

Projektbericht „CRANMAN“

Wissenschaftliche Untersuchungen zur Biologie und Fischerei der Nordseegarnele *CRAN**gon crangon* als Basis für ein effizientes Selbst-MANagement Systems

August 2022

Gefördert durch



Europäischer Meeres-
und Fischereifond



Niedersachsen

Abschlussbericht

an das niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, für das Projekt

„**CRANMAN**“: Wissenschaftliche Untersuchungen zur Biologie und Fischerei der Nordseegarnele *CRANgon crangon* als Basis für ein effizientes Selbst-MANagement Systems

Das Projekt „CRANMAN“ wurde gefördert durch den Europäischen Meeres- und Fischereifonds und das Land Niedersachsen.

**Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaft¹
(Antragsteller)**

Projektleiter: Prof. Dr. Axel Temming

Mitarbeiter: Dr. Claudia Günther
Georg Respondek
Merten Saathoff
Dr. Julia Friese
Stefanie Kurbjuweit

**Institut für Seefischerei, Johann Heinrich von Thünen Institut- Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume,
Wald und Fischerei²
(Unterauftrag)**

Mitarbeiter: Dr. Herrmann Neumann
Dr. Torsten Schulze
Dr. Holger Haslob

¹Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Olbensweg 24, 22767 Hamburg

Tel.: 040 42838-6601 Fax: 040 42838-6618 E-Mail: ihf-office@uni-hamburg.de

²Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Seefischerei

Herwigstraße 31, 27572 Bremerhaven

Hamburg im August 2022

Zitiervorschlag:

Temming et. al. 2022. CRANMAN: Wissenschaftliche Untersuchungen zur Biologie und Fischerei der Nordseegarnele *CRANgon crangon* als Basis für ein effizientes Selbst-MANagement Systems. Abschlussbericht an das niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Universität Hamburg, August 2022

Titelbild: von links oben nach rechts unten: Crangon-Eier; Baumkurrennetz bei Ausfahrt; Schiebehemen-Beprobung, Längenmessung. ©Merten Saathoff/Julia Friese

Vorbemerkung zur Struktur

Die ursprünglichen Hauptpunkte aus dem Antrag wurden hier übernommen als Abschnitte a) bis i). Allerdings hat sich während des Projekts eine Verschiebung der Schwerpunkte ergeben. Dies lag zum einen an neuen und spannenden Ergebnissen, die während des Projekts erzielt wurden, zum anderen daran, dass bestimmte Arbeiten wegen der Corona Einschränkungen oder aufgrund von mangelnder Bereitschaft der Fischer zur Kooperation nicht durchgeführt werden konnten. Die ursprüngliche Idee einen standardisierten Survey mit Hilfe von kommerziellen Kuttern zu planen, wurde vollständig fallengelassen, da generell nur wenige Fischer Interesse an einer aktiven Rolle im Selbstmanagement hatten. Die zeigte sich bereits bei den großen Schwierigkeiten ausreichend Kapitäne für einen Netzvergleich (22 mm gegen 24 mm Steertmasche) zu gewinnen. Die Ausfälle während der Corona Beschränkungen konnten weitgehend in der kostenneutralen Verlängerungsphase nachgeholt werden, jedoch standen die experimentellen Ergebnisse teils erst zu einem sehr späten Zeitpunkt als Eingaben für das Simulationsmodell zur Verfügung. Einige der Auswertungen werden daher zu einem späteren Zeitpunkt noch aktualisiert werden müssen. Die Hauptergebnisse des Projekts sind im Folgenden wegen der besseren Lesbarkeit nach Themenschwerpunkten geordnet dargestellt. Die Zuordnung der Themen zu den im ursprünglichen Projektantrag genannten Unterpunkten wird im Anhang 1 erläutert.

Inhalt

Einleitung	1
Zusammenfassung der Kernergebnisse	5
Empfehlungen für die Fischerei	7
a. Analyse und Standardisierung von Fischereiaufwand und Verteilung aus Log-Büchern und VMS Daten	8
a1: Räumliche Analyse der Entwicklung von Population und Fischerei	8
a2: Analyse der saisonalen Dichte von Nordseegarnelen (<i>Crangon crangon</i> L.) in den Küstengebieten der deutschen Nordsee.....	13
a3: Untersuchung der Verfügbarkeit und Eignung von AIS Daten zur Aufwandsermittlung.....	14
b. Bestimmung der möglichen Aufwandssteigerung	15
c. Überwachung und Verbesserung der Harvest Control Rule (HCR)	19
d. Untersuchungen zur Variabilität des Häutungsintervalls.....	23
e. Wachstum im Saisonvergleich: der Kohorteneffekt.....	29
f. Dichteabhängigkeit des Wachstums	32
g. Sterblichkeit.....	39
g1: M:F - Zeitreihen (eine Aktualisierung von Temming and Hufnagl, 2015)	39
g2: Bestimmung der Discard-Sterblichkeit	40
g3: Management Implikationen	51
h. Untersuchungen zur Maschenweitenerhöhung.....	52
i. Weiterentwicklung und Anwendung des Simulationsmodells.....	57
j. Analyse der Beifänge von Nicht-Zielarten	71
k. Befragung der Fischer zum Selbstmanagement der Krabbenfischerei	92
Literatur	105
Danksagung.....	108
Anhang	109

Einleitung

Ausgangspunkt für das vorliegende Projekt war das von der internationalen Fischerei auf die Nordseegarnele (*Crangon crangon*) im Rahmen der Nachhaltigkeits-Zertifizierung durch den MSC eingeführte Selbstmanagement System. Dieses Selbstmanagement beruht auf zwei Säulen: 1) einem Plan zur sukzessiven Erhöhung der Maschenweiten und 2) einer sogenannten „Harvest Control Rule“ (HCR). Die Maschenweitenerhöhung dient der Reduktion der diagnostizierten Wachstumsüberfischung (Temming & Hufnagl 2015), während die HCR in Zeiten mit niedrigen Bestandsdichten für eine Begrenzung des Fischereiaufwandes sorgen soll – so dass die üblicherweise einsetzende Aufwandserhöhung verhindert werden kann. Die wissenschaftliche Grundlage für die Empfehlungen zum Selbstmanagement bildeten Simulationen des Krabbenbestands mit dem Populationsmodell der Uni Hamburg (Temming et al. 2013, Temming et al 2017).

Die von der Fischerei eingeführte HCR hatte bereits im ersten Jahr (2016) nur eine geringe Wirksamkeit gezeigt. Trotz eines insgesamt sehr niedrigen Krabbenbestands wurde nur in zwei kurzen Zeiträumen eine Aufwandsreduktion ausgelöst. Eine Analyse des Funktionierens der HCR in verschiedenen Jahren, sowie Vorschläge zu ihrer Verbesserung waren daher ein wichtiges Projektziel. Für alle Szenarien, in denen eine Aufwandsreduktion vorgesehen ist, muss gesichert sein, dass der Aufwand tatsächlich gesenkt und insbesondere auch in den umliegenden Zeiträumen nicht gesteigert wird. Zudem ist eine räumliche Zuordnung des Aufwands und der Anlandungen nötig, um lokal unterschiedliche Entwicklungen im Bestand zu erkennen. Bisher berücksichtigt die HCR diese lokalen Entwicklungen nicht und kann daher lokal niedrige Bestände nicht vor zusätzlichem Fischereidruck schützen. Um ein genaueres Bild der räumlichen Zusammenhänge zu erlangen, wurde daher eine integrierte Analyse der Aufwandsentwicklung auf der Basis von VMS Daten aus den Niederlanden, Deutschland und Dänemark durchgeführt.

Das Selbstmanagement der Fischerei beruht allein auf der Akzeptanz und Umsetzung durch die Fischer bzw. deren Vertreter. Die Akzeptanz und Effektivität der Maßnahmen wurde durch eine Befragung der Fischer genauer ermittelt und mit bisherigen Erkenntnissen aus wissenschaftlichen Untersuchungen zu Selbstmanagementansätzen in der Fischerei verglichen.

Die Berechnungen der Auswirkungen von Managementmaßnahmen zur Reduktion der Wachstumsüberfischung sowie zur HCR basieren auf einem Populationsmodell des Typs Ertrag-pro-Rekrut-Modell (E/R-Modell, Abb. 1). Ein solches Modell bildet die Reaktion eines mittleren idealisierten Bestandes in Wechselwirkung mit der Fischerei ab, kann aber keine Vorhersagen über die Stärke der Nachwuchsjahrgänge machen. Mit diesem Modell wurden mögliche Alternativen zu den ursprünglich geplanten Maschenweitenerhöhungen untersucht, da diesen von Anfang an mit großer Skepsis begegnet wurde. Von wissenschaftlicher Seite wurde früh argumentiert, dass eine dichteabhängige Begrenzung des Wachstums den zu erwartenden höheren Erträgen entgegenwirken könnte. Die Analyse einer möglichen Dichteabhängigkeit des Wachstums war daher ein zentraler Aspekt der Untersuchungen.

Alle in der Simulation der Populationsdynamik integrierten Prozesse unterliegen einer starken saisonalen Dynamik, die in dem Modell korrekt abgebildet werden muss. Die dafür erforderlichen Daten zur Temperatur und zum saisonalen Verlauf des Fischereiaufwands haben sich über die Dekaden verändert und das Modell musste an die aktuelle Situation angepasst werden. Ebenso mussten biologische Populationsparameter genauer bestimmt werden, um möglichst realitätsnahe Ergebnisse zu erzeugen.

Das E/R Modell errechnet den theoretischen Fangertrag eines Individuums im Laufe seines Lebens in Abhängigkeit vom Eintrittsalter in die Fischerei, von natürlicher und fischereilicher Sterblichkeit, sowie der Wachstumskurve. Tatsächlich wird in dem Modell mit einer sehr hohen Zahl von Individuen gerechnet. Am Ende der Rechnung werden die Fangerträge durch die Anzahl der Individuen geteilt, um den Ertrag pro einem Rekruten zu erhalten (Abb. 4).

Die E/R-Modelle ermöglichen grundsätzlich auch die Bestimmung einer zweiten Kenngröße: den Laichbestand je Rekrut. Diese Kenngröße zeigt an, inwieweit der Laichbestand bei einem bestimmten Fischereiaufwand reduziert wird. Im vorliegenden Projekt wurde dieser Aspekt dem Modell hinzugefügt, wodurch eine Analyse des Einflusses der Winterfischerei auf die Erträge in der folgenden Saison ermöglicht wurde. Voraussetzung ist allerdings, dass der Lebenszyklus der Garnelen im Modell geschlossen werden kann. Das bedeutet, dass die Garnelen in einem Simulationsjahr in der Lage sind, genau so viel Nachwuchs zu erzeugen, dass im Folgejahr unter gleichen Bedingungen wieder der gleiche Fangertrag erzielt wird. Für diese Berechnungen wurden zusätzliche Informationen über die Zahl der Eier je Weibchen in verschiedenen Jahreszeiten benötigt. Ebenfalls musste die Häutungsfrequenz der Ei-tragenden Weibchen bestimmt, sowie die Frage geklärt werden, ob nach Ei-Abgabe und Häutung direkt wieder neue Eier angelegt werden können.

Wachstumsüberfischung liegt vor, wenn die Sterblichkeit relativ zum Wachstum zu hoch ist, so dass die Tiere ihr Wachstumspotential nicht ausschöpfen können und im Mittel mit zu geringem Gewicht gefangen werden.

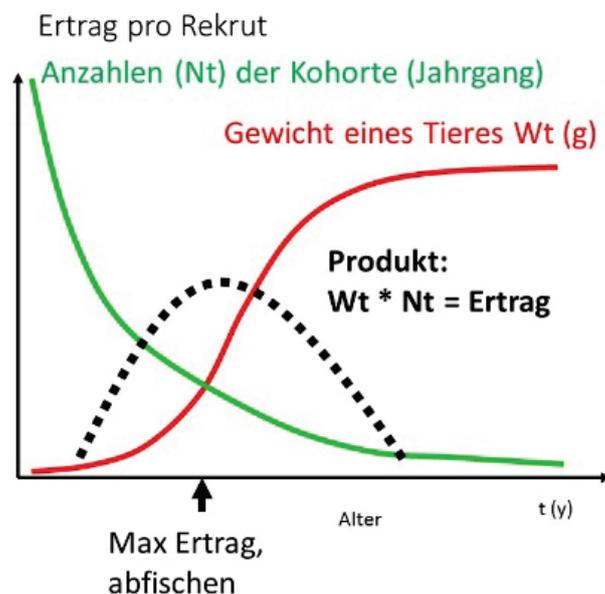


Abb. 1: Ertrag-pro-Rekrut Modell zur Veranschaulichung eines maximalen Ertrags.

Man kann diesen Ertragsverlust entweder durch eine Senkung der fischereilichen Sterblichkeit (Aufwand) oder durch eine Erhöhung der Maschenweite beheben.

Wichtig ist, dass die Befischungsstrategie ihren Erfolg unabhängig von der Nachwuchsstärke zeigt. Bei höherer Nachwuchsstärke wird das Ergebnis dann nur mit einer größeren Zahl von Rekruten multipliziert als bei niedriger Nachwuchsstärke. Leider kann man das Ergebnis eines Wechsels der Befischungsstrategie aus der Modellierung nicht mit dem tatsächlichen jährlichen Fangergebnis der Fischerei vergleichen, da im realen Ökosystem die Nachwuchsjahrgänge stark schwanken und die Fischerei nie zwei Jahre unter exakt gleichen Bedingungen stattfinden kann. Ein Vergleich der verschiedenen Managementmaßnahmen, kann daher nur in der Simulation durchgeführt werden kann.

Als weitere Komplikation unterliegen die Garnelen einer doppelten Selektion, einmal im Steert und einmal in der Trommelsiebmaschine. Die Steertselektion wurde im CRANNET-Projekt umfassend untersucht, allerdings unter experimentellen Bedingungen mit kleinen Fangmengen. Für die Trommelsiebung benötigt man separate Selektionskurven und zusätzliche Angaben zu den Überlebensraten der wieder über Bord gegebenen Tiere.

Im Projekt wurden verschiedene Kombinationen aus Maschenweiterhöhungen und temporären Schließungen der Fischerei untersucht. Ein Vergleich der Effekte von temporären Schließungen mit den Effekten der größeren Steertmaschenweiten ist allerdings nicht trivial, da beide Maßnahmen ganz andere Wirkungen haben (Abb. 2 & 3).

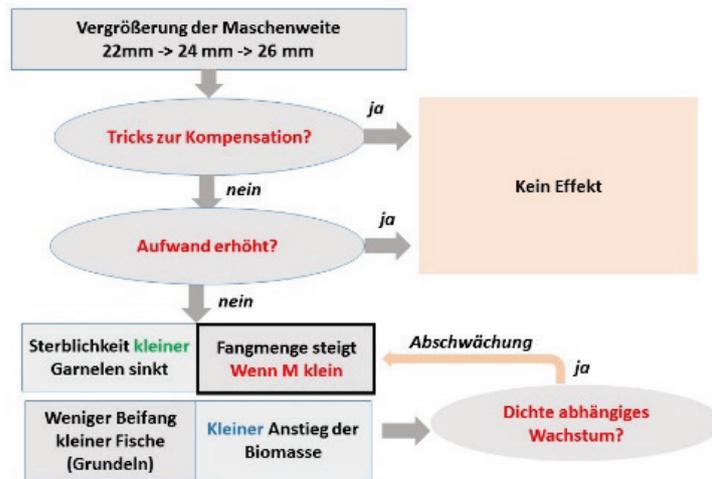


Abb. 2: Die Vergrößerung der Maschenweite führt zur Schonung von kleinen Tieren und führt zu einem kleinen Anstieg der Biomasse

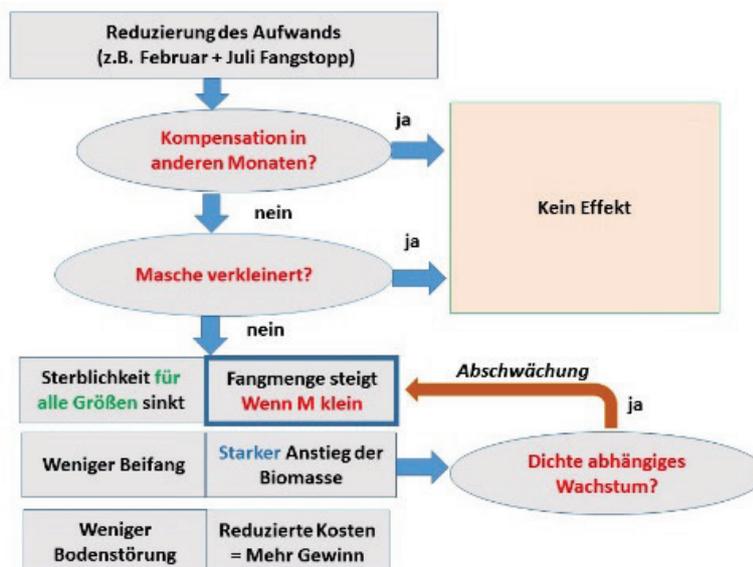


Abb. 3: Die Reduzierung des Aufwands durch z.B. temporäre Schließungen führt zur Schonung von allen Tieren und führt zu einem starken Anstieg der Biomasse

Die Maschenweitenerhöhung schont selektiv die kleinen Tiere, während eine Aufwandssenkung alle Größenklassen schont. Darüber hinaus ist der Anstieg der Bestandsdichte bei der Aufwandssenkung größer, so dass eine mögliche Dichte-abhängige Reduktion des Wachstums stärkere Effekte hätte. Bei der Aufwandssenkung spielt es zudem eine Rolle in welchen Monaten sie erfolgt. Vergleichen kann man die beiden Maßnahmen nur über den prognostizierten Mehrertrag. Man kann also eine zur 26 mm Maschenweite „äquivalente“ Aufwandsreduktion berechnen, indem man den Aufwand so weit reduziert, dass der gleiche Mehrertrag wie bei der Erhöhung der Maschen auf 26 mm erzielt wird. Über die Wahl der Monate für einen Fangstopp, kann man, bis zu einem gewissen Grad, auch auf die Menge an Fischbeifang Einfluss nehmen, wenn dieser saisonal variiert. Dieser Aspekt wurde in einem eigenen Arbeitspaket auf der Basis vorhandener Daten untersucht. In jedem Fall hat ein Fangstopp immer auch den Effekt, dass weniger Beifang anfällt.

Die Ergebnisse der unterschiedlichen Arbeitspakete wurden zu Empfehlungen für die Verbesserung des Selbstmanagements der Krabbenfischerei in der Nordsee zusammengefasst. Ein Teil der Ergebnisse wurde bereits in wissenschaftlichen Zeitschriften veröffentlicht. Weiterhin wurden die Ergebnisse in die Arbeitsgruppe WGCRAN des Internationalen Rats für Meeresforschung (ICES) eingebracht und sind in den jährlichen Berichten der Arbeitsgruppe in englischer Sprache für ein internationales Publikum öffentlich verfügbar.

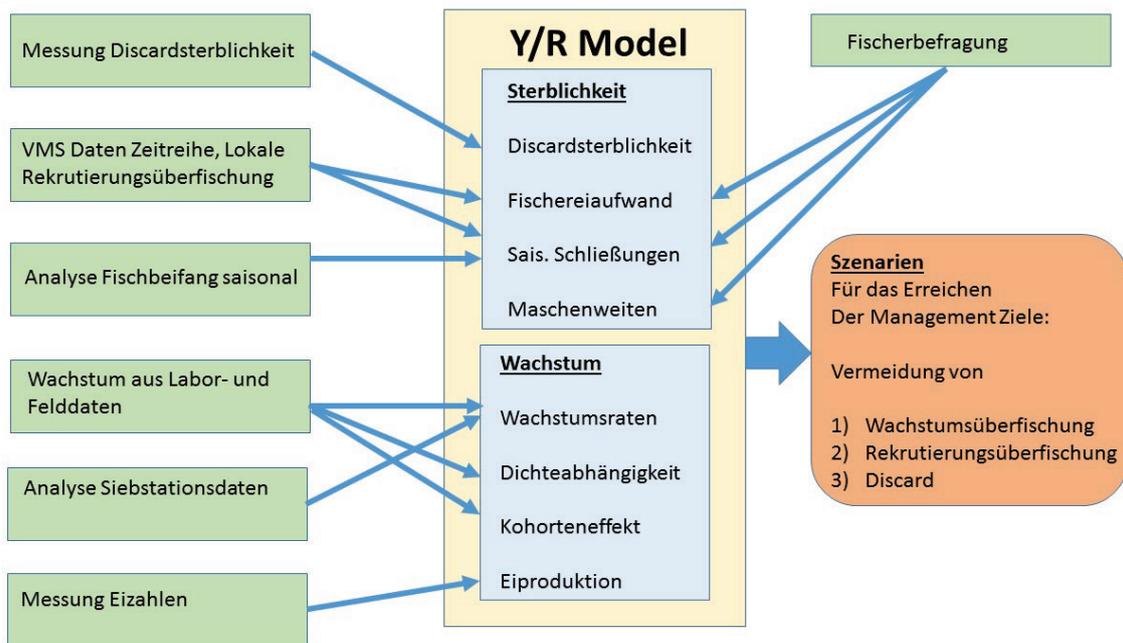


Abb. 4 Schematische Darstellung der Themenbereiche des CRANMAN Projektes (grün), deren Ziel im Yield/Recruit Modell nach Günther et al. (2017) in blau und die resultierenden Modelloutputs (orange).

Zusammenfassung der Kernergebnisse

- Eine kombinierte Analyse der VMS-Daten von den Niederlanden, Deutschland und Dänemark zeigt einen Anstieg des Aufwands um 12% zwischen 2009 und 2018 bei sinkenden Anlandungen.
- Insbesondere im ersten Quartal und vor allem in nördlichen Gebieten sinken die Einheitsfänge seit 10 Jahren kontinuierlich.
- Es gibt Indizien für einen negativen Effekt der Winterfischerei in südlichen Gebieten auf die Bestandsdichten im folgenden Sommer/Herbst in nördlichen Gebieten und damit Hinweise auf eine mögliche Rekrutierungsüberfischung, sowie bisher unbekannte räumliche Zusammenhänge von Sub-Populationen.
- Die HCR Referenzwerte aus dem Managementplan konnten auf Grundlage der Logbuchdaten nicht nachberechnet werden. Die aktuell verwendete Berechnung der Referenzwerte weicht von der wissenschaftlichen Empfehlung zur Berechnung ab und basiert nur auf Daten der deutschen Flotte. Die monatlichen LPUE Vergleichswerte (LPUE: landings per unit effort, Anlandungen pro Aufwandseinheit) hingegen werden mit Daten aller Flotten berechnet, was die Vergleichbarkeit einschränkt.
- Die Anwendung eines einzelnen Referenzwertes für das gesamte Gebiet ignoriert die regional sehr unterschiedliche Bestandsentwicklung und kann bei lokal niedrigen Beständen den Fischereiaufwand unter Umständen nicht um das nötige Maß reduzieren.
- Es finden sich keine Hinweise auf ein dichteabhängiges Wachstum, welches im Falle einer Maschenweitenerhöhung oder Aufwandsreduzierung den erwarteten Mehrertrag reduzieren könnte.
- Statt eines dichteabhängigen Effekts konnte ein Kohorteneffekt dokumentiert werden, demzufolge die Rekruten aus den Wintereiern durchgehend höhere Wachstumsraten aufweisen als die Kohorten aus den nachfolgenden Sommereiern.
- Die Wachstumsversuche zeigen bei gleichen Bedingungen eine starke Aufspaltung zwischen schnell und langsam wachsenden Individuen. Entgegen den Erwartungen erweist sich auch das Häutungsintervall als stark variabel so dass schnelles Wachstum z.T. auch aus kurzen Intervallen resultiert. Umgekehrt wird das Intervall für jeden Tag ohne Nahrung um einen Tag verlängert.
- Es wurde eine neue Methode entwickelt, um Häutungsintervalle aus Fangproben zu ermitteln. Die Methode basiert auf der quantitativen Messung der Carapaxhärte zu unterschiedlichen Zeiten nach der Häutung. Auf der Basis einer Kalibrierung im Labor kann über den Anteil der Tiere mit weichem Carapax das Häutungsintervall aus Feldproben bestimmt werden.
- Untersuchungen zur Discardsterblichkeit haben deutlich höhere Sterblichkeitsraten ergeben, als bislang in der Literatur angegeben. Insbesondere lange Holzeiten - und damit höhere Fangmengen und lange Bearbeitungszeiten, sowie die Passage durch den Trommelsortierer erhöhen die Mortalität stark.
- Die Trommelsortierung an Bord ist relativ ungenau, so dass marktfähige Krabben verloren gehen und untermaßige Krabben unnötig gekocht werden.
- Eine Maschenweitenerhöhung von 22 auf 24 mm im Steert zeigt in kommerziellen Fängen nur eine geringe Reduktion untermaßiger Krabben. Zeitserien der DCF-Daten zeigen jedoch eine langfristige Reduktion des Anteils untermaßiger Krabben in der deutschen Krabbenfischerei seit Beginn der MSC-Zertifizierung und der schrittweisen Maschenweitenerhöhung.

-
- Daten zur Häufigkeit der Größenklassen von Konsumkrabben aus einer Siebstation im Saisonverlauf wurden im Simulationsmodell zur Validierung des Wachstums der adulten Garnelen benutzt.
 - Die Menge an Eiern pro Weibchen wurde aus Messdaten neu bestimmt.
 - Es konnte nachgewiesen werden, dass eine Wiederbefruchtung direkt nach der Eiablage möglich ist.
 - Das Populationsmodell wurde für den aktuellen Zeitraum (2013-2020) neu parametrisiert.
 - Das Modell kann in der neuen Version Kohorten-spezifisches Wachstum abbilden.
 - Das Populationsmodell wurde erweitert um den Aspekt der Rekrutierung, die in der aktuellen Version nicht mehr extern vorgegeben ist, sondern durch die simulierten Elterntiere erzeugt wird. Damit sind erstmals auch Untersuchungen zu Rekrutierungsüberfischung möglich.
 - Das Modell wurde erfolgreich eingesetzt, um die Effekte kombinierter Maßnahmen zu Maschenweite und Aufwandssenkung zu simulieren.
 - Die Untersuchungen haben ergeben, dass eine Reduktion des Fischereiaufwands in den Wintermonaten durch Mehrfänge im folgenden Sommer und Herbst überkompensiert wird.
 - Die Analyse historischer Beifangdaten der Krabbenfischerei (TIEWS Reihe, 1990) ergab für den Zeitraum von 1955 bis 1993 räumlich, und zeitlich (saisonal und dekadisch) sehr stark variierende Beifangmengen mit insgesamt deutlich abnehmenden Trends.
 - Der mittlere Anteil gefährdeter Arten betrug 0.001% vom gesamten Beifang. Die Aussagekraft der Daten für seltene Arten ist allerdings aufgrund teils sehr hoher Umrechnungsfaktoren, bezogen auf den jeweiligen Gesamtfang, gering.
 - Die aktuell geltenden Regeln zur Rückwurfmenge quotierter Arten (deMinimis) wurde mittels der TIEWS Reihe (1990) historisch evaluiert. Die geforderte Begrenzung auf 6% der Beifangmenge wurde in einigen Jahren für Scholle, Seezunge und Wittling überschritten, für Kabeljau und Hering lag sie dagegen immer unter 6% der Quote.
 - Ein Vergleich des Demersal Young Fish Surveys (DYFS) und der TIEWS Reihe in den Jahren 1975 bis 1993 diente zur Evaluierung der Eimerbeprobung, zu der sich die Krabbenfischerei gemäß der geltenden deMinimis Regelung verpflichtet hat. Beide Zeitserien wiesen trotz unterschiedlicher Probennahme-Strategien weitestgehend ähnliche Beifang-Artenzusammensetzung jedoch unterschiedliche Abundanztrends auf.
 - Eine Bewertung der Rahmenbedingungen des Selbstmanagements hat ergeben, dass die Biologie der Nordseegarnele genauso wie die Flottenstruktur eindeutig den Erfolg eines nachhaltigen Selbstmanagements begünstigt.
 - Nach eigener Wahrnehmung der Fischer ist die Regelkonformität generell hoch und ein großes Interesse an mehr Beteiligung ist vorhanden.
 - Schwächen des Managementsystems liegen nach Meinung der Fischer in der Kontrolle und Umsetzung durch die Erzeugerorganisationen, sowie in der Wahrnehmung der Notwendigkeit des Managements.

Empfehlungen für die Fischerei

Da die fischereiliche Sterblichkeit immer noch höher ist als die natürliche Mortalität, sind Maßnahmen zur Reduzierung der Wachstumsüberfischung weiterhin notwendig. Hinweise auf dichteabhängiges Wachstum, wurden nicht festgestellt. Daher wäre die weitere Erhöhung der Maschenweiten auf 26mm (ohne Rundungseffekte) wie ursprünglich geplant immer noch eine wirksame Maßnahme. Die Vermeidung von Beifängen untermaßiger Garnelen ist auch im Hinblick auf die höhere Discardsterblichkeit dringend geboten. Als Alternative zur Erhöhung der Maschenweiten von 24 auf 26 mm wäre eine Aufwandsreduzierung in den Sommermonaten denkbar. Um einen vergleichbaren Mehrertrag zu erzielen, müsste der jährliche Aufwand durch diese Reduzierung gegenüber dem langfristigen Durchschnitt effektiv um 12% gesenkt werden. Zusätzliche Maßnahmen zur Verringerung der Discardsterblichkeit könnten kürzere Hol- und Verarbeitungszeiten sowie eine Optimierung der Fangsortierung sein. Jede Maßnahme sollte danach beurteilt werden, ob die Selektivität effektiv erhöht und damit der Anteil untermaßiger Garnelen im Netz verringert wird.

Der stetig sinkende Bestand an Nordseegarnelen im ersten Quartal in allen untersuchten Gebieten bietet Anlass zur Sorge um die zukünftige Bestandsentwicklung. Die großen Ei-tragenden Garnelen, welche im Winter befischt werden, tragen nicht nur hauptsächlich zur Rekrutierung im folgenden Herbst bei. Unsere Untersuchungen haben zusätzlich ergeben, dass diejenigen Garnelen, welche aus den Wintereiern schlüpfen, die höheren Wachstumsraten aufweisen (schnellwachsende Kohorte). Die HCR in ihrer aktuellen Form kann eine weitere Aufwandssteigerung in Zeiten und Gebieten mit niedrigem Krabbenbestand nicht effektiv verhindern. Das ist besonders in den Wintermonaten der Fall, da die Referenzwerte aus den deutschen Flottendaten hier nicht repräsentativ sind. Auch wenn die Fischer in der Befragung eine Regionalisierung der HCR weitgehend ablehnen, wäre eine solche dringend geboten. Zudem lässt die aktuelle Regulierung Raum für zusätzliche Aufwandssteigerungen trotz Inkrafttreten der HCR-Beschränkungen. Daher ist zusätzlich zu der Überarbeitung der Referenzwerte eine strikte Kontrolle des effektiven Aufwands nötig. Diese sollte auch verdeckte Aufwandssteigerungen, z.B. durch kürzere Pausenzeiten zwischen den Hols, mit einbeziehen.

Ein Einfluss der Fischerei auf den Bestand und die Rekrutierung wird von vielen Fischern noch verneint. Der Schutz des Laichbestandes im Winter sollte eigentlich im ureigenen Interesse der Fischer liegen; hier müssen die aktuellsten Ergebnisse aus der Forschung besser in die Fischerei kommuniziert werden. Die Einstellung der Fischer zur Notwendigkeit des Managements kann sich bei besserem Transfer der Ergebnisse aus der Wissenschaft in die Fischerei durchaus ändern. Änderungen am Management sollten mit den Fischern auf einer möglichst breiten Basis gemeinsam entwickelt werden. Viele Fischer fühlen sich im Entscheidungsprozess nicht vertreten und würden gerne mehr eingebunden werden. Interessanterweise wurde häufig als Begründung angeführt, dass dann auch unliebsame Entscheidungen besser akzeptiert werden. Diese Entscheidungen sind im Fall der Regionalisierung oder auch bei der Reduzierung der Sterblichkeit untermaßiger Garnelen definitiv dringend geboten. Zum Schluss sind die geringe Akzeptanz und das fehlende Vertrauen der Fischer in die Umsetzung des Managements zwei Bereiche in denen eine Verbesserung nötig ist. Vergleiche mit wissenschaftlichen Studien zu Selbstmanagementsystemen legen die Einrichtung eines zentralen Managementorgans als ausführende Institution nahe, welche den Fischern gegenüber direkt rechenschaftspflichtig ist. Die aktuelle Umsetzung mit den jeweiligen Erzeugerorganisationen als ausführende Organe ist nicht geeignet, das Vertrauen der Fischer in ein funktionierendes Management zu stärken.

a. Analyse und Standardisierung von Fischereiaufwand und Verteilung aus Log-Büchern und VMS Daten

Georg Respondek*, Claudia Günther*, Torsten Schulze°, Stefanie Kurbjuweit*, Axel Temming*

*Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

°Thünen-Institut für Seefischerei

a1: Räumliche Analyse der Entwicklung von Population und Fischerei

Bereitstellung der internationalen VMS und Logbuch-Daten durch die WGCAN

Seit Bestehen der ICES Arbeitsgruppe WGCAN werden jährliche Anlandungen und teils auch Aufwandsdaten nach Ländern getrennt veröffentlicht. Ein großer Schwachpunkt dieser Datensammlung ist das Fehlen der räumlichen Aufteilung der Daten; so fischt ein Teil der Flotten immer auch vor „fremden“ Küsten. Zum ersten Mal wurden 2019 daher die Anlande- und Aufwandsdaten der deutschen, niederländischen und dänischen Flotten aus VMS- und Logbuchdaten zusammengeführt und einheitlich analysiert. Die Einhaltung strenger Datenschutzrichtlinien stellte die Arbeitsgruppe vor einige Herausforderungen; so durfte der jeweilige nationale Datensatz nur vor Ort auf einem Rechner bearbeitet werden und musste anschließend rückstandslos gelöscht werden. Aus den aggregierten Daten wurden mehrere Produkte generiert. Es wurden Karten mit der räumlichen Darstellung von Aufwand und Anlandungen je Quartal, sowie eine Tabelle mit aufsummierten Aufwands- und Anlandedaten getrennt nach Untergebieten für weitere Untersuchungen erstellt (siehe Abb. a1.1).

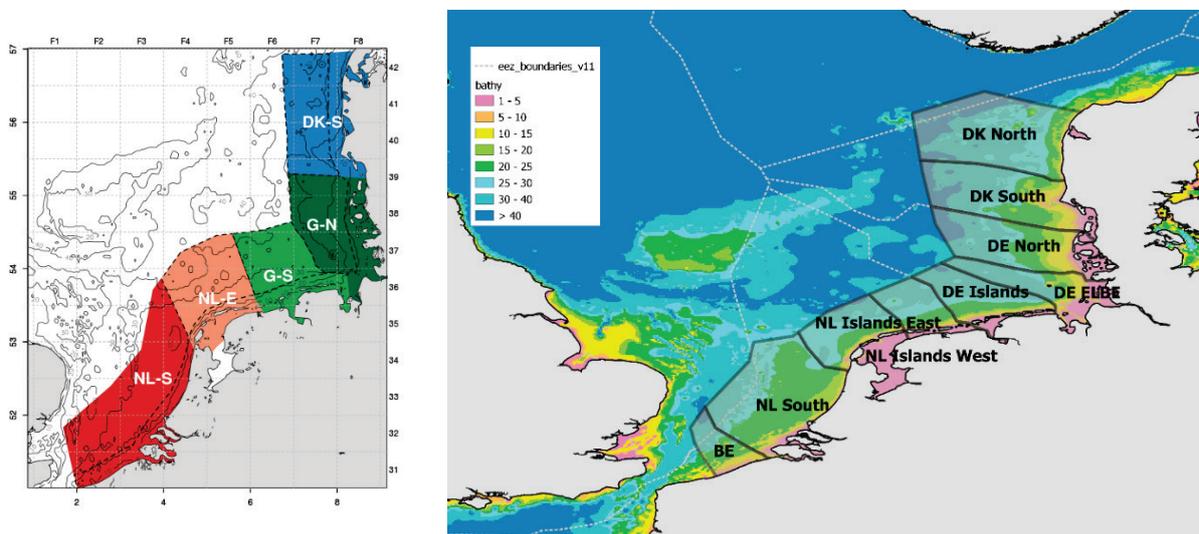


Abb. a1.1: Gebieteinteilung für die räumliche Aggregation von kombinierten VMS- und Logbuchdaten 2019 (links) und 2020 - 2022 (rechts)

Die Karten mit der räumlichen detaillierten Auflösung der Anlandungen und Fischereiaufwand können nicht veröffentlicht werden da es einen Einspruch wegen datenschutzrechtlicher Bedenken seitens der niederländischen Verantwortlichen gab.

Die Abfrage internationaler Aufwands- und Anlandedaten aus VMS und Logbuchdaten wurde im Rahmen der WGCAN in den letzten Treffen 2020 und 2021 wiederholt. In den neuen Datensätzen,

welche direkt über das ICES Datencenter bezogen wurden, zeigen die Jahre 2009 – 2012 teils große Abweichungen von den offiziell der Arbeitsgruppe gemeldeten Anlandungen an Nordseegarnelen. Die Hintergründe dieser Diskrepanz werden von der Arbeitsgruppe noch weiter untersucht.

Datenbearbeitung und Bereitstellung von VMS und Logbuchdaten der deutschen Fischerei

Die Bearbeitung der Logbuchdaten in Verbindung mit den VMS-Daten erfolgte in R (R Core Team 2021). Die dazu verwendeten Routinen zur Datenbereinigung und Analyse lehnten sich an die von der ICES-WGSPFD (Work Group on Spatial Fisheries Data) erarbeiteten Analyseschritte an (ICES 2019). Außerdem wurden Routinen verwendet, die in den letzten Jahren von den nationalen Laboren im Rahmen der Bewertung von Fischereimanagementmaßnahmen in den Natura 2000 Gebieten in EU-Gewässern entwickelt wurden.

Für die Analyse der deutschen Flotte lagen dem Thünen-Institut die von der BLE erhobenen Daten der kommerziellen Fischerei vor (VMS-, Logbuch-, Anlande-, Reise- und Schiffsdaten). Die Daten wurden bereinigt, die Aktivität der einzelnen VMS-Positionen bestimmt und der Fang auf die VMS-Punkte verteilt.

Vergleich der VMS- und Logbuchdaten mit den offiziellen Anlande- und Aufwandsdaten

Im Vergleich mit den offiziell gemeldeten Anlandungen nach Nation ergeben die nach Gebiet aufgeteilten VMS- und Logbuchdaten wesentliche Abweichungen (Abb. a1.2). Die deutsche AWZ stellt mit 53% der Anlandungen das wichtigste Fischereigebiet, während die meisten Anlandungen nach Nationalität von der niederländischen Flotte gemeldet wurden (54%).

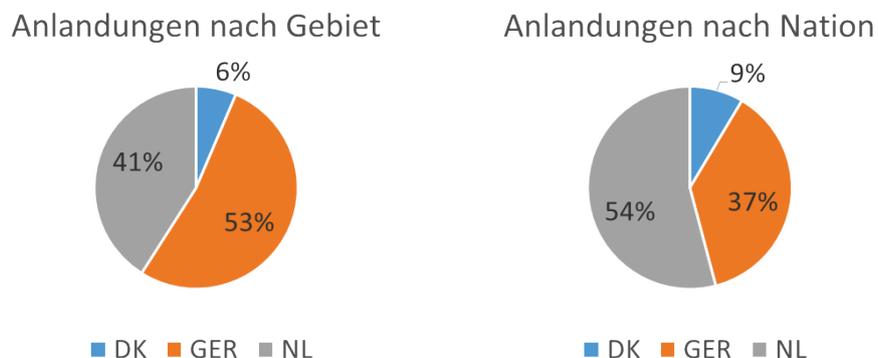


Abb. a1.2: Anteilige Anlandungen der Krabbenfischerei in den deutschen (GER), dänischen (DK) und niederländischen (NL) Fischereigebieten nach Abb. a1.1 (links). Anteilige Anlandungen der Krabbenfischerei der deutschen (GER), dänischen (DK) und niederländischen (NL) Fischereiflotte nach Meldungen der WGCRAN (rechts)

Die fehlende räumliche Information hat weitere Auswirkungen auf die Interpretation der Daten. Wird der Trend der Anlandungen im 1. Quartal der Jahre 2009 – 2018 zwischen beiden Datensätzen verglichen, so zeigen die räumlich aufgelösten Daten einen stark negativen Trend. In den nach Nation aufgelösten Daten ist dieser Trend wesentlich weniger ausgeprägt (Abb. a1.3).

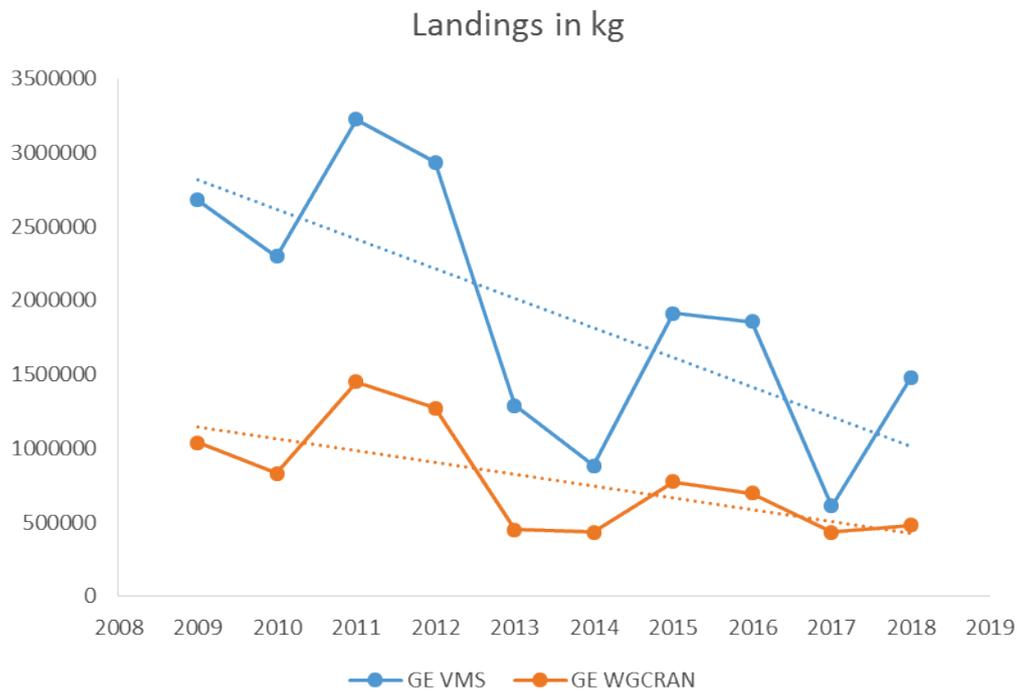


Abb. a1.3: Anlandungen (in kg) der Fischerei im 1. Quartal von 2009-2018 nach Fischereigebiet (blau) und Nationalität der Flotte (orange).

Hat der Fischereiaufwand Einfluss auf die Rekrutierung?

Werden die ersten fünf Jahre der Zeitreihe (2009-2013) mit den zweiten fünf Jahren (2014-2018) verglichen, so ergibt sich eine Aufwandssteigerung von insgesamt 12%. Diese wird vor allem von den Gebieten im Süden (NL_E und NL_W) getragen. Die Anlandungen im selben Zeitraum nahmen dagegen um 9% ab. Besonders auffällig ist hier der starke Rückgang der Anlandungen vor der Norddeutschen Küste (GE_N) (Abb. a1.4).

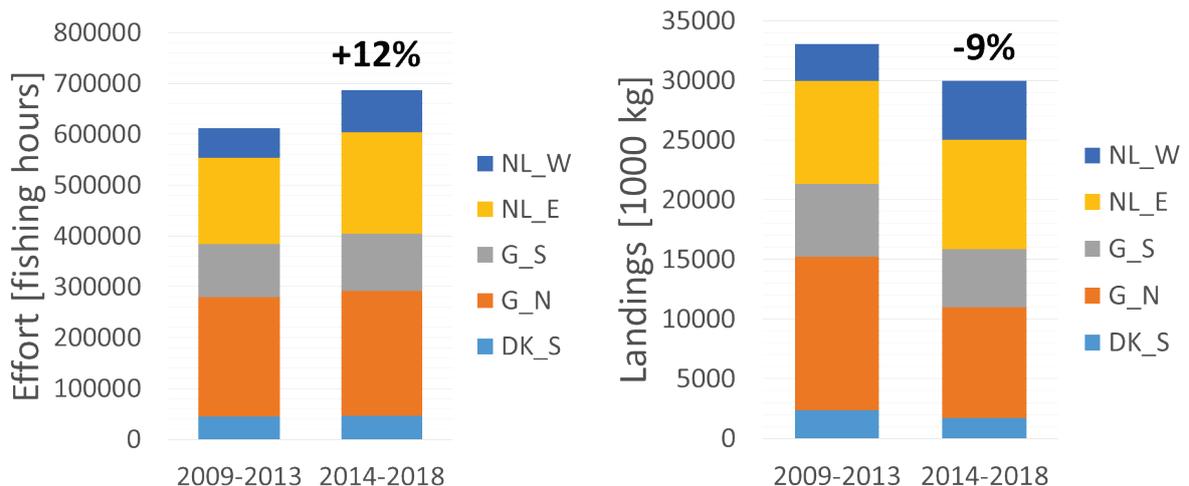


Abb. a1.4: Mittelwert des Aufwands (links) und der Anlandungen (rechts) im ersten und zweiten Zeitraum aus den kombinierten VMS- und Logbuchdaten aus 2019.

Der zuvor beschriebene Anstieg des Fischereiaufwands in Verbindung mit sinkenden Anlandungen führt im ersten Quartal in allen Regionen zu signifikanten negativen Trends beim LPUE, wobei die Abnahme in den dänischen und deutschen Teilgebieten wesentlich ausgeprägter sind als in den

niederländischen Regionen. Während der LPUE in den traditionellen Winterfischereigebieten im Norden und auch in G-S zu Beginn unserer Zeitreihe fast 10 kg/h höher ist als in den niederländischen Regionen, erreicht er am Ende der Zeitreihe mit etwa 20 kg/h das gleiche Niveau (Abb. a1.5).

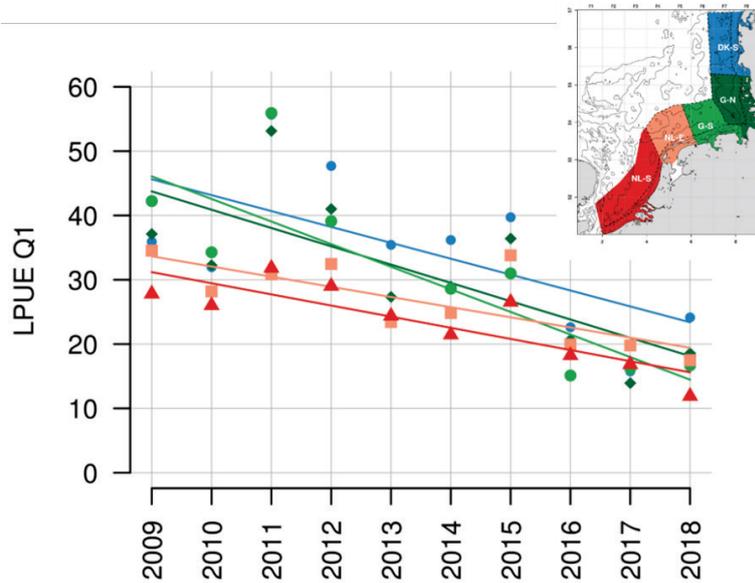


Abb. a1.5: Mittelwert der Anlandungen je Aufwand (LPUE) im ersten Quartal 2009-2018 nach Gebieten getrennt. Die Trendlinien der Gebiete sind alle signifikant mit $p < 0.05$. Die Farben der Trendlinien und Datenpunkte entsprechen denjenigen der Gebiete in Abb. a1.1 (siehe Karte).

Alle durchgeführten Analysen zeigten deutliche und signifikante Korrelationen des Fischereiaufwands im Winter (Januar-Februar) und im Frühjahr (März-April) auf die LPUE in der folgenden Sommersaison (Juli-August). Insbesondere wurden signifikante negative Korrelationen zwischen dem Winteraufwand in NL-E und dem Sommer-LPUE in G-N und G-S festgestellt (Abb. a1.6). Diese saisonalen Korrelationen deuten auf Rekrutierungseffekte für die nachfolgende Kohorte hin, die durch die Verringerung des Laichbestandes verursacht werden (Temming et al. 2017). Überraschenderweise sind die

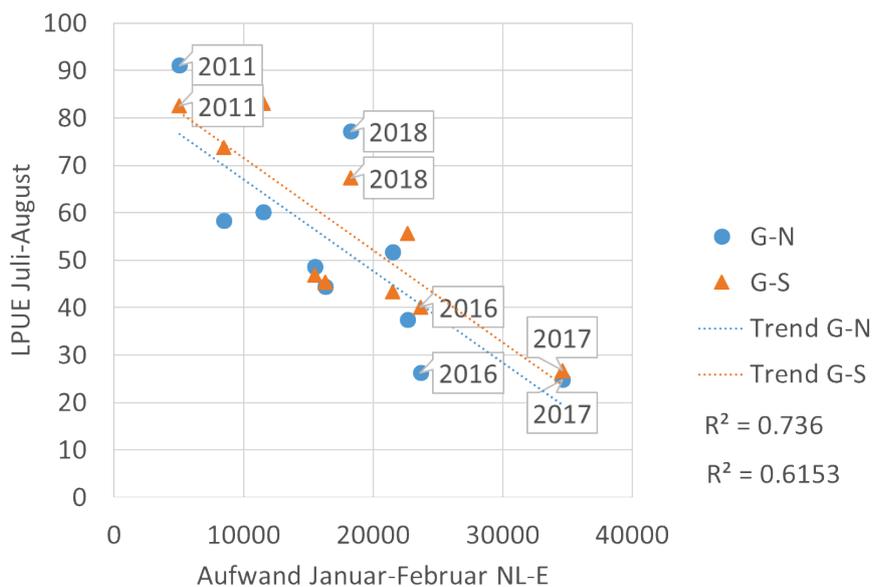


Abb. a1.6: Lineare Regression des Fischereiaufwands in Fischereistunden im Januar und Februar vor der östlichen niederländischen Küste (NL-E) mit dem Einheitsfang in kg/Fischereistunde im Juli und August in der nördlichen (G-N) bzw. südlichen (G-S) deutschen Bucht. Beide Regressionen sind signifikant mit $p < 0,05$.

Korrelationen des Aufwands in NL-E im Winter und der LPUE in der folgenden Saison in den nördlichen Regionen hoch signifikant, auch wenn drei Jahre mit extremen LPUE-Werten enthalten sind: 2011, 2016 und 2018. Die Korrelationen zwischen den abgelegenen Gebieten lassen darauf schließen, dass zumindest die frühe Rekrutierung im Juli/August in den nördlichen Regionen aus dem Süden stammt und keine oder nur sehr wenig lokale Rekrutierung aus dem Norden erfolgt. Wenn das Datenset aus der Abfrage 2019 (Jahre 2009-2018) um die zwei letzten Jahre (2019 und 2020) aus der Abfrage 2021 erweitert wird, ergeben sich mehr signifikante Korrelationen (Abb. a1.7).

