

Wissen bündeln für ein nachhaltiges Management der Krabbenfischerei im Küstenmeer einschließlich der Wattenmeer Nationalparks (MaKramee)

Projektabschlussbericht



Autoren

Dr. Katharina Schulte
Dr. Torsten Schulze
Dr. Gerd Kraus

Thünen-Institut für Seefischerei

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Palmaille 9
22767 Hamburg

Tel.: 040 38905 178
Fax: 040 38905 263
E-Mail: sf@ti.bund.de

Die vorliegende Studie wurde aus Mitteln der Schleswig-Holsteinischen Landesregierung unterstützt. Das Autorenteam dankt Prof. Dr. Axel Temming, Professor Dr. Marc Hufnagel und Dr. Claudia Günther vom Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaften der Universität Hamburg für Ihre konstruktiven Beiträge und kritische Durchsicht des Berichtsentwurfes.

Hamburg, im September 2015

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung	2
3	Biologie der Nordseegarnele <i>Crangon crangon</i>.....	4
3.1	Verbreitung.....	4
3.2	Reproduktion	5
3.3	Lebenszyklus	7
3.4	Räuber-Beute Beziehungen	9
3.5	Zusammenfassung & Schlussfolgerungen	9
4	Fischereiliche Auswirkungen	11
4.1	Beifänge	122
4.2	Auswirkungen des Bodenkontakts	14
4.3	Zusammenfassung & Schlussfolgerungen	19
5	Technische Optimierung von Fanggeräten.....	20
5.1	Pulsbaumkurren	20
5.2	Maschenweiten und -typen.....	25
5.3	Zusammenfassung & Schlussfolgerungen	31
6	Analyse Räumlich-zeitlicher Verteilungsmuster	34
6.1	Datengrundlage Methoden	344
6.2	Räumlich-zeitliche Verteilung des Bestands.....	36
6.3	Räumlich-zeitliche Verteilung des Fischereiaufwands	41
6.4	Räumlich-zeitliche Verteilung der Anlandungen	47
6.5	Räumliche Verteilung der Erlöse	52
6.6	Zusammenfassung & Schlussfolgerungen	55
7	Fischereimanagement.....	57
7.1	Staus quo und erforderliche Konsequenzen	57
7.2	Werkzeuge und Handlungsoptionen.....	58
7.3	Abschließende Empfehlung.....	61

8	Abbildungsverzeichnis	63
9	Tabellenverzeichnis	67
10	Literaturverzeichnis	68
11	Anhang.....	74
11.1	Tabellen Fischereiaufwand und Fangmengen	74
11.2	Karten kleinräumiger Fischereiaufwand im Nationalpark	76
11.3	Tabelle Fischereiaktivitäten in Tidebecken	78
11.4	ISL pro Jahr und Tidebecken nach Hauptfanggerät	79
11.5	ISL Profile pro Jahr und Tidebecken	90
11.6	ISL-Profile pro Hafen, Tidebecken und Jahr	93

1 Zusammenfassung

In dieser Studie werden bekanntes Wissen über die Biologie der Nordseegarnele *C. crangon* und neuere Forschungsergebnisse zur Garnelenfischerei zusammengetragen, um auf diese Weise eine Diskussionsbasis für zukünftige Entscheidungsfindungen bezüglich eines Managements der Garnelenfischerei unter besonderer Berücksichtigung der Belange des Schleswig-Holsteinischen Nationalpark Wattenmeer zu schaffen. Zentrale Ergebnisse dieser Studie beziehen sich auf die Biologie der Garnelen, die Verteilungsmuster der Fischerei und ihre Erträge, sowie die Auswirkungen der fischereilichen Nutzung auf die Garnelen, die Ökosysteme und die Habitate in denen sie leben. In der Zusammenschau mit technischen Optimierungsmöglichkeiten, räumlichen Fangbegrenzungen und der vorliegenden Managementempfehlung des Internationalen Rates für Meeresforschung, ICES, wird ein Gesamtportfolio an Managementmaßnahmen vorgestellt, dass als Basis für den Diskurs von Entscheidungsträgern mit Interessengruppen dienen soll. Ganz explizit werden keine konkreten Maßnahmenvorschläge unterbreitet, sondern die zur Verfügung stehenden und potentiell geeigneten Werkzeuge und Ihre Aufgaben im Gesamtkontext eines umfassendes Managementansatzes erläutert. Neben der vom Internationalen Rat für Meeresforschung empfohlenen Fangaufwandsbeschränkung über eine sog. „Harvest Control Rule“ gehören zu den zentralen Bausteinen für einen umfassenderen Managementansatz die Verbesserung der Fangselektivität durch technische Maßnahmen, die Verminderung des Bodenkontakts durch Gerätemodifikationen sowie ein Gebietsmanagement zum Habitat- und Ökosystemschutz mit den Komponenten saisonaler bzw. Real-time Schließungen und der Ausweisung von Fischereiausschlussgebieten.

2 Einleitung

Garnelen (Nordseegarnelen, *Crangon crangon* L.) kommen im Wattenmeer in sehr hohen Dichten von bis zu 80 Individuen $\cdot m^{-2}$ vor (Boddeke et al., 1986). Diese extreme Häufigkeit ist nur möglich, da Garnelen sehr gut an die im Wattenmeer herrschenden, hochvariablen Bedingungen angepasst sind, die einerseits von beträchtlichen Tiden-, Temperatur- und Salinitätsschwankungen gekennzeichnet sind (van Aken, 2008a; van Aken, 2008d), aber andererseits auch eine hohe biologische Produktivität aufweisen und somit hervorragende Nahrungsbedingungen für die Garnelen liefern.

Nicht zuletzt wegen der hohen Dichten an Garnelen im Wattenmeer gibt es in den Anrainerstaaten des Wattenmeeres eine intensive Fischerei mit mehr als 500 Garnelenkuttern und jährlichen Anlandungsmengen $> 30\,000$ t (ICES, 2014a), wobei der Hauptanteil dieser Anlandungen durch die niederländische ($> 16\,000$ t) und die deutsche Flotte ($> 13\,000$ t) erreicht werden (ICES, 2012).

Obwohl das Wattenmeer inzwischen ein ausgewiesenes Naturschutzgebiet ist, findet aufgrund seiner Bedeutung für die Fischerei dennoch eine intensive Garnelenfischerei statt. Es gehört zu den größten verbundenen Wattsystemen der Welt (WHC, 2009) bei dem während der Ebbe 4700 km^2 Fläche trocken fallen (Kabat et al., 2012). Im Gegensatz zu anderen Feuchtgebieten verfügt das Wattenmeer über eine reiche Biodiversität (WHC, 2009). U.a. aus diesen Gründen wurde das Wattenmeer als Natura 2000 Gebiet ausgewiesen (EC, 2011) und in 2009 als UNESCO Weltnaturerbe anerkannt (WHC, 2009).

Bislang gilt die Garnelenfischerei als eine der letzten wenig regulierten Fischereien in Europa, da es lediglich gesetzliche Vorgaben zu den Fanggerätespezifikationen gibt sowie ein eingeschränktes Lizenzvergabeverfahren gibt, aber keine Fang- oder Fischereiaufwandsbeschränkungen. Mittlerweile wird sowohl aus fischereilicher Sicht vor dem Hintergrund der MSC-Zertifizierung, als auch aus Naturschutzsicht (Natura 2000 Gebiete) eine stärkere Regulierung diskutiert. ***Ein Management für den Garnelenbestand, wie es z.B. im Oktober 2014 vom ICES empfohlen wurde (ICES, 2014e), erscheint aus wissenschaftlicher Sicht sinnvoll, da es mittlerweile deutliche Anzeichen für Wachstumsüberfischung des Bestandes gibt (Temming & Hufnagl, 2015) und die Fangeffizienz der Kutter stetig und bislang unkontrolliert zunimmt.*** Die durchschnittlichen Nordsee-weiten Anlandungen von etwas mehr als $15\,000$ t im Zeitraum von 1960 – 1999 haben sich seit 2000 nahezu verdoppelt (2000- 2013: $32\,972$ t, ICES, 2014a). Da jährliche Fangquoten (total allowable catch: TAC) für die kurzlebigen Garnelen nicht sinnvoll berechnet werden können, basiert das vom ICES (2014e) empfohlene Management auf einer Fangaufwandsbeschränkung (Harvest Control Rule, HCR). Dabei werden die mittleren monatlichen Anlandemengen pro Fangstunde (Landings Per Unit Effort, LPUE) mit einem langfristigen Mittelwert verglichen. Sinken die LPUE unter diesen Referenzwert, wird der Fischereiaufwand solange reduziert, bis der Grenzwert wieder eingehalten wird. Gemäß der Empfehlung von ICES (2014e), soll die aktuelle Bestandsgröße der Garnelen zusätzlich durch unabhängige wissenschaftliche Erhebungen geschätzt werden, um eine mögliche Verzerrung

der kommerziellen Anlandemengen als Index für die Bestandsentwicklung zu korrigieren (ICES, 2014e).

Im Gegensatz zur Aufwandsnormierung fokussieren die Managementüberlegungen für den Naturschutz in den Natura 2000 Gebieten auf räumliche Beschränkungen der Fangaktivitäten.

Anvisiert ist insbesondere der Schutz von spezifischen Lebensräumen (z.B. Seegraswiesen) oder ökologisch zusammenhängenden schützenswerten Gebieten (Ziebarth et al., 2014). Als Basis eines solchen Managementplans muss das Ausmaß der Lebensraumdegradierung durch die Fischerei genau bestimmt werden (92/43/EEC 4(4), EEC), um zu gewährleisten, dass einerseits die Schutzziele erreicht werden können und andererseits eine fischereiliche Nutzung weiterhin möglich bleibt. Die großen Umweltorganisationen fordern die vorsorgliche Schließung bestimmter Gebiete für die Garnelenfischerei, solange die Auswirkungen der Fischerei auf die Lebensräume und Artgemeinschaften nicht vollständig geklärt sind (Anonymus, 2015).

Die Angemessenheit und die potentiellen Auswirkungen von Managementmaßnahmen für die Garnelenfischerei können nur sachlich diskutiert werden, wenn die zugrunde liegenden Zusammenhänge erforscht und die Fakten allen Seiten bekannt sind. In dieser Studie werden daher die neuesten und relevanten Informationen über die Biologie der Garnelen und die deutsche Garnelenfischerei gebündelt und analysiert, um diese Diskussionsbasis zu schaffen.

3 Biologie der Nordseegarnele *Crangon crangon*

3.1 Verbreitung

Die Nordseegarnelen *C. crangon* L. gehören zu den Zehnfußkrebse (Decapoda). Ihr Verbreitungsgebiet ist groß (Abbildung 3.1). Sie kommen sowohl im Schwarzen Meer (Bilgin & Samsun, 2006), als auch im Mittelmeer (Campos & van der Veer, 2008), im Nordatlantik als auch in Nord- und Ostsee (Dornheim, 1969) vor. Sogar vor Island wurden vor einigen Jahren größere Mengen an Nordseegarnelen beobachtet (Gunnarsson et al., 2007).

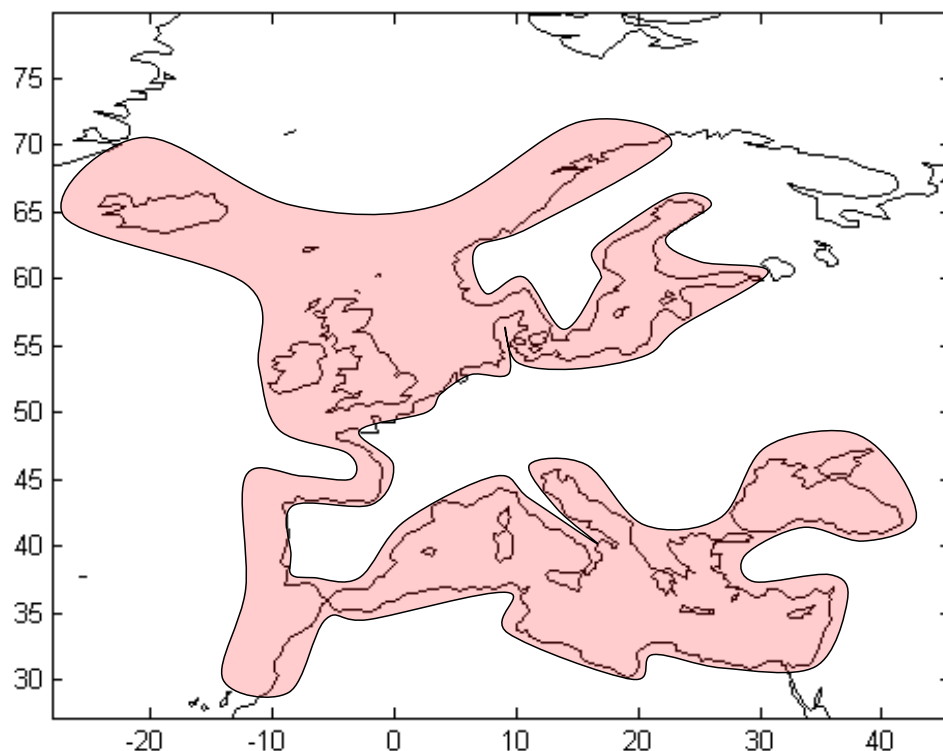


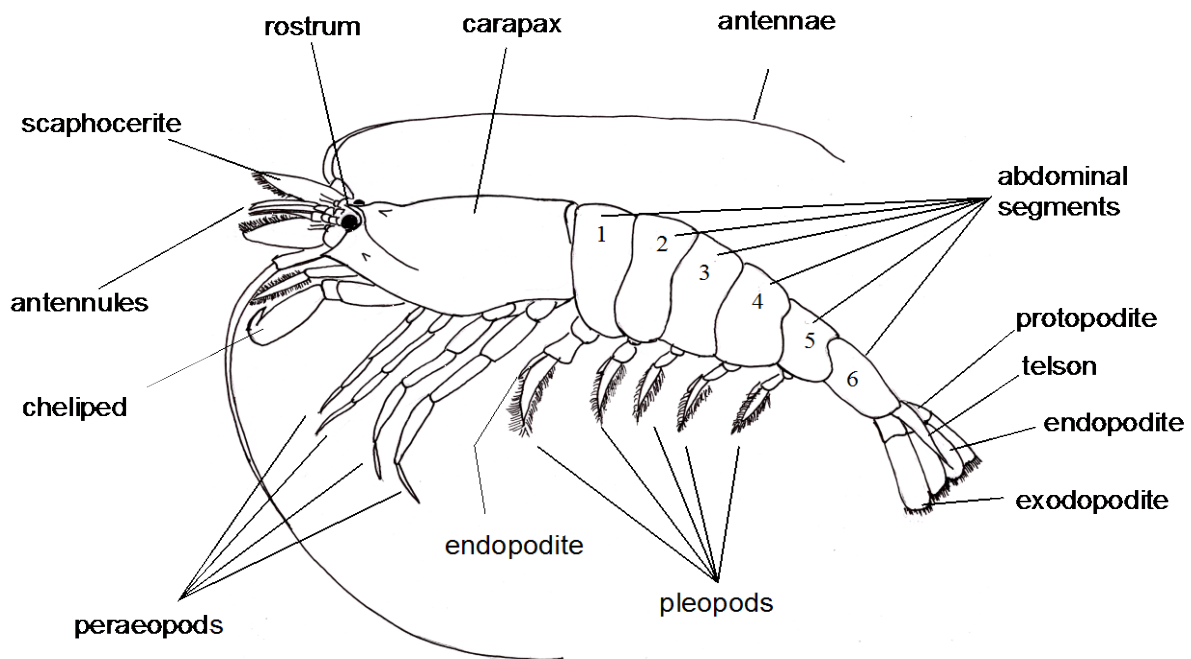
Abbildung 3.1 Verbreitungsgebiet der Nordseegarnele in europäischen Gewässern

In flachen Küstenregionen werden Dichten von $0.5 - 2$ adulten Nordseegarnelen $\cdot m^{-2}$ erreicht, während in Tiefen > 40 m nur noch vereinzelt Nordseegarnelen auftreten (Siegel et al., 2005). Juvenile Garnelen können in einigen Tidebecken und flachem Wasser in noch größeren Dichten von bis zu 80 Individuen $\cdot m^{-2}$ vorkommen (Boddeke et al., 1986). **Große Dichten an Nordseegarnelen kommen vor allem im Wattenmeer und in den angrenzenden Ästuaren vor, wo sie die Basis für eine ertragreiche Fischerei der Anrainerstaaten mit ca. 500 Kuttern bildet, deren Anlandungen mittlerweile 30 000 t pro Jahr übersteigen (ICES, 2014a).** Das Wattenmeer ist ein hochdynamisches, starken Schwankungen unterworfenen Seegebiet, z.B. in Bezug auf Temperatur (van Aken, 2008d) und Salzgehalt (van Aken, 2008a). Hohe Dichten an Nordseegarnelen in diesem Gebiet sind vor allem deshalb möglich, da sie optimal an diesen Lebensraum angepasst sind. Sie tolerieren Temperaturen zwischen $-1.7^{\circ}C$ (Reiser et al., 2014) und $> 20^{\circ}C$ (Ehrenbaum, 1890; Havinga, 1930) sowie Salzgehalte zwischen 0 und 35 psu (reviewed in Campos & van der Veer, 2008).

3.2 Reproduktion

Garnelen sind kurzlebig und ihre gesamte Population wird in der Regel von einem einzigen Jahrgang getragen. Die Populationsgrößen können daher extrem von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit des Reproduktionserfolges und der Umweltbedingungen schwanken. Weibliche Garnelen betreiben Brutfürsorge, indem sie ihre Eier bis zum Schlupf der Zoeen (kein Naupliumstadium) an den Pleopoden (Schwimmbeinen) befestigen (Lloyd & Yonge, 1947). Auf diese Weise können die eitragenden Weibchen gute Umgebungsbedingungen für ihren Nachwuchs sichern. Die Eientwicklung dauert zwischen 18 (bei 20°C) und 45 (bei 10°C) Tagen (Redant, 1978), bis zum Schlupf der Zoeen. Die Zoeen wachsen dann 3 (bei 18°C) bis 7 Wochen (bei 9°C, (Campos & van der Veer, 2008) und durchlaufen dabei 5-6 planktonische Stadien (Ehrenbaum, 1890; Criales & Anger, 1986) bevor sie als Juvenile mit einer mittleren Länge von ungefähr 4.7 mm (Tiews, 1970; Kuipers & Dapper, 1984) zu einer vorwiegend benthischen (d.h. in Bodennähe lebend) Lebensweise übergehen.

Die Wachstumsraten unterscheiden sich in Abhängigkeit von Geschlecht und Temperatur und schwanken zwischen $0.02\text{-}0.56\text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ (Hufnagl & Temming, 2011a). Die Geschlechtsreife bei Weibchen wird mit einer mittleren Länge von 50 – 55 mm erreicht (Oh et al., 1999), während die Männchen schon bei einer Länge von 22 – 43 mm geschlechtsreif werden (Campos & van der Veer, 2008). Die Weibchen wachsen insgesamt 15 - 20% schneller (Hufnagl & Temming, 2011b) und werden auch größer als die Männchen (Havinga, 1930; Tiews, 1954; Tiews, 1970). In Forschungsfängen war die längste gefangene, Nordseegarnele 109 mm lang (von der Spitze des Telsons bis zur Spitze des Scaphocerits, s. Abbildung 3.2). Die Mehrheit der Nordseegarnelenpopulation ist allerdings kürzer als 80 mm (Hufnagl et al., 2010a). Die durchschnittliche asymptotische Länge L_{∞} betrug von 1950 – 2010 79.3 mm, trotz insgesamt, seit 1955 kontinuierlich abnehmendem Anteil an großen Individuen (Hufnagl et al., 2010b).



Marc Hufnagl 2008

Abbildung 3.2 Schematische Zeichnung einer Nordseegarnele (*Crangon crangon* L.)

Die Anzahl der Eier, die ein Weibchen tragen kann, ist größenabhängig. Mit einer Länge von 50 mm trägt es ca. 2000 Eier, wenn es 80 mm lang ist, kann es 10 000 Eier tragen (Havinga, 1930; Bilgin & Samsun, 2006). Zwar werden eitragende Weibchen das ganze Jahr hindurch beobachtet, doch ist der Anteil eitragender Weibchen im Bestand zwischen Dezember und Juli deutlich höher. Geringste Anzahlen eitragender Weibchen werden im Herbst gefangen, wenn ihr Anteil bei unter 10% liegt (Siegel et al., 2008). Ein zweiter, etwas geringerer Spitzenwert wird nach Havinga (1930) im Winter erreicht, weshalb die Eier in Sommerer (von März – September (Ehrenbaum, 1890; Havinga, 1930) und Winterer (von Oktober – März, Havinga, 1930) und die jährliche Population in zwei Kohorten unterteilt wird. Neuere, noch unpublizierte Daten stellen das Auftreten unterschiedlicher Sommer- und Winterer jedoch aktuell in Frage.

Die aus dem Sommer stammenden Larven erreichen frühestens Ende Oktober/Anfang November, d.h. zum Ende der Hauptfangsaison, die Geschlechtsreife (Hufnagl & Temming, 2011b). Obwohl beschrieben wurde, dass die Sommerer, gegenüber der Anzahl der Winterer, überwiegen (Boddeke, 1979) und es auch die Theorie gibt, dass vor allem die Sommerer des Vorjahres zu den hohen Fangraten im Herbst beitragen (del Norte-Campos & Temming, 1998), wurde von Hufnagl & Temming (2011b) gezeigt, dass bei durchschnittlichem Wachstum nur 1.1% der Tiere im darauffolgenden Februar und nur noch 0.02% im September leben. Das bedeutet, dass die Tiere, die aus den zahlreichen Sommerern kommen zwar einen gewissen Beitrag zum „Frühjahrs -Peak“ der Fischerei beitragen, jedoch für den fangbaren Bestand der Hauptfangsaison im Herbst wahrscheinlich von untergeordneter Bedeutung sind.

Aus den in der Winterzeit abgelaichten Eiern schlüpfen die Zoeen ungefähr im März. Von den juvenilen Tieren (ab 5 mm Länge) erreichen aufgrund hoher Sterblichkeit im August/September nur ca. 1.3% die Geschlechtsreife (Hufnagl & Temming, 2011b). Gerade bei den Weibchen entspricht diese Länge von > 50 mm auch der Vermarktungsgröße von einer Carapaxbreite > 6.5 mm (Sharawy, 2012). Die in der Regel hohen Anlandungsmengen im Herbst (ICES, 2007), die auch in den deutschen Daten beobachtbar sind (Abbildung 3.3 a, b), werden daher vor allem durch die Weibchen, die im Winter geschlüpft sind ermöglicht (Hufnagl & Temming, 2011b).

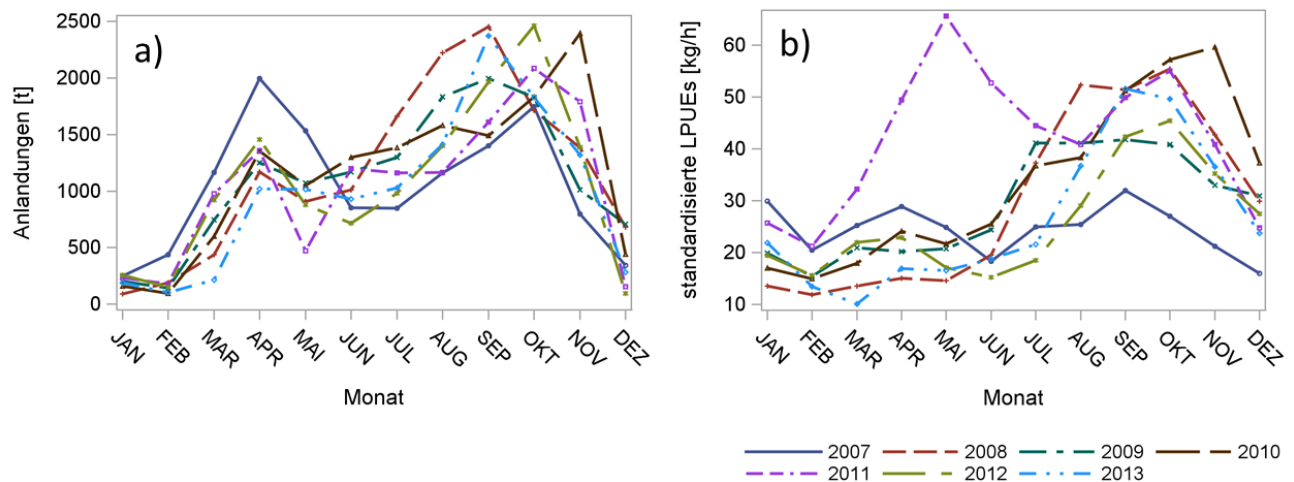


Abbildung 3.3 a) Monatliche Gesamtanlandungen der deutschen Garnelenkutter > 15 m Länge von 2007 – 2013. b) mittlere monatliche Anlandungen pro Stunde Aufwand (LPUE) eines mittleren deutschen Garnelenkutters. Dieses Maß kann als Proxy für die beobachteten Garnelendichten verwendet werden (s. Text).

Während im September nur noch sehr niedrige Anzahlen eitrager Weibchen zu beobachten sind (Siegel et al., 2008), erhöht sich die Zahl der eitrager Weibchen ab Ende November stetig und erreicht im Januar einen ersten Höhepunkt. Aus diesen Eiern schlüpft dann im März wieder die neue Generation der Winterer produzierenden Tiere. Den Herbst des darauffolgenden Jahres erreichen nur ca. 0.1% der Juvenilen, die den Winteriern entstammten und nur ca. 0.006% der Juvenilen aus den Sommereiern (Hufnagl & Temming, 2011b).

3.3 Lebenszyklus

Die Nordseegarnele hat einen komplexen Lebenszyklus, der saisonale sowie geschlechts- und größenspezifische Wanderungen umfasst.

