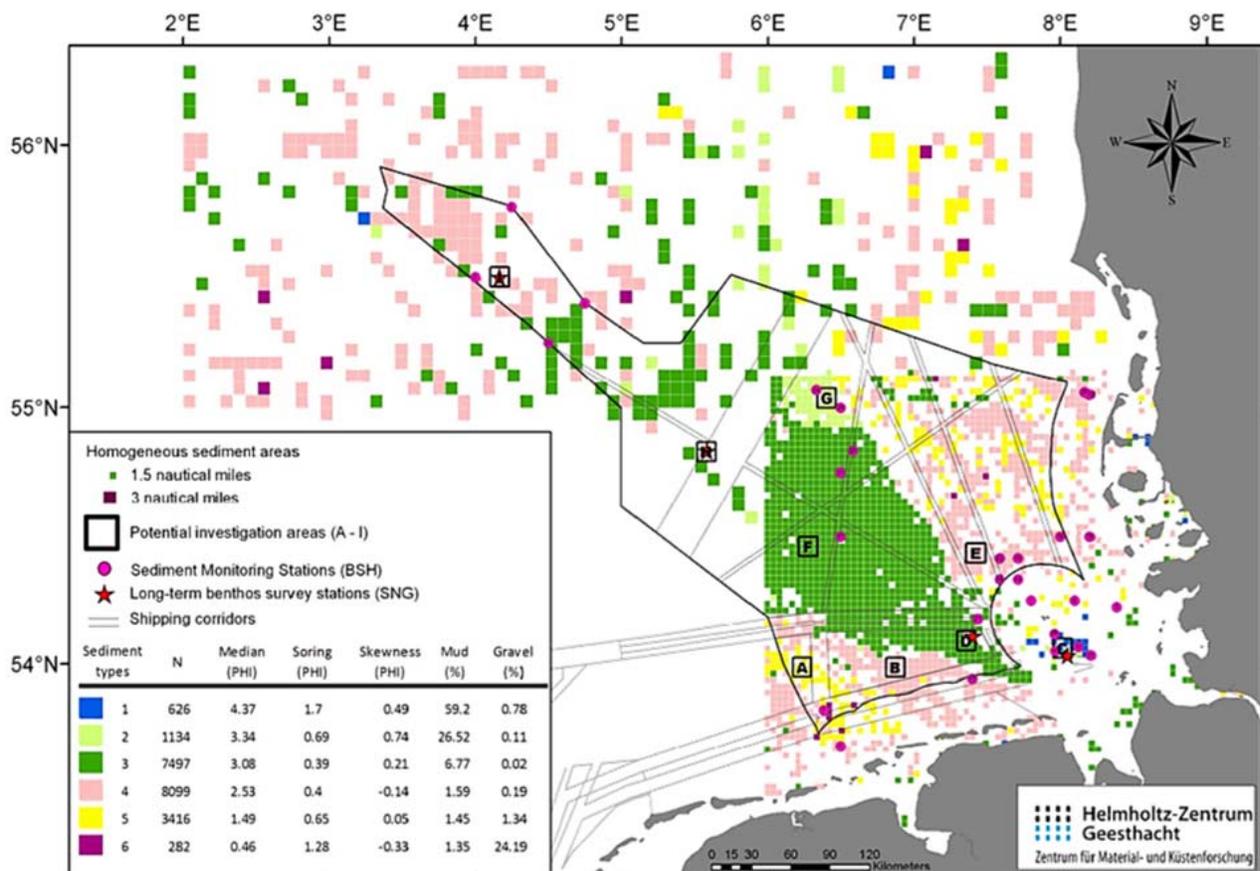


Abbildung 2. Auswertung einer statistischen Analyse von Korngrößenmessungen in der deutschen AWZ der Nordsee. Nach diesem Ergebnis konnten 6 statistisch signifikante Sedimenttypen (Farblegende) ausgewiesen werden. In NOAH wurden 9 Stationen für die Feldarbeiten mit Forschungsschiffen identifiziert, um jeden Sedimenttyp zu untersuchen (A-I). Diese Stationen stimmen in einigen Fällen mit Langzeit-Beobachtungsstationen des Senckenberg (Sterne) und der BSH (rote Punkte) überein.

Im Verlauf des Projekts wurden insgesamt 15 Schiffsexpeditionen in die Arbeitsgebiete von NOAH durchgeführt (Tab. 1). Aufseiten der Modellierung wurden zu Projektbeginn vorliegende 2D-Langzeitsimulationen der Strömungs- und Wellenenergie (CoastDat; www.coastdat.de) genutzt, um flächendeckend mittlere Salzgehalte und Temperaturen sowie die Energie am Meeresboden (Wellen und Strömung) abzuschätzen. Daraus entstanden erste Karten der mittleren und maximalen Schubspannung, die im Weiteren mit der Granulometrie verrechnet wurden, um die prozentuale Bedeckung mit Sandformationen zu berechnen. Alle diese Karten sind im Habitatatlas (www.noah-project.de/habitatatlas) zu finden. Daten zu Benthosgemeinschaften stammen aus dem Benthos-Monitoring des Senckenberg und wurden für die NOAH-Stationen im Verlauf des Projekts ergänzt.

Tabelle 1. Expeditionen in die NOAH-Arbeitsgebiete. Schiffe: F/S Heincke, F/S Maria S. Merian, Forschungskutter Senckenberg.

Fahrt	Beginn	Ende
HE383	22.06.2012	03.07.2012
HE386	03.08.2012	18.08.2012
HE391	30.10.2012	10.11.2012
HE395	05.03.2013	14.03.2013
DBT13	07.05.2013	10.05.2013
NOAH1	28.10.2013	08.11.2013
HE407	30.07.2013	13.08.2013
HE412	29.10.2013	12.11.2013
HE417	12.03.2014	24.03.2014
HE422	02.05.2014	15.05.2014
DBT	14.05.2014	20.05.2014
HE432	13.09.2014	27.09.2014
HE441	20.03.2015	28.03.2015
HE447	13.09.2014	27.09.2014
MSM50	06.01.2016	29.02.2016

1.5 Zusammenarbeit mit Dritten

Das Projekt wurde in enger inhaltlicher Abstimmung mit den Parallelprojekten SECOS und MOSSCO unter der BMBF-FONA „Forschungsagenda für die Nord- und Ostsee“ durchgeführt, um eine Übereinstimmung der jeweiligen Ziele und Methoden zu gewährleisten und so ein

gemeinsames Produkt für die deutsche AWZ zu schaffen. Damit ergänzten sich die Projekte NOAH, SECOS und MOSSCO in optimaler Weise und stellten die Vergleichbarkeit und gemeinsame Darstellung der Ergebnisse sicher. Seit Projektbeginn fanden regelmäßige Treffen im KüNO Lenkungsausschuss statt. Anlässlich der ICES Jahrestagung 2015 hat NOAH eine Session zu Thema Habitat-Mapping geleitet. Gemeinsam mit dem Partnerprojekt SECOS (Prof. Dr. Bathmann) wurde vom NOAH-Koordinator Herrn Emeis eine Session anlässlich der ECSA 56 (Bremen, 4-7 September 2016) organisiert, auf der die wesentlichen Ergebnisse der Phase 1 von NOAH, SECOS und MOSCCO dargestellt wurden.

Die beiden Ressortforschungsinstitute mit Behördenstatus in NOAH, das Thünen-Institut (TP6) und das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie (TP4), stellten sicher, dass neue, wissenschaftliche Erkenntnisse aus NOAH in die behördliche Umsetzung von nationalen und internationalen Meeresschutzaufgaben einfließen. Dazu gehören z.B. die Beiträge der beiden Partner zu den verschiedenen Arbeitsgruppen des BLANO (z.B. AG FiFi, ArGe Benthos, AG SÖK, ArGe ErBeM) oder des ICES (z.B. WGINOSE - Working Group on Integrated Assessments of the North Sea, WG GES D3 - Workshops on Descriptor 3 regarding all commercially exploited fish and shellfish stocks in relation to GES). Basierend auf der in NOAH erarbeiteten Expertise wurde die Projektmitarbeiterin Frau Dr. R. Diekmann (TP6) im Frühjahr 2016 als Expertin in die Beratungsgremien WKFBI und ADGFBI des Internationalen Rates für Meeresforschung CES berufen (Workshop/ Advice Drafting Group on guidance on how pressure maps of fishing intensity contribute to an assessment of the state of seabed habitats), die die EU-Kommission zum Thema Fischereieinfluss auf den Meeresboden beraten. So konnten die in NOAH gewonnenen Erkenntnisse sowohl in die nationale wie auch europäische, politische Umsetzung von Meeresschutzrichtlinien einfließen.

2 WICHTIGSTE ERGEBNISSE AUS DEN EINZELNEN ARBEITSPAKETEN

2.1 Arbeitspaket 1: Inventarisierung und Charakterisierung der benthischen Habitateigenschaften in der Deutschen Bucht (TP1, 3, 4, 5, 6)

Arbeitspaket 1 unter gemeinsamer Leitung von Prof. Michael Schlüter (AWI, TP3) und Prof. Dr. Ingrid Kröncke (Senckenberg am Meer Wilhelmshaven, TP5) befasste sich mit der Inventarisierung und Charakterisierung der benthischen Habitateigenschaften in der Deutschen Bucht. Das Arbeitspaket gliederte sich in zwei Bereiche. AP1.1 war für den Aufbau einer umfassenden Geodateninfrastruktur (GDI) verantwortlich, die sowohl existierende Daten der Projektpartner als auch im Projekt erhobene Daten abbildet und Anwendern über das Internet verfügbar macht (Habitatatlant). Der standardisierte und ISO-konforme Aufbau der Dateninfrastruktur sollte ein schneller Austausch mit bestehenden Datenrepositorien wie MDI-DE gewährleisten und damit die Sichtbarkeit für Nutzer erhöhen. Der Fokus von AP 1.2 lag auf der statistischen Analyse und der räumlichen Modellierung der in AP 1.1 gesammelten Daten. Ein Schwerpunkt war u.a. die geostatistische Analyse von Verteilungsmustern der benthischen Makrofauna (>0,5 mm), deren Diversität und Ökosystemfunktionen unter Berücksichtigung physikalischer Randbedingungen und anthropogener Störeinflüsse (insbesondere Fischerei). Zusammenarbeit mit anderen Stellen bestand innerhalb von KüNO insbesondere im Datenmanagement: mit dem KüNO Dachprojekt,

SECOS, Arbeitsgruppe Prof. Dr. Bill (Universität Rostock), MDI-DE (Rainer Lehfeldt) und MANIDA. Wissenschaftliche Erkenntnisse aus NOAH fließen in die behördliche Umsetzung von nationalen und internationalen Meeresschutzaufgaben über: ICES (z.B. WGINOSE (Working Group on Integrated Assessments of the North Sea); BEWG (Benthos Ecology Working Group) oder BLANO (Mitarbeit FachAG Benthos (ErBeM) und AG Daten).

2.1.1 Daten-Infrastruktur

Arbeitspaket 1 hatte den Aufbau eines Habitatatlas als zentrales Produkt des Projektes zum Ziel, in dem sowohl existierende Daten der Projektpartner als auch im Projekt erhobene Daten abgebildet und Anwendern über das Internet verfügbar gemacht werden. Der Habitatatlas stellt Daten zur Verfügung, die den Umweltzustand identifizieren und nachvollziehbare Kriterien aufstellen, ihn zu beschreiben und zu quantifizieren. Der Habitatatlas stellt somit wissenschaftliche Informationen bereit, die als Entscheidungsgrundlage für die Umsetzung umweltpolitischer Maßgaben dienen. Die Stärke des Habitatatlas ist dabei nicht die bloße flächenhafte Darstellung einzelner Parameter, sondern die von den Projektpartnern gemeinsam analysierte und in den Kontext der großräumigen Habitate gesetzte „Geoinformation“.

Der aktuelle WMS basierte Habitatatlas ist unter www.noah-project.de/habitatlas erreichbar und stellt dem Nutzer großflächig aufgearbeitete Geoinformationen über die physikalischen, geochemischen und biologischen Eigenschaften des Meeresbodens in Form von digitalen Karten zur Verfügung. Zudem werden fischereiliche Aktivität, biologische Indizes sowie Störungs- und Sensitivitätsindizes im Habitatatlas dargestellt. Die Karten basieren dabei im Wesentlichen auf Modellberechnungen oder Interpolationen von Punktdaten. Es sind derzeit 47 verschiedene Karten aus 6 verschiedenen Kategorien verfügbar (Tab. 2). Die räumliche Ausdehnung der Karten reicht dabei von der erweiterten Deutschen Bucht (inkl. deutscher AWZ) bis zur gesamten südlichen Nordsee. Ausführliche Beschreibungen der Charakteristika der NOAH Fokusgebiete („fact sheets“) sind ebenfalls im Habitatatlas verortet, um die Fokusgebiete in die großflächigen Habitate einzuordnen zu können.

Die aktuelle Version des Habitatatlas front-ends umfasst die Möglichkeit nach den 6 Themengebieten Biogeochemie, Schadstoffe, Ozeanographie, Benthos und Fischereidruck zu filtern, und als Ergebnis die vorhandenen Kartendaten aus einer Ergebnisliste auszuwählen. Für die Karten werden sogenannte WMS- Services bereitgestellt, die eine Visualisierung der Daten mittels eines Kartenviewers (Map View) bzw. das Herunterladen des WMS- Service zur Einbindung in gängige GIS-Anwendungen und somit die Überlagerung mit eigenen Daten ermöglichen. Die Erweiterung auf WFS-Services (Web Feature Service, OGC Standard) bzw. WCS-Services (Web Coverage Service, OGC Standard) ist für die nächste Ausbaustufe des Habitatatlas im Rahmen von NOAH Synthese geplant.

Für die Realisierung des Habitatatlas erfolgte in enger Abstimmung mit dem KÜNO Dachprojekt, dem Partnerprojekt SECOS und der Arbeitsgruppe um Prof. Dr. Bill (Universität Rostock) der Aufbau einer Geodateninfrastruktur (GDI). Diese bietet die Möglichkeiten der Metadatenaufnahme auf Basis standardisierter Profile (ISO 191119/191115/ INSPIRE) und eine standardisierte Metadatenverwaltung (Abb. 3). Die Anbindung an andere Metadaten-Infrastrukturen erfolgt über

die Bereitstellung sogenannter CSW Dienste (Catalogue Service Web, OGC Standard). Aktuell erfolgt ein automatisches Einpflegen der Metadaten aus dem NOAH-Teilprojekt in das KüNO Datenportal, welches wiederum von anderen Infrastrukturknoten, wie MDI-DE oder MANIDA, erreicht werden kann (harvesting). Dies gewährleistet eine hohe Sichtbarkeit der Projektergebnisse bei Entscheidungsträger und interessierte Nutzergruppen.

Tabelle 2. Anzahl verfügbarer Karten in den verschiedenen Kategorien des Habitatatlas (Stand 31.3.2016). Rechts: Beispielkarte für „Total Organic Carbon (TOC)“.

Kategorie	Kartenanzahl
Biogeochemie	3
Schadstoffe	15
Ozeanographie	8
Substrate	11
Benthos	5
Fischerei	5
Summe	47

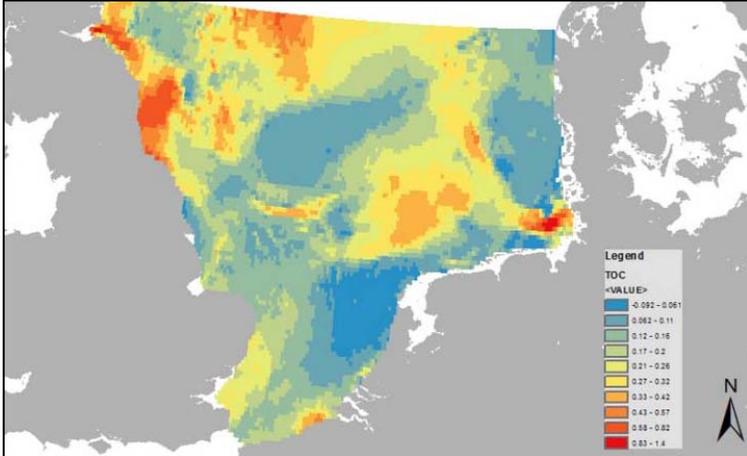
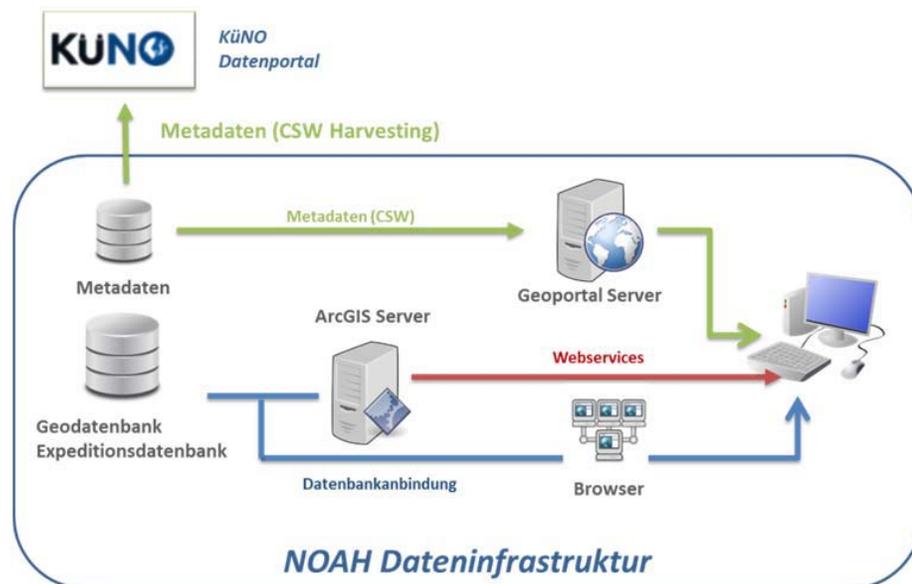


Abbildung 3. NOAH-GDI und Dateninfrastruktur



Im Bereich Metadaten stehen noch kleinere Anpassungen aus (Überarbeitung Schlagwörter; Nutzung BfN Thesauri). Bezüglich der Metadaten Qualität wurde im Rahmen der regelmäßigen KüNO Datenmanagement Treffen eine Arbeitsgruppe ins Leben gerufen, an der alle KüNO Projekte beteiligt sind. Ziel ist es, Qualitätsinformationen den unterschiedlichen Datentypen

anzufügen, sog. Quality Flags. Im Verbundprojekt KüNO handelt es sich hierbei um Geodaten (GIS), Modelldaten, Fernerkundungsdaten, Sensordaten und interpretierte Daten. Die Aufnahme von Quality Flags wird ISO konform erfolgen (ISO-Standard 19115/19157). Noch nicht ganz abgeschlossen ist die Vergabe von DOIs (digital object identifiers), die den Projektpartnern die Gelegenheit geben sollen, ihre Datensätze zu veröffentlichen und damit zitierfähig zu machen. Die Möglichkeit der DOI Vergabe wird als wesentliche Grundlage für die Verstetigung des Habitatatlas erachtet. Für Messdaten besteht die Möglichkeit der DOI Vergabe in PANGAEA bereits jetzt. In Kürze können Expeditionsdaten (einzelne Messdaten) per Skript direkt aus der Datenbank mit Metadaten versehen und an PANGAEA (www.pangaea.de) zur DOI Vergabe weitergeleitet werden. Etwas langwieriger gestaltet sich die DOI-Vergabe für abgeleitete/interpolierte Flächendaten. Hier laufen derzeit noch die Verhandlungen mit dem Deutschen Klima Rechenzentrum (DKRZ). Modelldaten werden in der CERA-Datenbank des DKRZ veröffentlicht.

2.1.2 Benthosgemeinschaften

Arbeitspaket 1.2 befasste sich mit der statistischen Analyse und der räumlichen Modellierung der in AP 1.1 gesammelten Daten. Der Fokus lag auf der geostatistischen Analyse von Verteilungsmustern der benthischen Makrofauna (0,5 mm), deren Diversität und Ökosystemfunktionen unter Berücksichtigung physikalischer Randbedingungen und anthropogener Störeinflüsse (insbesondere Fischerei). Bereits zu Beginn des Projektes wurde auf Basis der gemeinsamen Daten ein prototypisches *Bayessches* Netzwerk entwickelt, welches als integratives Bewertungssystem für Managementszenarien dienen kann (Stelzenmüller et al., 2015) (siehe auch AP 4.2). Mit Hilfe dieses Modells können die Auswirkungen von verschiedenen Umweltfaktoren und Managementmaßnahmen auf das Ökosystem simuliert und evaluiert werden. Im Habitatatlas wurde daraus exemplarisch der sogenannte „Disturbance Indicator“ dargestellt.

In Zusammenarbeit mit AP 4.1 und in Anlehnung an die Anforderungen der MSRL wurden 16 mögliche Belastungs- wie auch Zustandsindikatoren für Deskriptor 6 auf ihre Eignung hin bewertet. Mehrere benthische Arten sowie funktionelle benthische Indikatoren konnten hinsichtlich ihrer Eignung für die MSRL positiv evaluiert werden (siehe auch AP 4.1). Im Rahmen dieser Thematik wurden zudem räumlichen Unterschiede in der funktionellen Zusammensetzung der epibenthischen Gemeinschaften in der südöstlichen Nordsee in Abhängigkeit von verschiedenen Umweltfaktoren und dem fischereilichen Aufwand untersucht (Neumann et al., 2016). Die funktionellen Eigenschaften von benthischen Gemeinschaften dienen als Proxy für deren Einfluss auf Ökosystemprozesse, die Stabilität von Ökosystemen und die Bewertung ihres Zustandes. Die Untersuchung konnte zeigen, dass sich die epibenthischen Gemeinschaften der Küstenzonen, des „Oystergrundes“ und der Dogger Bank hinsichtlich ihrer funktionellen Zusammensetzung insbesondere in Bezug auf Mobilität, Größe, Ernährungstyp und Lebensdauer der Arten unterscheiden. Die Schubspannung am Boden ist dabei der Umweltfaktor, der statistisch den größten Einfluss auf die funktionelle Zusammensetzung der Gemeinschaften hatte. Von besonderer Bedeutung bei der Untersuchung war der Einfluss der Fischerei auf die funktionelle Diversität und Zusammensetzung der Gemeinschaften. Hier zeigten sich hohe Übereinstimmungen in den räumlichen Gradienten der verschiedenen Umweltfaktoren und dem Fischereiaufwand, die einen möglichen Einfluss der Fischerei auf die funktionellen Unterschiede der Gemeinschaften maskieren

(Tab. 3; Abb. 4). Hinsichtlich ihrer funktionellen Zusammensetzung sind beispielsweise die küstennahen Gemeinschaften als „gestört“ zu bezeichnen. Neben einem hohen Fischereiaufwand sind die küstennahen Gebiete aber auch durch eine hohe Variabilität in abiotischen Parametern charakterisiert, die ebenfalls als Störungsfaktoren für die benthische Epifauna in Frage kommen. Man kann davon ausgehen, dass diese küstennahen Gemeinschaften daher gut an Störungen angepasst sind. Für die Bewertung eines guten Umweltzustandes im Rahmen der MSRL sind diese Informationen essentiell.

Tabelle 3. Korrelationskoeffizienten (r = Pearson; Rel = RELATE) für die Beziehungen zwischen Fischereiaufwand (zwei Geräte: „beam“ und „BT2“) und verschiedenen Umweltfaktoren (Neumann et al., 2016).

	tidal stress	stratification	temperature difference	mean Salinity	mean temperature	mud
Beam (r)	0.68***	-0.64***	0.61***	-0.70***	ns	ns
Beam (rel)	0.57***	0.48***	0.56***	0.82***	ns	ns
BT2 (r)	0.42*	-0.42	ns	ns	0.71***	0.50**
BT2 (rel)	0.32**	ns	ns	ns	0.34**	ns

(*** $p \leq 0.001$; ** $p \leq 0.01$; * $p \leq 0.05$; ns = not significant)

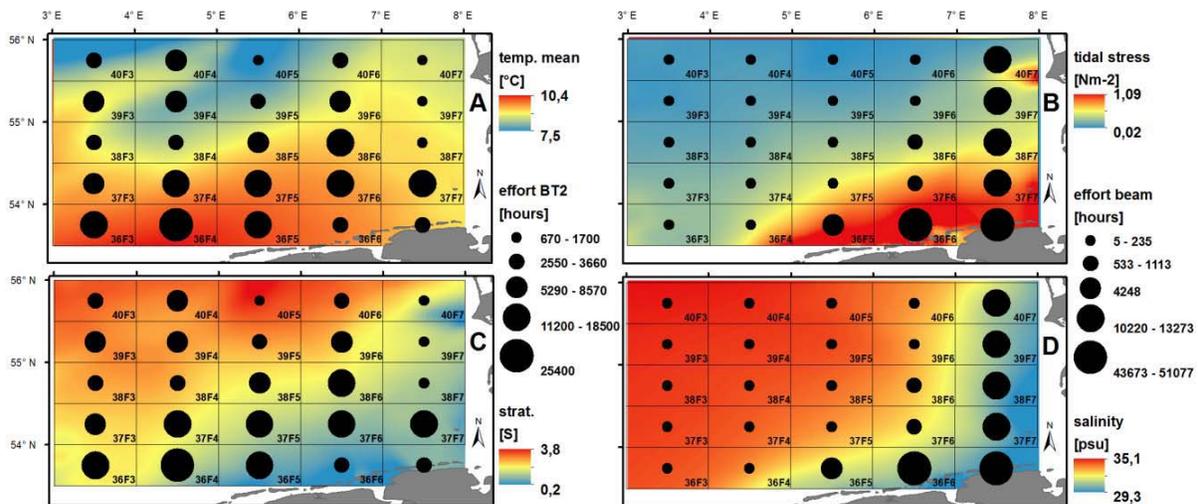


Abbildung 4. Fischereiaufwand mit den Geräten „BT2“ (A/C) und „beam“ (B/D) und interpolierte Karten: A) mittlere Jahrestemperatur, B) Schubspannung, C) Stratifizierung (C) und D) mittlere Jahres-Salinität (Neumann et al., 2016).

Neben diesem großskaligen Ansatz wurde in einem weiteren Schritt der Einfluss der Fischerei auf die epibenthischen Gemeinschaften kleinräumig auf einer Fläche von 10x10 nm untersucht (siehe auch AP 4.1). Hierfür wurden mittels hochauflösender VMS (Vessel Monitoring System) Daten nach potentiellen Überlappungen zwischen Baumkurren Schleppstrecken und den Orten von Benthosprobenahmen gesucht, um den unmittelbaren Einfluss der Fischerei auf die Abundanz und Biomasse einzelner Arten sowie auf multivariate Indizes und funktionelle Eigenschaften zu

untersuchen. Die vorläufigen Ergebnisse deuten auf keine statistisch signifikanten Zusammenhänge hin. Eine gemeinsame Veröffentlichung zu dieser Thematik mit Schwerpunkt auf der Betrachtung unterschiedlicher räumlicher Skalen befindet sich in Vorbereitung (Diekmann et al., in Vorb.).

In einem weiteren Ansatz wurde die Methode der Habitatmodellierung genutzt, um Art-Habitat Beziehungen insbesondere für die ermittelten Indikatorarten (siehe oben und AP 4.1) abzuschätzen, sowie Habitat- bzw. Biotopkarten zu erstellen. Hierfür wurde zunächst auf Basis von Punktdaten eine umfangreiche statistische Analyse bezüglich der räumlichen Verteilung von epibenthischen Gemeinschaften in der südöstlichen Nordsee durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen in Bezug auf die Verbreitung von Arten und ihrer Besiedlungsdichte acht signifikant unterschiedliche Gemeinschaften in der südöstlichen Nordsee (Abb. 5).

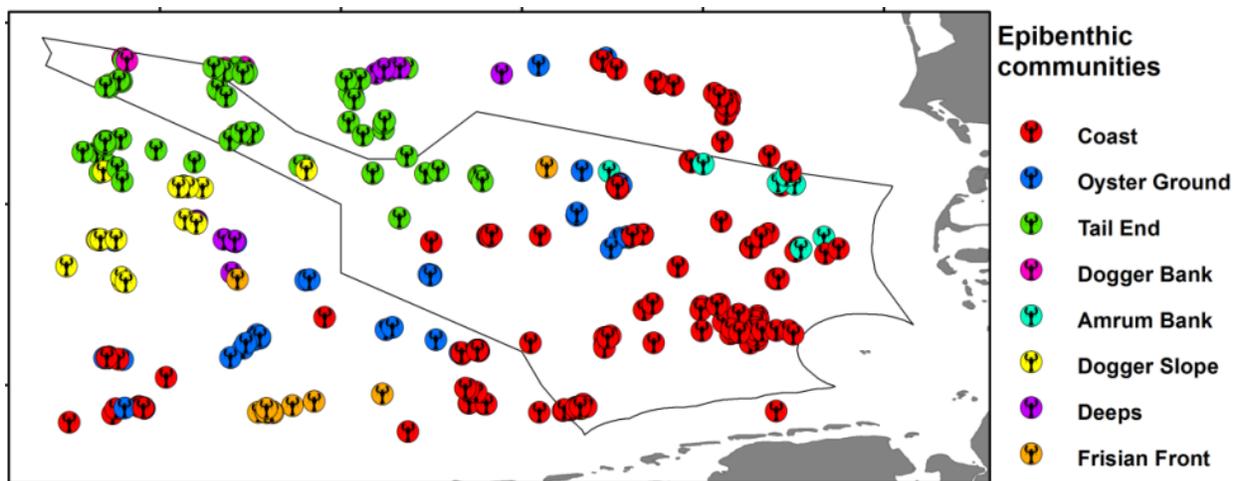


Abbildung 5. Räumliche Verteilung epibenthischer Gemeinschaften in der südöstlichen Nordsee.

Die räumlich explizite Verbreitung (Habitatmodelle) der epibenthischen Gemeinschaften wurde bereits auf Basis von 12 Umweltfaktoren modelliert, wobei auch die Fischerei als anthropogener Faktor in die Modelle mit eingeflossen ist (siehe Abb. 6). Hierfür wurde die Maximum-Entropy Methode (MAXENT) benutzt, die bereits zur Modellierung der Makrofauna auf Nordsee Skala (Reiss et al. 2011, Neumann et al. 2013) und zur Prognose von Veränderungen in der Verbreitung von Makrofaunaarten in der gesamten Nordsee eingesetzt wurde (Weinert et al. 2016). Im Projektverlauf wurde allerdings ersichtlich, dass für einen Teil der bisher bei der Modellierung benutzten Umweltfaktoren bessere Daten verfügbar sind.

Die Schubspannung beispielsweise beschreibt die physikalische Kraft, die direkt auf die bodenlebende Fauna einwirkt. Bisher wurde lediglich die tidale Schubspannung als Umweltfaktor für die Habitatmodellierung benutzt. Die Modelle am HZG ermöglichen es allerdings, die maximale Schubspannung zu berechnen, die sich aus der strömungs- und wellenbedingten Schubspannung zusammensetzt. Es ist zu erwarten, dass die maximale Schubspannung als Umweltfaktor die Habitatmodelle wesentlich verbessern wird. Die Ergebnisse hierzu werden im Verlauf der zweiten Phase von NOAH veröffentlicht.

2.1.3 TOC und Schadstoffe

Basierend auf der Analyse von Schadstoff-Sedimentbeziehungen wurde eine sehr gute Korrelation der Schadstoffverteilung sowohl mit der Korngrößenverteilung als auch dem TOC-Gehalt des Sediments gefunden. Auf Grundlage interpolierter räumlicher Karten des Schlickgehaltes und des TOC konnten so Schadstoffbelastungen erstmals nicht nur punktförmig, sondern auch flächig dargestellt werden (Abb. 7). Die Karten wurden bereits in den Habitatatlas integriert.

Die Integration der Stoff- und Effekt-bezogenen Daten liefert einen wesentlichen Beitrag zur Bewertung der Schadstoffbelastung als Teil der Einschätzung des guten ökologischen Umweltzustandes. Die Summe der chemischen Aktivität der Schadstoffmischung wurde in NOAH als Indikator für die Basistoxizität und damit zur Risikobewertung genutzt.

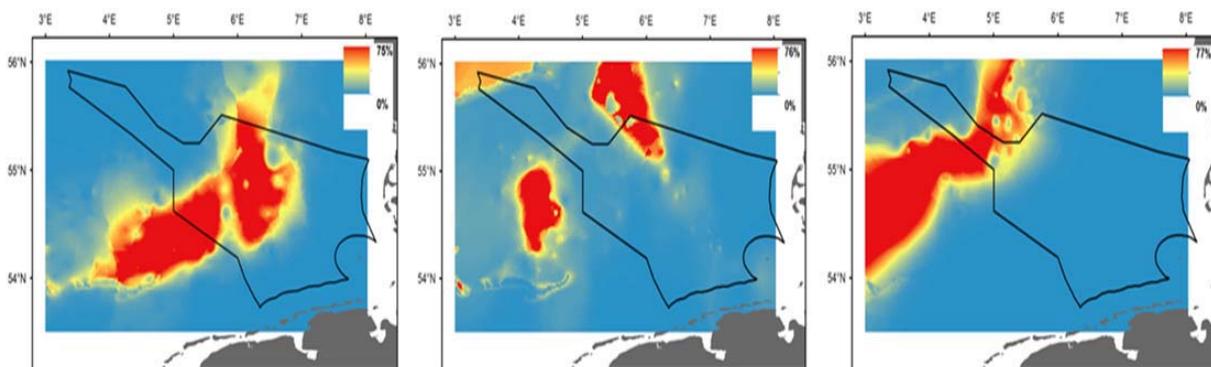


Abbildung 6. Habitatmodelle (MAXENT) der epibenthischen Gemeinschaften „Oysterground“, „Deeps“ und „Dogger Slope“ in der südöstlichen Nordsee (rot = höchste Wahrscheinlichkeit des Vorkommens).

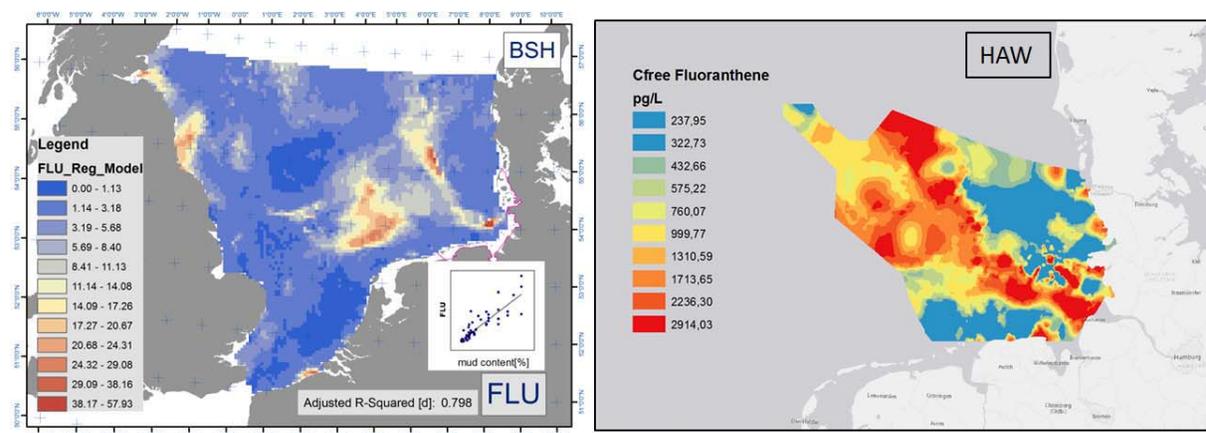


Abbildung 7. Die räumliche Schadstoffverteilung ist zum großen Teil abhängig von den Sedimenteigenschaften. Dargestellt ist links die erwartete Verteilung von Fluoranthenkonzentrationen (PAK) (ng/g Trockengewicht) auf der Grundlage der beobachteten Korrelation dieser Substanz mit dem Siltanteil. Relevant für Organismen sind die freien Konzentrationen von Schadstoffen im Porenwasser. Rechts dargestellt sind die aus Messungen extrapolierten Konzentrationen von freiem Fluoranthene (in Picogramm pro Liter).