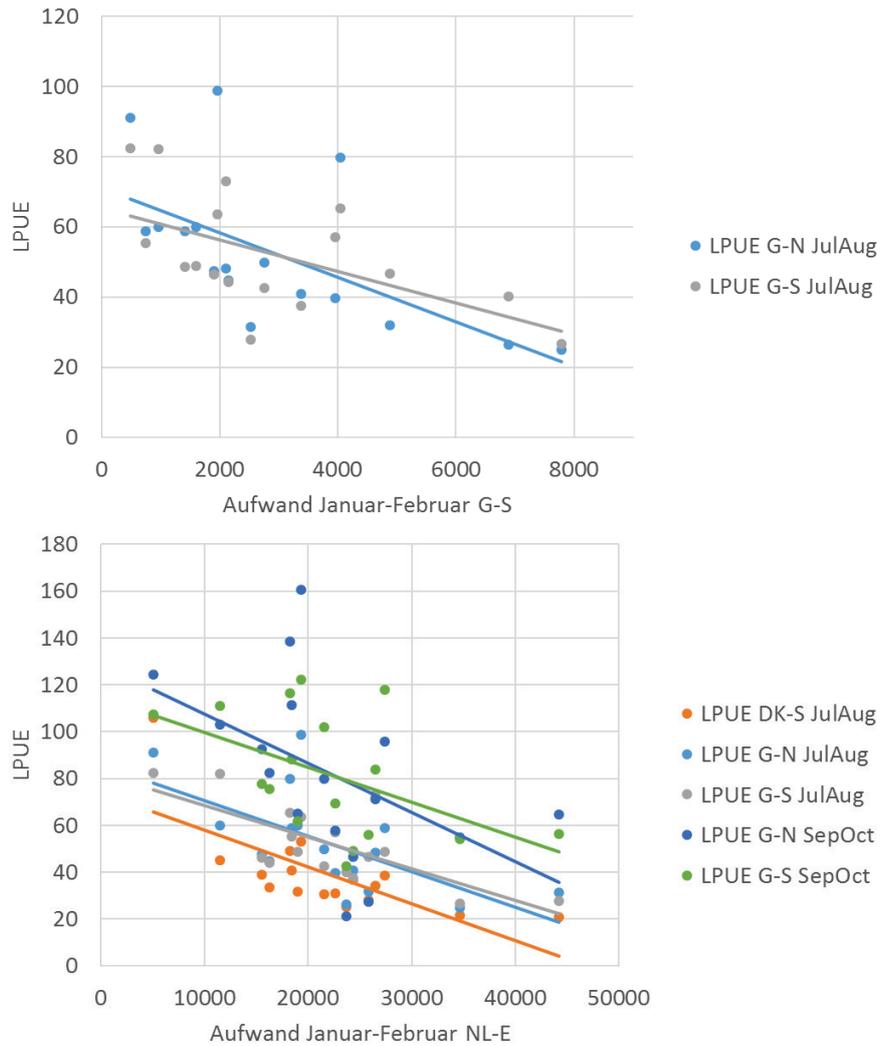


Abb. a1.7: Lineare Regression des Fischereiaufwands im Januar und Februar in der südlichen deutschen Bucht (G-S, oben) bzw. vor der östlichen niederländischen Küste (NL-E, unten) mit dem Einheitsfang in kg/Fischereistunde im Juli und August sowie September und Oktober in der nördlichen (G-N) bzw. südlichen (G-S) deutschen Bucht sowie südlichen dänischen Küste (DK S). Alle Regressionen sind signifikant mit $p < 0,05$.

a2: Analyse der saisonalen Dichte von Nordseegarnelen (*Crangon crangon* L.) in den Küstengebieten der deutschen Nordsee

Tim Heimann*, Georg Respondek*, Julia Friese*, Axel Temming*

*Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Für eine Analyse der räumlichen und zeitlichen Unterschiede im Auftreten verschiedener Größenklassen der Nordseegarnele in fünf Teilgebieten der Südlichen Nordsee, wurden Logbuch- sowie die dazugehörigen Anlandedaten deutscher Krabbenfischer zwischen 2002 und 2018 zusammengetragen. Basierend auf dem Zeitpunkt des Auftretens der maximalen Fangmenge (gemessen als LPUE) wurden signifikante Unterschiede im zeitlichen Auftreten der Nordseegarnelen zwischen Gebieten, die Flussmündungen enthalten (ICES Rechtecke: 36F6 Ems, 36F8 Weser und Elbe und 37F8 Eider), und denen, ohne Ästuar Einfluss (ICES Rechtecke: 36F7 und 38F8), festgestellt. In den Gebieten, in denen sich keine Flussmündungen befinden, traten die maximalen Garnelenfänge sowohl bei den untermaßigen Garnelen (IND) als auch bei der kleinen vermarktbareren Fraktion (HCN2) deutlich später auf als in den anderen, während dies für die größere vermarktbarere Fraktion (HCN1) nicht festgestellt werden kann (Annex a2).

a3: Untersuchung der Verfügbarkeit und Eignung von AIS Daten zur Aufwandsermittlung

Torsten Schulze*

*Thünen-Institut für Seefischerei

Der ursprünglich geplante Ansatz den Aufwand der deutschen Flotte auf Basis von AIS Daten zu ermitteln, wurde nach eingängiger Prüfung der vom BSH bereitgestellten AIS Daten fallen gelassen. Diese Ergebnisse legten den Schluss nahe, dass die AIS Daten für eine umfassende und flächendeckende Analyse des Fischereiaufwandes in der deutschen AWZ nicht geeignet ist. Inwieweit AIS Daten für die Beantwortung anderer Fragestellungen geeignet sind lässt sich nur durch die Analyse nicht anonymisierter Daten und im direkten Vergleich mit den VMS-Daten klären (Annex a3).

b. Bestimmung der möglichen Aufwandssteigerung

Julia Friese*, Georg Respondek*, Axel Temming*

*Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Einleitung

Die ursprüngliche Idee ein komplettes Flotteninventar zu erstellen, um darüber eine Abschätzung möglicher versteckter Aufwandssteigerungen zu erlangen erwies sich aus mehreren Gründen als nicht durchführbar. Zum einen war die Kooperationsbereitschaft insbesondere in der dänischen und der niederländischen Fischerei von Anfang an gering. Häufig scheiterte schon der Zugriff auf die Logbuchdaten dieser Länder an administrativen Hürden und aus Datenschutzgründen. Stattdessen wurden zwei getrennte Wege beschritten um eine verdeckte Aufwandssteigerung zu erfassen bzw. deren Potential abzuschätzen. Verdeckt meint in diesem Zusammenhang, dass die Aufwandssteigerung nicht durch die Seestunden in den Logbuchdaten abgebildet wird. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn die tägliche Fischereizeit stetig ausgeweitet wird, sei es durch weniger Ruhestunden, oder auch durch den Einsatz von zwei Mannschaften. Einen Eindruck von den heutigen extremen Arbeitsbedingungen auf den Kuttern haben unsere Kollegen beim Mitfahren auf kommerziellen Kuttern im Rahmen der Probennahmen für die Überlebensraten des Discards bekommen. Für die Analysen wurden zum einen die VMS Daten aus dem Zeitraum 2009 – 2018 ausgewertet. Diese Ergebnisse sind weiter oben bereits vorgestellt worden: Sie zeigen einen 12%igen Anstieg des Aufwands auf der Basis von VMS Signalen (siehe [Kapitel a1](#)), die als Fischereiaktivität aufgrund der Geschwindigkeit klassifiziert wurden. Für die zweite Analyse stand eine begrenzte Menge von Logbuch Daten der drei Fischereien zur Verfügung. In diesen Daten wurden die Bandbreite der Seestunden analysiert und berechnet, welche potentielle Aufwandssteigerung („dormant effort“) möglich wäre, wenn alle Fischer sich so verhalten würden wie die aktivsten Fischer.

Bestimmung einer möglichen Aufwandssteigerung

Um zu bewerten um wieviel der Fangaufwand der Krabbenfischerei in Dänemark, Deutschland und den Niederlanden in Zukunft potenziell steigen könnte („dormant effort“ = ruhender Aufwand), wurde im Jahr 2019 ein hypothetisches Szenario berechnet. Das Szenario nimmt an, dass der Aufwand aller aktiven Fischer jeweils auf den Wert des Schiffs mit dem höchsten jährlichen Aufwand (in Stunden auf See) innerhalb der Flotte steigen würde.

Entwicklung des Fischereiaufwands der gesamten MSC-Flotte

Anhand von Logbuchdaten wurde die Entwicklung des Fischereiaufwands der gesamten MSC-Flotte in Stunden auf See pro Jahr berechnet. Die Daten wurden auf Plausibilität geprüft und alle verfügbaren Daten berücksichtigt (von 2011 bis 2016 für die deutsche Flotte, von 2011 bis 2017 für die niederländische Flotte und von 2011 bis 2018 für die dänische Flotte).

Der jährliche Gesamtaufwand in Seestunden stieg von 2011 bis 2012 um 67% in der deutschen Flotte, um 47% in der niederländischen Flotte und um 66% in der dänischen Flotte. Diese Steigerung ergibt sich aus einem Streik im Jahr 2011 (Abb. b1). Ab 2012 blieb der jährliche Gesamtfischereiaufwand in Seestunden relativ konstant, mit Schwankungen zwischen den Jahren von -7% bis +5% in der

deutschen Flotte, -9% bis +10% in der niederländischen Flotte und -24% bis +20% in der dänischen Flotte (Abb. b1).

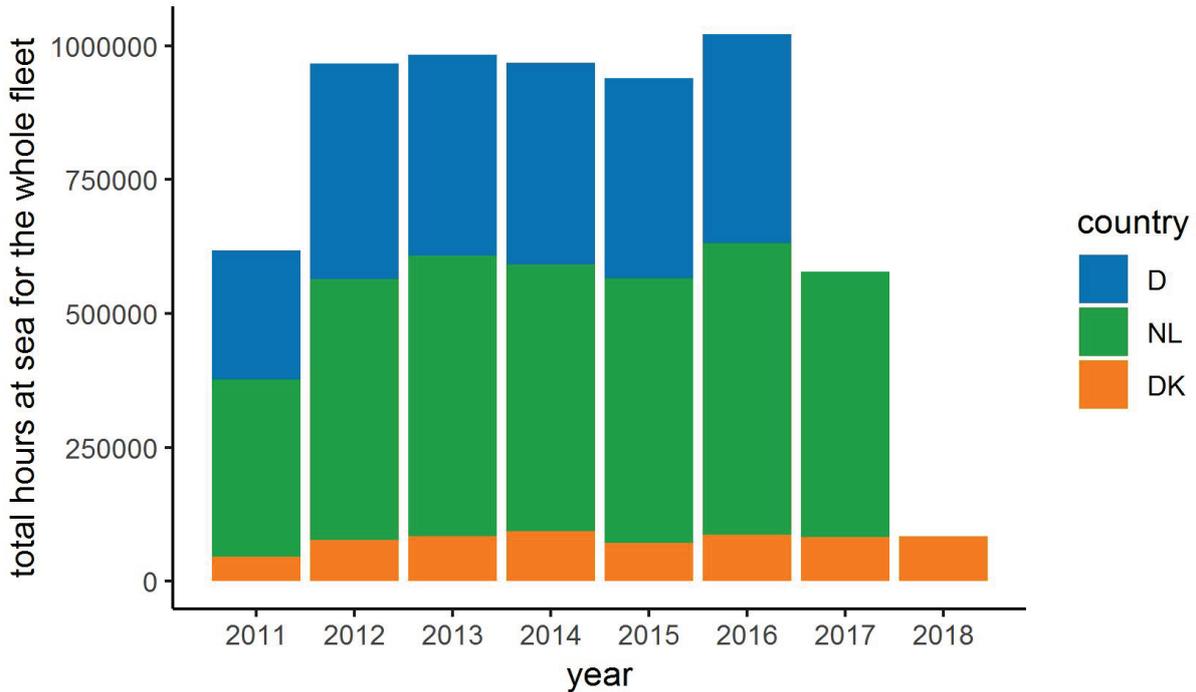


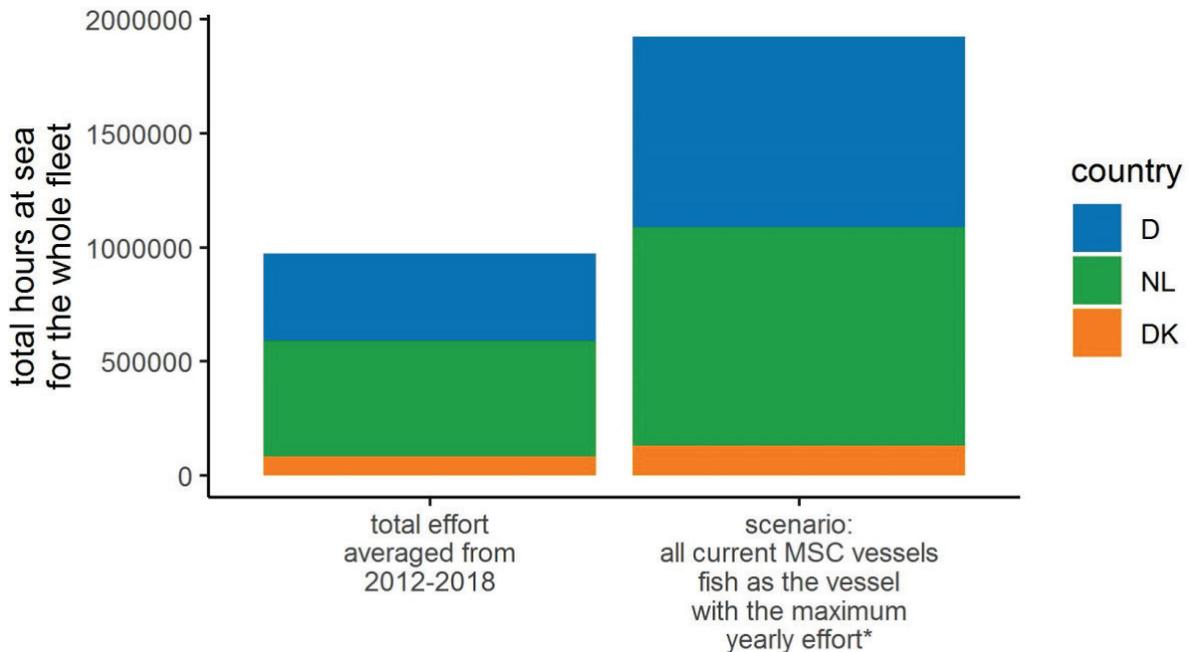
Abb. b1: Jährlicher Gesamtfischereiaufwand in Stunden auf See der gesamten MSC-Flotte (total hours at sea for the whole fleet) nach Ländern eingeteilt (D: Deutschland, NL: Niederlande, DK: Dänemark). Für 2017 fehlen Daten der deutschen Flotte und für 2018 fehlen Daten der deutschen und niederländischen Flotte.

Ruhender potenzieller Aufwand

Um zu bewerten um wieviel der Fangaufwand in Seestunden der Krabbenfischerei in Dänemark, Deutschland und den Niederlanden in Zukunft potenziell steigen könnte, wurde ein hypothetisches Szenario berechnet. Das Szenario nimmt an, dass alle derzeitigen MSC-Teilnehmer aktiv fischen würden. Die Anzahl der derzeitigen MSC-Teilnehmer wurde aus Angaben der Steuerungsgruppe vom März 2019 übernommen. Diese Daten umfassten 28 Schiffe der dänischen Flotte, 200 Schiffe der niederländischen Flotte und 190 Schiffe der deutschen Flotte. Es ist jedoch zu beachten, dass es für die deutsche und die niederländische Flotte unterschiedliche Angaben zu den Flottengrößen gibt, z.B. in Addison et al. (2017) 213 lizenzierte Schiffe (200 aktiv fischend) für die deutsche Flotte und 220 lizenzierte Schiffe (198 aktiv fischend, 22 inaktive Lizenzen) für die niederländische Flotte, wobei jedoch keine weiteren Angaben, wie ein Bezugsjahr, den Kuttergrößen oder potenzielle Nebenerwerbe in Addison et al. (2017) angegeben sind. Die Anzahl aktiv fischender Krabbenkutter schwankt zudem in allen drei Ländern jährlich. Das Jahr 2011 unterscheidet sich von den anderen Jahren aufgrund der Auswirkungen extrem hoher LPUEs und eines Fangstopps infolge sehr niedriger Preise, daher haben wir es in Abbildung b2 ausgeschlossen. In dem hypothetischen Szenario zur potenziellen Aufwandssteigerung gingen wir davon aus, dass alle Schiffe genauso viele Stunden auf See verbringen wie ein Referenzschiff. Es wurde für jede Flotte separat definiert. Das Referenzschiff wurde definiert als das Schiff mit dem höchsten jährlichen Aufwand (in Stunden auf See) innerhalb der Schiffe, die weniger als 4800 Stunden pro Jahr auf See verbringen. Denn im Managementplan vom 11.04.2016 ist festgelegt, dass die daran teilnehmenden Schiffe nicht mehr als 4800 Stunden pro Jahr auf See verbringen dürfen (Addison et al. 2017, Annex b). In der deutschen Flotte verbrachte dieses

Referenzschiff 4393 Stunden auf See, in der dänischen Flotte 4731 Stunden auf See und in der niederländischen Flotte 4779 Stunden auf See.

Dieses Szenario würde zu einer Aufwandserhöhung in der deutschen Flotte um 118%, in der dänischen Flotte um 60% und in der niederländischen Flotte um 88% führen (Abb. b2). Der Gesamtaufwand der gesamten MSC-Flotte könnte sich somit fast verdoppeln.



* des jeweiligen Landes und mit weniger als 4800 Stunden auf See pro Jahr

Abb. b2: Durchschnittlicher Fischereiaufwand (total hours at sea for the whole fleet) der gesamten MSC-Flotte in Stunden auf See (total effort averaged from 2012-2018) und ein mögliches Szenario für einen Anstieg des Fischereiaufwands (scenario: all current MSC vessels fish as the vessel with the maximum yearly effort) für Deutschland (D, in blau), den Niederlanden (NL, in grün) und Dänemark (DK, in orange)

Fazit

Obwohl das vorgestellte Szenario hypothetisch ist, sollten die jährlichen Aufwandsveränderungen überwacht werden. Während die VMS-Daten eine 12%ige Aufwandssteigerung zwischen 2009 und 2018 zeigten, war dieser Anstieg in den aus den Logbuchdaten (2012 bis 2016) errechneten Stunden auf See nicht erkennbar. Neben einer potenziellen Steigerung der Stunden auf See oder der jeweiligen Motorleistung könnten zudem weitere Schiffe in die Fischerei eintreten oder andere Modernisierungen zu Aufwandssteigerungen führen. Zudem können die Ruhe- und Dampfzeiten auf See reduziert werden, sodass bei gleicher Anzahl an Stunden auf See mehr Stunden mit aktiver Fischerei erzielt werden. Aufgrund des hohen finanziellen Drucks scheinen die Fischer heute zunehmend im 24-Stunden-Betrieb auf See zu arbeiten, während dies früher noch die Ausnahme darstellte. Dadurch kann es bereits zu einer versteckten Aufwandssteigerung gekommen sein. Eine quantitative Analyse der Entwicklung der aktiven Fischereizeiten während der Stunden auf See über die Jahre steht jedoch noch aus.

c. Überwachung und Verbesserung der Harvest Control Rule (HCR)

Georg Respondek*, Axel Temming*

*Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Vergleich der Referenzwerte und Probleme bei der Berechnung

Die Harvest Control Rule (HCR) des Selbstmanagements der Krabbenfischerei beruht auf monatlichen LPUE-Werten welche vom Lenkungsausschuss auf Grundlage von durch die Erzeugerorganisationen (nachfolgend „PO“ für „Producer Organizations“) übermittelten Daten berechnet werden. Diese monatlichen LPUE-Werte werden dann mit Referenzwerten im Managementplan verglichen. Die Referenzwerte im Managementplan (Ref1 bis Ref5) sind angegeben als 70%, 65%, 60%, 55% und 50% des monatlichen Mittelwertes der LPUEs der Jahre 2002 und 2007 der deutschen Flotte (Tab. c1, „Ref_{HCR}“).

Im Managementplan ist keine detaillierte Beschreibung angegeben wie genau die monatlichen LPUE Werte berechnet werden sollen; ob diese auf Basis der gesamten Flotte, auf Grundlage der Seestunden (HS) oder Fischereistunden (FH) und ob das rückberechnete Frischgewicht oder das Gewicht der gekochten Krabben und mit oder ohne Siebkrabben berechnet werden sollen. Dies führt zu einer Vielzahl möglicher Kombinationen und Berechnungsweisen der Referenz- und monatlichen LPUE Vergleichswerte. Einige Kombinationen sowie die unterschiedlichen Konsequenzen sind in Tabelle c1 dargestellt.

Wie bereits im Bericht der ICES Arbeitsgruppe WGCRAN (ICES 2018) berichtet, sind die aktuellen Referenzwerte der HCR des Managementplans nicht mit Logbuchdaten derselben Jahre nachzubilden. Spalte 8 in Tabelle c1 zeigt den auf die gleiche Weise berechneten Referenzwert (70% des Mittelwertes von 2002 und 2007), basierend auf Logbuchdaten der deutschen Flotte_{Ref_{LOG}}. Die eigentliche wissenschaftliche Empfehlung zur Gestaltung einer HCR sieht eine abweichende Berechnung der Referenzwerte vor. Anstelle von 70% des Durchschnitts zweier ausgewählter Jahre sollten 75% des Durchschnitts aller verfügbaren Jahre (vor Inkrafttreten der HCR) gelten. Spalte 9 in Tabelle c1 zeigt den auf diese Weise berechneten Referenzwert gemäß der Empfehlung von Temming (2013, Ref_{TEM}). Vier Werte für die monatlichen LPUE wurden vom Lenkungsausschuss bereitgestellt Einmal für die beteiligten deutschen und niederländischen Flotten (LPUE_{Cur_D} und LPUE_{Cur_NL} in Spalten 1 und 3 in Tabelle c1), sowie die dänische Flotte (LPUE_{Cur_DK}, hier nicht dargestellt) und einmal für die gesamte Fischerei (LPUE_{Cur_allin} Spalte 5, Tabelle c1). Ein Referenzwert (Ref_{LOG}) wurde aus den deutschen Logbuch- und Anlandeerkklärungsdaten als Mittelwert der Jahre 2002 und 2007 aller Schiffe über 12 m Länge berechnet, basierend auf dem Gewicht der für den menschlichen Verzehr deklarierten gekochten Garnelen und der HS (Stunden auf See). Für jeden Monat im Jahr 2016 wurden ebenso zwei monatliche LPUE-Werte (LPUE_{LOG_D}, LPUE_{LOG_NL}) berechnet. Der LPUE_{LOG_D} der deutschen Flotte basierte auf den Daten aller Schiffe über 12 m Länge und kg gekochter Garnelen, die für den menschlichen Verzehr deklariert wurden, pro HS. Der LPUE-LOG_NL der niederländischen Flotte basierte auf den Daten aller Schiffe und kg aller Garnelen in den Logbüchern pro HS, da unklar war, ob sich die Anlandungen in den Logbüchern auf gekochte/frische Gewichte und alle Garnelen oder nur auf diesen für den menschlichen Verzehr bezogen. Die Daten aus LPUE_{LOG_D} und LPUE_{LOG_NL} wurden von uns mit LPUE_{Cur_DK} kombiniert zu LPUE_{LOG_all} (Spalte 6, Tabelle c1), da die dänischen Daten nicht in disaggregierter Form zur Berechnung eines monatlichen Referenzwertes für die gesamte Flotte verfügbar waren.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Werte in Spalte 6 Tab. c1 nicht die Mittelwerte der LPUEs in Spalte 1 und 3 bzw. 2 und 4 plus den Wert für Dänemark sind, sondern die Gesamtanlandungen und der Aufwand zuerst aufsummiert und dann der LPUE berechnet wurde.

Tab. c1. Vergleich von Kombinationen aus Referenzwert und monatlichem LPUE aus Tabelle c3 für 2016, die vom Lenkungsausschuss bereitgestellt (grauer Hintergrund) und aus den Daten der Logbuch- und Ladungsdeklaration (transparenter Hintergrund) berechnet wurden. Die fett markierten Felder in Spalte 7 - 9 hätten die Aufwandsbeschränkung durch den HCR ausgelöst. Die rot umrandeten Felder in Spalte 7-9 markieren diese Monate, in denen die monatliche LPUE aus Spalte 5 unter dem jeweiligen Referenzwert lag. Die gelb markierten Felder in Spalte 7-9 markieren diese Monate, in denen die monatliche LPUE aus Spalte 6 unter dem jeweiligen Referenzwert lag.

Month	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	LPUE _{Cur_D} [kg/HS]	LPUE _{LOG_D} [kg/HS]	LPUE _{Cur_NL} [kg/HS]	LPUE _{LOG_NL} [kg/HS]	LPUE _{Cur_all} [kg/HS]	LPUE _{LOG_all} [kg/HS]	Ref _{HCR}	Ref _{LOG}	Ref _{TEM}
1	17.07	14.39	19.52	19.69	16.44	18.77	16.36	14.33	17.82
2	13.76	10.98	14.90	15.71	13.90	15.02	12.39	14.34	12.23
3	12.17	10.17	16.02	14.63	14.21	13.78	14.12	14.8	14.79
4	11.58	9.17	14.84	11.85	13.52	12.06	14.20	14.33	15.42
5	10.33	8.47	15.07	10.46	12.58	10.96	13.50	12.93	12.01
6	14.97	12.42	19.40	21.19	17.38	18.11	12.17	11.07	13.2
7	18.30	15.12	30.74	32.43	23.50	25.52	16.98	13.48	14.28
8	19.49	15.24	51.28	46.02	34.41	33.34	22.27	16.82	20.19
9	16.01	12.86	42.25	41.54	31.53	30.47	26.20	20.67	28.95
10	18.24	14.16	51.85	49.71	34.23	36.72	26.52	20.02	30.62
11	16.22	12.9	37.33	34.44	27.27	25.76	20.75	18.9	25.55
12	11.78	9.32	24.36	22.91	19.51	19.13	16.78	15.46	19.16

Wie im Bericht der ICES Arbeitsgruppe WGCRAN (ICES 2018) empfohlen, wäre hier eine detailliert festgelegte Vorgehensweise dringend anzuraten. Idealerweise sollte diese Berechnung automatisiert in einem vordefinierten Datenformat ablaufen, z.B. durch ein Skript in einer statistischen Programmiersprache (z.B. „R“) welches auf eine vorformatierte Tabelle (z.B. in „Excel“) zugreift. Mögliche Schritte der Berechnung wären

1. Die Logbucheinträge der Fänge aller Schiffe über 12m Länge werden per Reisennummer und Monat zusammengefasst
2. Der Aufwand wird in Seestunden (HS) als Differenz des Aus- und Einlaufens in den Hafen berechnet
3. Die Anlandungen werden als Gewicht der gekochten Konsumkrabben (Deklaration „HCN“) aus den Anlandeerkklärungen berechnet
4. Der Aufwand und die Anlandungen werden zuerst aufsummiert und erst dann der LPUE errechnet um eine Gewichtung nach Anlandungen zu erreichen
5. Der LPUE wird in kg gekochte Konsumkrabben je Seestunden berechnet

Regionalisierung der HCR

Ein alternativer Ansatz wird in Abbildung c1 ansatzweise am Beispiel des Jahres 2016 aufgezeigt. Hier wurden die niederländischen und deutschen Anlandungen und Aufwandsdaten in zwei Regionen aufgeteilt, einmal „South“ (für den Süden) und einmal „North“ (für den Norden, durch eine gestrichelte Linie getrennt in Abbildung c1). Anschließend wurden für jede Region separate Referenzwerte berechnet. Abweichend von den Referenzwerten im Managementplan wurde der LPUE für jedes Gebiet aus den aufsummierten Aufwands- und Anlandedaten für 2011-2015 errechnet. Für diese Jahre lagen nachvollziehbare Daten aus Logbucheinträgen vor.

Es lässt sich deutlich erkennen, dass in 5 von 12 Monaten nur jeweils eines der beiden Teilgebiete von einer Aufwandsreduktion betroffen wäre. In 7 Monaten wäre die gesamte Fischerei von einer Aufwandsreduktion betroffen.

Auffällig ist, dass die Referenzwerte im Norden in den Monaten Januar bis August höher liegen als im Süden; hier sind wiederum die Referenzwerte September bis November höher. Generell liegen die Referenzwerte, welche als Mittelwert von 2011 bis 2015 errechnet werden höher als jene Werte im Managementplan. Die Gebietsaufteilung in dem hier vorgestellten Beispiel sollte für eine endgültige Empfehlung eines raumbasierten Managements a) die dänische Flotte mit einbeziehen und b) eine detaillierte Untersuchung der Bestandsdynamik der Nordseegarnele zur Basis haben.

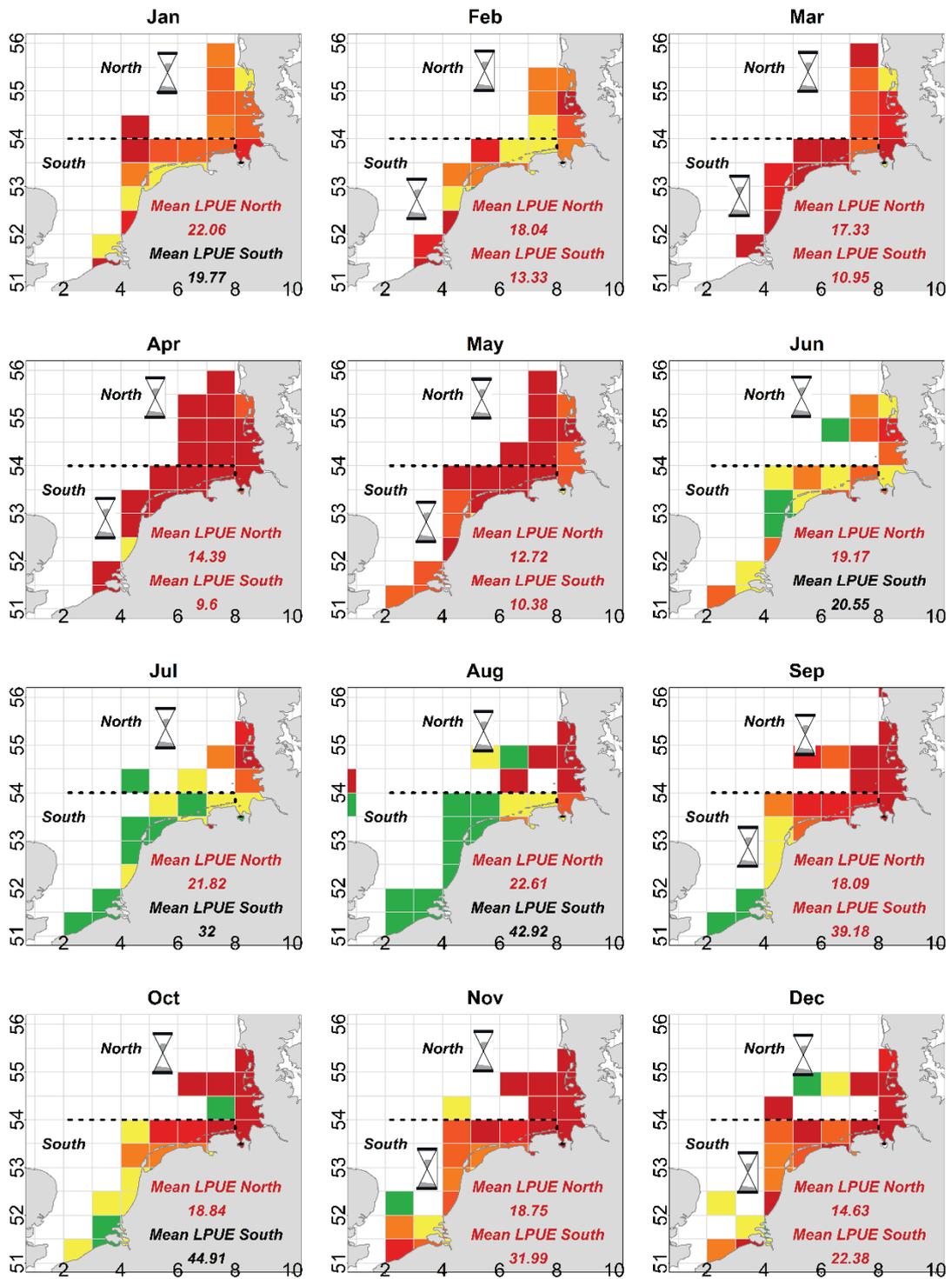


Abb. c1. Monatlicher LPUE in kg/HS in 2016 je ICES Rechteck aus kombinierten deutschen und niederländischen Logbuchdaten. Die Farben Rot bis Grün (siehe Legende) der Rechtecke zeigen den Vergleich des monatlichen LPUE Wertes mit dem monatlichen Mittelwert des Managementgebiets (Jahre 2011 bis 2015). Eine Sanduhr markiert das Eintreten der Aufwandsbeschränkung durch das Unterschreiten des jeweiligen Referenzwertes für das nördliche bzw. südliche Gebiet.

d. Untersuchungen zur Variabilität des Häutungsintervalls

Merten Saathoff*, Stefanie Kurbjuweit*, Stephanie Kondratowicz*, Axel Temming*

* Universität Hamburg, Institut für Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Bei den Untersuchungen zum Wachstum stand vor allem die Frage nach der möglichen Dichteabhängigkeit im Vordergrund, da dies erhebliche Auswirkungen auf die Prognosen des Ertrag-pro-Rekrut-Simulationsmodells haben würde. Allerdings ist die Messung des Wachstums der Nordseegarnele generell nicht trivial und die bislang verwendeten Wachstumsmodelle basieren auf einer Metaanalyse von zahlreichen Studien, die mit sehr unterschiedlichen Methoden durchgeführt wurden und insgesamt von sehr hoher Variabilität gekennzeichnet sind; sowohl zwischen den Studien also auch innerhalb der Studien. Zudem sind in der Mehrzahl der Studien die Wachstumsraten nur unter Laborbedingungen bestimmt worden. Daher war die Verbesserung und Vereinheitlichung der Messmethoden eine Vorbedingung für Weiterentwicklung des Ertrag-pro-Rekrut-Modells und für die Prüfung einer möglichen Dichteabhängigkeit des Wachstums. Garnelen wachsen nur in der Länge, wenn sie sich häuten. Eine Wachstumsrate (in mm/Tag) setzt sich daher aus zwei Komponenten zusammen: (1) aus dem Häutungsinkrement, dem eigentlichen Längenzuwachs unmittelbar nach Häutung, und (2) aus dem Häutungsintervall, dem Zeitraum zwischen zwei aufeinanderfolgenden Häutungen zusammen. Der eigentliche Längenzuwachs, das Häutungsinkrement, entsteht durch eine Wasseraufnahme der Tiere nach der Häutung und einer damit verbundenen Körpervergrößerung. Zwischen den Häutungen kann durch den starren Panzer keine Vergrößerung stattfinden, stattdessen wird sukzessive Wasser verdrängt und die Trockenmasse erhöht. Dadurch erhöht sich im Häutungsintervall die Trockengewichtskondition, also die Menge an Trockengewicht pro Volumen. Umgekehrt sinkt der prozentuale Wassergehalt der Tiere.

Gleichzeitige Messung von Inkrement und Intervall an Individuen

Bei keinen Tieren war die Fütterungstechnik mit lebenden Artemien so erfolgreich, dass im Labor gute Wachstumsraten mit hohen Inkrementen und kurzen Häutungsintervallen beobachtet werden konnten. Dabei ist die gleichzeitige Messung von Inkrement und Intervall ein Novum, welches auch nur bei Einzelhaltung der Tiere möglich ist. Durch diese Beobachtungen war es möglich zu prüfen ob Wachstumsvariationen sich nur in den Inkrementen widerspiegeln oder ob auch die Intervalle optimiert werden können. Von besonderer Bedeutung ist dabei auch die Messung der ersten Inkremente im Labor, da diese noch weitgehend die Nahrungsbedingungen in der Natur widerspiegeln. Aus dem Prozentsatz der Tiere, die sich in einer kurzen Zeit nach Besatz häuten, kann man zudem die Dauer des Häutungsintervalls abschätzen. In Abb. d1 sind exemplarisch Versuchsreihen mit Wachstumsinkrementen und dazugehörigen Häutungsintervallen von Tieren der Längensklasse 21-30 mm aus verschiedenen Monaten der Jahre 2019 (A) und 2020 (B) dargestellt. Obwohl alle Tiere unter gleichen Bedingungen gehalten wurden (selbe Temperatur/ Fütterungsregime), unterscheiden sie sich stark in ihrem Wachstumspotential auch innerhalb eines Versuchsdurchlaufes (Monat). Gut wachsende Tiere zeichnen sich durch ein kurzes Häutungsintervall und großes Wachstumsinkrement aus (Grün umkreist), diese Kombination ergibt eine hohe Wachstumsrate. Schlecht wachsende Tiere zeigen hingegen geringe Wachstumsinkremente bei langem Häutungsintervall (rot umkreist). Die durchschnittlich wachsenden Tiere zeigten jedoch zu keinem Zeitpunkt die Kombination aus langem Häutungsintervall und hohem Wachstumsinkrement. Auch kurze Intervalle bei niedrigem

Wachstumsinkrement waren nur vereinzelt zu beobachten. Die Gruppe von sehr schnell wachsenden Individuen wird im Feld nur einer geringeren kumulativen Sterblichkeit bis zum Zeitpunkt der Eiablage unterliegen und damit wesentlich zum Erhalt der Population beitragen.

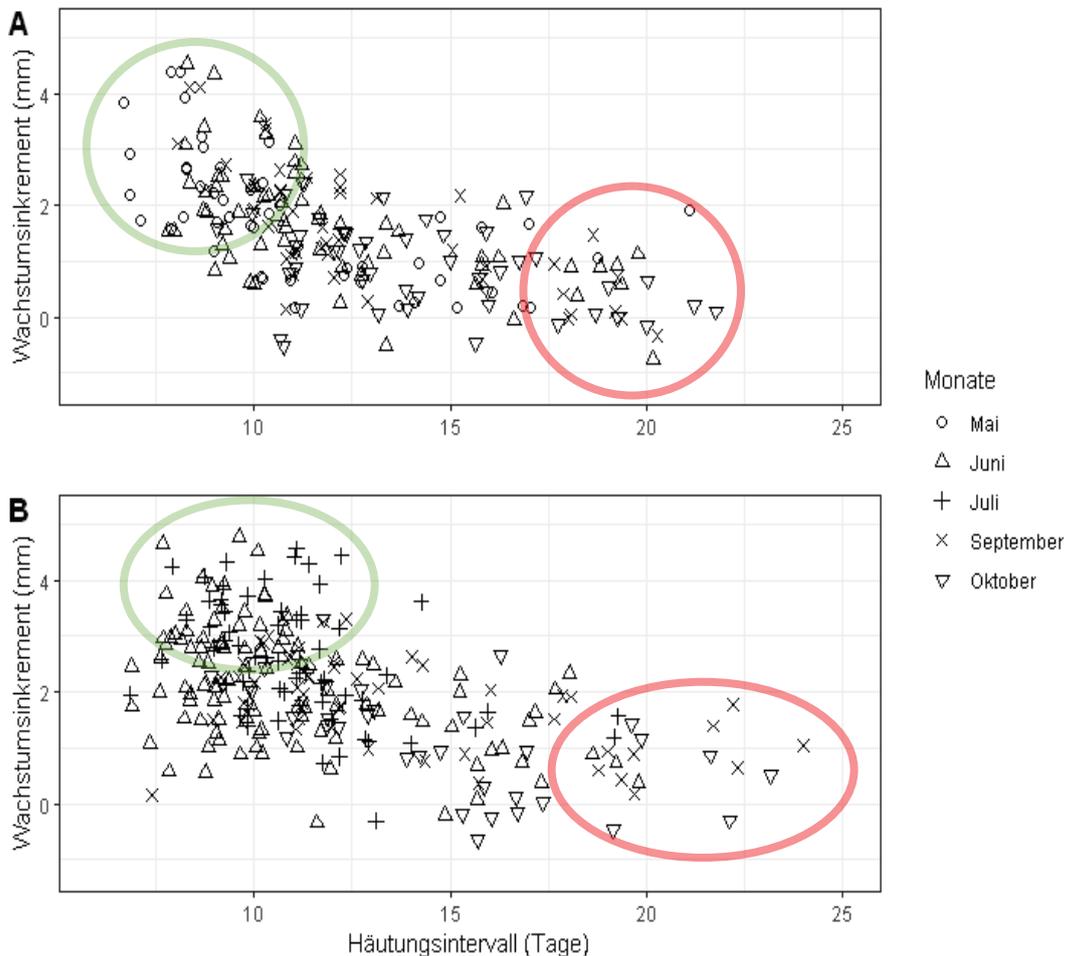


Abb. d1: Exemplarische Auswahl von Versuchsreihen mit Wachstumsinkrementen und den dazugehörigen Häutungsintervallen von Tieren der Längenklasse 21-30 mm, aus verschiedenen Monaten der Jahre A= 2019 und B = 2020. Grün hinterlegt= Tiere die besonders schnell wuchsen (kurzes Häutungsintervall und großes Inkrement) und Rot hinterlegt, Tiere die besonders langsam wuchsen (Langes Häutungsintervall und kleines teils negatives

Entgegen den Erwartungen erweist sich auch das Häutungsintervall als stark variabel, so dass schnelles Wachstum z.T. auch aus kurzen Intervallen resultiert. Umgekehrt wird das Intervall für jeden Tag ohne Nahrung um einen Tag verlängert (s.u.). Dargestellt ist in Abb. d2 das Häutungsintervall von allen Tieren die bei 17°C, gleichem Fütterungsregime und innerhalb der CRANMAN Projekt Dauer beobachtet wurden. Die rote Linie stellt eine Berechnung des Häutungsintervalls nach Sharawy et al. (2019) dar, welche aktuell die kürzesten Häutungsintervalle in der Literatur angibt. Es fällt auf, dass die Messwerte der Tiere zwischen 20 und 40 mm Länge gut mit der die Berechnung nach Sharawy et al. (2019) übereinstimmen. Einzelne Individuen zeigten jedoch Häutungsintervalle, die um einen Faktor 2 länger waren als die vom Modell berechneten Intervalle für diese Tierlänge. Mit zunehmender Tierlänge stieg die Variabilität des Häutungsintervalls. Im oberen Längenbereich schienen die Tiere zu wesentlich kürzeren Intervallen fähig als vom Modell berechnet. Damit scheinen höhere Wachstumsraten der großen Garnelen bei mittleren Inkrementen aber kürzeren Intervallen als bislang angenommen, ebenfalls denkbar.

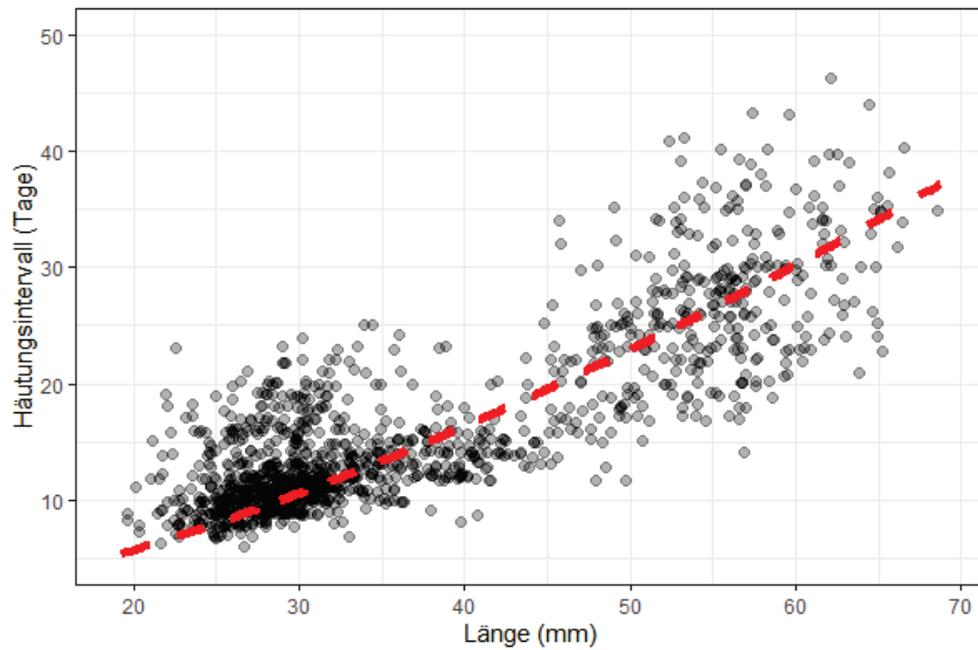


Abb. d2: Häutungsintervall bei Tieren der Länge 20-70 mm bei 17°C aus den Sommermonaten 2018, 2019, 2020 und 2021 kombiniert. In Rot ist das Häutungsintervall nach Sharawy et. al (2019) bei 17°C dargestellt.

Hunger als beeinflussender Faktor des Häutungsintervalls

In Abb. d3 ist der Effekt eines Nahrungsentzuges mit anschließender erneuter Fütterung (re-feeding) auf das Häutungsintervall von Nordseegarnelen dargestellt. Der Zeitraum zwischen zwei Häutungen verlängert sich circa um die Dauer des Nahrungsentzuges. Damit ist belegt, dass das Häutungsintervall nicht nur von der Temperatur, sondern maßgeblich auch von der Nahrungsverfügbarkeit gesteuert wird. Deutlich vom Mittelwert nach oben abweichende Häutungsintervalle einzelner Individuen lassen

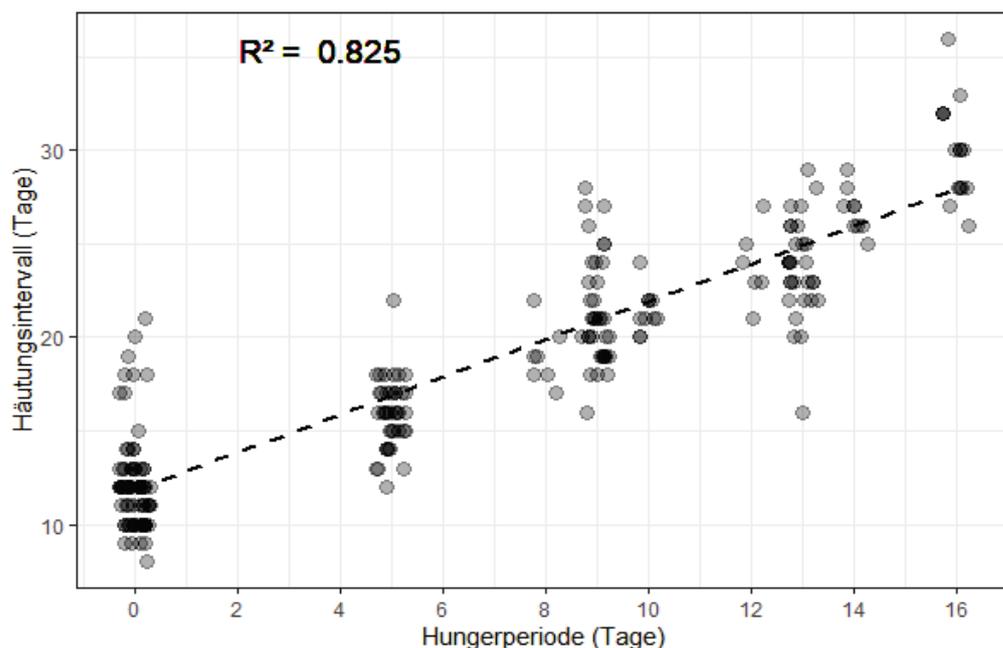


Abb. d3: Dargestellt sind Häutungsintervalle von Tieren zwischen 20 und 40 mm Länge, welchen neben sonst gleichen Bedingungen für unterschiedlich lange Zeit die Nahrung entzogen wurde, bevor sie wieder mit Futter versorgt wurden.

sich potenziell durch nicht aufgenommene Nahrung erklären. Diese Ergebnisse bestätigen, dass es einen Anpassungsmechanismus der Tiere an Zeiten mit geringer Futtermittelverfügbarkeit geben muss.

Neue Methode zur Bestimmung des Häutungsintervalls aus Feldproben

Es wurde eine neue Apparatur (Abb. d5) entwickelt, um Häutungsintervalle aus Feldproben zu ermitteln. Die Bestimmung kann an gefrorenem Probenmaterial durchgeführt werden. Die Methode basiert auf der quantitativen Messung der Carapaxhärte zu unterschiedlichen Zeiten nach der Häutung. Auf der Basis einer Laborkalibrierung kann über den Anteil der Tiere mit weichem Carapax das Häutungsintervall bestimmt werden. Abb. d4 zeigt den Verlauf zweier typischer Kraft-Weg-Kurven einmal für ein frisch gehäutetes Tier und einmal für ein Tier drei Tage nach der Häutung. Als Ergebnis können einmal die Steigung am Anfang und auch der Weg bis zum Durchstickpunkt extrahiert werden. Entsprechende Messungen wurden für Tiere unterschiedlicher Größenklassen durchgeführt zu unterschiedlichen Zeiten nach erfolgter Häutung (Abb. d6, Abb. d7). Daraus lässt sich ableiten welche Härtebereiche einer Zeit von 0-24 Stunden nach Häutung entsprechen. Diese sind für die Größenklasse 31 - 35mm in Rot hervorgehoben. Dieses Ergebnis lässt sich übertragen auf Felddaten gleichgroßer Tiere, die hier exemplarisch für drei Monate gezeigt sind (Abb. d8). In den Monaten Juli und Oktober entspricht das so bestimmte Intervall dem über die Formel von Sharawy et al. (2019) und der dazugehörigen Feldtemperatur berechneten Intervall. Im April wird für die niedrige Temperatur nach Sharawy et al (2019) allerdings ein deutlich längeres Intervall von 25 Tagen berechnet. Die Analyse über die Carapaxhärte ergibt hier allerdings eine Schätzung von nur 11 Tagen. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Tiere unter Umständen ihre Wachstumsraten auch über eine Verkürzung der Intervalle optimieren können, z.B. wenn eine optimale Nahrungsversorgung vorliegt. Eine entsprechende Variabilität der Dauer des Häutungsintervalls konnte bereits in unseren Experimenten gezeigt werden.

Man benötigt viele Tiere um eine Aussage zu treffen (Faustregel: Anzahl = 10-mal das zu erwartende Häutungsintervall. Kalte Temperaturen und große Längensklasse würde ein N von über 1000 bedeuten).

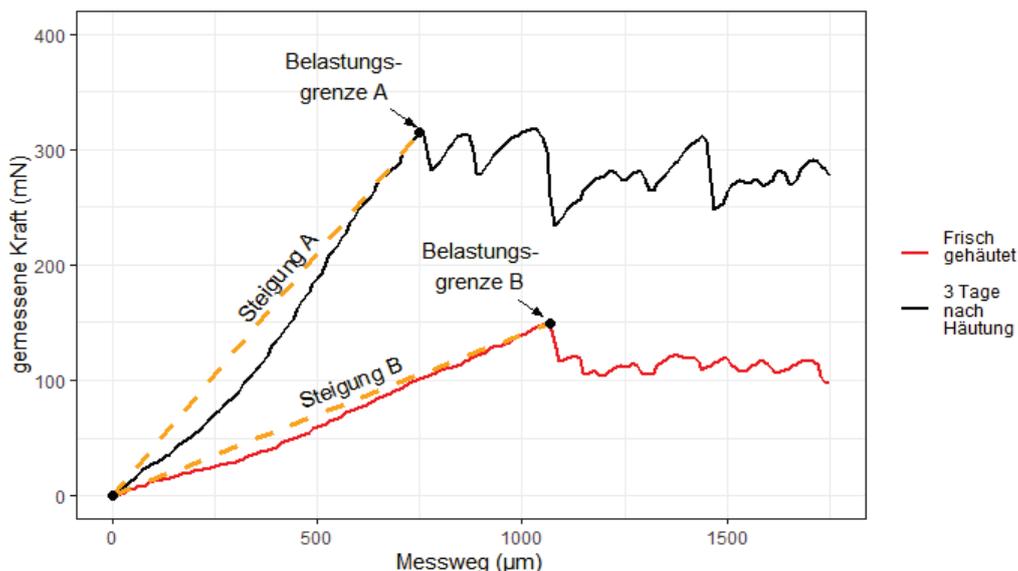


Abb. d4: Exemplarische Darstellung zweier Härtemessungen. Das rote Individuum ist frisch gehäutet während die letzte Häutung von Individuum B ca. 96 Stunden zurück lag

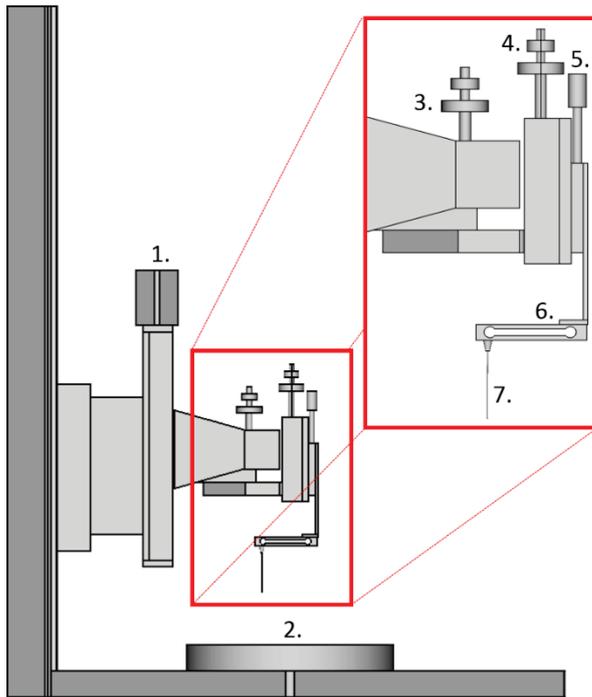


Abb. d5: Schematische Darstellung des Härtebestimmungsgerätes. 1.) 5 Volt Schrittmotor zum Auf und Abbewegen der Messeinheit. Die Steuerung erfolgt durch einen Mikroprozessor. 2.) Solide Unterlage auf der die zu messende Garnele platziert wurde, 3.) Feinjustierung des Messkopfes in x-Richtung, 4.) Feinjustierung des Messkopfes in z-Richtung, 6.) 100g Ladezelle, 7.) 150µm Kanüle

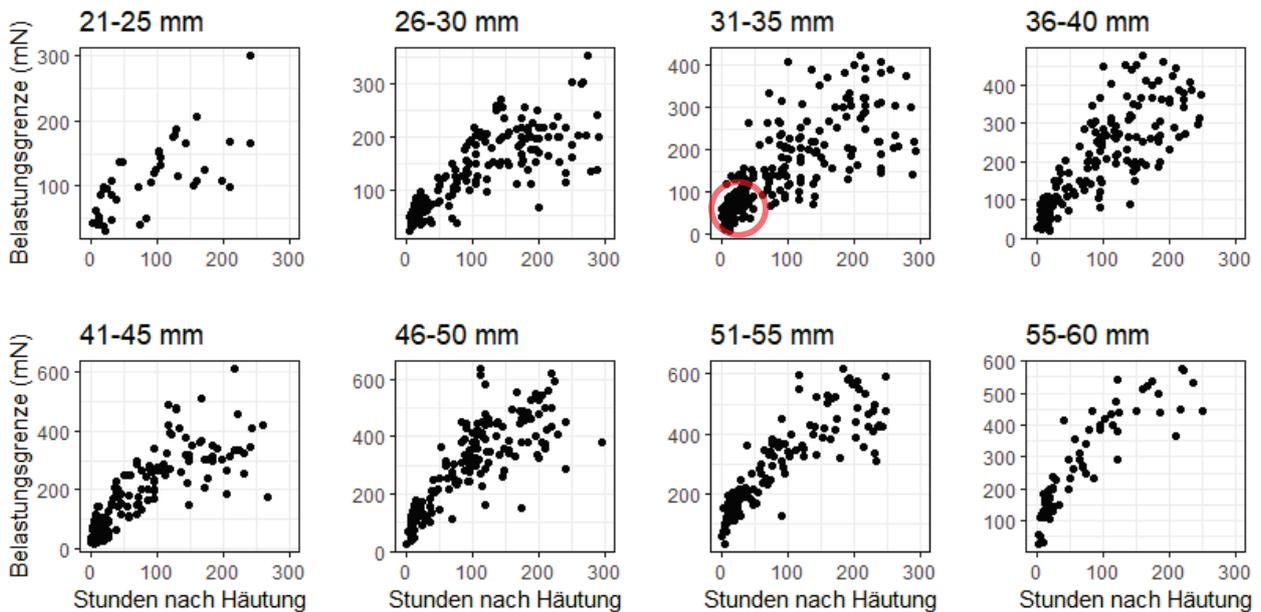


Abb. d6: Belastungsgrenze (Kraft die nötig war um mit der Kanüle den Carapax zu durchstechen) über die Zeit, die ein Tier im Labor hatte auszuhärten in 5 mm Längensklassen. Der rote Bereich spiegelt an der Längensklasse 31-35 mm exemplarisch die Messwerte wieder die bei Tieren erzielt werden, deren Häutung 0-24 Stunden zurücklag.