Im Mai/Juni wird eine jährliche massive Einwanderung von Juvenilen Garnelen in intertidale Gebiete des Wattenmeeres beobachtet (10 – 20 mm Länge) (Boddeke et al., 1986; Beukema, 1992; Temming & Damm, 2002). Juvenile < 20 mm nutzen die flachen Gebiete des Wattenmeeres, da sie hier vor vielen Raubfischen geschützt sind, ausreichend Nahrung finden

und durch die im Frühsommer hier höheren Temperaturen schneller wachsen können, was das Risiko gefressen zu werden wiederum verringert (Boddeke et al., 1986; Cattrijsse et al., 1997). Ab einer Größe von ca. 20 (Beukema, 1992) bis 35 mm ziehen sich die Juvenilen wahrscheinlich in subtidale Gebiete zurück (Kuipers & Dapper, 1984), indem sie für den Transport die Gezeitenströmungen nutzen (Cattrijsse et al., 1997, Hufnagl & Temming, 2014). **Adulte Nordseegarnelen befinden sich in Gebieten, die tiefer sind als 5 - 10 m, d.h. die Adulten sind vor allem in Prielen und im Subtidal, also in ständig von Wasser bedeckten Gebieten, zu finden.** Ausgehend von aktuellsten Analysen der Wachstums- und Mortalitätsraten - basierend auf Forschungsfängen - stellt sich der Lebenszyklus der Garnelen, die für die größten Herbestanlandungen verantwortlich sind, wie zuvor beschrieben und in der Abbildung 3.4 zusammengefasst dar:

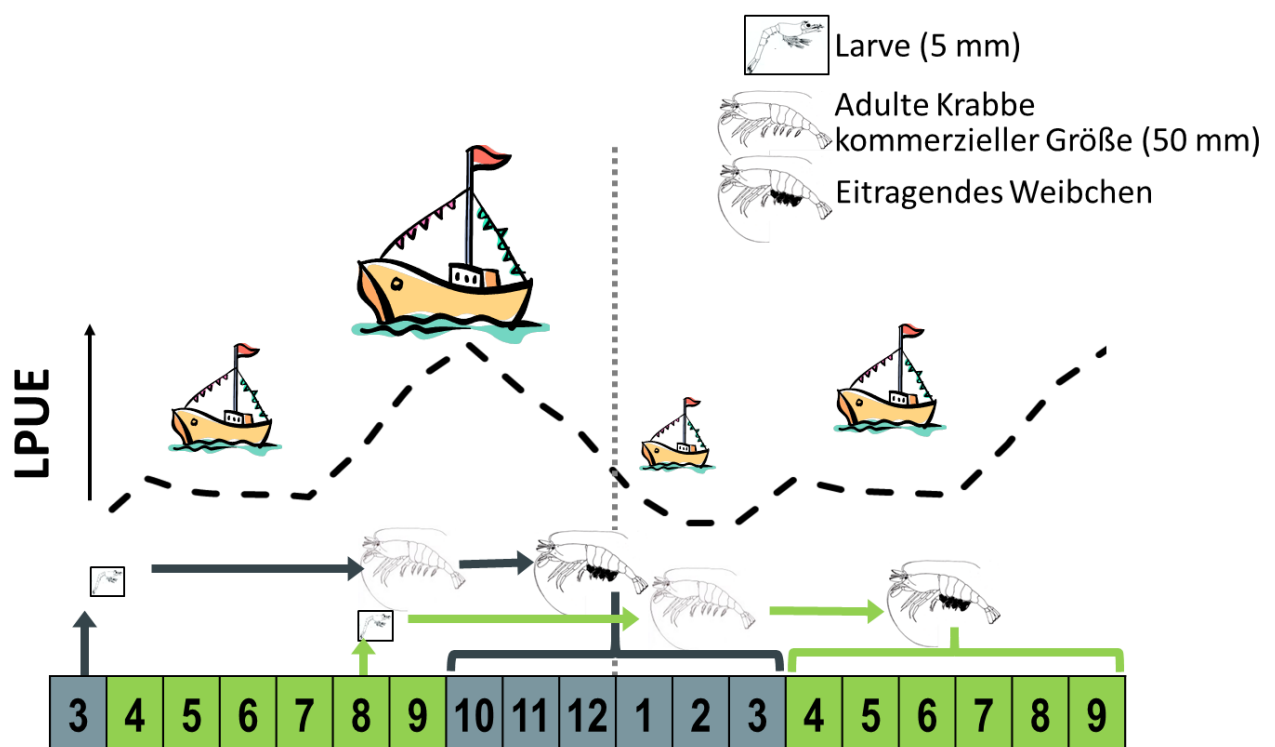


Abbildung 3.4

Lebenszyklus der Garnelen. Aus Winterfrühen geschlüpfte Garnelen (dunkelgrau) wachsen bis zum Herbst zu adulten und auch kommerziell nutzbarer Größe von ca. 50 mm heran. Diese Kohorte trägt maßgeblich zu den hohen Anlandungen (gestrichelte Linie) im Spätherbst bei (Größe der Schiffe an die Menge der Anlandungen angepasst). Die Garnelen aus Sommerfrühen (grün) werden erst im Frühjahr adult und tragen dann zum Frühjahrspeak in der Fischerei bei.

3.4 Räuber-Beute Beziehungen

Nordseegarnelen können als opportunistische Allesfresser angesehen werden. Anhand von Magenanalysen wurde gezeigt, dass sich *C. crangon* hauptsächlich von Mollusken, Polychaeten, Copepoden und Amphipoden ernährt (Plagmann, 1939; Evans, 1984; Pihl & Rosenberg, 1984; delNorte-Campos & Temming, 1994). Die Magenfülle erreicht nachts ihren Höhepunkt (Feller, 2006), zu einer Zeit, zu der auch die Aktivität am größten ist (Hagerman, 1970). Entsprechend der großen Vielfalt an Nahrungsquellen ist die Überlappung mit der Nahrungszusammensetzung anderer Arten generell gering (Feller, 2006; Pihl & Rosenberg, 1984). Gegenwärtig ist unklar, ob das Wachstum und Überleben von Nordseegarnelen in der Nordsee nahrungslimitiert ist. Dass die im Labor beobachteten Wachstumsraten teilweise höher sind als die im Feld könnte allerdings auf Nahrungslimitierung zurückzuführen sein (Pihl & Rosenberg, 1984). Zudem konnten in einzelnen Monaten geringe Werte verschiedener Konditionsindikatoren (Gewicht, RNA/DANN, Kaloriengehalt) beobachtet werden die als ein Hinweis auf Nahrungslimitierung interpretiert werden können (Hufnagl et al., 2010)

Laut einer Studie von Baird et al. (2004) wird ein Drittel der jährlichen *C. crangon* Produktion von Vögeln, der Strandkrabbe *Carcinus maenas* und kleinen Fischen konsumiert, zu denen wiederum hauptsächlich juvenile Wittlinge (*Merlangius merlangus*), Kabeljaue (*Gadus morhua*), Klieschen (*Limanda limanda*), Sandgrundeln (*Pomatoschistus minutus*) und der Steinpicker (*Agonus cataphractus*) gehören (Kühl & Kuipers, 1978; Jansen, 2002; Jansen, 2002; Temming & Hufnagl, 2015). Die Subpopulationen bzw. Lebensstadien dieser Arten, die im Wattenmeer leben, sind in unterschiedlichem Maß von *C. crangon* als Nahrungsquelle abhängig: Bei Klieschen wurden 8% des Mageninhaltsgewichtes von *C. Crangon* ausgemacht (Jansen, 2002), beim Kabeljau bis zu 51% (Jansen, 2002).

3.5 Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

- Bei der Nordseegarnele handelt es sich um eine homogene und gut gemischte Population, die den gesamten Lebensraum in verschiedenen Entwicklungsstadien nutzt. **Folglich sollte die Population als ein Bestand gemanagt werden.**
- Es gibt Hinweise, dass die Populationsdynamik der Garnelen „bottom up“ durch Umwelteinflüsse sowie Räuber und Beute Dynamik, und weniger durch die Größe des Elternbestandes determiniert wird (Siegel et al 2005). **Eine klassische Bestands-Nachwuchsanalyse („Stock-recruitment analysis“) zur Bestimmung von biologischen Referenzwerten für den Laicherbestand für das Fischereimanagement ist derzeit aber aufgrund nicht vorhandener Daten und Methoden unmöglich.** Es steht in Frage, ob ein solcher Ansatz für eine so kurzlebige und hochproduktive Population überhaupt sinnvoll durchführbar ist.
- Die Nordsee Garnele *C. crangon* ist ein typischer Vertreter der unteren Trophiestufen des Nahrungsnetzes. Die Bedeutung Nordseegarnele als Nahrungsorganismus ist allerdings sehr abhängig von der betrachteten Skala. *C. crangon* hat keine globale oder

regionale Bedeutung sondern ist lediglich lokal ein Schlüsselorganismus im Nahrungsnetz. ***Insbesondere die juvenilen Garnelen sind als Futterquelle für Jungfische und kleine Fischarten wie Grundeln von zentraler Bedeutung.*** Die Rolle der Nordseegarnele sollte daher trotz Ihrer lokalen Verbreitung nicht unterschätzt werden, denn es ist zu erwarten, dass sich in den in küstennahen Bereichen substantielle Änderungen ergeben, wenn die Population von *C. crangon* z.B. durch Überfischung deutlich reduziert würde.

4 Fischereiliche Auswirkungen

Bisher war die gängige Meinung, dass der Garnelenbestand nur schwer zu überfischen sei, da die natürliche Mortalität allein z.B. durch Prädatoren um ein Vielfaches höher läge als die fischereibedingte Sterblichkeit. Diese Annahme basierte zum Einen darauf, dass sich der Bestand nach sehr niedrigen Fängen, z.B. 1990, innerhalb eines Jahres erholte, zum anderen auf einer Analyse von Welleman & Daan (2001), die modellgestützt berechneten, dass die fischereibedingte Sterblichkeit der Garnelen nur 5-10% der durch die Hauptprädatoren Kabeljau und Wittling verursachten Sterblichkeitsrate beträgt. Dieser Unterschied kam zum einen dadurch zustande, dass Welleman & Daan (2001) die Anlandungen, die nur Garnelen > 50 mm betreffen, mit der Konsumption aller Garnelen durch Kabeljau und Wittling verglichen. Zudem sind die Gadiden-Bestände mittlerweile weiter zurückgegangen. Eine Aktualisierung dieser Arbeit hat inzwischen allerdings gezeigt, dass sich diese Einschätzung seit 1990 substantiell geändert hat (Temming & Hufnagl, 2015). Unter Nutzung eines neuen Mehrarten-Populationsmodells (Statistical Multispecies Stock Assessment: SMS), das genau wie bei Welleman & Daan (2001) Kabeljau und Wittling in die Berechnungen mit einbezieht, wurde der Anteil der Garnelen, die durch Kabeljau und Wittling gefressen wurden, erneut dem Anteil an angelandeten Konsum Garnelen in der Nordsee gegenübergestellt: Aus dieser Analyse ergab sich, dass der Anteil angelandeter Garnelen inzwischen wesentlich größer ist als derjenige, der durch die Haupträuber Kabeljau und Wittling stirbt. **In den letzten Jahren, war der Fischereidruck auf Garnelen >50 mm ca. 3-5 Mal höher als die natürliche Sterblichkeit durch Räuber.** Das liegt hauptsächlich daran, dass die Häufigkeit der wichtigsten Räuber in der Nordsee stark abgenommen hat, gleichzeitig aber auch die Menge der Anlandungen auf inzwischen über 30000 t pro Jahr zugenommen hat.

Bei *C. crangon* wurde bisher kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen dem aktuellen Elternbestand und den Nachkommen des nächsten Jahres beobachtet. Wenn diese Beobachtung auch für sehr niedrige Elternbestandsgrößen hält, wäre die Gefahr einer sog. Rekrutierungsüberfischung (der Elternbestand ist so stark reduziert, dass nicht mehr ausreichend Nachkommen für den Bestandserhalt produziert werden können) gering. **Nichtsdestotrotz gibt es eindeutige Anzeichen, die auf eine Wachstumsüberfischung des adulten Bestandes hinweisen**, so Temming & Hufnagl (2015) und ICES (2013c). Empirische Anzeichen für eine Wachstumsüberfischung wurden zum Beispiel nach dem Streik der Garnelenfischer 2011 deutlich. Wie im ICES-Report beschrieben, kam es wegen sehr geringer erzielter Garnelenpreise zu einem 2-wöchigen Streik, was den Fischereidruck insgesamt massiv reduzierte. In Kombination mit der starken Kohorte von 2011 kam es zu deutlichen Veränderungen in den Fängen pro Aufwandseinheit (LPUE) sowie Bestandsindikatoren. In Deutschland stiegen z.B. die Anlandungen von durchschnittlichen 3 kg pro $PS^{-1} \cdot Seetage^{-1}$ auf 6 kg pro $PS^{-1} \cdot Seetage^{-1}$ (ICES, 2013c). Als ein gegenteiliges Beispiel kann die geringe Zunahme der Gesamtanlandungen im Vergleich zur Zunahme des Aufwands gesehen werden. Von 2012 auf 2013 nahm in der holländischen Flotte der Aufwand (in PS Tagen) um 55% zu, die Anlandungen stiegen aber nur um 18% (ICES, 2014a).

In Deutschland werden die Garnelen-Anlandungen seit den 1950ern überwacht, in den Niederlanden, Belgien und Großbritannien seit 1970 und seit 2000 auch in Dänemark und

Frankreich. Die gesamte Flotte (D, NL, DK, B, UK, F) umfasst zwischen 523 (2011) und 630 (2009) aktive Schiffe. Die Anlandestatistiken über diesen Zeitraum sind grundsätzlich von guter Qualität, aber es gibt einige Inkonsistenzen z.B. bei Wechsel in den Zuständigkeiten für die Berichterstattung. Im Mittel ist seit Beginn der niederländischen Anlandestatistik Anfang der 1970er Jahre ein steigender Trend in den Anlandungen zu verzeichnen (Abbildung 4). Die niedrigsten Anlandungen wurden 1990 beobachtet, wobei sich bereits 1991 die Anlandungen wieder verdoppelt hatten. **In den letzten Jahren stabilisierten sich die Anlandungen auf hohem Niveau bei >30.000 Tonnen, wobei Deutschland und die Niederlande mehr als 80% der gesamten Anlandungen ausmachen.**

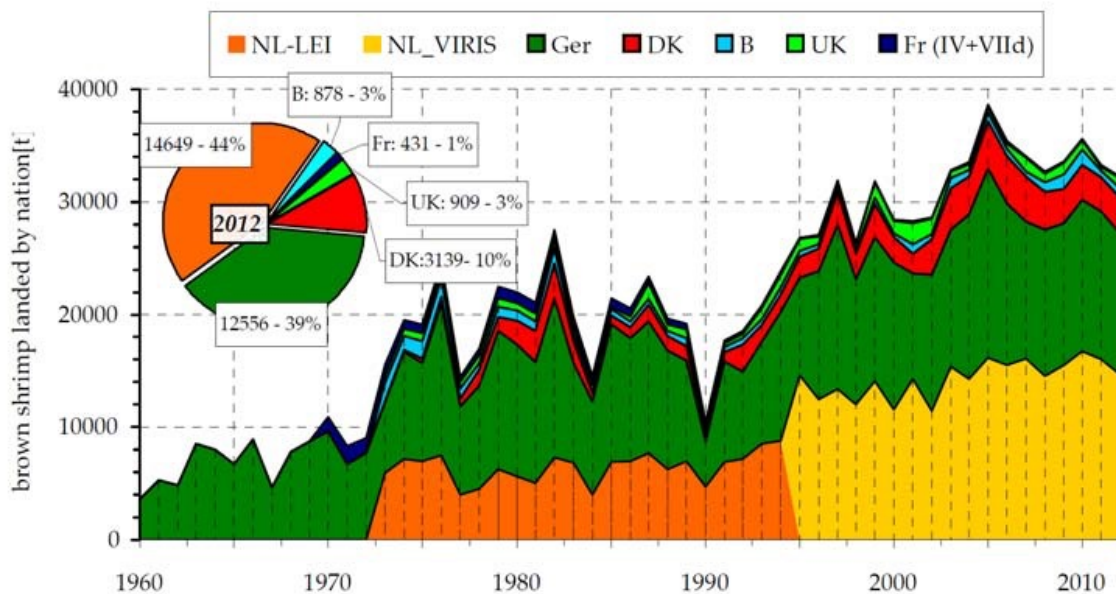


Abbildung 4. Verlauf der Internationalen Anlandungen an Nordseegarnelen (Quelle: ICES, WGCRAN)

Passend zu den Anteilen an den Gesamtanlandungen gehören etwa 2/3 der Schiffe der deutschen und niederländischen Flotte an (ICES, 2012). Die deutschen Kutter sind dabei überwiegend kürzer und haben eine geringere Leistung als die niederländischen. Über 90% der deutschen Kutter sind kürzer als 20 m und die Motorleistung liegt ungefähr bei 200 kW, mit steigender Tendenz seit 2002, wohingegen > 60% der niederländischen Kutter länger als 20 m sind und über eine Motorleistung > 200 kW verfügen (ICES, 2012).

4.1 Beifänge

Garnelenfischer nutzen hauptsächlich Netze mit Maschenweiten von ca. 20 mm (Abbildung 4.1). Polet (2000) zeigte, dass bei einer Maschenweite von 21.7 mm die Netzselektivität 40 mm großer Garnelen bei etwas mehr als 50% liegt (d.h. etwas mehr als 50% der 40 mm großen

durch das Netz schwimmenden Garnelen verblieben auch im Netz), die mittlere Länge der gefangenen Garnelen lag in seiner Studie dann bei etwa 39.4 mm.

Für den menschlichen Konsum sind nur Nordseegarnelen vorgesehen, die eine Carapax-Breite von > 6.5 mm haben (EU 2406/96). Diese Carapax-Breite entspricht einer Gesamtlänge von > 50 mm entspricht (Sharawy, 2012). **Demzufolge ist die mittlere Länge der gefangenen Garnelen wesentlich kürzer als die Garnelenlänge, die für den menschlichen Konsum vorgesehen ist.**

Dass die Anlandungen dann zum überwiegenden Anteil aus Garnelen > 50 mm bestehen, wird durch das Sieben an Bord und an Land erreicht. Untermaßige Garnelen, und anderer nicht genutzter Beifang, werden entweder lebend (1. Siebung) oder, nach dem Kochen und 2. Siebungsprozess, tot über Bord geworfen (Zusammenfassung in Aviat et al., 2011). Die meisten Fischer nutzen grobmaschige Netze vor der eigentlichen Netzöffnung, um den Beifang größerer Fische zu vermeiden (entsprechend COUNCIL REGULATION (EC) No 850/98 vom 30 März 1998).

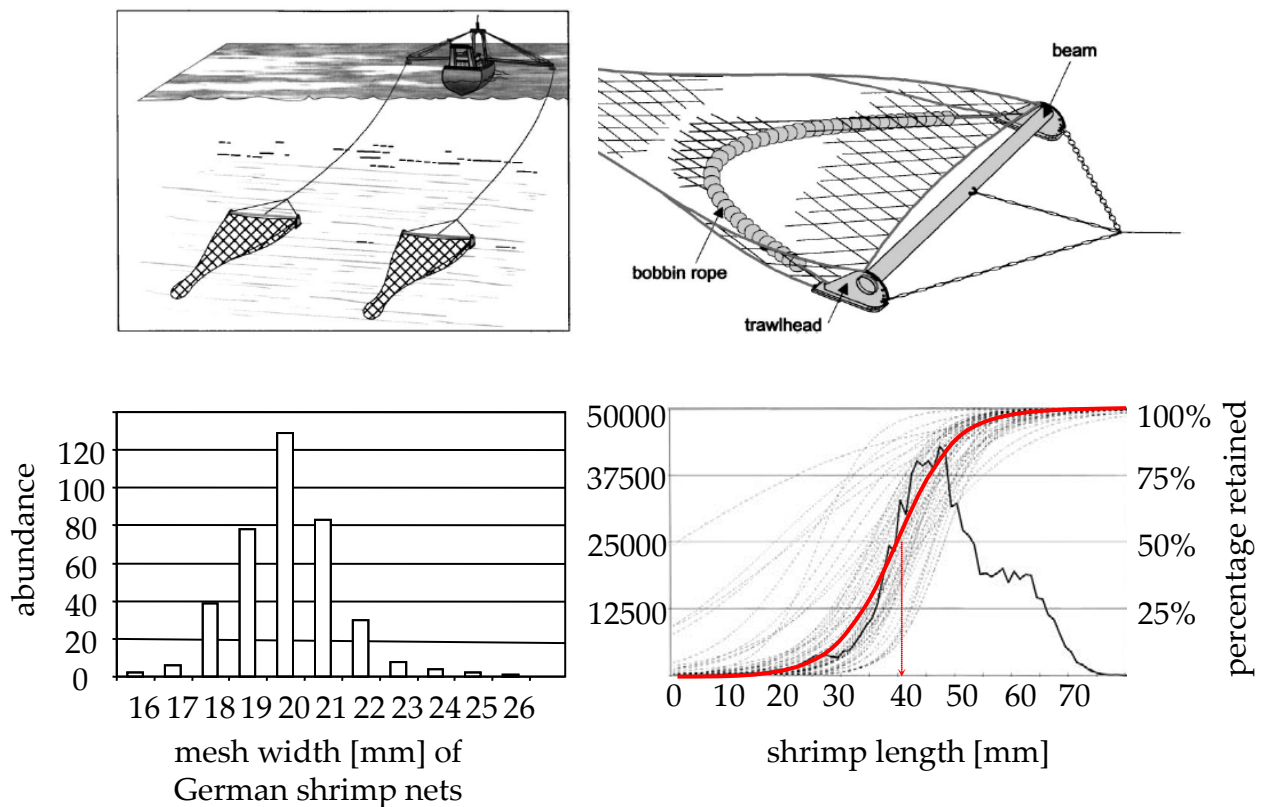


Abbildung 4.1

Oben: Kommerzieller Garnelenkutter (aus: Polet, 2000). Unten links: Verteilung der Maschenöffnungen auf Basis von Kontrollmessungen der Wasserschutzpolizei 2010 bis 2011 (Aviat et al., 2011). Unten rechts: Netzselektivität bei einer Maschenweite von 21.7 mm. Die Selektivität wurde bestimmt durch ein zusätzliches Netz über dem Steert des Netzes (Polet, 2000).

Von der Baumkurre werden außer kommerziell nutzbaren Garnelen auch Fische (insbesondere Plattfische), zu kleine, d.h. nicht kommerziell nutzbare Garnelen und andere benthische Arten

gefangen. Im Folgenden beziehen wir uns auf den Beifang definiert als der Teil des Fangs, der keine Zielarten (hier also keine Nordseegarnelen (*C. crangon*)) enthält sondern beispielsweise Fische und Krebse. Der Beifang kann entweder verkauft oder zurück ins Meer geworfen werden. ***Die Anlandeverpflichtung im Rahmen der GFP Reform spielt für die Garnelenfischerei zumindest bis 2019 keine Rolle, da die sie nicht in der betreffenden Verordnung zur schrittweisen Einführung des Anlandegebotes (EU, 2013) aufgeführt ist. Erst ab 2019 soll das Gebot auf alle quotierten Arten angewendet werden.***

In Deutschland werden Beifangdaten zur Garnelenfischerei seit langer Zeit erhoben und wurden in mehreren Studien analysiert und veröffentlicht (Berghahn & Purps, 1998; Neudecker & Damm, 2010). International wurden Beifanganalysen der deutschen, belgischen, dänischen und niederländischen Flotte im EU-Projekt „RESCUE“ durchgeführt (van Marlen et al., 1998). Seit 2008 ist die Überwachung des Beifangs Teil des EU-Datenerhebungsprogramms für den Fischereisektor (data collection framework, DCF, EC, 2008; Anonymus, 2009). In diesem Rahmen wurden Discardbeprobungen Deutschlands und der Niederlande von 2009 – 2012 ausgewertet (Steenbergen et al., 2015). Hauptsächlich wurden Grundeln (*Pomatoschistus sp.*), Schollen (*Pleuronectes platessa*), Heringe (*Clupea harengus*), Wittlinge (*Merlangius merlangus*), Klieschen (*Limanda limanda*) und Seezungen (*Solea solea*) sowie Kabeljau (*Gadus morhua*) beobachtet (Steenbergen et al., 2015). Beifänge der Garnelenfischerei reduzieren den Bestand an Schollen um schätzungsweise ca. 10%, an Seezungen, Kabeljau und Wittling um ca. 1% (Revill et al., 2000).

In deutschen Gewässern wurde beobachtet, dass die Beifangraten sowohl saisonal als auch regional recht variabel sind - mit höheren Raten im Frühling und Sommer. Da insbesondere flache Küstengebiete und Ästuare als Aufwuchsgebiete fungieren, werden hohe Beifangraten insbesondere von Flottensegmenten erreicht, die im Frühling und Sommer in eben diesen Gebieten operieren (Aviat et al., 2011).

4.2 Auswirkungen des Bodenkontakts

Die Garnelenkurre ist ein vergleichsweise leichtes Gerät, welches (im Gegensatz zur Plattfischfischerei) im Allgemeinen ohne Scheuchketten eingesetzt wird und daher auch nur relativ geringen Druck auf den Meeresboden ausübt (Stock et al., 1996). Zusätzlich leben Garnelen vor allem auf relativ lockeren Substraten, die anfällig sind für natürliche Umlagerungsprozesse. Dennoch kann das Schleppen der Baumkurre und des Netzes Auswirkungen auf die Topographie und die Struktur des Meeresbodens haben und durch Glättung und Einebnung potentiell auch biogene und biologische Substrate beschädigen. Zusätzlich sind direkte und indirekte Effekte auf benthische Organismen zu erwarten.

Doeksen (2006) gibt einen Überblick über die wenigen Studien, die sich mit den Effekten der Garnelenkurre auf das Benthos und den Meeresboden befassen. Insgesamt zeigen diese Studien kein einheitliches Bild. Das liegt vor allem daran, dass die wenigen Studien, die in

relevanten Gebieten durchgeführt wurden, unterschiedliche Zeitskalen und unterschiedliche Null-Nutzungs-Szenarien gewählt haben (Riesen & Reise, 1982; Berghahn & Vorberg, 1997; Bracht, 1997). ***Es ist aber davon auszugehen, dass jegliche Aufwandsreduktion eine direkte Reduktion von Beifängen und schädlichem Einfluss auf den Meeresboden zur Folge hat.***

Vorberg (1997) untersucht die Auswirkungen der Garnelen-Baumkurre auf den Wattenmeerboden. Überprüft wurde, inwieweit das Fanggeschirr beim Schleppen auf den Grund einen direkten, schädigenden Einfluss auf den Meeresboden als Lebensraum sowie die darin und darauf lebenden Tierarten und Lebensgemeinschaften hat. Durchgeführt wurden mehrere Experimente.

Zusammenfassend stellt Vorberg (1997) selbst einen geringen Effekt auf den Boden und das Benthos des Wattenmeeres fest. Videountersuchungen in seiner Arbeit zum Verhalten des Fanggeschirrs und zu Veränderungen in der Endobenthosbesiedlung nach experimenteller Befischung zeigten, dass der Bodenkontakt der Rollen vom Bodentyp abhängig ist. Während auf wenig strukturiertem Untergrund der Bodenkontakt durchschnittlich 72% (der beobachteten Zeit) betrug, betrug der Bodenkontakt auf strukturierterem Untergrund durchschnittlich 35%. In härtere Sandböden drangen die Kurrschuhe 1-5mm ein, in weichere Untergründe bis zu 20 mm.

Mittels einer Korngrößenanalyse wurde der Probenfläche eine homogene Sedimentschicht attestiert und das Gebiet als Mischwatt (sandig im August 1990, schlickiges Mischwatt im Mai 1991) beschrieben. Die Auswirkungen des Rollengeschirrs auf den Boden waren deutlich sichtbare Spuren des Fangerätes. Sechs Stunden nach der Befischung waren im August 1990 auf der freigefallenen Fläche Spuren der Kurrschuhe und bis zu zwei cm tiefe Rillen der einzelnen Rollen zu erkennen (Abbildung 4.2). Im Mai 1991 waren diese Spuren 7 Tage nach der Befischung noch schwach zu erkennen.

Unmittelbar nach der experimentellen Befischung zeigte sich auf der Versuchsfläche kurzfristig eine statistisch signifikante Abnahme der Gesamtindividuenzahl des Endobenthos um 27%. Nach einer Woche waren die Unterschiede jedoch nicht mehr signifikant. 1990 kam es nach der Befischung weiterhin zu einer Zunahme der Gesamtartenanzahl um 19%. Im Unterschied zu 1990 kam es 1991 nach der Befischung zu einer dauerhaften Abnahme der Artenzahlen.