2.2 Arbeitspaket 2: Beobachtungen und Prozessstudien an der Sediment-Wasser Grenzschicht (TP1, 3, 4, 5, 7, 8)

Die Studien der Teilprojekte im Arbeitspaket 2 haben das Ziel eine belastbare Darstellung mittlerer und extremer Zustände und die Quantifizierung der räumlichen und zeitlichen Variabilität wesentlicher physikalischer, chemischer und biologisch gesteuerter Prozesse an der Grenzschicht Wasser-Sediment zu ermitteln.

In der Projektlaufzeit wurden auf projektübergreifenden Expeditionen Messkampagnen in den zu Beginn des Projekts als repräsentativ für jeweils große Gebiete der Deutschen Bucht definierten Untersuchungsgebieten (NOAH A-I) und teilweise in ergänzenden Gebieten durchgeführt. Eine kohärente Darstellung der Daten und Ergebnisse im Rahmen des webbasierten NOAH Habitatatlas erfolgt im Rahmen interdisziplinärer „Factsheets“ zu den Untersuchungsgebieten (Abb. 8).

Im Habitatatlas werden anhand kurzer prägnanter Beschreibungen und aussagekräftigen Abbildungen die Eigenschaften der repräsentativen Untersuchungsgebiete beschrieben; www.noah-project.de/work_areas. Verweise zeigen sowohl auf Veröffentlichungen, als auch auf die modellbasierten Darstellungen des Gesamtsystems. Ergebnisse der Feldmessungen wurden verbundübergreifend im Projekt MOSSCO für die Validierung numerischer Modelle verwendet. Während der Messkampagnen wurden Prozesse an der Grenzschicht Wasser-Sediment analysiert und die Auswirkung benthischer Makrofauna-gemeinschaften durch Bioturbation oder Biostabilisierung auf Stoffflüsse, Umsetzungsraten organischen Materials im Sediment sowie sedimentologischen Eigenschaften in einem interdisziplinären multi-methodischen Ansatz *in situ* und an Sedimentkernen untersucht.

Das Arbeitspaket wirkte als skalenübergreifendes Element im Forschungsverbund: Während einerseits verfügbare großskalige, flächenhafte Daten (siehe Habitatatlas) und Modellansätze durch Messungen an repräsentativen Gebieten überprüft wurden, wurde andererseits ein neues Systemverständnis durch Extrapolation und Modellierung der Erkenntnisse aus den Untersuchungsgebiete erarbeitet. Dabei konnten vorhandene Karten mit schiffsgestützter hydroakustischer Vermessung und detaillierter Probenahme verknüpft werden.

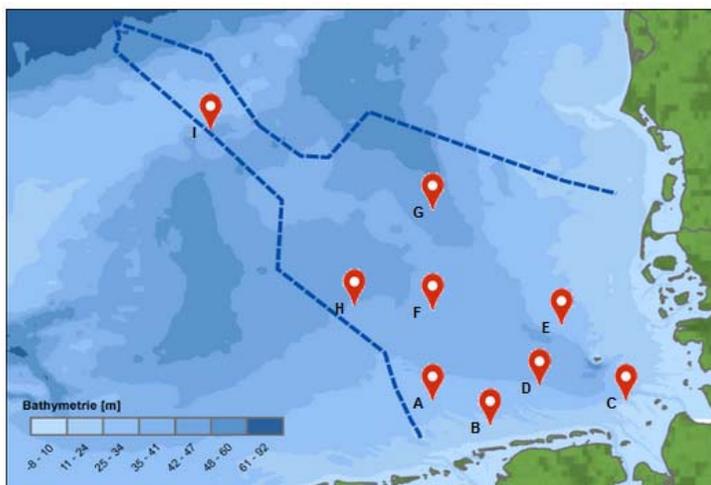


Abbildung 8. NOAH Untersuchungsgebiete A-I innerhalb der deutschen AWZ.

Neben neuen Daten und Erkenntnissen zum Systemverständnis konnte als übergeordnetes Ergebnis der ersten Phase von NOAH die Grundannahme bestätigt werden, dass die definierten Stationen NOAH A-I repräsentativ für jeweils große Bereiche der Deutschen Bucht sind. Diese Gebiete sind signifikant unterschiedlich und repräsentativ für morphologische Einheiten, Sedimenttypen und Makrofaunagemeinschaften, die über die letzten 100 Jahre stabil erscheinen.

Wichtige Ergebnisse und Veröffentlichungen zu Einzelstudien sind unten genannt. Ein wesentliches Ergebnis ist der signifikante Unterschied zwischen dem Bioturbationspotential der benthischen Makrofaunagemeinschaft, den vorherrschenden Sedimenteigenschaften und Nährstoffrückflüssen der verschiedenen NOAH Gebieten A-I. Erste Ergebnisse zu kausalen Beziehungen zwischen den gemessenen Stoffflüssen mit Hilfe des Landersystems „NusObs“ (TP3, AWI) und der benthischen Makrofauna im Schlickgebiet um Helgoland (NOAH C) wurden gemeinsam veröffentlicht (Oehler et al. 2015a, b). Hohe Individuendichten der Makrofauna (Patchiness) führten beispielsweise zu einer Vervierfachung des Sauerstoffflusses auf einer Distanz von nur 2 Metern. Die gemessenen Unterschiede in den Sauerstoffraten der verschiedenen Sedimente lieferten zudem Hinweise darauf, dass wenige größere Tiere der Makrofauna (z.B. die Schwertmuschel *Ensis directus*) einen größeren Effekt auf die Sauerstoffflüsse hat, als viele kleinere Arten (Oehler et al. 2015a, b).

2.2.1 Morphologie, Transport und Hydrodynamik

Die Untersuchung der morphologischen, sedimentologischen und hydrodynamischen Bedingungen in den Untersuchungsgebieten wurde durch großflächige Vermessungen mit Fächerecholot und parametrischem Echolot, direkten Bodenproben und kleinskalige Untersuchungen durch autonome Meeresbodenobservatorien (Lander) durchgeführt. Im Vordergrund stand die Bestimmung der räumlichen und zeitlichen Variabilität dieser Gebiete. Die Ergebnisse dienen als Randbedingung für die biologischen und biogeochemischen Studien und zur der Validierung numerischer Modelle.

Zur großskaligen hydroakustischen Klassifizierung des Meeresbodens wurden Fächerlot Kongsberg EM710 und das parametrische Echolot Innomar SES der FS Heincke verwendet. Neben der Analyse der Topographie des Meeresbodens auf Bodenformen und Strukturen wurde die Amplitudeninformation des Meeresbodenechos mit einer Signalanalysesoftware ausgewertet. Mit Hilfe des stochastischen Jackson-Modells wurde die Winkelabhängige Rückstreu-Charakteristik berechnet und hieraus ein Bodentyp bzw. eine mittlere Korngröße abgeleitet. Hierbei wird sowohl die Streuung an der Grenze Wasser/Boden als auch die Volumenstreuung im Sediment berücksichtigt. Eine Verifizierung der Ergebnisse erfolgte anhand von Bodenproben und Video Aufnahmen. Parallel aufgezeichnete Sedimentecholot-Daten (Innomar SES) lieferten ein Abbild der obersten 10er Meter unterhalb des Meeresbodens. Zusammen mit der Fächerlot-Bathymetrie lassen sich so großskalige Sedimentumlagerungen erkennen.

Die NOAH Referenzgebiete zeigen insgesamt homogene Sedimentverteilungen, zumeist handelt es sich, wie küstenfern zu erwarten, um sandige bis siltige Ablagerungen. Nur das Gebiet NOAH A zeigt eine größere Variabilität. Hier treten Bodenformen auf, die aus grobsandigen bis kiesigem Material bestehen und siltig-sandige pleistozäne Schichten überlagern. Die Habitate in den Gebieten NOAH

F, G, H und I zeigen starke anthropogene Überprägung durch Fischerei. Wiederholungsmessungen zeigen saisonale Schwankungen, wobei Schleppnetzspuren mehrere Monate überdauern können.

Die hohe Variabilität der physikalischen Zustandsgrößen Strömung, Wellen, Sedimenttransport und Morphodynamik während einzelner Tidezyklen und Sturmereignisse zeigen Ergebnisse der Meeresbodenobservatorien (Abb. 9). Diese Daten aus 27 Einsätzen sind als Factsheets im Habitatatlas abgelegt und beschreiben die kleinskaligen Umlagerungen (Bodenformen) in Abhängigkeit der Wellen und tidegetriebenen Strömungen. Das Verhältnis von gemessenen Bodenformen zu etablierten Prädiktoren ist in Krämer & Winter, subm. quantifiziert. Neu beschrieben wurde der Einfluss der Dynamik von Bodenformen auf die mikrobielle Aktivität im Meeresboden (Ahmerkamp et al., 2015, Ahmerkamp et al., eingereicht). Die Ergebnisse dienen der Modellvalidierung. Sie fließen direkt als Kartenmaterial in den NOAH Habitatatlas ein. Diese Daten liefern einen wesentlichen Beitrag zur flächendenkenden Erfassung der Habitate in der Nordsee.

2.2.2 Benthische Gemeinschaften und Bioturbationspotential

Die Durchmischung von Sedimenten (Bioturbation) ist eine wesentliche funktionelle Eigenschaft der benthischen Makrofauna (> 0,5 mm), die damit erheblichen Einfluss auf geochemische Prozesse ausübt. Bioturbation ist eine Funktion der Biomasse der Makrofauna, ihrer vertikalen Verteilung im Sediment und ihrer Aktivität (Solan et al. 2004a,b).

Ziel des Arbeitspakets war die Bestimmung der Bioturbationspotentiale der Makrofauna in den NOAH gebieten A-I, um den Einfluss der Makrofauna auf die Stoffflüsse im Sediment zu bestimmen. Die Makrofauna wurde im Rahmen mehrerer FS Heincke-Expeditionen beprobt. Insgesamt wurden 79 Proben mittels Multicorer (MUC) zur Erfassung der Makrofauna genommen. Die Makrofaunaprobe aller Heincke-Expeditionen wurden sortiert, bestimmt und die Bioturbationspotentiale (BPc) für die jeweiligen Gebiete berechnet. Die Berechnung des BPc für die benthische Gemeinschaft und die einzelnen Arten (BPi) erfolgte nach Solan et al. (2004b). Die Kategorisierung der Makrofauna anhand von Bioturbationstypen erfolgte nach Queirós et al. (2013).

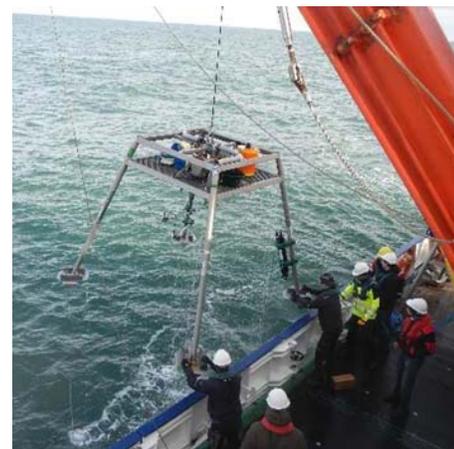
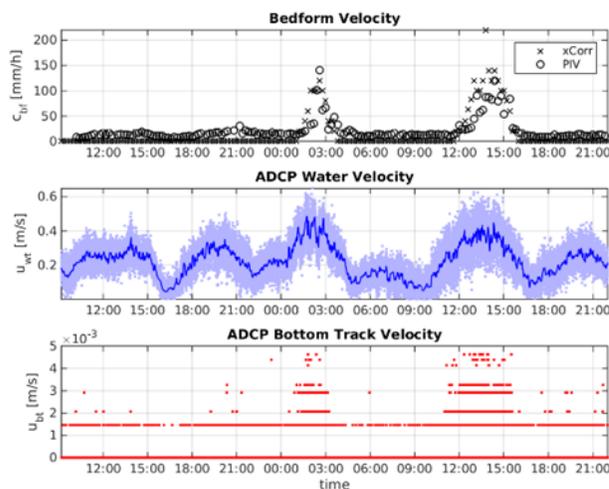


Abbildung 9. Messungen der zeitlichen Variabilität bodennaher Strömung (links) mit dem Meeresbodenobservatorium „SedObs“ (rechts).

In allen Untersuchungsgebieten wurde sowohl die höchste Artenzahl als auch die höchste Individuendichte in den oberen 0-5 cm des Sediments gefunden. Im NOAH Referenzgebiet C (3 Parallelproben C1-C3) stellen beispielsweise Muscheln die dominanteste taxonomische Gruppe dar, die im Wesentlichen in 0-10 cm Tiefe vorkommen.

Am häufigsten wurden die Muschelarten *Nucula nitidosa* und *Kurtiella bidentata* gefunden. *Nucula nitidosa* wies die höchsten mittleren Abundanzen in C3 (1972 Ind./m²) und C1 (894 Ind./m²) auf. *Mysella bidentata* dominierte in C1 mit 929 Ind./m². Der Schlangensterne *Ophiura albida* wurde mit mittleren Abundanzen von 572 und 250 Ind./m² in C1 und C2 häufig gefunden. Ausschließlich in C3 kam der Borstenwurm *Caulleriella killariensis* vor. Mit mittleren Abundanzen von > 10.000 Ind./m² dominierte diese Art in der 0-5 cm Sedimentschicht.

Die höchsten BPC wurden in den NOAH Gebieten C, H und B ermittelt, das niedrigste in NOAH A (Abb. 10). Die saisonale Variabilität der Bioturbationspotentiale wies höhere Werte im Sommer und niedrigere Werte im Winter auf. Die vertikale Verteilung der Bioturbationspotentiale zeigte in allen Sedimentprovinzen Maximalwerte in 0-5 cm Tiefe.

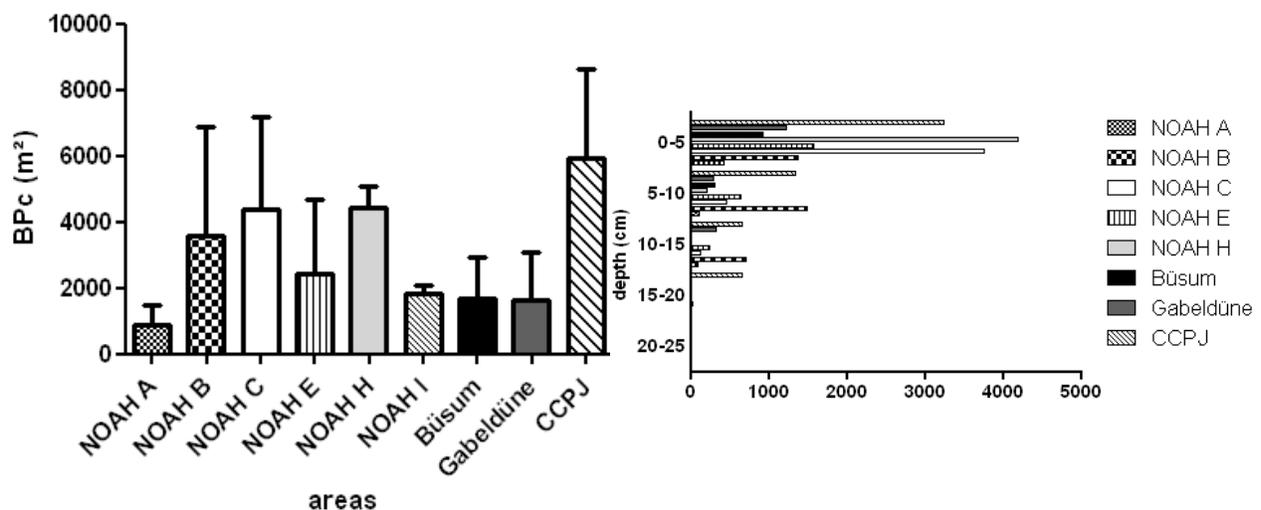


Abbildung 10. Das Bioturbationspotential (BPC, Solan et al., 2014) (links) und dessen vertikale Verteilung in Sedimenten aus 9 NOAH Untersuchungsgebieten.

Die NOAH Referenzgebiete unterscheiden sich zudem in der funktionellen Zusammensetzung von Bioturbationstypen nach Queirós et al. (2013). Beispielsweise ist das heterogene Gebiet NOAH A von „upward-downward conveyors“ dominiert. Dies sind Arten, die Partikel und gelöste Stoffe in beide Richtungen vertikal von der Wasser-Sediment Grenzschicht in die tiefere Bereiche befördern. NOAH C hingegen wurde von Arten dominiert, deren Aktivität nur auf die ersten 2 cm des Sediments beschränkt ist („surficial modifiers“).

2.3.2 Nährstoffflüsse

In der Deutschen Bucht hatten bisher nur wenige Studien die relative Bedeutung von Sedimenten für Stoffumsätze untersucht. So blieben räumliche Aspekte der Stoffumsätze unerforscht. Im Rahmen des NOAH-Projekts wurden die Nährstoffumsätze und Sauerstoffumsätze an den NOAH-Stationen untersucht. Die Hypothese, dass Nährstoffumsätze durch Sedimentzusammensetzung geprägt werden, wurde überprüft. In Anlehnung an Heip et al. (1995) wurde vermutet, dass etwa 10 – 40% der gesamten Stoffumsätze im Sediment stattfinden.

An den NOAH Stationen wurden während mehrerer Fahrten mit FS Heincke zwischen 2012 und 2016 ex situ (Multicorer-Kerne) und in situ mit zwei Meeresbodenobservatorien Nährstoff- und Sauerstoffflüsse gemessen. In permeablen Sedimenten wurde die potentielle Veratmung im Interstitial bestimmt. Primärproduktion und Remineralisierung in der Wassersäule wurde an Bord durch Inkubationen in einem Lichtgradient und im Dunkeln quantifiziert. Der Meeresboden an den Probenahmestation wurde mit einem geschleppten Videosystem charakterisiert.

Insgesamt wurde eine deutliche Saisonalität beobachtet mit den höchsten benthischen Veratmungsraten zwischen Mai und September und die niedrigsten im Winter (Abb. 11). Entgegen unseren Erwartungen gab es keine große Unterschiede zwischen der Gesamtveratmung (mikrobiell und Makrobenthos) auf permeablen, sandigen durch advektive Prozesse geprägten Sedimenten und siltigen, diffusionsgeprägten Sedimenten. Benthische Umsatzraten in sandigen Sedimenten mit einem hohen Anteil Makrobenthos waren deutlich höher als in sandigen Sedimenten mit wenig Makrobenthos. Die Veratmungsraten/m² in der Wassersäule waren etwa einen Faktor 10 höher als im Sediment. Primärproduktion und Gesamtveratmung hielten sich in Juli 2015 in der Waage und deuten auf einen schnellen, balancierten Stoffumsatz im Sommer. Die Ergebnisse wurden in Friedrich et al. (2015, 2016) und Neumann et al. (2015a,b) veröffentlicht.

Die ursprünglich avisierte Extrapolation der Stoffumsätze ausschließlich auf Basis der Sedimentzusammensetzung ist nicht realistisch. Die Ergebnisse deuten auf ein komplexes Zusammenspiel zwischen pelagischer Produktion, Sedimentation, Bioturbation und makrobenthischer Lebensgemeinschaften hin. Wir vermuten, dass starke Strömungen und Wellen das Absetzen von frisch produzierter Organik in der Deutschen Bucht erschwert. Zukünftig soll der Hypothese nachgegangen werden, dass das Makrobenthos die Umsätze im Sediment durch Filter- und Deposit-Feeder (Import) und Bioturbation (Aufrechterhaltung der Permeabilität) prägen.

Im Bereich vor Helgoland (NOAH Region C, Abb. 8) wurde die saisonale Variation benthischer Stoffflüsse untersucht (Aug. 2012 bis März 2014, 5 Ausfahrten mit FS Heincke). Hierfür wurden in situ Messungen von benthischen Stoffflüssen mit dem Lander-System NusObs (Abb. 12) sowie ex situ Messungen an Sedimentproben die mittels Multicorer genommen wurden durchgeführt. Die biogeochemischen Daten und die Sedimentverteilung wurden in das NOAH Geodaten-Informationssystem integriert. Um Massenbilanzen zu erstellen, wurde eine flächentreue Kartenprojektion (Lambert Azimutal) gewählt (Abb. 13).

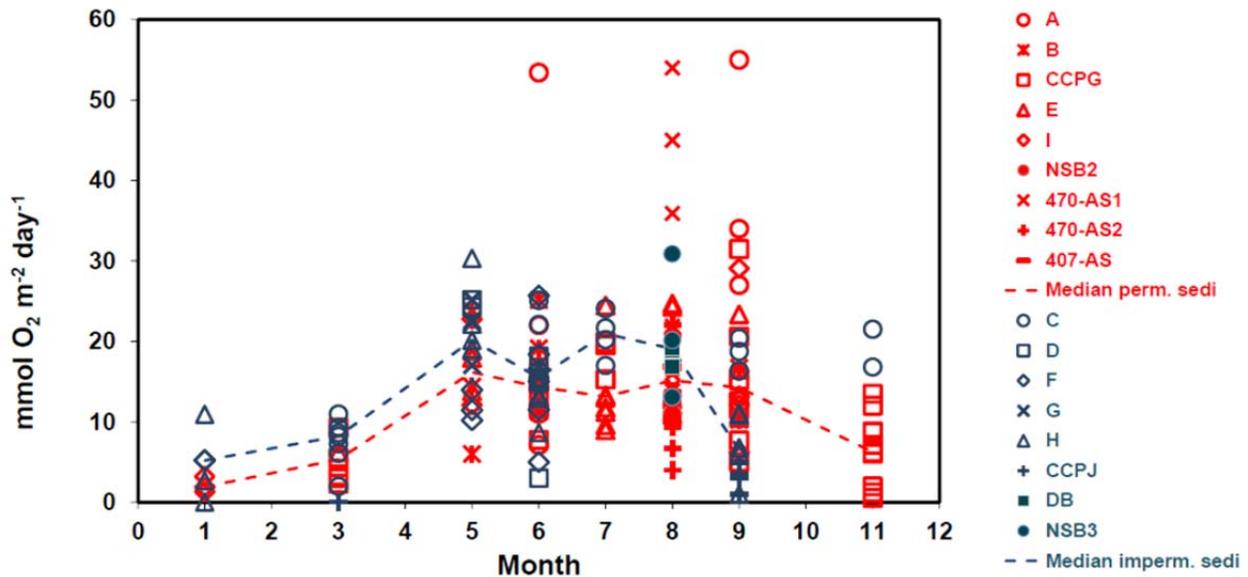


Abbildung 11. Saisonale Schwankung der benthischen Aufnahme von Sauerstoff in permeablen (rot) und diffusiven (blau) Sedimenten zwischen 2012 und 2016.

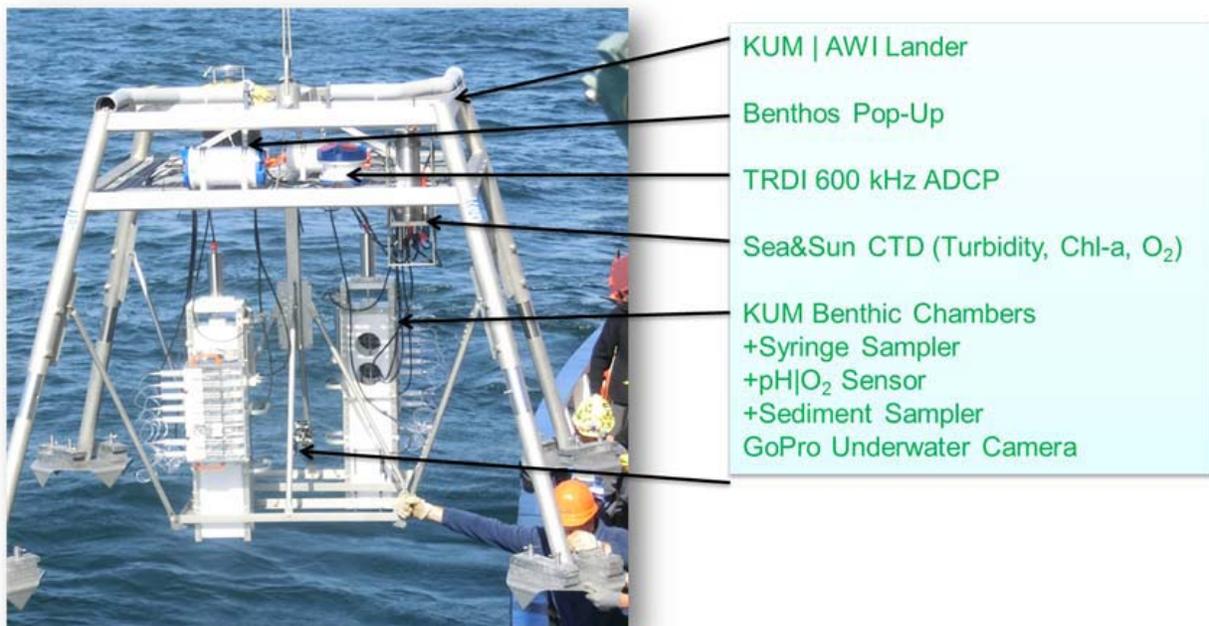


Abbildung 12. Benthischer Lander „NusObs“ (AWI, COSYNA). *In situ* Kammer-Lander zur Messung benthischer Stoffflüsse. Das Gerät verblieb ca. 24 Stunden am Meeresboden für die Sediment-Inkubation und on-site Messungen von Sauerstoff organischen und anorganischen Nährstoffen.

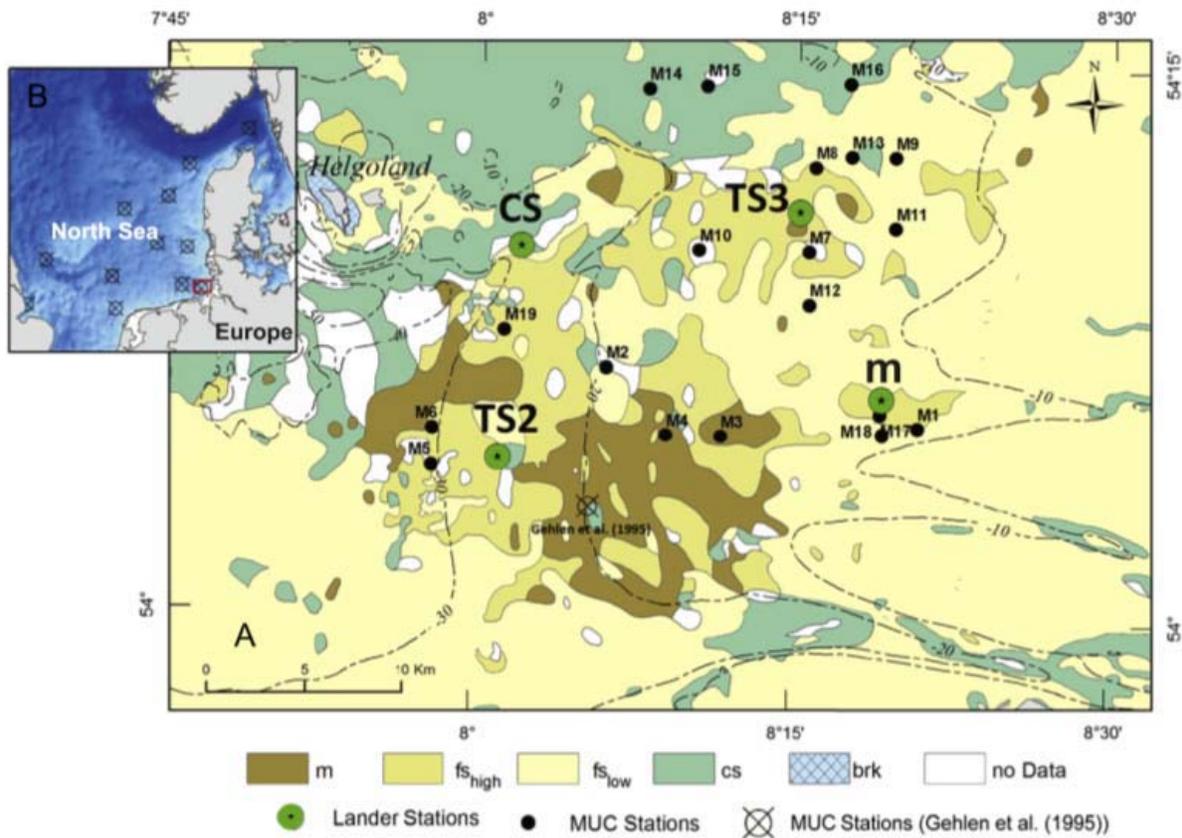


Abbildung 13. NOAH Arbeitsgebiet C vor Helgoland. Die flächentreue Kartenprojektion (Lambert Azimutal) zeigt die Sedimentverteilung, die Zeitserienstationen und weitere Lokationen an den Sedimentproben genommen wurden.

Deutliche saisonale Unterschiede hinsichtlich der benthischen Sauerstoff-Konsumption, ein Indikator für die Menge an organischem Kohlenstoff der den Meeresboden erreicht, oder zur Freisetzung von Nährstoffen wurden gemessen (Oehler et al., 2015a, Oehler et al., 2015b). Beispielsweise variiert die Sauerstoffzehrung des Sediments zwischen 15.5 bis $25.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Juni 2012), 2.0 bis $8.2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (März 2013) oder 16.8 bis $21.5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (November 2013). Dies weist unter anderem auf saisonale Variationen der Exportproduktion von organischem Kohlenstoff hin. Im Jahresmittel erreichen etwa $7.4 \text{ mol C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ und $1.34 \text{ mol N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ den Meeresboden. Dies deutet daraufhin, dass ca. 79% des organischen Kohlenstoffs und ca. 95% des organisch gebundenen Stickstoffs im Bereich der Sediment-Wasser-Grenzfläche abgebaut und in die Wassersäule zurückgeführt wurden.

Ein weiterer Arbeitsschwerpunkt war die Untersuchung der saisonalen Variation von biogenem Silikat (z.B. Diatomeen), die zum Meeresboden absinkt und im Sediment eingebettet bzw. gelöst und als Kieselsäure (Si(OH)_4), ein wichtiger Nährstoff für die nachfolgende Algenproduktion, in die Wassersäule rückgeführt wird. Durch *in situ* Messungen mit benthischen Kammern (Abb. 12) und *ex situ* Sediment- sowie Porenwasseruntersuchungen wurden die Stoffflüsse quantifiziert.

Die in situ Messungen weisen auf eine deutliche saisonale Variation hin, Die Stoffflüsse von gelöstem $\text{Si}(\text{OH})_4$, das in das Bodenwasser zurückgeführt wird variieren beispielsweise zwischen $3.55 - 8.27 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Sommer 2012, $1.08 - 1.25 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Winter 2013, $1.97 - 3.97 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Herbst 2013 und $0.31 - 1.05 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in Winter 2014. (Abb. 13). Die Gehalte an partikulärem biogenem Silikat (Kieselalgen wie Diatomeen) betragen weniger als 4%. Dies deutet daraufhin das zwischen 60% und 80% der Kieselschaler im Oberflächensediment aufgelöst und als Nährstoff Kieselsäure in das Bodenwasser rückgeführt werden.

2.4.2 Chemische Parameter

Bei der Betrachtung natürlicher und anthropogener Einflüsse auf das marine Ökosystem hat die Untersuchung von hydrophoben organischen Spurenstoffen (HOCs), ihren biogeochemischen Austausch- und Transportprozessen und Ihren Effekten auf die Umwelt, eine besondere Bedeutung. Eine besondere Herausforderung ergibt sich aus der Vielzahl der HOCs und der großen Bandbreite ihrer individuellen physikalisch-chemischen, chemischen und biologischen Eigenschaften. Diese führen zu unterschiedlichen, stoffspezifischen Umwandlungs-, Anreicherungs- und Transportprozessen, die bisher nur unzureichend charakterisiert wurden.

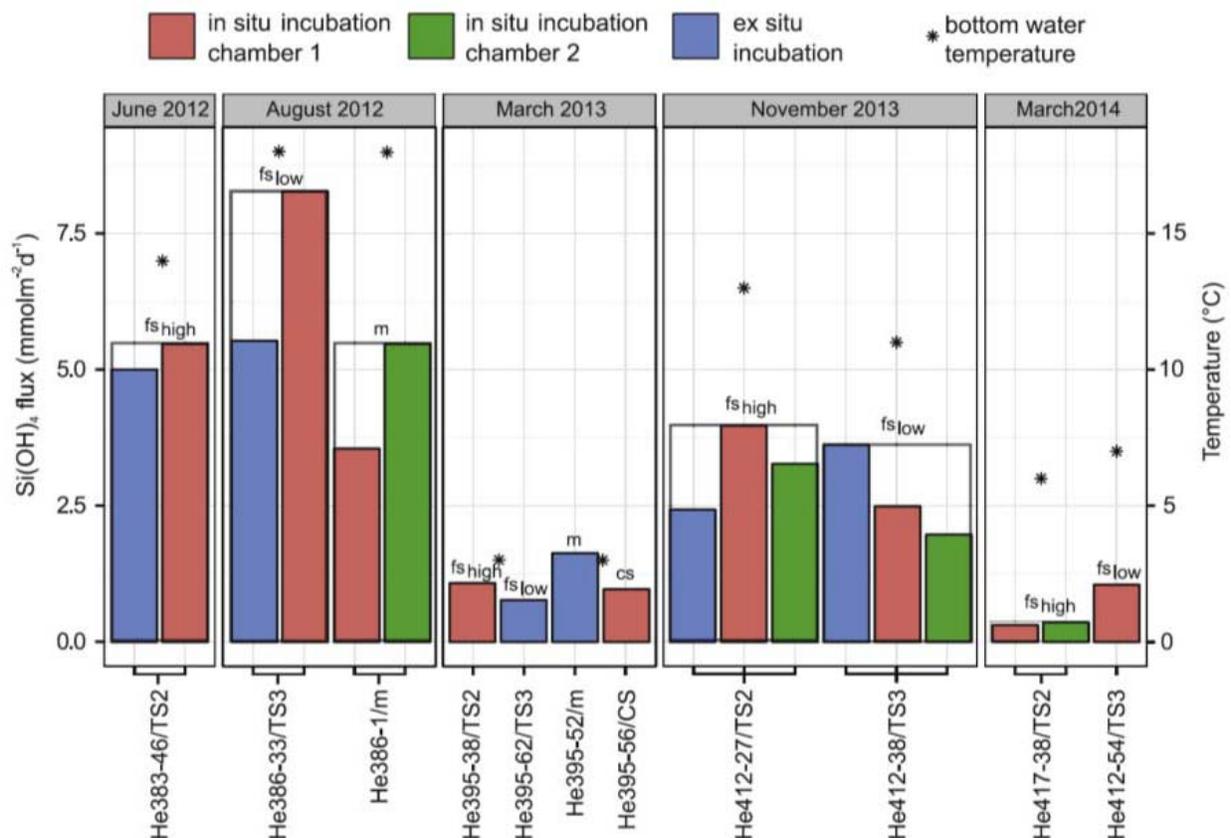


Abbildung 14. Saisonale Variation benthischer Kieselsäureflüsse in NOAH Region C (Oehler et al., 2015).