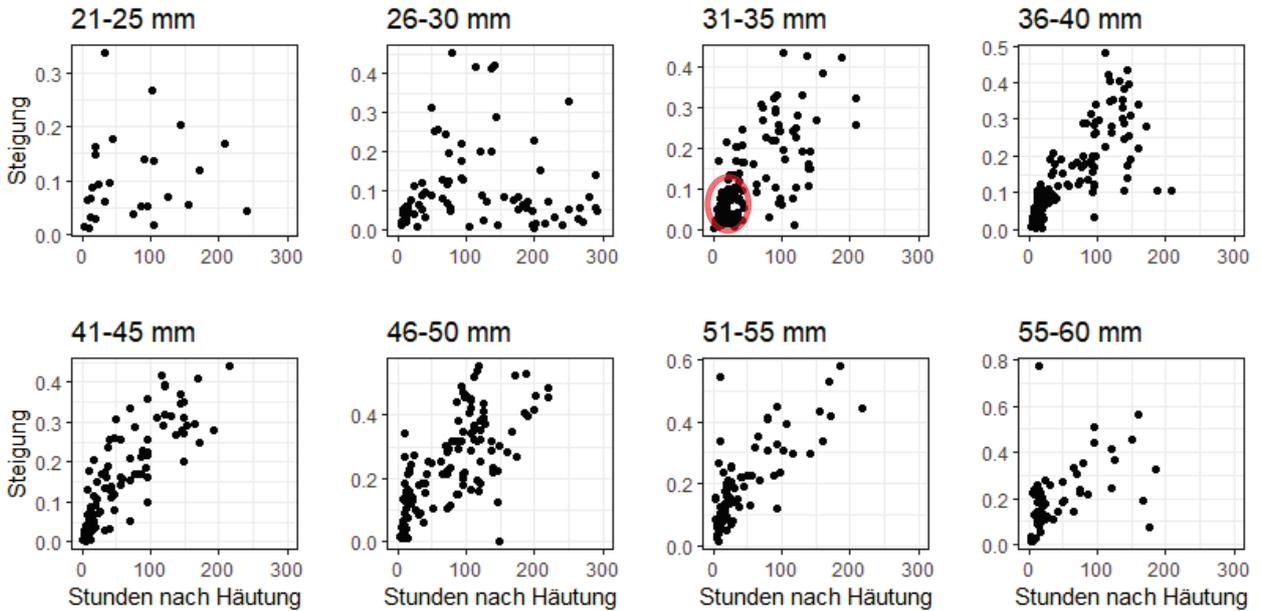


Abb. d7: Steigung des Kraftanstieges mit absenken des Messkopfes über die Zeit, die ein Tier im Labor hatte auszuhärten in 5 mm Längensklassen. Der rote Bereich spiegelt an der Längensklasse 31-35 mm exemplarisch die Messwerte wieder die bei Tieren erzielt werden, deren Häutung 0-24 Stunden zurücklag.

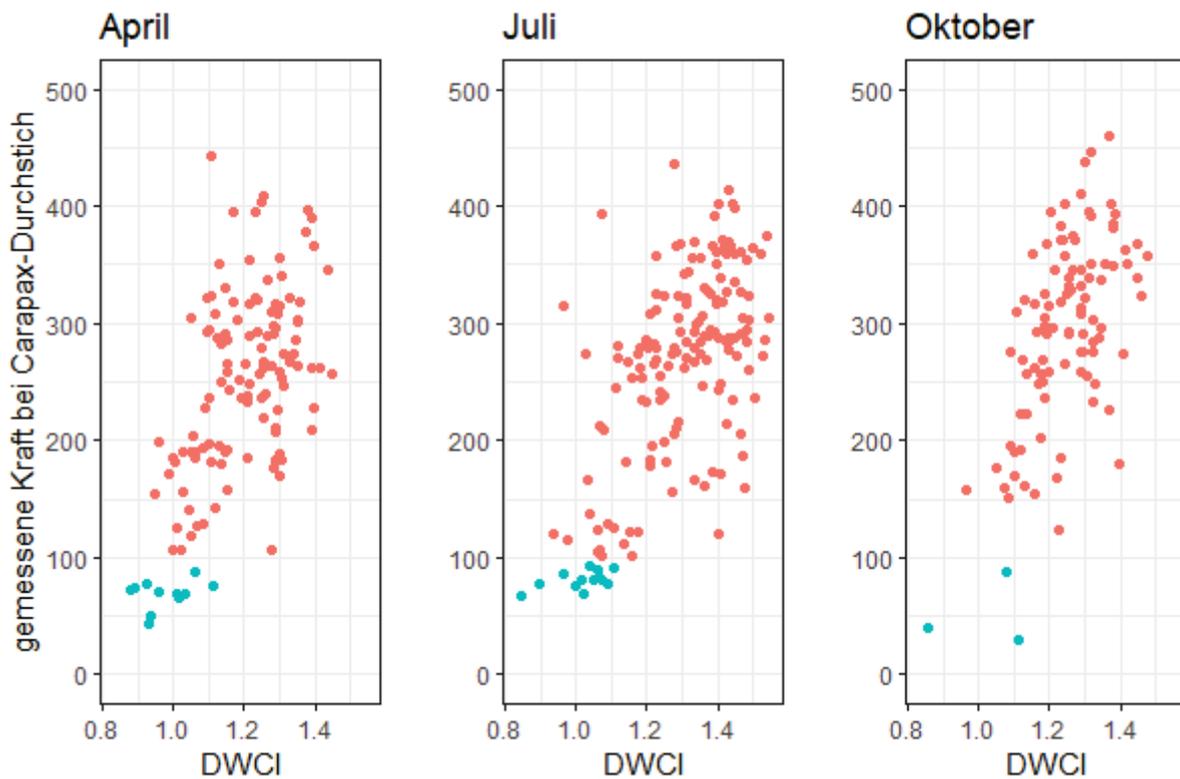


Abb. d8: Exemplarische Darstellung dreier Feldproben von Tieren zwischen 31- und 35 mm Länge, aus den Monaten April, Juli und Oktober des Jahres 2021. In Blau die Tiere deren letzte Häutung aufgrund ihrer Carapaxhärte 0-24 Stunden zurücklag. Daraus ergaben sich Häutung Intervalle von 11 Tagen im April, 12 Tagen im Juli und 34 Tagen im Oktober.

e. Wachstum im Saisonvergleich: der Kohorteneffekt

Merten Saathoff*, Antonia Uthoff*, Stephanie Kondratowicz*, Axel Temming*

*Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Die über die Saison erhobenen Wachstumsinkremente aus den ersten Häutungen ergaben keine Hinweise auf dichteabhängige Effekte (s.u.). Stattdessen konnte ein Kohorteneffekt dokumentiert werden, demzufolge die Rekruten aus den Wintereiern durchgehend höhere Wachstumsraten aufweisen als die Kohorten aus den nachfolgenden Sommereiern.

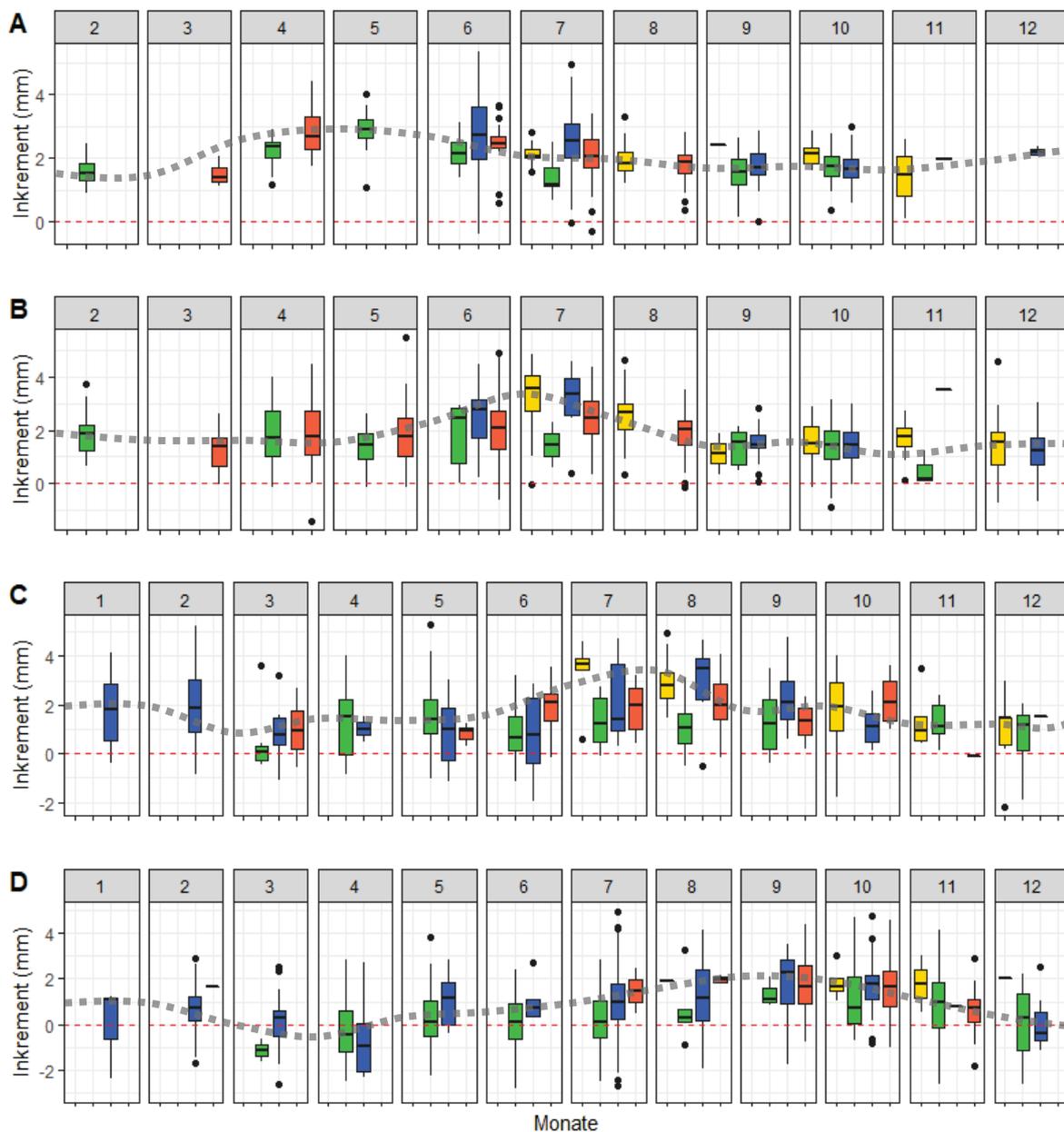


Abb. e1: Wachstumsinkrement unmittelbar nach Fang in den verschiedenen Monaten der Jahre 2018 (Gelb), 2019 (Grün), 2020 (Blau) und 2021 (Rot). Die Vier Plots stellen vier unterschiedliche Längenklassen dar (A= 21-30 mm, B= 31-40 mm, C= 41-50 mm und D= 51+ mm). Die graue Linie veranschaulicht die jeweiligen Wachstumsmaxima der einzelnen Längenklassen, Welche bei kleinen Tieren im Mai und Juni beobachtet wurden und sich mit zunehmender Tiergröße nach hinten im Jahr verschieben.

Die Rekruten aus den Wintereiern erscheinen zuerst als juvenile in den flachsten Bereichen des Wattenmeers mit einer Länge von ca. 15 mm im Mai/Juni. Man sieht in Abb. e1, dass genau in diesem Zeitfenster die Inkremente der kleinen Tiere am höchsten ausfallen. Gleichgroße Tiere in den Folgemonaten, die auf die beginnende Sommereiproduktion zurückgehen, zeigen geringere Inkremente.

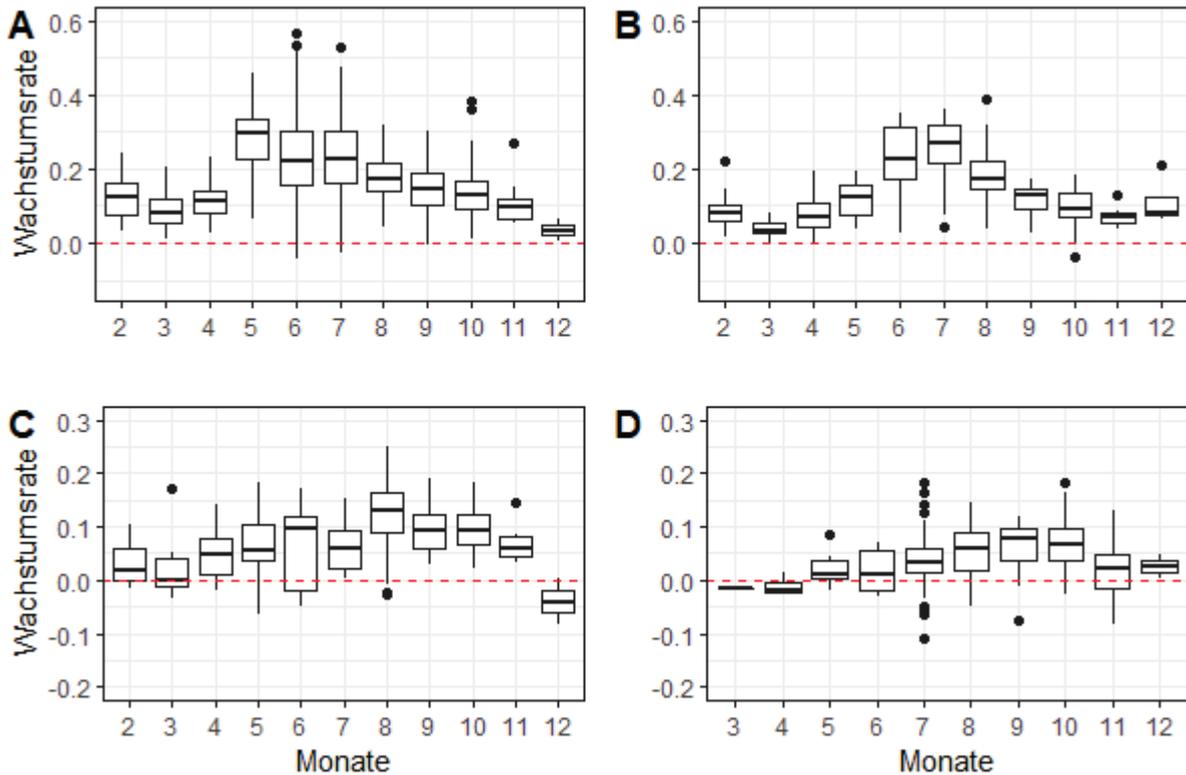


Abb. e2: Dargestellt ist die Wachstumsrate gebildet aus dem ersten Inkrement und dem Häutungsintervall nach zweiter Häutung gegen die Monate, gruppiert über alle in CRANMAN getätigten Wachstumsversuche (2018-2021). Die Vier Plots stellen die unterschiedlichen Längenklassen dar (A= 21-30 mm, B= 31-40 mm, C= 41-50 mm und D51+ mm).

Der gleiche Effekt zeigt sich zeitlich verzögert in den größeren Längenklassen mit dem Wachstum der Wintereikohorte in größere Längenklassen. In manchen Jahren ist der Effekt stärker ausgeprägt als in anderen. Während beispielsweise im Jahr 2018 (Gelb) klare Unterschiede zwischen den Monaten bei Tieren gleicher Länge festzustellen sind, zeigt 2019 (Grün) so gut wie keine Unterschiede sowohl zwischen den Monaten als auch zwischen den Längenklassen. Das Jahr 2019 weist allerdings eine Besonderheit auf. Hier zeigt sich im Mai/Juni kein Anstieg in der Dichte der kleinen Tiere wie in den anderen Jahren durch das Eintreffen der neuen Kohorte. Vielmehr ist die Dichte schon im April/Mai sehr hoch. Sehr wahrscheinlich sind diese Tiere allesamt schon im Herbst 2018 (und damit aus Sommereiern stammend) rekrutiert und gehören damit zu dem extrem starken Jahrgang 2018. Diese Interpretation würde auch den weitgehenden Ausfall einer starken Herbstsaison in der deutschen Fischerei in 2019 erklären.

Die Kombination aus dem ersten Inkrement und dem dazugehörigen Häutungsintervall nach der zweiten Häutung als Wachstumsrate (mm/Tag) ist in Abb. e2 dargestellt. Hier zeigt sich der Kohorteneffekt noch deutlicher. Dies spricht dafür, dass die Wintereirekruten nicht nur zu größeren Wachstumsinkrementen fähig sind, sondern bei gleichen Bedingungen auch deutlich kürzere Häutungsintervalle zeigen.

Mit zunehmender Länge (Abb. e2 C und D) verwischt sich das Bild, weil sich langsamer wachsende Tiere aus frühen Kohorten mit schnell wachsenden aus späteren Kohorten vermischen und vermutlich größere Tiere schon in tieferes Wasser abwandern. Das Bild wird noch klarer, wenn man in diesen Daten das untypische Jahr 2019 herausnehmen würde. Dennoch ist das zentrale Ergebnis klar: die Wintereirekruten bestimmen das Wachstumsgeschehen, und lassen sich aufgrund ihres guten Wachstumspotentials im Jahresverlauf verfolgen.

f. Dichteabhängigkeit des Wachstums

Merten Saathoff*, Stephanie Kondratowicz*, Margarethe Nowicki*^o, Holger Haslob^o, Axel Temming*,

*Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

^oThünen-Institut für Seefischerei

Diese Fragestellung wurde mittels drei verschiedener Ansätze beantwortet. Im ersten Ansatz, wurden die ersten im Labor gebildeten Inkremente von Tieren, die bei unterschiedlicher Dichte an der stets gleichen Probenahmestelle (Büsum) gefangen wurden, miteinander verglichen. In Abb. f1 sind Zeitpunkte ausgewählt, die nicht länger als 30 bzw. 50 Tage auseinanderlagen. Dabei war das generelle Bild einheitlich: es zeigen sich keine verringerten Inkremente bei steigender Individuendichte. Wenn Unterschiede auftraten, dann eher in die Gegenrichtung, d.h. die Tiere aus den Probenahmen mit hoher Dichte zeigen größere (!) Inkremente. Das gleiche Bild zeigte sich, beim Vergleich des Wachstums bei unterschiedlicher Individuendichte in gleichen Monaten verschiedener Jahre (Abb. f2).

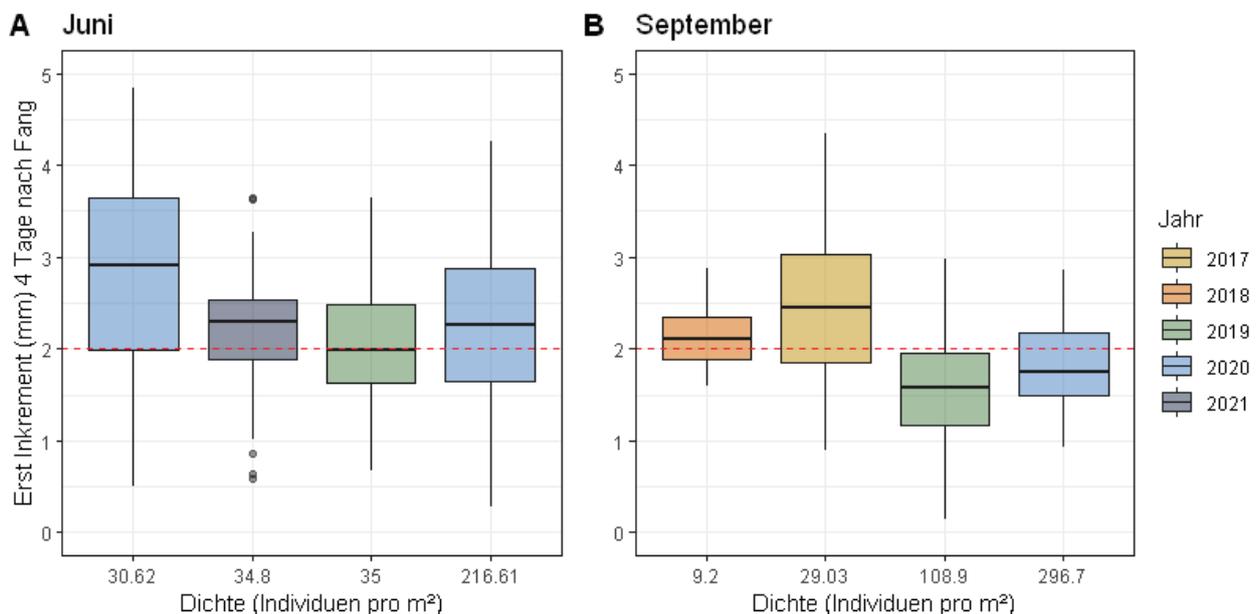


Abb. f1: Erst-Inkremente von Tieren der Längenklasse 21-30 mm in den Monaten Juni (A) und September (B) aller Jahre über die Dichte (Viele mehr dieser Grafiken, alle Längenklassen und alle Monate im Appendix des Manuskript 3 im Annex 1d)).

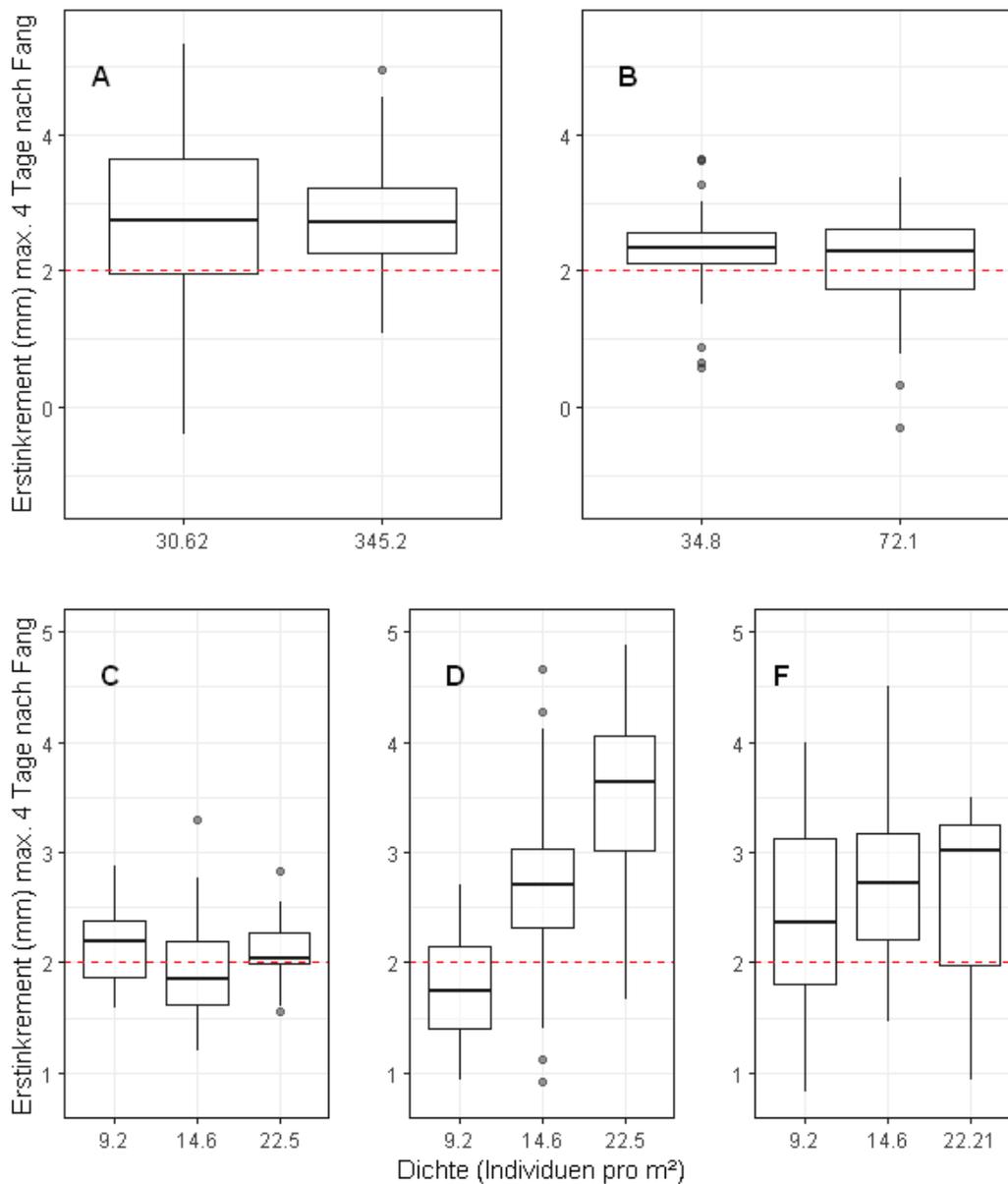


Abb. f2: Erstes Inkrement von Individuen die sich kurz nach dem Fang häuteten, in Probenahmen, bei denen sich die Dichte um den Faktor 11 bzw. Faktor 2 in einer Zeitspanne von etwa 30 Tagen unterschied. A= zeigt Proben aus dem Sommer 2020 und B= aus dem Sommer 2021, jeweils von Individuen der Längenklasse 21-30 mm. In den Plots C, D und F sind Erst-Inkremete von im Sommer 2018 gefangenen Individuen dargestellt. In einer Zeitspanne von 50 Tagen wurden frühe Inkremente der Längenklasse 21-40- (C), 31-40- (D) und 41-50 mm (F) an drei Probenahmen verglichen, die sich in der Dichte um den Faktor 2,4 unterschieden.

Eine weitere Methode zur Prüfung der Dichteabhängigkeit testet ob mit einer optimalen ad-libitum Fütterung im Labor die Wachstumsrate der beobachteten Tiere gesteigert werden kann. Hier wird das zweite im Labor gebildete Inkrement mit dem ersten Inkrement verglichen. Fällt es besser aus als das erste, dann ist dies ein Hinweis auf eine mögliche Nahrungslimitierung im Feld, die wiederum eine Folge hoher Individuendichten sein könnte (Abb. f3). Auch hier zeigte sich im Wesentlichen eine hohe Variabilität ohne einen Trend zur Verbesserung in den Proben höherer Individuendichte. Im Gegenteil zeigte sich eher bei den Proben aus niedriger Dichte (Abb. f3 A1 und B1) die Tendenz, dass das zweite Inkrement schlechter ausfiel als das Erste.

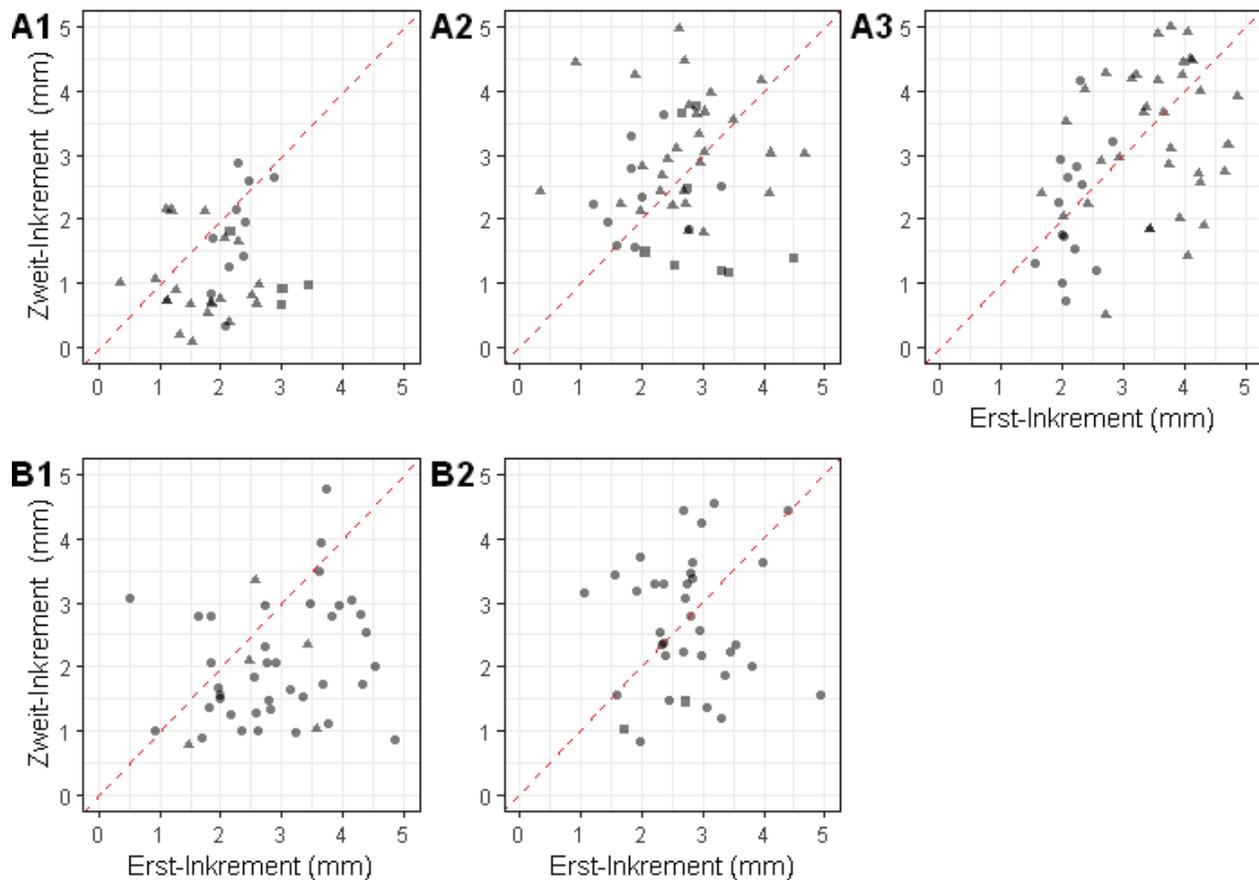


Abb. f3: Abgebildet sind das erste und zweite Inkrement der gleichen Individuen. Kreise = Individuen von 21-30 mm Länge, Dreiecke = Individuen von 31-40 mm Länge und Quadrate = Individuen von 41-50 mm Länge. Die rote gestrichelte Linie zeigt eine ähnliche Wachstumsleistung in der ersten und zweiten Häutung an. A umfasst drei Beprobungen im Sommer 2018, bei denen sich die Dichte um den Faktor 2,4 unterschied, wobei A1 die niedrigste Dichte und A3 die höchste Dichte ist. B umfasst zwei Probenahmen aus dem Sommer 2020, bei denen sich die Dichte in 30 Tagen um den Faktor 11,3 unterschied: B1 = niedrigere und B2 = höhere Dichte.

Messung des Wachstums nur mit Felddaten zur Trockengewichtskondition

Der Vergleich der Trockengewichtskondition, sowohl bei der Auswahl von Probennahmen die sich in ihrer Dichte unterschieden, zeitlich jedoch nah beieinanderlagen, als auch bei jenen die sich aufgrund ihrer Dichte unterschieden und in dem selben Monat verschiedener Jahre erhoben wurden, zeigte keine signifikant schlechtere Kondition bei steigender Dichte. Bei größeren Tieren gibt es immer noch Probleme mit dem Laborwachstum, maßgeblich dadurch bedingt, dass es kein geeignetes Lebendfutter für diese größeren Garnelen gibt. Um insbesondere bei den größeren Tieren verlässliche Wachstumsraten unter Naturbedingungen zu bestimmen wurde eine Methode angewandt, die mit Hilfe der Trockengewichtskondition auch an eingefrorenen Tieren das zukünftige Inkrement vorhersagen kann (Perger & Temming 2012, Sharawy et al. 2019). So wurde für Proben von gefrorenen Individuen von Wildfängen bei unterschiedlicher Individuendichte im Feld die Trockengewichtskondition verglichen. Abnehmende Werte bei hoher Dichte würden auf einen dichteabhängigen Effekt hinweisen. Ein solcher lässt sich jedoch in keinem Fall nachweisen - weder beim Vergleich von Daten aus gleichen Monaten aber unterschiedlichen Probennahmen (Abb. f4) noch

beim Vergleich von zeitlich nahe beieinanderliegenden Probenahmen innerhalb eines Jahres (Abb. f5).

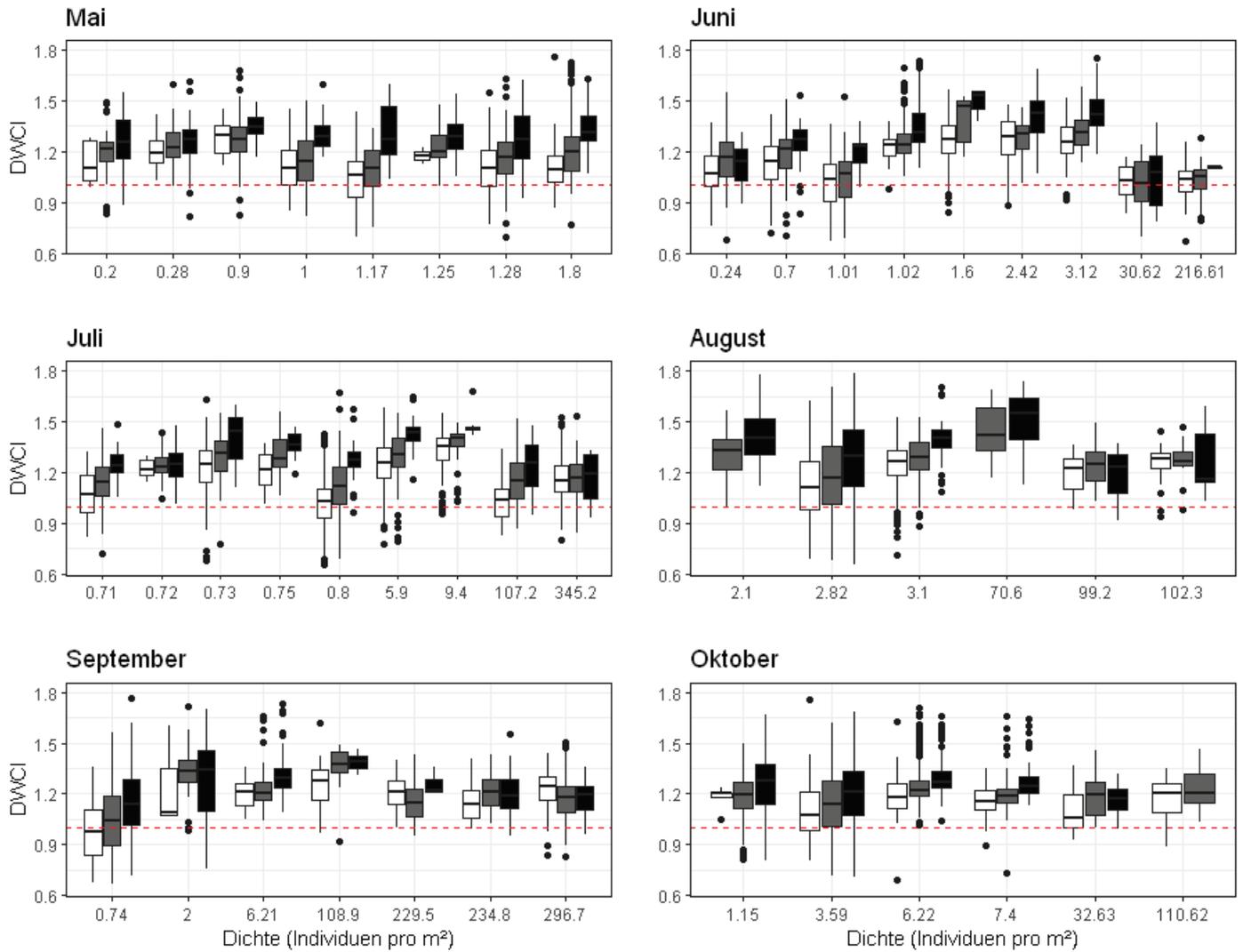


Abb. f4 DWCI über die Dichte aus verschiedenen Samplings (alle Jahre gruppiert) und den Sommermonaten Mai bis Oktober. Dargestellt sind die drei Längenklassen weiß= 21-30 mm, grau= 31-40 mm und schwarz= 41-50 mm

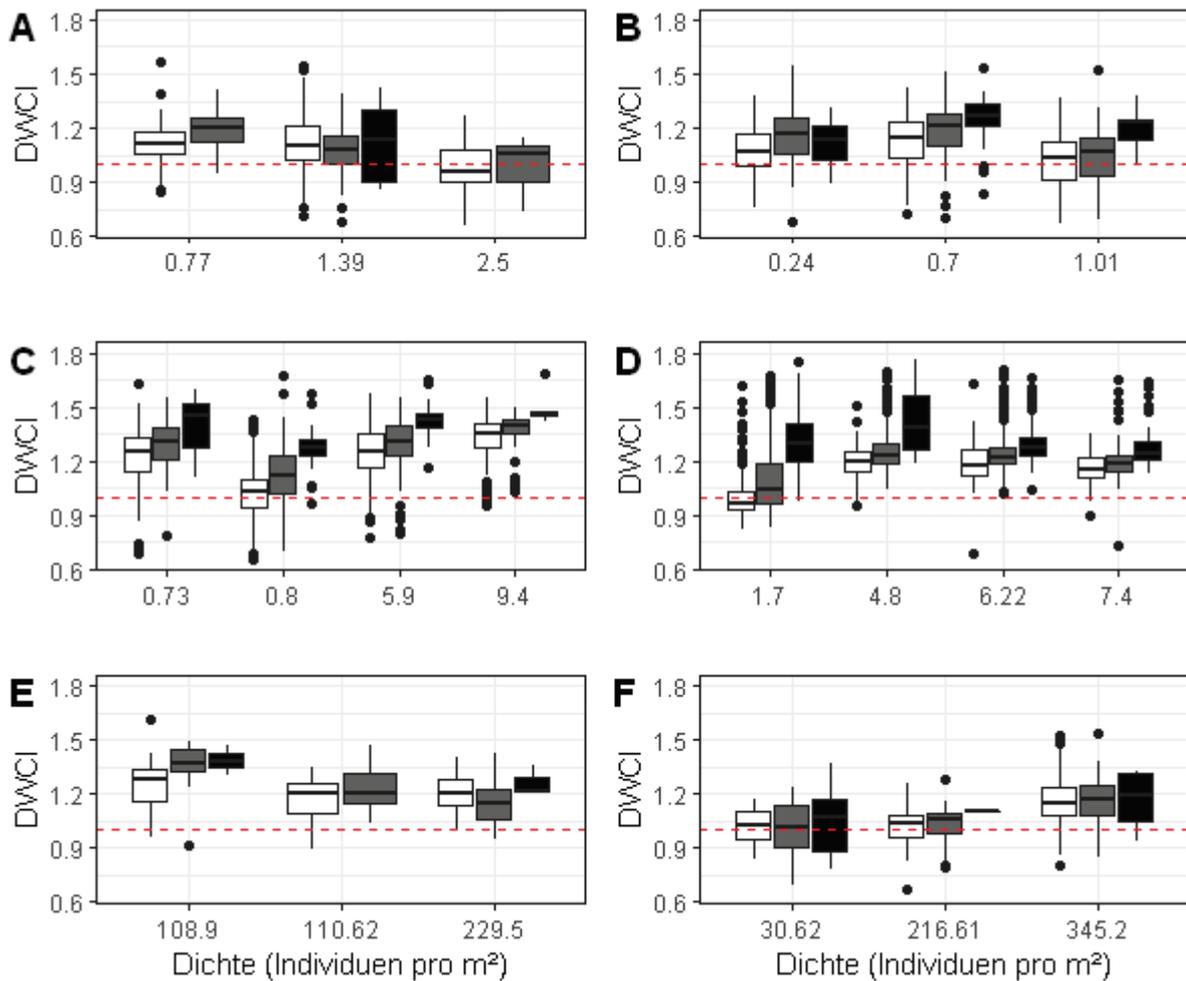


Abb. f5: Dargestellt ist der Vergleich des DWCI in sechs Zeiträumen (A-F), bei denen die Dichte innerhalb eines kleinen Zeitraums (max. 40 Tage), stark variierte. A= Beprobungen, die im April 2006 durchgeführt wurden, B= Beprobungen, die im Juni 2007 durchgeführt wurden, C= Beprobungen, die im Juli 2010 durchgeführt wurden, D= Beprobungen, die zwischen Ende Oktober und Anfang November 2010 durchgeführt wurden, E= Beprobungen, die zwischen September und Anfang Oktober 2019 durchgeführt wurden, F= Beprobungen, die zwischen Juni und Anfang Juli 2020 durchgeführt wurden.

Test auf Dichteabhängigkeit mit Längenhäufigkeitsdaten

Ein weiterer unabhängiger Ansatz zur Frage einer möglichen Dichteabhängigkeit war die Analyse von Längenverteilungen aus Forschungsfängen in Jahren mit unterschiedlicher Menge an Garnelen im Wattenmeer. Wenn Dichteabhängigkeit bestehen sollte, dann würde man erwarten, dass es in Jahren mit hoher Dichte aufgrund verringerten Wachstums wenige große im Verhältnis zu einer Vielzahl kleinerer Tiere geben sollte. Für diese Analyse standen Daten aus seiner Zeitreihe des Thünen-Instituts zur Verfügung (Demersal Young Fish Survey, DYFS). Der Unterschied zu den bisher dargestellten Analysen von Feldproben aus Büsum, die sich auf eine sehr kleine räumliche Skala beziehen, wird hier die Dichte im gesamten Wattenmeer durch eine Vielzahl von Kurrenfängen erfasst. Beim Vergleich des Anteils einer großen Längensklasse (60-70 mm) im Verhältnis zu dem der nächstkleineren Längensklasse (50-60 mm) in verschiedenen Teilgebieten der deutschen AWZ zwischen 1997 und 2016 konnte kein erkennbares Muster was auf eine Verringerung des Wachstums durch eine steigende Dichte hindeuten würden (Abb. f6 A & B). Dabei wurden in der Zeitreihe immerhin Dichteunterschiede von über 300% beobachtet. Das ist weit mehr als der geringe Anstieg der Dichte, der aufgrund der Vergrößerung der

Maschenweiten mit dem Ertrag-pro-Rekrut-Modell vorhergesagt wird. Dieser liegt beim Anstieg von 22 mm auf 26 mm Steertmasche bei nur 23%.

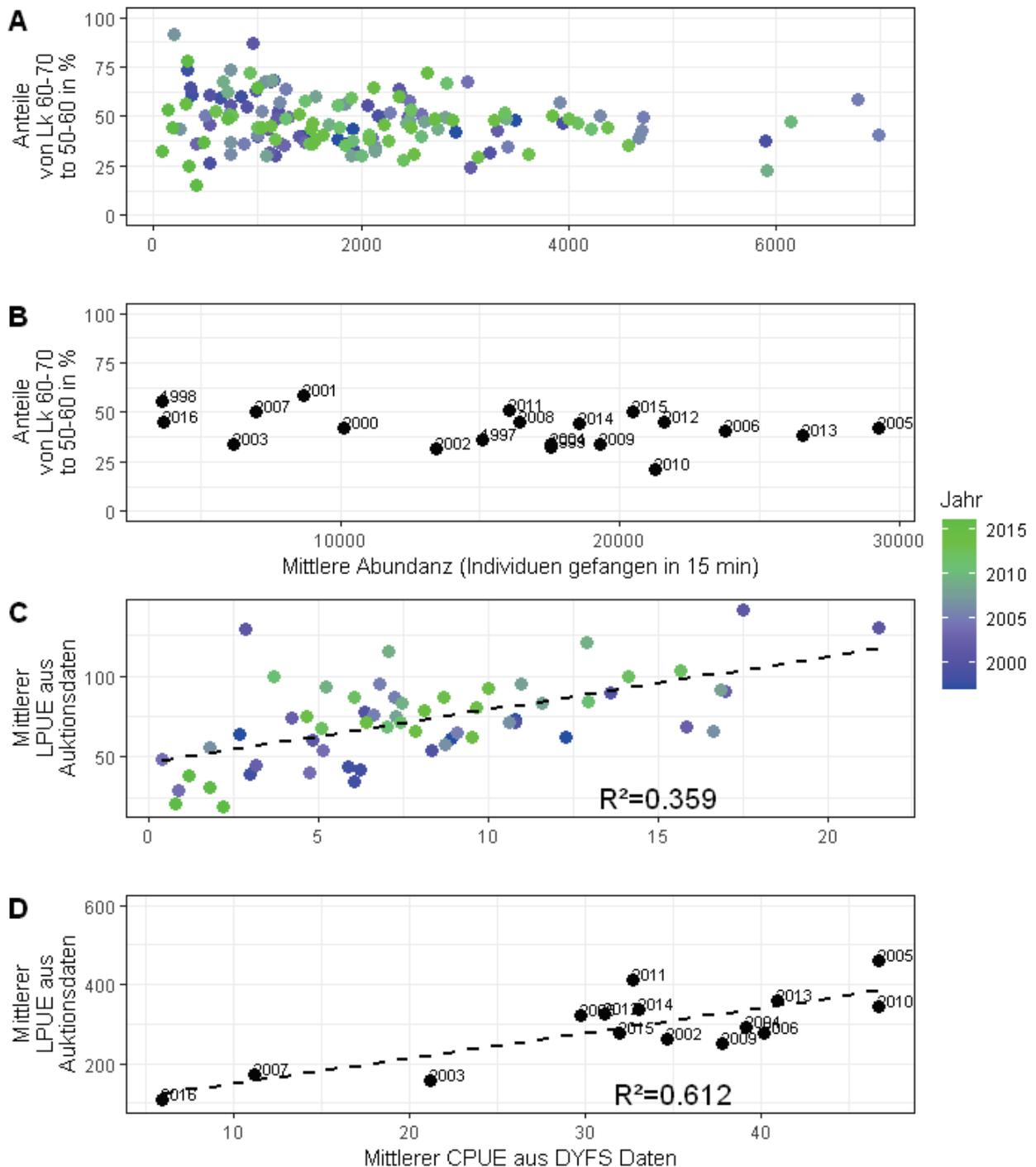


Abb. f6: Dargestellt ist die relative Abundanz einer großen Längenklasse, 60-70 mm, zur nächst kleineren Längenklasse, 50-60 mm, für alle Jahre und verschiedene Stationen (A) und alle Jahre gruppiert nach Stationen (B), sowie der Vergleich von kommerziellen Fischereidaten mit Erhebungsdaten der DYFS (C & D) in den Jahren 1997 bis 2016 in der deutschen AWZ

Der Vergleich der Dichtedaten aus dem DYFS mit den Mustern, die sich aus der Tätigkeit der gesamten Garnelenflotte ergeben, ergab eine lineare Beziehung zwischen den CPUE-Werten und den LPUE-Werten aus der kommerziellen Fischerei zum selben Zeitpunkt und in derselben Region (Abb. f6 C). Da die kommerziellen Daten aus einer wesentlich größeren Zahl von Hols resultieren, deutet die enge

Korrelation darauf hin, dass die Surveydaten eine gute Approximation an die Situation des Garnelenbestands liefern. Jedoch weisen die Daten eine nicht unerhebliche Streuung als auch eine gewisse systematische Verzerrung auf. In bestimmten Stationen und Jahren (z. B. 2005) neigt die Regression dazu, den kommerziellen LPUE zu unterschätzen, was wahrscheinlich auf eine Verschiebung zwischen dem wissenschaftlichen Survey und den kommerziellen Fangpositionen zurückzuführen ist. Außerdem schneidet die Regressionslinie zwischen LPUEs und CPUEs den Ursprung nicht, was darauf hindeutet, dass die kommerziellen Anlandungen die tatsächliche Dichte in Jahren mit geringer Garnelenbiomasse überbewerten. Werden die Daten für das gesamte Jahr gemittelt, ist die Streuung deutlich geringer, aber auch hier mit einem positiven Schnittpunkt der Y-Achse (Abb. f6 D).

Verwendung von saisonalen Daten aus Siebstation zur Abschätzung des Wachstums großer Garnelen

Eine letzte unabhängige Information zum Wachstum der großen Garnelen unter Naturbedingungen liefern die Daten aus den Siebstationen. Dort werden die Garnelen über Siebe mit Stabweiten von 6.8 mm, 8.5 mm und 9.5 mm gesiebt. Im Laufe der Herbstsaison verschiebt sich dabei das Verhältnis der Mengenanteile in der kleinen und der großen Siebklasse durch das Wachstum der neuen Kohorte, die beginnend mit kleinen Tieren im Sommer bis zum November in die große Siebklasse hineinwächst. In einigen Jahren kann man diese Daten direkt interpretieren, allerdings wird das Bild auch beeinflusst durch Sterblichkeit, der räumlichen Verteilung der Garnelen unterschiedlicher Größen sowie des Fischereiaufwands und das relative Verhältnis von Winter- und Sommerkohorte in den Fängen. Daher waren diese Daten am besten geeignet als Referenzdatensatz, gegen den die Modellergebnisse verglichen werden konnten. Bei richtiger Wachstumsparametrisierung im Modell würden die relativen Verhältnisse der Siebklassen in den verschiedenen Monaten richtig beschrieben werden (s. [Kapitel i](#)).

Fazit

Die Ergebnisse führen zu einer wesentlich besseren Parametrisierung des Ertrag-pro-Rekrut-Modells. Insbesondere muss der Kohorten Effekt berücksichtigt werden während eine Dichteabhängigkeit definitiv nicht benötigt wird. Die Daten zeigen zudem eine nicht-symmetrische (rechtssteile) Verteilung der Wachstumsraten, was auch im Modell berücksichtigt werden muss. Was künftig noch weiter verbessert werden muss sind die Wachstumsraten der großen Tiere, wozu eine Anwendung der neuen Methodik auf größere Proben von Wildfängen notwendig ist.

g. Sterblichkeit

Julia Friese*, Paul Müller*, Ronja Meier*, Stefanie Kurbjuweit*, Stephanie Kondratowicz*, Axel Temming*

*Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

g1: M:F - Zeitreihen (eine Aktualisierung von Temming and Hufnagl, 2015)

Die Analyse des M zu F Verhältnisses beruht auf einer Publikation von Temming und Hufnagl (2015). Die Analyse ergab, dass die natürliche Sterblichkeit (M) durch den stetigen Rückgang der Räuberbestände von Kabeljau (*Gadus morhua*) und Wittling (*Merlangius merlangus*), durch eine zunehmende fischereiliche Sterblichkeit (F) kompensiert wurde. Die Ergebnisse zweier unterschiedlich komplexer Ertrag-pro-Rekrut-Modelle die auf diesen Ergebnissen parametrisiert wurden, gaben Anlass zur Sorge, dass durch die gesteigerte fischereiliche Sterblichkeit (F) eine potentielle Wachstumsüberfischung zu erwarten ist. Da die Studie einen Zeitraum von 1996-2011 analysierte, sollte im Folgenden untersucht werden, ob der Trend einer gesteigerten fischereilichen Sterblichkeit (F) und geringer Räuberbestände (M) auch nach 2011 fortbestand, und weiterhin die Gefahr einer potentiellen Wachstumsüberfischung besteht.

Die M:F-Zeitreihe der ICES Roundfish Area 6 (Deutsche Bucht) aus Temming and Hufnagl (2015) wurde bis zum Jahr 2019 erweitert. Die natürliche Sterblichkeit M bezieht sich auf den Verzehr von Nordseegarnelen (Totallänge größer 50 mm) durch ihre wichtigsten Räuber Kabeljau (*Gadus morhua*) und Wittling. Der jährliche Verzehr der beiden Räuber basiert (1) auf der altersbasierten Bestandsabschätzung des SMS-Modells (WGSAM, North Sea Key Run, 2020) für die Gesamtzahl der Räuber, (2) auf IBTS-Daten für die räumliche Verteilung der Räuber und (3) auf den ICES-Magenprobenprojekten (1981, 1985, 1986, 1987, 1991) und Laborexperimenten von Temming and Herrmann (2003) zu dem Verzehr von größenspezifischen Nordseegarnelen pro Räuberart, Altersklasse und Quartal (für Details siehe Temming and Hufnagl, 2015). Trotz starker Schwankungen in den letzten Jahren blieb die Dominanz der fischereilichen Sterblichkeit gegenüber der natürlichen Sterblichkeit bestehen, wie von Temming and Hufnagl (2015) beschrieben (Abb. g1.1).

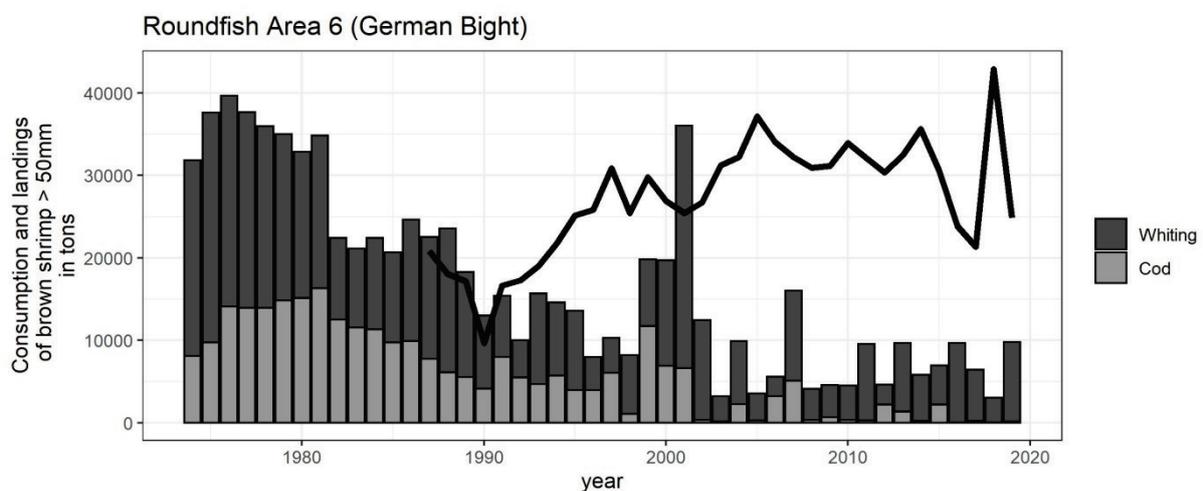


Abb. g1.1: Jährliche Biomasse der Nordseegarnelen größer als 50 mm in Tonnen (1) angelandet von der niederländischen, deutschen und dänischen Krabbenfischerei (schwarze Linie) und (2) verzehrt von Kabeljau („Cod“, hellgraue Balken) und Wittling („Whiting“, dunkelgraue Balken) in der ICES Roundfish Area 6 (Deutsche Bucht).

g2: Bestimmung der Discard-Sterblichkeit

Einleitung

Aufgrund der verwendeten Maschenweite in der Krabbenfischerei, werden große Mengen „untermaßiger“, d.h. nicht vermarktbarer, Garnelen gefangen, welche die vermarktbaren Garnelen zahlenmäßig deutlich übersteigen (siehe [Kapitel h](#)). Diese juvenilen Garnelen werden im Optimalfall an Deck automatisiert aussortiert und anschließend lebendig zurück ins Wasser gespült (Discard). Die Sterblichkeit der Discard-Garnelen wurde aufgrund von drei unabhängigen Studien (Gamito and Cabral, 2003; ICES, 2000; Lancaster and Frid, 2002) lange Zeit als vernachlässigbar betrachtet. Zunächst gab es einen kurzen Abschnitt im WGCAN-Bericht über 7-tägige Überlebensversuche im Vereinigten Königreich (ICES, 2000), in dem Discard-Überlebensraten von 94% nach der Rüttelsiebung gemessen wurden. Anschließend veröffentlichten Lancaster and Frid (2002) eine Studie, in der sie von unter 1% Sofort-Sterblichkeit und einer Überlebensrate von 92% nach 24 Stunden in der Irischen See (UK) berichteten. Die Rüttelsiebung hatte in dieser Studie keinen signifikanten Einfluss auf die Sterblichkeit, verursachte jedoch vereinzelt Verletzungen (Lancaster and Frid, 2002).