Abbildung 4.2 **Untersuchungsfläche bei auf die Befischung folgendem Niedrigwasser im August 1990.**
Aus: Vorberg (1997)

Während die Artenzusammensetzung des Endobenthos 1990 vor und nach der Befischung sehr ähnlich war, kam es 1991 es zum Verlust von fünf Polychaeten-Arten (Abb. 4.4; 4.5; Tabelle 4-1). ***Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse von Vorberg, dass Befischung Individuenzahlen von Benthosarten kurzfristig reduziert und die Artzusammensetzung sowie die Artanzahlen beeinflusst werden, aber offenbar die derzeit vorherrschenden Artgemeinschaften im befischten Wattenmeer an diese Form der Störung so angepasst sind, dass sich die Gemeinschaften schon nach kurzer Zeit wieder stabilisieren.***

Tabelle 4-1 **Vorkommen der Taxa des Endobenthos vor und nach der Befischung. Aus: Vorberg (1997)**

	August 1990		Mai 1991		
	vorher	nachher	vorher	nach 1 Tag	nach 1 Woche
Turbellaria					x
Nematoda	x	x	x	x	x
Gastropoda					
<i>Hydrobia sp.</i>	x				
<i>Retusa obtusa</i>	x	x	x	x	x
Bivalvia					
<i>Cerastoderma edule</i>	x	x	x	x	x
<i>Ensis directus</i>			x		x
<i>Macoma baltica</i>	x	x	x	x	x
<i>Mytilus edulis</i>	x				
Polychaeta					
<i>Ampharete acutifrons</i>			x		
<i>Arenicola marina</i>			x		
<i>Capitella capitata</i>		x			
<i>Eteone longa</i>	x	x	x		
<i>Magelona papillicornis</i>	x				
<i>Nephtys caeca</i>			x		
<i>Nephtys hombergii</i>	x	x	x	x	x
<i>Nereis diversicolor</i>			x		
<i>Pygospio elegans</i>	x	x	x	x	x
<i>Scoloplos armiger</i>	x	x	x	x	x
<i>Spaerodordium minutum</i>				x	
<i>Tharyx kaipariensis</i>	x	x	x	x	x
Oligochaeta					
<i>Pelescolex benedeni</i>	x	x		x	x
Crustacea					
Harpacticoidea	x	x	x	x	x
<i>Balanus sp.</i>			x	x	x
Chaetognatha					
<i>Sagitta setosa</i>	x		x		
Summe	15	12	17	12	13

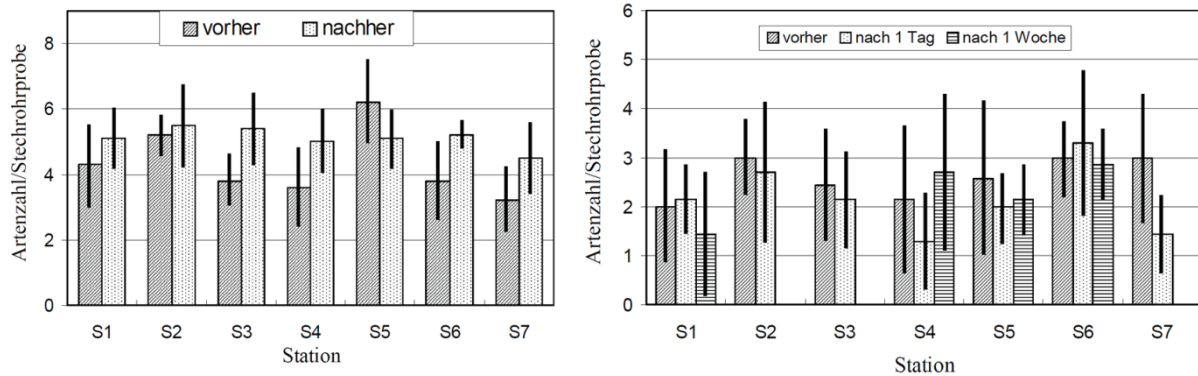


Abbildung 4.3 Anzahl Arten vor und nach der Befischung August 1990 (rechts, n=10) und Mai 1991 (links, n=7). Fehlerbalken: Standardabweichung. Signifikanter Unterschied: 1990: Stationen 3 bis 7; 1991: Stationen 4 & 7 (nach 1 Tag). Aus: Vorberg (1997)

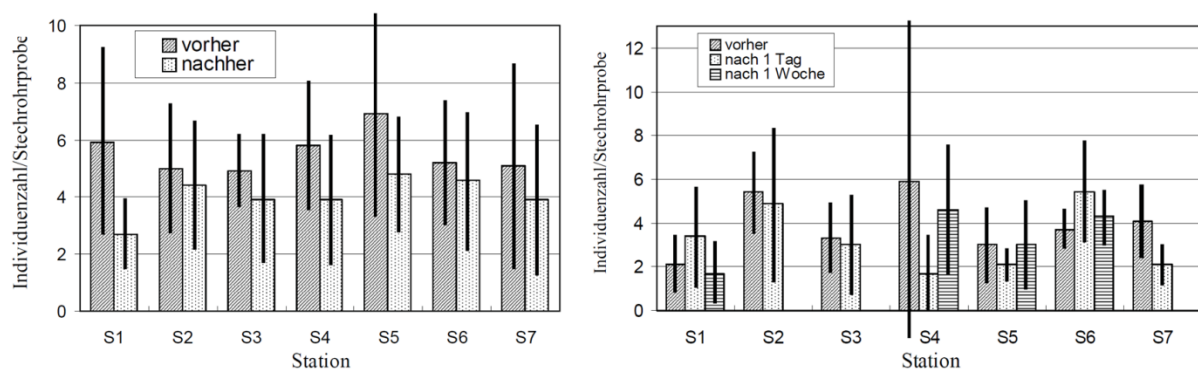


Abbildung 4.4 Gesamt-Individuenzahl Arten vor und nach der Befischung August 1990 (rechts, n=10) und Mai 1991 (links, n=7). Fehlerbalken: Standardabweichung. Ohne *Hydrobia sp.*, Hapacticoidea und Nematoda. Signifikanter Unterschied: 1990: Stationen 1 & 4; 1991: Station 4 (ein Tag nach der Befischung vs nach einer Woche). Aus: Vorberg (1997)

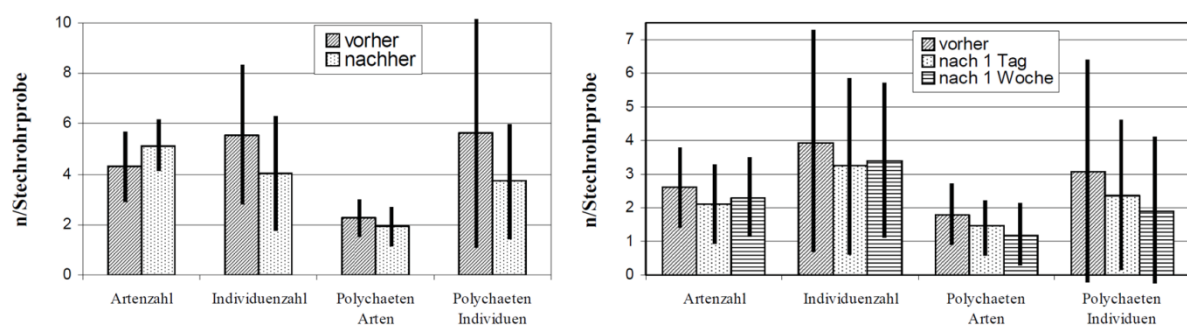


Abbildung 4.5 Besiedlungsverhältnis vor und nach der Befischung, August 1990 (rechts, n=70) und Mai 1991 (links, n=49). Fehlerbalken: Standardabweichung. Ohne *Hydrobia sp.*, Hapacticoidea und Nematoda. Aus: Vorberg (1997).

Bezogen auf die abiotischen Habitat Charakteristika vor und nach dem Fischereieinsatz zeigte eine Arbeit von Braucht (1997) eine Abnahme der Feinfraktion ($<63 \mu\text{m}$) am Sediment nach dem Fischen. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff war signifikant erhöht und die Porosität war in der Eingriffsfläche deutlich zurückgegangen, in den Referenzflächen jedoch angestiegen. Eine Beziehung der Sedimentparameter konnte zwischen den Anteilen der Feinfraktion und dem organischen Kohlenstoff sowie zwischen der Porosität und dem organischen Kohlenstoffanteil nach dem Fischen nachgewiesen werden. Bei der Gegenüberstellung von Abundanz der Organismen und der Sedimentparameter zeigte sich eine Abhängigkeit im Auftreten der Organismen und des im Sediment enthaltenen organischen Kohlenstoffs.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos in der Arbeit von Bracht (1997) zeigten einen leichten Rückgang der Individuenanzahlen nach dem Fischen. Außerdem stellten sich eine Erhöhung der Artenzahl und ein Anstieg der Biomasse in der Eingriffsfläche am zweiten Beprobungstermin ein. ***Insgesamt ist eine signifikante Beeinträchtigung des Benthos nur in der 500 μm -Fraktion festgestellt worden. Die größeren Organismen zeigten keine wesentliche Beeinflussung.***

4.3 Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

- Seit den 1970er Jahren steigen die Garnelenanlandungen kontinuierlich an und stabilisieren sich in den letzten Jahren auf hohem Niveau bei >30.000 Tonnen.
- Die Anlandungen Deutschlands und der Niederlande machen mehr als 80% der gesamten Anlandungen aus.
- In den letzten Jahren war die fischereilich bedingte Sterblichkeit adulter Garnelen ca. 3-5 Mal höher als die natürliche Sterblichkeit durch Räuber.
- Es gibt eindeutige Anzeichen, die auf eine Wachstumsüberfischung des Bestandes hinweisen.
- Die Garnelenkurre ist ein vergleichsweise leichtes Gerät, welches (im Gegensatz zur Plattfischfischerei) im Allgemeinen ohne Scheuchketten eingesetzt wird und daher auch nur geringeren Druck auf den Meeresboden ausübt, als die in der Plattfischfischerei verwendeten Baumkurren.
- Nach dem Befischen verändert sich die Sedimentzusammensetzung und der Gehalt an organischem Kohlenstoff steigt an.
- Befischung reduziert die Individuenzahlen von Benthosarten kurzfristig und beeinflusst die Artzusammensetzung sowie die Artanzahlen, aber die derzeit vorherrschenden Artgemeinschaften im befischten Wattenmeer sind an diese Form der Störung so angepasst, dass sich die Gemeinschaften schon nach kurzer Zeit wieder stabilisieren.

5 Technische Optimierung von Fanggeräten

5.1 Pulsbaumkurren

Als eine Option den Bodenkontakt der in der Garnelenfischerei verwendeten Fanggeräte zu verringern und Beifänge zu reduzieren, wird die sogenannte Pulsbaumkurre benannt, die mittels gepulster elektrischer Felder die Krabben zum Aufspringen anregt und somit ohne bzw. mit nur deutlich weniger Bodenkontakt als die Standardbaumkurre auskommt. Im Zuge der Diskussionen zur möglichen Einführung der Pulsbaumkurre in der deutschen Garnelenfischerei wurde im Herbst 2011 in Gesprächen zwischen Fischerei, dem Land Schleswig-Holstein und Wissenschaftlern vereinbart, detailliertere Daten über den Einsatz einer Garnelenpulsbaumkurre zu erheben (Stepputtis et al., 2014). Dadurch sollte die Diskussion auf Basis von detaillierten Daten und Erfahrungen versachlicht werden. Folgende Aspekte wurden bisher untersucht:

- Auswirkungen des Einsatzes einer Garnelenpulsbaumkurre auf
 - Anteil vermarktbarer Garnelen
 - Beifangreduktion
 - Externe Effekte auf die Fangmenge und die Fangzusammensetzung
 - Energie- und Kosteneinsparung
- Gerätespezifische Optimierungsmöglichkeiten

Nicht untersucht werden konnte und sollte die Frage, ob die elektrischen Felder negative Auswirkungen auf die Meeresumwelt, bzw. Organismen im Meer haben. Dazu wurden und werden derzeit Arbeiten in Belgien durchgeführt.

5.1.1 Anteil vermarktbarer Garnelen

Der Fang von Speise Garnelen zeigt erwartungsgemäß eine hohe saisonale Variabilität. In den meisten Monaten wurden mit der Pulsbaumkurre mehr Speisegarnelen gefangen als mit der herkömmlichen Garnelenbaumkurre. Im Jahresdurchschnitt betrug der Mehrfang vermarktbarer Garnelen 9% (Abbildung 5.1).

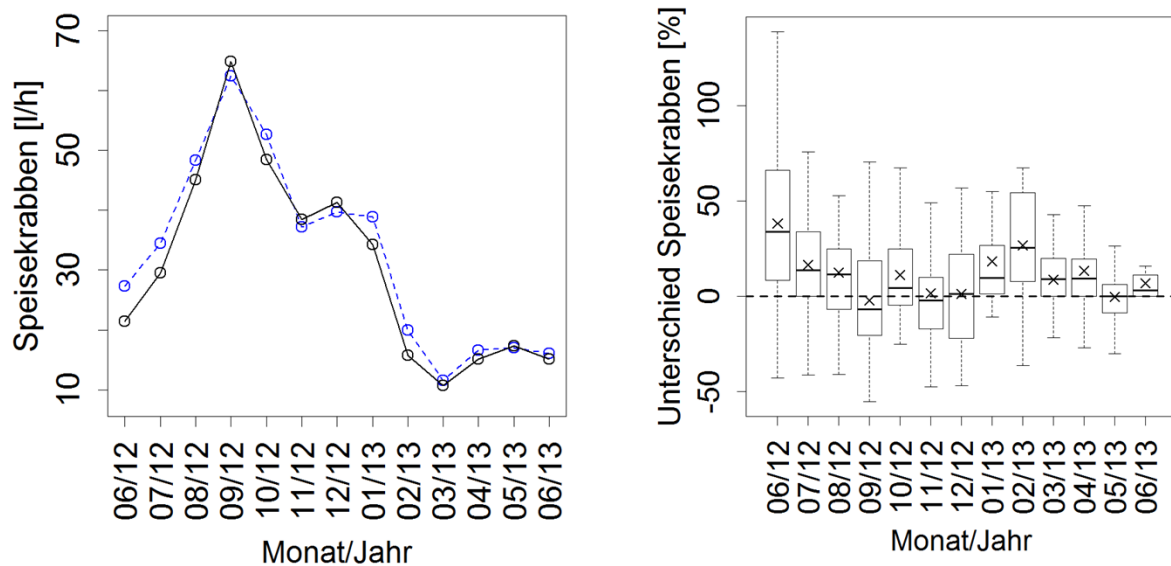


Abbildung 5.1 Links: Fangmenge von Speisegarnelen im Jahresverlauf. Schwarz: Standardbaumkurre; Blau: Pulsbaumkurre mit elf 220 mm Rollen und geradem Stahlseilgrundtau. Rechts: Unterschied in den jeweiligen Fangmengen im Vergleich der Pulsbaumkurre zur Standardbaumkurre (Positive Werte in der rechten Grafik zeigen einen entsprechenden prozentualen Mehrfang durch die Pulsbaumkurre).

5.1.2 Beifangreduktion

Auch die Beifangmenge und das Verhältnis von Beifang zu Speisegarnelen unterliegen einer hohen saisonalen Variabilität. In den meisten Monaten waren die Beifänge bei der Pulsbaumkurre niedriger als bei der herkömmlichen Garnelen-Baumkurre. Die Beifangreduktion (Volumen) lag im Jahresdurchschnitt bei 9,4% (absolut), bzw. 14% (bezogen auf den Fang vermarktbarer Garnelen; siehe Abbildung 5.2).

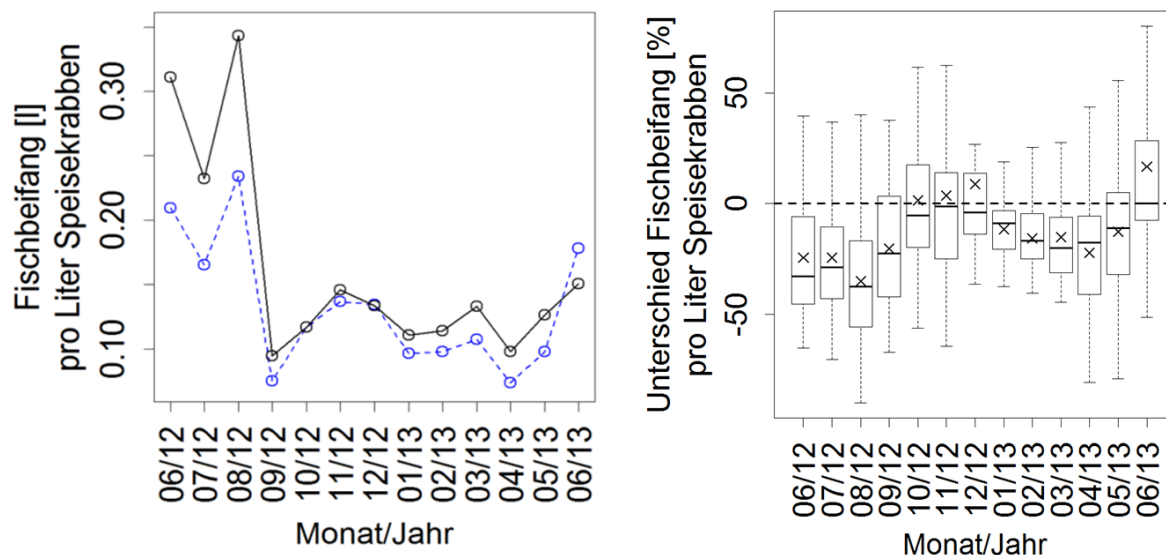


Abbildung 5.2

Links: Fangmenge von Fischbeifang (bezogen auf die Menge an vermarktaren Garnelen) im Jahresverlauf. Schwarz: Standardbaumkurre; Blau: Pulsbaumkurre mit elf 220 mm Rollen und geradem Stahlseilgrundtau. Rechts: Unterschied in den jeweiligen Beifangmengen im Vergleich der Pulsbaumkurre zur Standardbaumkurre (Positive Werte in der rechten Grafik zeigen einen entsprechenden prozentualen Mehrfang durch die Pulsbaumkurre (alle Hols gleich gewichtet))

Bei dieser Betrachtung sind jedoch alle Arten zusammengefasst, wobei der zu erwartende Effekt der Pulskurre für verschiedene Fischarten unterschiedlich sein kann. So zum Beispiel werden pelagische Fische kaum die Möglichkeit zur Flucht unter dem Grundtau nutzen. **Im Jahresmittel beträgt die absolute Beifangreduktion für Plattfische 14,9% und für bodenlebende Rundfische 23%.**

5.1.3 Externe Effekte auf die Fangmenge und die Fangzusammensetzung

Während der Versuche wurden Tageszeit, Temperatur, Salzgehalt, Wassertiefe und Schleppgeschwindigkeit registriert und untersucht, ob diese Faktoren einen Einfluss auf die Fängigkeit der Pulsbaumkurre haben.

Basierend auf den verwendeten statistischen Modellen hat – mit Ausnahme der Tageszeit - kein Parameter signifikant zum Unterschied bei den einzelnen Fangfraktionen zwischen Pulsbaumkurre und der Standardbaumkurre beigetragen (Abbildung 5.3).

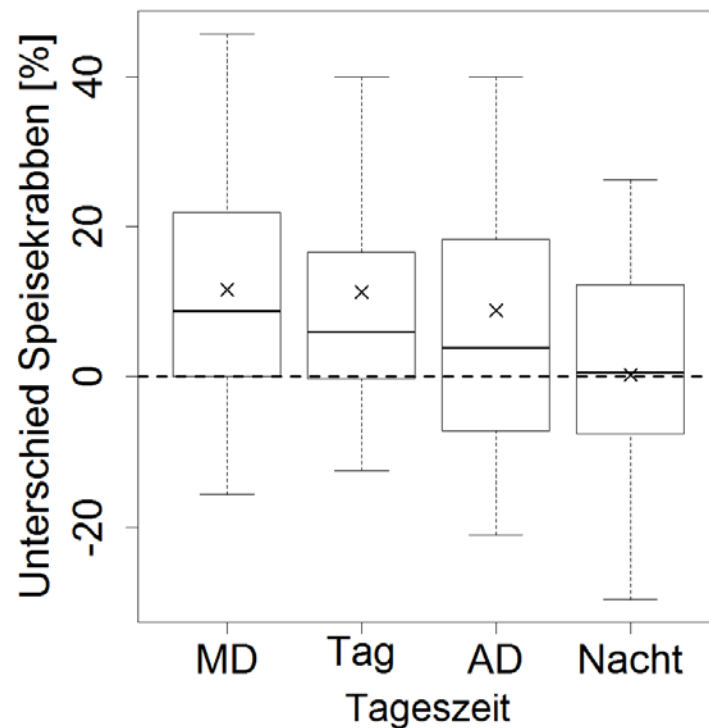


Abbildung 5.3 Unterschied in der Fangmenge von Speisegarnelen im Vergleich der Pulsbaumkurre zur Standardbaumkurre. MD = Morgendämmerung; AD = Abenddämmerung

Die bekanntermaßen geringe Fängigkeit der Standardbaumkurre am Tag konnte durch den Einsatz der Pulsbaumkurre erhöht werden. Demgegenüber gab es keinen Unterschied in den Nachtfängen. Die Verbesserung der Fängigkeit am Tag könnte sich positiv auf die zeitliche Flexibilität der Fischerei auswirken.

5.1.4 Energie- und Kosteneinsparung

Mit dem Einsatz der Pulsbaumkurre konnte die zum Zug des Fanggerätes benötigte Kraft um 11,5 % reduziert werden (Standardbaumkurre: rund 900 kg; Pulsbaumkurre rund 800 kg). Bei der ökonomischen Betrachtung wurden Investitions- und laufende Kosten, Treibstoffverbrauch sowie Fangmengen und Erlöse berücksichtigt. Beim Einsatz der Pulsbaumkurre war der Kostenspareffekt umso größer, je höher der Anteil der Treibstoffkosten an den jährlichen Kosten ist (bedingt durch die mögliche/angenommene Energieeinsparung). Die Erlöse stiegen erwartungsgemäß v.a. bedingt durch den Mehrfang vermarktbare Garnelen.

5.1.5 Optimierungsmöglichkeiten

Im Rahmen des Projektes wurde auch an Möglichkeiten gearbeitet, die Garnelen-Pulsbaumkurre weiter zu optimieren. Hierbei wurden zwei Grundgeschirrmodifikationen erprobt, bei denen wesentlich größere Rollen verwendet wurden: a) 305 mm Durchmesser und b) 405 mm Durchmesser (Abbildung 5.4, siehe Stepputtis et al. (2014)).

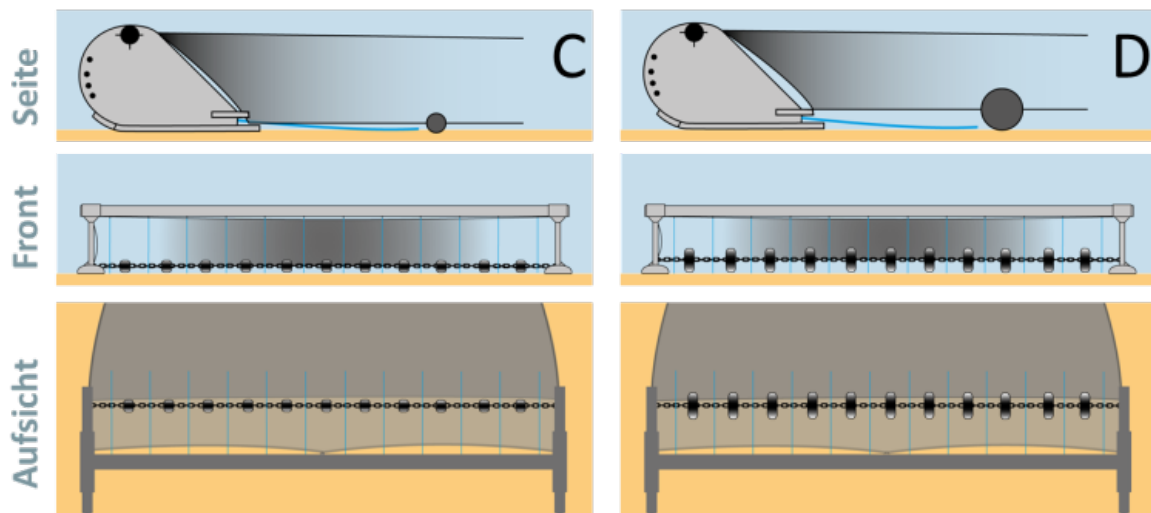


Abbildung 5.4 Schemazeichnungen der verschiedenen Garnelen-Pulsbaumkurren (jeweils: Seitenansicht, Frontansicht, Aufsicht): C) Garnelen-Pulsbaumkurre, die standardmäßig im Rahmen des Projektes eingesetzt wurde; D) Garnelen-Pulsbaumkurre mit größeren Rollen und dadurch größerem Fluchtfenster unter dem Grundtau.

Mit den größeren Rollen konnte der Beifang weiter verringert werden. **Bei Verwendung der 405 mm Rollen konnte eine Beifangreduktion von 63,5 % (bei ähnlichen Fängen vermarktbare Garnelen) im Vergleich zur Standardbaumkurre erreicht werden.** Hierbei ist zu beachten, dass (bedingt durch die begrenzte Anzahl an Hols und die Beschränkung auf eine Jahreszeit) die Ergebnisse nicht ohne weiteres verallgemeinert werden können.

Im nächsten Schritt ist es sinnvoll, die Möglichkeit der Nutzung der größeren Rollen intensiver zu untersuchen. Zusätzlich sollten aber auch andere Möglichkeiten der Optimierung entwickelt und erprobt werden. Dazu zählen auch die weitere Reduktion der Rollenzahl und die Verkürzung der „Einwirkzeit“ des elektrischen Feldes auf die Organismen. Die weitere Optimierung der Methode ist insbesondere deshalb sinnvoll, weil die Puls-kurre derzeit im kommerziellen Einsatz mit dem Standardgeschirr eingesetzt wird, wodurch es lediglich zu einer Fangeffizienzsteigerung kommt und weder der beifangreduzierende Effekt zum Tragen kommt noch der Bodenkontakt verringert wird.

5.2 Maschenweiten und -typen

Das von den Bundesländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen geförderte Projekt CRANNET verfolgte das Ziel, mit Hilfe optimierter Netz-Steerte eine ökologisch und ökonomisch nachhaltigere Garnelenfischerei in der Nordsee zu erreichen.

5.2.1 Hintergrund

Die Nordseegarnelen-Fischerei mit Baumkurren wird allein in Deutschland von rund 200 Kuttern praktiziert und ist ein wichtiger Wirtschaftsfaktor an der Küste Schleswig-Holsteins und Niedersachsens. Wie andere Fischereien steht diese Fischerei - bedingt durch teilweise hohe Beifänge an kleinen Garnelen und kleinen Fischen - in der Kritik. Diese Diskussionen werden noch dadurch verstärkt, dass zu einem großen Teil im Nationalpark Wattenmeer gefischt wird. Entsprechend besteht Konsens darüber, dass die Rückwürfe verringert und die relativen Anteile an marktfähigen Garnelen im Fang verbessert werden sollten. ***Eine einfache und kostengünstige Methode, um kleine Garnelen zu schonen und den Fischbeifang zu verringern, ist die Verwendung von Netzsteerten mit größeren Maschen. Zudem können alternative Maschengeometrien weitere positive Effekte aufweisen.***

Die Hypothese des Projektes CRANNET ist, dass die Garnelenbestände geschont werden wenn es weniger Rückwürfe gibt. Durch eine verringerte Mortalität ist mit einer verbesserten Bestandssituation zu rechnen, so dass künftig dadurch sogar mit höheren Fängen zu rechnen sein könnte. Mit einer Kombination von Populationsmodellierung sowie praktischen und theoretischen Selektionsergebnissen wurde eine Empfehlung für optimale Maschentyp-/Maschenöffnungs-Kombinationen erarbeitet, die eine nachhaltige und dennoch ökonomisch effiziente Fischerei erlaubt.

5.2.2 Ergebnisse

Ergebnisse der Selektionsversuche mit unterschiedlichen Maschenweiten und Maschengeometrien zeigten, dass wie erwartet größere Maschen auch größere Tiere im Fang bedeuten. Zudem kann eine geänderte Maschenausrichtung (in Bezug zur Zugrichtung des Netzes) bei gleichbleibenden Maschenöffnungen zu einer weiteren Erhöhung der mittleren Fanggröße führen. Mit größeren Maschenöffnungen erhöht sich allerdings auch der Selektionsbereich, was eine größere Streuung um die mittlere Fanggröße bedeutet.

Die mit Hilfe experimenteller Fischerei ermittelten Selektionsparameter für alle getesteten Maschenweiten und Geometrien wurden nach Abschluss der Forschungsfahrten in ein populationsdynamisches Ertrag-pro-Rekrut Modell eingefügt, welches die Fängigkeit und somit das F basierend auf den Selektionsparameter berücksichtigt und die resultierende Populationsentwicklungen simuliert. Die Simulationsergebnisse zeigen deutlich, dass steigende

mittlere Fanglängen trotz erhöhter Werte für den Selektionsbereich längerfristig zu ansteigenden Anlandemengen in der Fischerei führen (Abbildung 5.5). Dabei ist es unabhängig, ob mit unterschiedlichen Maschengometrien (Rautenmasche, Quadratmasche und Mischform) gefischt wurde. Entscheidend ist die höhere Überlebensrate kleinerer Garnelen. Der derzeit in der Fischerei am Häufigsten verwendete Steert mit Rautenmaschen und einer nominalen Maschenöffnung von 20 mm (= 22 mm real) führt in den Modellrechnungen zu Erträgen, die weitab von den optimal zu erzielenden Anlandemengen liegen.