Vor allem hydrophobe organische Schadstoffe (HOCs) werden im Sediment stark angereichert, insbesondere in der Sedimentfeinkornfraktion (z.B. $<63 \mu\text{m}$) und im Porenwasser. Bislang erfolgte vorwiegend die Messung der Gesamtsedimentkonzentration C_{total} , statt der $C_{<63}$ & der frei gelösten Konzentration C_{free} , welche die effektive Konzentration für die diffuse Aufnahme in Organismen und die Verteilung zwischen den Umweltkompartimenten darstellt. Im Projekt wurden daher erstmals passive Gleichgewichtssammler auf Basis der Solid Phase Microextraction zur ex-situ Messung von C_{free} in marinen Sedimenten eingesetzt. Des Weiteren wurde eine Sedimentsiebmethode entwickelt, um die Sedimentfeinkornfraktion abzutrennen, um diese auf ihre Schadstoffgehalte hin zu untersuchen.

Durch die neuen analytischen Methoden (Passive Sampling und Feinkornfraktion) sind neue Werkzeuge und Indikatoren geschaffen worden, die eine räumlich strukturierte Beschreibung und Bewertung der Belastungssituation auf der Basis charakteristischer, repräsentativer Sedimentprovinzen einschließlich angrenzender Umweltkompartimente erlaubt. Zusätzlich wurde der chemische Datensatz erweitert. Dadurch wird eine qualitativ verbesserte Beurteilung von Schadstoffbudgets und -prozessen und deren Wirkung ermöglicht.

Mit Hilfe dieser neuen analytischen Techniken war es möglich, eine erste Inventarisierung der Schadstoffbelastungen im marinen Sediment-Porenwassersystem durchzuführen, welche die Untersuchung von Stofftransportprozessen zwischen den Grenzschichten unterschiedlicher Umweltkompartimente (Sediment, Porenwasser, Biota) ermöglicht (Abb. 14). Die Schadstoffbelastungsaufnahme wird damit um ihre dynamische Komponente erweitert.

Für die Betrachtung von Schadstofftrends wurden Schadstoffdaten im Sediment der letzten 20 Jahre untersucht. Hierdurch konnten zusätzliche räumliche und zeitliche Veränderungen der Schadstoffverteilungen erfasst, deren natürliche und anthropogene Einflussgrößen untersucht und damit verbesserte Grundlagen zur Parametrisierung von Transportmodellen geschaffen werden. Für die Risikobewertung von Schadstoffen wurden im Projekt zudem biologische Effekte von Schadstoffen auf unterschiedlichen Ebenen betrachtet: Als Indikatoren für Effekte auf Organismen-Ebene wurden Biotestsysteme eingesetzt. Untersuchungen zur Basistoxizität erfolgten mittels der Messung der chemischen Aktivität der Schadstoffe.

Die Integration von Stoff- und Effekt-bezogenen Daten liefert einen wesentlichen Beitrag zur Bewertung der Schadstoffbelastung als Teil der Einschätzung des guten ökologischen Umweltzustandes. Damit werden für die MSRL Werkzeuge und Basisinformationen erstellt, um den Einfluss der Schadstoffbelastung zur Erreichung des "guten Umweltzustandes" zu bewerten. Aktuelle Belastungskarten der Sedimente mit Schadstoffen in unterschiedlichen Kompartimenten wurden im Habitatatlas integriert und schaffen zusammen mit den Ergebnissen aus den anderen WPs eine verbesserte Grundlage zum Management vorhandener und zukünftiger Meeresnutzungen (Zustandsbeschreibung, Bewertung des ökologischen Zustands, Erfassung und Einfluss möglicher Stressoren, Bewertung von Baumaßnahmen, prognostische Modellierung).

Neben der Untersuchung der Vielzahl von organischen Spurenstoffen spielt auch weiterhin die Erfassung von anorganischen Schadstoffen, ihren biogeochemischen Austausch- und Transportprozessen sowie durch sie verursachte Effekte auf die belebte Umwelt eine wichtige Rolle

bezüglich der Bewertung der Belastungssituation des betrachteten Untersuchungsgebietes. Analog zu den Untersuchungen zum Gehalt von organischen Schadstoffen in der $< 63 \mu\text{m}$ Feinkornfraktion wurde ein neues Nasssiebungsverfahren unter Verwendung einer Durchflusszentrifuge zur Gewinnung der $< 20 \mu\text{m}$ Feinkornfraktion etabliert, in der aktuell noch die Erfassung des Schwermetallgehalts mariner Sedimente erfolgt. Im Vergleich zu den herkömmlichen, im Ultraschallbad durchgeführten Siebungen konnte ein wesentlich höherer Probendurchsatz erzielt werden. Insgesamt konnten klare räumliche Unterschiede bezüglich der Belastungssituation der betrachteten Untersuchungsgebiete festgestellt werden, wobei sich innerhalb der ausgewählten NOAH Gebiete im Rahmen der Messunsicherheit eine homogene Elementverteilung zeigt. Die erfasste Belastungssituation zeigte gute Übereinstimmungen mit Werten benachbarter Untersuchungsgebiete des BSH Trendmonitorings. Die Nutzung geostatistischer Verfahren (Co-Kriging) unter Berücksichtigung des TOC-Gehaltes in der $< 20 \mu\text{m}$ Feinkornfraktion ermöglichte die Erstellung erster Belastungskarten ausgewählter Schwermetalle.

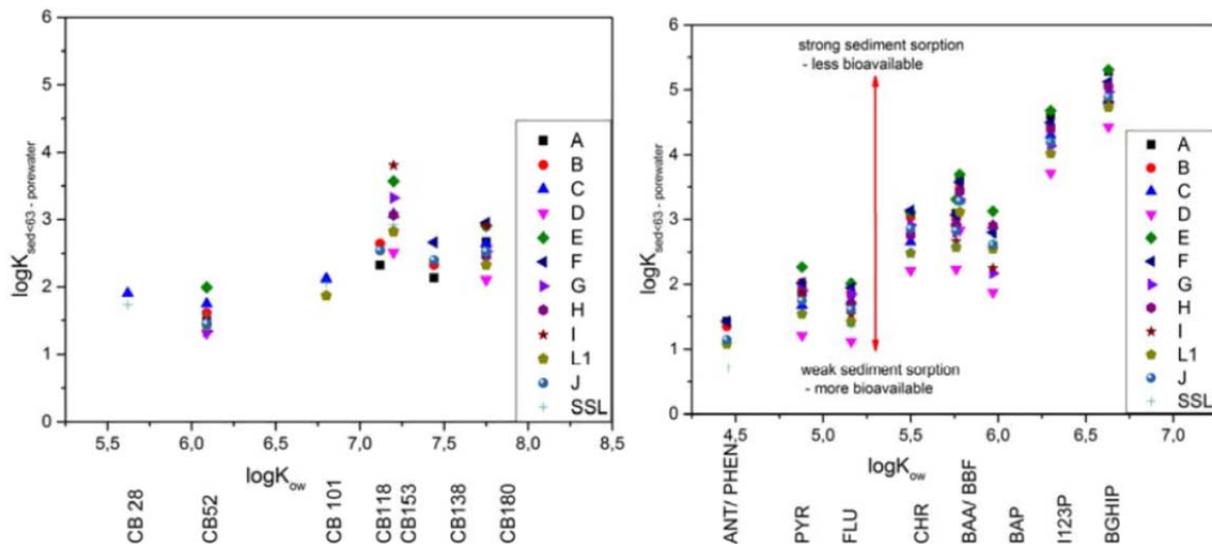


Abbildung 15. PCB und PAK Verteilung zwischen Sediment-Feinkorn und Porenwasser ($K_{\text{sediment}} - C_{\text{free}}$) in Abhängigkeit ihres $\log K_o$.

2.3 Integrative Modellierung (TP1, 6, 7)

2.3.1 Modellierung Physikalischer Randbedingungen

Das AP3 erstellt Beschreibungen der physikalischen Randbedingungen am Meeresboden und vereinheitlicht granulometrische Daten, die für die Parametrisierung des diagenetischen Modells notwendig sind. In Hinblick auf die physikalischen Einflussgrößen (Temperatur, Salinität, kritische Schubspannung und Bodenrauigkeit) stehen modellbasierte Abschätzungen der räumlichen und zeitlichen Variabilität flächendeckend bereit. Ein wesentlicher Erfolg war die Kartierung sedimentologischer Habitateigenschaften inklusive des TOC-Gehalts im Oberflächensediment. TOC-Gehalte sind eine der bestimmenden Größen zur Extrapolation von zum Beispiel Schadstoffgehalten in Sedimenten. Die Bereitstellung entsprechender Informationen über

granulometrische Parameter war aufgrund der lückenhaften Datenlage nur auf Basis statistischer Modellierung möglich. Dazu wurden punktuelle Messungen der Korngrößenverteilungen aus etablierten Datenbanken (z.B. MUDAB, PANGAEA) extrahiert und abgeleitete Kenngrößen berechnet (Median der Korngröße, Porosität, Permeabilität). Die Ergebnisse wurden zur Integration in den Habitatatlas übergeben und für die Modellierung diagenetischer Prozesse in MOSSCO bereitgestellt. Es zeigt sich, dass die gemessene Permeabilität (Neumann und Möbius, pers. Mitt. 2015) mit beobachteten nur annähernd übereinstimmen (Abb. 15) – ein klarer Hinweis auf die Notwendigkeit, Modelldaten mit Beobachtungsdaten zu validieren. Die Karte der räumlichen Verteilung der Korngrößen und der modellbasierten Abschätzung maximaler Schubspannungen zeigt eine relativ gute Übereinstimmung (Abb. 17).

Jedem der Sedimenttypen ist eine kritische Schubspannung zu Eigen: Wird sie überschritten, dann setzt Sedimenttransport ein, der sich in Bodenformen wie z.B. Sandrippeln ausdrückt. Das ist exemplarisch für Stationen NOAH A und D (Position in Abb. 17 rechts) in Abb. 18 dargestellt. Im Modelljahr 2014 überschritten die Schubspannungen die kritischen Schubspannungen sehr häufig und induzierten Sedimenttransport. Karten prozentualer (bezogen auf die Zeit) Rippelbedeckung mit aktiven oder alten Rippeln stehen für ausgewählte Jahre im Habitatatlas bereit.

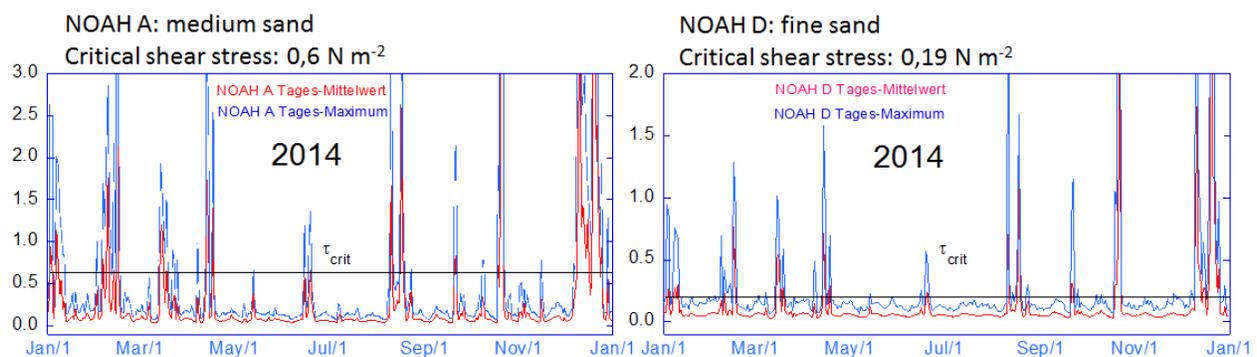


Abbildung 18. Modellierte Schubspannungen (Tages-Mittelwerte und Tages-Maxima) für NOAH-Gebiete A und D im Modelljahr 2014. Die waagrechte Linie zeigt die kritischen Schubspannungen für diese beiden Sedimenttypen an. Wird dieser Wert überschritten, so wird Sediment mobilisiert und es bilden sich Bodenformen wie z.B. Sandrippel.

2.3.2 Modellierung von Austausch an der Sediment-Wassergrenze

Die Modellierungsaktivitäten zu benthischen Stoffflüssen dienen der zeitlichen und räumlichen Bilanzierung benthischer Stoffflüsse und Umsatzraten in den unterschiedlichen Sedimentprovinzen der Deutschen Bucht. Dafür wurden Beobachtungs- und Modelldaten zwischen MOSSCO und NOAH ausgetauscht (Abb. 19). In AP3.2 wurden die Ergebnisse aus AP2.2 und AP 3.1 mit dem Schwesterprojekt MOSSCO ausgetauscht und dort zur Parametrisierung und Validierung des Bodenmoduls OMEXDIA genutzt, nachdem dieses bereits frühzeitig in das MOSSCO Modellsystem integriert und um die Zustandsgröße Phosphat erweitert worden war (Hofmeister et al., 2014). Daraus gingen erste Modellergebnisse von Sauerstoffaufnahmearten des Meeresbodens für die südliche Nordsee hervor, die im Vergleich zu den Messungen an den neun NOAH Referenzstationen

ähnliche Jahresgänge aufwiesen. Die Kombination von in-situ und ex-situ Messdaten mit dem angepassten Diagenesemodul OMEXDIA als Teil des gesamten MOSSCO Modellsystem zeigt, dass die wichtige Größe „Sauerstoffaufnahme“ des Sediments im Jahresverlauf durch das angepasste Modell gut wiedergegeben wird.

Eine entscheidende, wenn zunächst auch ernüchternde Erkenntnis ist jedoch, dass eine auf Skala von Habitaten beruhende (realistische) Einschätzung von Stoffbilanzen für verschiedene Habitats zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich ist. Aufgrund der begrenzten Datenlage und des engen zeitlichen Rahmens konnte nicht festgestellt werden, welche Unsicherheit die Modellparametrisierung mit sich bringt, bzw. welche alternativen Modellstrukturen zu identischen Ergebnissen führen. Die Notwendigkeit, das Modell bei neu vorliegenden Messdaten erneut kalibrieren zu müssen, schmälerte die Aussagekraft seiner räumlichen Vorhersagen.

2.3.3 Nahrungsnetzmodellierung

Das Ziel der Nahrungsnetzmodellierung in NOAH- war es, ein räumlich aufgelöstes Nahrungsnetzmodell der südlichen und zentralen Nordsee (ICES Region IV b + c), mit Schwerpunkt auf den Interaktionen zwischen demersalen Fischgruppen und der Benthoskomponente im Ökosystem, zu entwickeln. Der Fokus der Arbeit lag dabei auf der Neubewertung aller benthischen Arten, um lebensraumspezifische Dynamiken des Nahrungsnetzes in Bezug auf anthropogene Belastungen, wie z.B. Fischerei und Klimawandel untersuchen zu können. Als Modellierungssoftware diente eines der weltweit am häufigsten eingesetzte Nahrungsnetzmodelle „Ecopath with Ecosim“. Zunächst wurde ein massenbalanciertes, statisches Nahrungsnetz erstellt (ECOPATH), welches in einem nächsten Schritt zunächst zeitlich (ECOSIM) und später räumlich (ECOSPACE) aufgelöst wurde.

Parametrisierung und Balancierung des Nahrungsnetzmodells (Ecopath)

Vor der Erstellung unseres Nahrungsnetzes wurden zunächst die existierenden Modelle von Mackinson und Daskalov (2007) und von Stähler et al. (2015) bewertet. Im Vordergrund standen dabei die Reduzierung der funktionellen Gruppen und die Neubewertung speziell der funktionellen Gruppen des Benthos. Hierbei wurden die funktionellen Gruppen aus den beiden existierenden Modellen schrittweise reduziert, wobei mehrere mögliche Nahrungsnetzzusammensetzungen getestet wurden, um dann die Variante auszuwählen, welche den besten Kompromiss zwischen dem Vorhaben der Reduktion und der bestmöglichen Balancierung ermöglichte. Ziel war die Parametrisierung eines räumlich aufgelösten Modells der höheren trophischen Ebenen, wobei der Fokus auf der Benthos Komponente lag. Die Einteilung in die funktionellen Gruppen in den bestehenden Modellen basieren, anders als bei unserem Modell auf keinem statistischen Verfahren, woraus sich für die Mehrarten-Gruppen eine andere Einteilung und sich daraus ergebend eine andere Zusammensetzung ergibt.

Die Basis der Neubewertung der Nahrungsnetzkomponenten für das Benthos war eine sogenannte „Trait-Analyse“. „Traits“ beschreiben dabei die charakterisierenden Eigenschaften einer entsprechenden Art und können somit zur Einteilung der Artengruppen dienen. Bei der Einteilung der für das Modell benötigten funktionellen Gruppen wurden für vorab definierte, repräsentative Schlüsselarten die Kerneigenschaften, Fraßverhalten, Sedimentpräferenz, Lebensweise und Größe

ermittelt. Die Ermittlung erfolgte basierend auf den Informationen aus dem Webportal BIOTIC-Biological Traits Information Catalogue (www.marlin.ac.uk) sowie aus Neumann und Kröncke (2011). Dabei wurde von vornherein zwischen Infauna und Epifauna unterschieden. Mittels Clusteranalyse wurden die zugrundeliegenden „Traits“, in homogene Gruppen geordnet, welche die Grundlage für die spätere Einteilung der verschiedenen Benthosarten in die für das Modell benötigten funktionellen Gruppen lieferte. Die statistische Auswertung der Ergebnisse ergab auf Basis der Kerneigenschaften 3 Epifauna und 3 Infauna Gruppen.

Nach intensiver Recherche und Expertenbefragungen wurden 27 funktionelle Gruppen (+ Detritus) für das Modell festgelegt. Diese unterteilen sich in 16 Fisch-Gruppen, eine Kopffüßer-Gruppe, 6 Benthos-Gruppen, Meiofauna und drei Plankton-Gruppen. Die funktionellen Gruppen Rochen¹ und Sandaal² bestehen dabei aus mehreren Arten. Eine Einzelne Einbringung dieser Arten ins Modell wurde nach eingehender Prüfung abgelehnt und durch die vorhandenen Modelle bestärkt.

Für die Parametrisierung von ECOPATH werden für jede einzelne Gruppe Biomassen, Produktions- und Konsumptionsraten benötigt. Hinzukommend werden gewichtsbezogene Daten zur Nahrungszusammensetzung für jede Gruppe ins Modell eingefügt, um ein möglichst realistisches Abbild des Nahrungsnetzes zu erstellen. Hierbei wurden sowohl die Daten aus dem „Year of the stomach“ Beprobungsprojekt (Hislop, et al., 1997), wie auch Literaturangaben zur Nahrungszusammensetzung einzelner Arten verwendet. Die ermittelten Biomassen aller benthischen Gruppen stammen aus drei verschiedenen Beprobungsdatensätzen³ zu Abundanzen von benthischen Arten in der Nordsee und wurden mit Hilfe von Gewichtsangaben⁴ der unterschiedlichen Arten und Familien errechnet. Die Produktionsraten wurden mittels der empirischen Modelle von T. Brey (Population Dynamics in Benthic Invertebrates - A Virtual Handbook; <http://www.thomasbrey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html>) berechnet. Die benötigten Konsumptionsraten liegen Annahmen aus Lovvorn et al. (2005) zugrunde. Die Parameterberechnung der Fischgruppen basiert größtenteils auf den Berechnungen von Stäbler et al. (2015) und Mackinson & Daskalov (2007). Die Parameterberechnungen für alle Plankton-Gruppen basieren auf Literaturangaben (Fransz & Gieskes, 1984; Fransz et al., 1991; Daro & Gijsegem, 1984; Pfaffenhöfer, 1976; Joiris, 1982). Desweiteren wurden die Angaben zu den Flottendefinitionen und Anlandungen auf Basis von Stäbler et al. (2015) modifiziert und auf unsere enthaltenen Arten angepasst. Dabei basieren die Berechnungen der Anlandungen auf den Datenbanken des „European Commission’s Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries“ (STECF; Rätz and Mitrakis, 2012) und wurden mit Hilfe der „ICES EUROSTAT catch statistics“ auf unser Gebiet und das Jahr 1991 rückgerechnet. Dabei wurden den unterschiedlichen Flotten bestimmte Fangnetze mit bestimmten Maschenweiten zugeordnet.

¹ *Amblyraja radiate*, *Dipturus batis*, *Leucoraja naevus*, *Raja brachyuran*, *Raja clavata*, *Raja montagui*

² *Ammodytes*, *Ammodytes marinus*, *Ammodytes tobianus*, *Ammodytidea*, *Gymnammodytes semisquamatus*, *Hyperoplus immaculatus*

³ Ground Fish Survey (GFS), Callaway et al. 2002. North Sea Benthos Survey (NSBS), Craeymeersh et al. 1986. North Sea Benthos Project (NSBP), <http://www.vliz.be/vmdcdata/nsbp/datasets.php>

⁴ Für die Schlüsselarten sind dies gemessene Werte aus den Datenbanken von Neumann, desweiteren wurde noch Berechnungen auf Familienniveau aus Robinson et al. 2010 berücksichtigt und Gewichtsberechnungen aus den Survey Daten angewandt, wenn keine andere Möglichkeit bestand.

Die Bilanzierung des Nahrungsnetzes in ECOPATH war mit einigen Schwierigkeiten behaftet. Zum einen gibt die Software vor, dass eine Gruppe nicht mehr als 10% ihrer Beute aus der eigenen funktionellen Gruppe beziehen darf. Dies ist nicht nur für Gruppen problematisch die einen höheren, natürlich vorkommenden Kannibalismus aufweisen, sondern vor allem bei den Gruppen problematisch, die wie die Epi- und Infauna, sowie den funktionellen Gruppen Rochen und Sandaal aus mehreren Arten zusammengesetzt sind, welche sich jedoch gegenseitig als Nahrung dienen. Daher mussten in einigen Fällen die natürlichen Nahrungszusammensetzungen einerseits hinsichtlich des Kannibalismus und andererseits hinsichtlich der intraspezifischen Fraßbeziehungen innerhalb einer Gruppe angepasst werden. Für den Fall des Kannibalismus wurde nie mehr als 10% angenommen. Wiesen die Gruppen in ihre Nahrungszusammensetzung natürlicherweise jedoch einen höheren Anteil auf, musste dies durch die anderen Beutegruppen kompensiert werden. Für die intraspezifischen Fraßverbindungen der Epi- und Infauna Gruppen wurde unter Berücksichtigung von Expertenmeinungen nur systemverträgliche Fraßbeziehungen angenommen.

Eine weitere Problematik ergab sich durch die Reduktion der funktionellen Gruppen von 68 auf 27. Dabei fielen sowohl Beuteorganismen als auch Prädatoren aus dem Ökosystem, welche natürlicherweise in der Nahrungszusammensetzung vorhandener Arten vorkommen. Daraus ergibt sich, dass gewisse Beuteorganismen zu einem höheren Anteil gefressen werden müssen um eine Massenbilanzierung zu erreichen. Ein weiteres Problem der Reduzierung und der sich daraus neu ergebenden Fraßbeziehungen sind die Biomassenannahmen, welche für gewisse Gruppen erhöht werden mussten, um den erhöhten Fraßdruck auszugleichen.

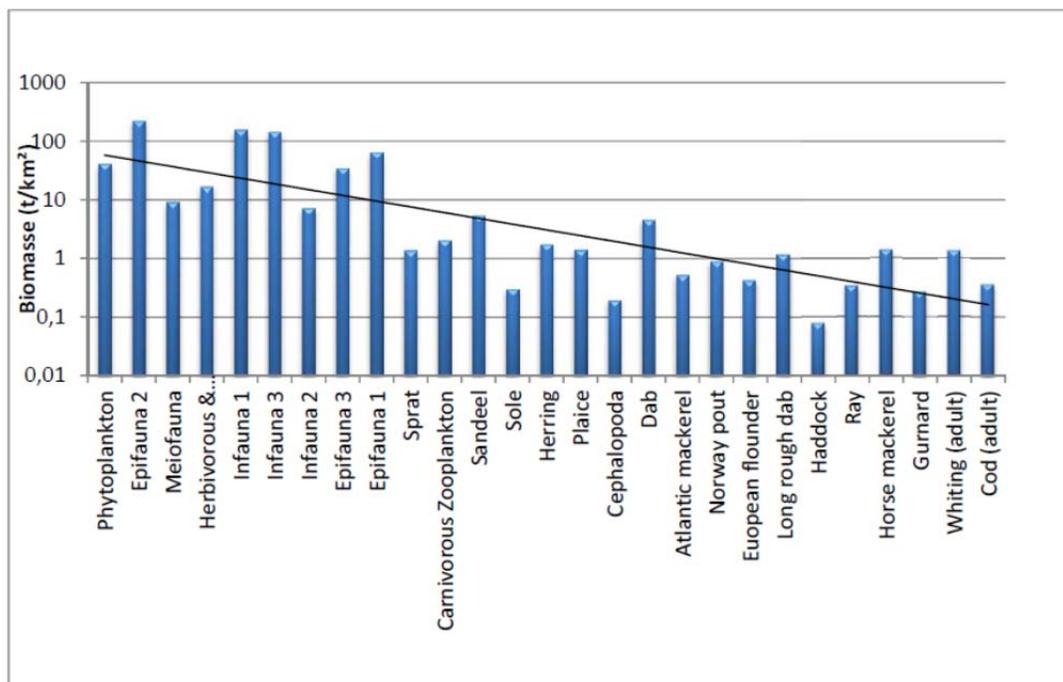


Abbildung 20. PREBAL-Analyse nach Link (2010); Anordnung der funktionellen Gruppen aus dem Ecopath-Modell aufsteigend nach tropischen Level. Aufgetragen ist die Biomasse der einzelnen Gruppen auf einer log-Skala. Die Regressionsgrade ist exponentiell.

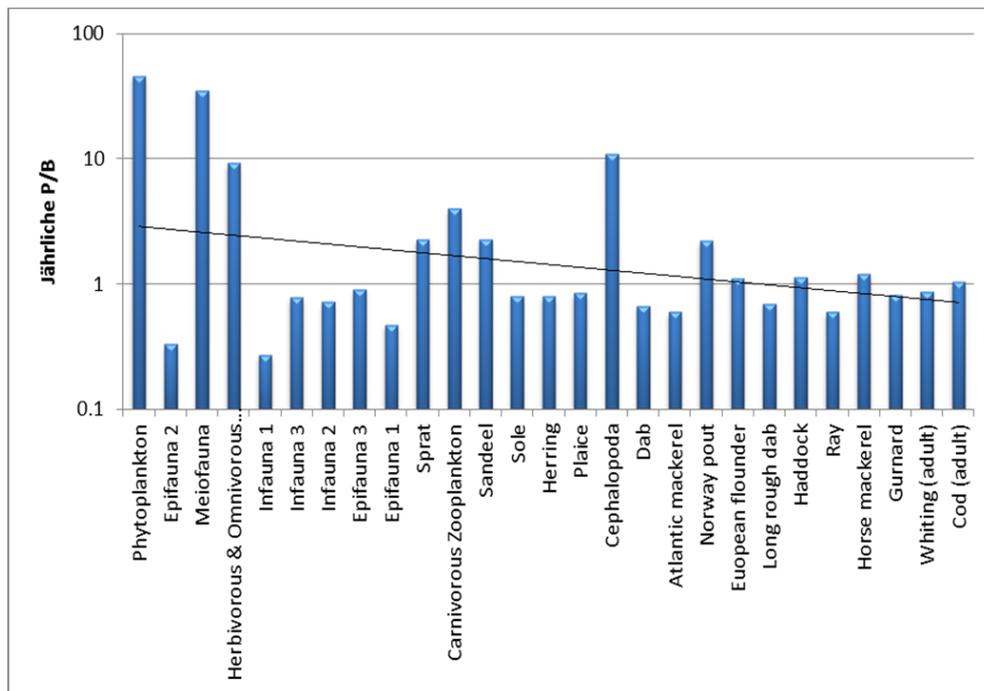


Abbildung 21. PREBAL-Analyse nach Link (2010); Anordnung der funktionellen Gruppen aus dem Ecopath-Modell aufsteigend nach tropischen Level. Aufgetragen sind die jährlichen Produktionsraten der einzelnen Gruppen auf einer logarithmierten Skala. Die Regressionsgrade ist exponentiell.

Für eine bessere Bewertung der Parametergüte des Modelles wurde eine sogenannte „PREBAL-Analyse“ nach Link (2010) durchgeführt. Die in den Abb. 20 und 21 gezeigten Regressionsgraden stellen ein Maß für die Unterschätzung bzw. Überschätzung der Parameter im Ecopath Modell dar. Die Abb. 20 zeigt, dass die Abschätzungen der Biomassen für die funktionellen Gruppen Seezunge, Kopffüßer und Schellfisch potentiell unterschätzt sein könnten, wohingegen die Biomassen der funktionellen Gruppen der Epifauna sowie der Infauna 1 und Infauna 3 überschätzt scheinen. Hier zeigt sich, dass es mehrere mögliche Varianten der Bilanzierung eines Modells gibt. Trotz der Unter- bzw. Überschätzung einiger Biomassen ist das Ergebnis ein massenbilanziertes, konsistentes Nahrungsnetzmodell. Bei der PREBAL-Darstellung der Produktionsraten in Abbildung 2 wird die Problematik der Mehrarten-Gruppen sehr deutlich. Bei allen Benthos-Gruppen, welche mit einer über die Gesamtheit der funktionellen Gruppe gemittelten Produktionsrate eingehen, ist der Abstand zur Regressionsgeraden am höchsten. Gleiches zeigt sich in der Abbildung der Konsumptionsraten, hier nicht aufgezeigt.

Es ist zu bedenken, dass dies nur eine Methode ist, mögliche Schwierigkeiten oder Ungenauigkeiten in den eingegebenen Daten zu ermitteln und nichts über die Qualität des balancierten Modelles aussagt.

Abbildung 22 zeigt final das balancierte Nahrungsnetz mit der Verteilung aller funktionellen Gruppen. Dabei ist die Anordnung der einzelnen Gruppen abhängig von der jeweiligen trophischen Ebene und die farbigen Linien zwischen den Gruppen beschreiben den Anteil des

Biomassentransfers zwischen den einzelnen Gruppen. Die Größe der gezeigten Gruppe beschreibt proportional den Biomassenanteil im Gesamtsystem.

Ein Vergleich der trophischen Ebenen der funktionellen Gruppen zu bereits existierenden Modellen zeigt eine hohe Übereinstimmung und somit ist von einer gelungenen Abbildung des Nahrungsnetzes auszugehen, wobei in unserem Nahrungsnetz der Kabeljau den Top-Prädator des Systems darstellt.

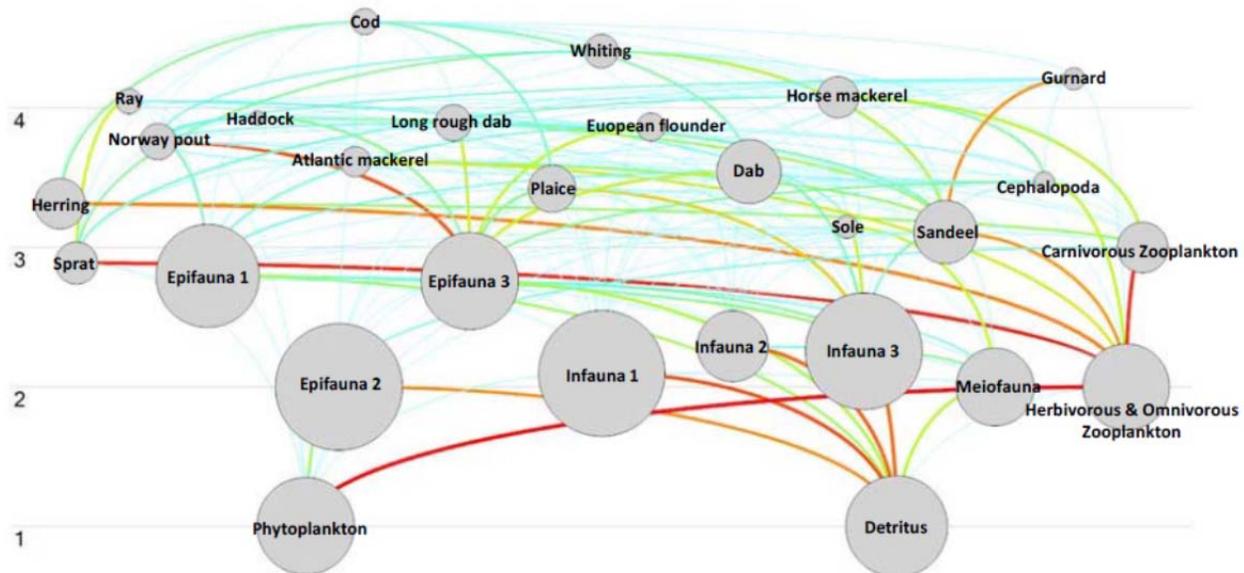


Abbildung 22. Modelliertes Nahrungsnetz (ECOPATH) für die südliche und zentrale Nordsee in 1991.

Simulation des Nahrungsnetzes im zeitlichen Verlauf (ECOSIM)

In der Simulationsroutine ECOIM soll die zeitliche Entwicklung des unter ECOPATH erstellten Nahrungsnetzes simuliert werden. Um hierfür ein möglichst realistisches Abbild zeichnen zu können, werden Zeitserien von Biomassen einzelner funktioneller Gruppen aus dem Modellgebiet benötigt. Aufgrund der Datenlage und in Anlehnung an die bereits existierenden Modelle wurden Zeitreihendaten von unterschiedlichen Fischarten der Nordsee für die Validierung ausgewählt. Die ausgewählten Biomassendaten stammen aus den Zeitreihendaten „DATRAS“ (Database of Trawl Survey) vom ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Dabei handelt es sich um Daten aus dem „Internationaler Grundschleppnetz Survey“ (IBTS; International Bottom Trawl Survey) in der Nordsee, welche auf der ICES Internetseite heruntergeladen werden können (datras.ices.dk/Data_products/Download). Um ein optimales Modellverhalten gewährleisten zu können, wurden zunächst Zeitreihen von unterschiedlichen Fischarten getestet, wobei nur die Zeitreihen miteinbezogen wurden, welche auch einen realistischen Trend aufwiesen. Dafür wurden die errechneten Biomassen aus den Zeitreihen des IBTS mit den Biomassen aus dem jeweiligen ICES „Stock Assessment“ Daten verglichen. So konnte ermittelt werden, welche und wie viele funktionelle Gruppen in die Validierung des Modells einbezogen werden müssen, um die bestmögliche Angleichung des Modells an die gemessenen Daten zu gewährleisten.

Nach Ermittlung der besten Anpassungsergebnisse wurden für die im Folgenden dargestellte Fischarten/funktionellen Gruppen die relativen Biomassen zur Annäherung der zeitlichen Entwicklung des Modellverlaufs verwendet. Hierbei handelt es sich um die funktionellen Gruppen Makrele (*Scomber scombrus*), Kabeljau (*Gadus morhua*), Kliesche (*Limanda limanda*), Grauer Knurrhahn (*Eutrigla gurnardus*), Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*), Bastardmakrele (*Trachurus trachurus*), Doggerscharbe (*Hippoglossoides platessoides*), Stintdorsch (*Trisopterus esmarkii*), Scholle (*Pleuronectes platessa*), Rochen, Sandaal und Sprotte (*Sprattus sprattus*). Die fischereiliche Sterblichkeit von Scholle, Stintdorsch, Schellfisch und Kabeljau wurden als Treiber ins Modell eingefügt.