Die größten Krabbenfischerei-Flotten operieren jedoch in der südlichen Nordsee entlang der Wattenmeer-Küste. Von diesem Gebiet waren bis vor kurzem keine Studien zur Discard-Sterblichkeit verfügbar. Die Fangmengen und Holdauern der Krabbenkutter der niederländischen, deutschen und dänischen Flotte sind jedoch deutlich größer als in den drei oben beschriebenen Studien. Zudem nutzen die Kutter in der südlichen Nordsee mittlerweile vorwiegend Trommelsiebe, deren Einfluss auf die Discard-Sterblichkeit lange unklar war. Die erste Studie, die die Discard-Sterblichkeit dieser Fischerei nun umfassend beleuchtet, wurde kürzlich veröffentlicht (Temming et al., 2022, Annex g1). Temming et al. (2022) untersuchten den Einfluss der Siebmethode und der Holdauer auf die Sofort-Sterblichkeit, die Langzeit-Sterblichkeit (nach 21 bzw. 42 Tagen) und auf die Fähigkeit zur Häutung und somit zum Wachstum. Direkt nach dem Fang und ohne Sortierung ermittelten sie eine durchschnittliche Sofort-Sterblichkeit von 6% im Juni und September 2016, jedoch von 20.5% im Mai 2016 trotz kühlerer Temperaturen und gleicher Behandlung (Temming et al., 2022). Hier wurde vermutet, dass die Tiere durch intensive Fischerei im Gebiet vorgeschädigt waren, evtl. durch eine wiederholte Passage durch die Fangprozedur (Temming et al., 2022). Die Holdauer schien keinen Effekt auf die Sofort-Sterblichkeit direkt nach dem Fang ohne Sortierung zu haben, hatte jedoch einen signifikanten Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der unsortierten untermaßigen Garnelen nach 21 Tagen, die von 87% (bei Holdauern von 5 bis 40 min) auf 75% (bei Holdauern von 90 bis 120 min) sank (Temming et al., 2022). Im Vergleich zu unsortierten untermaßigen Garnelen stieg die Langzeit-Sterblichkeit (nach 21 Tagen) im August 2016 nach 30min-Hols im Mittel durch eine Rüttelsortierung von 8.3% auf 13.9% und durch eine Trommelsortierung von 9.7% auf 20.8% (Temming et al., 2022). Im Juni und September wurde eine Gesamt-Sterblichkeit (Sofort-Sterblichkeit und Langzeit-Sterblichkeit) von durchschnittlich 8.0 – 27.7% bei jeweils 40 min und 120 min Hols und im Mai von durchschnittlich 39.0% gemessen (Temming et al., 2022). Eine Schwierigkeit bei der Interpretation der Sterblichkeit im Aquarium liegt in den fehlenden Kontrollgruppen. Die ursprüngliche Idee, 5 min Hols als Kontrollgruppe zu verwenden, erwies sich als nicht erfolgreich, da die Sterblichkeit z.T. höher lag als in den 40 min Hols. Dadurch kann ein möglicher Effekt der Hälterungsbedingungen nicht getrennt quantifiziert werden.

Da die Holdauer in der Krabbenfischerei der südlichen Nordsee regelmäßig über 2 Stunden liegt und vorwiegend Trommelsortierer verwendet werden, ist anzunehmen, dass die Discard-Sterblichkeit dieser Fischerei nicht wie bislang angenommen unter 10% liegt, sondern deutlich darüber bei etwa

30% (Vogelprädation nicht einberechnet). Allerdings wurden die Daten von Temming et al. (2022) im Rahmen eines wissenschaftlichen Versuchsdesigns mit standardisierten Hols ermittelt, und insbesondere lag die Holdauer zur Untersuchung des Effekts des Trommelsortierers bei nur 30 min. Daher wurde im Rahmen des CRANMAN-Projektes die Discard-Sterblichkeit nun auf kommerziellen Fangreisen unter realistischen Fischereibedingungen untersucht.

Material und Methoden

Da in der Studie von Temming et al. (2022) die Sofort-Sterblichkeit signifikant mit der Sterblichkeit binnen 21 Tagen korrelierte, wurde nun primär die Sofort-Sterblichkeit auf kommerziellen Fangreisen gemessen. Die Proben wurden im Zuge der normalen Fischereiroutine entnommen. Die Fischer entschieden selbstständig über Fangort und -dauer. Die Fischereiroutine inklusive der Verarbeitung an Deck wurde durch die wissenschaftlichen Untersuchungen nicht beeinträchtigt. Es wurden insgesamt vier mehrtägige Fangreisen im August, September, Oktober und November 2021 mit zwei Kuttern begleitet: ein etwas kleinerer Kutter mit ca. 16 m Länge und Fangebieten in Nordfriesland und ein größerer Kutter mit ca. 24 m Länge mit Fanggebieten bei der Elbmündung und in Ostfriesland (Abb. g2.1). Beide Kutter sortierten den Fang mittels Trommelsieben. Es wurden insgesamt 34 Hols beprobt.

Jeweils zu Beginn und zum Ende des Sortierprozesses wurden aus dem Auslass, über den der Discard über Bord gespült wird, mit einem Kescher eine zufällige Probe an Krabben entnommen und jeweils umgehend in einen separaten frisch mit Seewasser befüllten 30 L Behälter gegeben. Aus beiden Behältern wurden jeweils 50 zufällig entnommene Tiere untersucht, d.h. 100 Tiere je Hol. Jedes Individuum wurde (I) in eine von drei Vitalitätsklassen eingeteilt (1. lebendig mit Fluchtreaktion („tail flipping“); ggf. nach Stimulation), 2. lebendig ohne Fluchtreaktion (kein „tail flipping“ trotz Stimulation), 3. tot). Anschließend (II) wurde die Körperlänge von der Spitze der Scaphoceriten bis zum Ende des Telsons bis auf den unteren Millimeter genau gemessen und (III) die Carapaxhärte mithilfe einer Federstahlpinzette in drei Klassen bestimmt (1. weich, d.h. eine Verformung durch die Federstahlpinzette bleibt bestehen; 2. medium, d.h. der Carapax lässt sich mit der Federstahlpinzette eindrücken, springt jedoch anschließend in seine ursprüngliche Form zurück; 3. hart, d.h. die Federstahlpinzette rutscht bei Druckausübung ab, statt den Carapax zu verformen). Frisch gehäutete Tiere haben einen weicheren Carapax und sind somit deutlich anfälliger für Verletzungen während der Fangprozedur. Die Carapaxaushärtung ist jedoch ein kontinuierlicher Prozess. Um die manuelle Klassifizierung an Bord zu validieren, wurden 300 Tiere individuell eingefroren und die exakte Carapaxhärte mittels Härtemessung im Labor (siehe [Kapitel d](#)) geprüft und verglichen.

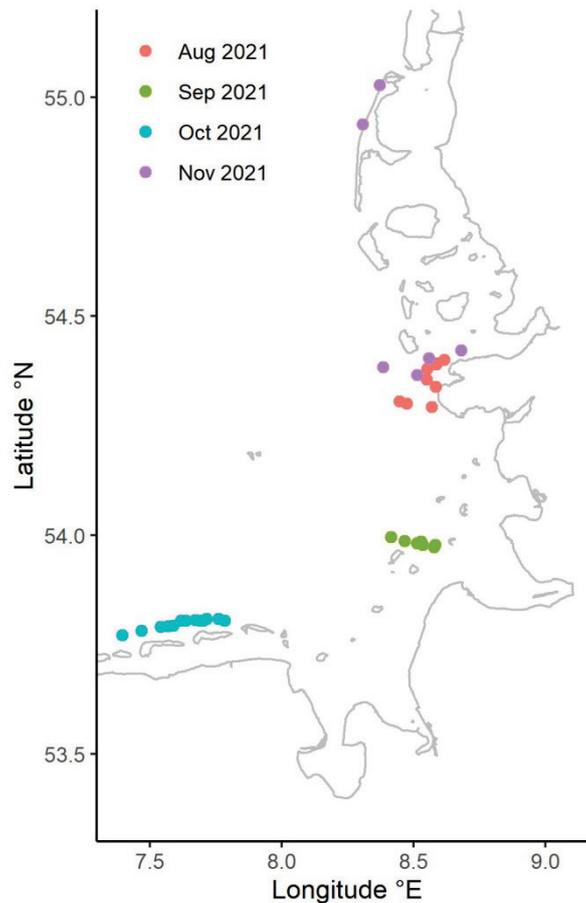


Abb. g2.1: Räumliche Verteilung der untersuchten Hols der vier begleiteten kommerziellen Fangreisen. Im August und November wurde ein ca. 16 m großer Kutter beprobt (rot und lila), im September und Oktober ein ca. 24 m großer Kutter (grün und blau).

Als Begleitparameter wurden Fangdauer, Fangposition, Fier- und Hiev-Zeiten, Tide, Fangtiefe, Wassertemperatur, Lufttemperatur und Fangvolumen erhoben. Fangtiefe und Temperaturdaten wurden mittels Cera- und Barodivern von Schlumberger Water Services minütlich geloggt. Zur Ermittlung des Fangvolumens wurden die Trichter beider Schiffe vermessen und mathematisch das Gesamtvolumen bestimmt. Bei jedem Hol wurde die Distanz von der Oberkante des Trichters bis zum Fang gemessen, vom Gesamtvolumen abgezogen und daraus mathematisch das Fangvolumen errechnet. Da der Fang jedoch fast nie plan im Trichter liegt und das manuelle ebene Verteilen des Fangs unter Umständen zu Schädigungen der Krabben hätte führen können, ist die Volumenbestimmung nicht exakt, sondern näherungsweise. Bei drei Hols wurde zudem exemplarisch mittels 2 L Messbecher das Gewichts/Volumen-Verhältnis ermittelt. Der Einfluss der verschiedenen Begleitparameter auf die Sofort-Sterblichkeit wurde zunächst einzeln je nach Parameter mittels linearer Regression, Wilcoxon-Rangsummentest oder Kruskal-Wallis Test mit Dunn's Post-hoc Test untersucht. Alle Datenanalysen erfolgten in der Open-Source Software R (Version 4.2.0).

Um zu bewerten, wie wichtig die verschiedenen Einflussfaktoren auf die Vitalität der Discard-Krabben sind, wurde ein Random Forest Klassifikations Modell gerechnet. Dieses ist ein relativ robustes statistisches Instrument, welches in der Lage ist, verteilungsunabhängig und auch bei relativ geringen Stichproben und einer Vielzahl an Prädiktoren, ohne die Gefahr der Überanpassung („overfitting“) die relative Wichtigkeit der verschiedenen Prädiktoren zu ermitteln. Die kategorische Antwortvariable war die Vitalität (mit den drei oben beschriebenen Vitalitätsklassen) und es wurden 11 Prädiktoren berücksichtigt (Gesamtlänge der Krabbe, Carapaxhärte, Zeitpunkt im Sortierprozess, d.h. am Anfang

oder Ende der Sortierung, Fangvolumen, mittlere Wasser- und Lufttemperatur, mittlere Fangtiefe, Holdauer, Fangreise, Tide, Krabbenkutter). Der Material und Methoden Teil wurde hier in gekürzter Form dargestellt und kann im Annex g2 in voller Länge nachgelesen werden.

Ergebnisse

Die Sofort-Sterblichkeit der Discard-Garnelen nach der Trommelsortierung lag im Mittel bei 18.98% ($\pm 10.97\%$; Abb. g2.2). Durchschnittlich 71.36% ($\pm 12.87\%$) wiesen die höchste Vitalitätsklasse auf, d.h. sie waren lebendig und in der Lage den energiefordernden Fluchtmechanismus („tail flipping“) durchzuführen (Abb. g2.3). Lebendig aber nicht mehr zu diesem Fluchtmechanismus im Stande waren durchschnittlich 9.65% ($\pm 4.88\%$; Abb. g2.3). Die Vitalität schwankte sehr stark zwischen den Reisen und den einzelnen Hols (Abb. g2.3).

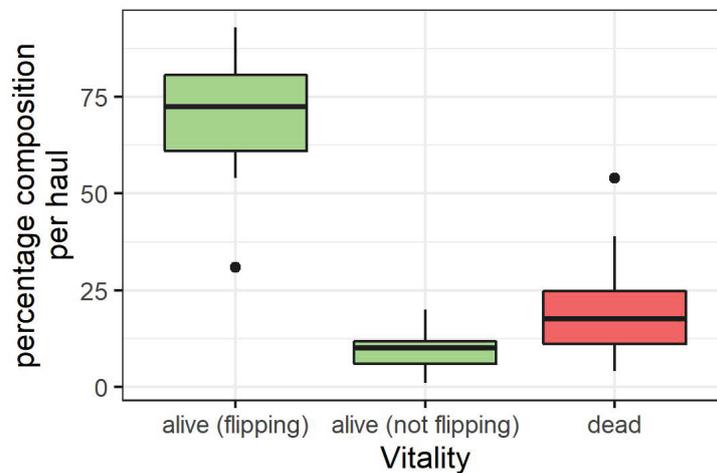


Abb. g2.2: Boxplot mit Median (schwarze mittlere Linie) und 25% sowie 75%Quantile (untere und obere Begrenzung der Box) je Vitalitätsklasse: (1) „alive (flipping)“: lebendig mit Fluchtreaktion (d.h. „tail flipping“; ggf. nach Stimulation), (2) „alive (not flipping)“: lebendig ohne Fluchtreaktion (kein „tail flipping“ trotz Stimulation), (3) „dead“: tot. Jeder Messwert zeigt den prozentualen Anteil der jeweiligen Vitalitätsklasse je Hol, d.h. je Hol ergeben die Prozente der drei Vitalitätsklassen zusammen 100%.

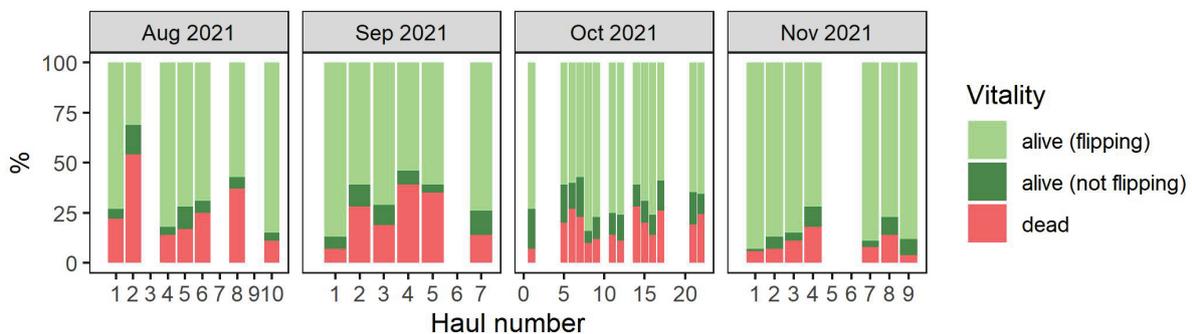


Abb. g2.3: Prozentuale Zusammensetzung der Vitalitätsklassen („alive (flipping)“: lebendig mit Fluchtreaktion, d.h. „tail flipping“; ggf. nach Stimulation; „alive (not flipping)“: lebendig ohne Fluchtreaktion, d.h. kein „tail flipping“ trotz Stimulation; „dead“: tot) je Hol („haul number“ auf der x-Achse) und gruppiert je Reise („Aug 2021“: August 2021, usw., vgl. Abb.g2.9.

Die verschiedenen Einflussfaktoren

Die Fangdauer lag im Durchschnitt bei 2.5 h (± 0.7 h Standardabweichung; Min.: 1.25 h; Max.: 4 h). Durchschnittlich wurden inkl. Beifang je Hol 1084 L (± 408 L Standardabweichung; Min.: 186 L; Max.: 2159 L) gefangen. Die Umrechnung von Volumen zu Gewicht schwankt stark je nach Beifangmenge und –zusammensetzung. Im Mittel entsprach 1 L etwa 0.6 kg, d.h. durchschnittlich wurden inkl. Beifang je Hol 650 kg (± 245 kg Standardabweichung; Min.: 112 kg; Max.: 1295 kg) gefangen. Die Fangmenge korrelierte zudem signifikant positiv mit der Holdauer (Lineare Regression: Achsenabschnitt: 0, Steigung: 404.9, R^2 : 0.84, p-Wert: < 0.0001). Im November lagen Wasser- und Lufttemperatur bei durchschnittlich 9.6 °C (Bereich: 9.1 – 9.9 °C) und 6.1 °C (Bereich: 5.3 – 6.9 °C). Im August, September und Oktober wurden hingegen Wassertemperaturen von durchschnittlich 17.4 °C, 17.3 °C und 13.5 °C sowie Lufttemperaturen von durchschnittlich 17.8 °C, 15.9 °C und 12.4 °C gemessen. Die Lufttemperatur erreichte dabei im August, September und Oktober Maximalwerte von 21.6 °C, 19.8 °C und 14.7 °C. Die Vermessung der einzelnen Garnelen dauerte in der Regel unter 30 min und hatte keinen Effekt auf die Sterblichkeit. Die Labormessung der Carapaxhärte zeigte eine gute Übereinstimmung mit der Klassifikation der Carapaxhärte an Bord.

Frisch gehäuteten Discard-Garnelen hatten eine signifikant höhere Sofort-Sterblichkeit als jene mit mittelhartem oder hartem Carapax (Kruskal-Wallis-Test mit Dunn's Post-hoc Test: p-Wert jeweils > 0.0001). Die Sofort-Sterblichkeit zwischen Garnelen mit mittelhartem oder hartem Carapax unterschied sich nicht signifikant. Im Mittel waren 71.9% ($\pm 27.5\%$) der frisch gehäuteten Garnelen (weicher Carapax) sofort tot. Dieser Anteil reduzierte sich auf 28.7% ($\pm 21.3\%$) bei mittlerer Carapaxhärte und auf 14.9% ($\pm 10.1\%$) bei vollständig ausgehärtetem Carapax. Durchschnittlich fanden sich in den verschiedenen Hols 5.3%, 39.9% und 53.8% Garnelen mit weichem, halbausgehärteten und vollständig ausgehärtetem Carapax.

Auch die Gesamtlänge der einzelnen Garnelen hatte einen deutlichen Einfluss auf die Sofort-Sterblichkeit. Während kleine Garnelen um die 20 mm Sofort-Sterblichkeiten von ca. 50% erfuhren, sank diese auf unter 20% bei 40 – 50 mm großen Tieren (Abb. g2.4). Überraschenderweise fanden sich auch häufig marktfähige Garnelen mit Gesamtlängen über 50 mm in der Discard-Fraktion (Abb. g2.4). Bei diesen größeren nicht verarbeiteten Garnelen stieg die Sterblichkeit dann wieder auf über 40% an (Abb. g2.4).

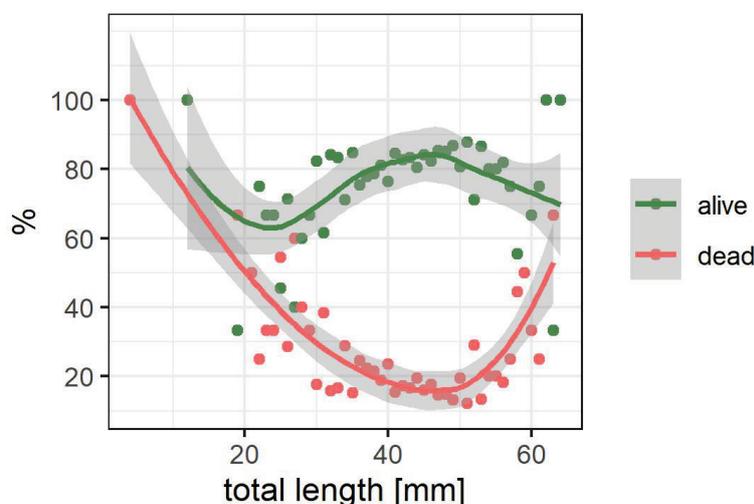


Abb. g2.4: Prozentuale Zusammensetzung lebender („alive“: grüne Punkte und Linie) und toter („dead“: rote Punkte und Linie) Discard-Garnelen je Hol nach der Trommelsortierung im Verhältnis zur Gesamt-Länge der Garnelen („total length“)

Die Untersuchungen der November-Reise wiesen deutlich geringere Sofort-Sterblichkeiten auf als die Reisen der anderen Monate, diese Unterschiede waren jedoch nicht statistisch signifikant (gemäß Dunn's Post-hoc Test infolge eines signifikanten Kruskal-Wallis-Tests). Vermutlich sind die geringeren Temperaturen im November hierfür ursächlich, denn die Sofort-Sterblichkeit korrelierte trotz starker Streuung signifikant positiv mit den Temperaturen (Wassertemperatur – Lineare Regression: Achsenabschnitt: -8.07, Steigung: 1.89, R^2 : 0.22, p-Wert: 0.0025; Lufttemperatur – Lineare Regression: Achsenabschnitt: 4.49, Steigung: 1.10, R^2 : 0.15, p-Wert: 0.0112). Während das jeweilige Schiff, die Fangtiefe und die Tide keinen nennenswerten Effekt auf die Sofort-Sterblichkeit hatten, nahm diese signifikant mit zunehmender Holdauer (in Minuten) zu (Lineare Regression: Achsenabschnitt: 0, Steigung: 7.3, R^2 : 0.76, p-Wert: < 0.0001) und mit zunehmender Fangmenge (in Liter) zu (Lineare Regression: Achsenabschnitt: 0, Steigung: 0.016, R^2 : 0.71, p-Wert: < 0.0001). Große Fangmengen verursachen auch einen längeren Sortiervorgang, sodass die Tiere länger der Luft und der Last des Fangs im Trichter ausgesetzt sind. Zum Ende des Sortierprozesses lag die Sterblichkeit signifikant höher (Mittelwert: $24.8\% \pm 14.7\%$ Standardabweichung) als zu Beginn (Mittelwert: $14.1\% \pm 10.6\%$ Standardabweichung), wenn die Garnelen gerade erst an Deck kommen und als erste das Trommelsieb passieren (Wilcoxon-Rangsummentest, p-Wert: 0.0002; Abb. g2.5).

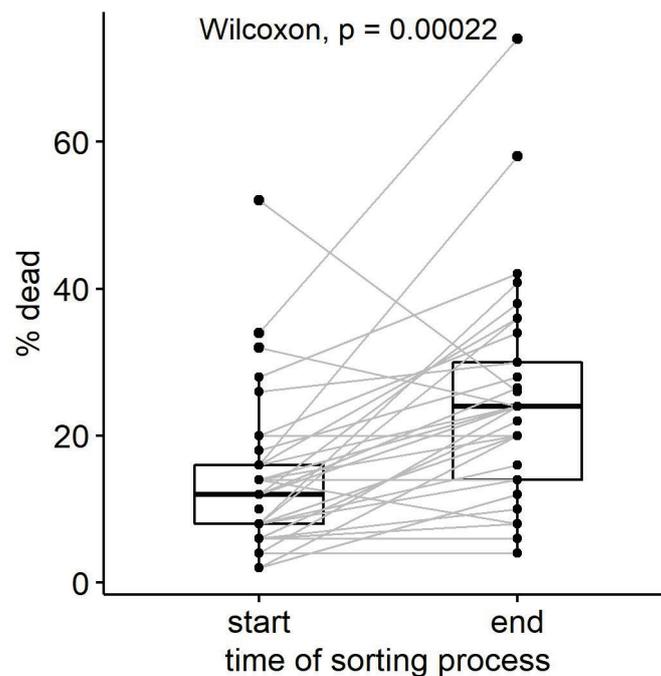


Abb. g2.5: Prozentuale Sofort-Sterblichkeit der Discard-Garnelen („% dead“) zu Beginn der Trommelsortierung („start“) und zum Ende der Trommelsortierung („end“). Die grauen Linien zwischen den Boxplots verbinden die jeweiligen Messungen eines Hols.

Um die relative Wichtigkeit verschiedener Einflussfaktoren auf die Vitalität (drei Klassen, siehe oben) zu beurteilen, wurde ein Random Forest Klassifikations Modell gerechnet. Die Modellvorhersagen zeigten nur eine geringe Übereinstimmung mit den tatsächlichen Daten (Cohen's Kappa: 0.0036). Die Treffsicherheit („accuracy / PCC = percent of sites correctly classified“) des Modells lag bei 74.3% und die Out-of-bag-Schätzung der Fehlerquote bei 26.88%. In Bezug auf die Treffsicherheit („mean decrease accuracy“) und zweitrangig auch auf die Homogenität der Klassifikation („mean decrease Gini“) wurde die Carapaxhärte der Garnelen als wichtigste Einflussvariable ermittelt (Abb. g2.6). Die Gesamtlänge der Krabbe, hatte den größten Effekt auf die Homogenität der Klassifikation, war bezüglich der Treffsicherheit des Modells jedoch nachrangig (Abb. g2.6). Die nächst wichtigsten

Einflussfaktoren auf die Vitalität der Garnelen waren der Zeitpunkt im Sortierprozess (Beginn oder Ende der Siebung: „dum.sieving.start.vs.end“), das Fangvolumen („catch.volume.L“), mittlere Wasser- und Lufttemperatur („mean.tempH2O“ und „mean.tempair“) sowie zu einem geringeren Anteil die mittlere Fangtiefe („mean.depth“; Abb. g2.6). Die Fangdauer, Fangreise, Tide und das jeweilige Schiff wurden von dem Modell als vergleichsweise unwichtigere Faktoren eingeordnet (Abb. g2.6).

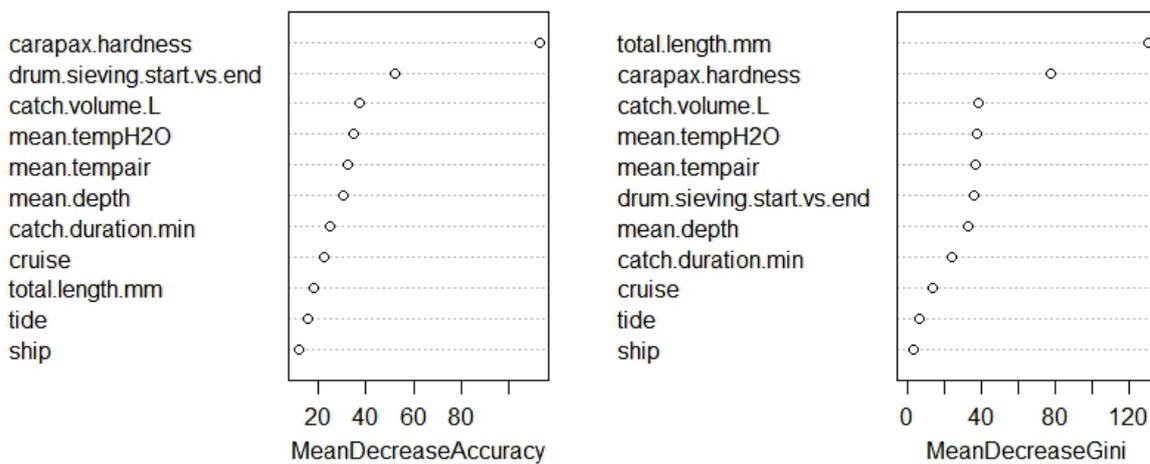


Abb. g2.6: Wichtigkeit der 11 Prädiktoren: Gesamtlänge der Krabbe („total.length.mm“), Carapaxhärte („carapax.hardness“), Zeitpunkt im Sortierprozess, d.h. am Anfang oder Ende der Sortierung („drum.sieving.start.vs.end“), Fangvolumen („catch.volume.L“), mittlere Wassertemperatur („mean.tempH2O“), mittlere Lufttemperatur („mean.tempair“), mittlere Fangtiefe („mean.depth“), Holdauer („catch.duration.min“), Fangreise („cruise“), Tide („tide“), Krabbenkutter („ship“). Der Index „mean decrease accuracy“ gibt an, wie sehr sich die Treffsicherheit („accuracy“) des Modells vermindert, wenn der entsprechende Prädiktor weggelassen wird. Der Index „mean decrease Gini“ gibt an wie stark ein Prädiktor zur Verringerung des Gini-Index beiträgt. Der Gini-Index ist ein Maß für die Unreinheit der von den Entscheidungsbäumen gebildeten Klassen. Je größer der Wert des jeweiligen Index, desto wichtiger der Prädiktor

Langzeitbeobachtungen zur Discard-Sterblichkeit

Parallel zu den Untersuchungen zur Sofortsterblichkeit an Bord von Kuttern wurden auch Tiere in die Aquarieranlage des IMF gebracht, um die Sterblichkeit in der Folgezeit zu überwachen. Dabei stand der Effekt des Trommelsortierers im Vordergrund, da die Vorarbeiten von Temming et al (2022) eine Verdoppelung der Sterblichkeit nach Trommelsortierung zeigte, ein Befund der allerdings aufgrund der begrenzten Datenmenge nicht als statistisch signifikant abgesichert werden konnte. Diese Arbeiten werden zurzeit noch im Rahmen einer Masterarbeit fortgeführt. Erste Ergebnisse von 4 Kutterproben können hier jedoch präsentiert werden.

Probe vom 31.8.2021:

Die Tiere stammten aus einem kommerziellen Hol von 2 Stunden Schleppdauer westlich von Westerhever. Es waren Tiere aus der Konsumfraktion, die den gesamten Verarbeitungsprozess inkl. Trommelsortierer durchlaufen hatten. Das Ziel war ursprünglich die Beschaffung von lebenden Tieren für Wachstumsversuche, allerdings bot eine Probennahme, die am Folgetag in Büsum mit einem Schiebehaken genommen wurde, einen besonderen Vergleich (Abb. g2.7) mit einer sehr schonenden Fangmethode (wenige Minuten Fangdauer, sehr geringe Fangmenge, sofortige Überführung in Hälterungsbox).

Auffällig war hier zum einen die in beiden Fällen recht hohe Sterblichkeit, aber vor allem der starke negative Effekt der Handhabung auf dem kommerziellen Kutter. Allerdings ist diese Kutterprobe auch nicht typisch für die Discard-Sterblichkeit, da hier Tiere aus der Konsumfraktion untersucht wurden.

Probe vom 19.10.2021

Für diese Probennahme waren nur Tiere verfügbar, die den Trommelsortierer bereits passiert hatten (Abb. g2.8). Es fällt auf, dass bei diesen Tieren die Überlebensrate nach 21 Tagen deutlich höher lag als in der Probe aus dem August. Ein Effekt der Größe der Tiere ist nicht erkennbar.

Probe vom 24.3.2022

Für diese Probe aus einem kommerziellen Fang wurden Tiere einmal direkt aus dem Trichter – also vor der Passage durch das Trommelsieb – entnommen und einmal nach der Passage (Abb. g2.9) Die Passage durch den Trommelsortierer erhöht die Sterblichkeit deutlich (Abb. g2.9). Ohne Passage starben in 3 Wochen 10,4% der Tiere, mit Passage 29,5%.

Probe vom 27.4.2022

Auch für diese Probe aus einem kommerziellen Fang wurden Tiere einmal direkt aus dem Trichter – also vor der Passage durch das Trommelsieb – entnommen und einmal nach der Passage (Abb. g2.10). Der Effekt des Trommelsortierers war auch hier hoch signifikant, allerdings etwas schwächer als bei der Probe vom März. Von den Tieren aus dem Trichter starben 13,7%, während aus der Discard-Fraktion 26,9% starben.

Auffällig ist bei den beiden Proben aus März und April, dass die Sterblichkeit insbesondere der aus dem Trichter entnommenen Tiere deutlich niedriger lag als diejenige der Probe aus dem Schiebehaken. Dieses Ergebnis widerspricht der Vorstellung, dass der Fang mit dem Schiebehaken Referenzproben weitgehend unbeeinträchtigter Tiere liefern kann. Denkbar ist allerdings auch eine Vorschädigung der Tiere vor dem Fangereignis. Der Fangplatz liegt direkt an dem Hauptpriel zum Hafen in Büsum an einer steilen Kante. Die Tiere die sich dort bei Niedrigwasser sammeln können sich also durchaus vorher in dem Priel aufgehalten haben. Dort könnten sie bei intensiver Fischerei bereits einmal oder mehrmals die Fang- und Sortierprozedur durchlaufen haben. Um diese Interpretation zu überprüfen, sollten in Zukunft Vergleichsproben von Fangplätzen mit sehr niedriger Fischereiintensität untersucht werden.

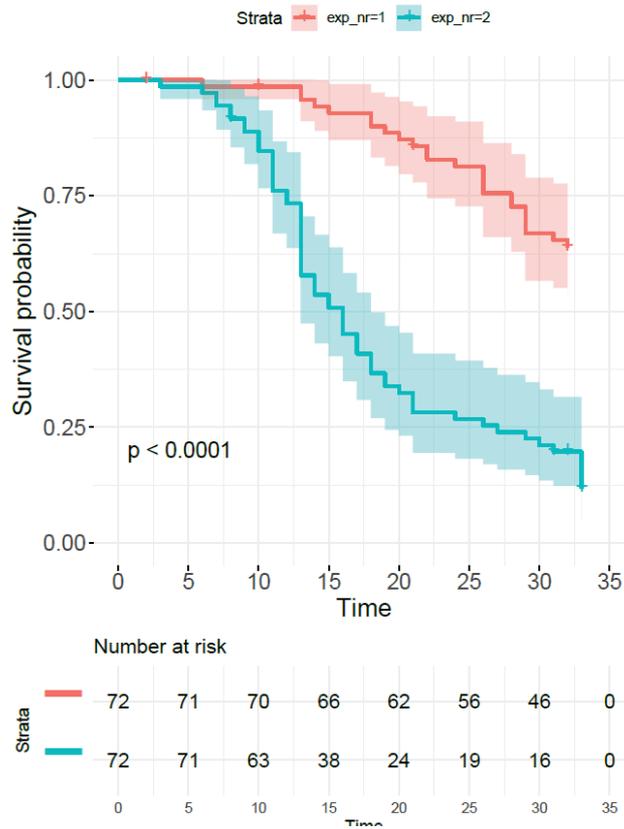


Abb. g2.7: Überlebenswahrscheinlichkeit der Krabben einer Kutterprobe nach Trommelsortierung (Exp. 2) im Vergleich zu Krabben aus einer Schiebehamenprobe (Exp. 1).

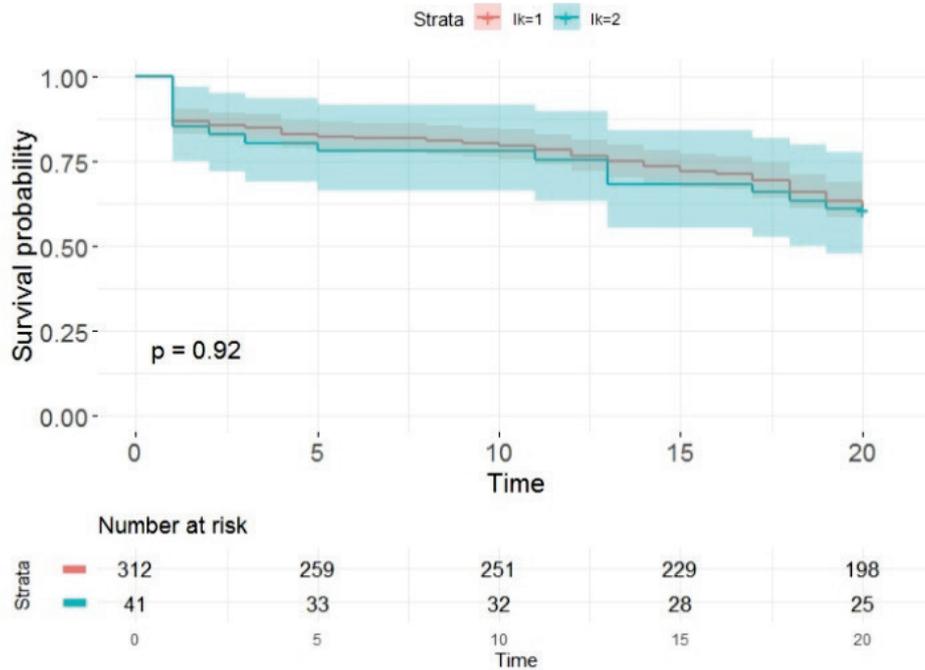


Abb. g2.8: Überlebenswahrscheinlichkeit von Tieren aus einem kommerziellen Hol im Oktober 2021 nach dem Einsetzen in die Aquarienanlage. Dargestellt sind zwei verschiedene Längenklassen: LK1: < 50 mm und LK2: \geq 50 mm Länge.

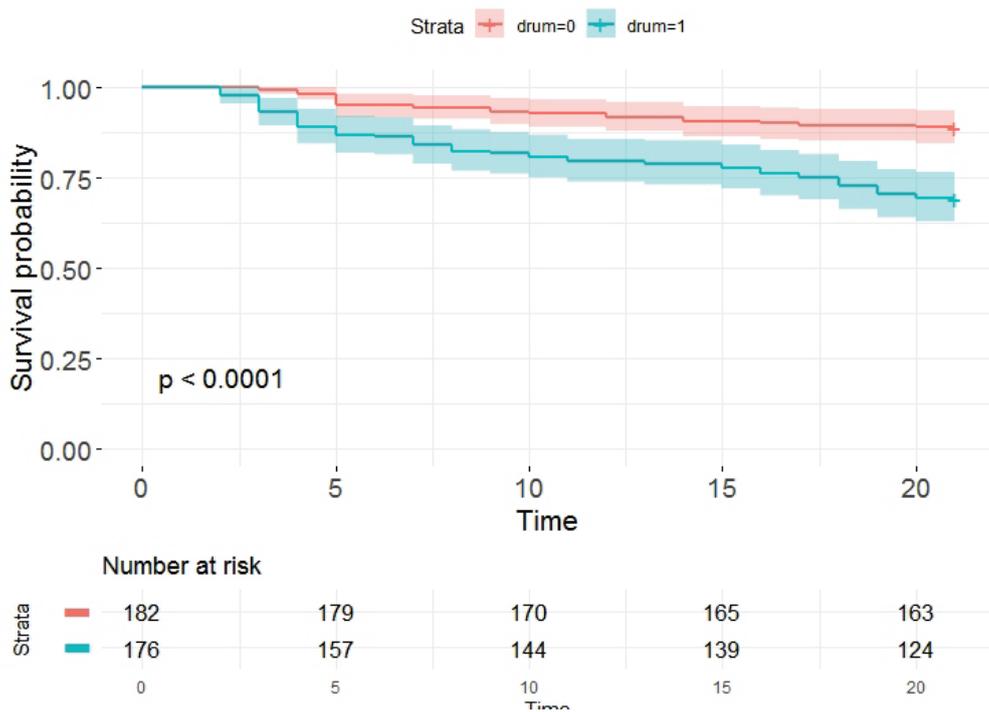


Abb. g2.9: Überlebenswahrscheinlichkeit von Garnelen aus dem Trichter und aus der Discard-Fraktion des Trommelsortierers

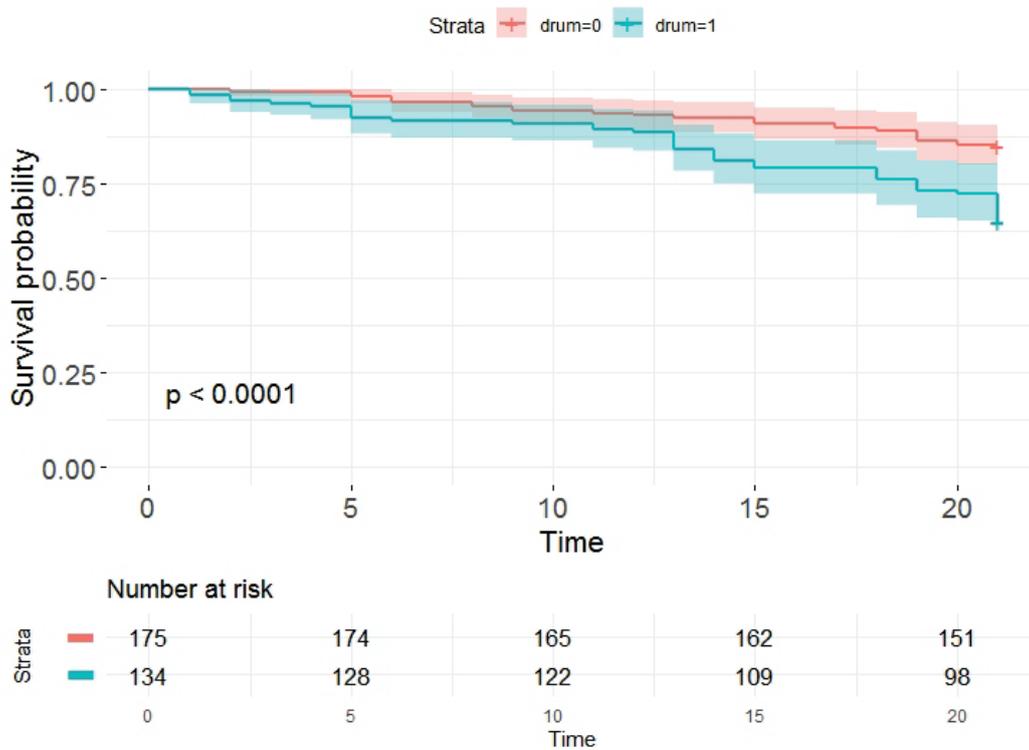


Abb. g2.10: Überlebenswahrscheinlichkeit von Garnelen aus dem Trichter und aus der Discard-Fraktion des Trommelsortierers

Fazit

Die Holdauern und Fangmengen liegen in der Krabbenfischerei der südlichen Nordsee deutlich über denen, die den meisten bisherigen Studien zu Grunde lagen. Die Sofort-Sterblichkeit lag in dieser Studie unter realistischen Fischereibedingungen bei ca. 19%. Zudem waren knapp 10% der Discard-Krabben nach der Fang- und Sortierprozedur nicht mehr in der Lage den Fluchtmechanismus („tail-flipping“) auszuführen. Auch wenn diese Krabben den Kutter lebendig verlassen würden, ist auch aufgrund der Beobachtungen in den Experimenten zu den Langzeitfolgen der Discardsterblichkeit anzunehmen, dass sie kurz darauf sterben werden, da sie nicht in der Lage sind ihren Räubern zu entkommen. Da sich diese Krabben insgesamt kaum bewegten, entweder durch starke Erschöpfung oder Verletzungen, haben sie zudem relativ schlechte Chancen auf eine erfolgreiche Nahrungssuche und Wachstum. Temming et al. (2022) zeigten, dass auch ohne Prädation die Langzeit-Sterblichkeit ab der zweiten Woche deutlich anstieg (teilweise auf über 30%). Auch wenn sich Krabben von manchen Verletzungen, wie den Verlust der Antennen, nach mehreren Häutungen erholen können (Nouvel-Van Rysselberge, 1937 zitiert in Tiews, 1970), kann dies durch verminderte Konkurrenzfähigkeit oder Räubermeidung, die Lebenserwartung und Reproduktionsfähigkeit vermindern (Juanes and Smith, 1995). Zunächst harmlos wirkende Verletzungen können zudem zur sogenannten Schwarzflecken-Krankheit führen, die zwar manchmal durch eine Häutung noch abgewehrt werden kann, über einen längeren Zeitraum jedoch auch zum Tod der Krabbe führen kann (Nottage, 1982; Segelken-Voigt et al., 2018; Vervoort et al., 1980). Nimmt man an, dass alle Discard-Krabben, die nicht mehr zum Fluchtmechanismus in der Lage waren (Vitalitätsklasse 2), sterben werden, muss man die Discard-Sterblichkeit in dieser Fischerei auf ca. 30% bis hin zu über 50% in manchen Extremfällen einschätzen. Die von Temming et al. (2022) gemessene Langzeitsterblichkeit nach Trommelsortierung lag mit über 20% deutlich über dem Prozentsatz der Krabben mit Vitalitätsklasse 2 (10% in unserer Studie), sodass anzunehmen ist, dass langfristig zusätzlich einige der Krabben, die noch zum Fluchtmechanismus in der Lage sind, sterben werden und die Gesamtsterblichkeit somit nochmals höher liegt. Auch die Prädation ist in diese Werte noch nicht einberechnet. Die Sterblichkeit kann – nach Berechnungen von Lancaster and Frid (2002) basierend auf Daten von Walter and Becker (1997) – durch die Vogelprädation nochmal um ca. 10% steigen. Andererseits berichten Lancaster and Frid (2002) auch, dass Seevögel, den Fisch-Beifang präferieren und die Discard-Krabben nur zweitrangig erbeuten. Hinzu kommt die Prädation am Meeresgrund durch Invertebraten, Fische und Meeressäuger (e.g. Berghahn, 1990).

Wie in der Studie von Temming et al. (2022), wurde beobachtet, dass die Discard-Sterblichkeit in einzelnen Hols deutlich höher lag. Temming et al. (2022) vermuteten, dass dies durch eine aktuell hohe Fischereiintensität im jeweiligen Gebiet verursacht sein könnte, wodurch die Discard-Krabben teils wiederholt den Fang- und Sortierprozess durchlaufen. Dieser Effekt kann auftreten, wenn gute Fangplätze von mehreren Fischern zeitgleich aufgesucht werden (Wolfsrudedeffect). Untersuchungen, ob die Fischereiintensität ursächlich für die erhöhte Sterblichkeit in diesen einzelnen Hols ist, stehen jedoch noch aus. Dazu sollten zukünftig die bereits verfügbaren Daten mit den Aufwandsdaten im jeweiligen Gebiet verschnitten werden und gezielt Fangreisen in solche Fischerei-Hotspots begleitet werden.

g3: Management Implikationen

Eine Minimierung der Discard-Sterblichkeit erhöht nach dem „yield per recruit“-Modell von Günther et al. (2021) den Fischereiertrag, da die untermaßigen Krabben dann weiter wachsen und somit später im Jahr als marktfähige Ware genutzt werden können. Somit hat die Discard-Sterblichkeit direkte finanzielle Folgen für die gesamte Fischereiflotte.

Unsere Längenmessungen der Discard-Krabben ergaben, dass häufig auch marktfähige Krabben verworfen werden und diese eine deutlich höhere Sterblichkeit aufwiesen. Die Fischer berichteten uns, dass die Förderbänder, welche die Krabben vom Trichter in die Trommelsortierung befördern selbst auf niedrigster Stufe oftmals – je nach Fangzusammensetzung – zu viel Masse pro Zeiteinheit transportieren und es somit zu keiner sauberen Sortierung kommt. Marktfähige Krabben durchlaufen das Trommelsieb dann bis zum Ende und enden zusammen mit Algen, Fisch- und Invertebraten in der großen Discard-Fraktion. Dies könnte auch die höhere Sterblichkeit erklären, da sie dann eine längere Zeit in der Trommel verbringen, als wenn sie durch die Siebe fallen. Die große Discard-Fraktion (welche keine der Siebe passiert) wird daher oftmals nicht direkt über Bord gespült, sondern in Körben aufgefangen, geprüft und bei zu hohem Anteil marktfähiger Krabben erneut dem Sortierprozess zugeführt. Dies führt bei Discard und Beifang vermutlich zu höheren Sterblichkeiten. Die Häufigkeit und Auswirkung dieser Praktik wurde bislang jedoch nicht wissenschaftlich untersucht.

Um die Discard-Sterblichkeit zu verringern wäre es daher ratsam, langsamere oder kleinere Förderbänder zu entwickeln, sodass möglichst keine marktfähige Ware über Bord geht und somit für die gleiche Menge marktfähiger Ware weniger Beifang und Discard anfällt. Zudem könnte die Discard-Sterblichkeit durch neuartige und schonendere Sortiermethoden reduziert werden, wie z.B. Förderbänder mit visuellen KI-basierten Erkennungssystemen und Sortierung mittels Druckluft (ICES, 2022). Vermutlich könnten auch ein Fluten des Trichters und stete Zufuhr von frischem Seewasser die Mortalität verringern. Kürzere Holdauern und somit auch kleinere Fangmengen je Hol könnten die Discard-Sterblichkeit ebenfalls verringern. Allerdings können durch vermehrten Kontakt mit dem Netzmaterial bei kurzen Hols mehr Verletzungen entstehen, die möglicherweise auch die Überlebenswahrscheinlichkeit verringern (Temming et al., 2022). Zudem sind kürzere Holdauern im zwei-Mann- und 24-Stunden-Betrieb kaum mit dem praktizierten Arbeitszeiten-Schichtsystem vereinbar. Der hohe finanzielle Druck und die hohen Treibstoffkosten zwingen viele Fischer dazu möglichst durchgehend zu fischen, sodass sich pro Person nur nach jedem zweiten Hol eine Schlafmöglichkeit ergibt, welche bereits bei dreistündigen Hols kurz ist. Eine weitere Maßnahme wäre es, die untermaßigen Garnelen gar nicht erst an Deck zu holen und direkt unter Wasser auszusortieren. Dies könnte theoretisch durch größere Maschenweiten im Steert erreicht werden. Allerdings können sich die Maschen bei den großen Fangmengen auch zusetzen, sodass die Selektivität eingeschränkt wird. Eine Schonung der untermaßigen Garnelen wäre auch durch eine Aufwandsreduzierung möglich. Insbesondere im Sommer, wenn vermehrt neue Rekruten in den Fängen auftauchen und die Temperaturen relativ hoch sind, könnte diese Maßnahme einen positiven Effekt erzielen.

h. Untersuchungen zur Maschenweiterehöhung

Julia Friese*, Jens Ulleweit°, Kay Panten°, Georg Respondek*, Claudia Günther*, Carmen Czerwinski*, Stephanie Kondratowicz*, Axel Temming*

*Universität Hamburg, Institut für Marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

°Thünen-Institut für Seefischerei

Einleitung und Material und Methoden

Im Rahmen der MSC-Zertifizierung wurde eine schrittweise Erhöhung der Maschenweiten vereinbart. Eine Maschenweiterehöhung kann den Anteil untermaßiger Garnelen signifikant verringern, sodass diese weiter wachsen und später im Jahr kommerziell genutzt werden können (Berkenhagen et al., 2015; Günther et al., 2021; ICES, 2000).

Bevor die Steert-Maschenweite von 22 mm auf 24 mm erhöht wurde, wurde der Effekt im Rahmen einer Selbstbeprobung durch die Fischerei untersucht. Dazu fischten 2018 insgesamt fünf Fischer aus den Niederlanden, Deutschland und Dänemark mit einer 22 mm und einer 24 mm Masche im Steert, parallel an Backbord und Steuerbord, und lieferten von insgesamt 60 dieser Doppel-Hols ungesiebte, gekochte und gefrorene Proben. Diese wurden im Labor sortiert und mittels der „Hamburger Siebmaschine“ wurde die Längenhäufigkeitsverteilung und der Anteil an Markt- und Discardkrabben ermittelt. Die „Hamburger Siebmaschine“ zeichnet sich u. A. durch laser-gefräste Siebe aus, die eine deutlich höhere Genauigkeit aufweisen als Siebe die im kommerziellen Betrieb üblich sind (Details zur Siebmaschine: Annex h3). Details zu Maschenweitenvergleich der 22 mm und 24 mm Masche im Steert befinden sich im Annex h2.

Zur Analyse der langfristigen Entwicklung des Anteils an Discardkrabben wurden deutsche Beifang-Daten verwendet, die im Rahmen der EU-Verordnung 199/2008 (Data Collection Framework - DCF) der Europäischen Kommission von 2009-2018 erhoben wurden. Innerhalb der DCF-Beprobung wird von ausgewählten Fangreisen der kommerziellen Krabbenfischer eine Unterprobe des Gesamtfangs genommen, anschließend auf dem Trommelsieb in Markt- und Discard-Ware sortiert und vermessen. Über die Gewichte der Unterprobe sowie des Gesamtfangs wurde anschließend die gesamte Längenhäufigkeitsverteilung je Hol berechnet. Der DCF-Datensatz von 2009-2018 enthielt insgesamt 376 untersuchte Hols aus 64 verschiedenen Fangreisen. Durch die An-Bord-Siebung kann die Längenverteilung auch in Markt- und Discardkrabben separiert werden, sodass eine durchschnittliche Selektionskurve der Siebe an Bord ermittelt werden konnte (die Berechnungsmethodik der Selektionskurve entspricht der der „Hamburger Siebmaschine“, Annex h3). Die Selektionskurve der Siebung an Bord entsprechend der DCF Daten wurde anschließend mit der Selektionskurve der „Hamburger Siebmaschine“ verglichen. Um den Anteil marktfähiger Garnelen und untermaßiger Discardkrabben über die Jahre 2009 bis 2018 zu vergleichen (DCF-Daten), wurden die Totallängen zunächst in Carapaxweiten umgerechnet und anschließend mithilfe der Selektionskurve des 6.8 mm Siebes der „Hamburger Siebmaschine“ in Markt- und Discardkrabben eingeteilt (Annex h3). Auf diese Weise können die prozentualen Anteile der DCF-Daten und des Maschenweitenvergleichs der 22 mm und 24 mm Masche verglichen werden.