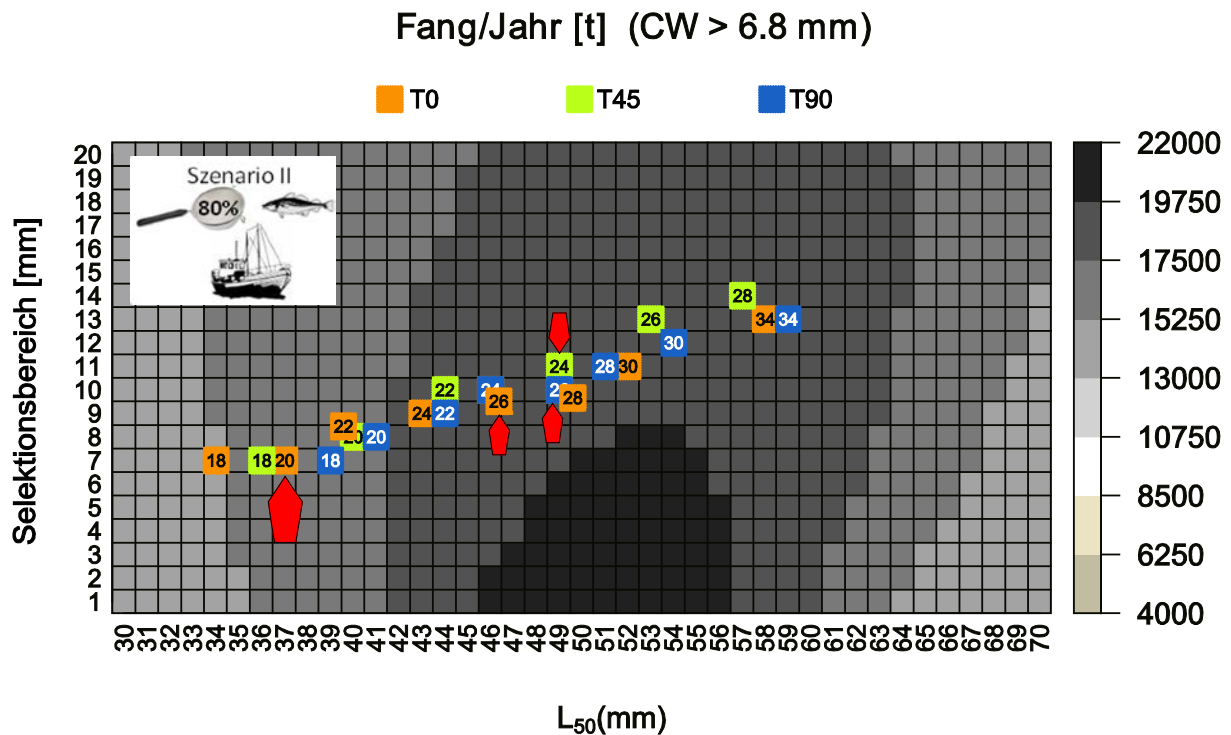


Abbildung 5.5:

Simulierte jährliche Fangmengen der deutschen Flotte in Tonnen bei unterschiedlichen Netzselektivitäten. Dargestellt ist das Rechen-Szenario 2, bei dem von einer geringen natürlichen und einer hohen fischereilichen Sterblichkeit (aktuelle Situation) ausgegangen wurde. In y- und x- Richtung sind Selektionsbereich und L_{50} aufgetragen, welche die Selektionseigenschaften eines Steertes definieren. Die Farbskala von dunkelbraun über weiß bis dunkelgrau symbolisiert die jährliche Fangmenge von Garnelen (Tonnen) mit einer Carapaxbreite (CW) größer als 6,8 mm. Die farbigen Quadrate repräsentieren die Steerte, welche im Projekt untersucht wurden. Die Zahl in den Quadraten steht für die entsprechende nominale Maschenöffnung [mm] eines Steertes, die Farbe für die Maschenausrichtung (orange = T0, grün = T45, blau = T90). Der aktuell in der Fischerei verwendete Steert (T0 20) ist durch einen großen roten Pfeil hervorgehoben, die für Praxisempfehlungen und Tests als optimal identifizierten Steerte (T0 26, T45 24, T90 26) sind durch kleine rote Pfeile gekennzeichnet.

Obwohl eine ganze Reihe der in Abbildung 5.5 gezeigten Steerte jährliche Anlandemengen oberhalb von 12.500 Tonnen erwarten lassen, wurden für ausgiebige Praxistests die drei für den jeweiligen Maschentyp optimalen Steerte ausgewählt. Die Auswahl erfolgte zum einen anhand der mittleren Fanggröße der Garnelen, der deutlich oberhalb der Grenze für vermarktungsfähige Garnelen von 50 mm liegen sollte, um den Aspekt der Beifang Verringerung Rechnung zu tragen. Zum anderen wurden Steerte gewählt, die in ihren Selektionseigenschaften möglichst präzise sind und hohe Steigerungsraten der Anlandungen erwarten lassen. Entsprechend dieser Kriterien wurde die Steerte T0 26, T45 24 und T90 26 (Abbildung 5.5) ausgewählt.

Tabelle 5-1 **Durchschnittliche, relative Abnahme von *C. crangon* im CRANNET-Steert der Längenklassen <50 mm (Discards) und >50 mm (marktfähige Garnelen) bezogen auf den Standard-Steert T0 20**

	Juni 2014		August 2014		September/Okttober 2014	
	Länge <50mm	Länge >50mm	Länge <50mm	Länge >50mm	Länge <50mm	Länge >50mm
T0 26	-43,22%	-13,78%	-55,36%	-33,98%	-40,53%	-21,77%
T45 24	-79,15%	-23,36%	-66,75%	-35,96%	-32,18%	0,55%
T90 26	-73,53%	-35,13%	-62,89%	-36,47%	-39,66%	-17,91%

Der Beifang an untermaßigen Garnelen (Längenklassen <50 mm) konnte mit allen 3 Steerttypen deutlich verringert werden (Tab. 5.1). Der Schoneffekt war im Juni am stärksten ausgeprägt (≈ -65% Minderfang) und nahm dann über den August (≈ -61%) bis September/Okttober (≈ -37%) ab. Der Minderfang der marktfähigen Garnelen (Längenklassen >50 mm) fällt dagegen deutlich niedriger aus. Der Verlust war mit durchschnittlich 13% im September/Okttober, und damit in der Hauptsaison, am geringsten, gefolgt von Verlusten in Höhe von ca. 24% im Juni. Am höchsten waren die Verluste mit durchschnittlich 35,5% im August. Ursache sind die saisonalen Unterschiede in den Längenspektren des Nordseegarnelenbestandes. Alle beobachteten Unterschiede in den Fangmengen zwischen CRANNET-Steerten und dem Standard Steert waren statistisch signifikant. In den Praxistests nicht berücksichtigt werden konnten die langfristigen Auswirkungen des Schoneffekts auf Populationsentwicklung und damit einhergehende, mögliche Steigerungen der Fangraten.

Die potentiellen Langfristeffekte wurden in Simulationen mit dem Populationsmodell analysiert. Die Ergebnisse zeigten eindeutig, dass der Schoneffekt durch geänderte Steertmaschen bei kleineren Garnelen zutrifft und in der Folge höhere mittlere Anlandemengen erwarten lässt. Allerdings zeigt das Modell auch die in den Praxistests beobachteten

unmittelbaren Fangeinbußen nach der Steertumstellung, da der Bestand zunächst einige Zeit braucht, um sich entsprechend aufzubauen. ***Der anfängliche Verlust bei den Konsumgarnelen tritt allerdings nur im ersten Jahr der Umstellung auf, wird bereits nach kurzer Zeit kompensiert und sorgt bereits später im ersten und in allen Folgejahren für höhere Anlandungen mit stabileren Fangmengen im jahreszeitlichen Verlauf.***

Für eine flottenweite Umstellung von derzeitigem Standard-Steert auf einen der getesteten CRANNET-Steerte wurden verschiedene Szenarien für die deutsche Fangflotte berechnet, die den zeitlichen Verlauf und die Verhältnisse von Minderfang und Mehrfang während der Fangsaison, in der der Steertwechsel durchgeführt wird, aufzeigen (Abbildung 5.6). Die Steertwechsel erfolgen dabei am 31. Januar, 30. April, 31. Juli oder 31. Oktober eines Jahres. Bei allen Szenarien wird deutlich, dass direkt nach der Umstellung auf einen der CRANNET-Steerte verminderte Anlandungen im Vergleich zum langjährigen Mittel zu erwarten sind. Bis die Anlandungen wieder auf dem langjährigen Mittel liegen, vergehen je nach Szenario ca. 10 bis 14 Wochen. In den Szenarien, in denen ein Steertwechsel am 31. Januar, am 30. April oder am 31. Juli stattfinden sind noch im Jahr der Umstellungen deutliche Steigerungen in den Anlandemengen zu erwarten, so dass der potentielle anfängliche Verlust über das Jahr gesehen sogar überkompensiert wird. Lediglich der Steertwechsel zum 31. Oktober führt laut Berechnung im selben Jahr des Steertwechsels lediglich dazu, dass zum Jahresende die monatlichen Anlandungen wieder auf dem langjährigen Mittel liegen. In diesem Szenario sind erhöhte Anlandemengen somit erst in der Fangsaison im Jahr nach der erfolgten Steertumstellung zu erwarten.

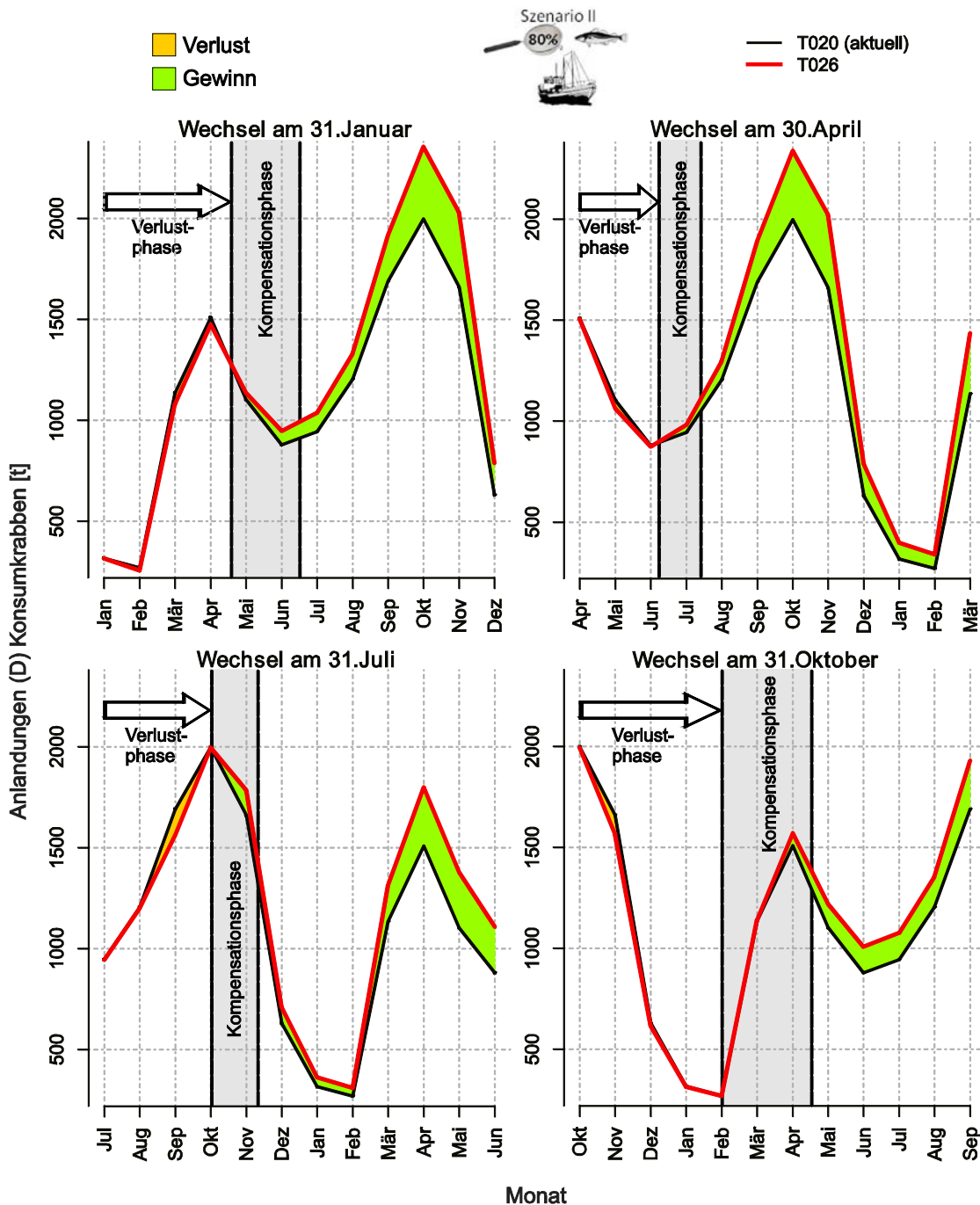


Abbildung 5.6: Steertwechsel vom aktuellen Standard-Steert (T0 20) auf einen der Test-Steerte (hier T0 26) zu vier verschiedenen Zeitpunkten des Jahres. Dargestellt ist die saisonale Verteilung des Gesamtfangs der deutschen Flotte (Konsumkrabben). Die dünne schwarze Linie stellt den Fang des Standard-Steertes dar, die rote Linie den Fang der bei einem Steertwechsel auf den Test-Steert T0 26.

Während der Praxistests im Jahr 2014 wurde neben den Garnelenfängen auch der Beifang von Fischen und Evertebraten untersucht. **Die Abnahme während der Praxistests lag beim Fischbeifang bei durchschnittlich ca. 20%** (Abbildung 5.7). Gerade kleinere Arten wie z.B. die Sandgrundel (*Pomatoschistus minutus*) profitieren am meisten, wenn größere Steertmaschen

zum Einsatz kommen. Die Abnahme verringert sich, wenn saisonal bedingt Individuen einer Art in Längenklassen auftreten, die zwar auf Grund ihrer Größe das Siebnetz passieren können, nicht aber die Maschen der CRANNET-Steerte, auch wenn diese bereits größere Öffnungen aufweisen als der Standard-Steert.

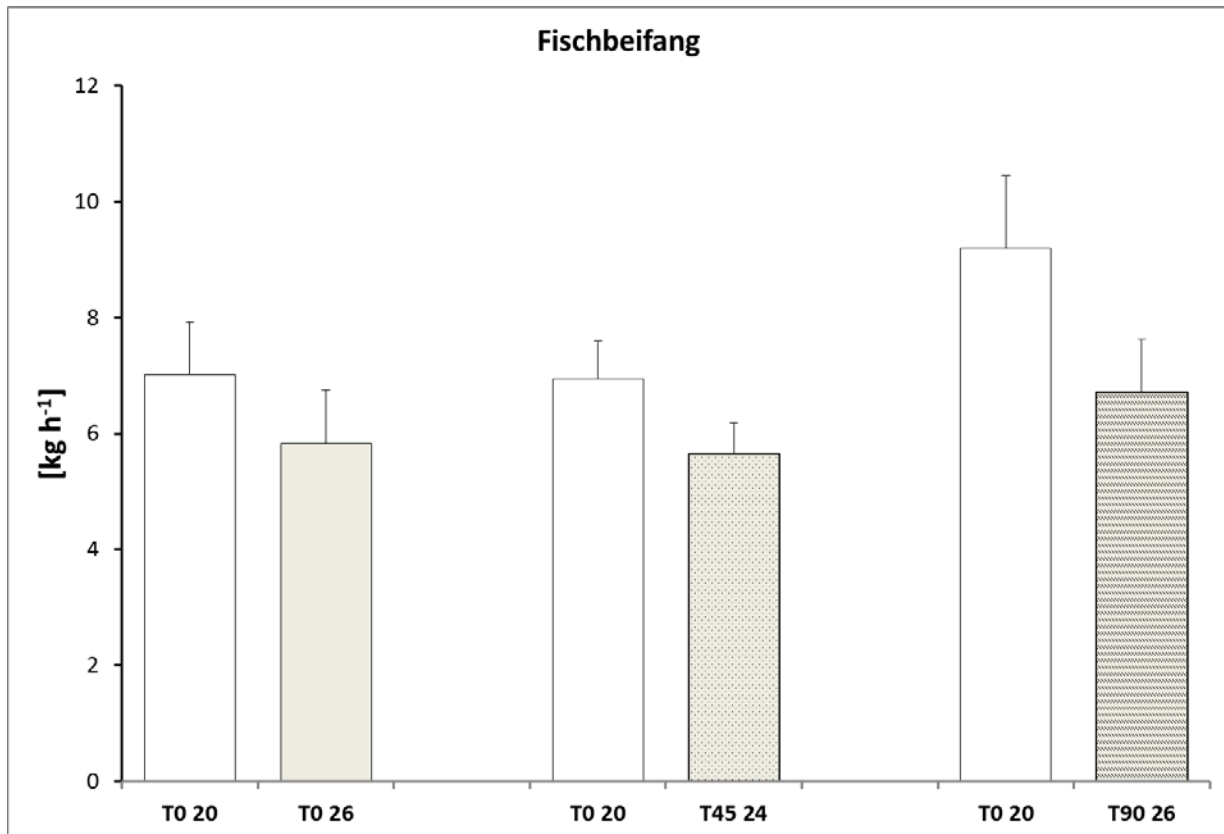


Abbildung 5.7: Vergleich Fischbeifang Standardsteert T0 20 versus CRANNET Steerte. Gezeigt sind die Mittelwerte (kg h⁻¹) und der Standardfehler des Mittelwertes.

Im Gegensatz zum Fischbeifang war der Beifang bei einzelnen Evertibratenarten weniger stark von den größeren Steertmaschen der CRANNET-Steerte beeinflusst. Hier zeigte sich, dass vor allem die Größenverhältnisse die Passage durch das Siebnetz ermöglichten, die meist starren Außenskelette der häufigen Arten bei größeren Maschen eine hinreichende Selektion aber verhinderten. **Grundsätzlich konnte aber auch hier eine Verminderung der Beifangmengen der Evertibraten um durchschnittlich 12% mit den CRANNET-Steerten erzielt werden** (Abbildung 5.8).

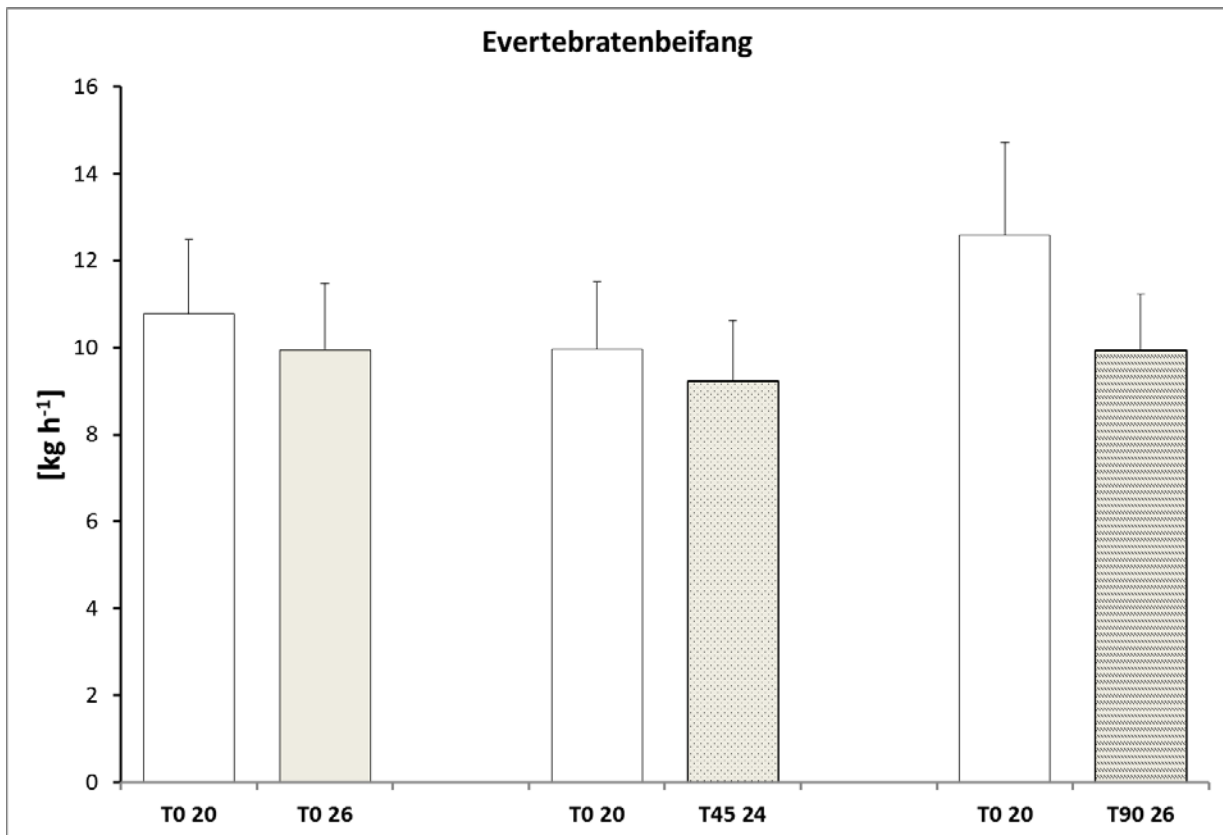


Abbildung 5.8: Vergleich Evertibratenbeifang Standardsteert T0 20 versus CRANNET Steerte. Gezeigt sind die Mittelwerte (kg h⁻¹) und der Standardfehler des Mittelwertes.

5.3 Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

5.3.1 Auswirkungen auf den Meeresboden

- Die in der Garnelenfischerei benutzte Baumkurre ist deutlich leichter als die in der Plattfischfischerei verwendeten Baumkurren. Der Einfluss auf den Meeresboden ist geringer einzuschätzen als bei den schweren Plattfischkurren und bei Grundschleppnetzen mit Scherbrettern. Ein Einfluss auf sensible Arten insbesondere der epibenthischen Lebensgemeinschaft ist immer vorhanden, der Einfluss auf die endobenthischen Lebensgemeinschaften ist dagegen weniger ausgeprägt bzw. moderater als bei den schwereren Fanggeräten.

Bodenberührende Fanggeräte wirken sich auf unterschiedliche Weise auf den Meeresboden und seine Artgemeinschaften aus und lassen sich wie folgt klassifizieren:

- Direkte, mechanische Auswirkungen des Gerätes, die sich aus dem Gewicht, der Form des Gerätes und dem Untergrundtyp ergeben: Durch das Schleppen werden Strukturen und Lebensformen direkt durch mechanische Einwirkung geschädigt oder zerstört. Es ändert sich die Sedimentzusammensetzung, der Gehalt an Feinmaterial im Sediment nimmt ab und der Anteil an organischem Kohlestoff steigt.
- Hydrodynamische Auswirkungen durch induzierte Turbulenz: Aufgrund des Schleppwiderstandes im Wasser und der erzeugten Turbulenz werden die obersten Schichten des Meeresbodens mit den in oder auf dieser Schicht lebenden Organismen verwirbelt bzw. empfindliche Strukturen und Lebewesen geschädigt oder zerstört.
- Auswirkungen durch gepulste, elektrische Felder: Untersuchungen von Fanggeräten mit gepulster Spannung zur Erhöhung der Fangeffizienz gibt es bisher nur sporadisch. Hier ist grundsätzlich zwischen den in der Plattfischfischerei verwendeten Pulsbaumkurren und den in der Garnelenfischerei verwendeten Kurren zu unterscheiden.
- Die Plattfisch-Pulsbaumkurre verwendet relativ hohe Frequenzen und Stromstärken. Diese können zu massiven Muskelverkrampfungen der Organismen führen. Selbst Wirbelsäulenbrüche wurden dokumentiert. Eine abschließende Beurteilung steht noch aus.
- Die in der Garnelenfischerei verwendeten Stromstärken und Frequenzen sind deutlich niedriger. Es wurden noch keine Schädigungen anderer Organismen beobachtet, wobei allerdings auch hier vertiefte Untersuchungen noch ausstehen. Eine weitere Optimierung der Garnelenpulsfischerei ist sinnvoll, weil die Puls-kurre derzeit in der kommerziellen Garnelenfischerei mit dem Standardgeschirr eingesetzt wird, wodurch es lediglich zu einer Fangeffizienzsteigerung kommt und weder der Beifangreduzierende Effekt zum Tragen kommt noch der Bodenkontakt verringert wird.
- Bei der Verwendung von Puls-kurren kann die Anzahl der Rollen im Grundgeschirr reduziert werden und größere Rollendurchmesser könne eingesetzt werden. Damit reduziert sich die vom Fanggerät beeinflusste Bodenfläche erheblich. In einem technischen Bericht stellt der WWF zum Thema fest, dass Puls-kurren bei der Garnelenfischerei nur mit erhöht angebrachtem Grundtau und ohne zusätzliche Rollen im Grundgeschirr eingesetzt werden sollten (Lüdemann & Koschinski, 2014). Sie sollten weiterhin nur in Ausführungen verwendet werden, die klare Vorteile durch die Verminderung von Bodenberührung und Beifang bringen, wobei hier weiterer Forschungsbedarf festgestellt wird.
- Es ist ein umfassender rechtlicher Rahmen für die Garnelenpulsfischerei erforderlich, der die technischen Einstellungen der Puls-kurre sowie die Überwachung festlegt und einer möglichen Effizienzsteigerung durch Aufwandsbeschränkungen entgegenwirkt.

5.3.2 Auswirkungen auf Beifänge

Die Zusammensetzung und Menge an Beifängen in der Garnelenfischerei lässt sich durch technische Maßnahmen gravierend ändern bzw. reduzieren. Die stärksten Effekte im Vergleich zu den jetzt schon angewendeten selektionssteigernden Maßnahmen (z.B. Trichternetze) sind

durch die Verwendung größer Maschenweiten sowie der Verwendung von Pulsbaumkurren zu beobachten. Dazu zählen insbesondere:

- Discards untermaßiger Garnelen lassen sich mit größeren Maschenweiten und geänderten Maschenformen deutlich reduzieren. Der Schoneffekt ist in den Sommermonaten Juni und August stärker ausgeprägt als in der Hauptsaison im September/Okttober.
- Größere Maschenweiten reduzieren die Menge der gefangenen untermaßigen Garnelen (<50 mm) sehr deutlich. Diese Größenklassen erfahren eine verminderte fischereiliche Sterblichkeit, die in Kombination mit hohen Wachstumsraten in kurzer Zeit zu einer verbesserten Bestandssituation führt und somit langfristig höhere und saisonal stabilere Fangmengen als bei fortgeführter Verwendung der derzeitigen Maschenweite erwarten ließe.
- Durch die Verwendung größerer Maschenweiten und geänderter Maschenformen ist eine Reduktion des Fischbeifanges zu beobachten. Allerdings fallen die Minderfänge je nach Art verschieden aus und sind für einzelne Arten als gering einzustufen.
- Ähnlich verhält es sich bei den Beifängen von Evertebraten, bei denen die Verminderung der Beifänge weniger deutlich ausfiel als bei den registrierten Fischarten.
- Die Wahl der Maschenausrichtung beeinflusst den Effekt auf den Fischbeifang Artengruppen spezifisch (z.B. Plattfisch vs. Rundfisch)
- Die Beifangreduktion für Fische bei Verwendung einer Pulsbaumkurre lag im Jahresdurchschnitt bei 9,4% bezogen auf den Gesamtfang. Die Beifangreduktion für Plattfische betrug 14,9% und für bodenlebende Rundfische 23%.
- Die Verwendung der Pulsbaumkurre erlaubt größeren Abstand des Geschirres zum Meeresboden ohne substantielle Fangeinbußen. Durch Verwendung größerer Rollen bzw. weniger Rollen kann der Beifang sehr deutlich weiter reduziert werden. Erste Ergebnisse zeigen eine Reduktion um 63% allein durch größere Rollen.