ECOSIM basiert dabei auf dem Startjahr (1991), welches in ECOPATH festgelegt wurde. Hierfür wird ein zeitlicher Verlauf der relativen Biomassen aller funktionellen Gruppen, unter Berücksichtigung von sogenannten „Forcing Functions“ simuliert, welche das Modell antreiben. Für die „Forcing Functions“ wurden in unserem Fall Zeitserien für die mittlere Oberflächentemperatur und den sogenannten „Phytoplankton Color Index“ (PCI) gewählt. Zusätzlich wurden, wie oben schon erwähnt, für einige ausgewählte Fischarten Zeitreihen der fischereilichen Sterblichkeit verwendet. In diesem Schritt wurden die relativen Biomassen von ausgewählten Fischarten zur Validierung des Modells verwendet und die fischereiliche Sterblichkeit, sowie die Temperatur und der PCI als Treiber des Modelles eingebracht. Die Zeitreihen der fischereilichen Sterblichkeit stammen aus den „Stock Assessment“ Daten des ICES und können auf der ICES Internetseite www.ices.dk/marine-data/tools/Pages/stock-assessment-graphs.aspx heruntergeladen werden. Die Temperaturdaten sind Oberflächentemperaturen des Modellgebietes im Modellzeitraum (Mathis und Pohlmann 2014). Es handelt sich hier um HAMSOM Daten (Hamburg Shelf Ocean Model; Backhaus 1985, 1990, Pohlmann 1991, 1996a, b) und eine detaillierte Modellbeschreibung sowie Evaluierung findet sich in Mathis und Pohlmann (2013). Die PCI Daten stammen aus der Datenbank von SAHFOS (The Sir Alister Hardy Foundation for Ocean Science) und sind CPR (Continuous Plankton Recorder) Daten aus unserem Modellgebiet für den Modellzeitraum von 1991 bis 2013.

Die ECOSIM Routine bietet zwei unterschiedliche Möglichkeiten der Annäherung des Modells an die eingeladenen Biomassen unter Berücksichtigung der eingeladenen Treiber. Zunächst wird die sogenannte „Fit to Time Series“ Routine gewählt, in welcher auf Basis der Stärke der trophischen Effekte (Vulnerabilität) die gewichteten Abweichungsquadrate reduziert werden, um eine optimale Anpassung des Modells an die vorgegebenen Biomassen errechnen zu können. Eine weitere Methode der Modellanpassung ist die sogenannte Monte Carlo Simulation, in welcher die ECOPATH Parameter in mehreren Simulationsläufen schrittweise variiert werden, bis eine Annäherung an die vorgegebenen Zeitreihen der Biomassen erreicht wird. Die Variation erfolgt in einem mathematisch vorgegebenen Rahmen und soll der Optimierung der Parameter gelten. Die so ermittelten Parameterwerte können nun in die bestehende ECOPATH Routine übertragen werden und zeigen im ECOSIM einen stabileren und realistischeren Modellverlauf. Beide Routinen dienen dabei der Reduktion der Residuenquadratsumme (RQS), welche in der Statistik die Quadratsumme der beobachteten, und der durch das Modell vorhergesagten Werte beschreiben. Die RQS steht dabei für die Güte des Modells, d.h. für den Grad der Annäherung von gemessenen Daten zu errechneten

Modelldaten. Je geringer dieser Wert ausfällt, desto geringer sind die Differenzen zwischen den errechneten und den beobachteten Werten.

Generell ist bei der Anpassung des Modells zu beachten, dass es sich, bei den eingeladenen Biomassendaten um Survey Daten handelt, welche die Biomassen der Fische teilweise unterrepräsentativ darstellen (Greenstreet et al. 2007). Deshalb wurden, in den Fällen in denen „Stock Assessment“ Daten vorlagen, diese mit den Trends des Modells und der IBTS Daten vergleichen. Dabei konnte ein ähnlicher Trend aller drei Datensätze (Assessment, IBTS und Modell) für die bewerteten Fischarten festgestellt werden.

Eine komplette Annäherung des Modells an die gemessenen Daten ist nicht nur kaum möglich, desweiteren wäre es auch höchstwahrscheinlich unrealistisch. Durch die gewählten Anpassungsverfahren konnten der Fehler des Modells erheblich gesenkt werden.

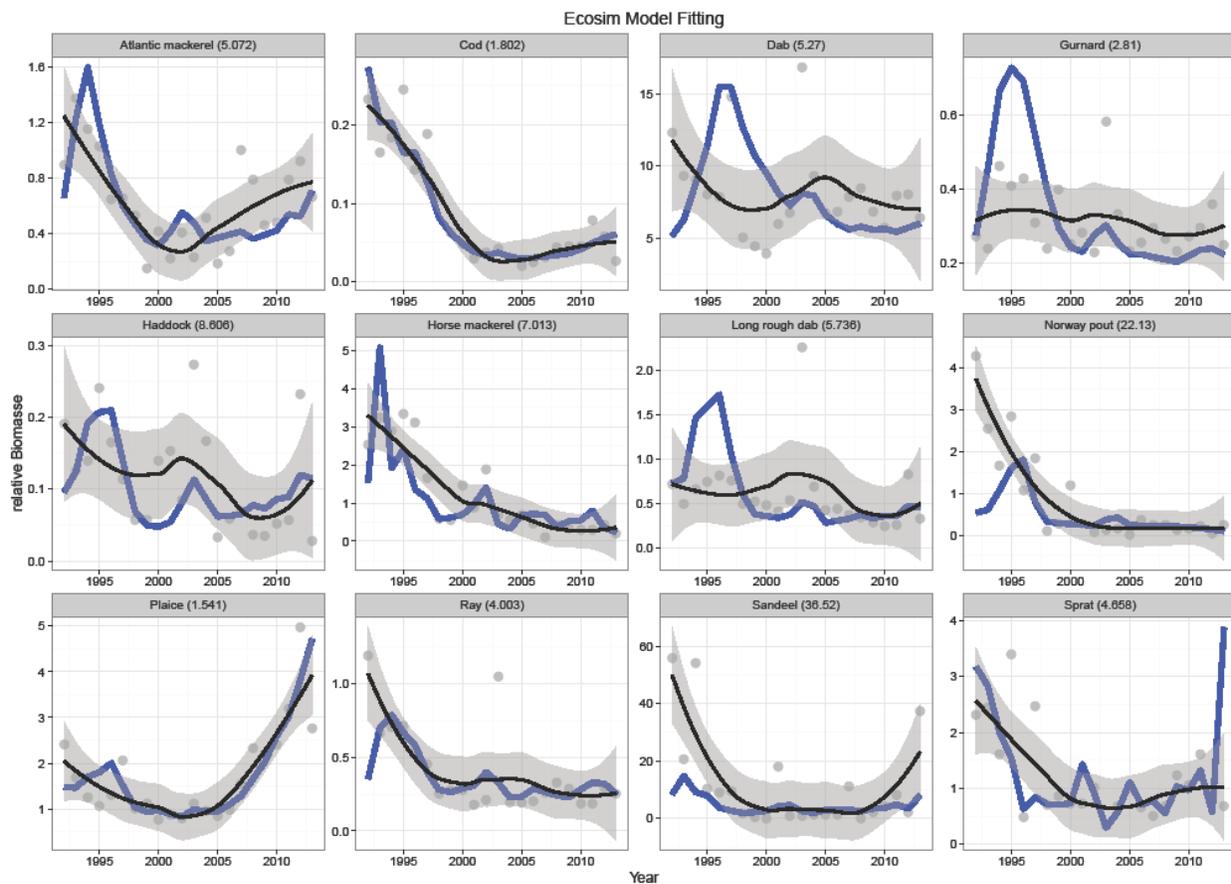


Abbildung 22: Ausgabe des Basislaufs von Ecosim; die blaue Linie zeigt die Simulation der relative Biomasse für die zur Validierung ausgewählten funktionellen Gruppen; die grauen Punkte zeigen die beobachteten Biomassen aus den Zeitreihen; die schwarze Linie, samt des grauen Konfidenzbandes zeigt einen Smoother durch die beobachteten Werte.

Abbildung 22 zeigt den Vergleich zwischen den modellierten und den beobachteten relativen Biomassen im Modellzeitraum für die funktionellen Gruppen, welche zur Validierung des Modells ausgewählt wurden. Der Vergleich der beiden gezeigten Linien zeigt einen nahezu gleichen Trend in beiden zeitlichen Verläufen. Hervorstechend sind in diesem Fall die funktionellen Gruppen Kabeljau und Scholle, welche nahezu den gleichen zeitlichen Verlauf aufweisen. Für diese funktionellen Gruppen wurden nicht nur die relativen Biomassen, als Zeitreihen für die Validierung des Modells eingeladen, sondern zusätzlich wurden die fischereiliche Sterblichkeit dieser Gruppen als Treiber des Modells verwendet. Dies führt in unserem Modell zu einem sehr guten Ergebnis, welches jedoch nicht fälschlicherweise auf alle anderen funktionellen Gruppen übertragen werden darf. Generell wird davon abgeraten ein und derselben funktionellen Gruppe mehrere Zeitreihen für Modellvalidierung und/oder als Treiber zuzuschreiben. Jedoch konnten in unserem Modell, durch die vorherige eingehende Prüfung, solche Nichtübereinstimmungen ausgeschlossen werden.

Die Güte der Annäherung der einzelnen funktionellen Gruppen aus dem Modell und der eingefügten Biomassen wird in dem Anteil der Residuenquadratsumme dieser funktionellen Gruppe zur Gesamt-RQS deutlich. Kabeljau und Scholle weisen mit Werten von 1.802 und 1.541 einen sehr geringen Anteil auf. Die funktionelle Gruppe Knurrhahn weist mit einem Wert von 2.81 ebenfalls noch eine hohe Güte der Annäherung auf. Betrachtet man die Biomassen von 1992 und 2002 in der Mehrartengruppe Rochen als Ausreißer, würde auch diese Gruppe eine sehr hohe Annäherung an das Modell aufweisen. Generell ist zu sagen, dass ein Wert von 105.2 als Gesamt-RQS des Modells im Vergleich, für eine gute Annäherung des Modells an die eingebrachten Daten steht.

Die ECOSIM Routine bietet verschiedene Möglichkeiten der Nahrungsnetzanalyse. Eine davon ist die eingangs erwähnte Vulnerabilität, welche auf der sogenannten „Foraging arena“ Theorie basiert. Diese Theorie beschäftigt sich mit grundlegenden Hypothesen über die Beuteverfügbarkeit im modellierten Ökosystem. Hintergrund dieser Theorie ist die Annahme, dass eine verminderte räumliche Überlappung mit der Beute den Räuber in seiner Entwicklung limitiert. Die sogenannte Vulnerabilität drückt den Grad aus, in welchem ein Anstieg in der Biomasse der Prädatoren einen Anstieg der Sterblichkeit der Beute durch Fraß verursacht. Ist das V (Vulnerabilität) im modellierten System hoch, deutet dies auf eine „Top-Down“ Kontrolle hin, was bedeutet das ein Anstieg in der Biomasse der Prädatoren einen direkten Einfluss auf den Beutebestand hat, somit kontrolliert der Bestand des Prädators das Ökosystem. Ein geringeres V hingegen deutet auf eine „Bottom-up“ Kontrolle hin, hierbei hat der Anstieg in der Biomasse der Prädatoren keinen Effekt auf die Biomasse der entsprechenden Beute. Aufgrund dieser Annahmen, welche in die Routine implementiert sind, können Aussagen über mögliche Kontrollmechanismen im System getroffen werden.

In unserem Nahrungsnetz finden sich sowohl Top-down als auch Bottom-up Effekte. Besonders hohe Werte in der Vulnerabilität weisen die funktionellen Gruppen Scholle und Kliesche auf. Beide funktionellen Gruppen haben einen starken Effekt auf die funktionelle Gruppe Epifauna 3, welche eine der wichtigsten Beutegruppen dieser benthivoren Fische im System darstellt. Eine eher niedrige Vulnerabilität und damit ein Bottom-up Effekt findet sich zwischen der funktionellen Gruppe Sprotte und dem Phytoplankton, was daraufhin deutet, dass die Biomasse der Sprotte durch die Biomasse des Phytoplanktons als Beuteorganismus gesteuert wird. Ein weiteres Beispiel

einer Bottom-up Kontrolle in unserem modellierten System findet sich zwischen den funktionellen Gruppen Epifauna 3 und der Doggerschabe. Damit ist die Doggerschabe, als benthivorer Fisch durch ihre Beute im System limitiert.

Auf Basis des angepassten ECOSIM-Modells wurden unterschiedliche Sensitivitätsanalysen simuliert, um mögliche Veränderungen im System untersuchen zu können. Hierfür wurde zunächst die fischereiliche Sterblichkeit von Kabeljau und Scholle variiert, um deren Einfluss auf das gesamte Nahrungsnetz zu untersuchen. Beide Arten zeigen eine interessante ökologische Entwicklung in den letzten Dekaden und haben beide als beliebte Speisefische eine große kommerzielle Bedeutung. Der Einfluss dieser Fischarten auf das Nahrungsnetz ist durch diese Bedeutung, die schrumpfenden Bestände, den hohen Fischereidruck und die Einbringung neuer Managementstrategien sehr wichtig. Die Analysen sollen zeigen, wie sich das Nahrungsnetz durch Veränderungen in der fischereilichen Sterblichkeit dieser beiden Fischarten verhält. Dafür wurden für beide funktionellen Gruppen drei unterschiedliche Szenarien mit einer ansteigenden fischereilichen Sterblichkeit simuliert. Die jeweiligen Veränderungen basieren auf den unterschiedlichen F-Werten (fischereiliche Sterblichkeit) aus den „Stock Assessment“ Daten des ICES (standardgraphs.ices.dk/stockList.aspx). Dabei werden drei unterschiedliche Parameter gewählt; FMSY, Fpa und Flim. Die fischereiliche Sterblichkeit bleibt bei diesen Simulationsläufen im zeitlichen Verlauf immer auf dem gleichen Wert.

Abb. 23 zeigt einerseits den Basissimulationslauf (rote Linie) im Vergleich zu den sechs veränderten Simulationsläufen. Die jeweiligen Werte für die einzelnen fischereilichen Sterblichkeit sind der Legende zu entnehmen. Es zeigt sich in der Abb. 23 eine starke Wechselwirkung zwischen den funktionellen Gruppen von Kabeljau und Scholle, zu sehen ist, dass der niedrige fischereiliche Druck (FMSY) auf den Kabeljau eine Erhöhung in der Biomasse der Scholle verursacht. Die Erhöhung der Biomasse der funktionellen Gruppe Scholle zeigt ebenfalls einen Vorteil für den Kabeljau. Wohingegen die Auswirkungen der veränderten Biomassen der Fische nur geringe Auswirkungen auf die Benthosgruppen zeigen. Die Erhöhung der Fischbiomassen zeigt einen leicht negativen Effekt auf die funktionelle Gruppe Epifauna 3 und keinen Effekt auf die funktionelle Gruppe Infauna 1. Der Effekt ist zwischen den Gruppen Scholle und Epifauna 3 stärker, was sich aus dem bereits beschriebenen Top-down Effekt erklärt.

Modellaussagen sollten immer unter Vorbehalt betrachtet werden. Es gibt kein Modell das ein so komplexes Ökosystem wie die Nordsee in seiner Gänze erklären kann. Jedoch kann ein Modell eine Hilfestellung sein und gewisse Teilaspekte näher beleuchten zu können. Mittels der Sensitivitätsanalysen wird nicht nur die Stabilität des Modells untersucht, es können Empfindlichkeiten detektiert werden. Die Sensitivitätsanalysen zur fischereilichen Sterblichkeit zeigen die Verknüpfungen der einzelnen funktionellen Gruppen im System auf. Analysen zur Vulnerabilität können auf gewisse Abhängigkeiten von Arten hinweisen und geben dadurch Auskunft über die Entwicklung eines Nahrungsnetzes bei veränderten Bedingungen, wie z.B. Fischereidruck.

Weiterhin wurde Sensitivitätsanalysen bezüglich der Temperatur simuliert. In diesen Simulationsläufen wurde die Oberflächentemperatur im Modellzeitraum erhöht, um einen möglichen Klimaeffekt durch eine erhöhte Jahrestemperatur detektieren zu können. Abbildung 24

zeigt einen Ausschnitt der Entwicklung in Bezug auf die funktionellen Gruppen Kabeljau, Scholle, Epifauna 3 und Infauna 1. Zu sehen ist ein genereller Anstieg der relativen Biomassen aller gezeigten Gruppen im Vergleich zum Basissimulationslauf.

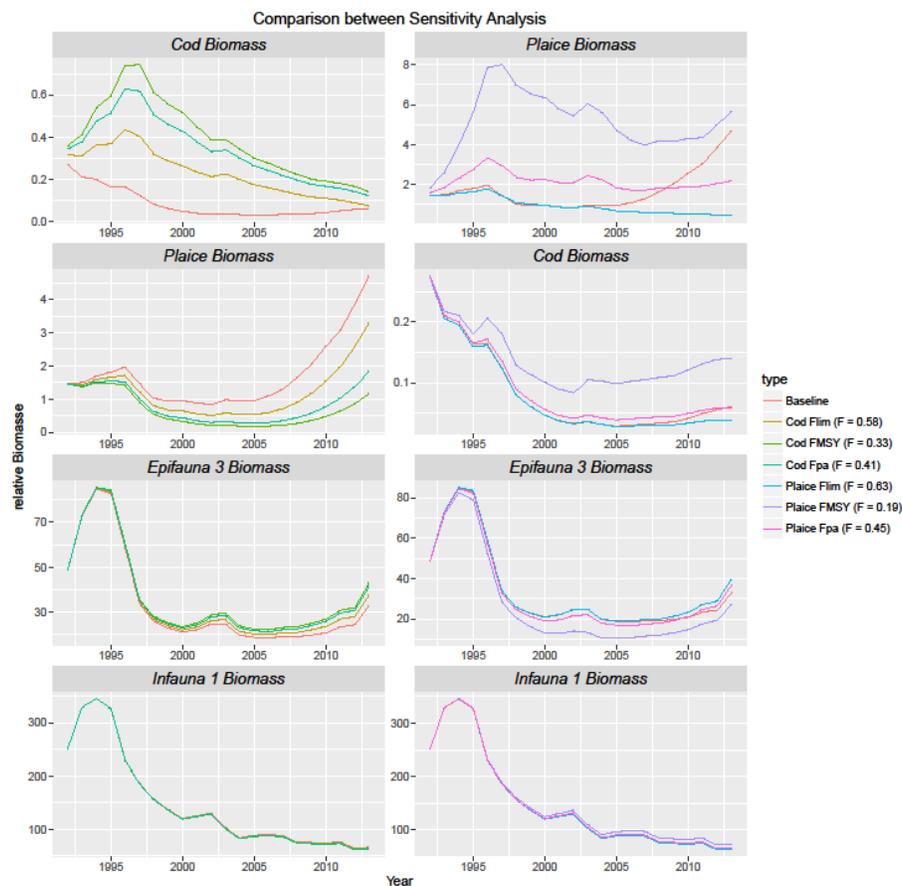


Abbildung 23. Vergleich bestimmter funktioneller Gruppen aus zwei Sensitivitätsanalysen. Links gezeigt, die relativen Biomassen im zeitlichen Verlauf mit veränderter fischereilicher Sterblichkeit des Kabeljau; rechts die relativen Biomassen im zeitlichen Verlauf mit veränderter fischereilicher Sterblichkeit der Scholle. Die Lienen zeigt die unterschiedliche fischereiliche Sterblichkeit.

Simulation des zeitlich aufgelösten Nahrungsnetzes in räumlicher Auflösung (ECOSPACE)

Für die räumliche Darstellung des Nahrungsnetzes wurde die NOAH-Sedimentkarte in ECOSPACE implementiert, die es ermöglicht die benthischen Gruppen gleich ihrer Sedimentpräferenz dem jeweiligen Gebiet zuzuordnen. Dies bedeutet, dass diese Arten im Modell eine starke Präferenz bezüglich ihrer Verteilung zeigen. Als Nahrungsquelle sind die benthischen Gruppen ein wichtiger Bestandteil des gesamten Nahrungsnetzes. Eine bestimmte Verteilung, von bestimmten Arten hat damit einen räumlichen Effekt auf alle trophischen Ebenen. Dabei werden in der ECOSPACE Routine, auf Basis der Grid-Zellengröße der eingefügten Sedimentkarte für jede Zelle ECOSIM Simulationen errechnet. Daraus ergeben sich räumlich-zeitlich aufgelöste relative Biomassen.

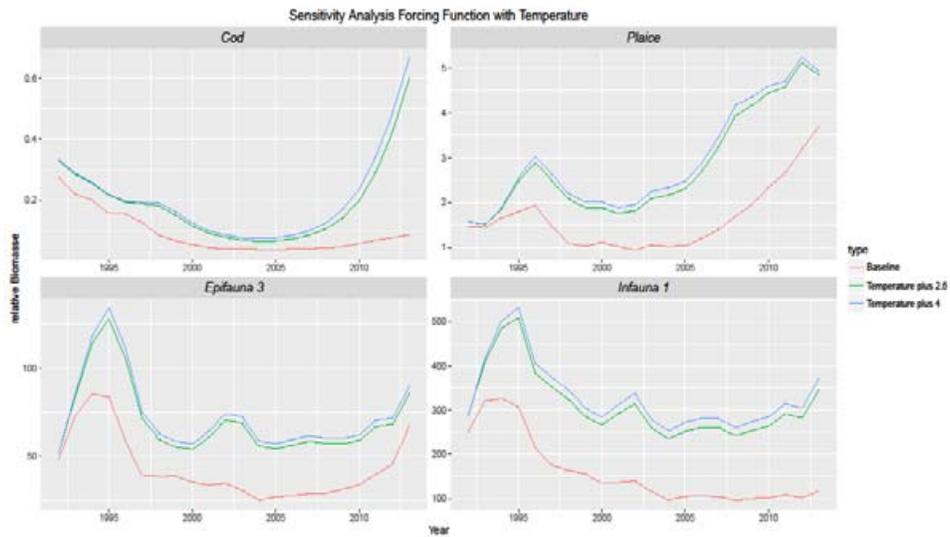


Abbildung 24. Sensitivitätsanalyse mit Erhöhung der Temperatur; die rote Linie zeigt die Basissimulation, die grüne Linie die zeitliche Entwicklung relativer Biomassen mit einer Temperaturerhöhung von 2.5°C, die blaue Linie zeigt die zeitliche Entwicklung der relativen Biomassen mit einer Temperaturerhöhung von 4°C.

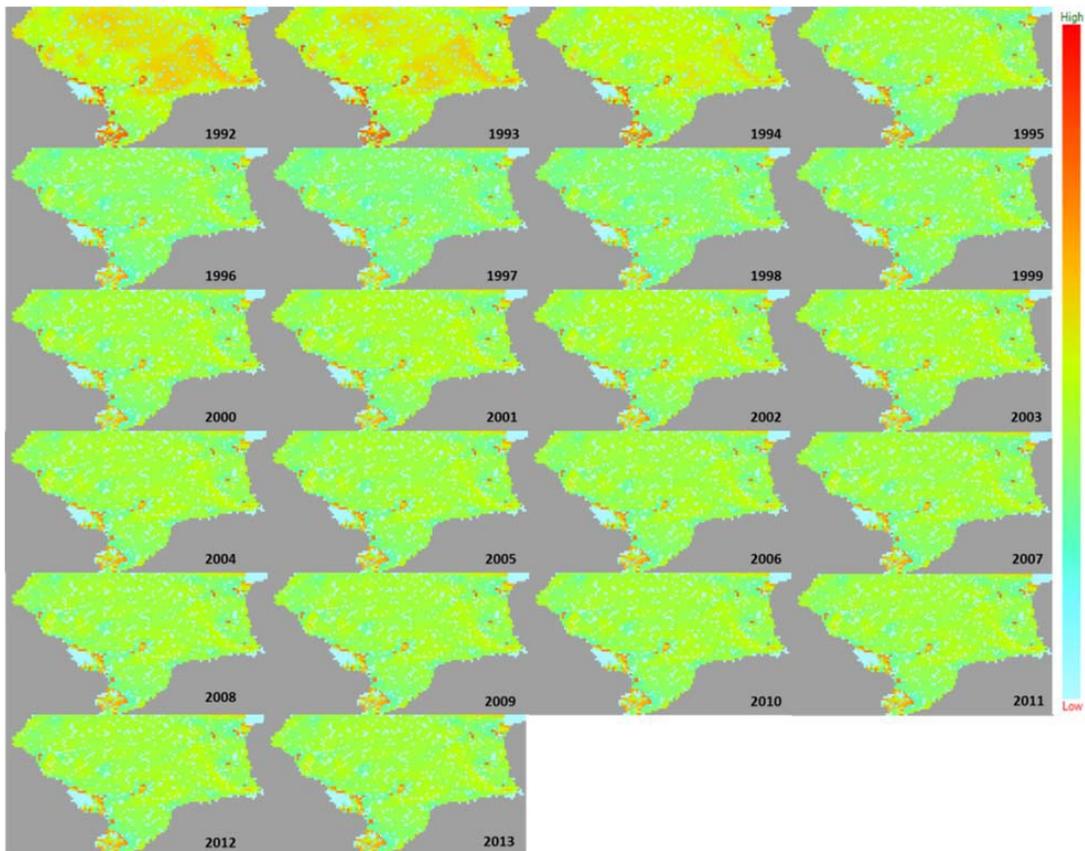


Abbildung 25. Zeitliche-räumliche Entwicklung der relativen Biomasse der funktionellen Gruppe Epifauna 3; farbliche Unterschiede stehen für einen Anstieg/Verringerung der relativen Biomasse.

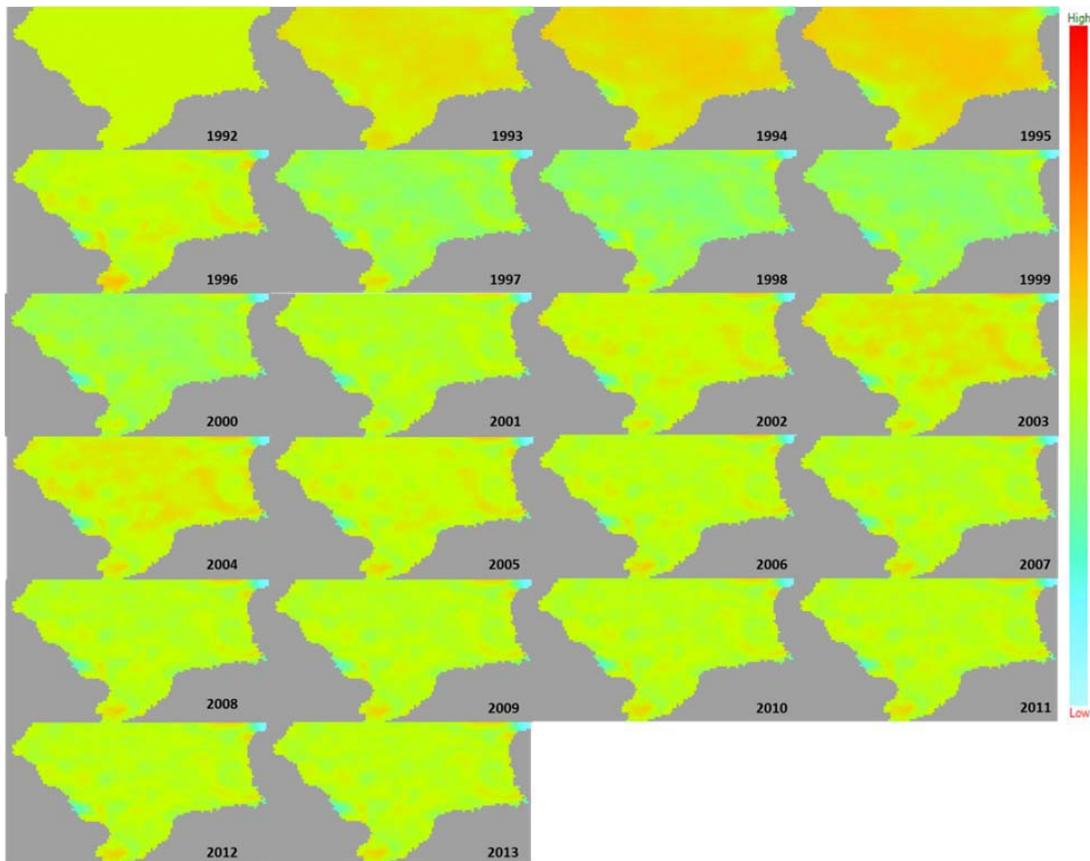


Abbildung 26. Zeitliche-räumliche Entwicklung der relativen Biomasse der funktionellen Gruppe Kliesche; farbliche Unterschiede stehen für einen Anstieg/Verringerung der relativen Biomasse.

Ecospace bietet die Möglichkeit durch die Implementierung von Rahmenbedingungen, wie in unserem Fall den Sedimentpräferenzen eine Darstellungsweise des Nahrungsnetzes die räumlichen Aspekten realistischer gerecht wird. Die Anwendung mehrerer sogenannter Layer, welche spezifische Informationen über Temperaturverteilungen, Topographie oder Chlorophyllverteilungen beinhalten ist möglich und in Planung. Der nächste Schritt wird die Einbringung einer Temperaturkarte und den damit verbundenen Temperaturpräferenzen einiger sensibler Arten. Sein. Eine weitere Möglichkeit der Nutzung von ECOSPACE ist die Einbindung von Marine Protected Areas (MPAs), welche die Fischerei ausschließen und somit Schutzzone für die Bestandsentwicklung haben. Die ECOSIM Routine bietet außerdem die Möglichkeit einer Einbindung von Indikatoren-Bewertung, welche in der künftigen Projektphase ebenfalls untersucht werden soll.

In einer Anpassungsroutine können auf Basis der eingeladenen Karten, in diesem Fall Sedimentdaten, bestimmte Beziehungen zwischen den funktionellen Gruppen und den Sedimentdaten implementiert werden. Im Modell sind die funktionellen Gruppen des Benthos an die Korngrößendefinitionen der zugrundeliegenden Sedimentkarte, gemäß ihrer Sedimentpräferenzen gekoppelt.

Exemplarisch wurden für die Ergebnisse die drei funktionellen Gruppen Kliesche, Scholle und Epifauna 3 ausgewählt, welche einen Top-down Effekt zeigen. Die funktionelle Gruppen Epifauna 3 ist in unserem Modell gekennzeichnet durch die Bevorzugung von sandigem Sediment. Diese Präferenz erkennt man sehr deutlich, wenn man die Abbildung 25 mit der Biomassenverteilung dieser funktionellen Gruppe in Abbildung 26 vergleicht. In Regionen, welche sich durch steinigem Sand oder steiniges Sediment kennzeichnen, ist die Biomasse der funktionellen Gruppe Epifauna 3 sehr gering. Die Regionen welche durch mittelkörnigen Sand definiert sind, zeigen eine erhöhte Biomasse im Vergleich zur restlichen Nordsee.

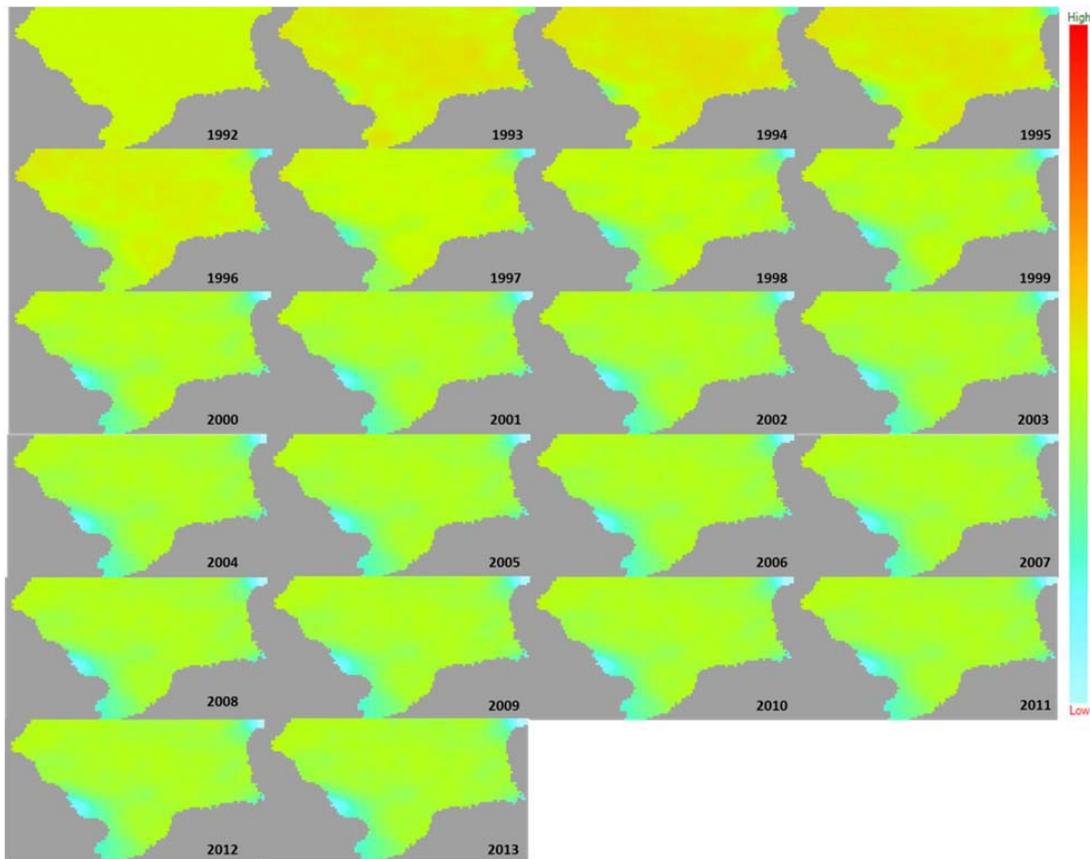


Abbildung 27. Zeitliche-räumliche Entwicklung der relativen Biomasse der funktionellen Gruppe Scholle; farbliche Unterschiede stehen für einen Anstieg/Verringerung der relativen Biomasse.

Ein Vergleich der Biomassenverteilung der funktionellen Gruppe Epifauna 3 (Abb. 25) mit der Abb. 26, welche die Biomassenverteilung aller simulierten Jahre der Kliesche zeigt, verdeutlicht die Verbindung dieser beiden funktionellen Gruppen. In Regionen in denen die Biomasse der Epifauna sehr gering ist, ist die Biomasse der Kliesche ebenfalls gering. Der beschriebene Top-down Effekt zeigt sich in den Jahren 1992-1997 am deutlichsten. Mit einer Zunahme der Gesamtbiomasse der Kliesche nimmt die Gesamtbiomasse der Epifauna 3 Gruppe ab. Nach 1996 ist eine deutliche Abnahme der Klieschenbiomasse zu sehen, womit sich die Biomasse der Epifauna 3 Gruppe wieder leicht erholen kann und ansteigt. Nach 2004 scheinen beide Gruppen ein Gleichgewicht erreicht zu

haben und höhere Ausschläge bleiben in den Folgejahren aus. Betrachtet man dagegen die zeitliche Entwicklung der Biomassenverteilung der Scholle (Abb. 27) wird von 1992-1997 der gleiche Effekt sichtbar wie schon bei der Kliesche in Abb. 26. Jedoch fällt der Effekt in den Folgejahren deutlich geringer aus, im Vergleich zu der Kliesche. Ebenfalls deutlich sichtbar sind in Abb. 27 die Regionen in welchen sich kaum bis keine Biomasse der Beutegruppe Epifauna 3 befindet.

2.4 Arbeitspaket 4: Bewertung von ökosystemaren Zuständen, Risiken, und Werten (TP 6, 7)

Arbeitspaket 4 unter gemeinsamer Leitung von Gerd Kraus (Johann Heinrich von Thünen-Institut, TP6) und Hermann Held (CEN, Universität Hamburg, TP7) befasste sich vor allem mit der Erarbeitung von Grundlagen für die Bewertung des Meeresbodenzustands der deutschen Nordsee. Das Arbeitspaket gliederte sich in drei Bereiche. AP4.1 identifizierte und bewertete Indikatoren zur Beschreibung von Zuständen und Belastungen des Meeresbodens im Sinne der MSRL, Deskriptor 6. Des Weiteren wurden Konzepte zur Bewertung einzelner Indikatoren wie auch zur integrierten Bewertung entwickelt. Im zweiten Arbeitsbereich wurden Daten und Erkenntnisse des Projektes in ein risikobasiertes, probabilistisches Modell (*Bayessches* Netzwerk, BN) übersetzt, welches die Auswirkungen von verschiedenen Umweltfaktoren und Managementmaßnahmen auf das Ökosystem des Meeresbodens evaluieren kann (AP4.2). Dieser Modellansatz wurde durch neuartige statistische Verfahren zur Früherkennung von kritischen Schwellenwerten ergänzt, um das Risiko plötzlicher Ökosystemänderungen abschätzen zu können. Schließlich prüfte das Arbeitspaket Ansätze für die Inwertsetzung benthischer Ökosysteme auf Ihre Anwendbarkeit hin und machte Vorschläge für deren Umsetzung (AP4.3).