Ergebnisse

Fänge mit 24 mm Maschenweite im Steert enthielten im Durchschnitt 1.26% (bezogen auf das Gewicht bzw. 1.2% bezogen auf die Anzahl) mehr marktfähige Garnelen und entsprechend weniger untermaßige Garnelen. Dieser Unterschied war statistisch nicht signifikant (Wilcoxon signed rank test with continuity correction: $W = 1073$, $p\text{-value} = 0.09294$). Da die Garnelen in der Siebfraction < 6.8 mm deutlich kleiner waren als in der Siebfraction > 6.8 mm, ändert sich die prozentuale Zusammensetzung, wenn sie auf Zahlen statt auf Gewichten basiert. Bei der zahlenmäßigen Betrachtung wurden ca. 40% der Garnelen in der größeren Siebfraction zurückgehalten, während fast 60% der Garnelen verworfen wurden - bei der gewichtsmäßigen Betrachtung kehrt sich das Muster um, wobei ca. 60% zurückgehalten und nur ca. 40% verworfen wurden (Tab. h1). Die Art und Menge des Beifangs unterschied sich nicht zwischen den beiden Maschenweiten (Annex h2). Fänge mit hohem Algen-Anteil im Beifang tendierten allerdings zu höheren Anteilen untermaßiger Garnelen (Annex h2). Die Algen verstopfen die Netze und mindern somit die Selektivität der Maschen. Entgegen der Befürchtungen von Fischern verursachte die 24er Masche nicht mehr gebrochene und somit monetär minderwertige Garnelen als die 22er Masche (Annex h2).

Tab. h1: Siebfractionen oberhalb und unterhalb des 6.8-mm-Siebs in Prozent auf der Grundlage von Gewicht und Anzahl für die beiden verschiedenen Steert-Maschenöffnungen von 22 und 24 mm.

Steert- maschen- weite [mm]	Siebfraction [mm]	Kategorie	% (basierend auf Gewichten)		% (basierend auf Anzahlen)	
			Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
22	< 6.8	Discard	39.42	9.59	59.62	9.48
22	> 6.8	Markt	60.58	9.59	40.38	9.48
24	< 6.8	Discard	38.14	8.59	58.38	8.20
24	> 6.8	Markt	61.86	8.59	41.62	8.20

Der Vergleich der Selektionskurven aus den DCF-Daten (d.h. der Siebung an Bord) und der „Hamburger Siebmaschine“ zeigte, dass die an-Bord-Siebung (Abb. h1) deutlich ungenauer als die „Hamburger Siebmaschine“ ist und ein geringeres L_{50} aufweist (L_{50} : Größe, bei der 50% der Garnelen im Sieb zurückgehalten werden; Abb. h1.). Dies bedeutet, dass mehr untermaßige Garnelen in der kommerziellen Fraktion landen und unnötigerweise gekocht werden und, dass marktfähige Garnelen verloren gehen, d.h. über Bord gespült werden.

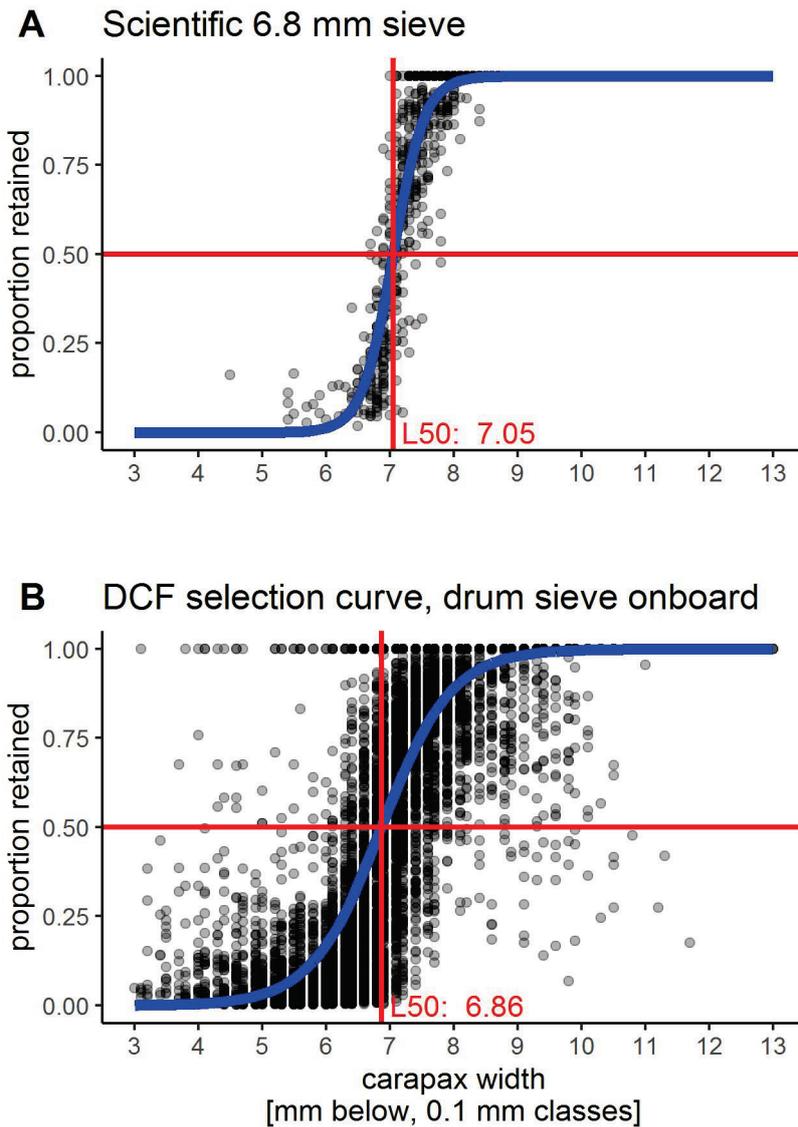


Abb. h1: Selektionskurven und L_{50} von (A) dem wissenschaftlichen 6.8-mm-Sieb der „Hamburger Siebmaschine“ und (B) der Selektionskurve, die aus der Trommelsiebung an Bord der Beifangprobennahme (DCF-Daten) berechnet wurde. L_{50} ist die Größe, bei der 50% der Garnelen im Sieb zurückgehalten werden.

Die Zeitreihen der deutschen DCF-Daten zeigen einen leichten Anstieg des Anteils der kommerziellen Garnelen und einen Rückgang der untermaßigen Garnelen in den kommerziellen Fängen seit Beginn des MSC-Zertifizierungsprozesses im Jahr 2016 (Abb. h1). Über den gesamten Beobachtungszeitraum von 2009 bis 2018 zeigte sich eine signifikante Zunahme des Anteils marktfähiger Garnelen und eine signifikante Abnahme des Anteils untermaßiger Garnelen (Abb. h1).

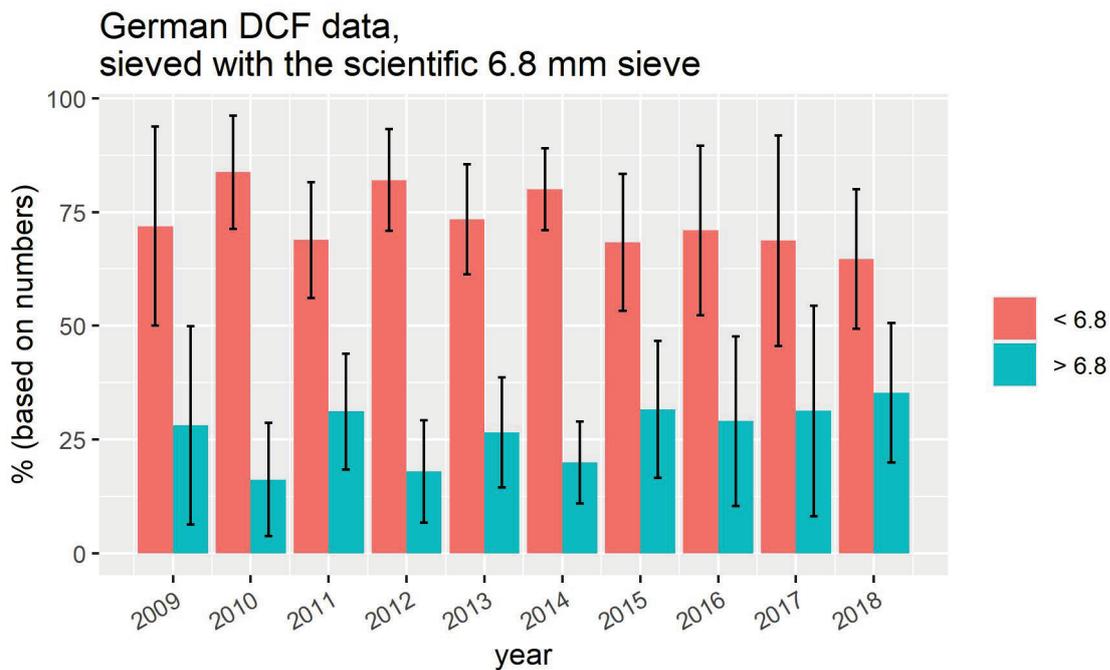


Abb. h2: Mittlerer Prozentsatz marktfähiger (> 6.8 mm, blau) und untermaßiger (< 6.8 mm, rot) Garnelen der deutschen DCF-Daten der Jahre 2009 bis 2018. Die schwarzen Balken zeigen die jeweilige Standardabweichung an. Die Siebung in marktfähige (> 6.8 mm, blau) und untermaßige (< 6.8 mm, rot) Garnelen fand virtuell mittels der Gesamtlängenhäufigkeitsverteilungen und der Selektionskurve des 6.8 mm Siebes der „Hamburger Siebmaschine“ statt (Annex h2).

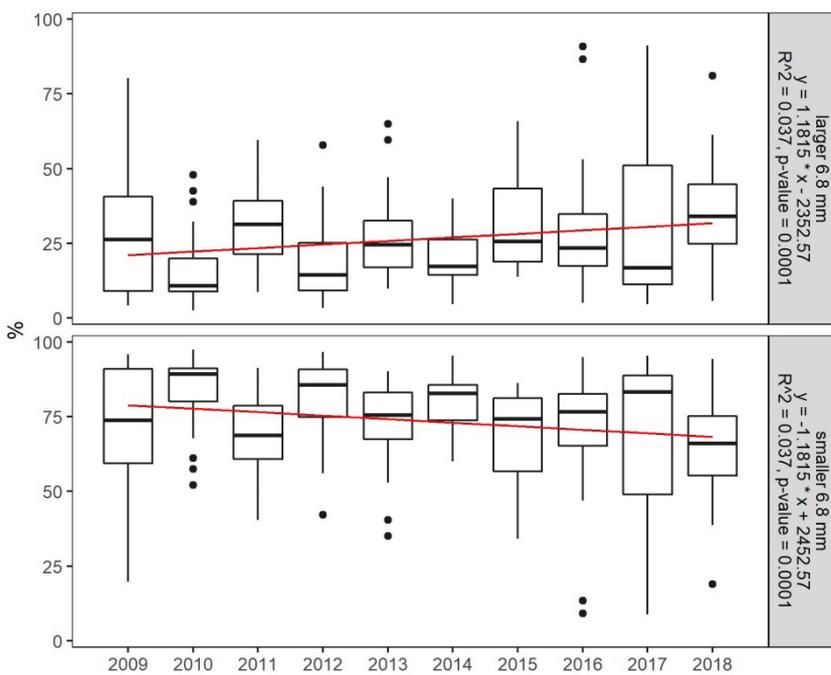


Abb. h3: Boxplots der mittleren Prozentsätze marktfähiger (> 6.8 mm gemäß „Hamburger Siebmaschine“, obere Tafel) und untermaßiger (< 6.8 mm gemäß „Hamburger Siebmaschine“, untere Tafel) Garnelen der deutschen DCF-Daten der Jahre 2009 bis 2018 je Hol. Rote Linie: lineare Regression; die zugehörige Formel, R² und p-Wert sind jeweils am rechten Abbildungsrand angegeben.

Diskussion

Im direkten Vergleich der Maschenweiten von 22 mm und 24 mm mittels paralleler Fischerei zeigten sich keine signifikanten Unterschiede. Die Reduktion der Discardkrabben durch die größere Masche von 24 mm fiel verhältnismäßig gering aus und es ist wahrscheinlich, dass die großen Fangmengen und somit Verstopfung der Maschen, die Selektivität der Netze verminderten. Keine Unterschiede bedeuteten allerdings auch keine übermäßigen Nachteile, wie den Verlust vermarktbarer Ware, sodass die 24er Masche eingeführt wurde. Allerdings wurde die Maschenweitenvermessung ebenfalls angepasst, sodass eine 22.1 mm Masche als eine legale 24 mm Masche gewertet wird (siehe [Kapitel i](#)). Auch wenn der Maschenweitenvergleich keine signifikanten Unterschiede zeigte, wird im Langzeittrend mittels DCF Daten bereits eine leichte, aber signifikante Verbesserung, d.h. Reduzierung der Discardkrabben, ersichtlich. Vor Beginn der MSC-Zertifizierung lagen die Maschenweiten teils bei 20 mm oder niedriger, sodass die Maschenweiterehöhung bereits erste positive Effekte im Hinblick auf die Schonung untermaßiger Garnelen zu bewirken scheint. Der Vergleich der Selektionskurven der an-Bord-Siebung (DCF-Daten) und der „Hamburger Siebmaschine“ zeigten eine relativ hohe Ungenauigkeit der Trommelsiebung an Bord durch die unnötig untermaßige Garnelen gekocht werden und marktfähige Ware verloren geht. Eine weitere Erhöhung der Maschenweiten auf 26 mm führt bei den Fischern unter Anderem zu Bedenken bezüglich des Verlusts marktfähiger Garnelen, welche durch die großen Maschen entkommen können. Der Maschenweitenvergleich deutet darauf hin, dass diese Bedenken vermutlich unbegründet sind. Die Analysen der DCF-Daten sowie Beobachtungen und Fischerberichte im Rahmen der Discard-Sterblichkeits-Untersuchungen ([Kapitel g2](#)) zeigten zudem, dass ein Verlust marktfähiger Ware eher während der Trommelsiebung auftritt. Da die DCF-Unterproben separat an Bord gesiebt wurden und somit nur eine kleine Fangmenge das Trommelsieb je Zeiteinheit passierte, ist anzunehmen, dass die Siebgenauigkeit im kommerziellen Fangbetrieb mit größeren Fangmengen geringer ist. Mögliche geringe Verluste kommerzieller Ware durch eine Maschenweiterehöhung könnten somit durch eine technische Verbesserung der Sortierung an Bord ausgeglichen werden.

i. Weiterentwicklung und Anwendung des Simulationsmodells

Claudia Günther*, Axel Temming*

* Universität Hamburg, Institut für Marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Für diese Untersuchungen wurde das vorhandene Ertrag-pro-Rekrut-Simulationsmodell angewendet und in mehrfacher Hinsicht aktualisiert und weiterentwickelt.

Im laufenden Projekt wurden Simulationsläufe mit der zu dieser Zeit aktuellen Modellversion, dem sogenannten Standardlauf II (abgekürzt als SR II) von Temming et al. (2017), durchgeführt (siehe Abschnitt „Modellläufe zur Aufwandsreduktion statt Maschenweitenerhöhung“).

Die neuste Modellversion (Standardlauf III, abgekürzt als SR III) wurde erst gegen Projektende fertiggestellt und bietet somit eine Grundlage für zukünftige Analysen.

Simulationen mit dem Standardlauf II (SL II)

Grundlegende Funktionalität

Der ursprüngliche Standardlauf II des Hamburger Ertrag-pro-Rekrut-Modells aus der Studie von Temming et al. (2017) diente als Grundlage zur Weiterentwicklung und wurde mit geringen Modifikationen im laufenden Projekt genutzt um verschiedene Maßnahmen zur Reduktion der Wachstumsüberfischung zu quantifizieren. Stark vereinfacht handelt es sich hierbei um ein numerisches Simulationsmodell, in dem täglich Garneleneier ihre Entwicklung beginnen und in Abhängigkeit der vorherrschenden Umweltbedingungen heranwachsen. Die täglich startenden Garnelenkohorten unterliegen dabei einer Sterblichkeit, die sowohl größenabhängig als auch saisonal variiert und so den Einfluss der Räuber und der Fischerei auf die Population abbildet. Die durch die fischereiliche Sterblichkeit erzeugten saisonalen Anlandungsmuster können mit realen Beobachtungsdaten verglichen werden. Ebenso kann das beobachtete massenhafte Auftreten kleiner Garnelen auf den Platen genutzt werden, um das Modell zu validieren. Der Standardlauf II ist ein Ertrag-pro-Rekrut-Modell. Dabei wird die Anzahl der Eier die täglich im Modell starten, so angepasst, dass die Summe der jährlichen Anlandungen aus dem Modelllauf den beobachteten Werten der kommerziellen Fischerei entspricht. Standardlauf II bildet die mittlere Situation des Bestandes ab, der von der deutschen Flotte in den Jahren 2002 bis 2012 befischt wurde.

Modellläufe zur Aufwandsreduktion anstelle einer Maschenweitenerhöhung

Hintergrund

Im Rahmen der MSC Richtlinien besteht seit Beginn der Zertifizierung der Garnelenfischerei ein Managementplan, der unter anderem die Reduktion der Wachstumsüberfischung des Bestandes vorsieht. Wachstumsüberfischung wurde für den Garnelenbestand beschrieben (Temming & Hufnagl 2015) und tritt dann auf, wenn die Zielart nicht die Möglichkeit hat ihr volles Wachstumspotential zu entfalten, also zu klein gefangen wird.

Zunächst war als Maßnahme zur Reduktion der Wachstumsüberfischung eine Erhöhung der Maschenweite im Steert geplant, beginnend mit einem Verbot aller Maschenweiten unter 20 mm im

Jahr 2016. Schrittweise sollten dann in den folgenden Jahren Erhöhungen um 2 mm erfolgen, bis 26 mm erreicht sind.

Während der Projektlaufzeit nutzte die Garnelenfischerei offiziell eine 24 mm Masche im Steert und lehnte eine Erhöhung auf 26 mm ab, trotz des ursprünglichen Plans im Zertifizierungsprozess. Und selbst die 24 mm Masche kann im Extremfall eine 22,1 mm Masche sein, da bei der Kontrolle zunächst aufgerundet wird und dann noch 1 mm Toleranz aufaddiert wird. Vor diesem Hintergrund wurden Modellrechnungen durchgeführt, um den Effekt einer alternativen Maßnahme, der Reduktion des Gesamtaufwandes, auf die Reduktion der Wachstumsüberfischung zu prüfen. So wurde eine Diskussionsbasis für das weitere Vorgehen im Management der Garnelenfischerei geschaffen.

Modellversion und die Quantifizierung des Effektes unterschiedlicher Maßnahmen

Im Vergleich zum Standardlauf II in vorangegangenen Untersuchungen (Temming et al. 2017, Günther et al. 2021) wurde die Wachstumsrate der adulten Garnelen um 30% reduziert. Hierdurch werden die Modellergebnisse robuster, da die hohen Wachstumsraten größerer Garnelen, wie im Standardlauf II angenommen, auf einer geringen Datengrundlage basieren.

Im Allgemeinen kann man die Erhöhung der Maschenweite nicht mit einer Reduktion des Fischereiaufwandes gleichsetzen, da beide Maßnahmen unterschiedliche biologische Auswirkungen haben. Bei der Maschenweitenerhöhung wird die Mortalität der kleinen Garnelen reduziert: Diese entkommen dem Fischernetz, können weiterwachsen und werden dann zu einem späteren Zeitpunkt gefangen, wenn sie groß genug sind. Eine Reduktion der Fischereiintensität schont dagegen alle Größenklassen gleichermaßen.

Unter der Annahme einer konstanten Rekrutierung führen beide Maßnahmen zu einem Anstieg der Fänge, wenn eine Wachstumsüberfischung des Bestandes vorliegt. Diese „Mehrfänge“ wurden mit dem Simulationsmodell berechnet und für einen Vergleich beider Maßnahmen genutzt.

Die Vorgehensweise der Berechnung äquivalenter Aufwandsreduktionen wird im Folgenden am Beispiel einer Maschenweitenerhöhung von 22 mm auf 26 mm veranschaulicht

- Die Rekrutierung wird in allen Läufen konstant gehalten
- Die fischereiliche Sterblichkeit wird zunächst wie in SR II angenommen (Datengrundlage 2002-2012), sie definiert die Stärke des Fischereiaufwandes.
- Der jährliche Gesamtertrag einer Fischerei wird berechnet, die mit einer Maschenweite von 22 mm im Steert fischt
- Der jährliche Gesamtertrag einer Fischerei wird berechnet, die mit einer Maschenweite von 26 mm im Steert fischt.
- Die Differenz beider Gesamterträge ergibt den „Mehrertrag 22 auf 26 mm Masche“
- Nun wird wieder angenommen, dass die Fischerei mit 22 mm Masche fischt, allerdings wird dann die angenommene fischereiliche Sterblichkeit soweit reduziert bis derselbe „Mehrertrag 22 auf 26 mm Masche“ generiert wird.

Die äquivalente Reduktion des fischereilichen Aufwandes mit dem Ziel, dieselben „Mehrfänge“ zu erzielen wie mit der 26 mm Masche, um somit denselben positiven Effekt auf den Wachstumsüberfischten Bestand zu haben, wurde für die Maschenweiten 22, 23, 24 und 25 mm berechnet (Tab. i1). Nutzt die Fischerei zum Beispiel die 22 mm Masche statt der offiziellen 24 mm, wäre eine 24% Reduktion des Aufwandes nötig, um denselben Effekt zu erzielen wie mit der 26 mm

Masche. Erfolgt eine Aufwandsreduktion durch eine saisonale Schließung muss natürlich gewährleistet sein, dass es nicht zu einer Aufwandskompensation vor und nach der Schließung kommt.

Tab. i1: Prozentuale Reduktion des Fischereiaufwandes wenn eine geringere Maschenweite als 26 mm verwendet wird, aber derselbe positive Effekt auf die Wachstumsüberfischung erzielt werden soll.

Verwendete Maschenweite	Ziel-Maschenweite	Äquivalente Aufwandsreduktion
22 mm	26 mm	24%
23 mm	26 mm	18%
24 mm	26 mm	12%
25 mm	26 mm	6.1%
26 mm	26 mm	0%

Entwicklung des Standardlaufs III (SL III)

Der Standardlauf II wurde weiterentwickelt und aktualisiert (Abb. i1). Zum einen sollten dabei die neuesten Ergebnisse des Projekts zu Wachstum, Sterblichkeit, Selektion, Reifung und Eizahl berücksichtigt werden. Als ein weiterer Validierungsdatensatz wurden die relativen Verhältnisse der Siebklassen in der Landsiebung eingeführt. Des Weiteren sollte die Datenlage hinsichtlich Anlandungen, Aufwand und Temperaturen möglichst auf die letzte Dekade aktualisiert werden. Schließlich sollte der Lebenszyklus geschlossen werden, um Effekte von Rekrutierungsüberfischung untersuchen zu können.

Die Änderungen im Vergleich zu Standardlauf II können in drei Punkte gegliedert werden:

- **Verbesserung:**

- Statt des Selektionsverhaltens eines Rüttelsiebes (SL II), wurde aus den DCF-Daten die Selektion eines Trommelsiebes ermittelt und implementiert.
- Für alle Selektionsvorgänge der Fangaufarbeitung (Siebung in Quetschkrabben und kommerzielle Größenklassen) wurden Selektionskurven verwendet, welche durch die „Hamburger Siebmaschine“ (Siebmaschine Annex h3) ermittelt wurden.
- Die Discard-Sterblichkeit, welche besonders auf untermaßige Garnelen während des Fang- und Verarbeitungsprozesses wirkt, wurde als saisonal variable Komponente ins Modell integriert.
- Das Garnelenwachstum wurde angepasst, wobei zum einen die Variabilität zwischen den täglich startenden Wachstumskohorten geändert wurde, sodass besser wachsende Kohorten nur wenig besser wachsen als der Mittelwert, schlechter wachsende Kohorten vergleichsweise aber wesentlich schlechter wachsen können als der Mittelwert (linksschiefe Verteilung).
Zum anderen wurde der aus Felddaten ermittelte saisonale Kohorteneffekt implementiert, welcher es ermöglicht, dass Garnelen die in unterschiedlichen Jahreszeiten starten, unterschiedliche Wachstumsleistungen aufweisen.
- Es wurde eine neue Parametrisierung der Länge bei Geschlechtsreife, der Häutungsfunktion und der Fruchtbarkeit (saisonal) verwendet.
- Es wurde ein Catchability-Parameter eingebracht, der die Saisonalität der Fischereilichen Mortalität anpasst. Hier wird angenommen, dass die Fängigkeit von

- Garnelen in den Wintermonaten geringer ist (siehe Abschnitt „Kohorteneffekt, Discardsterblichkeit und Fängigkeit“).
- Eine kohorten-basierte Eiproduktion wurde implementiert, welche es erlaubt die Eianlage und die Eiabgabe getrennt zu betrachten und die außerdem Aufschluss über die zeitliche Herkunft der Eier gibt.
 - Der Lebenszyklus wurde geschlossen: Die im Modell produzierten Eier werden genutzt um den folgenden Bestand an Elterntieren im folgenden Jahr zu ermitteln (in SR II wurde stets eine feste Anzahl verwendet).
- **Aktualisierung:** der Standardlauf III soll die mittlere Situation der Jahre 2013-2020 abbilden. Dazu wurden folgende Variablen aktualisiert:
- Für die Selektion des Steertes wurde eine Maschenweite von 22 mm angenommen (statt 20 mm im SL II).
 - Das Mindestmaß für die Vermarktung wurde auf 6.8 mm Carapaxweite festgesetzt (statt 6.5 mm SR II).
 - Neben der Aktualisierung der Zeitreihe wird im SL III der Fischereiaufwand in der gesamten deutschen Wirtschaftszone (DWZ) betrachtet, welche aus der Analyse der VMS-Daten hervorgeht ([Kapitel a](#), Respondek et al. 2022). D.h. es wird nicht nur die Fischereiaktivität der deutschen Fischer, sondern aller in der DWZ aktiven Fahrzeuge berücksichtigt.
 - Die Gesamtsterblichkeit und ihre Aufteilung in den fischereibedingten und den natürlich induzierten Anteil nach Temming & Hufnagl (2015) wurde für die Jahre 2012-2020 errechnet und implementiert.
 - Mittlere saisonale Temperaturverläufe für Garnelenlarven (offshore und oberflächennah) und adulte Tiere (im Winter offshore und bodennah, im Sommer küstennah) wurden neu errechnet und implementiert.
- **Überprüfung:** Zur Validierung des Modells sind saisonale Beobachtungsdaten nötig; bisher waren die Muster der Anlandungen von zentraler Bedeutung, folgende Validierungsmöglichkeiten kamen hinzu:
- Mit den Daten einer kommerziellen Siebstation wurde der saisonale Verlauf der Größenklassen mit den Carapaxweiten 6.8 – 8.5 mm und > 8.5 mm beschrieben und konnte zur Modellvalidierung eingesetzt werden
 - Die Daten zur Ankunft kleiner Garnelen auf den Platen aus einer aktuellen Studie (Penning et al. 2021) sowie der Zeitserie einer Schiebeharnen-Beprobung der Universität Hamburg in Büsum können nun zum Vergleich genutzt werden.

Im Projekt neu erhobene Daten zum Garnelenwachstum und zur Fruchtbarkeit, konnten nicht abschließend analysiert werden und sind deshalb noch nicht vollständig implementiert. Im Folgenden wird auf ausgewählte Aspekte genauer eingegangen und im Anschluss der SL II mit SL III verglichen.

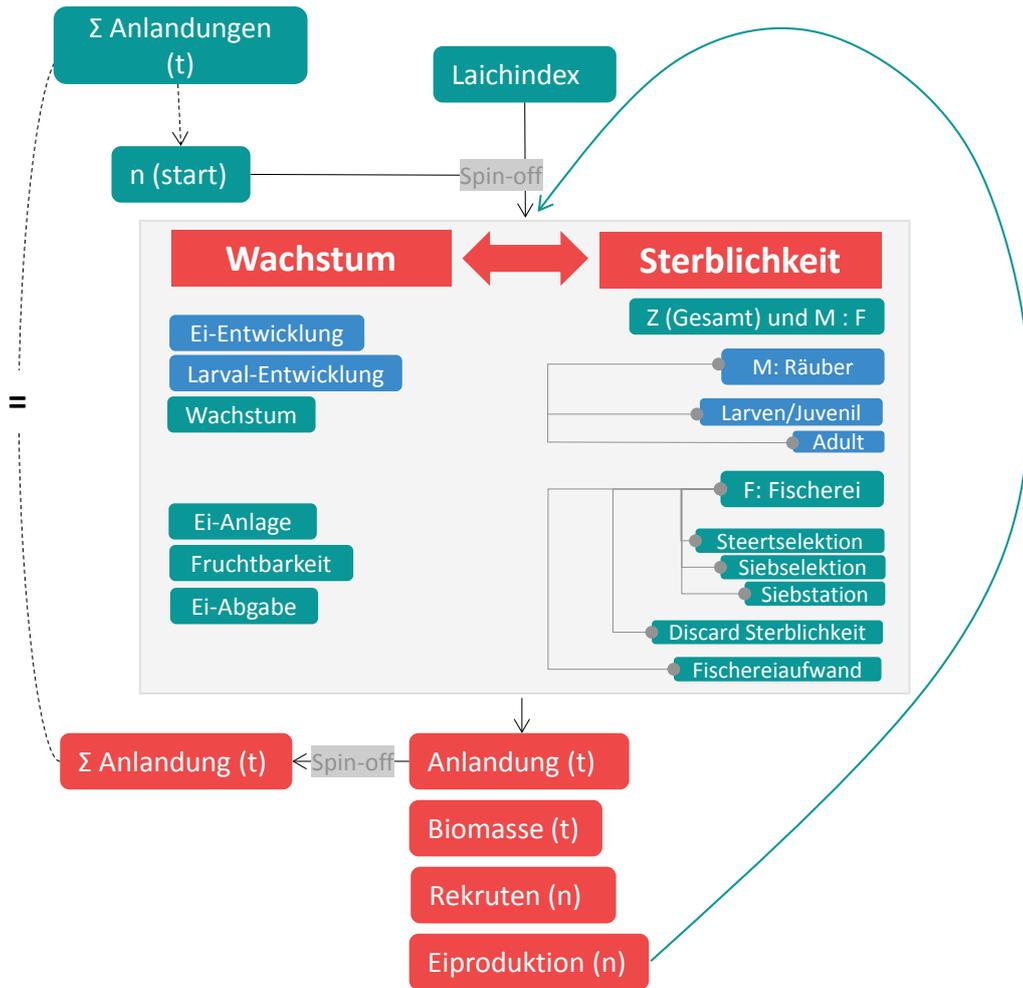


Abb. i1: Schema des Garnelensimulationsmodells mit den Hauptprozessen Wachstum und Sterblichkeit. In türkis sind die Vorgänge dargestellt die bei der Umwandlung von Standardlauf II in Standardlauf III geändert wurden; hellblau zeigt unveränderte Prozesse. Der türkise Pfeil symbolisiert die Schließung des Lebenszyklus, welche in Standardlauf III möglich ist.

Änderung der Siebselektion, Siebstation & Discard Sterblichkeit

Die Größenselektion während des Fang- und Verarbeitungsprozesses der Nordseegarnele hat einen wesentlichen Einfluss auf die Saisonalität und Menge der Anlandungen und auf die Bestandsgröße. Im Modell werden bislang drei Selektionsvorgänge berücksichtigt (Tab i2).

Tab. i2: Im Modell berücksichtigte Selektionsvorgänge in der Garnelenfischerei. SL: Standardlauf des Modells; SL II ist die „alte“ Version und bildet die Jahre 2002-2012 ab, SL III ist die „neue“ Version und bildet die Jahre 2013-2020 ab.

WO	WAS	SL II	SL III (Cranman)	Produkte
Unter Wasser	Steertselektion beim Fangvorgang	Selektion aus Projekt „Crannet“; Maschenweite 20 mm	Selektion aus Projekt „Crannet“; Maschenweite 22 mm	Alles im Netz = „Fang“
An Bord	Lebendsiebung bei der Fangaufarbeitung	Rüttelsieb; Selektion aus Projekt „Crannet“	Trommelsieb; Selektion aus DCF-Beprobung	„Discard“ wird von „Anlandung“ getrennt
An Land	Fangsortierung in Siebstation durch Rüttelsieb	Mindestmaß = 45.7 mm Totallänge	Selektion aus „Hamburger Siebmaschine“	Sortierung in „Quetschkabben“ und drei kommerzielle Größenklassen

Der Standardlauf III nutzt eine Maschenweite von 22mm im Steert, was in etwa die mittlere Maschenweite zwischen 2013-2020 darstellt.

Die Lebendsiebung an Bord spielt eine zentrale Rolle; Der Selektionsprozess wurde in Standardlauf II mit einem Rüttelsieb abgebildet. In der Regel wird aber ein Trommelsieb verwendet. Für Standardlauf III wurde die Trommelsiebselektion aus DCF-Daten des Thünen-Instituts errechnet. Es weicht in seinen Eigenschaften sehr stark von der bisher verwendeten Rüttelsiebselektion ab.

Die Aufteilung der gekochten Garnelen in untermaßige Garnelen („Quetschkabben“) und Marktware erfolgte im Modell bisher über die Umrechnung der entsprechenden Carapaxweite (Siebgröße) in Totallänge (Modellgröße). Hierzu wurden Verhältnisse von Garnelenbreite zu Länge verwendet (Sharawy 2012), so ergab sich zum Beispiel für die Mindestweite von 6.5 mm (bis einschließlich 2015) eine Länge von 45.7 mm Totallänge. Diese starke Vereinfachung des Siebprozesses wurde durch Siebselektionsuntersuchungen verbessert. Hier dienten die Daten, die mit der Hamburger Siebmaschine erhoben wurden und eine Umrechnung von Carapaxweite in Länge überflüssig machen. Die Selektionsergebnisse zeigen, dass durch die Flexibilität des Garnelenkörpers mehr Tiere durch die Siebstäbe rutschen die einen etwas breiteren Carapax haben als der Stababstand des Siebes. Z.B. führt ein 6.5mm Sieb führt aus diesem Grund zu einem L_{50} von 50.4 mm. Die Selektionsfunktionen der Siebmaschine wurden auch genutzt um die kommerziellen Garnelen in zwei Größenklassen einzuteilen (6.8mm-8.5mm und >8.5mm Stababstand). Der Saisonale Verlauf dieser modellierten Größenklassen kann nun mit den Größenklassen aus den Anlandeerkklärungen (HCN1 und HCN2) verglichen werden. Werden diese beiden Änderungen in Standardlauf II implementiert ergibt sich eine Überschätzung der Fänge in der ersten Jahreshälfte (Abb. i2).

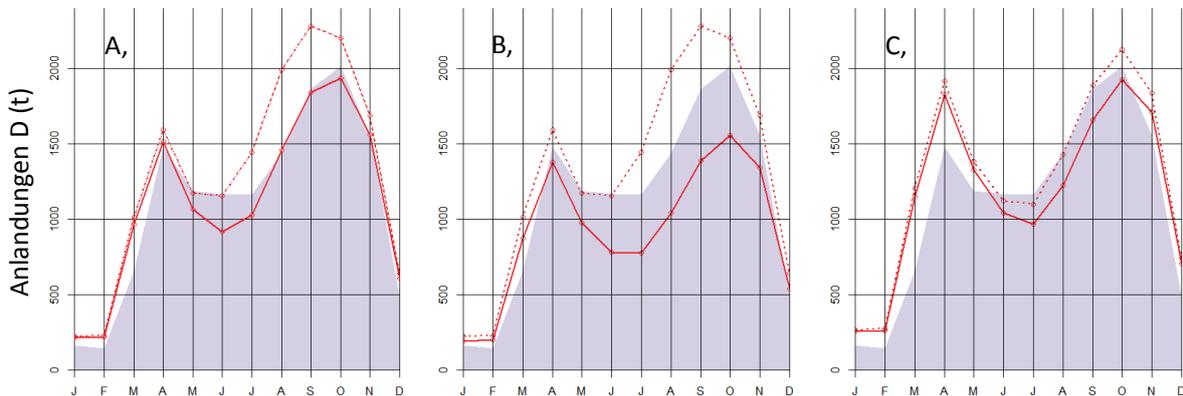


Abb. i2: Simulierte Gesamtanlandungen (rote gestrichelte Linie) und kommerzielle/vermarktbare Anlandungen (rote durchgezogene Linie) der deutschen Flotte von unterschiedlichen Modellläufen; die graue Fläche illustriert die mittleren kommerziellen Fänge der deutschen Flotte zwischen 2002 und 2012. A: Standardlauf II (Temming et al 2017); B: Standardlauf II mit neuer Selektionskurve für das Mindestmaß („Hamburger Siebmaschine“); C: Standardlauf II mit neuer Selektionskurve für das Mindestmaß und Selektionskurve eines Trommelsiebes (DCF).

Simulationen auf Basis von VMS/Logbuch Auswertungen

Im Standardlauf III wurden sowohl die Aufwandsdaten, die als saisonales Muster der fischereilichen Mortalität dienen, als auch die Anlandungen zur Modellvalidierung, nicht nur für den neuen Zeitraum aktualisiert, sondern auch auf Basis der VMS und Logbuchdaten neu berechnet. Das bedeutet, dass nicht die Fischerei der deutschen Flotte simuliert wird (wie in Standardlauf II), sondern die gesamte Fischerei in der deutschen AWZ mit angrenzender Küstenregion, d.h. einschließlich der niederländischen und dänischen Fahrzeuge. Der VMS-basierte Vektor für den Fischereiaufwand basiert auf einer Schätzung der Stunden in denen gefischt wird („hours fishing“) und ist nicht direkt vergleichbar mit dem bisher verwendeten Vektor (Standardlauf II, „hours at sea“) aus den offiziellen Anlandestatistiken. Vergleicht man aber den relativen saisonalen Verlauf, fällt ein ausgeprägteres Maximum im Frühjahr (März-Mai) auf, sowie ein vergleichsweise höherer Aufwand in Januar und Februar (Abb. i3 A).

Auch die Anlandedaten der VMS/Logbuch generierten Daten lassen sich nicht direkt mit den offiziellen Anlandestatistiken vergleichen. Bei ersteren werden nicht-kommerzielle wie kommerzielle Garnelen berücksichtigt, bei zweiteren nur kommerzielle Größen. Vergleicht man aber die beiden Perioden der offiziellen Anlandestatistik fällt auf, dass die Anlandungen der ersten Jahreshälfte für den aktuellen Zeitraum geringer ausfallen und das bei höherem Aufwand (Abb. i3 B).

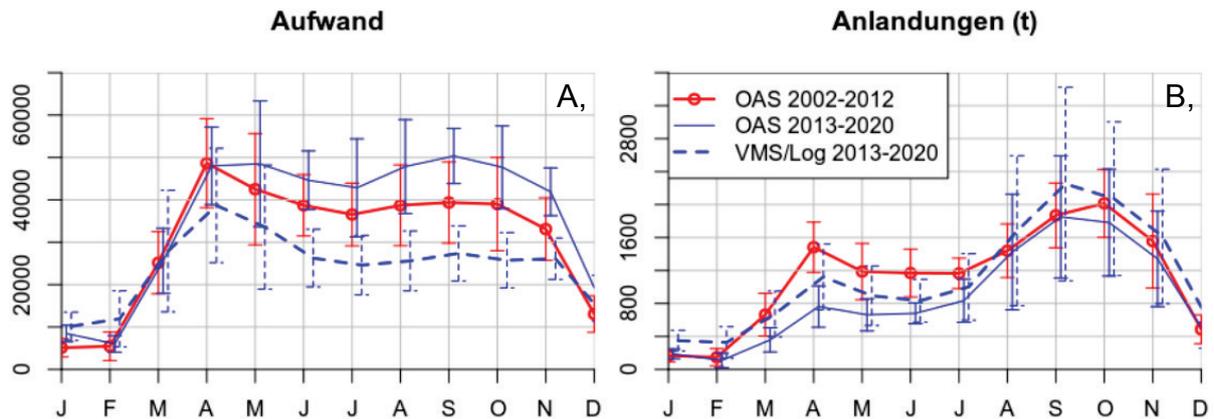


Abb. i3: Aufwands- (A) und Anlandedaten (B) mit Standardabweichung für den Zeitraum 2002-2012 (rot, verwendet in Standardlauf II) und 2013-2020 (blau). Die durchgezogenen Linien zeigen die Daten der deutschen Fischerei aus den offiziellen Anlandestatistiken (OAS), hier ist der Aufwand in Seestunden quantifiziert; die gestrichelten Linien zeigen die VMS/Logbuch basierten Daten mit dem Aufwand gemessen in Fischereistunden

Nach Implementierung der oben beschriebenen neuen Selektionskurven und Aktualisierung aller Eingangsvariablen (Temperatur, Gesamtsterblichkeit unterteilt in M und F, sowie Fischereiaufwand) für die neue Periode ist das Modell nur bedingt in der Lage die Saisonalität der Anlandungen und deren Größenstruktur abzubilden (Abb. i4): Von Dezember bis Mai kommt es zu einer deutlichen Überschätzung durch das Modell. Im Folgenden wird kurz auf die Modellerweiterungen eingegangen die eine bessere Anpassung an die Daten ermöglichen.

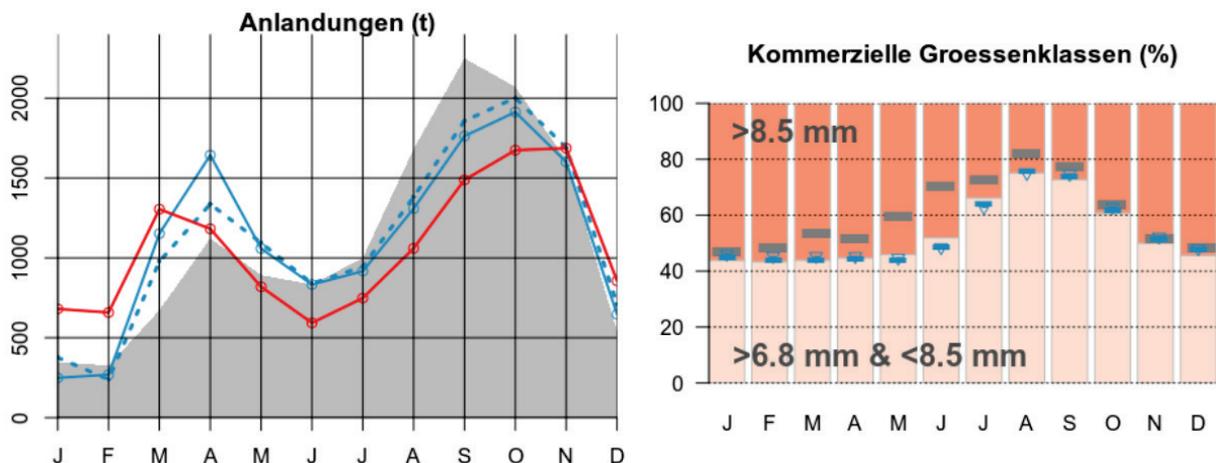


Abb. i4: Simulationsergebnisse der Anlandungen und Größenstruktur von drei Modellläufen die sich alleine in ihrem Fischereiaufwand unterscheiden. Die Grundeinstellung umfasst die Änderungen in der Selektion und die Aktualisierung der Temperatur und der Sterblichkeit (M:F).

Links: Graue Fläche: Beobachtungsdaten, VMS/Logbuch basierte mittlere Anlandungen im deutschen Gebiet zwischen 2013 und 2020. Blaue Linie durchgezogen: Modellauf mit mittleren Fischereiaufwand 2002-2012, deutsche Flotte (Standardlauf II). Blaue Linie gestrichelt: Modellauf mit mittleren Fischereiaufwand 2013-2020, deutsche Flotte. Rote Linie: Modellauf mit VMS/Logbuch basierten mittleren Fischereiaufwand 2013-2020, deutsches Gebiet.

Rechts: Kommerzielle Fänge und ihre Größenstruktur; Hellrosa/Dunkelrosa Balken: Modellauf mit VMS/Logbuch basierten mittleren Fischereiaufwand 2013-2020, deutsches Gebiet. Hellrosa: Prozentualer Anteil der Größenklasse von 6.8 – 8.5 mm Carapaxbreite; Dunkelrosa: Prozentualer Anteil der Garnelen größer 8.5 mm Carapaxbreite. Blaue Striche: Anteil der kleineren Größenfraktion (6.8 – 8.5 mm) des Modellaufs mit mittleren Fischereiaufwand 2002-2012, deutsche Flotte (Standardlauf II). Blaue Dreiecke: Anteil der kleineren Größenfraktion (6.8 – 8.5 mm) des Modellaufs mit mittleren Fischereiaufwand 2013-2020, deutsche Flotte. Graue Striche: Beobachtungsdaten; Mittlere Anteile der kleineren Größenfraktion (6.8 – 8.5 mm) aus den Anlandeerkklärungen 2013-2016.

Kohorteneffekt, Discardsterblichkeit und Fängigkeit

Alle hier beschriebenen Faktoren wurden in das Modell implementiert, um die Anpassung der Modelldaten an die Beobachtungsdaten zu verbessern. Kohorteneffekt und Discardsterblichkeit orientieren sich dabei im Wesentlichen an den Projektergebnissen, während die Annahmen zur Fängigkeit auf theoretischen Überlegungen basieren.

Im finalen Standardlauf III wurde der im Projekt beobachtete „Kohorteneffekt“ eingebaut. Es zeigte sich, dass das Wachstum der Garnelen unabhängig von ihrer Größe um einen Faktor größer zwei variieren kann, je nachdem wann die Tiere in das System starten. Garnelen mit einer Größe von 20-30 mm, die als Ei zwischen November und Februar gestartet sind, wachsen zwischen Mai und Juli am schnellsten. Diese Kohorte kann durch die Saison verfolgt werden und zeigt zum Beispiel bei der nächsten Größenklasse (30-40 mm) ein Maximum zwischen Juni und August. Um das schlechtere Wachstum der späteren Kohorten abzubilden, wurde im Standardlauf III das Wachstum der von März bis Juli als Ei startenden Kohorten um 35% reduziert.

Die Discard-Sterblichkeit hat einen direkten Effekt auf die Populationsdynamik der Garnelen und kann in manchen Situationen mehr als 50% betragen. Da sehr wahrscheinlich die Temperatur einen erheblichen Einfluss auf die Überlebensrate hat wurde im Modell die Überlebensrate entsprechend des Temperaturverlaufs modifiziert: Bei hohen Temperaturen – und hohen Fangmengen - im August und September beträgt die Discardsterblichkeit im Modell 50% und bei den niedrigsten Temperaturen im Februar und März 10%.

Mit der Implementierung des Kohorteneffekts und der Discard-Sterblichkeit kann das aktualisierte Modell die Anlandungen im Herbst gut abbilden, im Winter und Frühjahr kommt es allerdings zu einer Überschätzung der Anlandungen (Dezember-März).

Die Überschätzung in diesen Monaten wurde mit einer Reduktion der fischereilichen Mortalität um 30% reduziert. Diese Änderung basiert auf drei Annahmen: (1) Die durchschnittlich höhere Windgeschwindigkeit in diesen Monaten (Krieger et al. 2020) erschwert den Fang der Garnelen wegen des Verhaltens des Netzes bei Wind und Seegang. (2) Die geringen Wassertemperaturen verringern die Aktivität der Garnelen und das „Springen“ ins Netz (Reiser et al. 2014). 3) Durch die Verteilung der Garnelen über größere Areale sinkt die Fangeffizienz.

Für den finalen Standardlauf III wurde zuletzt der durch die neue kohortenbasierte Eiproduktion erzeugte Laichindex als Eingangswert verwendet. Der finale Standardlauf III weist immer noch eine leichte Überschätzung der Anlandungen in den Wintermonaten auf (Abb. i5 A), zeigt aber eine ähnlich gute Anpassung an die beobachteten Anlandungen wie zuvor Standardlauf II (Abb. i5 A).

Der neue Standardlauf III zeigt eine ähnliche Verteilung der kommerziellen Größenklassen wie die Beobachtungsdaten aus den Anlandeerkklärungen Abb. i5 B).

Das Maximum der Eianlage im August (Abb. i5 E) trägt nur in einem geringen Maße zu den Anlandungen bei, der Großteil der Fänge besteht aus Tieren welche im November und Dezember als Ei angelegt wurden (Abb. i5 C). Diese Tiere schlüpfen zwischen Januar und April als Larve (Abb. i5 F) und verlassen damit die Obhut des Muttertieres. Die Anzahl der 10, 15 und 30 mm Rekruten erreicht ihr Maximum in Mai und Juni (Abb. i5 D).

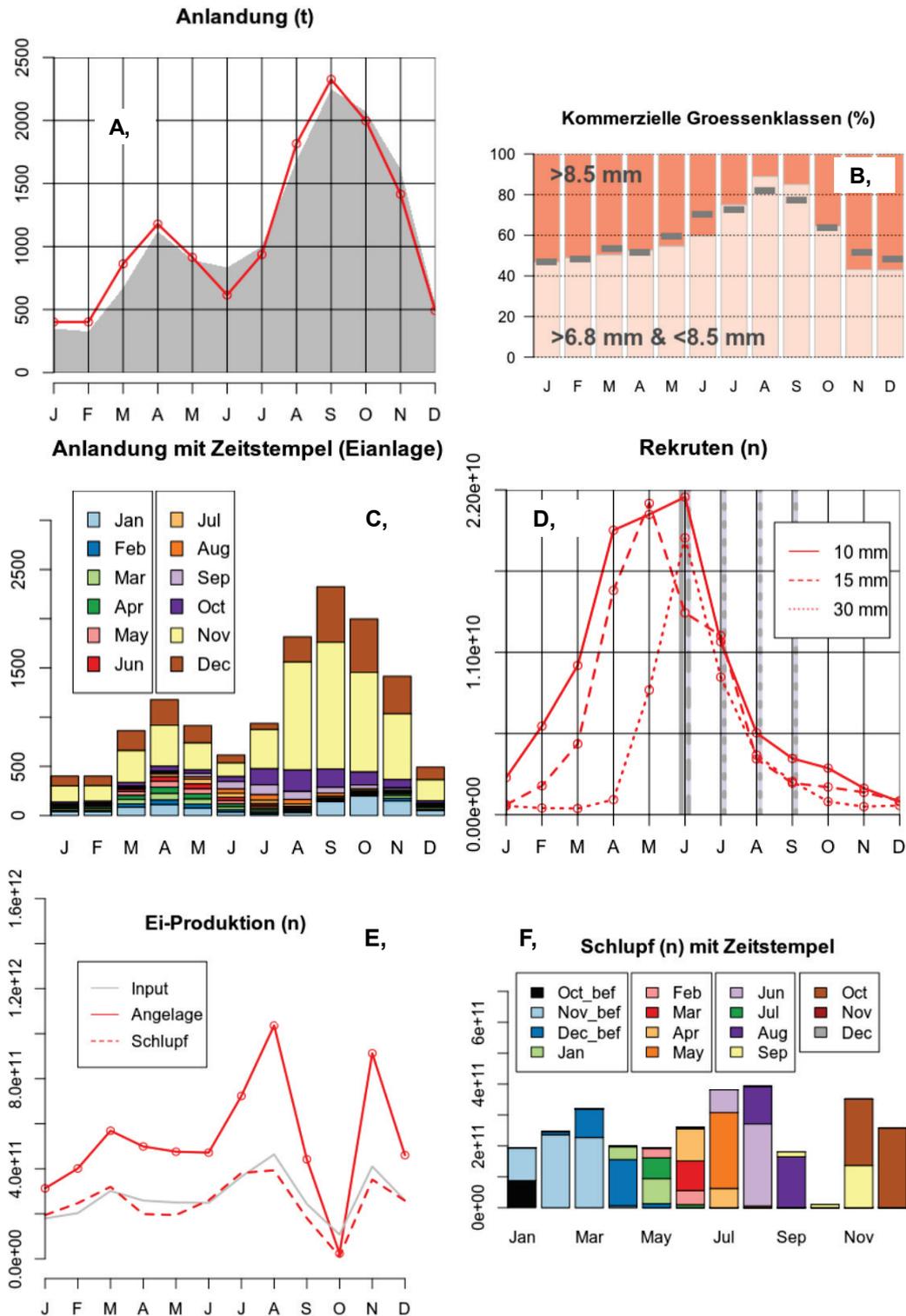


Abb. i5: Standardlauf III; A: Anlandungen; graue Fläche: Beobachtungsdaten, VMS/Logbuch basierte mittlere Anlandungen im deutschen Gebiet zwischen 2013 und 2020; rote Linie: Gesamtlandungen Modellauf. B, Hellrosa Balken: Modellauf, prozentualer Anteil der Größenklasse von 6.8 – 8.5 mm Carapaxweite; Dunkelrosa Balken: Modellauf, prozentualer Anteil der Garnelen > 8.5 mm Carapaxweite. Graue Striche: Beobachtungsdaten; Mittlere Anteile der kleineren Größenfraktion (6.8 – 8.5 mm) aus den Anlandeerkklärungen 2013-2016. C, Anlandungen wie in A mit Zeitpunkt der Eianlage. D: Anzahl der 10mm, 15mm und 30 mm Tiere; Graue durchgezogene Vertikale Linie (Juni): Maximum der 10 mm Größenklasse auf den Platen (Penning et al 2021), Graue gestrichelte Linie (Juni): Maximum der 15 mm Größenklasse auf den Platen (Temming & Damm 2002); Graue fein-gestrichelte Linien (Juli-Sep): Auftreten zahlreicher 30 mm Tiere in Schiebehamen-Fängen bei Büsum. E, Eiproduktion, F, Schlupf wie in E mit Zeitpunkt der Ei-Anlage.

Schließung des Lebenszyklus

Die Schließung des Lebenszyklus ist ein wichtiger Schritt in der Weiterentwicklung des Simulationsmodells. Im Vergleich zum Ertrag-pro-Rekrut-Modell können mit der Schließung des Lebenszyklus Einflüsse auf nachkommende Generationen von Garnelen untersucht werden. Ausblickend kann diese neue Modellversion verwendet werden, um Zeitreihen zu simulieren und so den Zusammenhang zwischen Elternbestand und Nachkommenschaft zu untersuchen.

Die neue Ei-Routine des Standardlauf III ist hierbei von zentraler Bedeutung. Im Vergleich zu Standardlauf II bei dem täglich ein mittlerer Wert für die Eiproduktion aller Weibchen vorgegeben wurde, legen die Weibchen in der neuen Modellversion ab einer bestimmten Länge Eier an, die dann bei der nächsten Häutung des Weibchens schlüpfen. Es kann dadurch sowohl der Zeitpunkt der Ei-Anlage als auch die Abgabe der Eier bei Häutung (Schupf der Larven) untersucht werden.