5.3.3 Auswirkungen auf die Zielart und die Fischerei

- Durch die Verwendung der Pulsbaumkurre erhöht sich die Fangeffizienz (Mehrfang vermarktbarer Garnelen im Mittel 9%).
- Mit dem Einsatz der Pulsbaumkurre konnte die zum Zug des Fanggerätes benötigte Kraft um 11,5 % reduziert werden mit erheblichen positiven Folgen für den Energieaufwand, Emissionen und letztlich Kosten pro Kilo gefangener Garnelen.
- Die Verwendung von größeren Maschen bzw. geänderter Maschengeometrie bedingt größere mittlere Garnelengrößen im Fang
- Die Verwendung von größeren Maschen bzw. geänderter Maschengeometrie bedeutet anfängliche Verluste bei den Konsumgarnelen tritt allerdings nur im ersten Jahr der Umstellung auf, wird bereits nach kurzer Zeit kompensiert und sorgt im ersten und in allen Folgejahren für höhere Anlandungen mit stabileren Fangmengen im jahreszeitlichen Verlauf.

6 Analyse räumlich-zeitlicher Verteilungsmuster

6.1 Datengrundlage Methoden

Um die Verteilung der Flotte, des Fangs und der Garnelen in der Nordsee zu beschreiben, wurden Daten der Bundesanstalt für Landwirtschaft, BLE, genutzt. Diese umfassen Logbuch-, Anlande- und Vessel-Monitoring-System Daten (VMS) für die Jahre 2007-2013 der deutschen Flotte. Ziel der Analyse ist es, aus der Verteilung der Fischereiaktivitäten und der Anlandungen Rückschlüsse auf die Verteilung des fangbaren Bestandes zu ziehen. Die räumliche Verteilung der Ressource ist die Basis für die Abschätzung der ökonomischen Konsequenzen räumlicher Managementmaßnahmen wie, z.B. im Kapitel 6.5 zum Tidebeckenmanagement beschrieben. Für die folgenden Analysen wurden Daten aller Schiffe genutzt, die zwischen dem 01.01.2007 und dem 31.12.2013 aktiv waren und für die sowohl Logbuch, als auch Anlandungs- und VMS-Daten verfügbar waren.

Logbuchdaten: Es werden die angegebenen Fangzeiten sowie Schätzungen der jeweiligen Fangmenge pro Fischzug berücksichtigt.

Anlangedaten: Die Anlangedaten beinhalten die Gesamtmenge der angelandeten Garnelen, die zum Erlös der Fischer beigetragen haben. Die minimale Anlandungsgröße für Garnelen, die für den menschlichen Konsum gedacht sind, ist definiert durch eine Carapax-Breite (CW) von mindestens 6.5 mm. Da die Carapax-Breite ca. 13-15% der Gesamtlänge (TL) entspricht (Sharawy, 2012), sind diese Garnelen > 50 mm.

Im Siebungsprozess in den Siebstationen an Land wird mit unterschiedlichen Gitterbreiten gesiebt und der Fang in verschiedene Fraktionen aufgeteilt, deren Zusammensetzung den Preis bestimmt, den der Fischer erzielen kann.

In den Anlangedaten finden sich i.d.R. zwei Siebfraktionen, die mit „1“ bzw. „2“ codiert sind. Die Fangmenge, die in den Anlangedaten mit „1“ codiert ist, ist diejenige Siebfraktion, für die der höchste Preis erzielt wurde. Die mit „2“ codierte Siebfraktion beinhaltet alle anderen Garnelen mit etwa > 6.5 mm Carapax-Breite. Nachfragen (Heiploog und Klaas Puhl, Erzeugergemeinschaft der Deutschen Garnelenfischer GmbH) haben ergeben, dass die Siebfraktion „1“ bei der überwiegenden Mehrheit der Siebstationen Garnelen beinhaltet, die eine CW > 9.5 mm (TL in etwa > 73 mm) haben. Dies schließt auch die Siebstationen der größten Vermarkter (Heiploog und Klaas Puhl) sowie seit 2013 die große Erzeugergemeinschaft EzdK mit ein.

Die Informationen über die verschiedenen Garnelengrößen sind insofern wissenschaftlich wertvoll, da wegen des Geschlechterdimorphismus in der Größe (siehe Review Campos & van der Veer, 2008) der Anteil Weibchen mit der Größe zunimmt. Ab einer Größe von > 60 mm (TL) bestehen die Fänge nahezu zu 100% aus Weibchen (Siegel et al., 2008). Der Anteil der eiträgenden Weibchen in dieser Fraktion hingegen schwankt saisonabhängig (Siegel et al., 2008). Bei einer Größe < 60 mm (TL) beträgt er das ganze Jahr hindurch < 50%, während bei den

Weibchen > 65 mm (TL) nur von August – Dezember mehr als 50% eiertragend sind. Von Februar – Juni steigt der Anteil der eiträgenden Weibchen (> 65 mm TL) auf > 80% - 100% (Siegel et al., 2008). **Die Fraktionierung der Garnelen nach Größe und Fangplatz kann somit genutzt werden, um herauszufinden, wo sich schwerpunktmäßig die Tiere aufhalten, die für den Nachwuchs im kommenden Jahr sorgen.**

VMS- (Vessel-Monitoring-System) Daten: Seit 2005 sind alle europäischen Fischereifahrzeuge > 15 m Länge VMS pflichtig (EC, 2003). Die VMS-Daten sind Satelliten-basiert und enthalten zwei-stündige Informationen („Pings“), in denen Schiffskennung, Position, Richtung und Geschwindigkeit des Schiffes übermittelt werden.

Für Garnelenfischer, die z.B. eine durchschnittliche Schleppgeschwindigkeit von 3.5 Knoten haben bedeuten zwei-stündige Pings, dass ca. alle 6.4 km ein Signal abgegeben wird. VMS-Daten erlauben keine Schlussfolgerung darüber, wo sich das Schiff zwischen zwei aufeinander folgenden Pings aufgehalten hat, obwohl eine solche Information relevant wäre, beispielsweise um das Ausmaß der Bodenberührung in bestimmten Gebieten besser abschätzen zu können (Rijnsdorp et al., 1998).

Es gibt aber verschiedene Methoden VMS-Daten zur Abschätzung des Fischereiaufwandes zu interpolieren. Allen Methoden ist gemein, dass Annahmen über die Aktivität zwischen zwei Signalübermittlungen getroffen werden müssen. Entweder wird davon ausgegangen, dass die Pings die einzig verlässliche Informationsquelle sind, oder aber, dass die Nutzung der Pings zu einer starken Unterschätzung des Einflusses der Fischerei führt. Um die Unterschätzung des fischereilichen Einflusses zu minimieren, werden i.d.R. zusätzliche, interpolierte Pings in den Datensatz eingefügt.

Unabhängig von der gewählten Methode werden räumliche Abschätzungen des Fischereiaufwandes oder der Fangmenge in der Regel auf Basis einer bestimmten Rasterung (Auflösung) der Fläche gemacht, d.h. einer ganzen Rasterzelle werden einheitliche Eigenschaften zugewiesen. Grobe Auflösungen (z.B. $1^\circ \times 1^\circ$) sorgen dafür, dass es keine befischten Flächen gibt, die fälschlicherweise als unbefischt deklariert werden, sind aber zu grob, um kleinskalige Abschätzungen machen zu können. Des Weiteren, sind die Pings innerhalb der Rasterzellen bei groben Auflösungen oft nicht homogen verteilt. Daher wird meist die kleinstmögliche Auflösung für Analysen genutzt (Rijnsdorp et al., 1998 ; Dinmore et al., 2003; Piet et al., 2007). Obwohl dies aus der Sicht des Nutzers zunächst wünschenswert erscheint, hat sich für die Daten der deutschen Garnelenfischer gezeigt, dass sogar bei einer sehr feinen Auflösung von $0.005^\circ \times 0.005^\circ$ die Pings innerhalb der Zellen inhomogen verteilt sind und zusätzlich die wahre befischte Fläche bei einer sehr feinen Auflösung unterschätzt wird (Schulte et al., in prep.).

Für die deutsche Garnelenfischerei ist der bestmögliche Kompromiss zur Minimierung des Auflösungsfehlers entweder eine lineare Interpolation (Eastwood et al., 2007; Stelzenmueller et al., 2008), bzw. eine nicht-lineare Rekonstruktion (Hintzen et al., 2010) zwischen aufeinanderfolgenden Pings, bei einer Auflösung von $\geq 0.01^\circ \times 0.01^\circ$ (auf der Basis von C-Squares, Rees, 2003).

Datenanalysen: Um räumliche aufgelöste Gesamtabschätzungen für Fischereiaufwand und die Fangmengen zu erhalten, müssen alle drei vorgenannten Datensätze kombiniert werden (Pedersen et al., 2009; Bastardie et al., 2010; Lee et al., 2010; Gerritsen & Lordan, 2011). In dieser Studie wurden ausschließlich Garnelenanlandungen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm CW) berücksichtigt, da die Anlandungsmenge industriell genutzter Garnelen (< 6 mm CW) sowohl regional als auch saisonal stark schwankt und so zu Verzerrungen im Datensatz führen kann (Schulte et al., in prep.). Für die VMS-Daten wurde die lineare Interpolation bei einer Auflösung von $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ (C-Squares) genutzt. Der letztendlich verwendete Datensatz für die Analysen beinhaltete insgesamt 226 Kutter, die von 2007 – 2013 81319 Reisen unternommen haben und während dieser Reisen 1333821 VMS Signale abgesetzt haben.

Für räumliche Aufwands- und Fangmengenabschätzungen wurden die Anlandungen pro Reise proportional auf die Fangereignisse aufgeteilt. Die Anteile, die jedem Fangereignis zugewiesen wurden, wurden aus den Logbuch Angaben der Fischer übernommen. Hat ein Fischer z.B. auf einer Reise zwei Fangereignisse eingetragen und dem ersten Fangereignis 30% sowie dem zweiten Fangereignis 70% des geschätzten Gesamtfangs der Reise zugewiesen, so wurden diese Verhältnisse übertragen. Für Vergleiche zwischen Kuttern und zur Bestimmung der Garnelendichten wurden die berechneten Anlandemengen (Landings per Unit of Effort, LPUE) um Unterschiede in der Fangeffizienz der jeweiligen Kutter korrigiert. Die Standardisierung erfolgte in Anlehnung an die direkte Standardisierung, die aus der Epidemiologie bekannt ist (Fleiss et al., 2004). Die LPUEs der verschiedenen Schiffe wurden auf die Höhe der LPUEs eines durchschnittlich effizienten Schiffes normiert. Das Durchschnittsschiff wurde 1977 gebaut, ist 18 m lang und verfügt über 194 kw. Es wurde außerdem berücksichtigt, dass nicht alle Schiffe in allen Jahren, Jahreszeiten, Regionen und Tiefen gleichermaßen aktiv waren. Eine genaue Beschreibung der Standardisierung ist zu finden bei Schulte et al. (subm.).

6.2 Räumlich-zeitliche Verteilung des Bestands

In dieser Analyse wird die räumliche Verteilung der mittleren Einheitsfänge an marktfähigen Garnelen als Index für die Verteilung des adulten Bestandes benutzt. Die Einheitsfänge aus der kommerziellen Fischerei sollten also nur als relativer Verteilungsindex bewertet werden, da die Absolutwerte den oben angesprochenen Verzerrungen unterliegen können. Im Zeitraum 2007-2010 erreicht der Bestandsindex im Februar seinen Tiefpunkt (≤ 21 kg/h pro Rasterzelle, s. Abbildung 6.1). Ab März steigt er an, beginnend in den Estuaren und küstennahen Gebieten. Großflächig hohe Werte von > 42 kg/h pro Rasterzelle werden von September bis November erreicht, bevor sie im Dezember wieder deutlich sinken. Im eigentlichen Winter werden nur noch selten und in küstenfernen Gebieten Bestandsindices von > 42 kg/h pro Rasterzelle erzielt. Saisonal etwas verschoben ist die räumliche Verteilung ganz großen Garnelen (Carapax-Breite > 9.5 mm; Abbildung 6.2). Maximale Dichten von > 18 kg/h pro Rasterzelle werden großflächig vor allem im Oktober und November erreicht.

Der Anstieg der Bestandsgröße (Abbildung 6.1) ab März/April ist ein Indiz für das hereinkommen der Garnelen aus den Sommereiern des vorherigen Jahres in den Bestand, deren Larven zwischen April und September schlüpfen. Diese Garnelen erreichen im Frühjahr kommerzielle Größe (Hufnagl & Temming, 2011b). Die hereinkommende Kohorte aus den Sommereiern überlagert sich anschließend mit den Garnelen, die den Wintereiern entstammen. Letztere erreichen im Herbst die kommerzielle Größe von 6.5 mm Carapax-Breite. Dies erklärt die schon ab März zunehmenden Dichten an kommerziellen Garnelen.

Der Frühjahrspeak bei den großen Garnelen (> 9.5 mm Carapax-Breite, Abbildung 6.2) erklärt sich aus der Existenz von Garnelen die den Wintereiern des vorhergehenden Jahres entstammen. Wie beschrieben erreichen diese Garnelen im Herbst die kommerzielle Größe und wenn sie die Herbstfischerei überleben erreichen sie im darauffolgenden Frühjahr eine Länge > 73 mm (> 9.5 mm Carapax-Breite).

Bisherige Studien haben gezeigt, dass adulte Garnelen zwischen Oktober und März in seewärts gelegene Gebiete wandern (Havinga, 1930; Boddeke, 1975). Dieses Verhalten wird in Zusammenhang mit Temperaturveränderungen gebracht (van der Baan, 1975; Boddeke, 1976). Dabei ging Boddeke (1976) davon aus, dass insbesondere eitrage Weibchen temperaturempfindlich sind und daher besonders schnell auf kältere Temperaturen mit einer Wanderung in tiefere Gebiete reagieren. Alle drei genannten Autoren - Boddeke (1975), van der Baan (1975) und Havinga (1930) - machten ihre Beobachtungen in niederländischen und ostfriesischen Gebieten (Dollart).

Das in der Literatur beschriebene Muster in diesen Gebieten wird durch die vorliegenden Analysen bestätigt. **Die Bestandsindizes an großen Garnelen (> 7.5 mm Carapax-Breite, d.h. > ca. 73 mm Länge) nehmen im Winter mit der Tiefe zu.** Allerdings nimmt dieses Muster in seiner Deutlichkeit Richtung Norden ab. Vor der dänischen Küste nimmt die Garnelendichte im Februar sogar zu je flacher das Wasser ist. Eine mögliche Erklärung für die nach Norden abnehmende Tendenz der höheren Garnelendichten mit der Tiefe können die stärkeren täglichen Temperaturunterschiede im westlichen Wattenmeer und die weniger ausgeprägten Temperaturvariationen im Norden sein, die bei Hufnagl et al. (2014) dargestellt sind.

Das in Abbildung 6.1 und Abbildung 6.2 gezeigte Muster im monatlichen Verlauf ist ein durchschnittlicher Jahresgang für die zeitlich räumliche Verteilung der Einheitsfänge eines mittleren Garnelenkutters von 2007 – 2013. Allerdings gibt es dabei inter-annuelle Unterschiede in der Verteilung der Garnelen und der befischten Fläche, wie in Abbildung 6.3 dargestellt ist.

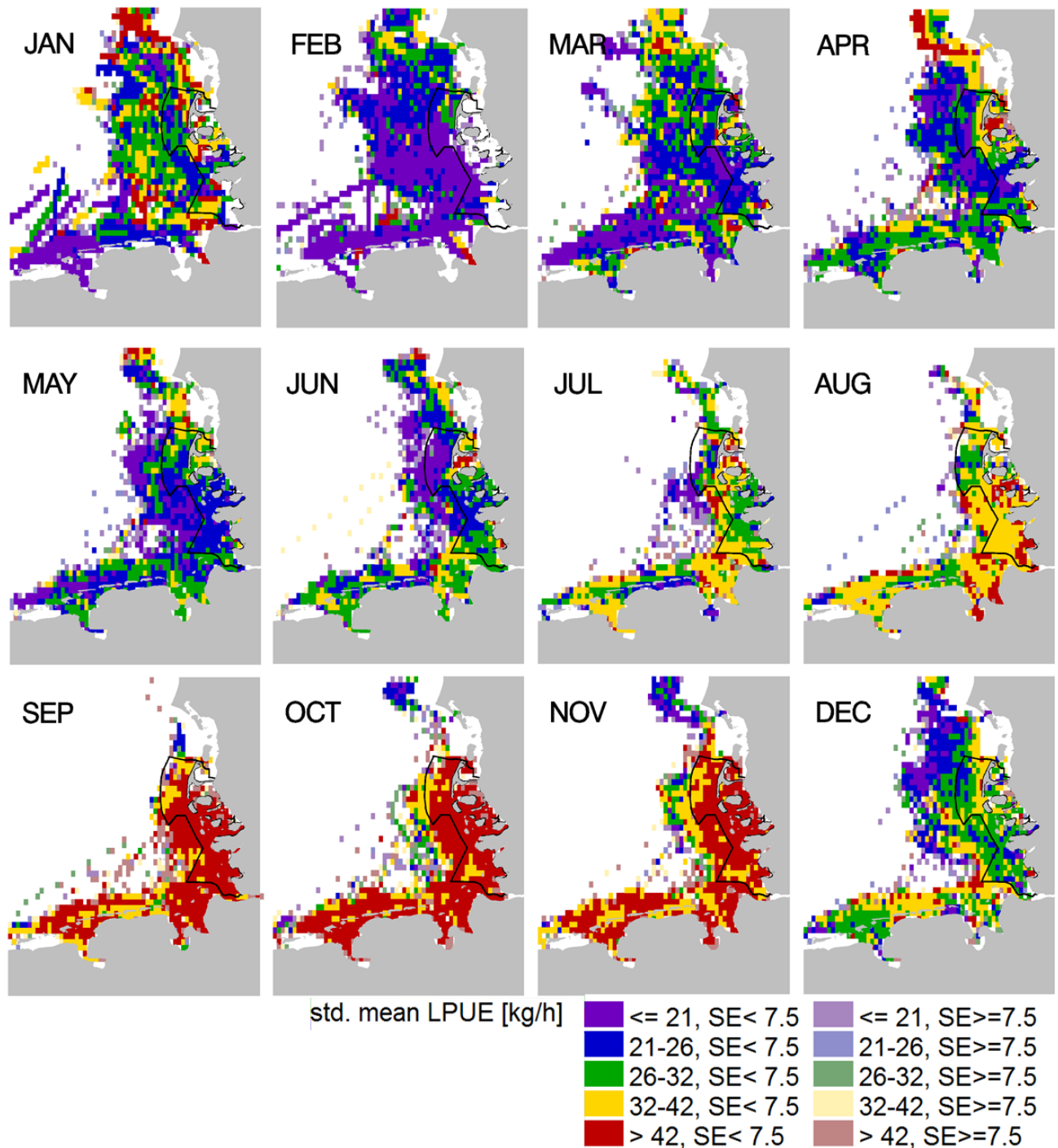


Abbildung 6.1

Mittlere monatliche Einheitsfänge (LPUE; 2007 – 2013) an Garnelen für den menschlichen Konsum (Carapax-Breite > 6.5 mm) als Maß für den Bestand, angegeben in kg/h pro 0.05°x0.05°. Die Genauigkeit, mit der die mittleren Dichten bestimmt werden konnten ist durch die Farbsättigung dargestellt: Hohe Sättigung: Mittelwert konnte genau bestimmt werden; schwache Sättigung: Streuung des Mittelwertes ≥ 7.5 oder es ist wegen Einzelangaben keine Streuung vorhanden. Schwarz: Grenze des Nationalparks Schleswig Holstein.

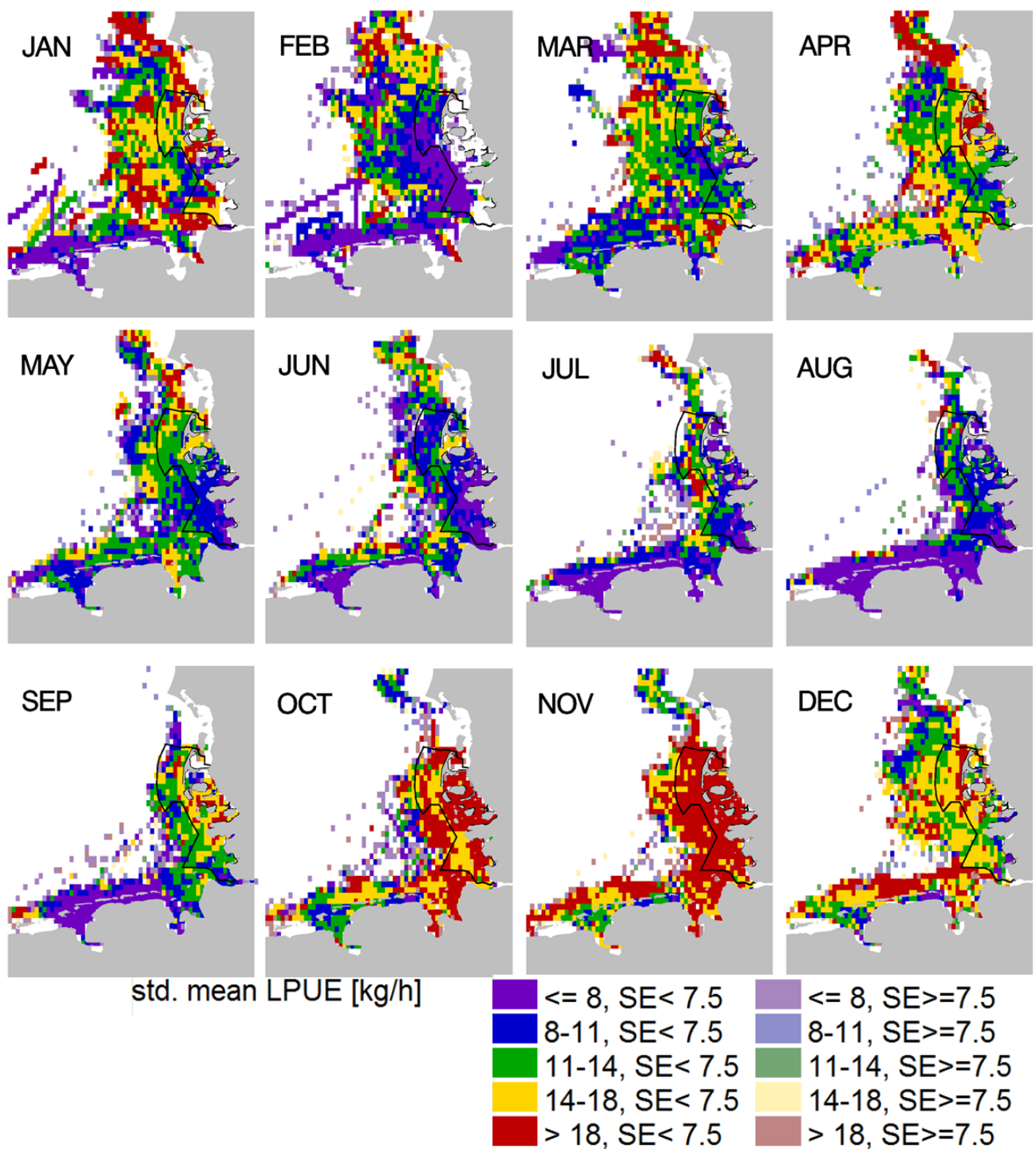


Abbildung 6.2

Mittlere monatliche Einheitsfänge (2007 – 2013; LPUE) an großen Garnelen > ca. 73 mm (Carapax-Breite > 9.5 mm) als Maß für den Bestand, angegeben in kg/h pro 0.01°x0.01°. Die Genauigkeit, mit der die mittleren Dichten bestimmt werden konnten ist durch die Farbsättigung dargestellt: Hohe Sättigung: Mittelwert konnte genau bestimmt werden; schwache Sättigung: Streuung des Mittelwertes ≥ 7.5 oder es wegen Einzelangaben keine Streuung vorhanden. Schwarz: Grenze des Nationalparks Schleswig Holstein.

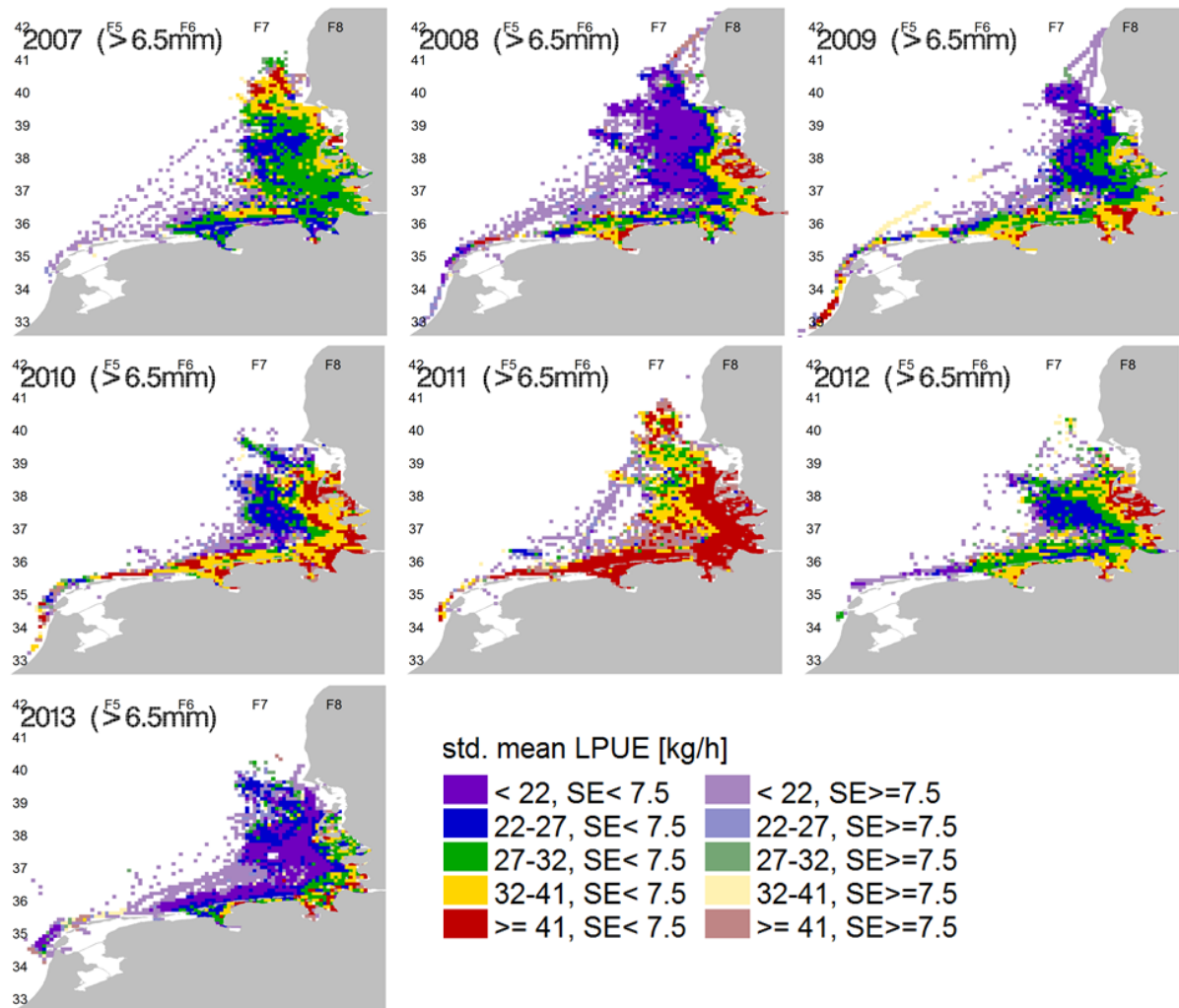


Abbildung 6.3

Räumliche Verteilung der Jahresmittel der standardisierten Einheitsfänge (LPUE) pro $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ der Garnelen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm Carapax-Breite) als Maß für den Bestand gefangen von deutschen Garnelenkuttern > 15 m Länge von 2007 – 2013

Es gibt Jahre, in denen die Indices einen insgesamt größeren Bestand anzeigen (z.B. 2011) und schwächere Jahre (z.B. 2007, 2008, 2013). Dabei wird deutlich, dass die Garnelendichten in starken Jahren fast flächendeckend hoch sind. In schwächeren Jahren können höchste Index-Werte vor allem in Küstennähe und in Ästuaren erzielt werden. Es ist auffallend, dass die deutschen Garnelenfischer, außer im extrem guten Jahr 2011, in zunehmendem Maße vermieden in dänischen Gewässern zu fischen, obwohl im Durchschnitt von 2007 – 2013 die Garnelendichten gerade im Frühjahr vor der dänischen Küste hoch gewesen sind (s. Abbildung 6.1). Dass deutsche Garnelenfischer inzwischen nicht mehr im Frühjahr in dänische Gewässer fahren, könnte daran liegen, dass die dänische Flotte inzwischen modernisiert wurde (ICES WGCAN, pers. komm.) und dadurch das dänische Gebiet effizienter befischt wird. Dies spiegelt sich auch in einem veränderten Jahresgang der Anlandungen wider, der inzwischen seinen Höhepunkt im Herbst erreicht und mittlerweile vergleichbar ist mit dem Jahresgang der deutschen, niederländischen und britischen Anlandungen (ICES, 2012; ICES, 2013a) deren lokale

Gewässer einem stärkeren Fischereidruck unterliegen. Das Verhältnis der Frühjahrsanlandungen im Vergleich zu den Herbstanlandungen im Vorjahr ist ein direkter Indikator für die Sterblichkeit, da im Frühjahr die Kohorte des Vorjahres befischt wird. Das Verhältnis war vor der dänischen Modernisierung anders, denn gerade die dänischen Anlandungen waren seit 1987 charakterisiert durch einen Frühjahrspeak (ICES, 2012; ICES, 2013a). Es ist wahrscheinlich, dass durch intensivere Herbstfischerei gerade diejenigen Garnelen aus der Population entfernt werden, die sonst im Frühjahr hätten gefangen werden können, wenn die fischereiliche Mortalität niedriger gewesen wäre. Diese Hypothese wurde mittels Modellsimulation bestätigt (Rückert, 2011). Somit führen höchstwahrscheinlich geringere Fangmengen im Frühjahr vor der dänischen Küste dazu, dass diese Gebiete seit 2008 kaum noch angefahren werden.