Arbeitspaket 4 befasste sich vor allem mit der Erarbeitung von Grundlagen für die Bewertung des Meeresbodenzustands der deutschen Nordsee und gliederte sich in drei Arbeitsbereiche: Indikatoren zur Bewertung des Meeresbodenzustands (AP4.1), Werkzeuge zur Risikoanalyse und marinen Raumplanung (AP4.2), und Ansätze für die Inwertsetzung von Ökosystemdienstleistungen (AP4.3).

2.4.1 MSRL Indikatoren zur Bewertung von Zuständen und Belastungen des Meeresbodens

Dieser Arbeitsbereich beschäftigte sich intensiv mit der Entwicklung von Indikatoren zur Beschreibung und Bewertung der Integrität des Meeresbodens im Sinne von Deskriptor 6 der MSRL (mit Überlappungen zu Deskriptor 1). Dazu wurden Datensätze zur räumlichen Darstellung von fischereilichen Belastungen und den Zuständen der benthischen und demersalen Fauna zusammengetragen und dem Habitatatlas des Verbundprojektes zur Verfügung gestellt.

Zu Beginn des Projektes wurde in Anlehnung an die Anforderungen der MSRL und in Zusammenarbeit mit Benthosexperten aus TP5 eine Liste von 16 möglichen Indikatoren für Deskriptor 6 erstellt. Diese enthielt Belastungs- (in Bezug auf Fischerei) wie auch Zustandsindikatoren, wobei letztere artspezifische wie auch funktionelle Indikatoren einschloss. Die vorab definierten Indikatoren wurden dann im Rahmen eines Workshops diskutiert und hinsichtlich ihrer Eignung bewertet. Das Bewertungssystem orientierte sich an der Arbeit von Kershner et al. (2011) und den darauf aufbauenden Arbeiten der Arbeitsgruppen zur Biodiversität (WGBIODIV, ICES 2013) und den Ökosystemeinflüssen von Fischerei (WGECO) des Internationalen

Rats für Meeresforschung (ICES). Die hier verwendeten 15 Qualitätskriterien berücksichtigten Datenqualität, Umsetzbarkeit im Management und die konzeptionellen Qualitäten jedes Indikators, und erlauben somit eine genauere Betrachtung möglicher Defizite oder Stärken. (Probst et al., 2014). Bei den Belastungsindikatoren konnte nur die fischereiliche Aufwandsverteilung als geeignet eingestuft werden (Abb. 28). Die detaillierte Betrachtung der einzelnen Kriterien und ihrer Kategorien zeigte, dass vor allem die gute Definition des Indikators und damit die gute Operationalisierbarkeit (Messbarkeit und räumliche Abdeckung von Daten) zur positiven Evaluierung führten. Ähnlich verhielt es sich für die artspezifischen Indikatoren. Diese zeigten unabhängig von der ausgewählten Art (sensitiv oder opportunistisch) ein Ergebnis deutlich über dem festgelegten Grenzwert. Auch hier wurde die Operationalisierbarkeit aufgrund der guten Datengrundlage positiv eingeschätzt. Die Eignung der zusammengesetzten Indikatoren zu Diversität und Funktionalität wurden sehr unterschiedlich bewertet. Als Gründe hierfür sind unter anderem die schlechtere Datengrundlage und unklare Ursache-Wirkungsbeziehungen zu nennen.

Aufgrund der guten Eignung fischereilicher Aufwandsparemeter als Belastungsindikatoren für die MSRL, führte AP4 die Analysen dazu während der gesamten Projektlaufzeit fort. Ziel war es möglichst kleinskalige Aussagen über die Belastungen des Meeresbodens durch bodenberührende Fischerei zu treffen und damit nicht zuletzt die Untersuchung von Zustands-Belastungsbeziehungen zu ermöglichen. Dazu wurden die Daten des Vessel Monitoring by Satellite (VMS) Systems mit deutschen Logbuch-Daten und Daten aus dem europäischen Flottenregister (Fleet register on the Net: ec.europa.eu/fisheries/fleet/index.cfm) kombiniert und auf Métierlevel 4 (d.h. Gerätetyp, EC 2008) für die Jahre 2008-2014 neu analysiert. Die Analyse von VMS-Daten ist aufgrund der extrem großen Datenmenge, der Fehleranfälligkeit der per Satellit übermittelten Daten und nicht zuletzt der zahlreichen Annahmen und komplexen Algorithmen sehr zeitaufwändig. Für NOAH wurden verschiedene Ansätze zur Quantifizierung der Meeresbodenbelastung durch Fischerei getestet. Am Vielversprechendsten für die Anforderungen der MSRL ist die Verwendung des sogenannten „swept area approaches“, bei dem Bodenkontakt und -eindringtiefe über das Fischereigerät und die Schiffslänge approximiert werden.

Die „swept area ratio“ (SAR) indiziert für eine gegebene räumliche Einheit (z.B. Gridzelle) den relativen Anteil der Fläche, der pro Zeiteinheit (i.R. pro Jahr) durch geschleppte Geräte überstrichen wird. Bei hohem Fischereiaufwand und damit einer hohen Datendichte, wie sie z.B. im deutschen Küstenmeer vorkommt, können sehr hoch aufgelöste Darstellungen über die Verwendung variabler Gridzellen; „nested grid approach“, siehe Gerritsen et al. (2013) erreicht werden (siehe Beispiel Abb. 29). Diese Form der Darstellung wurde z.B. für die Quantifizierung der Belastung durch Fischerei in den NOAH-Fokusgebieten, für die Analyse von Zustands-Belastungsbeziehungen zwischen Epibenthos und Fischerei (Diekmann et al. in Vorbereitung), sowie für die Analyse der Bedeutung räumlicher Skalen für Zustands-Belastungsbeziehungen benutzt.

Außerdem wurden verschiedene integrierte Maßzahlen (wie z.B. der Anteil der befischten Fläche in der AWZ) in Anlehnung an die Vorschläge von (Piet & Hintzen 2012) und definiert durch die EU Data Collection Framework (DCF) abgeleitet. Dabei zeigte sich eine nahezu kontinuierliche Abnahme der befischten Flächenanteile über den Zeitraum von 2008 bis 2014 (Abb. 30).

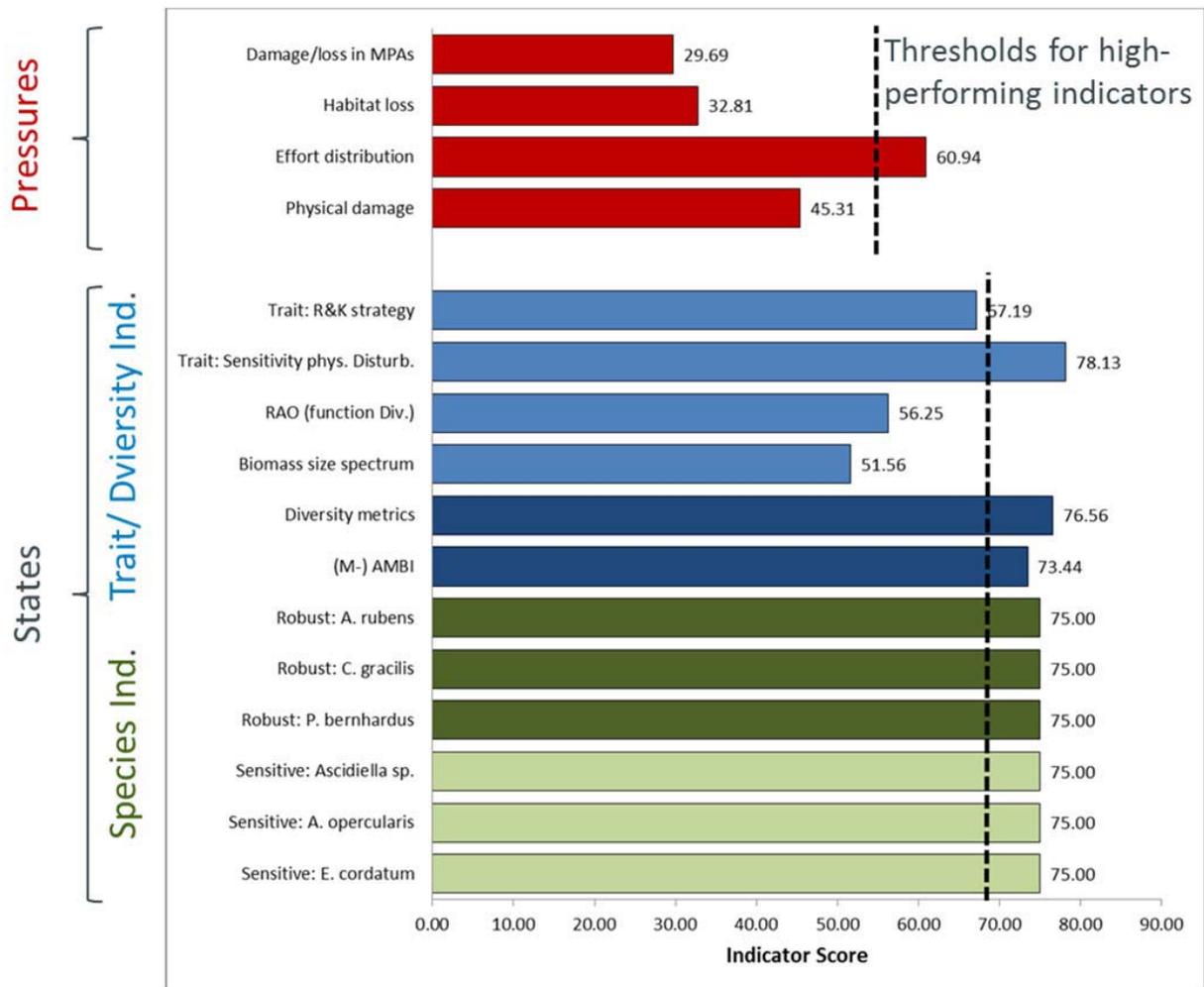


Abbildung 28. Auswertung der ausgewählten Indikatoren für Deskriptor 6 der MSRL. Rote Säulen repräsentieren Belastungsindikatoren, andere Farben Zustandsindikatoren für benthische Gemeinschaften (blau: Indikatoren für Eigenschaften/ Funktionen des Ökosystems; grün: sensitive oder opportunistische Arten). Vertikale Linien beschreiben den Grenzwert der 95% Perzentile (unterschiedlich für Zustands- und Belastungsindikatoren), um statistisch gut bewertete Indikatoren zu identifizieren (Methode: siehe auch Probst et al., 2014).

Generell ist die Belastung durch Fischerei im deutschen Küstenmeer als chronisch anzusehen, die interannuelle Variabilität ist eher gering. Unter anderem aus diesem Grund konnten bisher mit den vorhandenen Datensätzen keine eindeutigen Zustands-Belastungsbeziehungen zwischen benthischen bzw. demersalen Gemeinschaften und bodenberührender Fischerei hergestellt werden. TP5 und TP6 erstellten zu diesem Thema eine Publikation, die die Auswirkungen der Fischerei auf die Funktionalität der benthischen Gemeinschaften analysierte (Neumann et al. 2016). Dabei zeigte sich eine starke Korrelation zwischen Umweltparametern (wie z.B. Wassertiefe und -temperatur) und Fischereiaufwand, die einen Nachweis von ursächlichen Zustands-Belastungsbeziehungen maskierte.

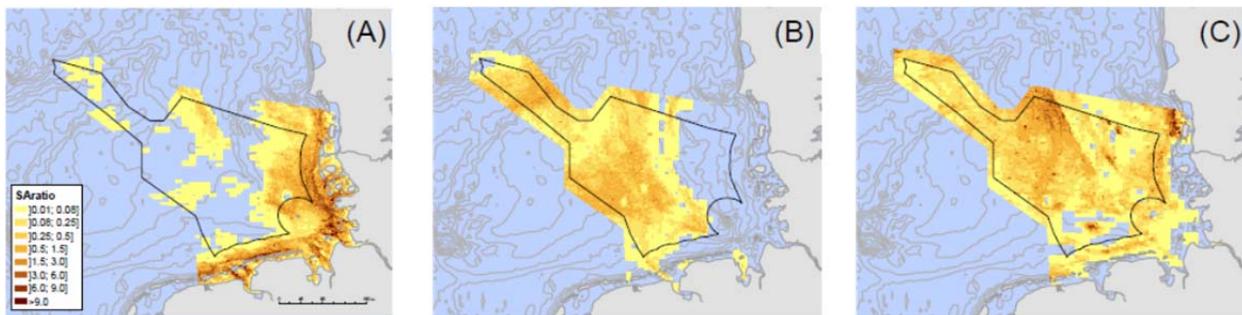


Abbildung 29. Swept area ratio (SAR) drei verschiedener Fischereisegmente in der deutschen AWZ der Nordsee des Jahres 2013. Die Werte wurden aus VMS-Daten der internationalen Flotte ermittelt: (A) Baumkurren von Schiffen <24m (Zielarten: v.a. Crangon), (B) Baumkurren von Schiffen >24m Länge (Zielarten: Plattfische), (C) Grundschieppnetze (demersale gemischte Fischerei). Die Größe der Gitterzellen variiert mit der Menge der Information, d.h. hohe Fischereiintensität = viele VMS-Daten = kleine Gitterzellen. Eine SAR von 1 bedeutet, dass innerhalb eines Jahres eine Fläche befischt wurde, die der Größe der Gitterzelle entspricht. Aufgrund der variablen Gitterzellgrößen können lokal sehr hohe SAR erreicht werden, die aber bereits in benachbarten Zellen deutlich unterschritten werden können.

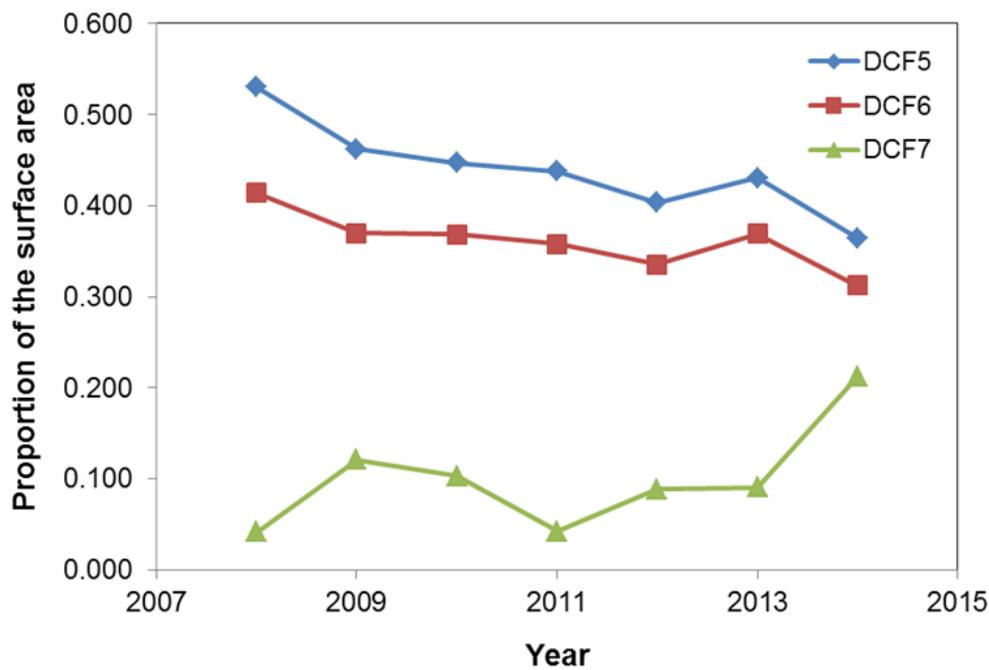


Abbildung 30. DCF Indikatoren von 2008 bis 2014 zur Analyse der Fischereiintensitäten mit geschleppten, bodenberührenden Geräten (Grundschieppnetze, Baumkurren, Dredgen) in der AWZ der Nordsee. DCF5: Mittlerer monatlicher Anteil der befischten Fläche in der AWZ; DCF6: Mittlerer monatlicher Anteil der befischten Fläche, auf der 90% der Fischerei stattfindet; DCF7: Jährlicher Anteil der AWZ-Fläche, die nicht durch Fischerei berührt ist. Es ist zu beachten, dass DCF5 und DCF6 mittlere monatliche Werte darstellen; die kumulativen jährlichen Flächenanteile können darüber liegen. Die absoluten, durch Fischerei nicht berührten Flächenanteile (DCF7) werden dagegen unterschätzt, da die Berechnung auf einem $0.05^{\circ} \times 0.05^{\circ}$ Raster beruht und bei einzelnen Fischereiereignissen die Zelle bereits als befischt eingestuft wird.

Im Gegensatz zu diesem eher großskaligen Ansatz, wurden in einer weiteren Studie die Beziehungen zwischen der Ausprägung benthischer Gemeinschaften und Schleppnetzfisherei kleinräumig auf einer Fläche von 10x10nm in der AWZ betrachtet (Abb. 31.A). In diesem Gebiet, welches im Zusammenhang mit dem sogenannten Boxen-Survey des Thünen-Instituts seit 1998 im dritten und teilweise auch im ersten Quartal eines jeden Jahres beprobt wird, ist die Fischereiintensität nicht homogen verteilt (Abb 31.B). Um mögliche Effekte der Fischerei (im Speziellen der Baumkurrenfischerei) aufzeigen zu können, wurden zwei verschiedene Ansätze verfolgt. Zunächst wurde die mittlere jährliche Belastung (2008-2014) mit Hilfe von Gridzellen variabler Größe bestimmt. Anschließend wurden die als Punktdaten vorliegenden Benthosparameter mit der fischereilichen Belastung verschnitten und mit diesen korreliert. In einem zweiten Schritt wurden die Schleppstrecken der Baumkurren rekonstruiert und potentielle Überlappungen mit den Benthosprobenahmen identifiziert. Dabei wurde die Zeitspanne, die zwischen dem Fischereiereignis und der Benthosprobenahme lag, berücksichtigt. Es wurden sowohl Abundanz und Biomasse einzelner Arten, als auch multivariate Indizes und biologische Traits betrachtet. Es konnten jedoch keine statistisch signifikanten Zusammenhänge zwischen Benthosparametern und der Fischereiintensität hergestellt werden (Beispiel: fragility score, Abb. 32). Mögliche Gründe dafür waren (i) die vergleichsweise geringe Sensitivität benthischer Gemeinschaften auf sandigen Substraten, (ii) die fleckenhafte Verteilung der benthischen Organismen im Untersuchungsgebiet, (iii) die nur geringe räumliche und zeitliche Überlappung zwischen Fischereiaktivität und Benthosprobenahme, (iv) die räumliche Ungenauigkeiten in der Abschätzung von Schleppstrichen, sowie (v) die potentielle Anpassung der benthischen Gemeinschaften an die chronische Belastung durch Fischerei. Die Studie wurde auf der ICES Jahrestagung 2015 und in Form eines Posters (KüNO Jahrestagung 2015) präsentiert. Eine Veröffentlichung dazu, mit Fokus auf der Betrachtung unterschiedlicher räumlicher Skalen, befindet sich in Vorbereitung.

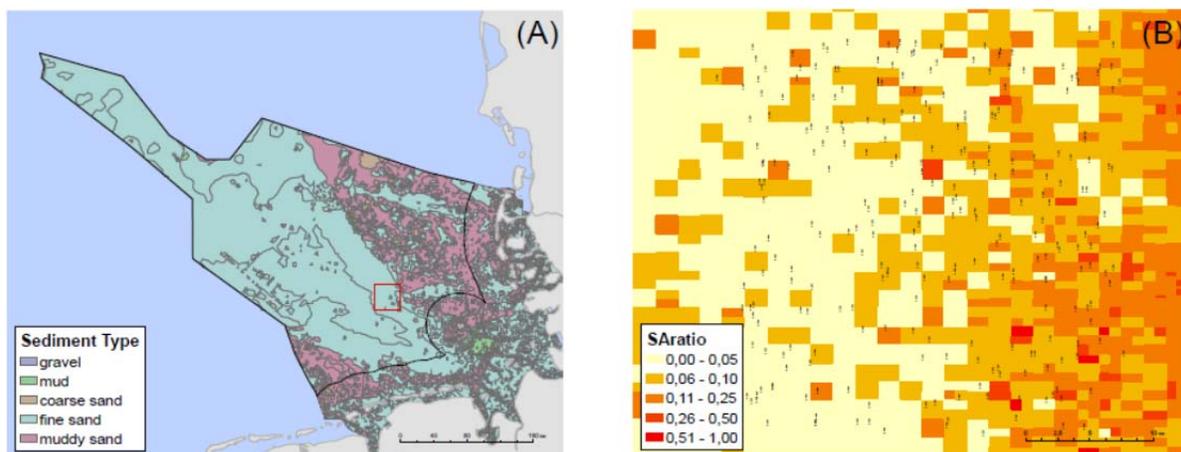


Abbildung 31. (A) Vorherrschende Sedimenttypen in der deutschen AWZ der Nordsee und das 10x10nm große Untersuchungsgebiet (in rot), welches vorwiegend durch feine Sande charakterisiert ist. (B) Mittlere annuelle durch Baumkurren (vorwiegend Plattfisch- und Krabbenfischerei) verursachte swept area ratio (SAR) der Jahre 2008-2014. Die Punkte zeigen die Verteilung der Benthosproben an, die von 1998 bis 2015 in diesem Gebiet gesammelt worden sind.

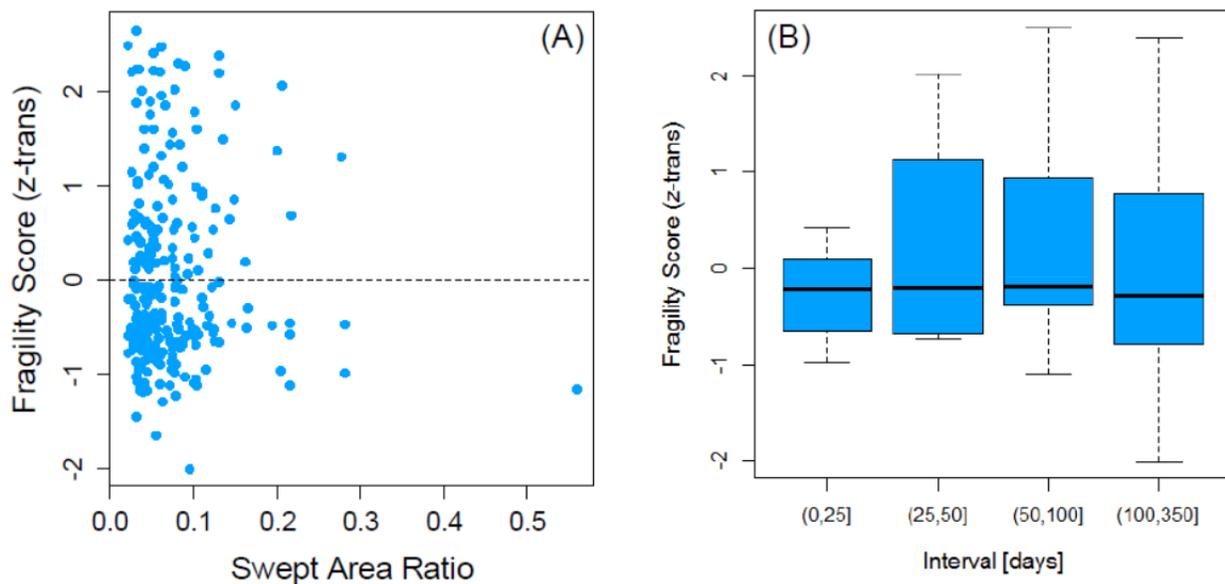


Abbildung 32. (A) Fragility score (Maßzahl für die „Zerbrechlichkeit“ der benthischen Epifauna im Verhältnis zur Fischerei, siehe Neumann et al. (2016) der einzelnen Benthosproben von 1998-2014 im Verhältnis zur vorherrschenden mittleren fischereilichen Belastung (Swept Area Ratio) im Untersuchungsgebiet von 2008-2014 (siehe Abb. 30). (B) Fragility score (Median, 25% und 75% Perzentile (Box) und Extrema) von Benthosproben (N=33), deren Probennahmegebiet innerhalb der angegebenen Zeitintervalle (0-350 Tage) durch Baumkurren befishet wurden.

Auch bei der Betrachtung der demersalen Fischfauna konnten keine direkten Zusammenhänge mit der Fischereiintensität nachgewiesen werden. Dazu wurde ein neuer Index entwickelt, der die potentielle Sensitivität der demersalen Fischfauna in Bezug zur Fischerei beschreiben soll (Community Sensitivity Index, CSI, Abb. 33.A). Dieser Index wurde mit verschiedenen Parametern der Fischereiintensität in Beziehung gesetzt (Poster KüNO Jahrestagung; Rambo et al., in Vorb.).

Nur in den küstennahen, flacheren Bereichen der deutschen Nordseeküste, in der vor allem die Krabbenfischerei operiert, konnte eine leichte Abnahme des CSI mit steigendem Fischereiaufwand gezeigt werden (Abb. 33.B). Da in diesem Bereich aber auch die Umweltfaktoren (wie Scherkräfte, Temperatur, Tiefe) kleinräumig variieren und extreme Werte annehmen können, steht ein statistischer Nachweis zu dieser Effektbeobachtung noch aus.

Gründe für die in NOAH nicht eindeutig nachweisbaren Zustands-Belastungsbeziehungen zwischen Benthos bzw. demersaler Fischfauna und der Fischereiintensität sind unter anderem in der hohen Korrelation zwischen Fischereiintensität und Umweltparametern, dem hohem Grad der natürlichen Störung durch z.B. Gezeitenströme, und in der durch Sedimenteigenschaften und chronische Störung geprägten eher robust als sensitiv einzuschätzenden Fauna zu suchen. Diese Faktoren haben auch in anderen Studien dazu geführt, dass Effekte der Fischerei nicht statistisch nachweisbar waren (z.B. Bergman et al. 2015, van Denderen et al. 2015a, Pommer et al. 2016), und kausale Beziehungen nicht beschrieben werden konnten.

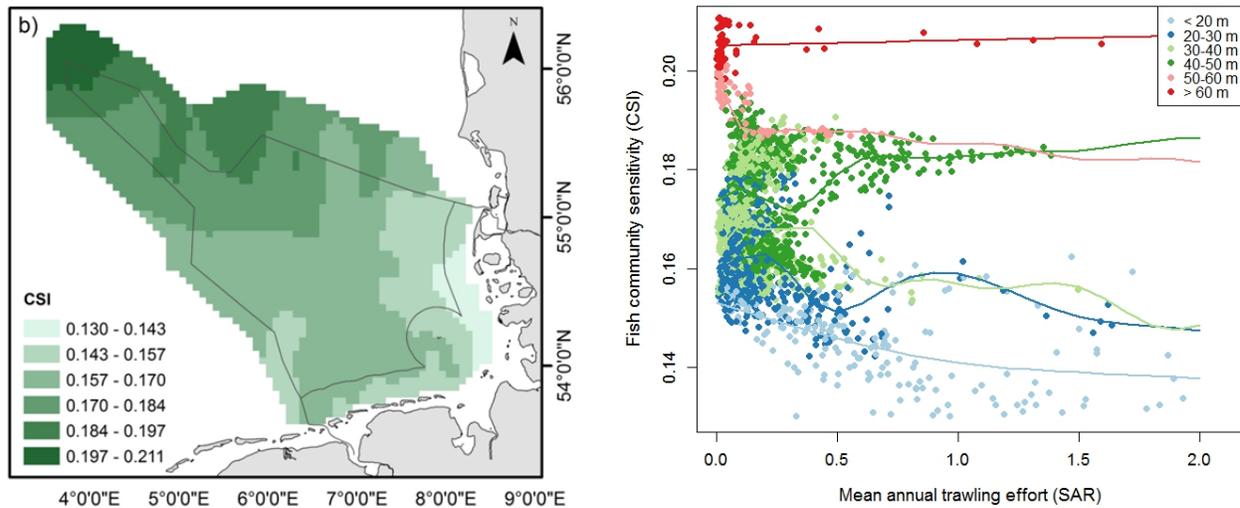


Abbildung 33. (A) Community Sensitivity Index (CSI) der demersalen Fischfauna im Bereich der deutschen AWZ. Der CSI wurde aus dem arithmetischen Mittel von vier standardisierten life history trait Variablen (Greenstreet et al. 2012) und den modellierten artspezifischen Fischabundanz (189 Baumkurrenproben aus November 2005, 2009 und 2013) abgeleitet. Je höher der CSI, desto sensibler ist die Fauna gegenüber bodenberührender Fischerei. (B) CSI im Verhältnis zum mittleren Fischereiaufwand (kumulative Swept Area Ratio SAR durch kleine und große Baumkurren sowie Grundschleppnetzfisherei). Farben kennzeichnen Tiefenbereiche, die Linien entsprechende GAM-Modelle: $CSI_i = \exp(\alpha + f(SAR_i * \text{factor}(\text{depth}_i))) + \varepsilon_i$; wobei ε gammaverteilt ist.

Neben diesen empirischen Studien hat das Arbeitspaket Methoden zur Bewertung und Integration von Indikatoren erarbeitet. Ein Überblick über Bewertungsansätze und Wege der Integration wurde bei der KüNO Jahrestagung im Juni 2014 vorgestellt. Indikatoren werden meist im Verhältnis zu einem vorab festgelegten Grenzwert bewertet, der mit Hilfe von Expertenwissen, empirischen Studien, Modellergebnissen oder Referenzwerten aus Zeitserien festgelegt wurde. Letztere Variante ist vor allem dann hilfreich, wenn wenig andere Informationen vorliegen und klare Ursache-Wirkungs-Beziehungen fehlen oder nicht untersucht werden können. Biologische Zeitserien umfassen in der Regel keine Phasen die frei von anthropogenen Einflüssen sind, was die Definition von Grenzwerten schwierig macht. Bei Fehlen jedweder Informationen wie ein gesunder, unbeeinflusster Zustand definiert ist, können beispielsweise arbiträr festgelegte Perzentile der vorhandenen Zeitreihe als Grenzwerte gesetzt werden (Probst et al. 2013). Alternativ dazu wurde jetzt ein zweistufiger Ansatz entwickelt, der eine sogenannte Breakpoint-Analyse (BPA) mit einer einfachen Trendanalyse (linearen Regression) kombiniert (Probst & Stelzenmüller 2015) (Abb. 34). Die vorgeschlagene Methode ist transparent und objektiv, da keine subjektiven Annahmen notwendig sind. Sie ist auch für die in NOAH definierten Indikatoren zu Deskriptor 6 der MSRL anwendbar, für die keine klaren Zustands-Belastungsbeziehungen definiert werden konnten.

Um das Ökosystem als Ganzes zu bewerten ist die Integration von verschiedenen Indikatoren und ihrer Einzelbewertung notwendig. Derzeit existieren verschiedene Ansätze wie die Indikatoren eines Deskriptor gemeinsam bewertet werden können (Zusammenfassung siehe Borja et al. (2014)), aber keine allgemein anerkannte Vorgehensweise. Alle Ansätze haben Nachteile, die häufig

in der notwendigen Gewichtung von Parametern begründet liegen. Besonders kritisch für integrative Ansätze in der MSFD ist das „one-out-all-out principle“ (OOAO) zu sehen. Aufgrund der Vielzahl von Parametern und Indikatoren, sind Typ II Fehler (falsch negative Rückschlüsse) höchst wahrscheinlich, ein Erreichen des guten Umweltzustands damit faktisch ausgeschlossen. Andere Aggregationsmethoden vernachlässigen essentielle Kriterien wie die Unabhängigkeit der Variablen oder deren Vergleichbarkeit. Als Beitrag zu NOAH wurde daher ein heuristischer Ansatz entwickelt, der die Anforderungen der MSRL adressiert, aber die Unzulänglichkeiten der bisherigen Ansätze vermeidet (Fock & Kraus 2016).

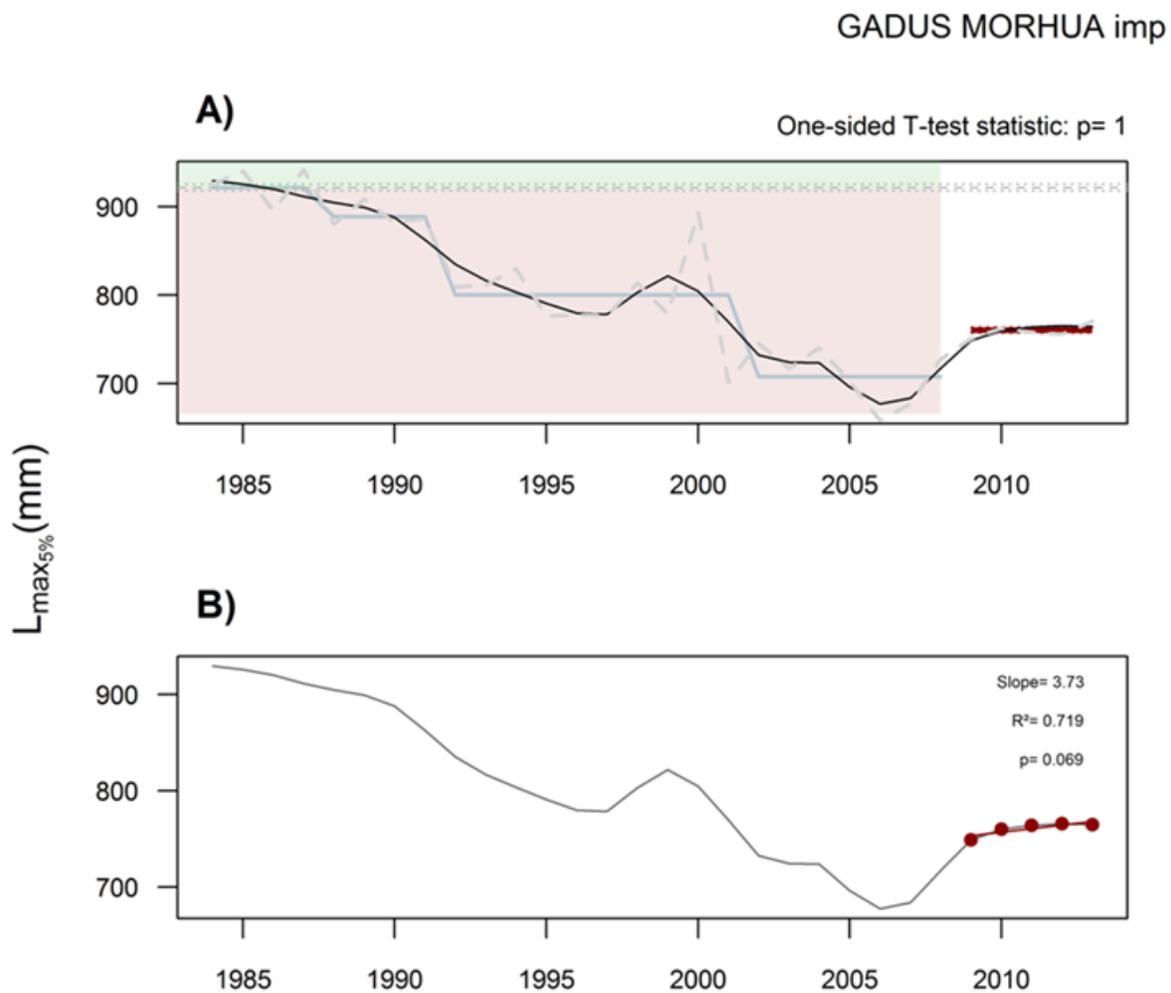


Abbildung 34. Zweistufiger Bewertungsansatz zur Analyse von Zeitserien anhand des Beispiels des Nordsee Kabeljaubestandes (*Gadus morhua*). A) Breakpoint-Analyse basierend auf dem Prinzip, dass sich der Indikator verbessert; B) Trend Analyse der letzten Phase, die durch die Breakpoint-Analyse identifiziert wurde. Beide Bewertungsmethoden führen zu einem negativen Ergebnis: Der mittlere Wert der letzten Phase liegt unterhalb des Referenzwertes und es ist kein signifikant positiver Trend in der Zeitserie für diese Phase erkennbar (Probst & Stelzenmüller 2015).