Wird ein geschlossener Lebenszyklus simuliert, dann wird zum Anlaufen des Modells („Spin-off“) zunächst der Ein-Index verwendet, der mit dem Standardlauf III produziert wurde. Wenn das Modell zwei Jahre mit dem Ei-Index angelaufen ist und alle Kohorten und Größenklassen im System vorhanden sind, wird der Index im dritten Jahr durch die intern produzierten Eier ersetzt, welche dann nachfolgende Generationen erzeugen.

Da im Standardlauf III etwa doppelt so viele Eier produziert werden als in das Modell eingesetzt wurden, wird ein Reduktionsfaktor (1.85) verwendet, der die Menge der produzierten Eier an jedem Simulationstag anpasst. Es konnte nicht abschließend geklärt werden, was diese Mehrproduktion erklärt. Eine geringere Fruchtbarkeit der Garnelen als bisher angenommen konnte nach einer Aktualisierung der Datenlage weitgehend ausgeschlossen werden. Eine andere Erklärung der Mehrproduktion im Modell wäre, dass nicht nach jeder Häutung eines Weibchens eine erneute Ei-Anlage stattfindet. Untersuchungen haben zwar gezeigt, dass Garnelen selbst unter Laborbedingungen in der Lage sind in zwei aufeinanderfolgenden Häutungszyklen Eier anzulegen (Mantel 2020), dennoch ist das vermutlich nicht bei allen Weibchen der Fall, was zu einer Reduktion in der Eiproduktion beiträgt.

Mit Hilfe des Reduktionsfaktors ist der Standardlauf III in der Lage über 3 Jahre nach dem Spin-off ausgeglichen zu laufen (Abb. i6). Da sich die Anzahlen der im Modell produzierten Eier von unterschiedlichen Läufen geringfügig unterscheiden, und somit auch die Anlandungen (nach „Spin-off“) leicht variieren, wurden für den Standardlauf III mit geschlossenem Lebenszyklus und jedes Szenario, das im Folgenden vorgestellt wird, 50 Läufe gerechnet und deren Mittelwert als Basis für weitere Berechnungen verwendet.

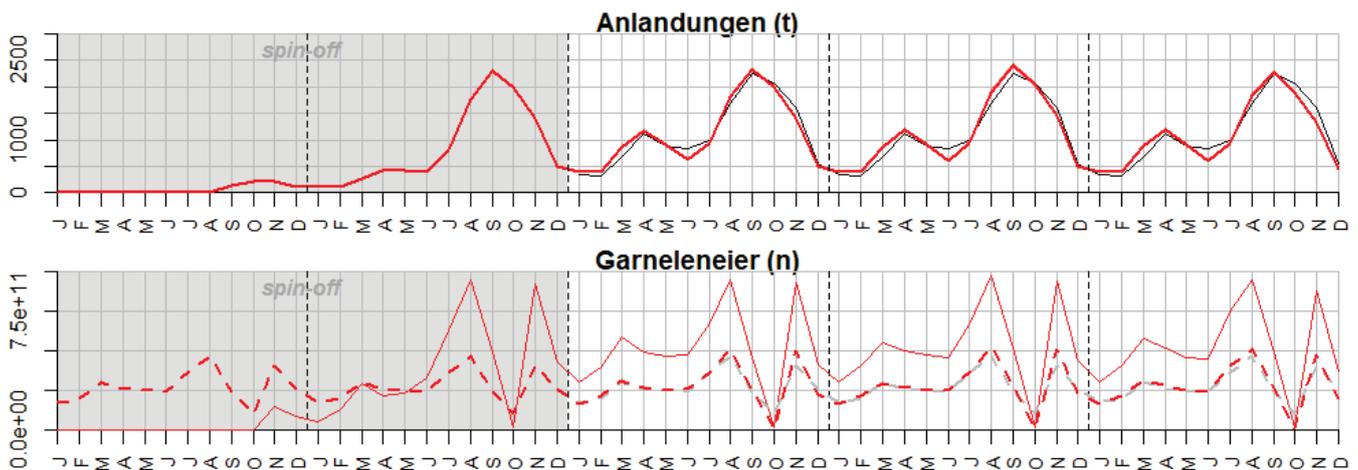


Abb. i6: Standardlauf III mit geschlossenem Lebenszyklus im zeitlichen Verlauf mit fünf Simulationsjahren (vertikale gestrichelte Linien markieren die Jahresgrenzen). Das Anlaufen des Modells in den ersten zwei Jahren ist grau hinterlegt („Spin-off“), ab dem dritten Jahr werden die im Modell produzierten Eier genutzt, um zukünftige Generationen zu erzeugen; Oben: Simulierte Anlandungen aus dem deutschen Gebiet (rot) und beobachtete durchschnittliche Anlandungen zwischen 2013 und 2020 (schwarz). Unten: Eingesetzte (rot gestrichelt) und produzierte Eianzahlen (rot durchgezogen); Ab dem dritten Jahr werden die produzierten Eier mit einem Faktor von 1.85 reduziert, bevor sie im Modell starten und unterscheiden sich so leicht von den Eianzahlen aus Standardlauf III ohne geschlossenem Lebenszyklus (grau gestrichelte Linie ab dem dritten Jahr), welche während des „Spin-offs“ eingesetzt wurden.

Das bisherige Verständnis des Lebenszyklus und die Ergebnisse der VMS/Logbuch Analyse (Respondek et al. 2022) legen nahe, dass die Intensität der Winterfischerei einen starken Einfluss auf die Populationsentwicklung haben könnte.

Im Winter besteht die Population vornehmlich aus größeren Tieren, die sich im Vergleich zu den küstennahen Sommerhabitaten in tieferen Bereichen aufhalten (Schulte 2015). Die Eier, welche sich zu dieser Zeit an den weiblichen Garnelen entwickeln, tragen im Wesentlichen zu den Garnelen bei die im Herbst die Fänge der Fischerei dominieren.

Eine Reduktion der fischereilichen Sterblichkeit in den Monaten Dezember, Januar und Februar eines Jahres führt im Simulationsmodell nicht nur zu einer Erhöhung der Biomasse und der Anlandungen in den Monaten des laufenden Jahres, sondern auch im Folgejahr (Abb. i7) Ein Anstieg in der Populationsbiomasse ist bereits im Monat der Reduktion (Dezember) sichtbar, am deutlichsten ist der Unterschied zur Biomasse des Standardlaufs III zwischen Juli und Oktober, unabhängig von der Stärke der Reduktion. Jede Senkung der fischereilichen Sterblichkeit führt zu Mehrfängen in den Folgemonaten: Im anschließenden März, April und Mai werden nun die Tiere gefangen, welche in den Wintermonaten geschont wurden, nur etwas größer und ohne die Wintereier. Der Mehrertrag im Herbst ist dann eine Folge der Schonung des Laichbestandes, also des Nachwuchses der sich als Ei an den Weibchen entwickelt.

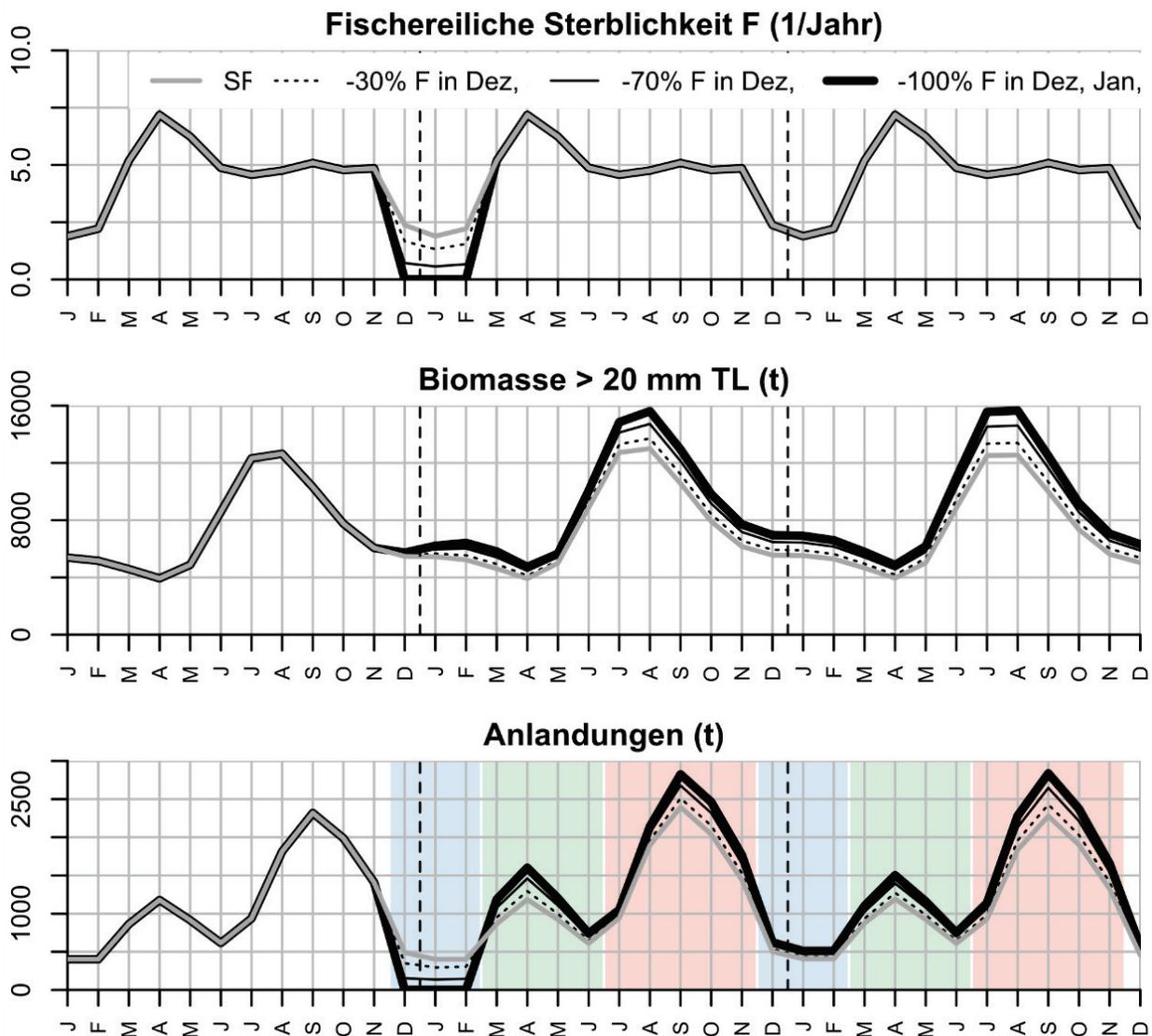


Abb. i7: Zeitlicher Verlauf des Standardlaufs III (SR III) mit geschlossenem Lebenszyklus (graue Linie) und der Simulationsläufe mit reduzierter Fischereintensität im Winter (schwarze Linien). Vertikale gestrichelte Linien markieren die Jahresgrenzen, der „Spin-off“ ist nicht dargestellt. Oben: Die Läufe variieren durch die Reduktion der fischereilichen Sterblichkeit in der ersten Wintersaison; Mitte: Bestandsbiomasse der Garnelen; Unten: Anlandungen aus dem deutschen Gebiet; die farblich hinterlegten Flächen symbolisieren Zeitabschnitte (Winter, Frühjahressaison und Herbst-/Hauptsaison) für welche die Fangverluste bzw. Mehrfänge aufsummiert wurden (siehe folgende Abbildung i8).

Wird die Fischerei im Dezember, Januar und Februar eines Jahres vollständig geschlossen beträgt der Fangverlust in diesen Monaten im gesamten deutschen Gebiet im Durchschnitt etwa 1 300 t (Abb. i8). Durch die Schonung des Garnelenbestandes werden im Simulationsmodell allerdings bereits im Frühjahr desselben Jahres Mehrfänge erzeugt welche 1 000 t übersteigen. Das bedeutet der Fangverlust ist zu Beginn der Hauptsaison bereits kompensiert, da die Mehrfänge in der zweiten Jahreshälfte abermals die 1 000 t überschreiten. Die einmalige Schließung einer Wintersaison hat auch langfristig einen positiven Effekt auf die Populationsentwicklung was aus den Mehrfängen im Folgejahr abgeleitet werden kann. In einem ähnlichen Maße wie die Schonung des Laichbestandes im Winter zu einem Anstieg der Populationsbiomasse und der Anlandungen führt, kann eine Intensivierung der Winterfischerei den Garnelenbestand nachhaltig schaden (Abb. i8).

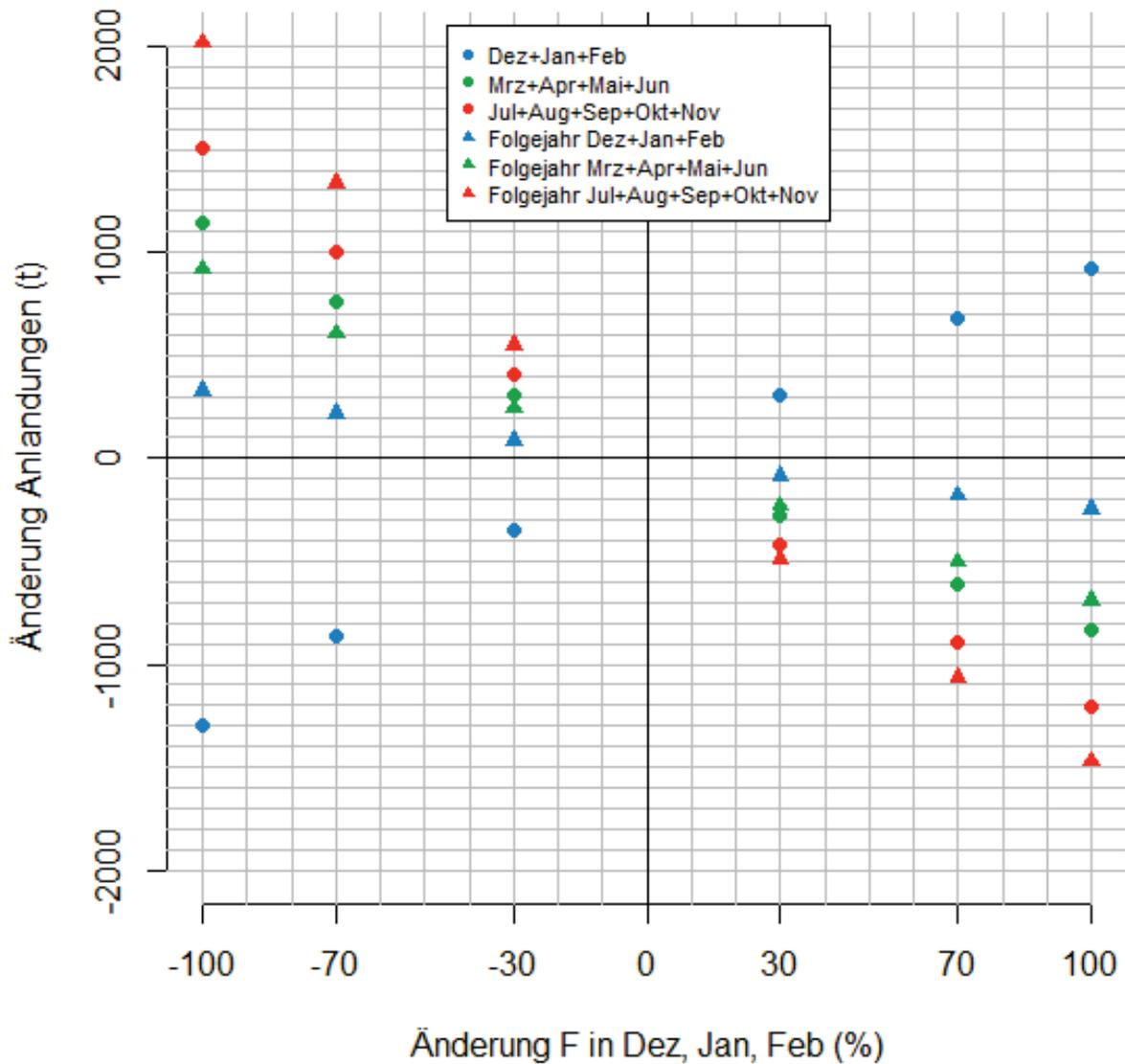


Abb. i8: Simulierte Änderungen der Anlandungen bei unterschiedlicher Fischereintensität in den Wintermonaten (Dezember, Januar und Februar) im Vergleich zum Standardlauf III. Auf der x-Achse ist die prozentuale Änderung der Fischereilichen Sterblichkeit angegeben (100%ige Reduktion entspricht der Schließung), die in den hier dargestellten Simulationsläufen einmalig geändert wurde (siehe auch vorangegangene Abbildung für den zeitlichen Verlauf). Die absoluten Änderungen sind für drei Perioden aufsummiert: (1) Wintersaison (blau): Dezember – Februar, (2) Nebensaison (grün): März – Juni und (3) Hauptsaison (rot): Juli – November; die Kreise symbolisieren die Perioden bei oder unmittelbar nach der Änderung der Fischereintensität, die Dreiecke die Perioden des Folgejahres.

j. Analyse der Beifänge von Nicht-Zielarten

Holger Haslob*, Hermann Neumann*

*Thünen-Institut für Seefischerei

Zusammenfassung

Die Analysen historischer Beifangdaten der Krabbenfischerei (TIEWS Reihe) ergaben für den Zeitraum von 1955 bis 1993 räumlich und zeitlich sehr stark variierende Beifangmengen. Die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Beifangmengen lässt sich häufig auf das saisonale Vorkommen einiger Arten zurückführen, wobei das Bild teilweise von dem geringen Probennahmeaufwand im Winter verzerrt wird. In Bezug auf gefährdete Arten betrug der mittlere Anteil 0.001% vom gesamten Beifang. Aufgrund der teilweise sehr hohen Umrechnungsfaktoren auf den Gesamtfang, ist die Aussagekraft der Daten für seltene Arten allerdings gering. Multivariate Analysen der TIEWS Reihe zeigen klare dekadische Veränderungen in den Beifängen, sowie deutlich abnehmende Trends in der Beifangmenge von 1955 bis 1993. Die TIEWS Reihe wurde zudem benutzt, um die aktuell geltenden Regeln zur Rückwurfmenge quotierter Arten (De-Minimis) historisch zu evaluieren. Die geforderte Begrenzung von 6% der Beifangmenge wurde in einigen Jahren für Scholle, Seezunge und Wittling überschritten. Die Beifangmenge an Kabeljau lag dagegen immer unter 6% der Quote, ebenso die für den Hering. Das Thünen-Institut für Seefischerei führt seit Anfang der 1970iger Jahre den Demersal Young Fish Survey (DYFS) in deutschen Wattenmeergebieten der Nordsee durch. Für die Abschätzung des möglichen Beifangs einzelner Arten in der Krabbenfischerei kann diese Zeitserie allerdings nur bedingt herangezogen werden, da eine abweichende Fangzusammensetzung im Vergleich zur kommerziellen Fischerei zu erwarten ist. Dennoch können räumliche Verteilungsmuster und Abundanztrends, die mit dem standardisierten Survey erhoben worden sind, ggf. Rückschlüsse auf den potentiellen Beifang einzelner und relevanter Arten in der Fischerei liefern bzw. dazu beitragen, eine Selbstbeprobung (z.B. Eimerbeprobung) der Fischerei zu evaluieren. Die Probennahmen des DYFS und der TIEWS Reihe überschneiden sich über einen Zeitraum von 18 Jahren (1975-1993). Ein Vergleich der beiden Zeitreihen wurde als Evaluierung der Eimerbeprobung benutzt, da sich die Krabbenfischerei im Rahmen der geltenden De-Minimis Regelung verpflichtet hat ähnliche Eimerbeprobungen durchzuführen. Es zeigte sich, dass die generelle Artenzusammensetzung für beide Probennahme-Strategien weitestgehend ähnlich sind und nur geringe Unterschiede aufweisen. Allerdings liefern beide Methoden weitestgehend unterschiedliche Ergebnisse, wenn man Abundanztrends direkt vergleicht. Lediglich die zeitlichen Trends für Seezunge und Kabeljau korrelieren signifikant miteinander. Für diese beiden Arten liegen auch deutliche Trends vor, mit einer starken Abnahme über die Zeit. Allerdings sind bei der TIEWS Reihe große Teile der Probennahme Methodik unbekannt, was sichere Einschätzungen hierzu problematisch macht.

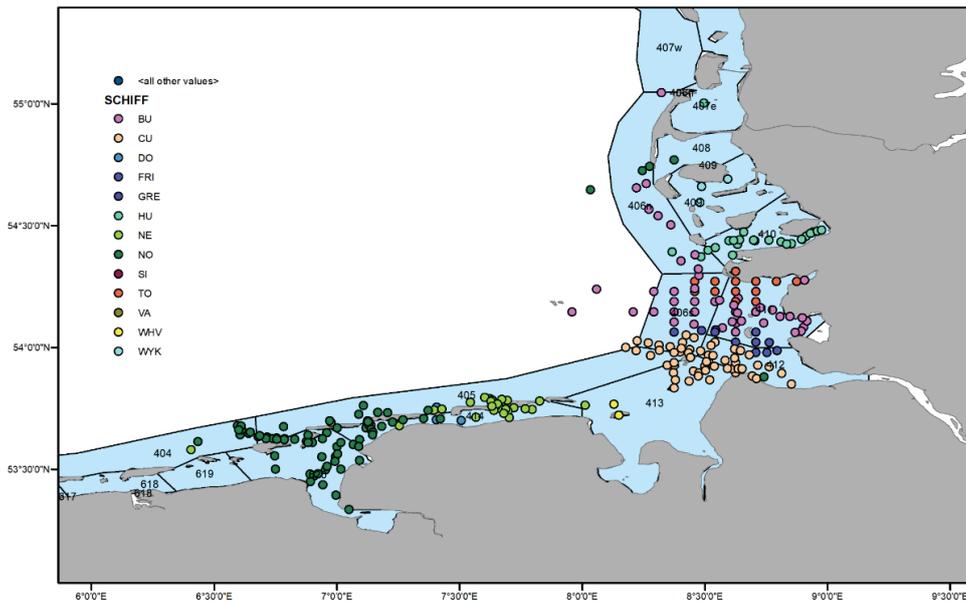


Abb. j1: Georeferenzierte Stationen der Ausfahrten für die einzelnen Anlandehäfen der TIEWS-Beprobung (1955 – 1996).

Um zusätzlich die räumlichen Unsicherheiten bei den folgenden Analysen zu minimieren wurden den Stationen sogenannte Friesische Gebiete („FriesGeb“) zugeordnet. „FriesGeb“ sind eine geographische Unterteilung der Küstengewässer, die vom trilateralen Monitoring und Assessment Programm (TMAP) und dem internationalen Demersal Young Fish Survey (DYFS) benutzt werden (Tulp et al. 2016; ICES, 2021). Rechnet man aus den 11049 möglichen Stationen jene heraus, die keine Fangplatzangabe und keine Angabe der Gesamtfangmenge haben (ohne die eine Hochrechnung nicht möglich ist), so verblieben in der Summe 8344 für die Analyse verwertbare Stationen.

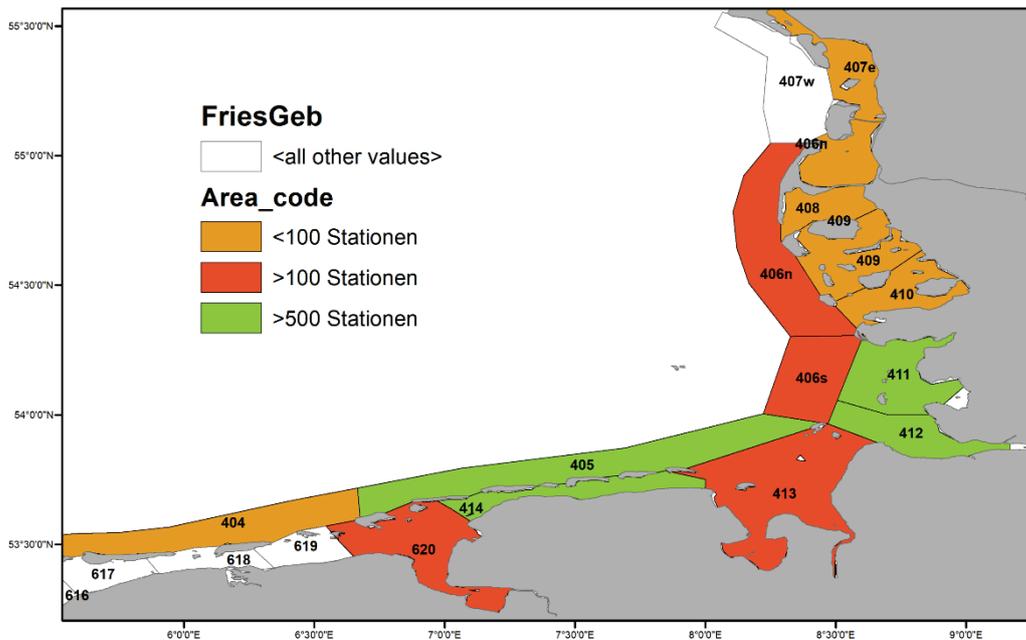


Abb. j2: Lage und Bezeichnung der „FriesGeb“ entlang der deutschen Küste mit Farbcode für die Anzahl der beprobten Stationen im Rahmen der TIEWS Beifangbeprobung 1955 - 1996.

Die räumliche und zeitliche Analyse des Aufwandes der Probenahmen ergab, dass sich die Probenahmen räumlich auf die FriesGeb 405, 411, 412 und 414 konzentrierten (Abb. j2), sowie über

die Jahre auf die Monate Juli, August, September (Abb. j3) und die Mitte der 60er und 70er Jahre (Abb. j4).

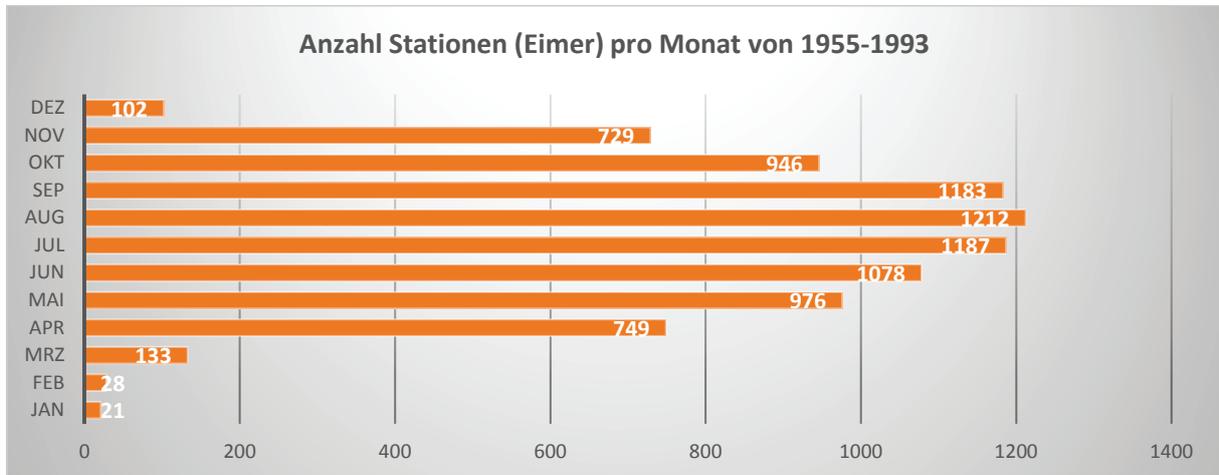


Abb. j3: Summe der Stationen pro Monat für alle Jahre der Tiews-Beifangbeobachtung von 1955 bis 1993.

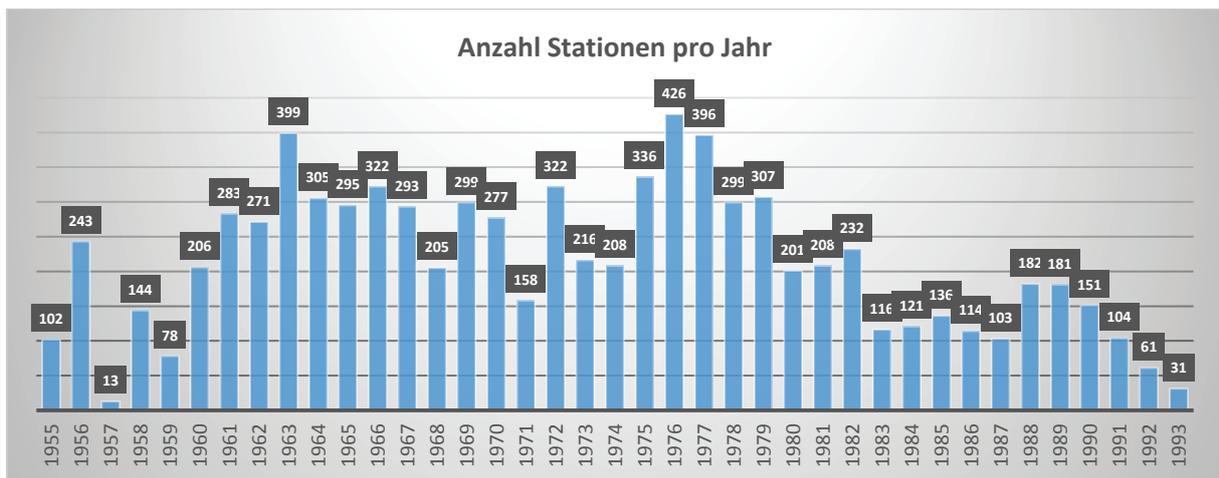


Abb. j4: Summe der beprobten Stationen pro Jahr der TIEWS-Beifangbeobachtung von 1955 bis 1993.

Beifangzusammensetzung der TIEWS Reihe von 1955 bis 1993

Die Scholle (*Pleuronectes platessa*) ist in allen Statistiken die bedeutendste Beifangart der TIEWS Reihe. Sie kam in 96% der 8344 Fänge mit im Mittel 23kg und 4721 Individuen pro Fang vor. Tabelle j2 zeigt die 10 häufigsten Beifangarten von 1955 bis 1993 in Bezug auf Individuen pro Fang. Neben der Scholle waren insbesondere die Sandgrundel (*Pomatoschistus minutus*; 3817 Ind./Fang) und die Kliesche (*Limanda limanda*; 2651 Ind./Fang) häufige Beifangarten der TIEWS Reihe. Die Reihenfolge der Top 10 Beifangarten ändert sich nur unerheblich, wenn man die Biomasse anstatt der Individuenzahlen betrachtet. In Bezug auf Biomasse wird allerdings innerhalb der Top 10 Beifangarten die Seezunge (*Solea solea*), die Sprotte (*Sprattus sprattus*) und der Steinpicker (*Agonus cataphractus*) durch den Wittling (*Merlangius merlangus*), den Kabeljau (*Gadus morhua*) und die Flunder (*Platichthys flesus*) ersetzt.

Gefährdete Arten nach Rote Liste (Rachor et al. 2013) wurden im Beprobungszeitraum nur in sehr geringen Anteilen gefangen. Insgesamt betrug der mittlere Anteil an gefährdeten und stark gefährdeten Arten sowie Arten mit Gefährdung unbekanntes Ausmaßes 0.001% vom gesamten

Beifang (ohne die Nordseegarnele) von 1955 bis 1993. Für gefährdete Arten waren es im Mittel 18 Individuen pro Fang, wobei die größten Anteile auf den Aal (*Anguilla anguilla*) fielen. Für stark gefährdete Arten waren es im Mittel 4 Individuen pro Fang, wobei den größten Teil der *Zwergdorsch* (*Trisopterus minutus*) ausmachte. Aufgrund der teilweise sehr hohen Umrechnungsfaktoren auf den Gesamtfang, ist der Aussagekraft der Daten für seltene Arten allerdings mit Vorsicht zu begegnen.

Tab. j2: TOP 10 Beifangarten der Fische und Wirbellosen in Bezug auf Individuenzahlen

Artname (latein)	Artname (deutsch)	Summe [Ind.]	Mittelwert [Ind./Fang]	Vorkommen [%]
FISCHE				
<i>PLEURONECTES PLATESSA</i>	Scholle	39388066	4721	96
<i>POMATOSCHISTUS MINUTUS</i>	Sandgrundel	31845154	3817	82
<i>LIMANDA LIMANDA</i>	Kliesche	22121997	2651	72
<i>SOLEA SOLEA</i>	Seezunge	6580715	789	70
<i>OSMERUS EPERLANUS</i>	Stint	5113551	613	67
<i>SPRATTUS SPRATTUS</i>	Sprotte	3997385	479	43
<i>AGONUS CATAPHRACTUS</i>	Steinpicker	3297850	395	61
<i>MERLANGIUS MERLANGUS</i>	Wittling	2724162	326	48
<i>CLUPEA HARENGUS</i>	Herring	2688200	322	38
<i>GADUS MORHUA</i>	Kabeljau	2297839	275	30
WIRBELLOSE				
<i>LIOCARCINUS HOLSATUS</i>	Schwimmkrabbe	18332876	2197	69
<i>CARCINUS MAENAS</i>	Strandkrabbe	9893410	1186	79
<i>ASTERIAS RUBENS</i>	Gemeiner Seestern	4543476	545	53
<i>CRANGON ALLMANNI</i>	Furchengarnele	169866	20	0.3
<i>ACTINIARIA</i>	Anemonen/Aktinien	164268	20	10
<i>OPHIURA</i>	Schlangensterne	145050	17	9
<i>PAGURUS BERNHARDUS</i>	Gemeiner Einsiedlerkrebs	104479	13	8
<i>MYTILUS EDULIS</i>	Miesmuschel	96669	12	1
<i>PSAMMECHINUS MILIARIS</i>	Strandseeigel	65727	8	2
<i>LOLIGO</i>	Kalmar	54202	6	2

Ein Ziel des Projektes war u.a. die Identifikation von Gebieten und Jahreszeiten mit hohen Beifängen, um potentielle Managementmaßnahmen zur Beifangreduzierung empfehlen zu können. Die Analysen der TIEWS Reihe weisen auf eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Beifangmengen und Beifangzusammensetzungen hin (Abb. j5 & 6). Generell waren die mittleren Individuenzahlen von 1955 bis 1993 im Herbst/Winter sehr viel höher als im Frühjahr/Sommer (Abb. j5). Die höchste mittlere Beifangmenge wurde im Oktober gefangen (38086 Ind./Fang), die niedrigste mittlere Beifangmenge im Mai (8356 Ind./Fang). Dieses Muster ist sehr deutlich auf das saisonale Vorkommen einiger Arten wie der Sandgrundel oder der Kliesche zurückzuführen, die jeweils sehr viel höhere Individuenzahlen im Herbst/Winter aufwiesen. In Teilen wird das Bild aber auch von dem geringen Aufwand der Probenahme insbesondere im Winter verzerrt (Abb. j3). Die hohe mittlere Individuenzahl des gemeinen Seesterns (*Asterias rubens*) im Februar ist beispielsweise auf sehr wenige, hohe Fänge in den insgesamt 28 Eimerproben in diesem Monat zurückzuführen.

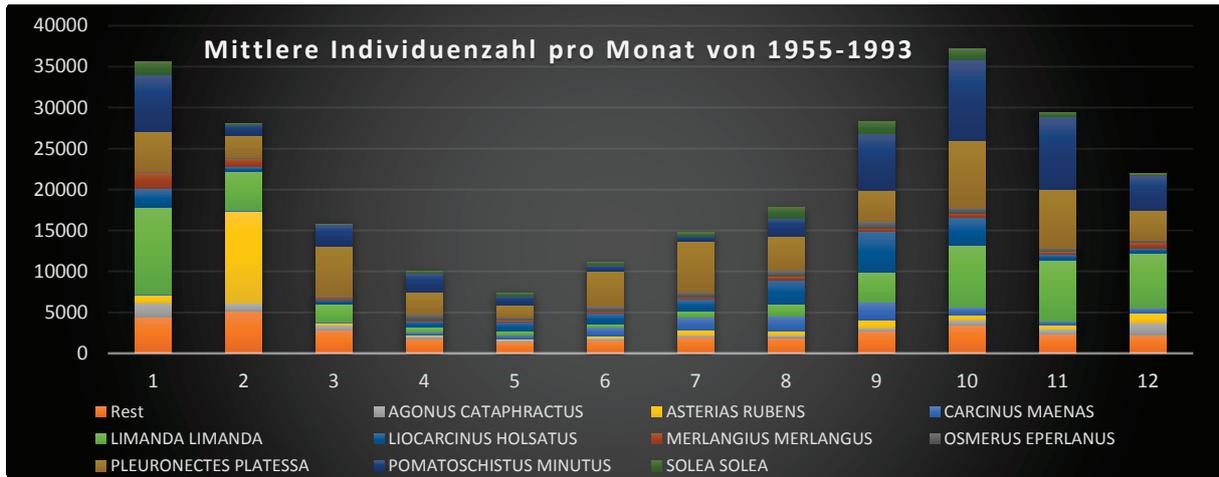


Abb. j5: Mittlere monatliche Individuenzahlen der wichtigsten Beifangarten der TIEWS Reihe von 1955 bis 1993.

Die räumlichen Analysen der TIEWS Reihe deuten auf eine sehr hohe Variabilität der historischen Beifangmengen und Beifangzusammensetzungen für die verschiedenen FriesGeb's hin (Abb. j6). Der im Mittel von 1955 bis 1993 wenigste Beifang wurde in FriesGeb 411 gefangen (Büsum; 14414 Ind./Fang). Der Aufwand der Probennahme für FriesGeb 411 war mit Abstand am höchsten (4717 Eimerproben). Der höchste mittlere Beifang mit 95106 Individuen pro Fang wurde in FriesGeb 413 (Jadebusen/Weserästuar) ermittelt. Hier betrug der Probennahme Aufwand 240 Eimerproben von 1955 bis 1993. Bezüglich der Beifangzusammensetzung fällt für FriesGeb 413 der hohe mittlere Anteil an Sandgrundeln auf (40579 Ind./Fang). Eine weitere Auffälligkeit ist der hohe mittlere Anteil an Stint (*Osmerus eperlanus*; 10367 Ind./Fang) in FriesGeb 409 (zwischen Föhr und Pellworm). Für dieses FriesGeb lag der Probennahme Aufwand allerdings nur bei 10 Eimerproben von 1955 bis 1993, weshalb die Aussagekraft für dieses FriesGeb als eher gering einzuschätzen ist. Betrachtet man die mittlere Fangmenge an Scholle für die am besten beprobten FriesGeb's 411 (4717 Proben), 405 (1394 Proben), 414 (644 Proben) und 412 (506 Proben), so zeigt sich die höchste mittlere Individuenzahl für FriesGeb 412 (5370 Ind./Fang) und die niedrigste mittlere Individuenzahl für FriesGeb 411 (1878 Ind./Fang).

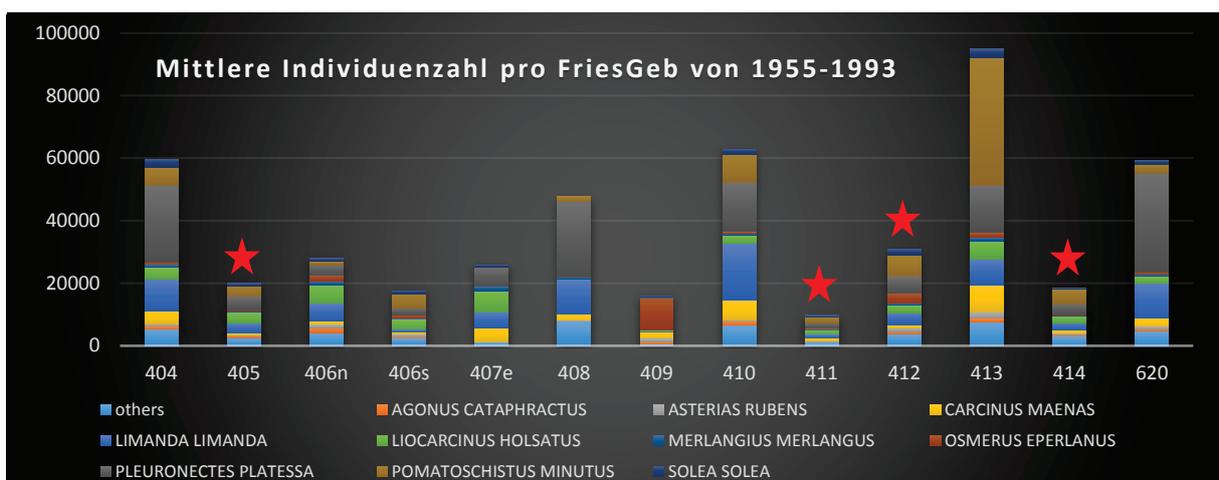


Abb. j6: Mittlere Individuenzahlen der wichtigsten Beifangarten der TIEWS Reihe pro FriesGeb von 1955 bis 1993. Für die mit einem roten Stern gekennzeichneten FriesGeb's liegen mehr als 500 Proben von 1955 bis 1993 vor (vergleiche Abb. j2).

Multivariate Analyse der TIEWS Reihe

Die zeitliche Variabilität der Beifänge aus der TIEWS Eimerbeprobung (FriesGeb 411, April bis November) wurde mit multivariaten, statistischen Verfahren untersucht, die im Gegensatz zu der Einzeltier Betrachtung alle Variablen (d.h. alle Arten) mit in die Analyse einbeziehen. Es lassen sich damit signifikante Perioden (multidimensionale Skalierung, MDS) und gemeinsame Trends (Dynamic Factor Analysis, DFA) für die zeitlichen Veränderungen der Gesamtheit der Beifänge ableiten. Abb. j7 zeigt, dass sich die Zusammensetzung und Menge der Beifänge aus der TIEWS Reihe (FriesGeb 411) in einem nahezu dekadischen Rhythmus verändert hat, wobei einige sprunghafte Veränderungen in den 1970er Jahren zu verzeichnen waren. Die Perioden (Abb. j7; rote Umrandung) sind statistisch signifikant voneinander getrennt und unterscheiden sich im Mittel zu 31% voneinander (Spannweite 27% - 38%). Die 1960er Jahre zeichneten sich generell durch hohe Beifangmengen aus. Dominiert wurde diese Periode durch hohe Individuenzahlen der Scholle (Abb. j7), der Seezunge und der gemeinen Schwimmkrabbe (*Liocarcinus holsatus*) in den Beifängen (bzw. Eimerproben). Die 1970er Periode zeichnete sich grundsätzlich durch sehr geringe Fänge der Strandkrabbe (*Carcinus maenas*), sowie hohe Individuenzahlen der Sprotte (Abb. j7) aus. Geringere Fänge der Sprotte waren verantwortlich für die Ausreißer in den Jahren 1972, 1974, 1975 und 1977 (Abb. j7). Die Beifangmengen der 1980er Jahre waren vergleichsweise gering, wurde aber von höheren Beifangmengen der Kliesche dominiert. Diese genannten Arten sind zusammen mit der Sandgrundel und dem gemeinen Seestern zu gut einem Drittel verantwortlich für die deutliche dekadische Clusterung. Die beiden letztgenannten Arten zeigen einen deutlich abnehmenden Trend in den Beifangdaten im Verlauf der Jahrzehnte.

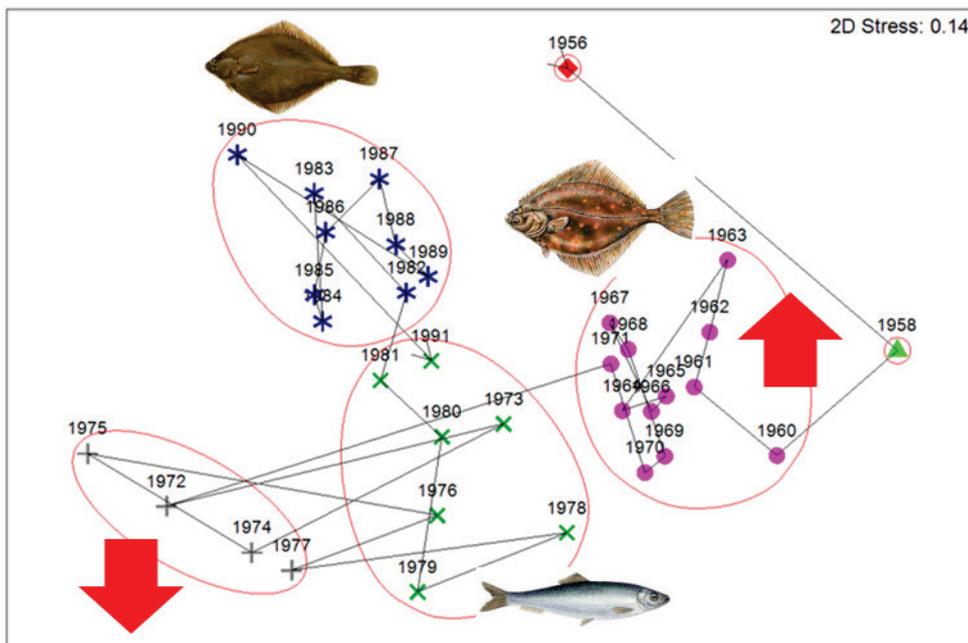


Abb. j7: Ergebnisse der multidimensionalen Skalierung (nMDS) mit den TIEWS Daten der Jahre 1956 bis 1991 (Individuenzahl; FriesGeb 411; April bis November). Signifikante Perioden sind rot umrandet (Ähnlichkeit > 75%). Die roten Pfeile zeigen hohe bzw. niedrige Beifangmengen an. Kennzeichnende Fische der Perioden sind Scholle (rechts oben), Sprotte (unten) und Kliesche (links oben). Erläuterungen siehe Text.

De-Minimis Berechnung basierend auf den TIEWS Beifangdaten

Im Zusammenhang mit der Anlandeverpflichtung (Art. 15 VO (EU) 1380/2013) wurde mit der Delegierten Verordnung (EU) 2020/2014 eine De--Ausnahme bis Ende 2023 für Beifänge in der Baumkurrenfischerei auf Nordseegarnelen in den ICES-Gebieten 4b und 4c beschlossen:

„Artikel 11

Ausnahmen wegen Geringfügigkeit in Fischereien auf pelagische und Arten und Grundfischarten

Abweichend von Artikel 15 Absatz 1 der Verordnung (EU) Nr. 1380/2013 dürfen gemäß Artikel 15 Absatz 4 Buchstabe c der genannten Verordnung folgende Mengen zurückgeworfen werden: (7) in der Fischerei auf Nordseegarnele durch Schiffe, die in den Unionsgewässern der ICES-Divisionen 4b und 4c Baumkurren einsetzen:

eine Menge aller Fangbeschränkungen unterliegenden Arten, die in den Jahren 2021 und 2022 6% der jährlichen Gesamtfangmengen aller Fangbeschränkungen unterliegenden Arten in diesen Fischereien und im Jahr 2023 5% dieser Mengen nicht übersteigt;“ (EU, 2020).

Basierend auf dieser Ausnahmeregelung wurde für die TIEWS-Reihe überprüft, ob für die Bestände relevanter Beifangarten im beprobten Zeitraum die vorgegebenen 6%, die für die aktuelleren Jahre 2021 und 2022 gelten, jemals überschritten worden sind. Dabei wurde die Regelung pro Bestand wie folgt angewendet:

Beispiel: Quote = 4000t auf Bestand xy; Beifang an xy in der Krabbenfischerei = 1000t, daraus folgt 25% der Quote wurde als Beifang entnommen. Der Beifang ist hier bezogen auf die Menge der angelandeten Konsumkrabben.

Die Regelung wurde für die deutsche Krabbenfischerei separat angewendet, und außerdem unter Einbeziehung der niederländischen und dänischen Krabbenfischerei, wobei die angelandeten Konsumkrabben und die Quoten der einzelnen Bestände jeweils aufsummiert worden sind. Die Anlandedaten der Konsumkrabben wurden dem Bericht der ICES Working Group on *Crangon* Fisheries and Life History (ICES, 2021a) entnommen. Es wurde der Zeitraum von 1986 bis 1993 betrachtet. Vor 1986 gab es noch kein Quotensystem in den betreffenden EU Gewässern. Der TIEWS Beifangdatensatz reicht bis 1993. Angenommen wird zudem, dass die von Tiews erhobenen Beifangdaten auch für die niederländische und dänische Flotte repräsentativ sind. Die Betrachtung erfolgte für die Bestände von Scholle, Seezunge, Kabeljau, Wittling und Hering, die häufigsten und relevantesten Beifangarten in diesem Zusammenhang. Je nach Bestand sind die Ergebnisse unterschiedlich ausgefallen. Der Beifang an Schollen lag für die deutsche Krabbenfischerei allein betrachtet im gesamten Zeitraum über den 6%. Ein ähnliches Bild ergibt sich für den Seezungenbestand, bei dem die Beifangmenge der deutschen Krabbenfischerei nur in 1993 unter den 6% liegt. Beim Kabeljau hingegen liegt die Beifangmenge der deutschen Krabbenfischerei immer deutlich unter 6%. Beim Wittling wird die 6% Marke in einigen Jahren deutlich überschritten, was mit dem für diese Art typischen Massenaufreten von 0-Gruppen im Küstenbereich in manchen Jahren zusammenhängt (Berghahn, 1996). Beim Hering liegt der Wert bei maximal 2%, was in diesem Fall auch an den hohen Quoten im betrachteten Zeitraum liegt. Bezieht man die niederländische bzw. dänische Fischerei mit in die Berechnungen ein, wird der prozentuale Anteil des Beifangs, in Abhängigkeit von der dann höheren Gesamtquote, niedriger. Für Scholle bleibt der Anteil aber für die meisten Jahre über den 6%. Bei Seezunge liegt nur noch ein Jahr deutlich über

den 6%, Kabeljau bleibt unverändert immer unter diesem Wert, während bei Wittling auch in diesen Fällen in einzelnen Jahren die 6% überschritten wird (Abb. j10, Tab. j3). Beim Hering liegt der Anteil des Beifangs bei maximal 1% in der Gesamtbetrachtung (Tab. j3).

Diese Beispiele zeigen, dass je nach Berechnungsgrundlage und Interpretation der Ausnahmeregelung, die Krabbenfischerei in der Vergangenheit das Potential hatte, die heute vorgegeben 6% (bzw. 5%) zu überschreiten. Ob dies auch der Fall in der Zukunft sein wird, bleibt zu zeigen, vor allem, weil hier mehrere Faktoren eine Rolle spielen: Höhe der Quoten, Bestandssituation und Fischereiaufwand in der Krabbenfischerei, der letztlich zur Höhe des Beifangs führt. Die Quoten wiederum hängen von der Bestandssituation der Zielarten ab. Beispielsweise sind für den Nordsee Kabeljau die Quoten zwar in der Vergangenheit stark eingebrochen, allerdings hat sich die Bestandssituation, insbesondere in der südlichen Nordsee auch so schlecht entwickelt, dass nur noch wenig Kabeljaubiomasse an der Küste zu finden ist. Der Survey-Index für 0-Gruppen Kabeljau aus dem Demersal Young Fish Survey im Küstengebiet geht für die letzten Jahre gegen Null, so dass in diesem Fall auch keine so hohen Mengen an Beifang durch die Krabbenfischerei in dem Gebiet zu erwarten sind, dass dadurch die bestehende Ausnahmeregelung gefährdet werden würde. Der Wittling war in den letzten Jahren immer sehr stark auch im Küstenmeer vertreten, mit ähnlich hohen Abundanzen, wie das im Betrachtungszeitraum sporadisch der Fall war, und hat daher das Potential, den Beifanganteil für diesen Bestand über die 6 bzw. 5% zu treiben. Wie sich letztlich der Beifang in der Krabbenfischerei aktuell auf die anzuwendende Ausnahmeregelung auswirken würde, bleibt zu zeigen. Zurzeit werden mit der Fischerei Selbstbeprobungen evaluiert, die ebenfalls auf Eimerproben beruhen. Dabei verfolgen offensichtlich die drei Hauptfangnationen (Niederlande, Deutschland und Dänemark) ihre eigenen Projekte (ICES, 2021a). Die Ergebnisse dieser Projekte werden zeigen, ob die aktuellen Selbstbeprobungen in der Lage sind, den Beifang in der Krabbenfischerei hinreichend verlässlich in Bezug auf die geltenden Ausnahmeregelungen abzuschätzen.

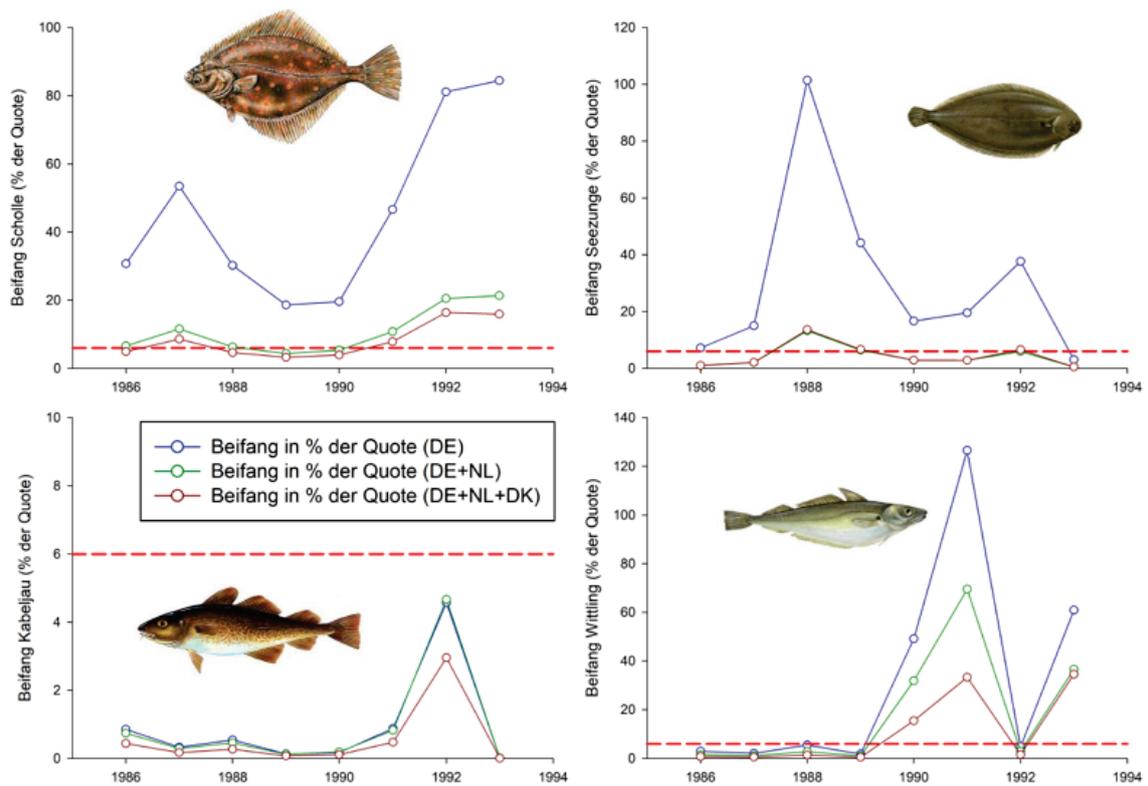


Abb. j10: Anwendung der Ausnahmeregelung für Scholle, Seezunge, Kabeljau und Wittling basierend auf den TIEWS Beifangbeobachtungen für den Zeitraum 1986 bis 1993.