6.3 Räumlich-zeitliche Verteilung des Fischereiaufwands

In den Jahren 2007 – 2013 wurde pro Jahr mit durchschnittlich 106500 Stunden - entsprechend ca. 4400 Aufwandstagen - im Nationalpark Wattenmeer Schleswig Holstein (NTP-SH) gefischt. Das entspricht 39.17% des gesamten deutschen Garnelenfischereiaufwandes (Tabelle 6-1). Dabei gibt es starke saisonale Unterschiede. Allein auf den Oktober entfällt etwa die Hälfte des Aufwandes (s. Abbildung 6.4). Im Januar und Februar ist der Aufwand am geringsten und ein Großteil dieses (ohnehin geringen) Aufwands fand nicht im NTP-SH statt. So wurde von 2007 – 2013 im Mittel im Januar 4751 h gefischt, davon 16.7% im NTP-SH und im Februar 5433 h, wovon nur 13.9% innerhalb der Grenzen des NTP-SH stattfanden (s. Abbildung 6.4 sowie genaue Auflistung im Anhang, Tabelle 11-1).

Die saisonalen Verschiebungen sind auch in der räumlichen Darstellung des Fischereiaufwands zu erkennen (Abbildung 6.5). Insbesondere im Winter (Dezember – März/April) ist der geringe Fischereiaufwand großflächig vor der deutschen Küste verteilt. Im Winter werden dabei im Mittel nur in wenigen Rasterzellen ≥ 35 h Fangaufwand pro Monat erreicht. In sehr küstennahen Gebieten wird im Winter kaum gefischt. Im Gegensatz dazu konzentriert sich der Fischereiaufwand in den restlichen Monaten, insbesondere von etwa Juni – November, sehr küstennah. In einem großen Teil der befischten Rasterzellen werden schon ab April deutlich mehr als 35 h Fangaufwand pro Monat erreicht (Abbildung 6.5).

In den verschiedenen Tidebecken (Abbildung 6.6) des NTP-SH wurden in den Jahren 2007 – 2013 im Mittel 25.15% des Fischereiaufwandes der deutschen Garnelenfischerei geleistet. Das Tidebecken „Piep“ hat mit 4.96% (13418 Stunden) des Gesamtfangaufwandes pro Jahr die größte Bedeutung für die Fischerei, der geringste Aufwand wurde im Tidebecken „Lister Tief“ verzeichnet (0.39% des Gesamtaufwandes, 1076 h, Abbildung 6.7 a, b). Generell folgen die monatlichen Fangstunden dem typischen saisonalen Verlauf der Anlandungen mit einem Frühjahrs- und Herbstpeak (vgl. Abbildung 6.8 und Abbildung 3.3). In Tidebecken, die generell nur sehr gering befischt wurden, sind diese Peaks deutlich schwächer ausgeprägt (siehe z.B. Abbildung 6.8 b).

Tabelle 6-1 Mittlerer jährlicher Fischereiaufwand der deutschen Garnelenkutter von 2007 – 2013 innerhalb und außerhalb des Nationalparks Wattenmeer und angrenzender Küstengebiete Schleswig Holsteins (NTP-SH). Die Angaben beziehen sich auf die reinen Fangzeiten entsprechend der Logbucheinträge.

GEBIET	MITTLERER JÄHRLICHER AUFWAND (MIN - MAX) [h]	MITTLERER ANTEIL DES JÄHRLICHEN AUFWANDES (MIN - MAX) [%]
Innerhalb NTP-SH	106498 (61451 - 135581)	39.17% (34.81% - 41.99%)
außerhalb des NTP-SH	163588 (115082 - 188234)	60.83% (58.01% - 65.19%)

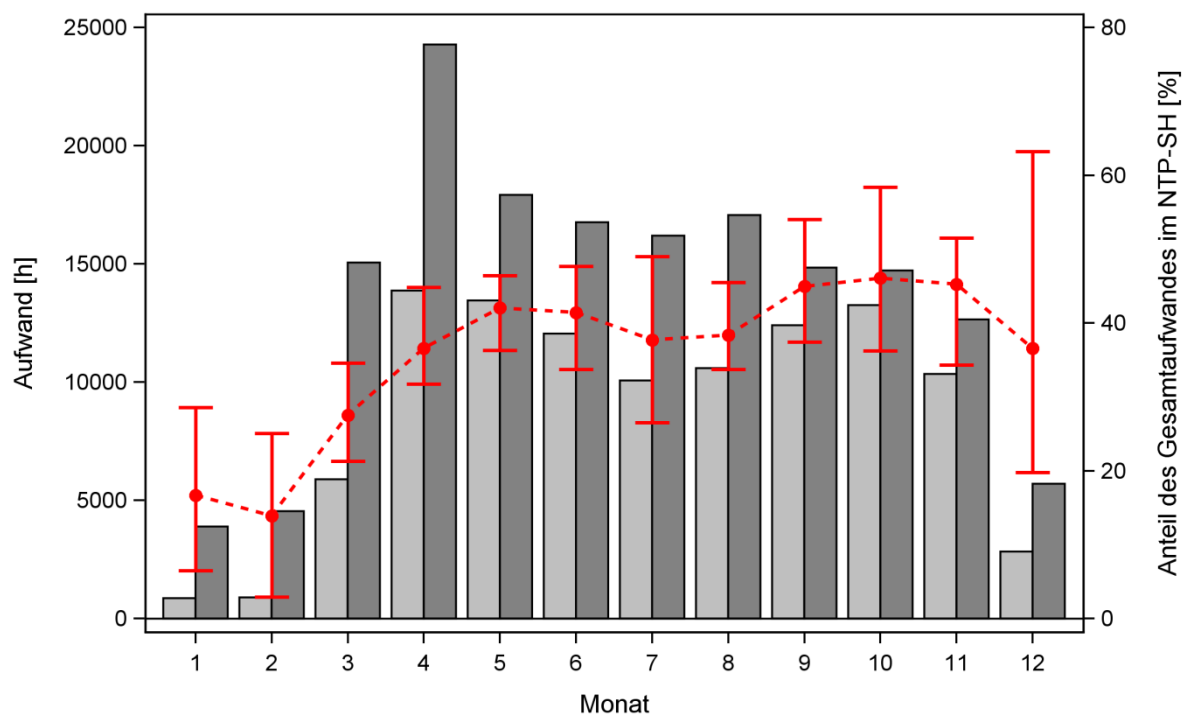


Abbildung 6.4 Mittlerer monatlicher Aufwand in Stunden innerhalb (hellgrau) und außerhalb (dunkelgrau) des Nationalparks Schleswig Holstein (NTP-SH) von 2007 – 2013. Rote, gestrichelte Linie: prozentualer Aufwand innerhalb des NTP-SH bezogen auf den gesamten Garnelenfischereiaufwand; Federbalken: minimale und maximale monatliche Anteile des Garnelenfischereiaufwandes im NTP-SH.

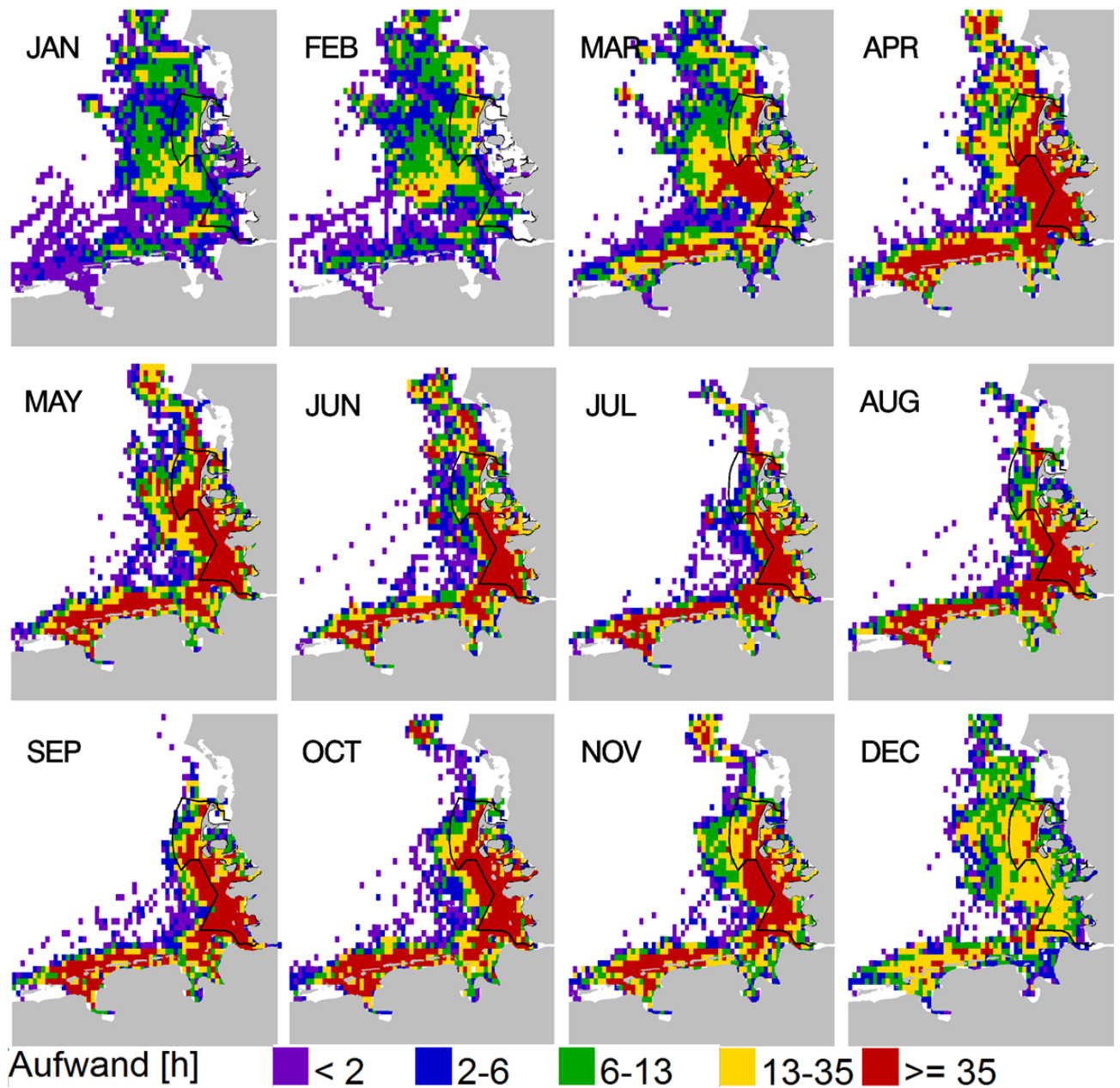


Abbildung 6.5

Durchschnittlicher monatlicher Garnelenfischereiaufwand von 2007 – 2013 dargestellt pro $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ -Rasterung. Schwarz: Grenze des Nationalparks Wattenmeer Schleswig Holstein.

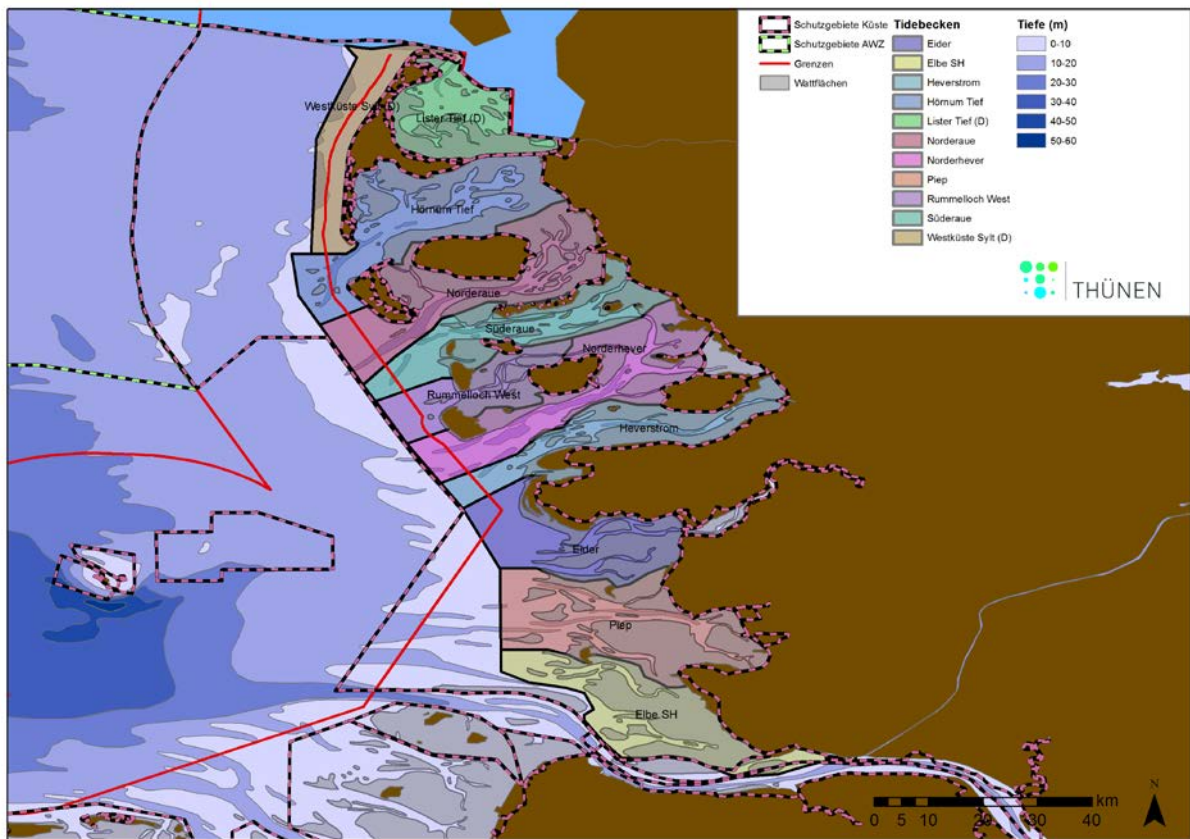


Abbildung 6.6

Tidebecken im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.

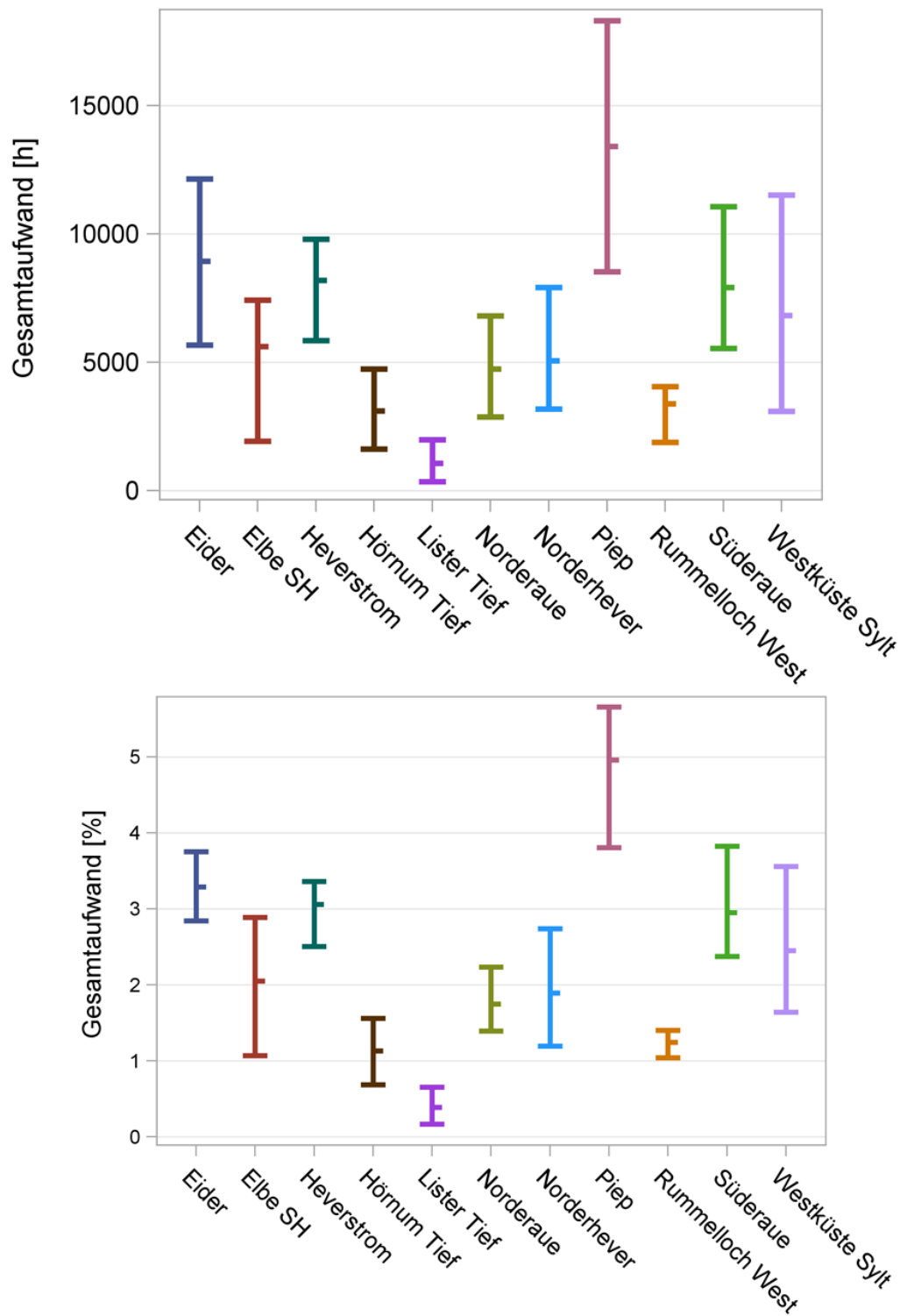


Abbildung 6.7

Gesamtaufwand innerhalb der verschiedenen Tidebecken im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Dargestellt ist der absolute Aufwand in Stunden (a) und der Anteil des gesamten Fischereiaufwandes der deutschen Garnelenkutter > 15 m, der innerhalb der Tidebecken des NP S-H stattfand. (b). Die Federbalken bezeichnen den mittleren Aufwand sowie minimalen und maximalen Aufwand, der in einem der Jahre von 2007 - 2013 in den Tidebecken erreicht wurde.

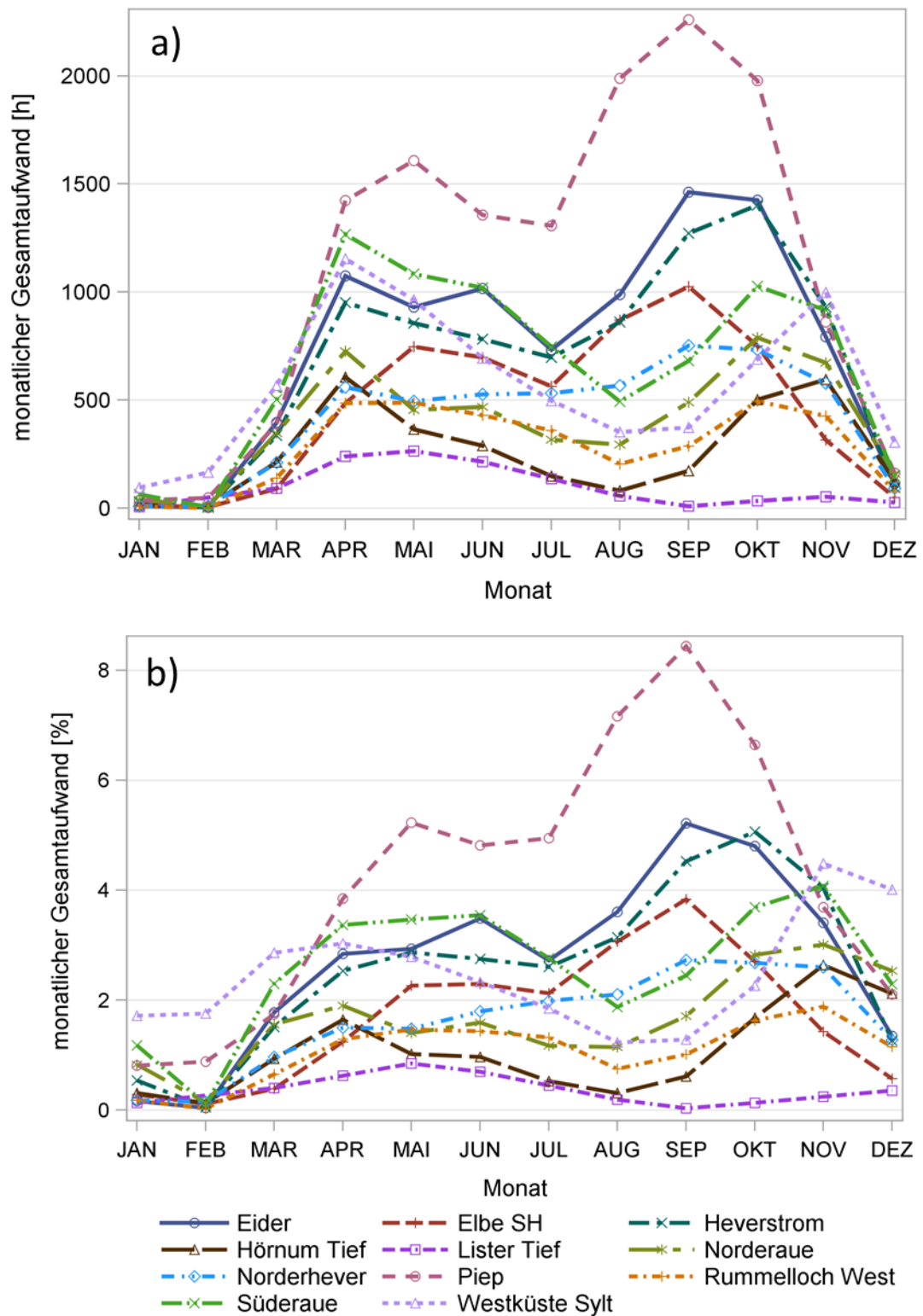


Abbildung 6.8

Mittlerer monatlicher Gesamtaufwand innerhalb der verschiedenen Tidebecken im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, gemittelt über die Jahre 2007 - 2013. Dargestellt ist der absolute Aufwand in Stunden (a) und der Anteil des gesamten Fischereiaufwandes der deutschen Garnelenkutter > 15 m Länge (b), der innerhalb der Tidebecken des NP S-H stattfand.

6.4 Räumlich-zeitliche Verteilung der Anlandungen

Pro Jahr werden etwa 40%, entsprechend 4239.173 t, der deutschen Anlandungen an Konsumgarnelen innerhalb des NTP-SH erzielt (Mittel 2007-2013; Tabelle 6-2). Die höchsten absoluten Mengen und relativen Anteile innerhalb des NTP-SH entfallen dabei auf den September und Oktober (709.60 t entsprechend 48.12% bzw. 774.00 t entsprechend 48.67%). In allen anderen Monaten sind sowohl die Gesamtfangmengen als auch der relative Beitrag zur Gesamtfangmenge deutlich niedriger (Abbildung 6.9, genaue Aufschlüsselung im Anhang in Tabelle 11-2).

Entsprechend der saisonalen Verteilung des Fangaufwandes werden im Januar und Februar auch die höchsten Fangmengen in relativ küstenfernen Gebieten erreicht (Abbildung 6.10). Dabei überschreiten die mittleren Fangmengen pro Rasterzelle nur selten die 500 kg Grenze (Abbildung 6.10). Ab März werden dann zunehmend höhere Fangmengen erzielt, die 1300 kg pro Rasterzelle überschreiten können. Hohe Fangmengen werden ab April zunehmend in küstennahen Gebieten erreicht, bevor sich die größten erreichten Fangmengen ab November wieder in küstenfernere Gebiete verlagern.

Die größten absoluten und relativen Fangmengen werden im Tidebecken Piep erzielt (Mittlere Jahresfangmenge Konsumgarnelen: 539.25 t entsprechend 5.16%). Die niedrigsten mittleren jährlichen Fangmengen an Konsumgarnelen wurden mit 39.05 t (0.36%) im Lister Tief verzeichnet (Abbildung 6.11). Der saisonale Verlauf der Fangmengen (Abbildung 6.11) entspricht dem Verlauf des Fangaufwandes (Abbildung 6.7).

Tabelle 6-2 Mittelwert der jährlichen Fangmengen deutscher Garnelenkutter von 2007 – 2013 an kommerziellen Garnelen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm Carapax-Breite) innerhalb und außerhalb des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzender Küstengebiete Schleswig Holsteins (NTP-SH).