2.4.2 Werkzeuge zur Risikoanalyse und marinen Raumplanung

Im zweiten Arbeitsbereich wurden Daten und Erkenntnisse des Projektes in ein risikobasiertes, probabilistisches Modell (*Bayessches* Netzwerk, BN) übersetzt, welches die Auswirkungen von verschiedenen Umweltfaktoren und Managementmaßnahmen auf das Ökosystem des Meeresbodens evaluieren kann. Dieses ist vor allem in Bezug zu den vorliegenden oder geplanten Gebietsschließungen in der Nordsee z.B. im Rahmen von Natura2000 oder den in Planung befindlichen Offshore-Windparks von Bedeutung. Es wurde daher zunächst ein Workshop organisiert, mit dem Ziel eine Einführung für die Projektpartner in die Methodik anzubieten, sowie die In- und Outputparameter eines solchen Netzwerkmodells zu definieren. Das prototypische *Bayessches* Netz berücksichtigte zunächst verschiedene anthropogenen Aktivitäten, denen gemein war, eine Abschürfung (abrasion) des Meeresbodens zu verursachen. Dazu zählen z.B. der Bau von Windfarmen, die Verlegung von Kabeln und Pipelines, Sand- und Kiesextraktion sowie die bodenberührende Fischerei. Diese Faktoren nehmen potentiell Einfluss auf Indikatoren des Deskriptors 6 der MSRL (Integrität des Meeresbodens).

In einem BN stehen die Variablen in einem konditionalen Zusammenhang, so dass in komplexen Netzwerken eine Vielzahl von bedingten Wahrscheinlichkeitsverteilungen definiert werden müssen. Für die Parametrisierung eines funktionalen BNs wurde daher ein gemeinsamer Zielindikator definiert, der in Anlehnung an die Methode von (Fock 2011) die Störung der vorherrschenden benthischen Fauna durch Fischerei quantifiziert. Dieser sogenannte Disturbance Indicator (DI) wird aus dem Verhältnis zwischen lokaler fischereiinduzierter Gesamtmortalität und der Erholungsrate der Fauna gebildet. Bei einem DI von 1 wird die Mortalitätsrate durch das Erholungspotential ausgeglichen; Werte größer als 1 bedeuten, dass die Erholungsraten die Sterblichkeit nicht ausgleichen können und deuten auf fehlende Nachhaltigkeit hin.

Der DI wurde räumlich explizit für Gitterzellen mit einer Größe von 3*3nm in der deutschen AWZ berechnet. Dazu wurden entsprechend dieses Gitternetzes Daten zur vorherrschenden benthischen Infauna (Pesch et al. 2008) und des métier-spezifischen Fischereiaufwandes (sechs Flottensegmente bestehend aus Baumkurren- und Grundschleppnetzfisherei mit unterschiedlichen Maschenweiten und Zielarten) ermittelt. Mit Hilfe der zusätzlichen Information über die Sedimentkategorien, die von den benthischen Gemeinschaften favorisiert werden, konnte dann das Erholungspotential der benthischen Gemeinschaft nach der Befischung (d.h. Erholung zu 90% der Abundanz vor der Fischerei) bestimmt werden (nach Hiddink et al. 2006, Fock 2011). Gleichzeitig wurde die lokale flottenspezifische Mortalitätsrate nach Fock (2011) berechnet. Die reale Mortalitätsrate ist abhängig vom eingesetzten Gerätetyp, so dass ggf. flottenspezifische Wichtungen benutzt werden können, um die Gesamtmortalitätsrate zu bestimmen. Schließlich bildete der Quotient zwischen Gesamtmortalitätsrate und Erholungsrate den DI, das heißt das räumlich disaggregierte Risiko für das Benthos durch die Fischerei (Abb. 35).

Die räumlichen Daten dienen dann dazu die Wahrscheinlichkeitsverteilungen der einzelnen Variablen des BNs zu parametrisieren (Abb. 36). Das BN kann anschließend als Entscheidungshilfswerkzeug fungieren indem der Fischereiaufwand entsprechend bestimmter Managementmaßnahmen (wie z.B. Gebietsschließungen) variiert wird. Die veränderten Auftretenswahrscheinlichkeiten bestimmter Aufwandswerte modulieren dann entsprechend die

Werte anderer Knoten (Variablen), d.h. die Effekte kaskadieren durch das Netz. So kann sowohl der mittlere Wert der Zielgröße (hier: DI) als auch dessen Wahrscheinlichkeitsverteilung betrachtet werden, so dass Unsicherheiten in der Abschätzung berücksichtigt werden können. Das BN erlaubt damit eine Evaluierung verschiedener räumlicher Management- und Nutzungsszenarien im Sinne der MSRL. Ein in (Stelzenmüller et al. 2015) untersuchtes Szenario ist die Erschließung von Offshore-Windkraftanlagen und der damit verbundene Ausschluss der Fischerei. Durch in Planung befindliche Windkraftanlagen wäre potentiell ca. 35% der Fläche der AWZ nicht mehr fischereilich nutzbar. In diesen Gebieten findet derzeit ca. 15% des internationalen Aufwandes mit großen Baumkurren und ca. 3% mit kleinen Baumkurren statt.

Es wurde eine Risikobewertung durchgeführt unter der Annahme, dass sich diese Fischerei auf die nicht-geschlossenen Gebiete umverteilt und dort konzentriert, wo bereits jetzt die größten Aufwandswerte gemessen werden. Damit verschieben sich die ursprünglichen Häufigkeiten und wirken sich mittels der bedingten Wahrscheinlichkeiten auf den DI aus. Für das beschriebene Szenario ergab sich ein nur geringer Anstieg des mittleren DI von 0.235 auf 0.261. Relevanter ist hier allerdings die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Werte. Es zeigt sich, dass in 8% der Fälle (und damit auf 8% der Gitterzellen) ein Anstieg des DI zu erwarten ist, was im Widerspruch zu den Zielen der MSRL steht, die keine Verschlechterung des derzeitigen Zustandes zulässt.

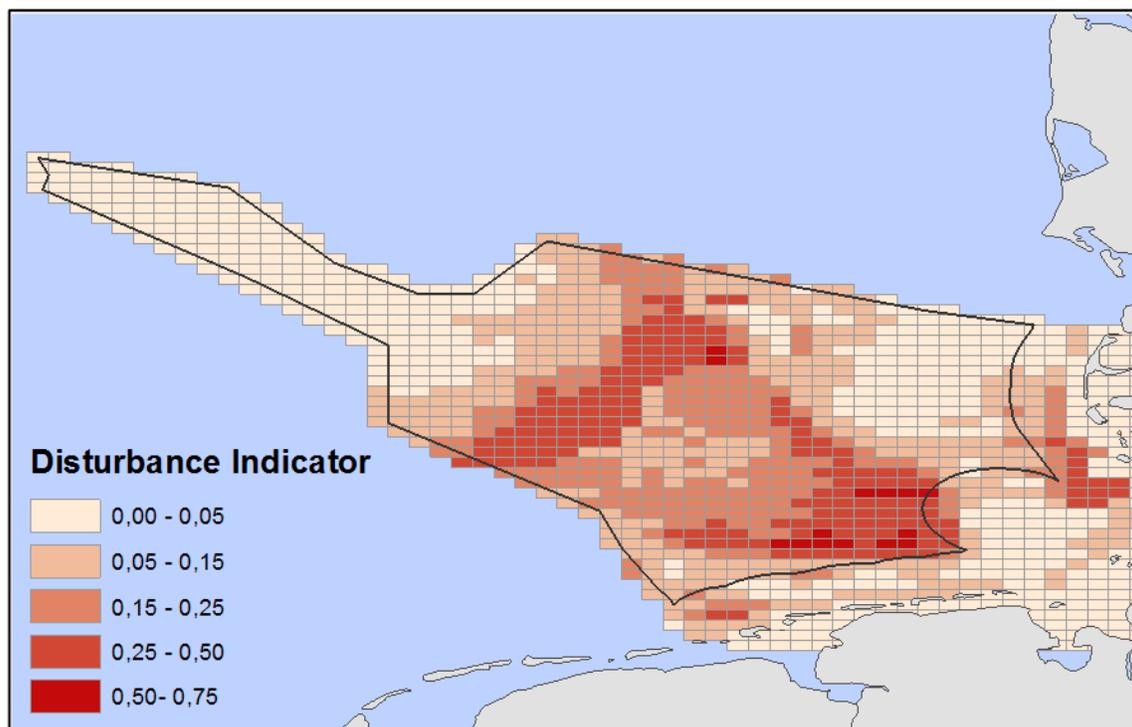


Abbildung 35. Indikator der benthischen Störung (Disturbance Indicator DI). Der Indikator quantifiziert die potentielle Störung der benthischen Infauna durch den mittleren annuellen Fischereiaufwand in der deutschen AWZ. DI ist als Verhältnis zwischen der fischereiinduzierten Mortalität und dem Erholungspotential der vorherrschenden Fauna definiert. Im vorliegenden Beispiel wurden die höchsten Mortalitätsraten der Baumkurrenfischerei auf Plattfische (vor allem Seezunge) zugeordnet.

Der Modellierungsansatz ist inzwischen publiziert (Stelzenmüller et al. 2015) und wurde auf verschiedenen Seminaren und Konferenzen vorgestellt. Das BN kann zukünftig für verschiedene Fragestellungen modifiziert oder erweitert werden. Es ist dabei aber zu beachten dass eine zu große Komplexität des Netzes zu Schwierigkeiten bei der Bestimmung der bedingten Wahrscheinlichkeiten führt.

Um zusätzlich zu den oben beschriebenen, im *Bayessches* Netz abgebildeten, linearen probabilistischen Effekten auch schwellwertabhängige sowie dynamische Effekte zu berücksichtigen, wurden neuartige statistische Methoden untersucht, mittels derer Kippunkte in Zeitserien frühzeitig erkannt werden können. Da die in der Realität vorhandenen Daten einen Systemzustand nur verrauscht wiedergeben, wurden diese Frühwarnmethoden auf die Nutzung verrauschter Daten hin verallgemeinert.

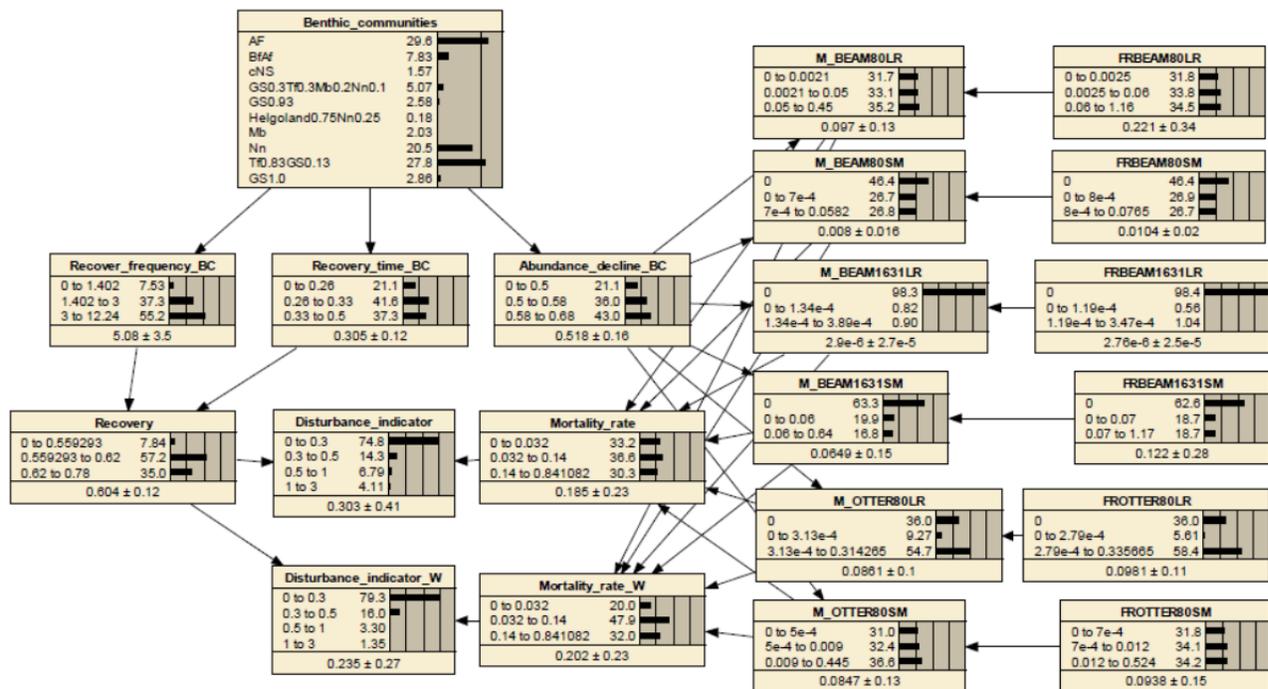


Abbildung 36. Struktur des *Bayesschen* Netzes zur Untersuchung von zukünftigen räumlichen Managementmaßnahmen in der deutschen AWZ und ihrer Auswirkungen auf das Benthos. Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten der Kategorien eines Knotens sind hier für das ursprüngliche Szenario (bei mittlerer räumlicher Aufwandsverteilung der einzelnen Flottensegmente zwischen 2005-2008) dargestellt. Weitere Erläuterungen und Definitionen der Knoten: siehe (Stelzenmüller et al. 2015).

Zunächst wurde eine auf Früherkennung von Schwellwerten unter Beobachtungsrauschen optimierte Diagnostik entwickelt. Hierzu wurde eine Literaturrecherche über Frühwarnindikatoren durchgeführt, wobei der Fokus auf solchen Indikatoren lag, die methodisch auf grundsätzlichen mathematischen Eigenschaften in der Nähe von Bifurkationen aufbauen. Eine Bifurkation stellt den Punkt dar, an dem ein Gleichgewicht aufhört zu existieren oder an dem es sich verzweigt. Diese Art von Frühwarnindikatoren hat den Vorteil, dass sie auf sehr unterschiedliche Systeme und ohne

einen großen Informationsbedarf über ein spezielles System angewendet werden können. Es wurden zwei Indikatoren anhand von simulierten Zeitreihen erprobt. Hierbei handelt es sich um die Analyse der Varianzen und der Autokorrelation einer Zeitreihe. Dabei zeigte die Autokorrelation deutlich aussagekräftigere Ergebnisse als die Varianz.

Je nach Interpretation dieser Indikatoren lässt sich abschätzen, mit welcher Wahrscheinlichkeit in der nächsten Zeitperiode der Schwellwert überschritten wird bzw. innerhalb welcher Zeit bei keiner Veränderung der Systemparameter der Schwellwert aufgrund von stochastischen Effekten überschritten wird.

Als Testfall wurde ein bistabiles stochastisches System simuliert, dessen Kontrollparameter kontinuierlich ansteigt und schließlich seinen kritischen Wert erreicht. Am kritischen Wert oder Schwellwert hat das System eine Sattel-Knoten-Bifurkation. Wenn der Kontrollparameter den Schwellwert überschreitet, wechselt das System in einen anderen stabilen Zustand. Hierbei wird der Ausgangszustand als „guter“ Zustand und der Alternative als „schlechter“ Zustand interpretiert. Aufgrund der systemimmanenten Stochastik kann es auch, bevor der kritische Wert erreicht wird, zu einem Wechsel kommen. Das Risiko eines solchen Ereignisses steigt durch die Annäherung an den kritischen Wert. In Abb. 37 wird die Methode der Autokorrelationskoeffizienten zum Erkennen von Schwellwerten demonstriert. Es ist ersichtlich, dass der Indikator gegen den Signalwert „eins“ tendiert, während der Kontrollparameter (μ) des Systems sich auf den Schwellwert der Bifurkation (0,25) zubewegt. Der Autokorrelationskoeffizient kann als ein Indikator der Stabilität des Zustands eines Systems verstanden werden. Je instabiler der aktuelle Zustand ist, desto näher ist der Koeffizient am Wert eins. In Abb. 37 ist sichtbar, dass das System bei niedrigen Werten von μ stabil ist und nach dem Wechsel in das „schlechte“ Gleichgewicht auch wieder. Es ist anzumerken, dass das simulierte System Hysterese aufweist. Dies bedeutet, dass eine Reduktion des Kontrollparameters μ , nachdem das System in den „schlechten“ stabilen Zustand gewechselt ist, nicht dazu führt, dass das System wieder in den „guten“ Zustand wechselt.

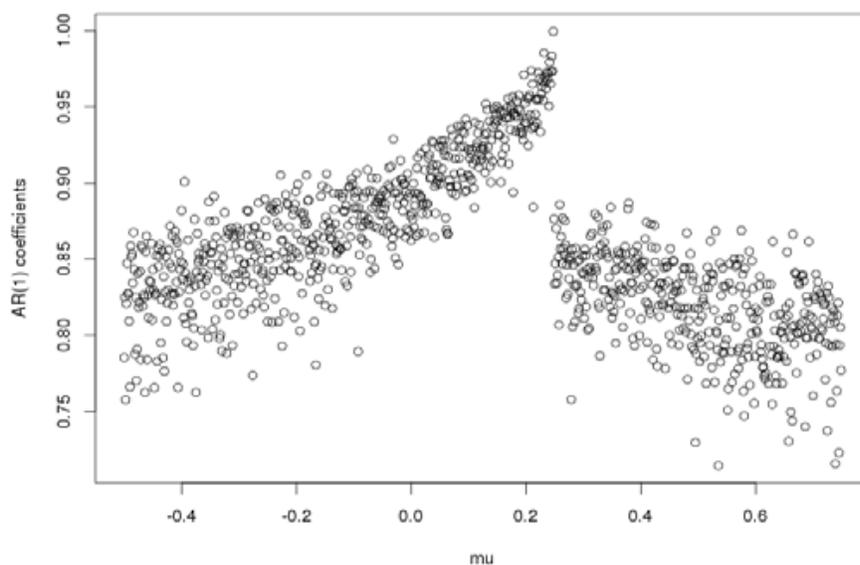


Abbildung 37.
Autokorrelationskoeffizienten ohne Rauschen. Die Bifurkation bei $\mu=0.25$, ist mit einem senkrechten Strich gekennzeichnet. Der Kontrollparameter wurde kontinuierlich erhöht. Der Wechsel vom „guten“ in den „schlechten“ Zustand ist deutlich sichtbar.

In einem zweiten Schritt wurde untersucht, ob die Autokorrelation der Zeitreihe auch dann noch als Frühwarnindikator verwendet werden kann, wenn die simulierte Zeitreihe mit einem additiven Messfehler versehen wird. Eine der größten Herausforderungen des Ökosystemmanagements ist die große Unsicherheit bezüglich des aktuellen Zustands des Ökosystems. In Bezug auf Zustandsparameter z. B. die Größe der Fischbestände, kann diese Unsicherheit als Messfehler oder ein Rauschen um den Tatsächlichen Wert interpretiert werden. Um den Indikator auch bei starkem Rauschen verwenden zu können, wurde zusätzlich ein in der Software „R“ implementierter Kalman-Filter (KF) auf die verrauschte Zeitreihe angewendet.

In Abb. 38 sind zwei Zeitreihen des Systems dargestellt. Im linken Lauf wurde ein verhältnismäßig schwacher Messfehler simuliert, im rechten ein starker. Bei schwachem Rauschen kann auch in den verrauschten Daten ein Anstieg der Autokorrelationskoeffizienten beobachtet werden, bevor es zu einem Wechsel kommt. Bei starkem Rauschen hingegen verliert der Indikator seine Frühwarnfunktion. Die Autokorrelation steigt erst im Moment des Wechsels des stabilen Zustands spürbar an. In diesem Moment kann jedoch nicht mehr von Frühwarnung gesprochen werden. Die mithilfe des Kalman-Filters bereinigte Zeitreihe kann hingegen sowohl bei schwachem als auch bei starkem Rauschen verwendet werden. Die Autokorrelationskoeffizienten bewegen sich schon vor Erreichen des Schwellwerts gegen den Signalwert „eins“. Dies zeigt, dass nunmehr Frühwarnung auch bei verrauschten Daten gelingen kann.

Mit den oben beschriebenen Methoden ist es somit möglich, systemimmanente Schwellwerte, Transgressionsbereiche und „regime shifts“ zu identifizieren. Diese Methoden sollen in der NOAH-Synthesephase in dem in AP4.3 entwickelten Modell auf ihre Eignung, das Ökosystemmanagement zu unterstützen, untersucht werden. Besonders in Situationen mit begrenzter Datenlage, die im Ökosystemmanagement häufig anzutreffen sind, wird ein großer Nutzen erwartet. Im Modell-System wird dieser Nutzen als eine gesteigerte Gesamtwohlfahrt messbar gemacht werden.

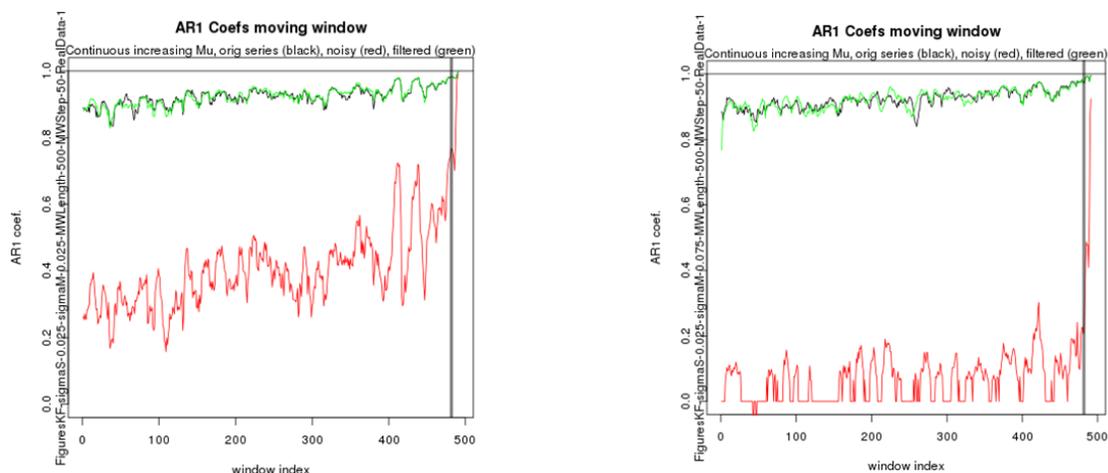


Abbildung 38. Autokorrelationskoeffizienten zweier simulierter Zeitreihen (schwarz) mit Rauschen (rot) und nach Anwendung des Kalman-Filters (grün). Links mit schwachem Rauschen und rechts mit starkem Rauschen. Der Schwellwert wird jeweils um window index 490 überschritten (senkrechte Linie). Der kritische Wert wird jeweils am rechten Rand erreicht. Der Kalman-Filter korrigiert erfolgreich das Beobachtungsrauschen, indem er die Frühwarnfunktion wiederherstellt.

2.4.3 Ansätze für die Inwertsetzung von Ökosystemdienstleistungen

Dieser Arbeitsbereich hatte zum Ziel, Methoden und ein Gesamtkonzept für die Inwertsetzung (Valuierung) von Ökosystemdienstleistungen des Meeresbodens der deutschen AWZ in der Nordsee zu identifizieren. Damit sollen den Entscheidungsträgern, die mit der Umsetzung der Meeresstrategie Rahmenrichtlinie (MSRL) befasst sind, Werkzeuge aufgezeigt werden, die erlauben, die Kosteneffizienz von Maßnahmen zu beurteilen und die Aspekte von gesellschaftlicher Prioritätensetzung in die Entwicklung von Maßnahmen einzubeziehen.

Eine wichtige Basis für diese konzeptionellen Arbeiten ist es, die politischen und gesellschaftlichen Prioritäten systematisch zu erfassen und darauf aufbauend geeignete Konzepte zu identifizieren. Die systematische Erfassung der politischen und gesellschaftlichen Prioritäten und der darauf aufbauenden Maßnahmen war die Aufgabe von TP6. Wissenschaftler des Teilprojektes haben sich während der gesamten Projektlaufzeit aktiv an verschiedenen nationalen (Bund-Länder Arbeitsgruppen) und internationalen (v.a. ICES, z.B. ICES WKGES D3) Aktivitäten zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie beteiligt. Dieses stellte den Informationsfluss zum Projekt aber auch von NOAH Ergebnissen in die behördliche Umsetzung sicher. Um von NOAH vorgeschlagene Inwertsetzungskonzepte in die politische Umsetzung zu bringen, ist vor allem die Teilnahme an der sozio-ökonomischen Arbeitsgruppe des BLANO (AG SÖK), die für die ökonomische Bewertung von MSRL Maßnahmen zuständig ist, relevant gewesen.

Als Ausgangspunkt der Arbeiten wurde eine Übersicht über die in der Literatur verwendeten Valuierungsmethoden und Entscheidungskonzepte durchgeführt. Hierbei wurde schnell klar, dass eine vollkommene Valuierung des Ökosystems nicht möglich sein würde, wobei einige der Ökosystemleistungen sich als deutlich leichter zu valuieren erwiesen als andere. Gleichzeitig können einige der Entscheidungsstrategien auch mit begrenzteren Informationen über den wirtschaftlichen Nutzen der Leistungen des Ökosystems angewendet werden.

Da die Wahl des optimalen Inwertsetzungskonzepts also eng mit dem verwendeten Entscheidungskonzept verknüpft ist, wurden verschiedene Konzepte genauer untersucht. Hierbei wurde auf frühere Arbeiten der FNU zum Entscheidungsproblem des globalen Klimawandels zurückgegriffen. Dieses Entscheidungsproblem ist ebenfalls dadurch charakterisiert, dass nicht alle für die Entscheidung relevanten Informationen verfügbar sind. In diesen vorherigen Arbeiten wurden stilisierte Modelle verwendet, um die Nützlichkeit verschiedener Entscheidungskonzepte zu untersuchen. Dieser Ansatz wurde auf das vorliegende Managementproblem übertragen. Hierzu wurde ein stilisiertes Modell des Entscheidungsproblems „Ökosystemmanagement in der Nordsee“ entwickelt.

In der Literaturrecherche bezüglich der Inwertsetzung von Ökosystemen bzw. Ökosystemleistungen (ÖSL) wurde sowohl ein ökozentrischer als auch ein homozentrischer Ansatz untersucht. Beim ökozentrischen Ansatz werden Eigenschaften des Ökosystems ausgewählt, welche dann selbst ein Optimierungskriterium darstellen. Mit einem homozentrischen Ansatz hingegen werden Ökosystemleistungen durch die Nutzenfunktion der Gesellschaft transformiert und fließen dann als Teil dieser in die Optimierung ein.

Ein Beispiel für eine ökozentrische Kennzahl ist die Biodiversität des Ökosystems. In der Entscheidungsfindung können derartige Kennzahlen als Grundlage für Kosten-Effizienz-Analysen (CEA) verwendet werden. Soll hingegen eine Kosten-Nutzen-Analyse (CBA) durchgeführt werden, so müssen diese Kennzahlen mit den anfallenden Kosten vergleichbar gemacht werden. Dieser Prozess wird als „Valuierung“ bezeichnet. Für die Valuierung werden Ökosystemleistungen definiert, über die in der CBA optimiert wird. Das Resultat einer solchen Analyse ist die aus gesellschaftlicher Sicht optimale Nutzung des Ökosystems und der damit einhergehende optimale Zustand des Ökosystems.

Für die Valuierung von Ökosystemleistungen gibt es mehrere Möglichkeiten. Es können aus bereits getroffenen Entscheidungen implizierte Wertschätzungen abgeleitet werden oder es können direkte Befragungen durchgeführt werden. Bei der direkten Befragung muss jedoch darauf geachtet werden, dass die Antworten oft von der gewählten Fragestellung abhängig sind. Um getroffene Entscheidungen als Grundlage verwenden zu können, müssen diese mit den relevanten ÖSL in Verbindung stehen. Hier eignen sich beispielsweise Hauspreise in einem hedonistischen Ansatz, um den Wert von natürlicher Schönheit zu schätzen. Wenn keine derartigen Daten vorliegen, können auch Experimente durchgeführt werden, bei denen Probanden aus bestimmten Entscheidungsbündeln auswählen müssen und dadurch ihre Wertschätzung für die ÖSL offenbaren.

Welche Ökosystemleistungen tatsächlich valuiert werden müssen hängt wie oben angedeutet von dem im Management angewendeten Entscheidungskonzept ab. Um die Wahl des Entscheidungskonzepts zu unterstützen, wurde eine Analyse der Stärken und Schwächen klassischer ökonomischer Entscheidungskonzepte in Bezug auf die benötigten Daten sowie die Anwendbarkeit auf das Entscheidungsproblem „Ökosystemmanagement“ durchgeführt. Die Besonderheit dieses Entscheidungsproblems ist heterogenes Auftreten tiefer Unsicherheit („Knightscher Unsicherheit“) in der gekoppelten Modell-Datenlage sowie das Vorhandensein von Schwellwerten und die Möglichkeit des zukünftigen Lernens über Systemparameter.

Die Kosten-Nutzen-Analyse (CBA) ist für die Analyse von Problemen mit Unsicherheit und Lernen geeignet, erfordert aber eine große Menge an Information über das System für das entschieden werden muss. Zusätzlich zur Dynamik des Systems muss für CBA auch Information zu den aufgrund von Maßnahmen entstehenden oder verhinderten ökonomischen und ökologischen Schäden verfügbar sein.

Die Kosten-Effizienz-Analyse (CEA) hingegen ist geeignet, wenn es bereits bekannte politische oder fachliche Schwellen gibt, die nicht überschritten werden dürfen. CEA kann auch unter Unsicherheit als Chance Constrained Programming (CCP) eingesetzt werden. Wenn es allerdings die Unsicherheiten des Systems unmöglich machen, mit der gewünschten Wahrscheinlichkeit den Schwellwert einzuhalten, ist CEA unlösbar. Dieses Entscheidungskonzept ist, eng damit zusammenhängend, insbesondere nicht geeignet, wenn es zukünftiges Lernen gibt. In diesem Fall kann es zu einem negativen Wert von Information kommen.

Die an der FNU entwickelte „Kosten-Risiken-Analyse“ benötigt wie die CEA weniger Informationen als die CBA, ohne jedoch die konzeptionellen Schwächen der Kosten-Nutzen-Analyse aufzuweisen. Um eine Anwendbarkeit dieser Konzepte zu erörtern und ein ausreichend repräsentatives Modell

des Entscheidungsproblems zu entwickeln, wurde dieses zuerst formal charakterisiert. Das betrachtete Entscheidungsproblem ist folgendermaßen definiert: Der Entscheidungsträger muss mehrere, teils widersprüchliche Ziele erfüllen, hat jedoch keine vollständige Kontrolle oder Information über das zu verwaltende Ökosystem. Zusätzlich gibt es mehrere Akteure, die das Ökosystem ebenfalls beeinflussen, um ihre eigenen Ziele zu erfüllen. Diese Ziele müssen nicht mit denen des Entscheidungsträgers übereinstimmen. Das Ökosystem selbst reagiert dynamisch auf Nutzungs- und andere Drücke von außen. Bei einer derartigen Kombination von dynamischen Systemen, z.B. des Ökosystems und des ökonomischen Systems, ist es wichtig, die Effekte der Interaktionen der Systeme in der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen. Eine weitere Komplikation dieses Entscheidungsproblems besteht darin, dass über einige der Zustands- und Systemparameter nur begrenzte Information vorhanden sind. Es handelt sich also um Entscheidung unter Unsicherheit.

In der Literatur kann bereits an sehr einfachen Modellen gezeigt werden, dass die Rückkopplungseffekte zwischen Ökosystem und Ökonomie die Dynamik des Systems maßgeblich beeinflussen können. Hierzu gehört, dass innerhalb des Entscheidungsraums neue Schwellwerte auftreten, deren Übertretung zu einem Aussterben bestimmter Spezies führen würde. Diese Schwellwerte sind unabhängig von sonstigen Schwellwerten, die schon im Ökosystem vorhanden sind, wie etwa dem der kleinsten Bestandsgröße, unter der sich der Bestand nicht mehr von selbst erholen kann. Das gesamte System ist also weniger robust, als es den Anschein hat, wenn nur ein Teilsystem betrachtet wird. Eine Beachtung dieser zusätzlichen Schwellwerte ist vor allem für die Zielgröße „Biodiversität“ wichtig, da der Schutz einer Spezies durch die Substitution im Konsumverhalten der Gesellschaft zum Aussterben einer anderen Spezies führen kann. Aber auch im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung müssen diese Dynamiken beachtet werden.

Um daher die anthropologischen Nutzungsdrücke sinnvoll verwalten und Ökosystem-Management betreiben zu können, müssen die Interaktionen zwischen Ökosystem und Ökonomie im Entscheidungsmodell berücksichtigt werden. Eine Nicht-Berücksichtigung kann zu Handlungsempfehlungen führen, die langfristig nicht nachhaltig sind und wirtschaftliche Schäden verursachen. Werden diese Interaktionen hingegen bei der Entscheidungsfindung berücksichtigt, so können Regelungen dementsprechend formuliert werden, dass das Ökosystem nicht unbeabsichtigt „umgestoßen“ wird.

Um das Entscheidungsproblem zu bearbeiten und das im Projektantrag benannte „Framework for valuation of benthic ecosystem services“ zu entwickeln, wurde daher entschieden, ein Modell zu erstellen, das die wesentlichen Eigenschaften des Ökosystems widerspiegelt und gleichzeitig die Wirtschaft sinnvoll abbilden kann sowie Entscheidungsfindung auch unter Unsicherheit und in der Gegenwart von Schwellwerten ermöglicht. Es erscheint uns als wichtig anzufügen, dass ein solches „Framework“ nicht selbst ein fertiges Entscheidungswerkzeug darstellt, sondern einen Rahmen zur Verfügung stellt, innerhalb dessen der Anwender sein Entscheidungsproblem leichter erstellen und lösen kann. Hierbei wird dem Anwender durch die im „Framework“ gewählten Entwurfsmuster und Modellannahmen ein großer Modellierungsaufwand abgenommen.

Es wurde entschieden, ein Modell für einen Ausschnitt des Entscheidungsproblems anzufertigen, um daran die verschiedenen Entscheidungskonzepte zu testen, sowie deren Informationsbedarf zu

bestimmen. Dieses Modell stellt das Entscheidungsproblem um das Management der Küstenfischerei in der deutschen Nordsee stilisiert dar. In der Grundform des Modells steht dem Entscheidungsträger die volle Information über das Ökosystem zur Verfügung. Dies ermöglicht die Anwendung einer Kosten-Nutzen-Analyse für dieses Teil-System. Durch die Wahl geeigneter Zielfunktionen kann dieses Modell aber auch zur Kosten-Effektivität oder Kosten-Risiko Analyse verwendet werden. Diese Vielfältigkeit des Modells erlaubt es, diese Entscheidungskonzepte im Kontext dieses Entscheidungsproblems genauer zu betrachten.