Tab. j3: Anwendung der Ausnahmeregelung für Scholle, Seezunge, Kabeljau und Wittling basierend auf den TIEWS Beifangbeprobungen für den Zeitraum 1986 bis 1993.

Jahr	Crangon Anlandungen (Tonnen)				Scholle								
	Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe	Quoten				TIEWS Beifang	Gesamt Beifang	Beifang in % von Quote	Gesamt Beifang Deutschland	Beifang in % von Quote Deutschland
					Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe					
1986		10909	7005	17914	35480	10230	68230	113940	0.29	5156	4.9%	3140	31%
1987	1440	11699	7706	20845	29900	8630	57500	96030	0.39	8220	8.6%	4613	53%
1988	1293	10502	6272	18066	34540	9960	66430	110930	0.29	5171	4.6%	3006	30%
1989	1286	8896	6983	17165	36540	10540	70270	117350	0.22	3780	3.2%	1959	19%
1990	582	4350	4737	9668	35380	10200	68040	113620	0.46	4430	3.9%	1993	20%
1991	805	8950	6894	16650	34380	9920	66120	110420	0.52	8602	7.8%	4624	47%
1992	2392	7708	7193	17293	33750	9740	64900	108390	1.03	17728	16.4%	7902	81%
1993	1453	9090	8501	19043	33760	9740	64920	108420	0.90	17228	15.9%	8223	84%
Jahr	Crangon Anlandungen (Tonnen)				Seezunge								
	Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe	Quoten				TIEWS Beifang	Gesamt Beifang	Beifang in % von Quote	Gesamt Beifang Deutschland	Beifang in % von Quote Deutschland
					Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe					
1986		10909	7005	17914	760	1335	15050	17145	0.01	157	0.9%	96	7%
1987	1440	11699	7706	20845	535	935	10530	12000	0.01	250	2.1%	140	15%
1988	1293	10502	6272	18066	535	935	10530	12000	0.09	1631	13.6%	948	101%
1989	1286	8896	6983	17165	535	935	10530	12000	0.05	797	6.6%	413	44%
1990	582	4350	4737	9668	955	1665	18810	21430	0.06	616	2.9%	277	17%
1991	805	8950	6894	16650	1030	1800	20315	23145	0.04	654	2.8%	351	20%
1992	2392	7708	7193	17293	955	1665	18810	21430	0.08	1406	6.6%	627	38%
1993	1453	9090	8501	19043	1105	1935	21815	24855	0.01	123	0.5%	59	3%
Jahr	Crangon Anlandungen (Tonnen)				Kabeljau								
	Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe	Quoten				TIEWS Beifang	Gesamt Beifang	Beifang in % von Quote	Gesamt Beifang Deutschland	Beifang in % von Quote Deutschland
					Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe					
1986		10909	7005	17914	33040	20950	18670	72660	0.016	293	0.4%	178	1%
1987	1440	11699	7706	20845	23870	15140	13490	52500	0.004	90	0.2%	50	0%
1988	1293	10502	6272	18066	30860	19560	17440	67860	0.010	180	0.3%	105	1%
1989	1286	8896	6983	17165	24330	15420	13740	53490	0.002	40	0.1%	21	0%
1990	582	4350	4737	9668	20130	12760	11370	44260	0.005	48	0.1%	22	0%
1991	805	8950	6894	16650	19170	12150	10830	42150	0.012	199	0.5%	107	1%
1992	2392	7708	7193	17293	18840	11940	10640	41420	0.071	1223	3.0%	545	5%
1993	1453	9090	8501	19043	18840	11940	10640	41420	0.0001	2	0.0%	1	0%
Jahr	Crangon Anlandungen (Tonnen)				Wittling								
	Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe	Quoten				TIEWS Beifang	Gesamt Beifang	Beifang in % von Quote	Gesamt Beifang Deutschland	Beifang in % von Quote Deutschland
					Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe					
1986		10909	7005	17914	13420	3490	7760	24670	0.01	169	0.7%	103	3%
1987	1440	11699	7706	20845	13420	3490	7760	24670	0.01	130	0.5%	73	2%
1988	1293	10502	6272	18066	11640	3030	6720	21390	0.02	287	1.3%	167	6%
1989	1286	8896	6983	17165	11040	2870	6380	20290	0.01	100	0.5%	52	2%
1990	582	4350	4737	9668	7340	1910	4240	13490	0.22	2086	15.5%	938	49%
1991	805	8950	6894	16650	8530	2220	4930	15680	0.31	5226	33.3%	2809	127%
1992	2392	7708	7193	17293	7870	2050	4550	14470	0.01	220	1.5%	98	5%
1993	1453	9090	8501	19043	8750	2280	5060	16090	0.15	2910	18.1%	1389	61%
Jahr	Crangon Anlandungen (Tonnen)				Hering								
	Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe	Quoten				TIEWS Beifang	Gesamt Beifang	Beifang in % von Quote	Gesamt Beifang Deutschland	Beifang in % von Quote Deutschland
					Dänemark	Deutschland	Niederlande	Summe					
1986		10909	7005	17914	92900	55010	68900	216810	0.12	2102	1.0%	1280	2%
1987	1440	11699	7706	20845	96590	57845	80140	234575	0.05	1079	0.5%	606	1%
1988	1293	10502	6272	18066	79410	49330	73530	202270	0.05	873	0.4%	507	1%
1989	1286	8896	6983	17165	85585	52395	77110	215090	0.03	596	0.3%	309	1%
1990	582	4350	4737	9668	67190	43190	66150	176530	0.06	543	0.3%	244	1%
1991	805	8950	6894	16650	56400	37790	59710	153900	0.07	1203	0.8%	647	2%
1992	2392	7708	7193	17293	70550	44680	60790	176020	0.08	1362	0.8%	607	1%
1993	1453	9090	8501	19043	70550	44680	60790	176020	0.09	1626	0.9%	776	2%

Demersal Young Fish Survey (DYFS) – Verteilung wichtiger Beifangarten im deutschen Küstenmeer der Nordsee

Das Thünen-Institut für Seefischerei führt seit Anfang der 1970-iger Jahre den Demersal Young Fish Survey (DYFS) in deutschen Wattenmeergebieten der Nordsee durch. Dieser Survey ist der deutsche Beitrag zu einem vom Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) koordinierten Monitoringprogramm, das hauptsächlich für die Abschätzung von 0-Gruppen Schollen und Seezungen dient (ICES, 2021b). Die Niederlande (DFS) und Belgien (DYFS) führen ähnliche Beprobungen in ihren Küstengebieten durch, allerdings sind die Methoden nicht vollständig standardisiert (ICES, 2021b). Für die Abschätzung des möglichen Beifangs einzelner Arten in der Krabbenfischerei kann diese Zeitserie allerdings nur bedingt herangezogen werden, da mit dem eingesetzten Gerät eine andere

Fangzusammensetzung zu erwarten ist, als dies mit den kommerziellen Fanggeschirren der Fall ist. So muss im Gegensatz zu Survey, in der kommerziellen Krabbenfischerei ein Trichternetz zur Beifangminimierung eingesetzt werden (EG, 1998). Beim DYFS wird mit einer Maschenweite von 20mm im Steert gefischt, in der kommerziellen Krabbenfischerei im Vergleichszeitraum kann die Maschenweite variiert haben. Im Vergleich mit der kommerziellen Fischerei ist auch die räumliche Abdeckung des Surveys begrenzter und der Aufwand natürlich um ein Vielfaches geringer. Dennoch können räumliche Verteilungsmuster und Abundanztrends, die mit dem standardisierten Survey erhoben worden sind, ggf. Rückschlüsse auf den potentiellen Beifang einzelner und relevanter Arten in der Fischerei liefern bzw. eine Selbstbeprobung (z.B. Eimerbeprobung) der Fischerei evaluieren. Zu diesem Zweck wurden die Jahre, in denen sowohl die Beprobung durch Tiws stattgefunden hat, als auch der DYFS durchgeführt wurde verglichen (1975 – 1993; siehe nächster Abschnitt).

Auf den deutschen Beprobungsreisen kommt eine 3m-Baumkurre mit Krabbengeschirr zum Einsatz, die von gecharterten Krabbenkuttern eingesetzt wird. Bis 2004 fanden die Reisen sowohl im 2. als auch im 3. Quartal des Jahres statt, ab 2005 nur noch im 3. Quartal, vorwiegend im September (Abb. j11). Die Hols werden möglichst auf verschiedene Tiefenstrata verteilt. Die Untersuchungen werden heute in fünf verschiedenen Gebieten entlang der Küste durchgeführt (Abb. j11). Seit 2012 wird das ursprüngliche Stationsnetz durch das Fischereiforschungsschiff Clupea entlang der Küste vor den Inseln ergänzt (Abb. j11). Die Verteilung der Stationen hat sich im Laufe der Zeit etwas verändert, was zum einen der hohen vorherrschenden Dynamik im Untersuchungsgebiet geschuldet ist, andererseits dem Wechsel von Kuttern. Die Gebiets- und Habitatabdeckung ist aber über die Jahre hinweg relativ konstant, so dass die vorhandenen Daten generelle Informationen über Trends von Abundanz und räumlicher Verteilung von wichtigen Beifangorganismen liefern können.

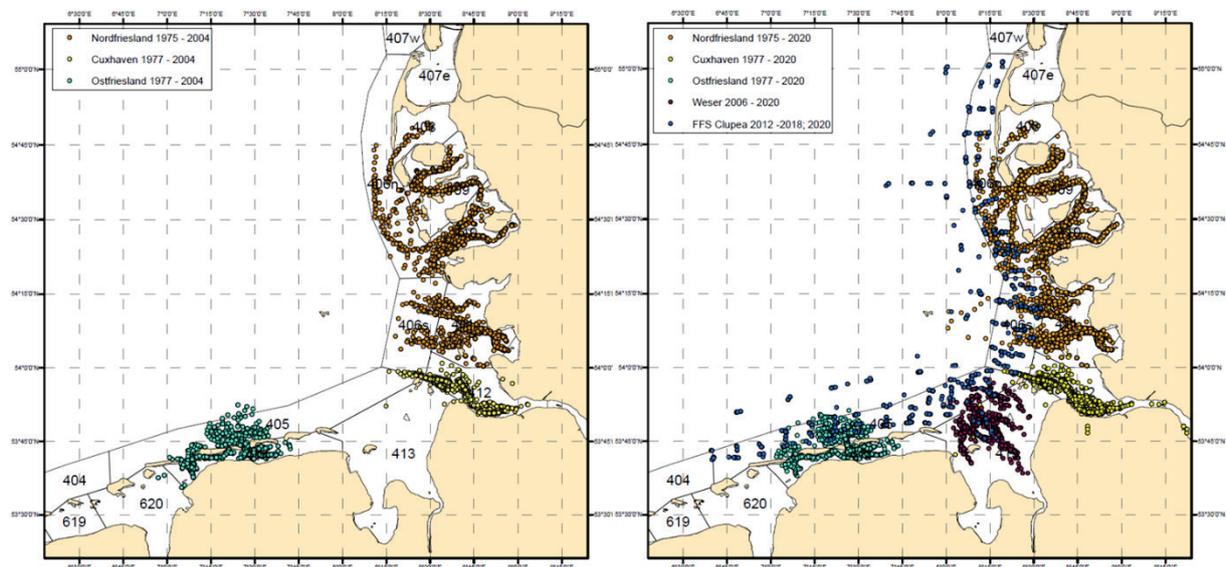


Abb. j11: Untersuchungsgebiete des Demersal Young Fish Survey (DYFS), links im 2. Quartal 1975 – 2004, rechts im 3. Quartal 1975 – 2020 (laufendes Survey). Die Farben der Stationen stellen die verschiedenen Ausgangshäfen der einzelnen Kampagnen bzw. das Stationsnetz des FFS Clupea dar.

Im Folgenden werden insbesondere Verteilungsmuster und Abundanztrends für die wichtigsten Beifangarten in der Garnelenfischerei dargestellt, die einem quotierten Bestand der Nordsee zuzurechnen sind (Tab. j4). Diese Arten könnten für das Anlandegebiet und der damit verbundenen Ausnahmeregelung für die Krabbenfischerei relevant werden.

Tab. j4: Quotierte Arten, die in der Garnelenfischerei als Beifang auftreten und auch durch den DYFS im Küstenmeer erfasst werden.

Art	Bestandskürzel	Genauere Bestandsbezeichnung und Bestandsgebiet	ICES Advice für 2020 (t)	EU Quote für 2020 (t)*	Deutsche Quote für 2020 (t)*	Quotengebiet	Stock Status relative to MSY B _{trigger} (ICES Advice; 2019)
Kabeljau (<i>Gadus morhua</i>)	cod.27.47d20	Cod (<i>Gadus morhua</i>) in Subarea 4 and divisions 7.d and 20 (North Sea, eastern English Channel, Skagerrak)	13686	12216	1584	4; Union waters of 2a; that part of 3a not covered by the Skagerrak and Kattegat.	Below trigger
Wittling (<i>Merlangius merlangus</i>)	whg.27.47d	Whiting (<i>Merlangius merlangus</i>) in Subarea 4 and Division 7.d (North Sea and eastern English Channel)	22082	15382	370	4; Union waters of 2a.	Below trigger
Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)	ple.420	Plaice (<i>Pleuronectes platessa</i>) in Subarea 4 (North Sea) and Subdivision 20 (Skagerrak)	166499	89728	5177	4; Union waters of 2a; that part of 3a not covered by the Skagerrak and Kattegat; Skagerrak.	Above trigger
Seezunge (<i>Solea solea</i>)	sol.27.4	Sole (<i>Solea solea</i>) in Subarea 4 (North Sea)	10192-29767	17535	1169	Union waters of 2a and 4	Above trigger
Hering (<i>Clupea harengus</i>)	her.27.3a47d	Herring (<i>Clupea harengus</i>) in Subarea 4 and divisions 3.a and 7.d, autumn spawners (North Sea, Skagerrak and Kattegat, eastern English Channel)	431062	230755	39404	Union and Norwegian waters of 4 north of 53° 30' N	Above trigger
Sprotte (<i>Sprattus sprattus</i>)	spr.27.3a4	Sprat (<i>Sprattus sprattus</i>) in Subarea 4 (North Sea)	138726	0	0	Union waters of 2a and 4	Above trigger
Glattbutt (<i>Scophthalmus rhombus</i>)	bll.27.3a47d	Brill (<i>Scophthalmus rhombus</i>) in Subarea 4 and divisions 3.a and 7.d-e (North Sea, Skagerrak and Kattegat, English Channel)	2559	6498	260**	Union waters of 2a and 4	Above trigger
Steinbutt (<i>Scophthalmus maximus</i>)	tur.27.4	Turbot (<i>Scophthalmus maximus</i>) in Subarea 4 (North Sea)	4538	6498	260**	Union waters of 2a and 4	Above trigger
Limande (<i>Microstomus kitt</i>)	lem.27.3a47d	Lemon sole (<i>Microstomus kitt</i>) in Subarea 4 and divisions 3.a and 7.d (North Sea, Skagerrak and Kattegat, eastern English Channel)	4279	6785	130***	Union waters of 2a and 4	Undefined; Fishing pressure below proxy (F _{MSY})

* Council Regulation (EU) 2020/123

** Die festgelegte Quote für Glatt- und Steinbutt ist ein gemeinsamer TAC für beide Bestände.

*** Die festgelegte Quote für die Limande ist ein gemeinsamer TAC für Limande und Hundszunge.

Die generelle Zusammensetzung der Fisch- und Wirbellosen Arten im DYFS ist der Zusammensetzung aus den TIEWS Beprobungen für den überlappenden Zeitraum sehr ähnlich (Vergleich Tab. j2 oben, und Tab. j5). Bei den Fischen ist für den Zeitraum 1975 – 1993 die Kliesche im DYFS nach Individuenzahl die dominanteste Art, allerdings kommt die Scholle mit 96% auf dem größten Teil der Stationen vor, was in der TIEWS Zeitreihe ebenfalls für Scholle der Fall ist. Bis auf die Kleine Seenadel (*Syngnathus rostellatus*, DYFS), und die Sprotte (TIEWS) sind die häufigsten zehn Arten der beiden

Datenserien für Fische identisch und auch in der Reihenfolge sehr ähnlich. Im Fall der Kleinen Seenadel bei den Fischen und der Furchengarnele (*Crangon allmanni*) bei den Wirbellosen könnte es auch sein, dass die unterschiedliche räumliche Abdeckung zwischen TIEWS Beprobung und DYFS eine Rolle spielt: Die kleine Seenadel dürfte eher küstennah anzutreffen sein, dem Hauptgebiet des DYFS, während die Furchengarnele eher in etwas tieferen Gebieten anzutreffen ist. Die gleiche Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung ist bei den zehn häufigsten Arten der Wirbellosen zu beobachten. Die drei ersten Positionen sind hier in beiden Datenserien mit *Liocarcinus holsatus*, *Carcinus maenas* und *Asterias rubens* identisch besetzt. Hier sind lediglich statt *Actinaria* und *Loligo* bei TIEWS im DYFS *Buccinum undatum* und *Pandalus montagui* unter den zehn häufigsten zu finden. Auch die Vorkommen in Prozent sind sowohl bei den Fischen als auch bei den Wirbellosen für den Vergleichszeitraum zwischen beiden Datensätzen sehr ähnlich. Die Artenzusammensetzung der DYFS Zeitserie für den Zeitraum 1994 – 2020 ist etwas anders, aber immer noch generell ähnlich zu dem früheren Vergleichszeitraum (Tabelle j6). Die Kliesche ist hier nicht mehr die häufigste Beifangart, und Flunder (*Platichthys flesus*) und Fünfbärtelige Seequappe (*Ciliata mustela*) verdrängen die Seezunge und den Kabeljau.

Tab. j5: Top 10 Arten aus dem Demersal Young Fish Survey der Fische und Wirbellosen in Bezug auf Individuenzahlen für den Zeitraum 1975 - 1993.

Artname (latein)	Artname (deutsch)	Summe [Ind.]	Mittelwert [Ind/Fang]	Vorkommen [%]
Fische				
<i>LIMANDA LIMANDA</i>	Kliesche	247183	120.4	87
<i>PLEURONECTES PLATESSA</i> *	Scholle	220844	107.6	96
<i>POMATOSCHISTUS MINUTUS</i>	Sandgrundel	205716	100.2	90
<i>SYNGNATHUS ROSTELLATUS</i>	Kleine Seenadel	43586	21.2	55
<i>SOLEA SOLEA</i> *	Seezunge	31659	15.4	49
<i>OSMERUS EPERLANUS</i>	Stint	26843	13.1	56
<i>MERLANGIUS MERLANGUS</i> *	Wittling	23044	11.2	47
<i>AGONUS CATAPHRACTUS</i>	Steinpicker	20277	9.9	58
<i>CLUPEA HARENGUS</i> *	Hering	18043	8.8	47
<i>GADUS MORHUA</i> *	Kabeljau	17082	8.3	41
Wirbellose				
<i>MACROPIPIUS HOLSATUS</i>	Schwimmkrabbe	168901	82.3	73
<i>CARCINUS MAENAS</i>	Strandkrabbe	80287	39.1	74
<i>ASTERIAS RUBENS</i>	Seestern	53407	26.0	47
<i>OPHIURA</i>	Schlangensterne	29318	14.3	8
<i>PAGURIDAE</i>	Einsiedler	10558	5.1	35
<i>MYTILUS EDULIS</i>	Miesmuschel	7275	3.5	3
<i>PANDALUS MONTAGUI</i>	Rote Garnele	1101	0.5	3
<i>PSAMMECHINUS MILIARIS</i>	Strandseeigel	426	0.2	2
<i>CRANGON ALLMANNI</i>	Furchengarnele	310	0.2	1
<i>BUCCINUM UNDATUM</i>	Wellhornschncke	200	0.1	2

* quotierter Bestand

Tab. e6: Top 10 Arten aus dem Demersal Young Fish Survey der Fische und Wirbellosen in Bezug auf Individuenzahlen für den Zeitraum 1994 - 2020.

Artnamen (latein)	Artnamen (deutsch)	Summe [Ind.]	Mittelwert [Ind/Fang]	Vorkommen [%]
Fische				
<i>PLEURONECTES PLATESSA</i> *	Scholle	219462	47.5	93
<i>POMATOSCHISTUS MINUTUS</i>	Sandgrundel	186773	46.3	87
<i>SYNGNATHUS ROSTELLATUS</i>	Kleine Seenadel	113029	24.5	64
<i>LIMANDA LIMANDA</i>	Kliesche	75737	16.4	58
<i>MERLANGIUS MERLANGUS</i> *	Wittling	69838	15.1	52
<i>OSMERUS EPERLANUS</i>	Stint	63518	13.8	63
<i>CLUPEA HARENGUS</i> *	Hering	34908	7.6	48
<i>AGONUS CATAPHRACTUS</i>	Steinpicker	26723	5.8	51
<i>PLATICHTHYS FLESUS</i>	Flunder	21875	4.7	47
<i>CILIATA MUSTELA</i>	Fünfbärtelige Sequappe	7931	1.7	31
Wirbellose				
<i>OPHIURA</i>	Schlangensterne	547740	118.7	29
<i>MACROPIPUS HOLSATUS</i>	Schwimmkrabbe	544073	117.9	85
<i>MYTILUS EDULIS</i>	Miesmuschel	308262	66.8	5
<i>CARCINUS MAENAS</i>	Strandkrabbe	125575	27.2	65
<i>ASTERIAS RUBENS</i>	Gemeiner Seestern	104862	22.7	43
<i>PANDALUS MONTAGUI</i>	Rote Garnele	31866	6.9	13
<i>PAGURIDAE</i>	Einsiedler	14359	3.1	38
<i>ENSIS</i>	Schwertmuschel	10267	2.2	3
<i>CRANGON ALLMANNI</i>	Furchengarnele	9565	2.1	2
<i>ACTINIIDAE</i>	Seeanemonen	2863	1.0	6

* quotierter Bestand

In den Abb. j12 – j15 sind exemplarisch die räumliche Verteilung für Kabeljau, Scholle, Seezunge und Wittling sowie deren Längenverteilungen und relative Abundanzindices aus den DYFS Fängen dargestellt. Die räumlichen Verteilungen zeigen dabei jeweils zwei kontrastierende Jahre mit hoher bzw. niedriger Abundanz. Die Abundanzen wurden für das FriesGeb 411 berechnet, dem Gebiet vor Büsum. Für dieses Gebiet liegen auch die längsten und konsistentesten Zeitserien aus den Tiew-Beifangdaten, weshalb diese auch mit den DYFS Daten verglichen wurden (siehe unten). Generell zeigen die Abundanzen eine hohe Variabilität zwischen den Jahren für alle betrachteten Arten. Bemerkenswert ist für Scholle, Seezunge und Kabeljau, dass in früheren Jahren noch deutlich höhere Abundanzen festgestellt worden sind als in den letzten Jahren. Besonders deutlich ist dies für Kabeljau und Seezunge der Fall (Abb. j12 & j14). Nur beim Wittling werden in den letzten Jahren vergleichsweise höhere Abundanzen festgestellt als in den früheren Jahren der Zeitserie (Abb. j15). Für die Gadiden Kabeljau und Wittling sind in der Vergangenheit sporadische Massenvorkommen bis dicht an die Küste beschrieben worden (Berghahn, 1996), was sich auch in den Surveydaten zeigt. Wenn dies der Fall ist, erstreckt sich die Verteilung auf das gesamte Küstengebiet, bis in die Priele hinein (Abb. j12 & j15). Bei der Scholle spielen die Flussmündungen eine wichtige Rolle, hier sind in der Regel die höchsten Abundanzen zu finden (Abb. j13), auch wenn die Abundanz eher niedrig ist. Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Seezunge (Abb. j14). Diese zeigt aber insbesondere in den letzten Jahren extrem geringe Abundanzen und ist nur noch vereinzelt in den DYFS-Fängen präsent (Abb. j14, oben rechts). Die früher hohen Abundanzen, die regelmäßig in der Elbe gefunden worden sind, wurden in den letzten Jahren hier nicht mehr beobachtet. Das gilt in ähnlicher Weise auch für die übrigen Gebiete.

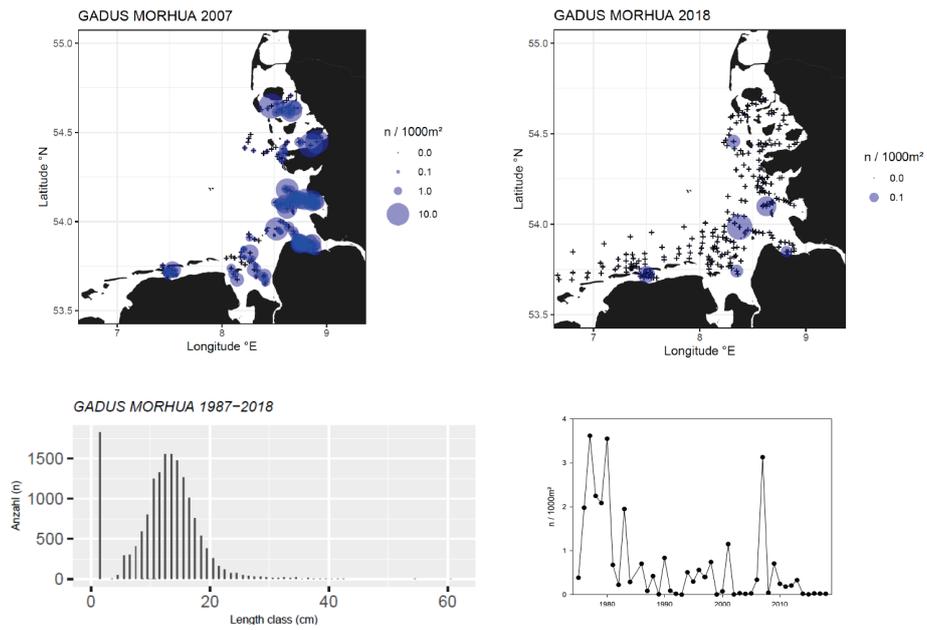


Abb. j12: Verteilungsplots für Kabeljau (obere Reihe), Längenverteilung aus dem DYFS (unten links) und Index ($n/1000m^2$) für das FriesGeb 411 (unten rechts).

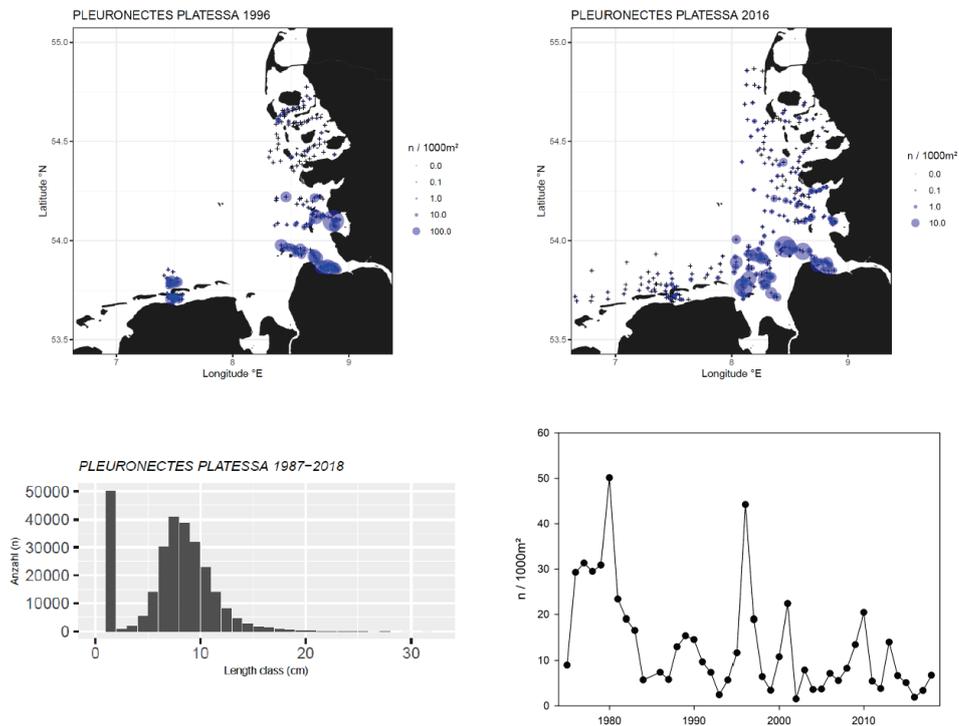


Abb. j13: Verteilungsplots für Scholle (obere Reihe), Längenverteilung aus dem DYFS (unten links) und Index ($n/1000m^2$) für das FriesGeb 411 (unten rechts).

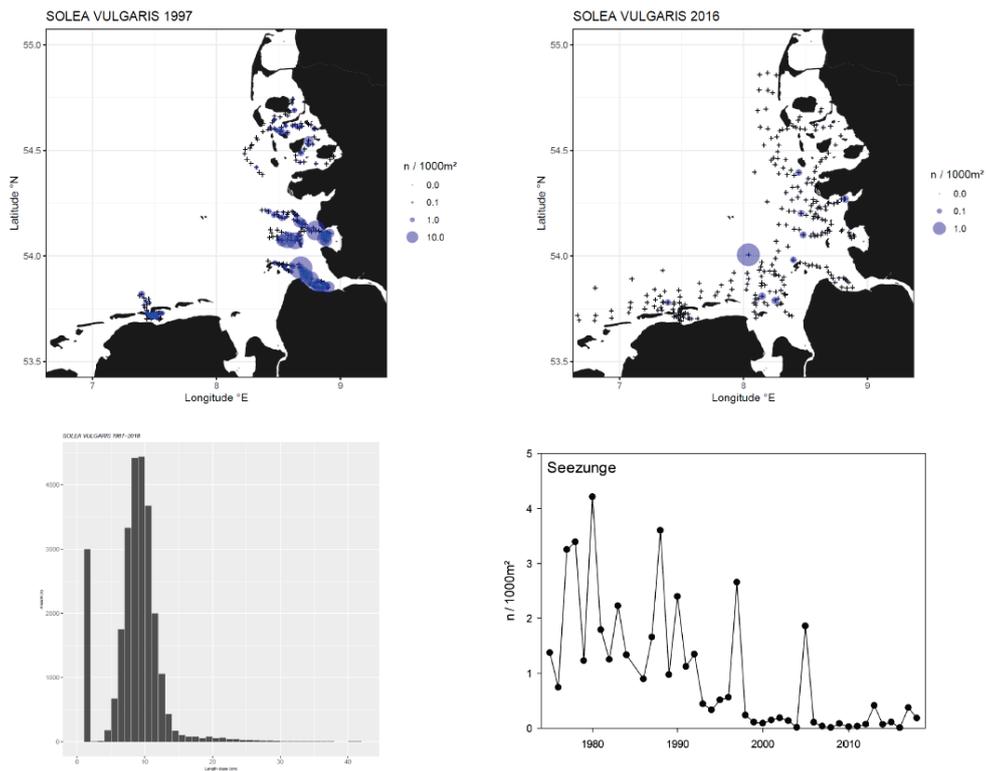


Abb. e14: Verteilungsplots für Seezunge (obere Reihe), Längenverteilung aus dem DYFS (unten links) und Index (n/1000m²) für das FriesGeb 411 (unten rechts).

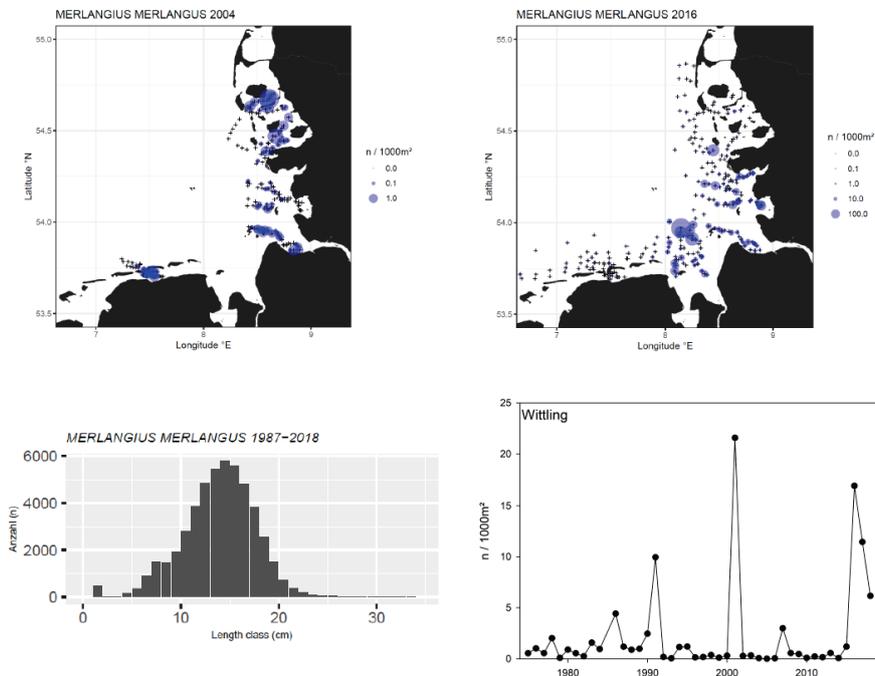


Abb. e15: Verteilungsplots für Wittling (obere Reihe), Längenverteilung aus dem DYFS (unten links) und Index (n/1000m²) für das FriesGeb 411 (unten rechts).

Zeitliche Korrelationen zwischen dem Demersal Young Fish Survey (DYFS) und der TIEWS Reihe

Die Probennahmen des DYFS und der TIEWS Reihe überschneiden sich über einen Zeitraum von 18 Jahren (1975-1993). Ein Vergleich der beiden Zeitreihen für diesen Zeitraum soll als Evaluierung der Eimerbeprobung gegenüber einer Beprobung durch einen standardisierten Fischereisurvey dienen. Beide Probennahmen sind in ihrer Methodik grundsätzlich verschieden (siehe oben), weshalb nicht zu erwarten ist, dass die absoluten Zahlen miteinander vergleichbar sind. Allerdings haben sich die Fischereibetriebe seit 2019 verpflichtet, Eimerbeprobungen durchzuführen, um die im Rahmen der De-minimis Regel geforderte Begrenzung der Fanganteile der TAC-regulierten Arten nachzuweisen. Für eine zukünftige Bewertung der Selbstbeprobung ist es daher von Relevanz, inwieweit sich aus beiden Probenahme Strategien ähnliche Trends ableiten lassen.

Als Grundlage für die Analyse dienen die TIEWS Daten aus FriesGeb 411 (Quartal 3), dem Gebiet vor Büsum, da für dieses Gebiet die längsten und konsistentesten Zeitserien aus beiden Probenahme-Kampagnen vorliegen. Es wurden jeweils die jährlich standardisierten Fänge der vier TAC-regulierten Arten Scholle, Wittling, Seezunge und Kabeljau, sowie der zwei Rote Liste Arten Stint und Aal miteinander korreliert (Spearman`s Rho). Signifikant korrelierende Trends zwischen DYFS und TIEWS wurden lediglich für Seezunge ($r_s = 0.781$; $p < 0.05$; $n = 18$) und Kabeljau ($r_s = 0.872$; $p < 0.05$; $n = 18$) nachgewiesen (Tab. j7). Die hohen Korrelationskoeffizienten für die beiden Arten weisen insgesamt auf starke statistische Zusammenhänge hin.

Tab. j7: Ergebnisse der Korrelationen (Spearman`s Rho) zwischen den standardisierten Individuenzahlen der DYFS und TIEWS Zeitreihen für den Zeitraum 1975 bis 1993 (FriesGeb 411; Quartal 3).

Art	Spearman`s Rho (r_s)	Signifikanz (p-Wert)
Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)	0.0733	0.767
Wittling (<i>Merlangius merlangius</i>)	0.125	0.615
Seezunge (<i>Solea solea</i>)	0.781	0.0000002
Kabeljau (<i>Gadus morhua</i>)	0.872	0.0000002
Stint (<i>Osmerus eperlanus</i>)	0.422	0.0790
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	-0.0525	0.831

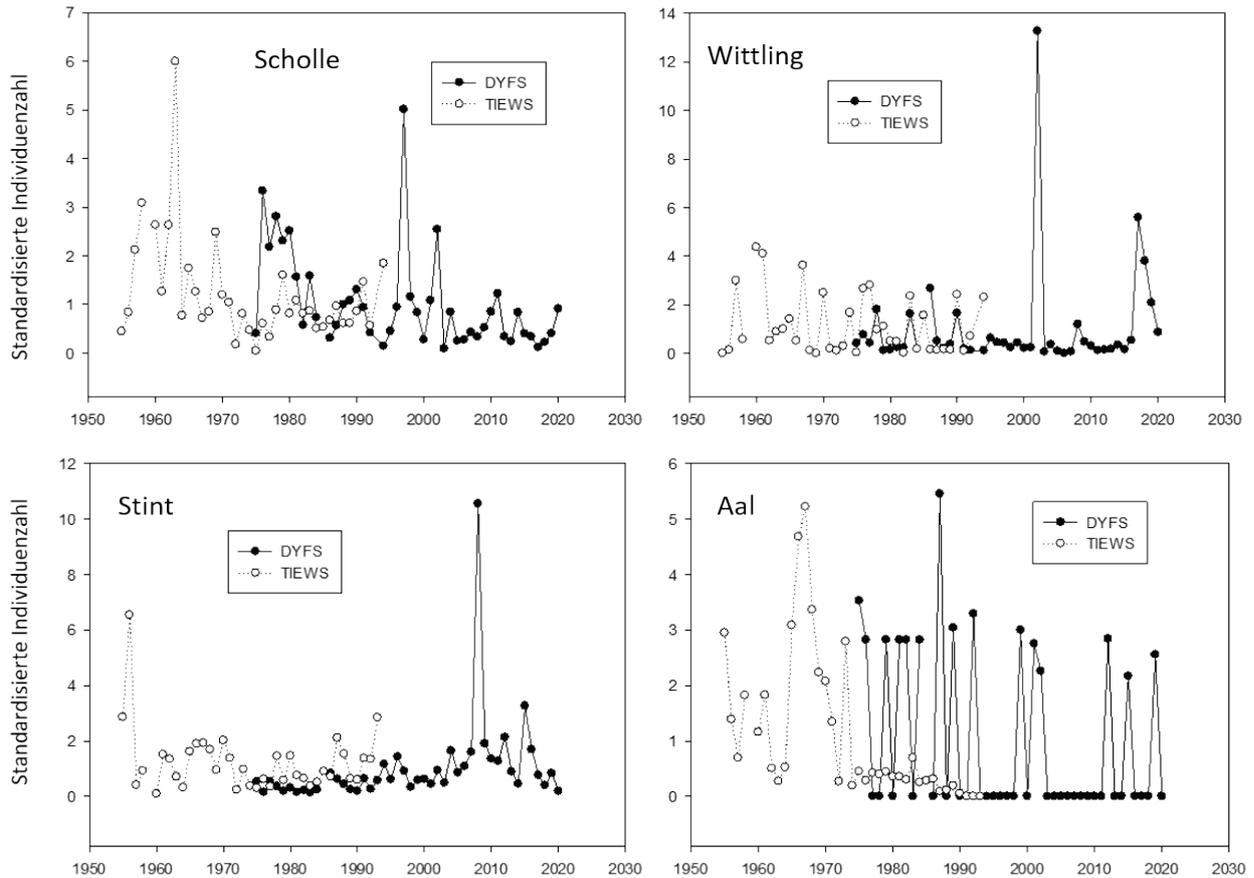


Abb. j16: Standardisierte Individuenzahlen der DYFS und TIEWS Zeitreihen für Scholle, Wittling, Stint und Aal. Die Zeitreihen korrelieren nicht signifikant über den Zeitraum 1975 bis 1993 (Spearman's Rho).

Abb. j17 zeigt die geglätteten, korrelierenden Trends für die standardisierten Fangmengen beider Zeitreihen. Das Beispiel der Seesünge macht hier noch einmal deutlich, dass sich die Individuenzahlen trotz Korrelation nicht zwangsläufig ähneln müssen. Insgesamt sind die Korrelationen für die beiden Arten zwar stark, aber trotzdem nur für ein Drittel der getesteten Arten vorhanden. Dies lässt vermuten, dass beide Probennahme Strategien weitestgehend unterschiedliche Ergebnisse liefern. Allerdings sind insbesondere bei der TIEWS Reihe große Teile der bei der Probennahme angewandten Methodik unbekannt, was eine sichere Einschätzung hierzu problematisch macht.

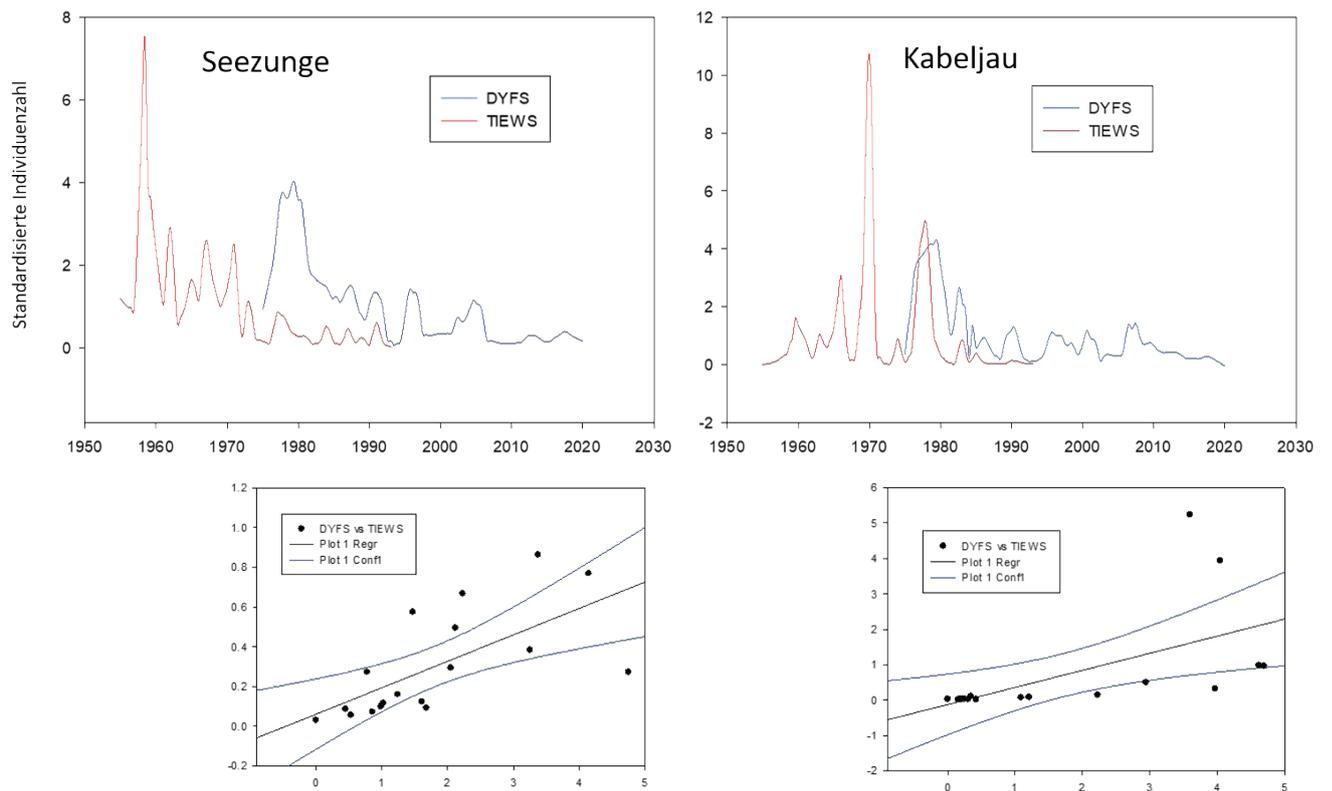


Abb. j17: Oben: Standardisierte Individuenzahlen der DYFS und TIEWS Zeitreihen für Seezunge (*Solea solea*) und Kabeljau (*Gadus morhua*). Die Zeitreihen korrelieren signifikant über den Zeitraum 1975 bis 1993 (Spearman's Rho) und sind

k. Befragung der Fischer zum Selbstmanagement der Krabbenfischerei

Georg Respondek*, Axel Temming*

*Universität Hamburg, Institut für marine Ökosystem- und Fischereiwissenschaften

Erfolgreiches Selbstmanagement in der Fischerei

Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass unbeschränkt zugängliche, ungeregelt bewirtschaftete Ressourcen aufgrund unbegrenzter Entnahme durch ihre Nutzer schnell abnehmen, was oft als "Tragödie der Allmende" (Tragedy of the commons) bezeichnet und beschrieben wird. Die Fischerei ist ein häufig angeführtes Beispiel für diese "Tragödie" einer allgemein zugänglichen Ressource. Seit 1974 hat sich die Anzahl derjenigen Fischbestände, welche innerhalb ihrer biologisch nachhaltigen Grenzen befischt werden, von 90% auf 65,8% in 2017 verringert (FAO 2020). Die Folge sind sinkende Erträge und Einkommen in den abhängigen Wirtschaftszweigen. Versuche, diese Probleme durch verbesserte traditionelle Managementansätze anzugehen, waren bisher in der Regel erfolglos. Weder ein marktorientierter Ansatz noch staatliche Institutionen allein brachten bisher den erhofften Erfolg bei der nachhaltigen Nutzung der Fischereiresourcen. Allerdings besteht Einigkeit darüber, dass Institutionen (d. h. Märkte, Staat, Gemeinschaften) erforderlich sind, um Probleme bei der Nutzung von Ressourcen zu lösen (Acheson 2006). Zunehmende Fortschritte auf diesem Gebiet verzeichnen selbstverwaltete Managementansätze für gemeinsam genutzte Ressourcen, welche eine Alternative zu den nicht-kooperativen Modellen bieten. Ostrom (1990) beschreibt die Grundsätze dieser Selbstverwaltung und die damit verbundenen Herausforderungen, wenn die Nutzergruppe selber die Ressource verwaltet. Auf der Grundlage ihrer umfassenden Analyse von Fallstudien hat sie acht Gestaltungsprinzipien als Voraussetzung für "robuste" bzw. dauerhafte und stabile Selbstverwaltungsansätze entwickelt (hier sinngemäß übersetzt).

Kriterien nach Ostrom (1990)

- (1) Klar definierte Grenzen, die den Ausschluss von externen Nutzern ermöglichen;
- (2) Regeln für die Nutzung der Ressource, die an die lokalen Bedingungen angepasst sind;
- (3) Kollektive Vereinbarungen, die es den meisten Nutzern ermöglichen, am Entscheidungsprozess teilzunehmen;
- (4) Eine wirksame Überwachung unter der Verantwortung der lokalen Nutzer;
- (5) Eine Skala abgestufter Sanktionen für Nutzer, die gegen die Gemeinschaftsregeln verstoßen;
- (6) Kostengünstige und einfache Mechanismen zur Konfliktlösung;
- (7) Gemeinschaftliche Selbstbestimmung, die von übergeordneten Behörden anerkannt wird; und
- (8) Die verschiedenen Funktionen des Selbstmanagements (Aneignung, Bereitstellung, Überwachung, Kontrolle, Konfliktbeilegung und Governance-Aktivitäten) sind auf mehrere, miteinander vernetzte Institutionen verteilt.

Cox (2010) analysierte 91 Studien und stellte fest, dass die Anwendbarkeit dieser Grundsätze für den Erfolg solcher Systeme empirisch gut belegt wird. Dass die Selbstverwaltung ein wirksames Instrument für das Fischereimanagement sein kann, haben z. B. Townsend und Shotton (2008) beschrieben. Die Autoren sammelten 32 Fallstudien über die Selbstverwaltung der Fischereiwirtschaft im Kontext sehr

unterschiedlicher nationaler Verwaltungsstrukturen, Fischereiarten und geografischer Gebiete. Sie definieren Selbstverwaltung wie folgt: „... [es werden] bestehende oder neue private Institutionen [genutzt], anstatt neue politische oder staatliche Institutionen zu schaffen oder Befugnisse an bestehende untere Regierungsebenen zu delegieren. [...] Die Selbstverwaltung hingegen erweitert die auf Rechten basierende Bewirtschaftung, indem sie den Umfang der von der Industrie übernommenen Entscheidungen vergrößert.“

Der Managementplan der Krabbenfischerei

Der Managementplan der Nordseekrabbenfischerei kann nach dieser Definition als Selbstverwaltung angesehen werden, da keine Entscheidungen an andere Institutionen als die Erzeugerorganisationen der Branche delegiert werden. Das Management wird von der "Projektgruppe" koordiniert, die sich aus Mitgliedern der Branche zusammensetzt und z. B. die monatlichen LPUE-Werte berechnet. Alle Entscheidungen werden durch Abstimmung der Mitglieder des Lenkungsausschusses („Steering committee“) getroffen, bei denen es sich um Vertreter der Erzeugerorganisationen handelt. Die Erzeugerorganisationen selbst sind für die Durchsetzung der Entscheidungen gegenüber ihren Mitgliedern verantwortlich.

Der Bewirtschaftungsplan zielt auf zwei Hauptthemen ab: die Verringerung der Wachstumsüberfischung und die Vermeidung einer Beeinträchtigung der Rekrutierung bei niedrigem Bestand. Das CRANNET-Projekt hat gezeigt, dass die Überfischung des Garnelenbestands durch eine Vergrößerung der Maschenweite verringert werden kann, so dass größere Garnelen gefischt werden können, welche ihr Wachstumspotential voll ausgenutzt haben (Günther et al. 2021). Da größere Garnelen eine größere Anzahl von Eiern produzieren, würde eine solche Strategie auch das Risiko einer Überfischung des Nachwuchses verringern.

Auf der Grundlage der Ergebnisse des CRANNET-Projekts sieht der Bewirtschaftungsplan daher vor, die Maschenöffnung im Steert bis zum 1. Mai 2020 von anfangs 20 mm auf 26 mm anzuheben. Um die Auswirkungen auf untermaßige Garnelen und Fänge von Nichtzielarten als Beifang zu minimieren, muss zudem das Schleppnetz ein Siebnetz mit einer maximalen Öffnung von 70 mm oder ein Sortiergitter mit einem maximalen Stababstand von 20 mm enthalten. Die Fänge müssen an Bord mit einem auf die handelsübliche Garnelengröße abgestimmten Stababstand im Sieb sortiert werden und auch an Land in der Siebstation mit einem Sieb mit einem Stababstand von 6.8 mm sortiert werden. Die beim Sieben anfallenden Abfälle (größtenteils untermaßige Garnelen), die so genannten Siebreste, dürfen 15% der Gesamtanlandungen eines Schiffes über einen Zeitraum von zwei Kalenderwochen nicht überschreiten.

Die Daten über die Anlandungen pro Aufwandseinheit (LPUE) (ausgedrückt in kg pro Stunde auf See) werden als Indikator für den Zustand des Bestands verwendet. In Jahren, in denen die Größe der rekrutierenden Garnelenkohorte sehr gering ist, soll sichergestellt werden, dass die Rekrutierung nicht beeinträchtigt ist. Fällt der LPUE unter einen festgelegten Referenzwert, muss der Fischereiaufwand je Schiff und Woche in einem ersten Schritt auf 72 Stunden auf See begrenzt werden. Bei einem weiteren Sinken des LPUE werden die Stundenzahlen schrittweise weiter reduziert.

Die Umfrage zum Selbstmanagement der Krabbenfischerei

Eine Vorstudie von Steenbergen (2017) hat die Prinzipien von Ostrom (1990) bereits genutzt, um die Eignung der institutionellen Rahmenbedingungen der Garnelenfischerei für ein erfolgreiches Selbstmanagement zu analysieren. In diesem Projekt konzentrierten wir uns dagegen auf die Nutzergruppe der Krabbenfischer und ihre Wahrnehmung des Selbstverwaltungssystems.

Wir führten quantitative Interviews mit Fischern durch, indem wir das Online-Tool Soscisurvey (www.soscisurvey.de) mit einem für Smartphones optimierten Fragebogen einsetzten. Der Fragebogen wurde auf Deutsch entwickelt und ins Niederländische übersetzt. Aufgrund der privaten Art einiger Fragen, z.B. zur Einhaltung von Vorschriften, wurden keine Informationen erhoben, die Rückschlüsse auf die Identität der Befragten zulassen, wie z.B. Geschlecht, Alter oder Heimathafen.

Aufgrund der Covid-19-Pandemie war es nicht möglich, den Link zur Umfrage, auf Branchentreffen zu verteilen und auf diese Weise für die Teilnahme zu werben. Trotz dieser Bedingungen wurden von allen Empfängern 133 Fragebögen ausgefüllt. 78 Teilnehmer beantworteten die Umfrage vollständig. Davon füllten 31 Teilnehmer den deutschen Fragebogen und 47 den niederländischen Fragebogen aus. Zur weiteren Analyse der Antworten wurde auf Basis der Fragen zur Beurteilung des Managements eine Clusteranalyse durchgeführt um Gruppen von Fischern mit ähnlichen Antworten zu finden. Die Daten wurden skaliert und mit der statistischen Software R, Package stats version 4.1.1 anhand der Ward's minimum variance method strukturiert.

Diese Analyse ergab drei verschiedene Cluster (C1, C2, C3). Während die beiden größeren Cluster zu etwa gleichen Teilen aus Empfängern des niederländischen oder des deutschen Fragebogens bestanden, war das kleinere Cluster nur aus Bearbeitern des niederländischen Fragebogens zusammengesetzt (Abb. k1). Dieses unterscheidet sich von den anderen beiden Clustern auch in der Mobilität der Fischer, hier sind vor allem sehr mobile Fischer vertreten, welche von verschiedenen Häfen aus fischen und oft länger als drei Tage auf See bleiben (Abb. k2).