GEBIET	MITTLERE FANGMENGE (MIN - MAX) [T]	MITTLERER ANTEIL DER FANGMENGE (MIN - MAX) [%]
innerhalb NTP-SH	4239.173 (3724.009 – 4924.476)	40.54% (35.24% - 45.92%)
außerhalb des NTP-SH	6267.094 (4659.662 – 7397.311)	59.46% (54.08% - 64.76%)

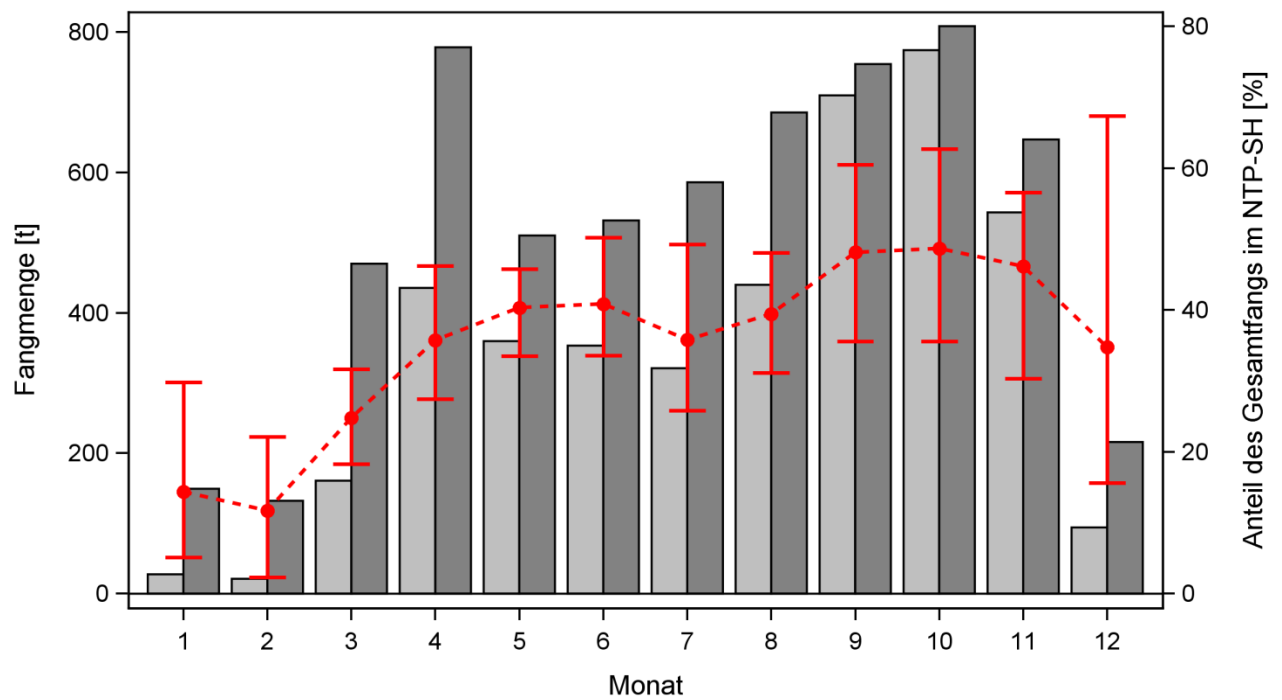


Abbildung 6.9

Mittlere monatliche Fangmenge an kommerziellen Garnelen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm Carapax-Breite) in Tonnen innerhalb (hellgrau) und außerhalb (dunkelgrau) des Nationalparks Schleswig Holstein (NTP-SH) von 2007 – 2013. Rote, gestrichelte Linie: Anteil der Fangmenge innerhalb des NTP-SH bezogen vom gesamten deutschen Garnelenfang; Federbalken: minimale und maximale monatliche Fangmengen der Garnelenfischerei innerhalb des NTP-SH.

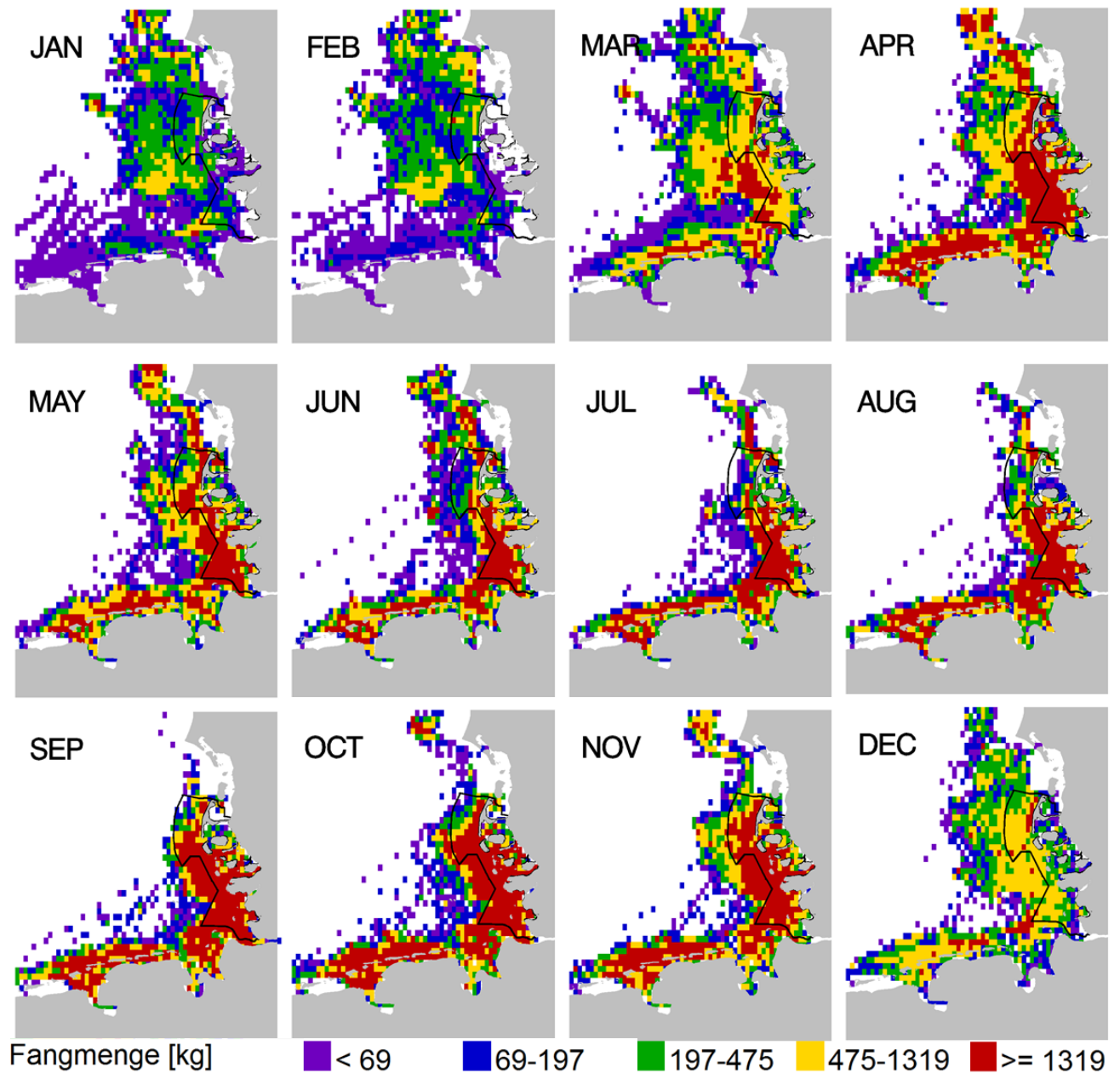


Abbildung 6.10

Durchschnittliche monatliche Fangmengen an kommerziellen Garnelen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm Carapax-Breite) von 2007 – 2013 dargestellt pro 0.05°x0.05°-Rasterung. Schwarz: Grenze des Nationalparks Schleswig Holstein.

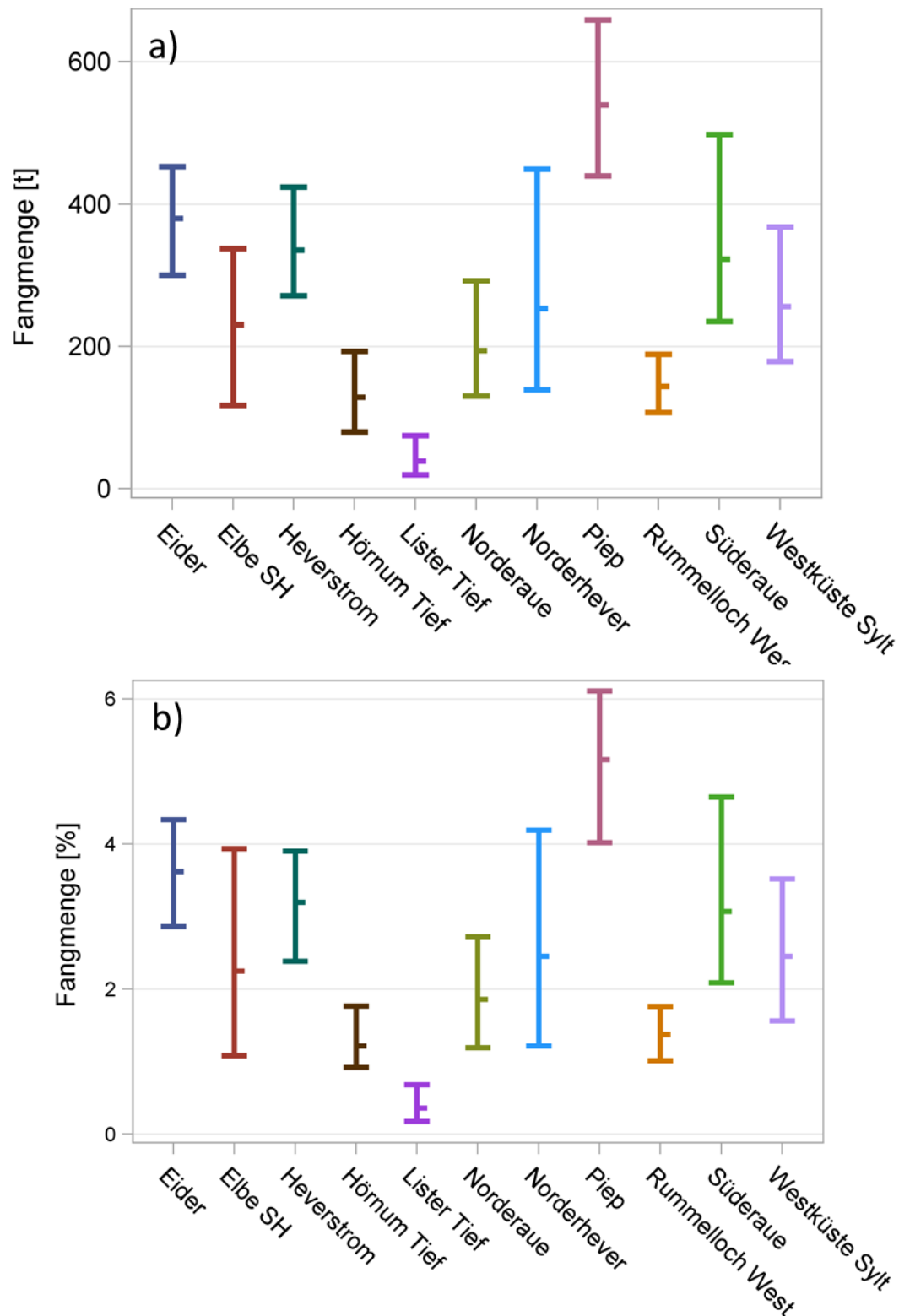


Abbildung 6.11

Gesamtfangmengen innerhalb der verschiedenen Tidebecken im Nationalpark Wattenmeer Schleswig Holstein. Dargestellt sind die absolute Fangmengen in kg (a) und der Anteil der gesamten Fangmengen der deutschen Garnelenkutter > 15 m Länge, der innerhalb der Tidebecken erzielt wurde. (b). Die Federbalken bezeichnen die mittleren Fangmengen von 2007 – 2013 sowie minimale und maximale Fangmengen, der in einem der Jahre von 2007 - 2013 in den Tidebecken erreicht wurde.

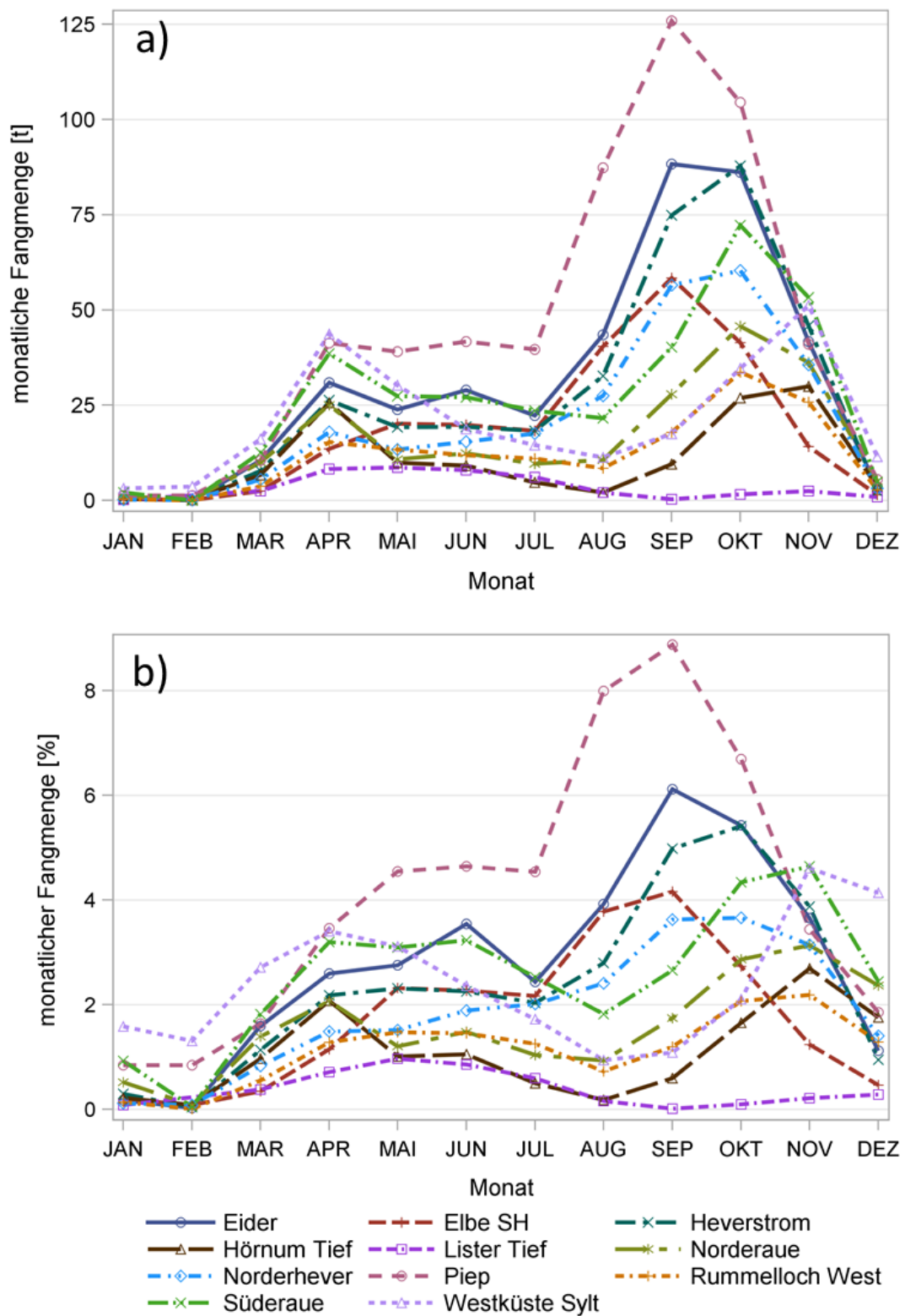


Abbildung 6.12

Mittlere monatliche Fangmengen innerhalb der verschiedenen Tidebecken im Nationalpark Wattenmeer Schleswig Holstein, gemittelt pro Monat über die Jahre 2007 - 2013. Dargestellt ist die mittlere monatliche Fangmenge in Tonnen (a) und der Anteil an der gesamten monatlichen Fangmenge der deutschen Garnelenkutter > 15 m Länge (b), der innerhalb der Tidebecken erzielt wurde.

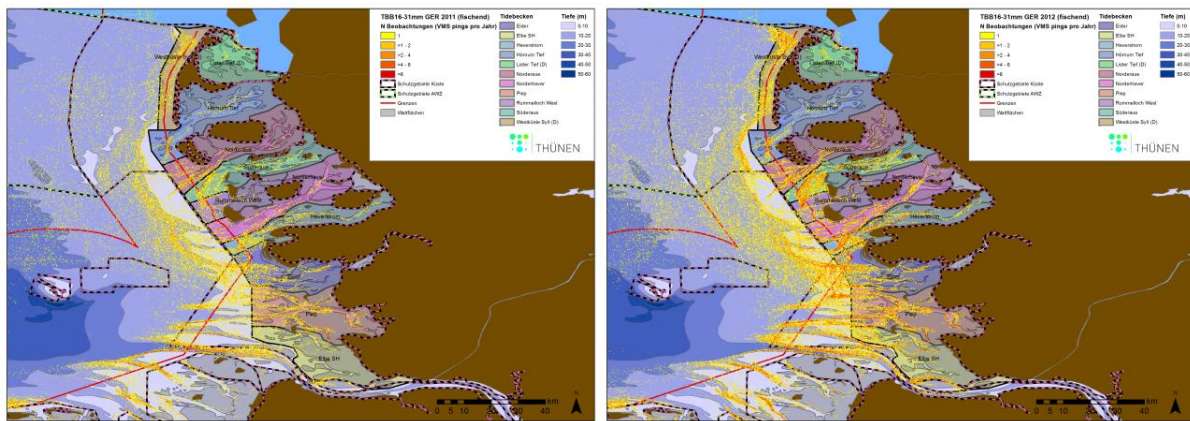
6.5 Räumliche Verteilung der Erlöse

Die Analyse der Verteilungsmuster der Flotte und der Fänge zeigte, dass ökonomische Betrachtungen zur Erlösverteilung sich am sinnvollsten an größeren Gebietseinheiten, wie z.B. Tidebecken, orientieren. Die folgenden Betrachtungen erlauben die ökonomischen Konsequenzen eines Tidebeckenmanagements für die Fischerei zu analysieren. Als Werkzeug wurde eine Individuelle Stress Level Analyse (ISLA) durchgeführt, die den Vergleich der Auswirkungen verschiedener räumlicher Managementoptionen auf einen Sektor ermöglicht (Schulze et al., 2012). In der vorliegenden Analyse wird der potentielle Erlösverlust eines jeden Fischereifahrzeuges bei Ausschluss aus einem Tidebecken im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer berechnet und ein summarisches Gesamtbild gezeichnet.

Zunächst werden die Erlöse vergangener Jahre in einem Gebiet anhand von Logbuch-, VMS- und Anlandedaten geschätzt (siehe oben). Der Prozentuale Anteil des Erlöses in einem zukünftig geschlossenen Gebiet am Gesamterlös eines Fahrzeuges ergibt den Erlösverlust (Stress) eines Fahrzeugs. Diese Berechnung basiert auf der Annahme, dass der Fischereiaufwand sich im Raum nicht verändert. Bei ISLA-Analyse handelt es sich streng genommen nicht um eine Analyse der Profite. D.h. Aufwandsverlagerungen, Fahrt von Umwegen, Änderungen in der Ressourcenverteilung bzw. schwankende Preise für Produkte aber auch für Kosten (Benzin, Wartung, Lohn etc.) werden nicht berücksichtigt.

Die hier durchgeführte Analyse berücksichtigt nur die Fahrzeuge mit Vessel Monitoring System (VMS). Laut Verordnung mussten bis 2012 Fahrzeuge über 15 m LÜA und seit 2012 Fahrzeuge über 12 m LÜA mit VMS ausgerüstet sein. Damit sollten über 90% der deutschen Krabbenkutter erfasst sein. Für die Analyse wurde im Geschwindigkeitsfenster von 2-4 Knoten Fischereiaktivität angenommen. Die Fahrstrecken zwischen den VMS-Beobachtungen wurden mittels Nicht-linearer Interpolation (Hintzen et al., 2010) abgeschätzt. Die Anlandungen einer Reise wurden proportional zum Aufwand auf die interpolierten Fahrstrecken verteilt. Für die Bearbeitung der Daten wurde R (R Core Team, 2013) und z.T. VMS-tools Funktionen (Hintzen et al., 2012; <http://code.google.com/p/vmstools/wiki/Introduction>) genutzt. Weitere Methoden siehe Schulze et al. (2012). Für die Aggregation nach Häfen wurde nicht der offizielle Heimathafen nach dem Schiffsregister, sondern der Hafen mit den meisten Erlösen (Anlandungen) eines Fahrzeuges im jeweiligen Jahr verwendet.

Sämtliche Tidebecken des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer werden in unterschiedlichem Ausmaß durch die Krabbenfischerei genutzt. Abbildung 6.13 zeigt anhand der VMS Satellitendaten die kleinräumige Nutzung der Tidebecken des Nationalparks.



Bezogen auf die gesamte deutsche Garnelenflotte zeigt Abbildung 6.15, dass der Großteil der deutschen Garnelenkutterflotte durch die Schließung eines einzelnen Tidebeckens nicht betroffen wäre, es aber einzelne Fahrzeuge gibt, die Gebiete verlieren würden, in denen sie in den Jahren 2011 und 2012 mehr als 15% ihrer Erlöse erwirtschaftet hatten.

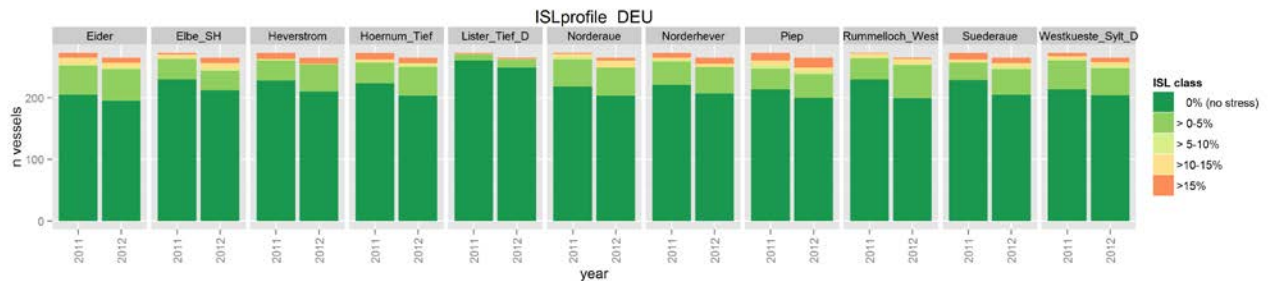


Abbildung 6.15 Individuelles Stress Level Profil (Erlösverlust) ALLER deutschen Garnelenkutter (Anzahl Fahrzeuge) pro Tidebecken für die Jahre 2001 und 2012.

Abbildung 6.16 bezieht sich nicht auf die Gesamtflotte sondern zeigt die Betroffenheit innerhalb der Fahrzeuggruppe, die jeweils das betrachtete Tidebecken als Fanggrund nutzt. Das am wenigsten genutzte Tidebecken Lister Tief (deutscher Teil) wurde in den Jahren 2011 und 2012 von weniger als 20 Fahrzeugen befischt. Im meistgenutzten Tidebecken Eider hingegen waren mehr als 60 Fahrzeuge aktiv. Weitere Statistiken befinden sich im Anhang (Tabelle 11-3). Die Schließung eines jeden Tidebeckens würde für einzelne Betriebe einen erheblichen Verlust von Fanggründen bedeuten ($ISL_{Erlös} > 15\%$).

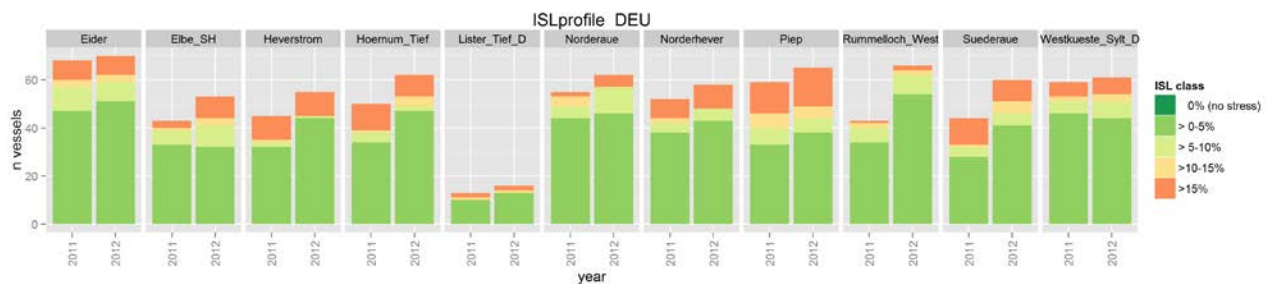


Abbildung 6.16 Individuelles Stress Level Profil (Erlösverlust) deutscher Garnelenkutter (Anzahl Fahrzeuge) pro Tidebecken für die Jahre 2001 und 2012. NUR FAHRZEUGE MIT AUFWAND IN DEN UNTERSUCHTEN TIDEBECKEN.

Abbildung 6.17 zeigt die Belastung der wichtigen Hafengemeinschaften Cuxhaven und Büsum durch die potentielle Schließung einzelner Tidebecken.

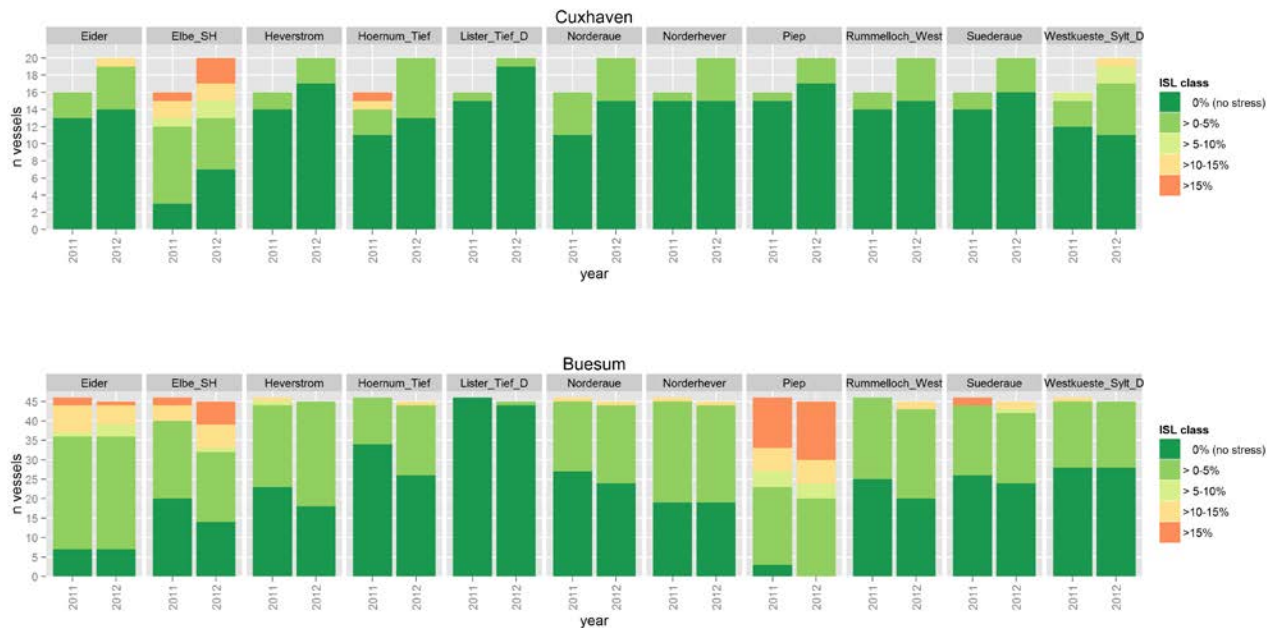


Abbildung 6.17 Individuelles Stress Level Profil (Erlösverlust) der deutschen Garnelenkutter (Anzahl Fahrzeuge) pro Tidebecken und Hafengemeinschaft für die Jahre 2001 und 2012. Oben: Cuxhaven. Unten: Buesum. Weitere Häfen siehe Anhang.