Über die Projektlaufzeit wurden zwei Modelle dieser Art implementiert. Für das erste Modell wurde auf ein Modell aus der Literatur zurückgegriffen (Quaas et al. 2013). Dieses wurde so implementiert, dass es leicht um andere Ökosystemleistungen (ÖSL) erweitert werden kann, sofern diese, wie weiter unten beschrieben, definiert worden sind. Kern-Eigenschaften dieses Modells sind dynamisch optimierende Unternehmen und Haushalte. Unternehmen sind als Profitmaximierer dargestellt, die frei darüber entscheiden können, mit wieviel Aufwand welche Spezies gefangen wird oder ob ein alternatives Gewerbe betrieben wird. Gleichzeitig versuchen Haushalte, ihren Nutzen zu maximieren. Hierzu wählen sie, unter Berücksichtigung der gegenwärtigen Marktpreise, ihren Konsum verschiedener angebotener (verarbeitender) Ökosystemleistungen. Diese können hierbei sowohl konsumierbare Bestände sein, z.B. Fisch, aber auch die Aufnahme von Giftstoffen oder die „Natürliche Schönheit“. Diese Optimierungen werden in jedem Zeitschritt neu durchgeführt, wodurch auch dynamische Effekte über die Zeit darstellbar sind.

In diesem Modell wurde bewusst darauf verzichtet, alle Nutzungsdrücke und Nutzenquellen darzustellen. Es wurde jedoch darauf geachtet, dass Modell so anzulegen, dass es in Zukunft leicht erweitert werden kann. Beispielhaft wurde nunmehr der Fischereidruck modelliert. Diese Entscheidung wurde getroffen, da zur Fischerei eine verhältnismäßig gute Datengrundlage vorhanden ist. Insbesondere der ökonomische Wert der Fischerei ist besser dokumentiert als etwa derjenige, verschiedener Benthospezies. Mit Hilfe des Modells wird besser abschätzbar, welche Daten nötig sind, um weitere Nutzungsdrücke, wie z.B. die Windkraft, in das Modell zu integrieren. Ferner wurde als Teil der Modellentwicklung dokumentiert, wie zukünftige Nutzungsdrücke und Ökosystemleistungen implementiert werden können.

Die Art der Implementierung zusätzlicher zukünftiger Daten hängt im Wesentlichen davon ab, ob sie als Ökosystemleistung interpretiert werden können oder ob es sich um Schwellwerte aus dem Ökosystem handelt, die nicht überschritten werden dürfen. Im ersten Fall wird die Nutzenfunktion um die jeweiligen ÖSL erweitert und ein funktionaler Zusammenhang für die Bereitstellung dieser Leistung mit dem Rest des Modells hergestellt. Im Fall von Schwellwerten hingegen werden diese als zusätzliche Nebenbedingungen im Optimierungsproblem berücksichtigt.

Ein erstes Modell dieser Art basierend auf den Arbeiten von Quaas et al. (2013) wurde implementiert und einige beispielhafte Berechnungen durchgeführt, um die Methodik zu erlernen. Wir konnten zeigen, dass alle wesentlichen Systemeigenschaften, die von den Autoren veröffentlicht wurden, nunmehr durch uns reproduziert werden können. Bei diesem Modell handelt es sich um ein rein konzeptionelles Modell. Es wird der Fang mehrerer Spezies auf einem normierten Intervall dargestellt. Mittels dieses Modells konnten die oben beschriebenen

Interaktionseffekte nachgebildet werden. Ferner konnten Effekte von theoretischen Artinteraktionen (z.B. Wegfraß) gezeigt werden.

Dieses Modell erfüllt jedoch noch nicht die Voraussetzungen, die nötig sind, um es als Entscheidungsrahmenwerk im Kontext von NOAH einsetzen zu können. In diesem Modell wird keine Unsicherheit in Parametern betrachtet. Daher ist es nicht möglich, anhand dieses Modells die Nützlichkeit von Frühwarnindikatoren zu untersuchen oder die Eigenschaften optimaler Entscheidungen unter Unsicherheit zu betrachten. Es kann dementsprechend auch noch nicht dazu verwendet werden, den Wert von zusätzlicher Information über das Entscheidungsproblem zu bestimmen. Das Ökosystem wird sehr vereinfacht dargestellt, weshalb die Relevanz der Ergebnisse über z.B. die Effizienz verschiedener Management-Maßnahmen für die Politik eingeschränkt ist. Ferner ist es bei der bestehenden Modellformulierung nicht trivial, weitere Ökosystemdienstleistungen einzubeziehen.

Besonders die Unsicherheit ist unter Umständen ein sehr wichtiger Faktor. Der Einfluss der Unsicherheit auf die optimale Entscheidung hängt vor allem von der funktionalen Form der Modellgleichungen ab. Ein risikoaverser Entscheidungsträger würde etwa in der Gegenwart von Unsicherheit sich eher dazu entschließen, vorsichtiger zu agieren, um sich dadurch gegen schlechte Ausgänge zu „versichern“. Derartige Effekte sind besonders wichtig, wenn der Anspruch besteht „optimale“ Entscheidungen zu treffen.

Eine weitere Schwäche des ersten implementierten Modells ist seine starke Abstraktion in der Modellierung des Fischfangs. In den verwendeten Gleichungen aus der Literatur ist Beifang nicht darstellbar.

Um die oben beschriebenen Schwächen zu beheben, wurde das Modell weiterentwickelt. Die wichtigste Neuerung dieses Modells ist die Berücksichtigung von Beifang in den Fischfangleichungen sowie die Implementierung von stochastischem Wachstum. Das entwickelte Modell hat folgende Eigenschaften: Es ist ein dynamisches, gekoppeltes, ökologisch ökonomisches Modell und ist besonders dazu geeignet, nichtlineares Verhalten darzustellen.

In Abbildung 39 ist der konzeptionelle Aufbau des Modells schematisch dargestellt. Das Modell ist modular aufgebaut. Dieser Aufbau erleichtert es, in Zukunft zusätzliche Nutzungsdrücke einzubauen. Das Modell besteht aus einem Ökosystem-Modul, in der Schemadarstellung (Abb. 39) grün markiert, und einem Ökonomie-Modul, blau umrandet. Das Ökosystem-Modul ist ein Multi-Box-Bestand-basiertes Modell mit individuellen Beständen pro Spezies und pro Region. Bestandsveränderungen die aus intrinsischem logistischem Wachstum und Nutzungsdrücken resultieren werden mit Differenzialgleichungen abgebildet. Das Ökonomie-Modul besteht aus Nutzen maximierenden Haushalten und Profit maximierenden Firmen, in der Abbildung mit „Households“ bzw. „Firms“ gekennzeichnet. Diese beiden Gruppen von Akteuren interagieren auf einem Markt für geerntete Ökosystemleistungen („Service Market“) und dem Arbeitsmarkt („Labour Market“). Firmen können zwischen mehreren Regionen und Werkzeugen (Fanggerätetyp, Maschenweite, etc.) auswählen, welche unterschiedliche Fang- und Beifangeigenschaften aufweisen. Des Weiteren wählen Firmen den für sie optimalen Arbeitsaufwand, woraus das Einkommen für die Haushalte abgeleitet wird. Aus den Entscheidungen der Firmen ergibt sich der

Fangdruck („Harvesting“) auf das Ökosystem; gleichzeitig stellt der Fang eine genutzte Ökosystemleistung („Ecosystem Services“) dar. Für gegebenes Einkommen werden Nachfragefunktionen der Haushalte berechnet. Um Angebot und Nachfrage auszugleichen, werden endogen Preise und die Anzahl der Firmen berechnet. Um Management-Optionen zu vergleichen, wird eine gesellschaftliche Wohlfahrtsfunktion berechnet, welche auf dem totalen diskontierten, intertemporären Nutzen basiert.

Das Ökosystemmodul des Modells und die Fangeigenschaften wurden in Kooperation mit den Experten des Thünen-Instituts (TP6) parametrisiert, um die qualitativen Eigenschaften dieser Systeme in den Küstengewässern der deutschen Nordsee abzubilden. Hierzu wurden während der Projektlaufzeit mehrere Treffen abgehalten. Die deutsche Küstenfischerei wurde als Anwendungsszenario gewählt, da sie innerhalb klarer Grenzen operiert. Dies entspricht den im Modell gemachten Annahmen einer begrenzten Region mit einer Fischerei, die durch einen repräsentativen Akteur abgebildet werden kann, welcher seinen Fang ausschließlich im betrachteten Gebiet durchführt.

In dem betrachteten Gebiet werden hauptsächlich zwei Fischarten gefangen, und zwar die beiden Plattfische Seezunge (*Solea solea*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*). Das Ökosystemmodell wurde für diese zwei Spezies parametrisiert und die unterschiedlichen Beifangraten bei der jeweiligen Zielart berücksichtigt. Für die weiteren Parameter des Modells wurden Werte aus der Literatur verwendet. Aufgrund dessen, dass das Modell analytisch gelöst wurde, sind die Einflüsse der Parameter auf die Modellergebnisse leicht zu interpretieren.

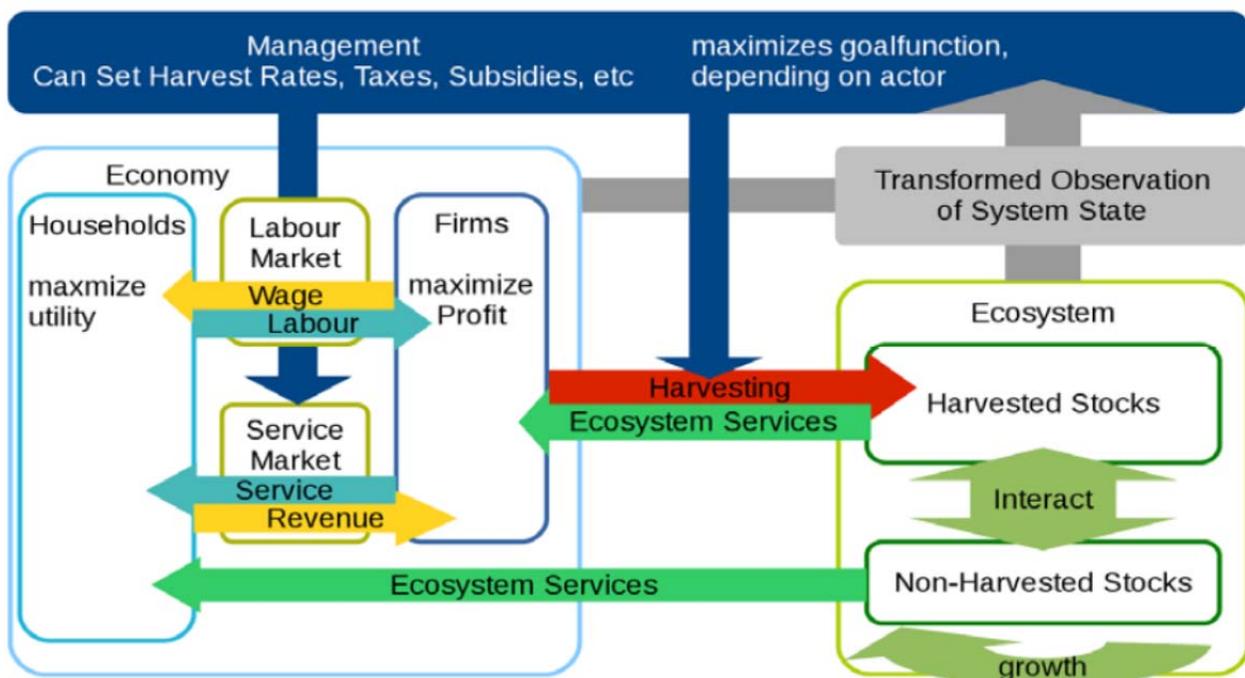


Abbildung 39. Schematische Darstellung des Modells

Das weiterentwickelte Modell wurde in zwei verschiedenen Modi analytisch gelöst. Zum einen wurden Entwicklungen der Fischbestände ohne Management über die Zeit simuliert, zum andern wurden Gleichgewichtsbestände mit Management betrachtet. Für beide Modi wurden Sensitivitätsanalysen der wichtigsten Parameter durchgeführt. Hierzu gehören zum einen Parameter, die Präferenzen des Managements abbilden, wie die Diskontrate bzw. der Planungshorizont, zum anderen Systemparameter, welche bspw. die Produktion von Fischereierzeugnissen oder das Substitutionsverhalten der Konsumenten beeinflussen. Diese sind Teil einer Publikation in Vorbereitung. Für die Gleichgewichtsbestände mit Management ist das Ergebnis einer solchen Studie in Abb. 40 gezeigt. Es sind dort die Gleichgewichtsbestände abhängig vom Planungshorizont des Managements abgetragen. Der Planungshorizont ist hier definiert als die Periode in der Zukunft, ab der zukünftige Einnahmen dem Management weniger als ein Tausendstel der aktuellen Einnahmen wert sind. Aus dieser Studie wird klar, dass bei zu kurzen Planungshorizonten ein Aussterben der Seezunge zu erwarten ist. Die Scholle hingegen kann sich schneller erholen, als sie konsumiert wird, selbst bei gar keinem vorrausschauenden Verhalten. Um das Überleben des Seezungenbestands zu gewährleisten muss der Planungshorizont im Modell mindestens 14 Perioden lang sein um die Bestände auf einem Niveau über dem, dem Ökosystem intrinsischen Schwellwert des kleinsten stabilen Bestandes zu halten.

Die in Arbeitspaket 4.3 gemachten Fortschritte zeigen, dass das Entscheidungsproblem Ökosystemmanagement in der Nordsee nicht-trivialer Natur ist. Es wurden mehrere wichtige Effekte untersucht, welche durch zukünftiges Management berücksichtigt werden sollten. Diese Arbeiten werden in der NOAH Synthesephase fortgesetzt werden, um auch die in Arbeitspaket 4.2 entwickelten Frühwarnmethoden in das Modell zu integrieren und ihre Anwendbarkeit im Kontext dieses Entscheidungsproblems zu untersuchen.

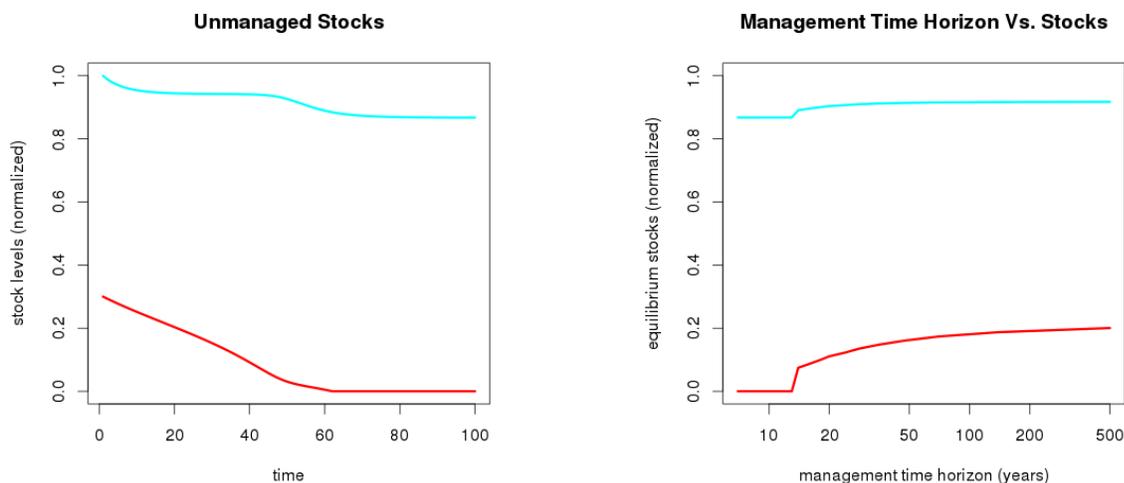


Abbildung 40. Simulierte Fischbestände ohne Management (links) und Gleichgewichtsbestände als Funktion der Diskontrate, ausgedrückt als Planungshorizont des Managements (rechts). Der Planungshorizont wird bestimmt als die Zeitperiode, in der eine Einnahme dem Management nur ein 1000stel der gleichen Einnahme heute wert wäre.

3 EVALUIERUNG IN BEZUG AUF DAS ANWENDUNGSPOTENTIAL

3.1 Kooperation mit potentiellen Anwendern

Die beiden institutionellen Partner in NOAH (TI und BSH) stellten sicher, dass neue Erkenntnisse in die angemessenen nationalen (BLANO) und internationalen (ICES, OSPAR) Informationskanäle gespeist werden (siehe auch www.noah-project.de/work_packages/wp4). Gleichzeitig mit NOAH hat das Bundesamt für Naturschutz (BfN) eine Initiative zur Biotopkartierung (akustische Kartierung) des gesamten Meeresbodens der AWZ initiiert. Um Synergien zu ermöglichen und Redundanzen zu vermeiden, trafen sich Vertreter von BfN/Bioconsult, NOAH und SECOS am 18.12. 2014 in Rostock, um das gemeinsame weitere Vorgehen abzusprechen und gegenseitige Konsultationen festzulegen; ein weiteres Treffen fand am 29.5. 2015 am BSH statt. Die ersten Ergebnisse des Habitatatlas stoßen auf reges Interesse bei externen Wissenschaftlern. Bisher wurden Datensätze zu %TOC und Porosität/Permeabilität sowie zu mittleren und extremen physikalischen Zuständen am Meeresboden an mehrere Gruppen außerhalb des KüNO-Verbunds geliefert.

3.2 Strategien zum Wissenstransfer, zur Partizipation, zum Datenmanagement und zur Öffentlichkeitsarbeit

Gemeinsam mit den übrigen Projekten des KüNO-Verbunds wurde eine Informationsbroschüre erarbeitet, die in verständlicher Weise die Hintergründe, Ziele und erste Ergebnisse des Verbunds übergreifend darstellt. Das Schaufenster von NOAH ist die Website www.noah-project.de, die inzwischen als CMS Vollversion vorliegt. Sie ermöglicht eine Verbesserung in Bezug auf die Einbindung und Darstellbarkeit der Daten. Darüber hinaus ist die Vollversion im responsiven Webdesign erstellt, so dass die NOAH Website jetzt auf Eigenschaften des jeweils benutzten Endgeräts, vor allem Smartphones und Tablet Computer, reagieren kann. Zudem können Besuche der Website statistisch ausgewertet werden. Die Auswertung der Statistik wird Aufschluss über Nutzer, Hinweise für Verbesserung und Auswirkungen von Kommunikationsmaßnahmen geben. In Zusammenarbeit mit Forschern der Leuphana Universität Lüneburg ist nach Abschluss der 1. Phase der Laufzeit von NOAH eine Kartierung von Interessengruppen und potentiellen Nutzern der Daten des Habitatatlas vorgesehen. Dies wird helfen, unsere Daten und Kartenangebote besser auf potentielle Nutzer auszurichten.

Im Rahmen von NOAH werden GIS Datensätze in einer zentralen Geodatenbank verwaltet und über einen Server als Kartendienste (Mapservices) bereitgestellt. Die Kartendienste werden auf der NOAH-Projekt Homepage über den NOAH Habitatatlas sichtbar. Nicht flächenhaft vorliegende Daten werden in eine Expeditionsdatenbank importiert. Zwischen den Projekten NOAH und SECOS wird sichergestellt, dass die dezentralen Datenbanken der beiden Projekte interagieren. Weiter ist sichergestellt, dass die Datenbanken kompatibel mit einschlägigen Standards in Bezug auf Metadaten sind, sodass volle Interoperabilität mit Datenportalen wie MDI-DE gewährleistet ist. Über das KüNO Portal wird es möglich sein, die Kartendienste nach Import der Metadaten anzusprechen. Hierfür werden die Schlüsselwörter der entsprechenden Parameter, wie z.B. Korngröße, TOC oder Permeabilität zwischen dem SECCOS und NOAH Projekt abgestimmt. Zu jedem Kartendienst/Parameter stehen bislang die Metadaten und WMS-Services zur Verfügung. Die

Infrastruktur für den Datendownload wird vorbereitet. Hierfür wird entweder ein Link mittels DOI bereitgestellt bzw. der Download als Tabelle/Shapefile (GIS-Datensatz) möglich sein. Datensätze, die für NOAH aufbereitet wurden, werden in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Klimarechenzentrum (DKRZ) mit einem DOI versehen und sind somit zitierbar.

3.3 Relevanz der Ergebnisse für politische/gesellschaftliche Entscheidungsprozesse incl. bisher erreichter Impact für Politik und Gesellschaft

Bislang ist der Impact unserer Ergebnisse, der kurzen Laufzeit geschuldet, für politische und gesellschaftliche Entscheidungsprozesse eher gering. Aber bereits jetzt wirken sich die Arbeiten auf Monitoring-Strategien des BSH aus, das in Zukunft das Monitoring auf organische Schadstoffe entlang der im Projekt entwickelten Methodik gestalten wird. Auf einer übergeordneten Ebene hat das Vorhaben für eine sehr intensive Befassung unterschiedlicher disziplinärer Arbeitsgruppen mit der Frage nach dem Zustand des Meeresbodens in der AWZ der Nordsee gesorgt. Daraus wurde klar, dass der gewählte Ansatz der flächenbezogenen Messungen gepaart mit flächendeckender Modellierung einen deutlichen Zugewinn an Wissen generiert.

Durch die zunehmend engere Zusammenarbeit mit SECOS und MOSSCO werden arbeitsteilig vergleichbare Datensätze erzeugt, die eine synoptische Bewertung der Zustände basierend auf homogenen Daten sicherstellen. Weil Partner in NOAH institutionell in die einschlägigen Arbeitsgruppen nationaler und internationaler Gremien eingebunden sind, erwarten wir einen zunehmenden Impact auf Bewertungsmethoden und darauf beruhender Handlungsanweisungen. Die Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, die ein methodisch andere Herangehensweise auf die Kartierung von Lebensräumen in der AWZ verfolgt, hat bereits jetzt dazu geführt, dass das Wort „Habitat“ Eingang in die vom BfN aufgestellten Klassifizierungsschemata gefunden hat.

Auch nach Projektende ist kein unmittelbarer wirtschaftlicher Nutzen für das Projekt oder die Verbundpartner eingetreten. Die naheliegendste Verwendung für die frei zugänglichen Daten ist abgesehen von der wissenschaftlichen Forschung in der marinen Raumplanung und dem Meeresumweltschutz. Inwieweit eine kommerzielle Nutzung der Daten und/oder Messsysteme durch Unternehmen (etwa zur Standortsuche) in Zukunft gewinnbringend umgesetzt werden kann, ist zu diesem Zeitpunkt nicht abzusehen.

3.4 Wissenschaftliche und/oder technische Erfolgsaussichten

Das NOAH-Portal „Habitatatlás“ wird gemeinsam mit den anderen Verbundpartnern im Rahmen des Anschlussprojekts NOAH-Synthese weiterbetrieben. An der Erweiterung der Datenbasis und dem technischen Ausbau der zugrundeliegenden Geodateninfrastruktur (GDI) am HZG wird derzeit bereits gearbeitet. Schon jetzt ist die Vernetzung mit anderen Portalen (z.B. MDI-DE und KüNO Portal) realisiert und ein standardisierter Austausch von (Meta-)Daten (auch international) möglich. Durch diese Erreichbarkeit und Transparenz erwarten wir langfristig eine noch stärkere Vernetzung mit Forschungseinrichtungen und Organisationen auf nationaler und internationaler Ebene.

3.5 Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit

Die Entwicklung der NOAH GDI und deren Datengrundlage bilden die Voraussetzung für die spätere Nutzung des Systems in nationalen und internationalen Forschungsprojekten, sowie durch Ämter und Unternehmen. In der Fortsetzung des Verbundprojekts NOAH Synthese steht diese wissenschaftliche Nutzung bereits im Vordergrund, und ist damit an dieses Projekt unmittelbar angeschlossen. Forschungsfragen, die dabei nur tangiert, aber keiner Lösung zugeführt werden können, müssen zu gegebener Zeit gemeinsam mit der Begleitforschung zu neuen Forschungsthemen für mögliche Anschlussvorhaben umgesetzt werden.

4 WICHTIGSTE POSITIONEN DES ZAHLENMÄßIGEN NACHWEISES

Der Kostenplan des NOAH Verbundprojekts ist in Tabelle 4 für die einzelnen Partner getrennt dargestellt.

Tabelle 4. Finanzielle Ressourcen, Personaleinsatz, Eigenmittel im Verbundvorhaben NOAH.

Partner	HZG	MARUM	AWI	BSH	SNG	TI	CEN	HAW	Summen
Wiss E13	90.720	0	0	141.897	177.901	142.214	0	0	552.732
Doktoranden (0.65 E13)	0	106.571	0	0	0	0	263.930	112.500	629.310
Techniker	0	51.384	146.309	0	0	0	0	0	197.693
BeschEntgelte	0	0	0	0	0	0	26.408	0	26.408
Summe Personalausgaben	90.720	157.955	146.309	141.897	177.901	142.214	290.338	112.500	1.259.834
Verbrauch	0	7.500	6.000	6.000	843	6.000	6.000	15.000	47.343
Reisen	0	2.900	0	3.200	3.200	6.000	10.400	6.000	31.700
Zwischensumme	90.720	168.355	152.309	151.097	181.944	154.214	306.738	133.500	1.338.877
Overhead/ Verwaltungskosten	55.305	33.671	5.376				61.348	26.700	182.400
Eigenmittel/ freiwillige Eigenleistung	90.720		20.083		58.500				
Zuwendung	146.025	202.026	157.685	151.097	181.944	154.214	368.086	160.200	1.521.277

5 VERWERTUNG

Publikationen (peer-reviewed)

- Ahmerkamp S, Winter C, Janssen F, Kuypers MMM and M Holtappels, 2015. The impact of bedform migration on benthic oxygen fluxes, *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, 120, doi:10.1002/2015JG003106.
- Ahmerkamp S, Winter C, Krämer K, de Beer D, Janssen F, Friedrich J, Kuypers MMM and M Holtappels. Regulation of benthic oxygen fluxes in permeable sediments of the coastal ocean. Submitted for publication in *Limnology & Oceanography* 21.06.2016
- Bockelmann, F-D, Puls, W, Müller, D, and K-C Emeis. Mapping grain-size properties of North Sea sediments. Submitted for publication in *Marine Geology*, 15.09.2016.
- Brockmeyer B, Kraus UR and N Theobald, 2015. Accelerated solvent extraction (ASE) for purification and extraction of silicone passive samplers used for the monitoring of organic pollutants. *Env Sci Pol Res*, 22:19887–19895 DOI 10.1007/s11356-015-5192-1.
- Callies, U, Gaslikova, L, Kapitza, H and M Scharfe, 2016. German Bight residual current variability on a daily basis: principal components of multi-decadal barotropic simulations. *Geo-Mar Lett*, doi:10.1007/s00367-016-0466-2.

- Emeis KC, van Beusekom J, Callies U, Ebinghaus R, Kannen A, Kraus G, Kröncke I, Lenhart H, Lorkowski I, Matthias V, Möllmann C, Pätsch J, Scharfe M, Thomas H, Weisse R and E Zorita, 2015. The North Sea — A shelf sea in the Anthropocene. *Journal of Marine Systems* 141: 18–33.
- Fock HO and G Kraus, 2016. From Metaphors to Formalism: A Heuristic Approach to Holistic Assessments of Ecosystem Health. *PLoS ONE*. 2016;11(8):e0159481.
- Krämer K and C Winter, 2016. Predicted ripple dimensions in relation to the precision of in-situ measurements. submitted to *Ocean Science* (doi:10.5194/os-2016-20).
- Kraus G and R Diekmann, in press. Impact of fishing activities on marine life. In: Salomon M and T Markus (eds.) *Handbook on Marine Environment Protection: Science, impacts and sustainable management*. Springer Science.
- Neumann H, Diekmann R and I Kröncke, 2016. Functional composition of epifauna in the south-eastern North sea in relation to habitat characteristics and fishing effort. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 169: 182-94.
- Neumann, A, Möbius, J, Hass, C, Puls, W and J Friedrich. Empirical model to estimate permeability of surface sediments in the German Bight (North Sea). Accepted for publication in *Journal of Sea Research*, 2016.
- Oehler, T, Martinez, R, Schückel, U, Winter, C, Kröncke, I and M Schlüter, 2015. Seasonal and spatial variations of benthic carbon and nitrogen fluxes in the Helgoland Mud Area (southern North Sea). *Continental Shelf Research* 106: 118-129.
- Oehler, T, Schlüter, M and U Schückel, 2015. Seasonal dynamics of the biogenic silica cycle in surface sediments of the Helgoland Mud Area (southern North Sea). *Continental Shelf Research* 107: 103-114.
- Oehler T, Martinez R, Schückel U, Winter C, Kröncke I and M Schlüter 2015. Seasonal and spatial variations of benthic oxygen and nitrogen fluxes in the Helgoland Mud Area (southern North Sea). *Continental Shelf Research* 106, 118-129.
- Probst WN and V Stelzenmüller, 2015. A benchmarking and assessment framework to operationalise ecological indicators based on time series analysis. *Ecological Indicators* 55: 94-106.
- Serna, A, Lahajnar, N, Pätsch, J and K-C Emeis, 2014. Organic matter sources and degradation in the German Bight/SE North Sea: Implications from stable nitrogen isotopes and amino acids. *Marine Chemistry* 166: 103-113, doi: 10.1016/j.marchem.2014.09.014.
- Stelzenmüller V, Fock HO, Gimpel A, Rambo H, Diekmann R, Probst WN, Callies U, Bockelmann F, Neumann H and I Kröncke, 2015. Quantitative environmental risk assessments in the context of marine spatial management: current approaches and some perspectives. *ICES Journal of Marine Science* 72: 1022-42.
- Stelzenmüller V, Diekmann R, Bastardie F, Schulze T, Berkenhagen J, Kloppmann M, Krause G, Pogoda B, Buck BH and G Kraus, in press. Co-location of passive gear fisheries in offshore wind farms in the German EEZ of the North Sea: A first socio-economic scoping. *Environmental Science and Policy*.
- Sühring, R, Barber, JL, Wolschke, H, Kötke, D and R Ebinghaus, 2015. Fingerprint analysis of brominated flame retardants and Dechloranes in North Sea sediments. *Environmental Research* 140, 569–578, doi:10.1016/j.envres.2015.05.018.
- Zhao, Z, Xie, Z, Tang, J, Gan, Z, Sturm, R, Chen, Y, Zhang, G and R Ebinghaus, 2015. Spatial distribution of perfluoroalkyl acids in surface sediments of the German Bight, North Sea. *Science of The Total Environment* 511, 145-152, doi:10.1016/j.scitotenv.2014.12.063.

Berichte

- Probst WN, Rau A, Diekmann R, von Dorrien C, Seidel H, Fock HO, Kraus G and V Stelzenmüller, 2014. Eine Thünen-Evaluierung von fisch- und fischereibezogenen Indikatoren der EU Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Working Paper 25, 106p. https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-workingpaper/ThuenenWorkingPaper_25.pdf

Vorträge

- Blanz B and H Held, 2016. Modelling ecosystem economy interaction dynamics. DAMES 26.9.-28.9.2016, Hamburg, Germany
- Blanz B and H Held 2016. Modelling ecosystem economy interaction dynamics. North Sea Open Science Conference 2016, Oostende, Belgium.

- Bockelmann, F-D, Emeis, K-C and U Kleeberg 2015. Observation and assessment of North Sea habitats – experience from the NOAH project, ICES 2015 ASC, Copenhagen, Denmark, 21-25 September 2015.
- Craeymeerssh JA, Kingston P, Rachor E, Duineveld G, Heip CHR and E Vanden Berghe 1986. North Sea Benthos Survey. www.marbef.org/modules.php?name=People&lvl=Data&show=html&dasid=67
- Diekmann R, Neumann H, Kröncke I, Stelzenmüller V, Fock HO and G Kraus, 2015. Scaling up trawling impacts on benthic communities: How fine scale investigations help evaluating large scale effects. ICES Annual Science Conference, 21.-25.09.2015, Copenhagen, Denmark. CM2015 P:15.
- Diekmann R and G Kraus 2014. Konzepte zur Integration von Bewertungsansätzen: Von Ökosystemleistung, Indikatoren und Risiken. 1st KüNO Annual Meeting, 18-19.06.2014, Warnemünde, Germany.
- Diekmann R and G Kraus, 2015. Concepts for risk assessment and management. 2nd KüNO Annual Meeting, 16.- 17.11.2015, Warnemünde, Germany.
- Emeis, K-C and NOAH Project Consortium, 2014. Assessment of sea floor functions and services in the coastal zone. Predictive Power of Marine Science in a Changing Climate, COST Science & Technology Strategic Event, 7-8 April 2014, Sopot, Poland.
- Emeis, K-C and NOAH Project Consortium, 2016. NOAH – Habitatmodelle in der Nordsee. Meeresumweltsymposium 2016, 31.5. 2016, Hamburg.
- Emeis, K-C and NOAH Project Consortium, 2016. Coastal research in Germany - observation, modelling and sea floor assessments. Geoscience Colloquium, 8.4. 2016, Stettin.
- Friedrich, J, et al., 2015. Towards an integrated view of benthic and pelagic processes in the southern North Sea (German Bight), EGU2015-9199.
- Friedrich, J, et al., 2016. Long-term impact of bottom trawling on pelagic-benthic coupling in the southern North Sea (German Bight), EGU2016-15791.
- Neumann, A, et al., 2015. Spatial and temporal patterns in oxygen and nutrient fluxes in sediment of German Bight (North Sea), EGU 2016-14238.
- Neumann, A, et al., 2015. Benthic remineralization rates in southern North Sea - from point measurements to areal estimates, EGU 2015-12967.
- Oehler, T, Martinez R and M Schlüter, 2014. Seasonal and spatial variations of in situ measured benthic fluxes of nutrients and carbon at the sediment water interface of the southern North Sea. AGU 2014 Fall Meeting, San Francisco (USA).
- Oehler, T, Martinez R and M Schlüter, 2013. Benthic transport processes and their impact on silicate, ammonium and carbon budgets of the Southern North Sea, University of southern Denmark-Nordisk Center for Jordens Udvikling, Odense, Denmark.
- Probst WN, 2014. How to be "good"–Comparing methods to assess time series of ecological indicators. ICES Annual Science Conference 2014, Á Coruna, Spain, CM2014 G:27.
- Seidel H and V Stelzenmüller, 2014. Spatio-temporal biodiversity indicators for monitoring common objectives of the German Maritime Spatial Plan and the Marine Strategy Framework Directive. ICES Annual Science Conference 2014, Á Coruna, Spain, CM2014 G:24.
- Stelzenmüller V, Fock HO, Gimpel A, Rambo H, Diekmann R, Probst WN, Callies U, Bockelmann F, Neumann H and I Kröncke, 2014. Quantitative environmental risk assessments in the context of marine spatial management: Current approaches and some perspectives. Ecological Basis of Risk Analysis for Marine Ecosystems, 02.-04.06.2014, Porvoo, Finland.
- Stelzenmüller V, Fock HO, Gimpel A, Rambo H, Diekmann R, Probst WN, Callies U, Bockelmann F, Neumann H and I Kröncke, 2014. Environmental risk assessments in the context of marine spatial management: Current approaches and some perspectives. ICES ASC 2014, Á Coruna, Spain, CM2014 G:39.

Poster

- Beringer, S, Kleeberg U, Neumann H, Kröncke I, Emeis KC, Puls W and EB Goldberg, 2016. Der NOAH Habitatatlas. 3rd KüNO Annual Meeting, 22. - 23.06.2016, Warnemünde, Germany.
- Blanz B and H Held , 2015. Assessment of Dynamic Risks and Mangement Design, 2nd KüNO Annual Meeting, 16.-17.11.2015, Warnemünde, Germany.
- Blanz B and H Held 2016. Management Design for Fisheries and Associated Risks in the German Bight using a Calibrated Analytical Model, 3rd KÜNO Annual Meeting, 22.-23.06.2016, Warnemünde, Germany.