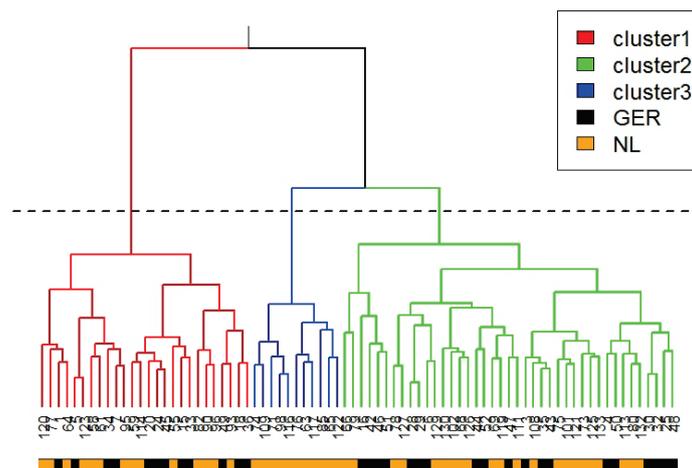


Abb. k1: Dendrogramm der Ergebnisse der Clusteranalyse auf Basis Antworten der Managementfragen. Die gestrichelte schwarze Linie zeigt die gewählte Auftrennung in Cluster an. Der untere Balken zeigt an, welche Version des Fragebogens in den Clustern bearbeitet wurde (Orange für die niederländische Version, Schwarz für die deutsche Version).

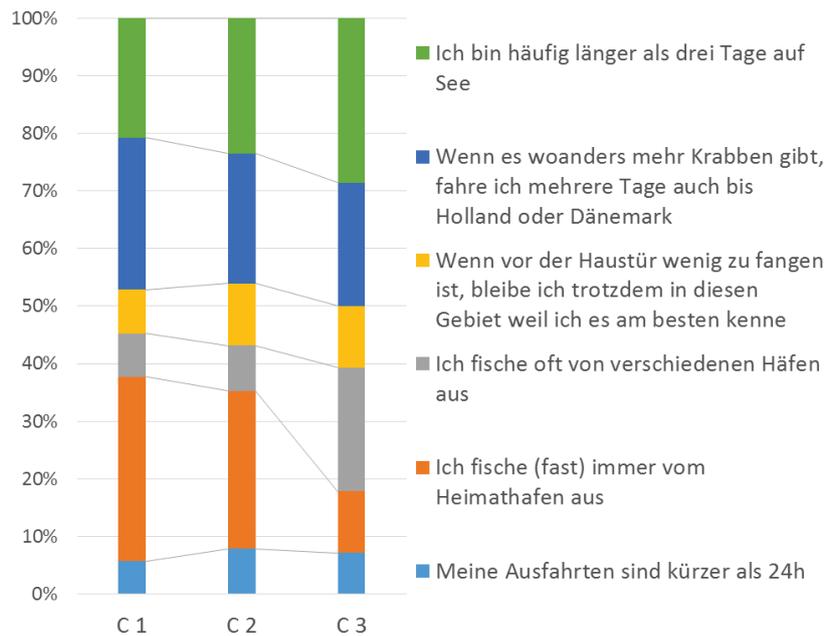


Abb. k2: Zustimmung („Ich stimme zu“) und Ablehnung („Ich stimme nicht zu“) zu Aussagen zur Mobilität der Fischer. Angegeben sind die positiven Zustimmungswerte, neutrale Aussagen waren nicht möglich.

Für die Untersuchung der Rahmenbedingungen des Selbstmanagements wurden die Antworten der Fischer basierend auf dieser Clusteranalyse ausgewertet. Die Ergebnisse wurden durch eine Literaturrecherche zum aktuellen Stand der Wissenschaft ergänzt. Die folgenden Fragestellungen sollen beantwortet werden:

- Eignet sich die Nordseegarnele als Zielart der Fischerei für einen Selbstmanagementansatz?
- Sind die Voraussetzungen zur Etablierung eines Selbstmanagements in der Struktur der Fischereiflotte gegeben?
- Sind der Managementplan und seine Umsetzung in seiner jetzigen Form an die lokalen und fischereilichen Gegebenheiten angepasst?
- Wird die Umsetzung des Managements effektiv kontrolliert und Verstöße geahndet?
- Sind die Fischer bei der Entwicklung und Umsetzung genügend beteiligt?

Diese Untersuchung kann nicht als abschließend betrachtet werden. Wir haben uns in der Umfrage auf Themen mit biologischem Bezug konzentriert.

Eignet sich die Nordseegarnele als Zielart der Fischerei für einen Selbstmanagementansatz?

In den 32 von Townsend und Shotton (2008) untersuchten Fällen von erfolgreichem Selbstmanagement ist die Fischerei auf Garnelen, Hummer und Krebse mit neun Fällen überrepräsentiert. Dies ist wahrscheinlich kein Zufall. Da die Bestände dieser Zielarten räumlich auf küstennahe Gebiete begrenzt sind, ist eine ebenfalls begrenzte Nutzergruppe häufig schon von vornherein gegeben. Diese Ausgrenzung externer Nutzer wird auch von Ostrom (1990) als erstes Kriterium für eine erfolgreiche Selbstverwaltung genannt. Bei der Garnelenfischerei kann die kleinräumige Steuerung der Befischung innerhalb einer Saison erhebliche Auswirkungen auf die durchschnittliche Größe der Garnelen und damit auf ihr Gewicht und ihren Wert haben. In diesen

Fischereien sind daher oft die Selbstverwaltungskosten geringer und somit der potenzielle Nutzen eines Managements höher, sichtbarer und damit sicherer.

In den australischen Garnelenfischereien, der „Western King Prawn Fishery“ und der „Exmouth Gulf Prawn Fishery“ wurden nach sinkenden Fängen aufgrund von Wachstums- und Rekrutierungsüberfischung Managementpläne eingeführt. Diese enthalten nicht nur Regelungen um die Bestände zu schützen, sondern auch um den Fischereiaufwand auf möglichst profitable Gebiete und Zeiten zu konzentrieren. Die Fischereien konnten somit im stark von Preisverfall geprägten globalen Garnelenmarkt bis jetzt bestehen (Townsend and Shotton, 2008).

In der schwedischen Fischerei auf *Pandalus borealis* im Golf von Gullmar hat die Einrichtung eines Selbstmanagements der lokalen Fischerei zu einer Regulierung und Reduzierung des saisonalen Aufwands und einer freiwilligen Erhöhung der Maschenweiten von 35 auf 45mm geführt. In der Folge sind die erzielten Preise dieser Fischerei um etwa 50% höher im Vergleich zur Hochseefischerei. Diese höheren Preise sind zum Großteil auf die größere und bessere Qualität der Ware und die gezielte Steuerung des Fischereiaufwands zurückzuführen (Eggert and Ulmestrand, 2007).

Im Gegensatz zu den von Townsend und Shotton (2008) beschriebenen Fischereien waren im Fall der Nordseegarnelenfischerei die Anforderungen der MSC-Zertifizierung und nicht der dringende Bedarf an einer Ressourcenregulierung der Hauptgrund für die Einrichtung des Selbstverwaltungssystems. Dennoch ergibt sich auf dem aktuellen Stand der Wissenschaft für die Garnelenfischerei eine eindeutige Empfehlung für ein Bestandsmanagement (ICES 2014). Temming und Hufnagl (2015) konnten unter Verwendung von Größenzusammensetzungen aus Surveydaten und Schätzungen der Gesamtprädation nachweisen, dass die fischereiliche Sterblichkeit die natürliche Sterblichkeit zurzeit um ein Vielfaches übersteigt. Eine Konsequenz der höheren fischereilichen Sterblichkeit ist das Auftreten der Wachstumsüberfischung, d.h. die Nordseekrabben werden durch die Fischerei entnommen bevor das volle Wachstumspotential ausgeschöpft ist. Eine in diesem Projekt durchgeführte Studie auf Basis kombinierter Logbuch- und VMS Daten konnte zudem einen Einfluss der Winterfischerei auf die frühe Rekrutierung nachweisen (Respondek et al 2021). In derselben Studie wurde auch ein signifikanter Rückgang des Laichbestandes in allen untersuchten Gebieten nachgewiesen. Der fischereiliche Aufwand ist zwischen 2009 und 2018 um 12% angestiegen. Der zusätzliche Anstieg durch eine verdeckte Aufwandssteigerung ist in diesen Zahlen noch nicht enthalten. Nicht nur sind durch technischen Fortschritt viele Boote effizienter geworden, sondern auch das Fischereiverhalten hat sich nach unseren Informationen geändert. Die Zeiten zwischen den einzelnen Hols sind anscheinend generell weniger und kürzer geworden, was sich an den Stunden auf See nicht erkennen lässt. Aus diesen Erkenntnissen ergibt sich durchaus eine Notwendigkeit, den Krabbenbestand effektiv vorzunehmendem Fischereidruck zu schützen und die Fischerei zu regulieren.

Allerdings decken sich die Erkenntnisse aus den vorgenannten Studien nicht durchgehend mit der Wahrnehmung der Fischer. Nach unserer Umfrage sieht nur eine Minderheit der Fischer den Krabbenbestand als rückgängig an (Abb. k3), obwohl der Aufwand als steigend wahrgenommen wird. Auffällig ist, dass diese Einschätzung vor allem bei den in Cluster 1 eingeordneten Fischern vorwiegt. Diese Fischer sehen auch nur zum Teil den Aufwand als steigend an, und würden bei sinkendem Bestand eher die Fischerei reduzieren als durch steigenden Aufwand sinkende Fänge zu kompensieren. Die meisten Fischer gehen aber in allen Gruppen davon aus, dass immer gleich viel gefischt wird,

unabhängig vom Krabbenbestand. Dies deckt sich auch mit früheren Studien auf Basis der Logbuchdaten der deutschen Krabbenfischerei (Respondek et al 2014).

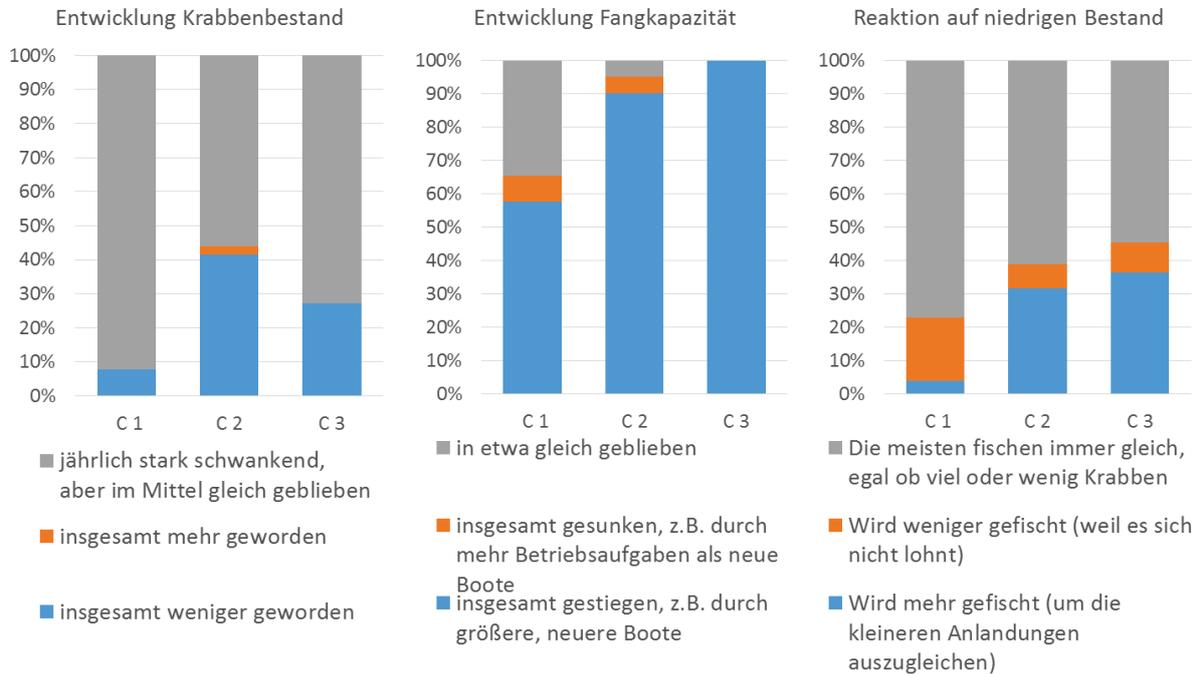


Abb. k3: Einschätzung der Entwicklung des Krabbenbestands (links oben), des Fischereiaufwands (rechts oben) und der Reaktion der Fischer auf einen niedrigen Bestand (links unten) nach Clustern.

Aus dieser Einschätzung ergibt sich eine ernsthafte Herausforderung für das Management. Wenn der Bestand der Zielart als unabhängig von der Entwicklung im Fischereiaufwand angesehen wird, ist die Akzeptanz von Managementregularien, welche den Bestand schützen sollen, gering. Dies spiegelt sich auch in der Akzeptanz der Maschenweitenerhöhung wieder, nur unter 10% der Fischer sehen diese Maßnahme als sinnvoll an (Abb. k5). Die neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse zeigen hingegen, dass die Erhöhung der Maschenweiten auch positive Effekte auf die Überlebensraten untermaßiger Krabben hätte, und gegebenenfalls zu einem Mehrwert später im Jahr führen könnte (vgl. [Kapitel h](#)). Hier zeigt sich auch eine Herausforderung für die Wissenschaft; trotz mehrfacher Präsentationen der Ergebnisse von z.B. CRANNET sind die Erkenntnisse entweder nicht zu den Fischern selber durchgedrungen oder werden nicht als glaubwürdig angesehen.

Es kann daher davon ausgegangen werden, dass ein effektives Bestandsmanagement zu einem Mehrwert für die Fischerei auf Nordseekrabben führen kann. Der Bestand ist zudem nur lokal begrenzt ökonomisch befischbar, was die Erfolgsaussichten eines Selbstmanagements erhöht. Der Bestand der Nordseekrabbe eignet sich demnach für einen Selbstmanagementansatz; vorausgesetzt, die Notwendigkeit des Bestandsmanagements wird von den Fischern anerkannt.

Sind die Voraussetzungen zur Etablierung eines Selbstmanagements in der Struktur der Fischereiflotte gegeben?

Eine Obergrenze für die Anzahl der Schiffe und die kombinierte kW-Leistung der Flotte soll den Fischereiaufwand auf dem Niveau einfrieren, das von den Behörden in den Niederlanden, Deutschland und Dänemark am 1. Januar 2015 registriert wurde. Die Schiffe sind auf 200 Tage auf See pro Jahr beschränkt. Allerdings begrenzt diese Maßnahme die Fangkapazität praktisch nicht wirksam (vgl. Kapitel a und b), da der regelmäßige Aufwand vieler Fischer unter dieser Grenze liegt. Zusätzlich können immer noch neue Fischer in diese Fischerei eintreten oder alte Schiffe durch Neubauten ersetzt werden. Grenzen sind der Fischerei zurzeit durch den Handel gesetzt. Da sich die großen Massenabnehmer im Einzelhandel freiwillig dazu verpflichtet haben, nur noch MSC zertifizierte oder anderweitig als ökologisch unbedenklich eingestufte Ware zu führen, sind die Erfolgsaussichten für eine Fischerei außerhalb des Selbstmanagements eher gering. Das erste von Ostroms Kriterien, der Ausschluss nicht autorisierter Nutzer von der Ressource (Ostrom, 1990), kann daher hier als weitestgehend zutreffend angesehen werden.

Die Nutzer einer gemeinsamen Ressource haben neben dem Anreiz den individuellen Gewinn zu steigern, auch immer Anreize, ihren gemeinsamen Ertrag zu maximieren. Der Erfolg in der Maximierung des gemeinsamen Ertrags wird durch die Transaktionskosten begrenzt, z.B. dem Aufwand zu übereinstimmenden Nutzungsregeln zu kommen. In der Literatur zum Co-Management wird häufig argumentiert, dass nichtwirtschaftliche Bindungen zwischen den Teilnehmern, wie z. B. kulturelle, familiäre oder soziale Verbindungen die Transaktionskosten senken. Die meisten der von Townsend und Shotton (2008) untersuchten Fallbeispiele sind jedoch klar durch wirtschaftliches Eigeninteresse motiviert und lassen keine eindeutigen Hinweise auf bereits bestehende Gemeinschaftsbeziehungen erkennen. Rechtlich durchsetzbare Verträge, oft mit spezifischen Regelungen zur Einhaltung und Sanktionen, sind in etwa der Hälfte der Fälle vorhanden. Die langjährige Einbindung in eine größere Gemeinschaft kann die Selbstverwaltung zwar erleichtern, ist aber eindeutig keine Voraussetzung dafür. Die Transaktionskosten von Verhandlungen hängen nicht nur von der Anzahl der Teilnehmer ab, sondern auch von den individuellen Bedingungen der Teilnehmer. Teilnehmer mit ähnlichen Schiffen, Märkten, Interessen und finanziellen Situationen werden mit geringeren Verhandlungskosten konfrontiert sein als solche mit sehr unterschiedlichen.

Hier liegt eindeutig eine bezogen auf die Krabbenfischerei vorteilhafte Situation vor. Die Krabbenfischerei befindet sich fast ausschließlich in Hand von Familienunternehmen. Durch die monopolartige Marktstruktur der Verarbeiterbetriebe stehen alle Fischer auch vor einer ähnlichen ökonomischen Situation. Auch die Begründung zu der Ablehnung der Regionalisierung des Managements (Abb. k4) und die Ergebnisse der Clusteranalyse (Abb. k1 und k2) lassen ein eher homogenes Bild der Fischer erkennen. Sprachliche Barrieren und kulturelle Unterschiede dürften gegenüber den einheitlichen Interessen keinen Hinderungsgrund darstellen. Unterschiede gibt es hier in der Ausstattung und Größe der Schiffe sowie dem ökonomischen Hintergrund (Respondek et al. 2014).

Sind der Managementplan und seine Umsetzung in seiner jetzigen Form angepasst an die lokalen und fischereilichen Gegebenheiten?

Entgegen unseren Vermutungen und Empfehlungen spricht sich die überwiegende Mehrheit der Fischer gegen eine Regionalisierung des Managements aus (Abb. k4).

Sollten die Management Maßnahmen stärker regional umgesetzt werden?

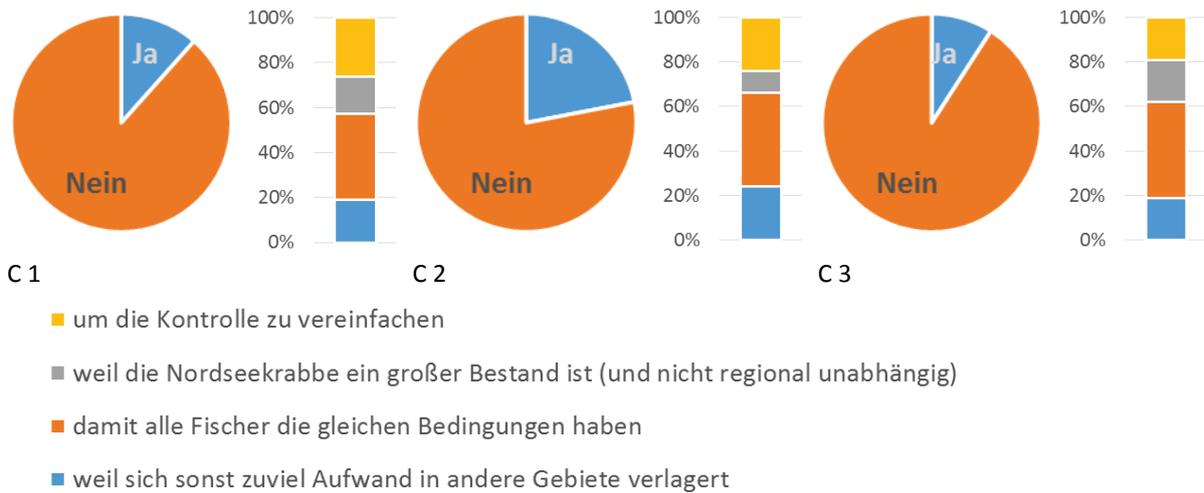


Abb. k4: Zustimmung bzw. Ablehnung einer Regionalisierung des Managements. Die Balkengrafik rechts zeigt jeweils die Begründung für die Ablehnung der Regionalisierung je Cluster. Es konnte jeweils nur eine Antwort angegeben werden.

Als häufigste Begründung für die Ablehnung der Regionalisierung wird genannt, dass alle Fischer die gleichen Bedingungen haben sollten. Dies ist deswegen überraschend, da eine Regionalisierung die Möglichkeit bieten würde selbst bei niedrigem Bestand in einem Gebiet in einem anderen Gebiet weiter zu fischen. Die Bedeutung der gleichen Bedingungen für alle wurde auch in Treffen mit den Fischern immer wieder betont. Die Ergebnisse dieses Projekts weisen allerdings eher darauf hin, dass der Bestand sich regional stark unterschiedlich entwickeln kann (siehe [Kapitel a](#)). Die Harvest Control Rule in ihrer aktuellen Form berücksichtigt diese unterschiedlichen Entwicklungen nicht. Wie weiter oben ausgeführt, entsprechen auch die aktuellen Referenzwerte nicht der Populationsdynamik der Krabbe, da sie entgegen den wissenschaftlichen Empfehlungen sehr niedrig angesetzt sind und nur auf den Werten eines Teils der Flotte basieren (siehe [Kapitel a](#)). Zudem sind auch die Aufwandsbeschränkungen im Fall eines niedrigen Krabbenbestands so gewählt, dass diese für einen Teil der Flotte keine Beschränkung darstellen (siehe [Kapitel b](#)). Es ist daher fragwürdig, inwiefern die Management Regularien den lokalen Gegebenheiten angepasst sind und damit Ostroms zweites Kriterium erfüllt ist.

Wahrscheinlich basiert die Ablehnung regional spezifischer Managementregeln auch auf der Auffassung, dass der Bestand nicht von der Fischerei beeinflusst wird. Diese Auffassung spiegelt sich auch in den Antworten zu der Effektivität der derzeitigen Regelungen wider (Abb. k5). Die Vergrößerung der Maschenweiten im Steert, welche eigentlich die Menge der untermaßigen Krabben im Fang und somit die Wachstumsüberfischung verringern sollte, wird nicht als sinnvoll und effektiv angesehen. Die drei Gruppen der Fischer unterschieden sich in den Vorstellungen welche Maßnahme stattdessen sinnvoll wäre. Cluster 1 schlägt in der Mehrheit eine Änderung der Siebung an Bord vor

dem Kochen vor. Cluster 3 überlässt mit hohen Strafen auf untermaßige Anlandungen es dem Fischer selber, welche Maßnahmen getroffen werden um die Anlandungen kleiner Krabben zu reduzieren (Abb. k5).

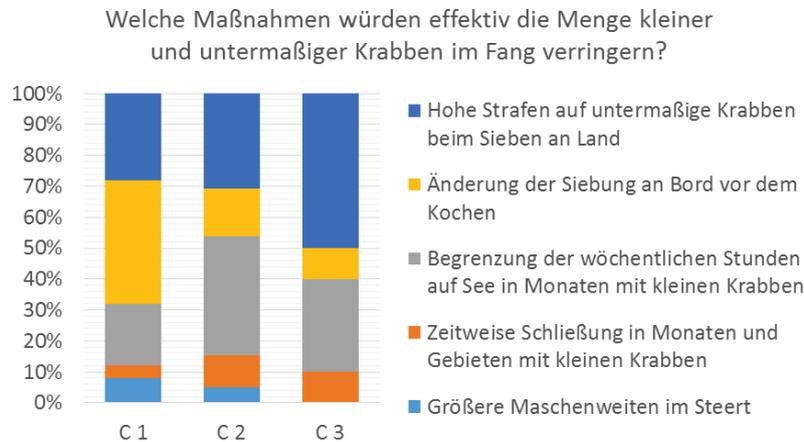


Abb. k5: Akzeptanz verschiedener Maßnahmen zur Reduzierung der Wachstumsüberfischung. Die Option „Größere Maschenweiten im Steert“ wird derzeit im Managementplan umgesetzt. Zusätzlich gibt es Strafen, wenn die Anlandungen an untermaßigen Krabben einen Schwellenwert überschreiten.

Im Vergleich zur Maschenweitenerhöhung ist die Aufwandsreduktion zur Verringerung des Fischereidrucks bei sehr geringen Bestandsdichten weit mehr akzeptiert (Abb. k6). In den Clustern 2 und 3 spricht sich eine deutliche Mehrheit für diese Regelung aus. Nur in Cluster 1 überwiegt die Einstellung, dass die Fischerei generell keinen Einfluss auf die Population hat.

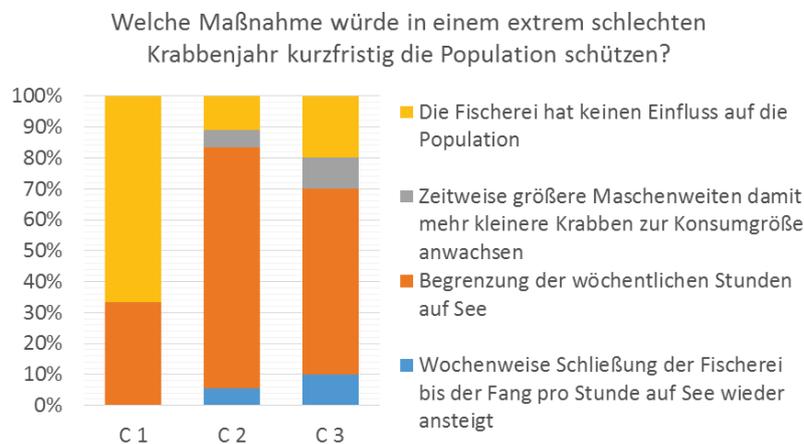


Abb. k6: Akzeptanz verschiedener Maßnahmen zur Verringerung des Fischereidrucks bei geringen Bestandsgrößen. Die Option „Begrenzung der wöchentlichen Stunden auf See“ wird derzeit im Managementplan umgesetzt.

Wird die Umsetzung des Managements effektiv kontrolliert und Verstöße geahndet?

Die Akzeptanz der unterschiedlichen Maßnahmen zur Wachstums- und Rekrutierungsüberfischung spiegelt sich auch in der Kontrolle der Regelungen wider. So stimmen 50% aller Fischer der Aussage zu, „Eine größere Masche kann man durch veränderte Netzeinstellungen austricksen“. Generell gibt es die Wahrnehmung unter den befragten Fischern, dass auch die Erzeugerorganisationen die Einhaltung der größeren Maschenweiten nicht oder nur wenig kontrollieren (Abb. k7). In allen Clustern ergibt sich

dasselbe Bild: die Maschenweite wird in erster Linie vom Kontrolleur beachtet, gefolgt von den Fischern selber. Andere Fischer und die Erzeugerorganisationen zeigen wenig Interesse an der Kontrolle. Durchweg scheint die Kontrolle durch die Fischer im 1. Cluster als strikter wahrgenommen zu werden. Die Kontrolle der Regelungen ist bei den sehr mobilen Fischern im 3. Cluster generell am wenigsten präsent. Dies lässt sich vor allem mit dem unterschiedlichen Ausfahrverhalten erklären. Die Fischer von Cluster 1 fischen meistens vom Heimathafen aus und sind seltener mehrere Tage auf See. Somit ist es viel wahrscheinlicher, sowohl von dem bestellten Kontrolleur als auch von anderen Fischern oder der Erzeugerorganisation beobachtet zu werden. Die sehr mobile Flotte im 3. Cluster hingegen fischt häufig von wechselnden Häfen aus und ist mehrere Tage auf See. Die Liegezeiten im Hafen sind wahrscheinlich kürzer, da nur be- und entladen wird. Auffällig ist hier auch die vergleichsweise geringere Bedeutung der sozialen Kontrolle durch andere Fischer bezüglich beider Regelungen. Hier kann über die Hintergründe nur spekuliert werden; es ist allerdings wahrscheinlich, dass in fremden Häfen unter anderem durch Sprachbarrieren der Kontakt zu anderen Fischern geringer ist. Vor allem zwischen den deutschen und den niederländischen Fischern gibt es seit Jahren eine starke Konkurrenz. Diese drückt sich z.B. in Vermutungen darüber aus, dass die jeweils anderen Fischer die eigenen Fanggründe leerfischen würden (Steenbergen 2015).

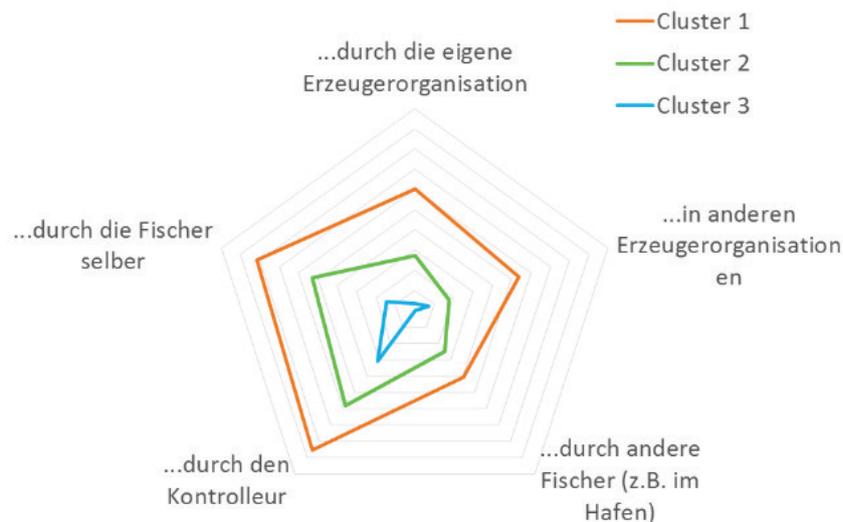


Abb. k7: Kontrolle der Maschenweiterehöhung durch verschiedene Institutionen auf einer Skala von sehr genau kontrolliert (außen) bis sehr wenig kontrolliert (innen).

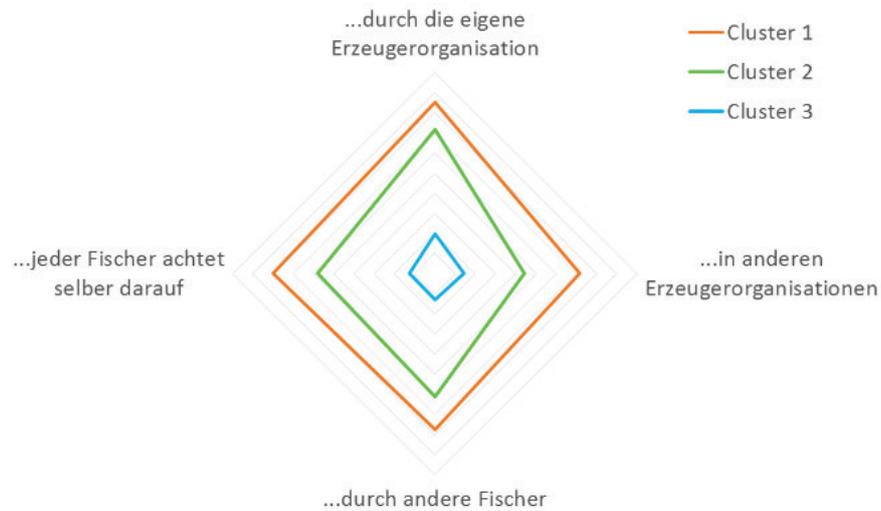


Abb. k8: Kontrolle der Aufwandsreduktion durch verschiedene Institutionen auf einer Skala von sehr genau kontrolliert (außen) bis sehr wenig kontrolliert (innen).

Die Kontrolle der Aufwandsbeschränkung ist in der Wahrnehmung der Fischer der Cluster 1 und 2 wesentlich strikter als die Kontrolle der Maschenweiten (Abb. k8). Vor allem die Erzeugerorganisationen achten sehr genau auf deren Einhaltung. Die Aufwandsbeschränkung ist allerdings durch die Logbücher auch wesentlich einfacher zu kontrollieren als die Größe der Maschenweiten. Auch hier setzt sich Cluster 3 von den anderen beiden Gruppen stark ab, mit der Wahrnehmung einer nur sehr geringen Kontrolle. Bei Cluster 2 ist auffällig, dass der Eindruck überwiegt, dass andere Erzeugerorganisationen nicht so sehr auf die Einhaltung der Aufwandsbeschränkungen achten wie die jeweils eigene Erzeugerorganisation. Wenn Cluster 2 nach der Sprache der Fragebögen aufgeteilt wird, ergibt sich ein wesentlicher Unterschied bei der Kontrolle durch andere Fischer. Bei den Teilnehmern der deutschen Umfrage ist die Kontrolle durch andere Fischer der höchste Wert (5,32); bei den Teilnehmern der niederländischen Umfrage ist die Kontrolle durch andere Fischer der niedrigste Wert (2,95). Auch hier kann nur spekuliert werden, inwiefern kulturelle Unterschiede die Wahrnehmung beeinflussen.

Der als effizienter wahrgenommenen Kontrolle des Managements durch Cluster 1 folgt, dass die Fischer dieses Clusters auch die Erzeugerorganisationen als Managementautorität bevorzugen (Abb. k9). Die Fischer der anderen Cluster dagegen würden in der Mehrheit eine externe Kontrollinstanz bevorzugen. Eine wesentliche Ursache könnte sein, dass die Umsetzung und Kontrolle des Managements durch andere als die eigene Erzeugerorganisation als weniger strikt angesehen wird. Insgesamt ergibt sich der Eindruck, dass die meisten Fischer sich freiwillig an die vereinbarten Regeln halten, die Kontrolle durch andere Erzeugerorganisationen und Regelkonformität anderer Fischer aber kritisch gesehen wird. Die wirksame Kontrolle der Regelungen ist allerdings ein wesentliches Kriterium für ein erfolgreiches Selbstmanagement. Hier gibt es noch Potenzial für Verbesserungen, vor allem da die Regelbefolgung durch die Fischer selber anscheinend gegeben ist. Inwiefern einige Erzeugerorganisationen die Managementregeln nicht oder ungenügend kontrollieren, konnte hier nicht weiter untersucht werden. Allerdings benennt Ostrom (1990) in ihrem Kriterium (4) nicht nur die effektive Kontrolle, sondern ebenso die Kontrolle unter Verantwortung der lokalen Nutzer. Hier zeigt

sich eine Schwachstelle der aktuellen Umsetzung. Die jeweiligen Erzeugerorganisationen müssen sich eben nicht allen Fischern gegenüber verantworten, sondern nur jeweils ihren Mitgliedern. Da sie auch nur diese kontrollieren, ergibt sich eindeutig ein Interessenskonflikt. Hier sollte eine Lösung mit den Fischern zusammen erarbeitet werden welche das Vertrauen in die Kontrolle stärkt, indem die umsetzende Institution gegenüber allen Nutzern (Fischern) Rechenschaft ablegen muss.

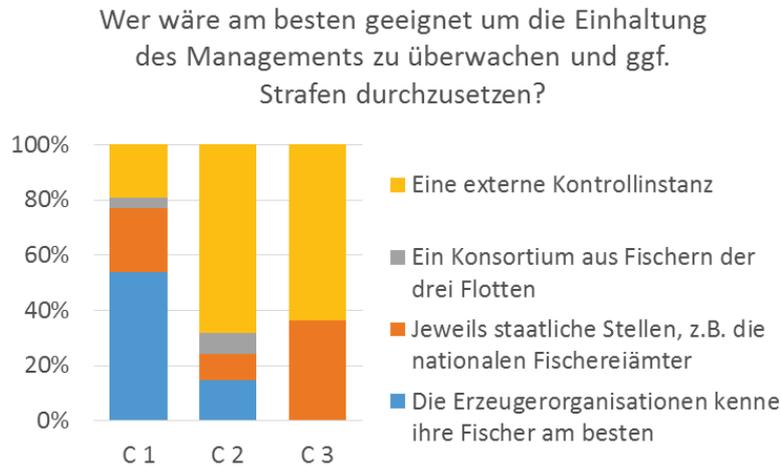


Abb. k9: Eignung der Institutionen als Managementautorität. Mehrfachnennungen waren nicht möglich.

Sind die Fischer bei der Entwicklung und Umsetzung genügend beteiligt?

Die Fischer aller drei Cluster sind sich weitgehend einig in ihrer Beurteilung der eigenen Beteiligung an der Entwicklung des Managements (Abb. k10). Die Erzeugerorganisationen und externe Organisationen waren maßgeblich an der Entwicklung beteiligt, die Einbindung der einzelnen Fischer im Vorfeld der Managemententwicklung wird geringer eingestuft. Auffällig ist, dass die befragten Fischer nur einen sehr geringen oder gar keinen eigenen Einfluss auf die weitere Entwicklung des Managements sehen. Die Einbindung der Fischer aus Cluster 2 hat anscheinend noch etwas besser funktioniert als die der Fischer aus den anderen beiden Clustern.

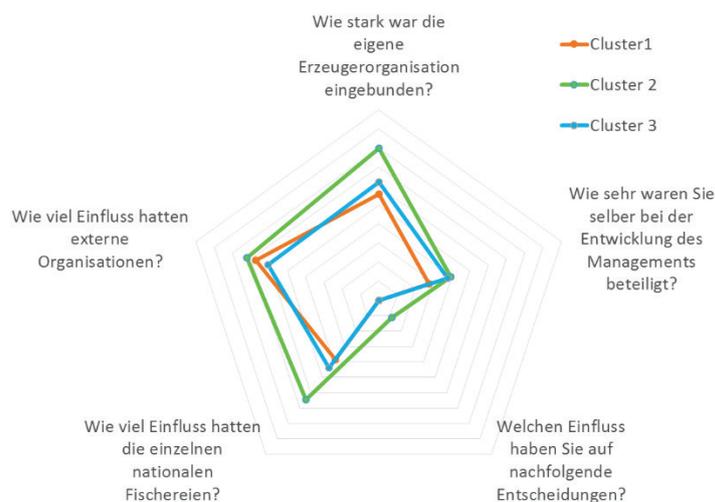


Abb. k10: Beteiligung der verschiedenen Institutionen an der Managemententwicklung auf einer Skala von sehr viel (außen) bis sehr wenig (innen).

Dennoch stimmen auch die Fischer aus Cluster 2, ebenso wie diejenigen aus Cluster 1, mit großer Mehrheit für mehr Beteiligung der Fischer am Management (Abb. k11). Bei Cluster 3 sind dies leicht über 50%, ein Viertel der Fischer dieser Gruppe fühlt sich durch die Erzeugerorganisationen gut vertreten. Ostroms Kriterium (3) ist in diesem Fall für die meisten Fischer nicht erfüllt, sie wünschen sich mehr und direktere Beteiligung am Managementprozess. Positiv ist hier hervorzuheben, dass über 50% der Fischer in Cluster 1 und über 40% in Cluster 2 als Begründung angeben, dass mit mehr Beteiligung auch die Akzeptanz unliebsamer Entscheidungen ansteigen wird.

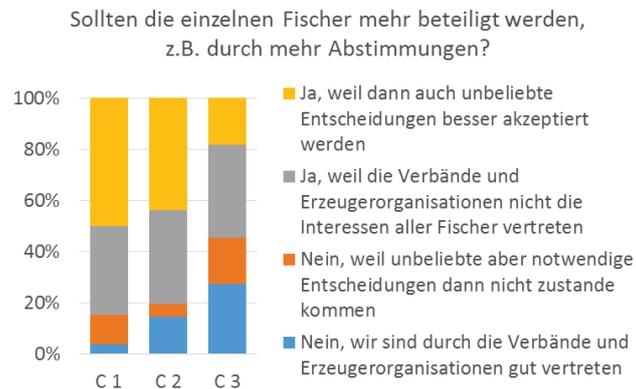


Abb. k11: Beteiligung der Fischer an Managemententscheidungen. Mehrfachnennungen waren nicht möglich.

Zusammenfassung und Ausblick

Nicht alle Aspekte des Selbstmanagements sind in dieser Betrachtung abschließend untersucht worden. Wir haben uns auf diejenigen Rahmenbedingungen mit einem biologischen Bezug konzentriert. Interessant wäre vor allem, in einer weiteren Untersuchung auf die Gestaltung der Sanktionen und auf die verfügbaren Mechanismen zur Konfliktlösung einzugehen.

Der Vergleich der Rahmenbedingungen des Selbstmanagements der Krabbenfischerei mit anderen erfolgreichen Selbstmanagementsystemen hat sowohl Stärken als auch Schwächen des Managementsystems erkennen lassen. Die Biologie der Nordseekrabbe genauso wie die Flottenstruktur begünstigt eindeutig einen Erfolg des Selbstmanagements. Zusätzlich ist die Regelkonformität der Fischer in der eigenen Wahrnehmung hoch und ein großes Interesse an mehr Beteiligung vorhanden. Schwächen des Managementsystems liegen in der Kontrolle und Umsetzung durch die Erzeugerorganisationen, in der Wahrnehmung der Notwendigkeit des Managements und in der Anpassung der Regularien an die lokalen Gegebenheiten. Zum Teil ist hier die Wissenschaft gefordert, den aktuellen Stand der Forschung an die Fischerei weiterzugeben. Die Erzeugerorganisationen sollten die Kontrolle über die Einhaltung der Regelungen effektiver und vor allem transparenter gestalten.

Literatur

Acheson J.M. 2003. Capturing the Commons: Devising Institutions to Manage the Maine Lobster Industry. Lebanon, NH: University Press of New England.

Addison, J., Gaudian, G., Knapman, P., 2017. MSC SUSTAINABLE FISHERIES CERTIFICATION. North Sea Brown Shrimp. Peer Review Draft Report. Hg. v. Acoura Marine Ltd.

Berghahn, R., 1990. On the Potential Impact of Shrimping on Trophic Relationships in the Wadden Sea, in: Barnes, M., Gibson, R.N. (Eds.), Trophic Relationships in the Marine Environment. Proc. 24th Europ. Mar. Biol. Symp. Aberdeen University Press, pp. 130–140.

Berghahn, R., 1996. Episodic mass invasions of juvenile gadoids into the Wadden Sea and their consequences for the population dynamics of brown shrimp (*Crangon crangon*). Marine Ecology, 17(1-3), 251-260.

Berkenhagen, J., Bethke, E., Günther, C., Hufnagl, M., Kraus, G., Limmer, B., Neudecker, T., Santos, J., Schultz, S., Stepputtis, D., Temming, A., 2015. CRANNET: Optimierte Netz-Steerte für eine ökologisch und ökonomisch nachhaltige Garnelenfischerei in der Nordsee. Projektabschlussbericht, Hamburg, Germany, 335 pp.

Council Regulation (EU) 2020/123 of 27 January 2020 fixing for 2020 the fishing opportunities fish stocks and groups of fish stocks, applicable in Union waters and, for Union fishing vessels, in certain non-Union waters.

Cox, M., Arnold, G., Tomás, S. V., 2010. A review of design principles for community-based natural resource management. Ecology and Society 15(4): 38.

EG, 1998. Verordnung (EG) Nr. 850/98 des Rates vom 30. März 1998 zur Erhaltung der Fischereiresourcen durch technische Maßnahmen zum Schutz von jungen Meerestieren.

Eggert, H., Ulmestrand, M., 2007. Tenure Rights and Stewardship of Marine Resources: A co-managed Swedish shrimp fishery in a marine reserve. Working Papers in Economics 253, University of Gothenburg, Department of Economics.

EU, 2020. Delegierte Verordnung (EU) 2020/2014 der Kommission vom 21. August 2020 mit Einzelheiten zur Umsetzung der Anlandeverpflichtung für bestimmte Fischereien in der Nordsee im Zeitraum 2021 – 2023.

FAO, 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome.

Gamito, R., Cabral, H., 2003. Mortality of brown-shrimp discards from the beam trawl fishery in the Tagus estuary, Portugal. Fisheries Research 63 (3), 423–427.

Günther, C., Temming, A., Santos, J., Berkenhagen, J., Stepputtis, D., Schultz, S., Neudecker, T., Kraus, G., Bethke, E., Hufnagl, M., 2021. Small steps high leaps: Bio-economical effects of changing codend mesh size in the North Sea Brown shrimp fishery. Fisheries Research 234, 105797.

ICES, 2018. Report of the Working Group on *Crangon* Fisheries and Life History (WGCRAN), 9–11 October 2018, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2018/EPDSG:06. 68 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8105>

ICES, 2019. Guidelines for the VMSdatacall_proposed Workflow.r. (ver. 2, 5 February 2019).

ICES, 2000. Report of the Working Group on *Crangon* Fisheries and Life History. ICES CM 2000/G:11, 58 pp.

- ICES, 2021a. Working Group on *Crangon* Fisheries and Life History (WGCRAN; outputs from 2021 meeting). ICES Scientific Reports. 4:14. 77 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.10056>
- ICES, 2021b. Working Group on Beam Trawl Surveys (WGBEAM). ICES Scientific Reports. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8114>
- ICES, 2022. Working Group on *Crangon* Fisheries and Life History (WGCRAN), 83 pp.
- Juanes, F., Smith, L., 1995. The ecological consequences of limb damage and loss in decapod crustaceans: a review and prospectus. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 193 (1-2), 197–223.
- Krieger, D., Krueger, O., Feser, F., Weisse, R., Tinz, B., von Storch, H., 2020. German Bight storm activity, 1897–2018. *International Journal of Climatology*, <https://doi.org/10.1002/joc.6837>
- Lancaster, J., Frid, C.L.J., 2002. The fate of discarded juvenile brown shrimps (*Crangon crangon*) in the Solway Firth UK fishery. *Fisheries Research* 58, 95–107.
- Mantel, C., 2020. Einfluss von Gonadenreifung und Larvenabgabe auf die Häutung und das Wachstum weiblicher Nordseegarnelen. Masterarbeit, Universität Hamburg
- Nottage, A.S., 1982. Shell Disease of Brown Shrimp, *Crangon crangon* (L.), and Other Marine Crustacea from The Solway Firth. *Chemistry and Ecology* 1 (2), 107–123.
- Nouvel-Van Rysselberge, L., 1937. Contribution A l'étude de la mue, de la croissance et de la régénération chez les Crustacés Natantia. *Rec. Inst. zool. Torley-Rousseau* 6, 5–161.
- Ostrom, E., 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Penning, E., Govers, L.L., Dekker, R., Piersma, T., 2021. Advancing presence and changes in body size of brown shrimp *Crangon crangon* on intertidal flats in the western Dutch Wadden Sea, 1984–2018. *Marine Biology*, volume 168, Article number 160
- R Core Team 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rachor, E., Bönsch, R., Boos, K., Gosselck, F., Grotjahn, M., Günther, C.-P., Gusky, M., Gutow, L., Heiber, W., Jantschik P., 2013. Rote Liste und Artenlisten der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. Pages 81-176 (*Naturschutz und Biologische Vielfalt*; 70, 2). Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Reiser, S., Herrmann, J.-P., Temming, A., 2014. Thermal preference of the common brown shrimp (*Crangon crangon*, L.) determined by the acute and gravitational method. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 461
- Respondek G., Groeger J., Floeter J., Temming A., 2014. Variability of fishing effort for the German brown shrimp (*Crangon crangon*) fishing fleet: influencing factors, and seasonal and spatial patterns. – *ICES Journal of Marine Science*, 71: 1805–1817.
- Respondek G., Günther, C., Beier, U., Bleeker, K., Pedersen, E. M., Schulze, T., Temming, A., 2022. Connectivity of local sub-stocks of *Crangon crangon* in the North Sea and the risk of local recruitment overfishing. *Journal of Sea Research*, Volume 181 (102173) <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102173>.
- Schulte, K., 2015. The monitoring of the spatiotemporal distribution and movement of brown shrimp (*Crangon crangon* L.) using commercial and scientific research data. Dissertation. Universität Hamburg.
- Segelken-Voigt, A., Miller, G.M., Gerlach, G., 2018. Shell disease in *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758): The interaction of temperature and stress response. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 500, 105–111.

-
- Sharawy, Z., 2012: Investigations into growth and nutritional conditions of *Crangon crangon* L. Dissertation. Universität Hamburg.
- Steenbergen J., van Kooten T., van de Wolfshaar K., Trapman B., van der Reijden K., 2015. Management options for Brown shrimp (*Crangon crangon*) management in the North Sea. Report no. C181/15 Wageningen IMARES, IJmuiden. 63 pp.
- Steenbergen J., Trapman B. K., Steins N. A., Poos J. J., 2017. The commons tragedy in the North Sea brown shrimp fishery: how horizontal institutional interactions inhibit a self-governance structure. – ICES Journal of Marine Science, 74: 2004–2011.
- Temming A., Schulte K., Hufnagl M., 2013. Investigations into the robustness of the harvest control rule (HCR) suggested by the Dutch fishing industry for the MSC process. Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaften, Thünen-Institut für Seefischerei. Hamburg, August 2013
- Temming A., Hufnagl M., 2015. Decreasing predation levels and increasing landings challenge the paradigm of nonmanagement of North Sea brown shrimp (*Crangon crangon*). ICES J Mar Sci 72: 804–823
- Temming, A., Günther, C., Rückert, C., Hufnagl, M., 2017. Understanding the life cycle of North Sea brown shrimp *Crangon crangon*: a simulation model approach. 2017. Mar. Ecol. Prog. Ser., 584
- Temming, A., Bönisch, A., Hagen, W., Brenneken, C., Dänhardt, A., 2022. Unexpected high discard mortalities of brown shrimp (*Crangon crangon*) in the North Sea shrimp fishery. Fisheries Research 252, 106354.
- Tiews, K., 1970. Synopsis of biological data on the common shrimp *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758). Proceedings of the world scientific conference on the biology and culture of shrimps and prawns. FAO Fisheries Reports 4 (57).
- Townsend R., Shotton R., Uchida H., (eds) 2008. Case studies in fisheries self-governance. FAO Fisheries Technical Paper. No. 504. Rome, FAO. 451p.
- Vervoort, D., Redant, F., Declerck, D., 1980. Causes and incidence of the "black spot disease" on brown shrimp (*Crangon crangon*). ICES CM K:34.
- Walter, U., Becker, P.H., 1997. Occurrence and consumption of seabirds scavenging on shrimp trawler discards in the Wadden Sea. ICES Journal of Marine Science 54 (4), 684–694

Danksagung

Wir bedanken uns bei fünf anonymen Fischern aus Deutschland, Dänemark und den Niederlanden, die selbstständig die Proben für den Maschenweitenvergleich der 22 mm und 24 mm Masche im Steert genommen haben. Sehr herzlich bedanken wir uns zudem bei allen Fischern die uns die Messungen der Discard-Sterblichkeiten an Bord ermöglichten und uns währenddessen über mehrere Tage an Bord beherbergten und mit Rat und Tat unterstützten. Zusätzlicher Dank geht an alle Fischer, die die Umfrage zum Management der Krabbenfischerei beantwortet haben.

Ein besonderer Dank geht an die Erzeugerorganisationen der Krabbenfischerei in Deutschland, den Niederlanden und Dänemark, welche sich um den Kontakt zu den Fischern gekümmert haben und uns bei Probennahmen und Logistik unterstützt haben. Hier möchten wir ganz besonders Herrn Philipp Oberdörfer erwähnen, der uns sehr oft mit konstruktiver Kritik und Anregungen aber auch seinem umfangreichen Wissen zur Krabbenfischerei beraten hat.

Bei der Außenstelle des Alfred-Wegener-Instituts auf Sylt bedanken wir uns für die unkomplizierte Versorgung mit zusätzlichen Krabbenproben aus diversen Ausfahrten.

Die Logbuchdaten der Krabbenfischerei wurden für uns von Jörg Berkenhagen vom Thünen-Institut für Seefischerei, Bremerhaven bereitgestellt.

Für die Konstruktion und den Bau der Siebmaschine und der Anlage zur Carapax-Härtemessung bedanken wir uns bei unseren Kollegen André Harmer, Sven Urban und Jan Helle. Für die eigenständige Bearbeitung der Proben bedanken wir uns bei Carmen Czerwinski und Stephanie Kondratowicz. Zudem bedanken wir uns bei unseren Kollegen Stephanie Kondratowicz und Paul Müller für die Unterstützung bei den Probennahmen und Laborversuchen zur Discardsterblichkeit, sowie unseren Bachelor- und Masterstudenten, welche für ihre Abschlussarbeiten Daten erhoben und ausgewertet haben (Anhang 2).

Nicht zuletzt möchten wir uns beim Land Niedersachsen für die Bereitstellung der Forschungsmittel und die Bearbeitung des Förderantrags in einer auch verwaltungstechnisch herausfordernden Zeit bedanken, ohne welche die hier dargestellten Ergebnisse nicht hätten erzielt werden können.

Anhang

Anhang 1: Ursprüngliche Struktur

a. Analyse und Standardisierung von Fischereiaufwand und Verteilung aus Log-Büchern und VMS	→ a
b. Überwachung und Verbesserung der Harvest Control Rule (HCR)	→ c
c. Untersuchungen zur kombinierten oder alternativen Anwendung von größeren Maschenweiten und/oder Aufwandsreduzierungen bzw. Saisonschließungen	→ h & i
d. Untersuchungen zur dichteabhängigen Wachstumslimitierung der Nordseegarnele	→ d-g
e. Überwachung der Beifänge von Nicht-Zielarten und Entwicklung von Maßnahmen zur weiteren Reduzierung	→ j
f. Evaluierung des Selbstmanagements der Krabbenfischerei und Abgleich mit bisherigen Erfahrungen und wissenschaftlichen Untersuchungen zu erfolgreichen Selbstmanagement-Konzepten	→ k
g. Befragung von Fischern zur Akzeptanz unterschiedlicher Management-Maßnahmen und zu den Erwartungen an das Management	→ k
h. Erstellung eines Flotteninventars und Bestimmung einer verdeckten Aufwandssteigerung	→ b

Anhang 2: Abschlusskandidaten und Titel der Abschlussarbeiten

Kandidat	Titel
Antonia Uthoff	The effect of food type and seasonal origin on the growth potential of individual brown shrimp (<i>Crangon crangon</i>)
Christin Mantel	Einfluss von Gonadenreifung und Larvenabgabe auf die Häutung und das Wachstum weiblicher Nordseegarnelen
Mahammad Issa Haghani	Fecundity and growth of common brown shrimp (<i>Crangon crangon</i> , Lineaus 1785) Effects of regular food intake and long-term captivity
Ronja Meier	Length Growth and Laboratory Husbandry of Adult Brown Shrimp (<i>Crangon crangon</i>)
Tim Heimann	Analyzing seasonal density patterns of brown shrimp (<i>Crangon crangon</i> L.) in the coastal areas of the German North Sea