- Blanz B and H Held 2016. Modelling ecosystem economy interaction dynamics. ECSA 56, 4-7.9.2016, Bremen, Germany.
- Neumann H, Kröncke I, Emeis K-C, Puls W, Kleeberg U and EB Goldberg 2015. Der NOAH Habitatatlas. KDM Symposium „Küste 2025“, 15. - 17.04.2015, Hamburg, Germany.
- Diekmann R, Neumann H, Kröncke I, Stelzenmüller V, Fock HO, and G Kraus, 2015. A question of scale? Trawling impacts on benthic communities. 2nd KüNO Annual Meeting, 16.-17.11.2015, Warnemünde, Germany.
- Neumann H, Kröncke I, Emeis K-C, Puls W, Callies U and R Diekmann, 2016. Habitatmodellierung epibenthischer Gemeinschaften in der südöstlichen Nordsee. KüNO Abschlusstagung, 22. - 23.06.2016, Warnemünde, Germany.
- Rambo H, Stelzenmüller V, Diekmann R and C Möllmann, 2016. CSI German Bight: a new index to assess the sensitivity of demersal fish communities to fishing. KÜNO Annual Meeting, 22.-23.06.2016, Warnemünde, Germany.

LITERATURLISTE

- Backhaus, JO, 1985. A three-dimensional model for the simulation of shelf sea dynamics. Deutsche Hydrographische Zeitschrift 38: 165–187.
- Bergman MJN, Ubels SM, Duineveld GCA and EWG Meesters, 2015. Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 72: 962-972.
- Borja A, Prins T, Simboura N, Andersen JH, Berg T, Marques JC, Neto JM, Papadopoulou N, Reker J, Teixeira H and L Uusitalo, 2014. Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status. *Frontiers in Marine Science* 1.
- Callaway R, Alsvåg J, de Boois I, Cotter J, Ford A, Hinz H, Jennings S, Kröncke I, Lancaster J, Piet G, Prince P and S Ehrich, 2002. Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 1199–1214.
- Daro, MH and DB van Gijsegem, 1984. Ecological factors affecting weight, feeding, and production of five dominant copepods in the Southern Bight of the North Sea. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, 183: 226-233.
- Eigaard OR, Bastardie F, Breen M, Dinesen GE, Hintzen NT, Laffargue P, Mortensen LO, Nielsen JR, Nilsson HC, O'Neill FG, Polet H, Reid DG, Sala A, Sköld M, Smith C, Sørensen TK, Tully O, Zengin M and AD Rijnsdorp, 2016. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 73:i27-i43.
- Fock H, 2011. Integrating Multiple Pressures at Different Spatial and Temporal Scales: A Concept for Relative Ecological Risk Assessment in the European Marine Environment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 17:187-211.
- Fock HO and G Kraus, 2016. From Metaphors to Formalism: A Heuristic Approach to Holistic Assessments of Ecosystem Health. *PLoS ONE* 11:e0159481.
- Franz HG and WWC Gieskes, 1984. The unbalance of phytoplankton and copepods in the North Sea. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer*, 183: 218-225.
- Franz, HG, Colebrook, JM, Gamble, JC and M Krause, 1991. The zooplankton of the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 28 (1/2): 1-52.
- Gerritsen HD, Minto C and C Lordan, 2013. How much of the seabed is impacted by mobile fishing gear? Absolute estimates from Vessel Monitoring System (VMS) point data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 70:523-531.
- Greenstreet, S, Fraser, H, Piet, G, Robinson, L, Callaway, R, Reiss, H, Ehrich, S, Kröncke, I, Craeymeersch, J, Lancaster, J, Jorgensen, L and A Goffin, 2007. Species Composition, Diversity, Biomass and Production of the Demersal Fish Community of the North Sea. *Fisheries Research Services Collaborative Report No. 07/07*.
- Greenstreet SPR, Rossberg AG, Fox CJ, Le Quesne WJF, Blasdale T, Boulcott P, Mitchell I, Millar C and CF Moffat, 2012. Demersal fish biodiversity: species-level indicators and trends-based targets for the Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 69:1789-1801.

- Heip CHR, Goosen NK, Herman PMJ, Kromkamp J, Middelburg JJ and K Soetaert, 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 33:1-149.
- Hiddink JG, Jennings S, and MJ Kaiser, 2006. Indicators of the Ecological Impact of Bottom-Trawl Disturbance on Seabed Communities. *Ecosystems* 9:1190-1199.
- Hislop, J, Bromley PJ, et al., 1997. Database report of the stomach sampling project 1991. ICES Cooperative Research Report No. 219.
- Hofmeister, R, Lemmen, C, Kerimoglu, O, Nasermoaddeli, MH and KW Wirtz, 2014. The Predominant Processes Controlling Vertical Nutrient and Suspended Matter Fluxes across Domains - Using the New MOSSCO System from Coastal Sea Sediments up to the Atmosphere. In: Proc.11 Int. Conf. Hydroscience Engineering 28: 889-896.
- ICES, 2013, Report of the Working Group on Biodiversity Science (WGBIODIV), 18-22 February 2013, ICES headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/SSGEF:02. 61pp.
- ICES, 2014. Report of the Workshop to review the 2010 Commission Decision on criteria and methodological standards on good environmental status (GES) of marine waters; Descriptor 6: seafloor integrity, 2-3 September 2014, ICES Headquarters, Denmark. ICES CM 2014\ACOM:61. 37pp.
- Joiris, C, Billen, G, Lancelot, C, Daro, MH, Mommaerts, JP, Bertels, A, Bossicart, M, Nijs, J and JH Heco, 1982. A budget of carbon cycling in the Belgian coastal zone: Relative roles of zooplankton and benthos in the utilization of primary production. *Neth. J. Sea Res.*, 16: 260-275.
- Kershner J, Samhoury JF, James CA and PS Levin, 2011. Selecting Indicator Portfolios for Marine Species and Food Webs: A Puget Sound Case Study. *PLoS ONE* 6(10): e25248. doi:10.1371/journal.pone.0025248
- Link, JS, 2010. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: A plea for PREBAL. *Ecological Modelling*, 221: 1580-1591.
- Lovvorn, JR, Cooper, LW, Brooks, ML, De Ruyck, CC, Bump, JK and JM Grebmeier, 2005. Organic matter pathways to zooplankton and benthos under pack ice in late winter and open water in late summer in the north-central Bering Sea. *Marine Ecology Progress Series* 291:135-150.
- Mackinson, S and G Daskalov, 2007. An ecosystem model of the North Sea to support and ecosystem approach to fisheries management: description and parameterization. *Sci. Ser. Tech Rep.*, Cefas, Lowestoft, 196pp.
- Mathis, M, Mayer, B and T Pohlmann, 2013. An uncoupled dynamical downscaling for the North Sea: Method and evaluation. *Ocean Modelling*, 72: 153-166.
- Mathis, M and T Pohlmann, 2014. Projection of physical conditions in the North Sea for the 21st century. *Climate Research*, 61, 1-17, doi: 10.3354/cr01232.
- Neumann, H and I Kröncke, 2011. The effect of temperature variability on ecological functioning of epifauna in the German Bight. *Marine Ecology*, 32 (Suppl. 1): 1-9.
- Neumann, H, de Boois, I, Kröncke, I and H Reiss, 2013. Climate change facilitated range expansion of the nonnative Angular crab *Goneplax rhomboides* into the North Sea. *Mar Ecol Progr Ser* 484, 143-153.
- Paffenhöfer, GA, 1976. Feeding, growth and food conversion of the marine planktonic copepod *Calanus helgolandicus*. *Limnol. Oceanogr.*, 21(1): 39-50.
- Pohlmann, T, 1991. Untersuchung hydro- und thermo-dynamischer Prozesse in der Nordsee mit einem drei-dimensionalen numerischen Modell. *Ber Zent Meeres-Klimaforsch Univ Hambg D* 23: 1-116.
- Pohlmann, T, 1996a. Calculating the annual cycle of the vertical eddy viscosity in the North Sea with a three-dimensional baroclinic shelf sea circulation model. *Cont Shelf Res* 16: 147-161.
- Pohlmann, T, 1996b. Predicting the thermocline in a circulation model of the North Sea. Part 1. Model description, calibration and verification. *Cont Shelf Res* 16: 131-146.
- Queirós, AM, Birchenough, SNR, Bremner, J, Godbold, JA, Parker, RE, Romero-Ramirez, A, Reiss, H, Solan, M, Somerfield, PJ, Van Colen, C, Van Hoey, G and S Widdicombe, 2013. A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates *Ecology and Evolution* 3: 3958-3985.
- Rätz, H-J, N Mitrakis, 2012. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – valuation of Fishing Effort Regimes in European Waters Part 1(STECF-12-09).
- Reiss H, Cunze S, König K, Neumann H and I Kröncke, 2011. Species distribution modelling of marine benthos: a North Sea case study. *Marine Ecology Progress Series* 442: 71-86.
- Solan M, Cardinale BJ, Downing AL, Engelhardt KAM, Ruesink JL and LS Srivastava, 2004b. Extinction and Ecosystem Function in the Marine Benthos *Science* 306: 1177-1180.

- Solan M and R Kennedy, 2002. Observation and quantification of in situ animal-sediment relations using time-lapse sediment profile imagery (t-SPI) *Mar Ecol Prog Ser* 228: 179–191.
- Solan M, Wigham BD, Hudson IR, Kennedy R, Coulon CH, Norling K, Nilsson HC and R Rosenberg, 2004a. In situ quantification of bioturbation using time-lapse fluorescent sediment profile imaging (f-SPI), luminophore tracers and model simulation *Mar Ecol Prog Ser* 271:1-12.
- Stäbler, M, Kempf, A, Mackinson, S, Poos, JJ, Garcia, C and A Temming, 2016. Combining efforts to make maximum sustainable yields and good environmental status match in a food-web model of the southern North Sea. *Ecological Modelling*, 331: 17-30.
- Stevens, D, 2016. Phytoplankton Color Index data from SAHFOS (Sir Alister Hardy Found. for Ocean Science).
- Weinert, M, Kröncke, I, Mathis, M, Neumann, H, Pohlmann, T and H Reiss, 2016. Modelling climate change effects on benthos: Distributional shifts in the North Sea from 2001 to 2099. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 175: 157-168.

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1. Expeditionen in die NOAH-Arbeitsgebiete. Schiffe: F/S Heincke, F/S Maria S. Merian, Forschungskutter Senckenberg	4
Tabelle 2. Anzahl verfügbarer Karten in den verschiedenen Kategorien des Habitatatlas (Stand 31.3.2016). Rechts: Beispielkarte für „Total Organic Carbon (TOC)“	7
Tabelle 3. Korrelationskoeffizienten ($r = \text{Pearson}$; $\text{Rel} = \text{RELATE}$) für die Beziehungen zwischen Fischereiaufwand (zwei Geräte: „beam“ und „BT2“) und verschiedenen Umweltfaktoren (Neumann et al., 2016).	9
Tabelle 4. Finanzielle Ressourcen, Personaleinsatz, Eigenmittel im Verbundvorhaben NOAH.	58

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1. Generelle Gliederung und Vorgehensweise des NOAH Projekts.....	2
Abbildung 2. Auswertung einer statistischen Analyse von Korngrößenmessungen in der deutschen AWZ der Nordsee. Nach diesem Ergebnis konnten 6 statistisch signifikante Sedimenttypen (Farblegende) ausgewiesen werden. In NOAH wurden 9 Stationen für die Feldarbeiten mit Forschungsschiffen identifiziert, um jeden Sedimenttyp zu untersuchen (A-I). Diese Stationen stimmen in einigen Fällen mit Langzeit-Beobachtungsstationen des Senckenberg (Sterne) und der BSH (rote Punkte) überein.....	3
Abbildung 3. NOAH- GDI und Daten-Infrastruktur	7
Abbildung 4. Fischereiaufwand mit den Geräten "BT2" (A/C) und "beam" (B/D) und interpolierte Karten: A) mittlere Jahrestemperatur, B) Schubspannung, C), Stratifizierung (C) und D) mittlere Jahres-Salinität (Neumann et al., 2016).	9
Abbildung 5. Räumliche Verteilung epibenthischer Gemeinschaften in der südöstlichen Nordsee.....	10
Abbildung 6. Habitatmodelle (MAXENT) der epibenthischen Gemeinschaften „Oysterground“, „Deep“ und „Dogger Slope“ in der südöstlichen Nordsee (rot = höchste Wahrscheinlichkeit des Vorkommens).....	11
Abbildung 7. Die räumliche Schadstoffverteilung ist zum großen Teil abhängig von den Sedimenteigenschaften. Dargestellt ist links die erwartete Verteilung von Fluoranthenkonzentrationen (PAK) (ng/g Trockengewicht) auf der Grundlage der beobachteten Korrelation dieser Substanz mit dem Siltanteil. Relevant für Organismen sind die freien Konzentrationen von Schadstoffen im Porenwasser. Rechts dargestellt sind die aus Messungen extrapolierten Konzentrationen von freiem Fluoranthen (in Picogramm pro Liter).....	11
Abbildung 8. NOAH Untersuchungsgebiete A-I innerhalb der deutschen AWZ.....	12
Abbildung 9. Messungen der zeitlichen Variabilität bodennaher Strömung (links) mit dem Meeresbodenobservatorium „SedObs“ (rechts).....	14
Abbildung 10. Das Bioturbationspotential (BpC, Solan et al., 2014) (links) und dessen vertikale Verteilung in Sedimenten aus 9 NOAH Untersuchungsgebieten.....	15
Abbildung 11. Saisonale Schwankung der benthischen Aufnahme von Sauerstoff in permeablen (rot) und diffusiven (blau) Sedimenten zwischen 2012 und 2016.....	17
Abbildung 12. Benthischer Lander „NusObs“ (AWI, COSYNA). <i>In situ</i> Kammer-Lander zur Messung benthischer Stoffflüsse. Das Gerät verblieb ca. 24 Stunden am Meeresboden für die Sediment-Inkubation und on-site Messungen von Sauerstoff organischen und anorganischen Nährstoffen.....	17
Abbildung 13. NOAH Arbeitsgebiet C vor Helgoland. Die flächentreue Kartenprojektion (Lambert Azimutal) zeigt die Sedimentverteilung, die Zeitserienstationen und weitere Lokationen an den Sedimentproben genommen wurden.	18
Abbildung 14. Saisonale Variation benthischer Kiesläureflüsse in NOAH Region C (Oehler et al., 2015).....	19
Abbildung 15. PCB und PAK Verteilung zwischen Sediment-Feinkorn und Porenwasser ($K_{\text{Sediment}} - C_{\text{free}}$) in Abhängigkeit ihres $\log K_o$	21
Abbildung 18. Modellierte Schubspannungen (Tages-Mittelwerte und Tages-Maxima) für NOAH-Gebiete A und D im Modelljahr 2014. Die waagrechte Linie zeigt die kritischen Schubspannungen für diese beiden Sedimenttypen an. Wird dieser Wert überschritten, so wird Sediment mobilisiert und es bilden sich Bodenformen wie z.B. Sandrippel.	22
Abbildung 20. PREBAL-Analyse nach Link (2010); Anordnung der funktionellen Gruppen aus dem Ecopath-Modell aufsteigend nach tropischen Level. Aufgetragen ist die Biomasse der einzelnen Gruppen auf einer log-Skala. Die Regessionsgrade ist exponential.....	25
Abbildung 21. PREBAL-Analyse nach Link (2010); Anordnung der funktionellen Gruppen aus dem Ecopath-Modell aufsteigend nach tropischen Level. Aufgetragen sind die jährlichen Produktionsraten der einzelnen Gruppen auf einer logarithmierten Skala. Die Regessionsgrade ist exponential.	26
Abbildung 22. Modelliertes Nahrungsnetz (ECOPATH) für die südliche und zentrale Nordsee in 1991.....	27
Abbildung 22: Ausgabe des Basislaufs von Ecosim; die blaue Linie zeigt die Simulation der relative Biomasse für die zur Validierung ausgewählten funktionellen Gruppen; die grauen Punkte zeigen die beobachteten Biomassen aus den Zeitreihen; die schwarze Linie, samt des grauen Konfidenzbandes zeigt einen Smoother durch die beobachteten Werte.	29

Abbildung 23. Vergleich bestimmter funktioneller Gruppen aus zwei Sensitivitätsanalysen. Links gezeigt, die relativen Biomassen im zeitlichen Verlauf mit veränderter fischereilicher Sterblichkeit des Kabeljau; rechts die relativen Biomassen im zeitlichen Verlauf mit veränderter fischereilicher Sterblichkeit der Scholle. Die Lienen zeigt die unterschiedliche fischereiliche Sterblichkeit.	32
Abbildung 24. Sensitivitätsanalyse mit Erhöhung der Temperatur; die rote Linie zeigt die Basissimulation, die grüne Linie die zeitliche Entwicklung relativer Biomassen mit einer Temperaturerhöhung von 2.5°C, die blaue Linie zeigt die zeitliche Entwicklung der relativen Biomassen mit einer Temperaturerhöhung von 4°C.	33
Abbildung 25. Zeitliche-räumliche Entwicklung der relativen Biomasse der funktionellen Gruppe Epifauna 3; farbliche Unterschiede stehen für einen Anstieg/Verringerung der relativen Biomasse.	33
Abbildung 26. Zeitliche-räumliche Entwicklung der relativen Biomasse der funktionellen Gruppe Kliesche; farbliche Unterschiede stehen für einen Anstieg/Verringerung der relativen Biomasse.	34
Abbildung 27. Zeitliche-räumliche Entwicklung der relativen Biomasse der funktionellen Gruppe Scholle; farbliche Unterschiede stehen für einen Anstieg/Verringerung der relativen Biomasse.	35
Abbildung 28. Auswertung der ausgewählten Indikatoren für Deskriptor 6 der MSRL. Rote Säulen repräsentieren Belastungsindikatoren, andere Farben Zustandsindikatoren für benthische Gemeinschaften (blau: Indikatoren für Eigenschaften/ Funktionen des Ökosystems; grün: sensitive oder opportunistische Arten). Vertikale Linien beschreiben den Grenzwert der 95% Perzentile (unterschiedlich für Zustands- und Belastungsindikatoren), um statistisch gut bewertete Indikatoren zu identifizieren (Methode: siehe auch Probst et al., 2014).	38
Abbildung 29. Swept area ratio (SAR) drei verschiedener Fischereisegmente in der deutschen AWZ der Nordsee des Jahres 2013. Die Werte wurden aus VMS-Daten der internationalen Flotte ermittelt: (A) Baumkurren von Schiffen <24m (Zielarten: v.a. Crangon), (B) Baumkurren von Schiffen >24m Länge (Zielarten: Plattfische), (C) Grundschieppnetze (demersale gemischte Fischerei). Die Größe der Gitterzellen variiert mit der Menge der Information, d.h. hohe Fischereiiintensität = viele VMS-Daten = kleine Gitterzellen. Eine SAR von 1 bedeutet, dass innerhalb eines Jahres eine Fläche befischt wurde, die der Größe der Gitterzelle entspricht. Aufgrund der variablen Gitterzellgrößen können lokal sehr hohe SAR erreicht werden, die aber bereits in benachbarten Zellen deutlich unterschritten werden können.	39
Abbildung 30. DCF Indikatoren von 2008 bis 2014 zur Analyse der Fischereiiintensitäten mit geschleppten, bodenberührenden Geräten (Grundschieppnetze, Baumkurren, Dredgen) in der AWZ der Nordsee. DCF5: Mittlerer monatlicher Anteil der befischten Fläche in der AWZ; DCF6: Mittlerer monatlicher Anteil der befischten Fläche, auf der 90% der Fischerei stattfindet; DCF7: Jährlicher Anteil der AWZ-Fläche, die nicht durch Fischerei berührt ist. Es ist zu beachten, dass DCF5 und DCF6 mittlere monatliche Werte darstellen; die kumulativen jährlichen Flächenanteile können darüber liegen. Die absoluten, durch Fischerei nicht berührten Flächenanteile (DCF7) werden dagegen unterschätzt, da die Berechnung auf einem 0.05°*0.05° Raster beruht und bei einzelnen Fischereiereignissen die Zelle bereits als befischt eingestuft wird.	39
Abbildung 31. (A) Vorherrschende Sedimenttypen in der deutschen AWZ der Nordsee und das 10x10nm große Untersuchungsgebiet (in rot), welches vorwiegend durch feine Sande charakterisiert ist. (B) Mittlere annuelle durch Baumkurren (vorwiegend Plattfisch- und Krabbenfischerei) verursachte swept area ratio (SAR) der Jahre 2008-2014. Die Punkte zeigen die Verteilung der Benthosproben an, die von 1998 bis 2015 in diesem Gebiet gesammelt worden sind.	40
Abbildung 32. (A) Fragility score (Maßzahl für die „Zerbrechlichkeit“ der benthischen Epifauna im Verhältnis zur Fischerei, siehe Neumann et al. (2016) der einzelnen Benthosproben von 1998-2014 im Verhältnis zur vorherrschenden mittleren fischereilichen Belastung (Swept Area Ratio) im Untersuchungsgebiet von 2008-2014 (siehe Abb. 30). (B) Fragility score (Median, 25% und 75% Perzentile (Box) und Extrema) von Benthosproben (N=33), deren Probennahmegebiet innerhalb der angegebenen Zeitintervalle (0-350 Tage) durch Baumkurren befischt wurden.	41

Abbildung 33. (A) Community Sensitivity Index (CSI) der demersalen Fischfauna im Bereich der deutschen AWZ. Der CSI wurde aus dem arithmetischen Mittel von vier standardisierten life history trait Variablen (Greenstreet et al. 2012) und den modellierten artspezifischen Fischabundanz (189 Baumkurrenproben aus November 2005, 2009 und 2013) abgeleitet. Je höher der CSI, desto sensibler ist die Fauna gegenüber bodenberührender Fischerei. (B) CSI im Verhältnis zum mittleren Fischereiaufwand (kumulative Swept Area Ratio SAR durch kleine und große Baumkurren sowie Grundsleppnetzfisherei). Farben kennzeichnen Tiefenbereiche, die Linien entsprechende GAM-Modelle: $CSI_t = \exp(\alpha + f(SAR_i * \text{factor}(\text{depth}_i)) + \varepsilon_i$; wobei ε gammaverteilt ist.....42

Abbildung 34. Zweistufiger Bewertungsansatz zur Analyse von Zeitserien anhand des Beispiels des Nordsee Kabeljaubestandes (*Gadus morhua*). A) Breakpoint-Analyse basierend auf dem Prinzip, dass sich der Indikator verbessert; B) Trend Analyse der letzten Phase, die durch die Breakpoint-Analyse identifiziert wurde. Beide Bewertungsmethoden führen zu einem negativen Ergebnis: Der mittlere Wert der letzten Phase liegt unterhalb des Referenzwertes und es ist kein signifikant positiver Trend in der Zeitserie für diese Phase erkennbar (Probst & Stelzenmüller 2015).....43

Abbildung 35. Indikator der benthischen Störung (Disturbance Indicator DI). Der Indikator quantifiziert die potentielle Störung der benthischen Infauna durch den mittleren annuellen Fischereiaufwand in der deutschen AWZ. DI ist als Verhältnis zwischen der fischereiinduzierten Mortalität und dem Erholungspotential der vorherrschenden Fauna definiert. Im vorliegenden Beispiel wurden die höchsten Mortalitätsraten der Baumkurrenfischerei auf Plattfische (vor allem Seezunge) zugeordnet.45

Abbildung 36. Struktur des *Bayesschen* Netzes zur Untersuchung von zukünftigen räumlichen Managementmaßnahmen in der deutschen AWZ und ihrer Auswirkungen auf das Benthos. Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten der Kategorien eines Knotens sind hier für das ursprüngliche Szenario (bei mittlerer räumlicher Aufwandsverteilung der einzelnen Flottensegmente zwischen 2005-2008) dargestellt. Weitere Erläuterungen und Definitionen der Knoten: siehe (Stelzenmüller et al. 2015).....46

Abbildung 37. Autokorrelationskoeffizienten ohne Rauschen. Die Bifurkation bei $\mu=0.25$, ist mit einem senkrechten Strich gekennzeichnet. Der Kontrollparameter wurde kontinuierlich erhöht. Der Wechsel vom „guten“ in den „schlechten“ Zustand ist deutlich sichtbar.....47

Abbildung 38. Autokorrelationskoeffizienten zweier simulierter Zeitreihen (schwarz) mit Rauschen (rot) und nach Anwendung des Kalman-Filters (grün). Links mit schwachem Rauschen und rechts mit starkem Rauschen. Der Schwellwert wird jeweils um window index 490 überschritten (senkrechte Linie). Der kritische Wert wird jeweils am rechten Rand erreicht. Der Kalman-Filter korrigiert erfolgreich das Beobachtungsrauschen, indem er die Frühwarnfunktion wiederherstellt.....48

Abbildung 39. Schematische Darstellung des Modells54

Abbildung 40. Simulierte Fischbestände ohne Management (links) und Gleichgewichtsbestände als Funktion der Diskontrate, ausgedrückt als Planungshorizont des Managements (rechts). Der Planungshorizont wird bestimmt als die Zeitperiode, in der eine Einnahme dem Management nur ein 1000stel der gleichen Einnahme heute wert wäre.....55

Berichtsblatt

1. ISBN oder ISSN nicht geplant	2. Berichtsart (Schlussbericht oder Veröffentlichung) Schlussbericht
3. Titel North Sea – Observation and Assessment of Habitats (NOAH) Sedimentprovinzen der Deutschen Bucht – Eigenschaften, Leistungen und Risiken	
4. Autor(en) [Name(n), Vorname(n)] (Zugehörigkeit s. Punkt 8) Emeis, Kay-Christian¹, Bockelmann, Frank¹, Callies, Ulrich¹, Kleeberg, Ulrike¹, Winter, Christian², Schwab, Arne², Krämer, Knut², Herbst, Gabriel², Schlüter, Michael³, Martinez, Roi³, Brockmeyer, Berit⁴, Kröncke, Ingrid⁵, Neumann, Hermann⁵, Schückel, Ulrike⁵, Kraus, Gerd⁶, Diekmann, Rabea⁶, Stelzenmüller, Vanessa⁶, Möllmann, Christian⁷, Nowicki, Margarete⁷, Lüdmann, Thomas⁷, Schmiedl, Gerhard⁷, Held, Hermann⁷, Blanz, Benjamin⁷, Witt, Gesine⁸ und Niehus, Nora⁸,	5. Abschlussdatum des Vorhabens 31.03.2016
	6. Veröffentlichungsdatum 31.10.2016
	7. Form der Publikation Bericht
8. Durchführende Institution(en) (Name, Adresse) 1. Helmholtz-Zentrum Geesthacht Institut für Küstenforschung Max-Planck-Str. 1, 21502 Geesthacht 2. Universität Bremen Zentrum für Marine Umweltwissenschaften Leobener Str. 2, 28359 Bremen 3. Alfred-Wegener-Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung Am Alten Hafen 26, 27568 Bremerhaven 4. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie Referat Chemie des Meeres Bernhard-Nochte-Straße 78, 20359 Hamburg 5. Senckenberg am Meer Abteilung Meeresforschung Südstrand 44, 26382 Wilhelmshaven 6. Johann Heinrich von Thünen Institut Institut Seefischerei Palmaille 9, 22767 Hamburg 7. Universität Hamburg Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit Grindelberg 5, 20144 Hamburg 8. Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg Fachbereich Umwelttechnik Ulmenliet 20, 21033 Hamburg	9. Ber. Nr. Durchführende Institution n. z.
	10. Förderkennzeichen 03F0669A-F 03F0670A 03F0671A
	11. Seitenzahl 70
12. Fördernde Institution (Name, Adresse) Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 53170 Bonn	13. Literaturangaben 40
	14. Tabellen 4
	15. Abbildungen 40
16. Zusätzliche Angaben keine	
17. Vorgelegt bei (Titel, Ort, Datum) keine	

18. Kurzfassung

Trotz der enormen Fortschritte vergangener Jahre, gibt es nach wie vor große Lücken in unserem Verständnis von Küstenmeerökosystemen, die nur mit Hilfe von multidisziplinär angelegten Forschungsprojekten geschlossen werden können. Insbesondere der Meeresboden als bedeutender Lebens- und Wirtschaftsraum ist diesbezüglich von Interesse, da viele seiner Eigenschaften, Prozesse und Leistungen bis heute unzureichend beschrieben sind. Das BMBF-Projekt NOAH (North Sea - Observation and Assessment of Habitats) startete im April 2013 mit dem Ziel, diesen Zustand des Meeresbodens für den südlichen Teil der Nordsee zu verbessern. Über einen Zeitraum von drei Jahren wurden dafür Informationen über physikalische, biologische und chemische messbaren Größen aus existierenden Datenbeständen, eigenen Beobachtungen und Modellsimulationen zusammengefasst. Diese Datengrundlage diente ihrerseits als Ausgangspunkt für die Kartierung von Habitateigenschaften und Lebensgemeinschaften, für die Modellierung benthisch-pelagischer Prozesse und für die Bemessung von Risiken menschlicher Belastungen des Ökosystems. Im Geodatendenportal des NOAH Projekts, dem sogenannten „Habitatatlant“ (www.noah-project.de/habitatatlant), wurden die Ergebnisse der Kartierung und Modellierung von verschiedenen Zustands- und Kenngrößen in Form digitaler Karten synthetisiert.

Neben der Verarbeitung von Geodaten wurde in NOAH insbesondere auch auf den Einsatz neuer, hochauflösender Messtechniken gesetzt. Ergebnisse dieser Feldstudien zeigen u.a. eine teils unerwartete räumliche und zeitliche Variabilität von morphologischen Strukturen und benthischen Stoffumsätzen deren zugrundeliegende Prozesse bis dato noch unzureichend in Modellen abgebildet sind. Sie liefern erstmalig auch eine erweiterte Bestandsaufnahme klassischer und neuer Umweltschadstoffe anhand derer die Belastungssituation von Sedimenten und Organismen besser abgeschätzt werden kann. Darüber hinaus konnten mehrere Schlüsselarten sowie funktionelle Gruppen als potentiell geeignete Belastungs- und Zustandsanzeiger (Indikatoren) des „Guten Umweltzustandes“ (gemäß der EU Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG) evaluiert werden. Wie solche Indikatoren zur Risikobewertung herangezogen werden können, wurde mit Hilfe eines Verfahrens (Bayessches Netzwerk) demonstriert. Die ermöglichte es uns, räumliche Veränderungen der biologischen Integrität in Abhängigkeit von der Verteilung des Fischereiaufwands vorherzusagen. Angesichts der vorliegenden Ergebnisse kann das NOAH Projekt auf einen erfolgreichen Verlauf zurückblicken. Insbesondere der Habitatatlant als neue Plattform für Meeresforschungsdaten sollte eine nachhaltige Wirkung auf die nationale sowie internationale Küstenmeerforschung haben. Aus diesem Beweggrund wurde mit der Erfassung, Auswertung und Darstellung der unterschiedlichen Geodaten gleichzeitig auch deren Vernetzung mit etablierten Portalen für Meeresdaten (z.B. MDI-DE) realisiert. Dies ist zwingend erforderlich, um der Wissenschaft, Politik und Gesellschaft einen langfristige gesicherten Zugriff auf Mess- und Modelldaten zu ermöglichen.

19. Schlagwörter

Küstenmeer, Nordsee, Meeresboden, Habitat, Ozeanographie, Meereschemie, Meeresbiologie, GIS, Geodaten

20. Verlag

n. z.

21. Preis

n. z.

Document Control Sheet

1. ISBN or ISSN n/a	2. type of document (e.g. report, publication) Final report
3. title North Sea – Observation and Assessment of Habitats (NOAH) Sediment provinces of the German Bight – Properties, services and risks	
4. author(s) (family name, first name(s)) Emeis, Kay-Christian ¹ , Bockelmann, Frank ¹ , Callies, Ulrich ¹ , Kleeberg, Ulrike ¹ , Winter, Christian ² , Schwab, Arne ² , Krämer, Knut ² , Herbst, Gabriel ² , Schlüter, Michael ³ , Martinez, Roi ³ , Brockmeyer, Berit ⁴ , Kröncke, Ingrid ⁵ , Neumann, Hermann ⁵ , Schückerl, Ulrike ⁵ , Kraus, Gerd ⁶ , Diekmann, Rabea ⁶ , Stelzenmüller, Vanessa ⁶ , Möllmann, Christian ⁷ , Nowicki, Margarete ⁷ , Lüdmann, Thomas ⁷ , Schmiedl, Gerhard ⁷ , Held, Hermann ⁷ , Blanz, Benjamin ⁷ , Witt, Gesine ⁸ and Niehus, Nora ⁸ ,	5. end of project 31/03/2016 6. publication date 31/10/2016 7. form of publication Report
8. performing organization(s) (name, address) 1. Helmholtz-Centre Geesthacht Institute of Coastal Research Max-Planck-Str. 1, 21502 Geesthacht 2. University of Bremen Centre for Marine Environmental Sciences Leobener Str. 2, 28359 Bremen 3. Alfred-Wegener-Institute Helmholtz-Centre for Polar and Marine Research Am Alten Hafen 26, 27568 Bremerhaven 4. Federal Maritime and Hydrographic Agency Department of Marine Chemistry Bernhard-Nochte-Straße 78, 20359 Hamburg 5. Senckenberg am Meer Department of Marine Research Südstrand 44, 26382 Wilhelmshaven 6. Johann Heinrich von Thünen Institute Institute of Sea Fisheries Palmaille 9, 22767 Hamburg 7. University of Hamburg Center for Earth System Research and Sustainability Grindelberg 5, 20144 Hamburg 8. Hamburg University of Applied Sciences Department of Environmental Technology Ulmenliet 20, 21033 Hamburg	9. originator's report no. n/a 10. reference no. 03F0669A-F 03F0670A 03F0671A 11. no. of pages 70
12. sponsoring agency (name, address) Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 53170 Bonn	13. no. of references 40 14. no. of tables 4 15. no. of figures 40
16. supplementary notes none	
17. presented at (title, place, date) none	

18. abstract

Despite recent advances in coastal research, large gaps still exist in our understanding of ecosystem properties, functioning and stability. Multidisciplinary projects are necessary to help close such gaps. The sea floor as an important habitat and economic resource is of particular interest, since the characterisation of areal properties, processes and services still remain incomplete. In April 2013, the BMBF-project NOAH (North Sea - Observation and Assessment of Habitats) kicked off with the aim to improve on this situation for the southern part of the North Sea. During a three year period information on physical, chemical and biological variables was gathered from legacy data, own field observations and modelling. This database was in turn exploited for the mapping of sea floor habitats and biodiversity, the modelling of benthic-pelagic processes as well as the assessment of pressure-state relationships and environmental risks. The geo-data portal of the NOAH project, the so called 'habitat atlas' (www.noah-project.de/habitatatlas), holds the main results of our research on the distribution of various state variables as digital maps.

Apart from the processing of geo-data, NOAH research was also distinguished by employing innovative, high-resolution observation systems. Results of this field studies show, among others, partly unexpected spatio-temporal variabilities in morphological patterns and biogeochemical turnover that are hitherto insufficiently represented by models. They also yield a comprehensive stock-taking of classical and emerging contaminant distributions that supports the spatial assessment of pollutant loads in sediments and biota. Furthermore, the results provide evidence for the use of certain key species and functional groups as potential pressure-state indicators of the 'Good Environmental Status' (in compliance with the Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EG). Their application in risk assessments was demonstrated by using a Bayesian network technology. This enabled us to predict the biological integrity of the sea floor in relation to the distribution of demersal fishing pressure.

In view of the high-quality results, it may well be asserted that the NOAH project took a successful course. Especially the new platform 'habitat atlas' for marine geo-data is expected to foster national and international coastal research activities. For this very reason, geo-data collation, analysis and mapping went hand in hand with data networking (e.g., MDI-DE) through standardized interfaces. This is most critical in order to secure the long-term access to observational and model data for satisfying scientific, political and societal needs alike.

19. keywords

coastal sea, sea floor, habitat, oceanography, marine chemistry, marine biology, geo-data

20. publisher

n/a

21. price

n/a