6.6 Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

- Die marktfähigen Garnelen verteilen sich über das gesamte Verbreitungsgebiet, aber konzentrieren sich im Juli und August in Küstennähe und in den Ästuaren. Von September bis November kommt es zu einer Ausbreitung hoher Dichten seewärts.
- Große Garnelen (> 73 mm TL) werden vor allem im Oktober und November gefunden.
- Saisonal ändern sich die Schwerpunkte der befischten Fläche. Während sich die Flotte im Winter (Dezember – März) über eine große Fläche ausdehnt, beschränkt sie sich von Juni bis Oktober auf küstennahe Gebiete.
- Im Bereich des Nationalparks (NP) Schleswig Holstein geht die Fischerei im Sommer kaum über dessen seewärtige Grenzen hinaus.
- Die räumliche Verteilung der Flotte unterscheidet sich von den Verteilungsschwerpunkten der marktfähigen Garnelen, aber Regionen, in denen hoher Fischereiaufwand betrieben wird, sind durch hohe Erträge gekennzeichnet.
- Ein Schutz des Laicherbestandes sollte im Wesentlichen Gebiete außerhalb des NP umfassen. Schließungen von Gebieten innerhalb des NP führen u.U. zu einer Erhöhung des Druckes auf den Laicherbestand außerhalb des NP
- Ein Real-time Management insbesondere zur Beifangvermeidung von Jungfischen erfordert ein Online Monitoring der Fangzusammensetzung.
- Sofern ein dauerhaftes Gebietsmanagement im NP eingeführt werden soll, bietet sich aufgrund der Flotten- und Erlösverteilung ein Ansatz auf Tidenbeckenbasis an.

- Von allen Tidebecken im NP ist das Lister Tief das am wenigsten genutzte Tidebecken mit den niedrigsten Garnelendichten gefolgt vom Rummelloch West, in dem ebenfalls nur geringe fischereiliche Erlöse erzielt werden.
- Fischereiökonomisch am bedeutendsten im NP sind die Tidebecken Eider und Piep.

7 Fischereimanagement

7.1 Status quo und erforderliche Konsequenzen

Die Garnelenfischerei in der Nordsee gilt als weitgehend unreguliert. Es existieren sehr wenige, allgemein gültige Regeln, die sich im Wesentlichen auf Gerätespezifikationen sowie Gebietsbeschränkungen beziehen. Zu den allgemein gültigen Regelungen gehören (i) die EU-weite Festschreibung einer minimalen Maschenweite von 16 mm, (ii) eine Siebgröße (Stababstand bei Rüttelsieben) von 6.5 mm für den Siebprozess an Land, (iii) nationale Obergrenzen für die Anzahl Fanglizenzen sowie (iv) eine Beschränkung der Motorleistung auf < 220 kW innerhalb der Schollenbox. Dazu kommt, dass für Teile der Flotte weder essentielle Informationen zum verwendeten Gerät noch zum Fischereiaufwand und Fang vorliegen. Die weitgehend unregulierte Fischerei und die unvollständige Datenerhebung resultieren in einer Situation, wo Änderungen des Fischereiaufwands bzw. Effizienzsteigerungen in der Flotte weitgehend unentdeckt bleiben.

Neben dem Mangel an Regulierung und dem Dokumentationsproblem gibt es weitere Punkte, die schlussfolgern lassen, dass ein vollwertigeres, funktionierendes Managementsystem für die Garnelenfischerei dringend erforderlich ist (ICES 2013c):

Die zurzeit mehr als 500 aktiven Fischereifahrzeuge üben einen ca. 3 Mal höheren Fischereidruck aus als die natürliche Sterblichkeit. Selbst unter der Annahme, dass für die kurzlebige und schnellwüchsige Nordseegarnele vergleichsweise hohe F_{MSY} -Werte anzusetzen wären, sind die ermittelten F-Werte weit oberhalb des potentiellen F_{MSY} -Ranges für diese Art (ICES, 2014e). Bereits kurzfristige Fangstopps (z.B. der Fischer Streik 2011) führten teilweise zu einer Verdoppelung der Fangraten in der Folge. Die Schlussfolgerung aus diesen Analysen und Beobachtungen ist, dass aufgrund des hohen Fischereidrucks der Garnelenbestand zurzeit als Wachstumsüberfischte gelten muss. Wachstumsüberfischung bedeutet, dass eine Reduktion des Fischereiaufwandes primär zu höheren Anlandungen führt, aber auch zu einem besseren Produkt (größere Garnelen) und weniger Treibstoffverbrauch. Darüber hinaus sind positive ökologische Auswirkungen über die Reduktion von Beifängen und weniger Bodenkontakt zu erwarten.

Obwohl die verfügbaren Daten zur Flottengröße und den Seetagen einen vergleichsweise konstanten Fischereiaufwand bis 2012 zeigen, gibt es ebenfalls Anzeichen, dass die Fangeffizienz der aktiven Fahrzeuge z.B. durch Erneuerung und höhere Motorleistung gestiegen ist. Dies zeigt sich in dem Anstieg in F trotz gleichbleibendem Aufwand sowie in dem Anstieg in kW-Seetagen im Vergleich zu den Seetagen seit 2013 (ICES 2014c). Innovationen, wie die Pulsbaumkurre, würden die Fangeffizienz weiter steigern. ***Einerseits können solche Effizienzsteigerungen positive Effekte wie z.B. weniger Beifang oder weniger Bodenkontakt pro Kilo gefangener Garnelen haben – andererseits können diese positiven Effekte nur realisiert werden, wenn ein Managementsystem implementiert ist, dass weitere, ungewollte Aufwandssteigerungen verhindert.***

7.2 Managementwerkzeuge und Handlungsoptionen

2013 hat der Internationale Rat für Meeresforschung die Notwendigkeit eines effizienten und nachhaltigen Fischereimanagements für die Fischerei auf die Nordseegarnele *C. crangon* festgestellt (ICES 2013c) und u.a. Vorschläge für eine sog. „Harvest Control Rule“ als zentrales Element zur Steuerung des Fischereiaufwands veröffentlicht. Neben der Regulierung des Fischereiaufwands zur nachhaltigen Bewirtschaftung des Garnelenbestands zeigen die in diesem Bericht zusammengestellten Forschungsergebnisse der letzten Jahre weitere mögliche Komponenten für einen umfassenderen Managementansatz der Nordseegarnelenfischerei auf. Für alle Komponenten gilt, dass aufgrund der Tatsache, dass es sich bei der Nordseegarnele um einen zusammenhängenden Bestand handelt, Maßnahmen bestandsbezogen entwickelt und implementiert werden sollten. Zu den zentralen Anforderungen an einen umfassenderen Managementansatz gehören:

1. Überwachung der Fangkapazität und der Fangeffizienz
2. Steuerung des Fischereiaufwands
3. Verbesserung der Fangselektivität durch technische Maßnahmen
4. Verminderung des Bodenkontakts durch Gerätemodifikationen
5. Gebietsmanagement zum Habitat- und Ökosystemschutz

Steuerung von Fangaufwand und Überwachung der Fangkapazität und Fangeffizienz

Ein Managementsystem, das mit einer Begrenzung des Fangaufwandes arbeitet, muss die negativen und positiven Anreize, die ein solches System setzt, berücksichtigen. So ist zu erwarten, dass eine Aufwandsbegrenzung Anreize zur Fangeffizienzsteigerung setzt, um mögliche Fangeinbußen durch die reduzierten Fangzeiten zu kompensieren (siehe dazu auch Kapitel 7.1). Eine Fangeffizienzsteigerung kann positive Ökosystemeffekte haben, da für die gleiche Fangmenge weniger Fischereiaufwand nötig wird – also auch weniger Bodeneinfluss ausgeübt wird. Auf der anderen Seite kann sich eine Effizienzsteigerung z.B. durch schnellere Schleppgeschwindigkeiten auch in größerer befischter Fläche ausdrücken und somit bei gleicher Fangzeit (Fischereiaufwand) negative Bestands- und Ökosystemauswirkungen haben. Um den aus einer Fangeffizienzsteigerung resultierenden positiven Möglichkeiten und Gefahren effektiv begegnen zu können, sollte ein solches System mit einem effektiven Fangeffizienz-Monitoring oder Möglichkeiten zur Fangmengenbegrenzung kombiniert werden. Letzteres ist insbesondere in der derzeitigen Situation wichtig, weil eine weitere Effizienzsteigerung ohne Reduktion des Fangaufwands das F weiter erhöhen und nicht zu einer Zunahme der Fänge führen würde, da die Population bereits Wachstumsüberfisch ist. Ein weiterer, potentieller Nachteil eines mit Anreizen zur Effizienzsteigerung behafteten Managementsystems wäre, dass kleine Betriebe, die die deutsche Garnelenfischerei charakterisieren, benachteiligt würden gegenüber hochmotorisierten und effizienteren Schiffen, wie sie vorwiegend in der holländischen und dänischen Flotte vorkommen. **Soziale**

und strukturpolitische Prioritäten sollten daher ebenfalls z.B. über die Förder- und Flottenpolitik im Management angemessen berücksichtigt werden.

Zudem muss ein Managementinstrument geschaffen werden, dass es ermöglicht, schnell und effektiv den Aufwand signifikant zu drosseln, wenn ein schwacher Jahrgang durch einen natürlichen oder fischereibedingten Rekrutierungsausfall auftritt. Auf Grund der Kurzlebigkeit der Garnelen sowie des fehlenden Bestands-Nachwuchs-Zusammenhangs würde ein derartiges Managementinstrument sich auf fischereibasierte Daten stützen müssen. Eine mögliche Option wäre die sog. „Harvest Control Rule“, die bereits von den MSC-Fischern getestet und durch die Universität Hamburg und das Thünen-Institut evaluiert sowie im Zuge der ICES WGCAN, ADCAN und WKKCM Gruppen diskutiert und als angemessen erachtet wurden. Die „Harvest Control Rule“ vergleicht die aktuellen Fangraten (LPUE) mit einem Schwellenwert, der entweder auf Modellüberlegungen oder dem Ertrag vorangegangener Jahre festgelegt wird. Fällt der mittlere LPUE (basierend auf dem Großteil der Flotte) unter diesen Wert, wird der Fangaufwand eingeschränkt. Fällt er in einem vorgegebenen Zeitraum noch weiter, wird der Aufwand weiter reduziert, ansonsten wird die Beschränkung wieder aufgehoben.

Verbesserung der Fangselektivität durch technische Maßnahmen

Da die mittlere Länge der gefangenen Garnelen wesentlich kürzer ist als die Garnelenlänge, die für den menschlichen Konsum vorgesehen ist, werden zum Teil bis zu 90% der gefangenen Garnelen als untermaßig zurückgeworfen. Auch wenn möglicherweise ein erheblicher Teil dieser Garnelen den Fang und das anschließende Verwerfen überlebt (Angaben schwanken von 90% Überlebensrate bis zu 70% Sterblichkeitsrate), ist die Fangpraxis wenig effizient und die Population wie auch die Fischerei würde deutlich von einer größeren mittleren Fanggröße der Garnelen profitieren. Es wird sinnvoll, die Maschenweiten spezifisch nach Maschentypen im Steert anzuheben (siehe Kapitel 5.2; Ergebnisse CRANNET-Projekt). Eine schrittweise Einführung kann helfen, die Angst vor Fangeinbußen niedrig zu halten, bis der ganz überwiegende Teil der Fänge aus marktfähigen Garnelen besteht. Positiver Nebeneffekt dieser Maßnahme wäre eine signifikante Abnahme der ungewollten Fischbeifänge mit entsprechender Schonwirkung auf wichtige kommerzielle Arten wie z.B. Scholle, Seesunge, Kabeljau und Wittling.

Für die Reduktion der Fischbeifänge empfiehlt es sich zusätzlich neuere Erkenntnisse zu Fluchtfenstern, die sich das spezifische Verhalten der gefangenen Arten zu Nutze machen („Smartgear“), zu prüfen und entsprechende Anpassungen für die Garnelenfischerei weiterzuentwickeln. Die Umweltauswirkungen elektrischer Felder, wie sie in der Pulsfischerei verwendet werden („Pulsbaumkurre“), sollten ebenfalls intensiv weiter untersucht werden, um das Potential dieser Fangtechnik möglichst zeitnah abschließend bewerten und eine Empfehlung dazu aussprechen zu können. Bei Einführung neuer Fanggeräte ist eine belastbare Abschätzung der Fangeffizienzsteigerung unerlässlich, um ungewollte Mehrfänge bzw. stärkere Umwelt- und Bestandseffekte bei ansonsten gleichem Fischereiaufwand zu verhindern.

Verminderung des Bodenkontakts durch Gerätemodifikationen

Unabhängig von einer endgültigen Bewertung der Umweltauswirkungen gepulster, elektrischer Felder hat sich die Verwendung der Pulsbaumkurre in ihrer ursprünglichen Modifikation (mit reduziertem Grundgeschirr) als technisch vielversprechendste Option herausgestellt, um den Bodenkontakt der Garnelenfischerei zu reduzieren. Das Aufscheuchen der Garnelen vom Boden wird durch gepulste, elektrische Felder übernommen. Damit kann sehr wahrscheinlich auf das klassische Rollengeschirr weitgehend verzichtet werden, bzw. dieses deutlich reduziert werden, und das Gerät kann in größerem Abstand zum Meeresboden gezogen werden. Momentan wird die Pulskurre jedoch in der Fischerei zusammen mit dem klassischen Rollengeschirr eingesetzt. Hierdurch steigt zwar die Fangeffizienz maximal, aber der Einfluss auf den Boden wird nicht vermindert und zusätzlich wirken elektrische Felder auf den Boden.

Die Möglichkeiten der Pulsbaumkurre sollten weiter untersucht werden im Hinblick auf (i) die Reduktionsmöglichkeiten des Bodenkontaktes der Pulsbaumkurre, (ii) die Auswirkungen gepulster Felder auf sensible Organismen am und im Meeresboden sowie (iii) die Steigerung der Fangeffizienz, um abschließend bewerten zu können, ob ein wirtschaftlicher und zugleich umweltschonender Einsatz (maximale Reduktion des Bodenkontaktes bei gleichen Fängen) zu erreichen ist. Unabhängig von der Nutzung der Pulsbaumkurre können die Rolleigenschaften des klassischen Grundgeschirrs durch technische Anpassungen (z.B. gerades Grundtau, Rollenabstand und -größe, Rollen in den Kurrschuhen, etc.) verbessert bzw. der Bodenkontakt verringert werden. Beide Komponenten könnten nach Abschluss der Untersuchungen und finaler Bewertung als sog. technische Maßnahmen in einem Managementsystem verankert werden.

Gebietsmanagement zum Habitat- und Ökosystemschutz

Saisonale- und Echtzeitschließungen

Die saisonale Sperrung bestimmter Gebiete, sowie kurzfristige, kleinräumige Sperrungen infolge hoher Beifangraten sind ein Managementwerkzeug, das insbesondere für den Schutz untermaßiger Garnelen und zur Vermeidung von Jungfischbeifängen geeignet erscheint.

Der größte Anteil an Jungschollen wird im Sommer im deutschen Wattenmeer gefangen. Eine sommerliche Sperrzeit vor der Hauptfangsaison könnte den Beifang an sehr jungen und somit schwer zu selektierenden Schollen deutlich reduzieren. Die zu dieser Jahreszeit noch kleineren Krabben könnten durch reduzierte fischereiliche Sterblichkeit und eine verlängerte Wachstumsphase ebenfalls eine kommerziell interessantere Größe erreichen. Im Gegensatz zu Jungschollen treten hohe Beifänge von Gadiden (Wittling, Kabeljau) oftmals lokal und zeitlich enger umrissen auf. Hier könnte das Werkzeug der Echtzeitschließungen entscheidende Fortschritte bringen, erfordert aber eine Echtzeitüberwachung der Beifangsituation.

Sowohl saisonale Schließungen zum Schutz des Beifanges untermaßiger Garnelen sowie zur Vermeidung des Beifanges junger Schollen, wie auch Echtzeitschließungen werden als

sinnvoller Beitrag zum Gesamtportfolio eines umfassenden Managementansatzes für die Garnelenfischerei zu betrachten.

Räumliche Fangbegrenzungen

Ein vollständiger Ausschluss der Garnelenfischerei aus bestimmten Bereichen der Fanggebiete dient in der Hauptsache dem Schutz fragiler Strukturen in benthischen Habitaten bzw. empfindlicher Komponenten der benthischen Ökosysteme. Darüber hinaus ist der Beifang in Flachwassergebieten wie dem inneren Wattenmeer besonders hoch und hohes Algenaufkommen erschwert dort oftmals den Einsatz von selektiven Netzen, so dass räumliche Schließungen dort zusätzlich einen großen Effekt im Sinne einer Beifangverringerung haben können.

Aus verschiedenen Gründen (Kontrollierbarkeit, räumlicher Zusammenhang, Nutzungsunterschiede durch die Fischerei, Ertragslage) erscheint ein Gebietsmanagementansatz auf Basis der Tidebecken des inneren Wattenmeeres als eine sinnvolle, operationelle Lösung. Allerdings ist hier, ähnlich wie bei den Ausführungen zur Fangeffizienz, in Betracht zu ziehen, dass struktur- und sozialpolitische Aspekte Berücksichtigung finden müssen.

Es wird daher empfohlen, basierend auf der Analyse der fischereilichen Nutzung und der Ertragssituation sowie der Relevanz der jeweiligen Tidebecken für das Erreichen der Schutzziele des NP, in einem partizipatorischen Ansatz mit den verschiedenen Interessengruppen die Möglichkeiten eines Tidebeckengebietsmanagements weiter auszuloten und ggf. die Nullnutzung einzelner Tidebecken in das Portfolio der Managementmaßnahmen aufzunehmen.

7.3 Abschließende Empfehlung

Da die Garnelenpopulation momentan aus ökonomischen und bestandsrelevanten Aspekten nicht nachhaltig bewirtschaftet wird (Wachstumsüberfischung), sollte der Aufwand generell reduziert werden und die Fangmenge, sowie Fangkapazität bzw. Effizienz und die wichtigsten externen Einflussfaktoren überwacht werden. Dem ICES Ratschlag folgend, sollten zunächst die Einflussfaktoren, die die Effizienz der einzelnen Kutter ausmachen, bestimmt, und im Folgenden überwacht werden. Parallel sollte die bereits implementierte und evaluierte „Harvest Control Rule“ im Tagesbetrieb getestet und die Referenzpunkte wissenschaftlich basiert festgelegt und überwacht werden.

In der aktuellen Situation wird jegliche weitere Steigerung der fischereilichen Sterblichkeit nur zu einer marginalen Ertragssteigerung führen, wohingegen eine Senkung keinen negativen Effekt sondern, im Gegenteil, eine Ertragssteigerung erwarten lässt. Eine Reduktion des Aufwands führt direkt zu einer Reduktion des Beifangs und des Einflusses der Fischerei auf den Meeresboden und ist daher die einfachste und praktikabelste Möglichkeit den negativen

Einfluss der Fischerei zu reduzieren. Eine weitere Verminderung der Beifänge und Reduktion fischereilicher Auswirkungen auf den Meeresboden kann dann durch technische Verbesserungen der verwendeten Fanggeräte (z.B. Maschenweiten und –typen, gerades Grundtau, ggf. Pulschurre) und durch saisonale und gebietsspezifische Schließungen erreicht werden. Ein Managementsystem, das sowohl die nachhaltige Bewirtschaftung der Ressource als auch die Minimierung der Umweltauswirkungen der Fischerei zum Ziel hat, sollte sich aus dem gesamten, verfügbaren Maßnahmenkanon bedienen und in einem partizipatorischen Verfahren festlegen, welche Maßnahmen sich auf welche Weise sinnvoll kombinieren lassen, um das übergeordnete Ziel zu erreichen.

8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1 Verbreitungsgebiet der Nordseegarnele in europäischen Gewässern	4
Abbildung 3.2 Schematische Zeichnung einer Nordseegarnele (<i>Crangon crangon</i> L).	6
Abbildung 3.3 a) Monatliche Gesamtanlandungen der deutschen Garnelenkutter > 15 m Länge von 2007 – 2013. b) mittlere monatliche Anlandungen pro Stunde Aufwand (LPUE) eines mittleren deutschen Garnelenkutters. Dieses Maß kann als Proxy für die beobachteten Garnelendichten verwendet werden (s.Text).	7
Abbildung 3.4 Lebenszyklus der Garnelen. Aus Wintereiern geschlüpfte Garnelen (dunkelgrau) wachsen bis zum Herbst zu adulter und auch kommerziell nutzbarer Größe von ca. 50 mm heran. Diese Kohorte trägt maßgeblich zu den hohen Anlandungen (Schiffe) im Spätherbst bei (Größe der Schiffe an die Menge der Anlandungen angepasst). Die Garnelen aus den Sommereiern (grün) werden erst im Frühjahr adult und tragen dann zum Frühjahrspeak in der Fischerei bei.	8
Abbildung 4. Verlauf der Internationalen Anlandungen an Nordseegarnelen	12
Abbildung 4.1 Oben: Kommerzieller Garnelenkutter (aus: Polet, 2000). Unten links: Verteilung der Maschenöffnungen auf Basis von Kontrollmessungen der Wasserschutzpolizei 2010 bis 2011 (Aviat et al., 2011). Unten rechts: Netzselektivität bei einer Maschenweite von 21.7 mm. Die Selektivität wurde bestimmt durch ein zusätzliches Netz über dem Steert des Netzes (Polet, 2000).	13
Abbildung 4.2 Untersuchungsfläche bei auf die Befischung folgendem Niedrigwasser im August 1990. Aus: Vorberg (1997)	16
Abbildung 4.3 Anzahl Arten vor und nach der Befischung August 1990 (rechts, n=10) und Mai 1991 (links, n=7). Fehlerbalken: Standardabweichung. Signifikanter Unterschied: 1990: Stationen 3 bis 7; 1991: Stationen 4 & 7 (nach 1 Tag). Aus: Vorberg (1997)	18
Abbildung 4.4 Gesamt-Individuenzahl Arten vor und nach der Befischung August 1990 (rechts, n=10) und Mai 1991 (links, n=7). Fehlerbalken: Standardabweichung. Ohne <i>Hydrobia</i> sp., Hapacticoidea und Nematoda. Signifikanter Unterschied: 1990: Stationen 1 & 4; 1991: Station 4 (ein Tag nach der Befischung vs nach einer Woche). Aus: Vorberg (1997)	18
Abbildung 4.5 Besiedlungsverhältniss vor und nach der Befischung, August 1990 (rechts, n=70) und Mai 1991 (links, n=49). Fehlerbalken: Standardabweichung. Ohne <i>Hydrobia</i> sp., Hapacticoidea und Nematoda. Aus: Vorberg (1997).	18
Abbildung 5.1 Links: Fangmenge von Speisegarnelen im Jahresverlauf. Schwarz: Standardbaumkurre; Blau: Pulsbaumkurre mit elf 220 mm Rollen und geradem Stahlseilgrundtau. Rechts: Unterschied in den jeweiligen Fangmengen im Vergleich der Pulsbaumkurre zur Standardbaumkurre (Positive Werte in der rechten Grafik zeigen einen entsprechenden prozentualen Mehrfang durch die Pulsbaumkurre.	21
Abbildung 5.2 Links: Fangmenge von Fischbeifang (bezogen auf die Menge an vermarktbarer Garnelen) im Jahresverlauf. Schwarz: Standardbaumkurre; Blau: Pulsbaumkurre mit elf 220 mm Rollen und geradem Stahlseilgrundtau. Rechts: Unterschied in den jeweiligen Beifangmengen im Vergleich der Pulsbaumkurre zur Standardbaumkurre (Positive Werte	

- in der rechten Grafik zeigen einen entsprechenden prozentualen Mehrfang durch die Pulsbaumkurre (alle Hols gleich gewichtet)) 222
- Abbildung 5.3 Unterschied in der Fangmenge von Speisegarnelen im Vergleich der Pulsbaumkurre zur Standardbaumkurre. MD = Morgendämmerung; AD = Abenddämmerung 23
- Abbildung 5.4 Schemazeichnungen der verschiedenen Garnelen-Pulsbaumkurren (jeweils: Seitenansicht, Frontansicht, Aufsicht): C) Garnelen-Pulsbaumkurre, die standardmäßig im Rahmen des Projektes eingesetzt wurde; D) Garnelen-Pulsbaumkurre mit größeren Rollen und dadurch größerem Fluchtfenster unter dem Grundtau. 24
- Abbildung 5.5: Simulierte jährliche Fangmengen der deutschen Flotte in Tonnen bei unterschiedlichen Netzselektivitäten. Dargestellt ist das Rechen-Szenario 2, bei dem von einer geringen natürlichen und einer hohen fischereilichen Sterblichkeit (aktuelle Situation) ausgegangen wurde. In y- und x- Richtung sind Selektionsbereich und L_{50} aufgetragen, welche die Selektionseigenschaften eines Steertes definieren. Die Farbskala von dunkelbraun über weiß bis dunkelgrau symbolisiert die jährliche Fangmenge von Garnelen (Tonnen) mit einer Carapaxbreite (CW) größer als 6,8 mm. Die farbigen Quadrate repräsentieren die Steerte, welche im Projekt untersucht wurden. Die Zahl in den Quadraten steht für die entsprechende nominale Maschenöffnung [mm] eines Steertes, die Farbe für die Maschenausrichtung (orange = T0, grün = T45, blau = T90). Der aktuell in der Fischerei verwendete Steert (T0 20) ist durch einen großen roten Pfeil hervorgehoben, die für Praxisempfehlungen und Tests als optimal identifizierten Steerte (T0 26, T45 24, T90 26) sind durch kleine rote Pfeile gekennzeichnet. 26
- Abbildung 5.6: Steertwechsel vom aktuellen Standard-Steert (T0 20) auf einen der Test-Steerte (hier T0 26) zu vier verschiedenen Zeitpunkten des Jahres. Dargestellt ist die saisonale Verteilung des Gesamtfangs der deutschen Flotte (Konsumkrabben). Die dünne schwarze Linie stellt den Fang des Standard-Steertes dar, die rote Linie den Fang der bei einem Steertwechsel auf den Test-Steert T0 26. 29
- Abbildung 5.7: Vergleich Fischbeifang Standardsteert T0 20 versus CRANNET Steerte. Gezeigt sind die Mittelwerte (kg h⁻¹) und der Standardfehler des Mittelwertes. 30
- Abbildung 5.8: Vergleich Evertibratenbeifang Standardsteert T0 20 versus CRANNET Steerte. Gezeigt sind die Mittelwerte (kg h⁻¹) und der Standardfehler des Mittelwertes. 31
- Abbildung 6.1 Mittlere monatliche Einheitsfänge (LPUE; 2007 – 2013) an Garnelen für den menschlichen Konsum (Carapax-Breite > 6.5 mm) als Maß für den Bestand, angegeben in kg/h pro 0.05°x0.05°. Die Genauigkeit, mit der die mittleren Dichten bestimmt werden konnten ist durch die Farbsättigung dargestellt: Hohe Sättigung: Mittelwert konnte genau bestimmt werden; schwache Sättigung: Streuung des Mittelwertes ≥ 7.5 oder es ist wegen Einzelangaben keine Streuung vorhanden. Schwarz: Grenze des Nationalparks Schleswig Holstein. 38
- Abbildung 6.2 Mittlere monatliche Einheitsfänge (2007 – 2013; LPUE) an großen Garnelen > ca. 73 mm (Carapax-Breite > 9.5 mm) als Maß für den Bestand, angegeben in kg/h pro 0.01°x0.01°. Die Genauigkeit, mit der die mittleren Dichten bestimmt werden konnten ist durch die Farbsättigung dargestellt: Hohe Sättigung: Mittelwert konnte genau bestimmt

werden; schwache Sättigung: Streuung des Mittelwertes ≥ 7.5 oder es wegen Einzelangaben keine Streuung vorhanden. Schwarz: Grenze des Nationalparks Schleswig Holstein.

39

Abbildung 6.3 Räumliche Verteilung der Jahresmittel der standardisierten Einheitsfänge (LPUE) pro $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ der Garnelen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm Carapax-Breite) als Maß für den Bestand gefangen von deutschen Garnelenkuttern > 15 m Länge von 2007 – 2013

40

Abbildung 6.4 Mittlerer monatlicher Aufwand in Stunden innerhalb (hellgrau) und außerhalb (dunkelgrau) des Nationalparks Schleswig Holstein (NTP-SH) von 2007 – 2013. Rote, gestrichelte Linie: prozentualer Aufwand innerhalb des NTP-SH bezogen auf den gesamten Garnelenfischereiaufwand; Federbalken: minimale und maximale monatliche Anteile des Garnelenfischereiaufwandes im NTP-SH.

42

Abbildung 6.5 Durchschnittlicher monatlicher Garnelenfischereiaufwand von 2007 – 2013 dargestellt pro $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ -Rasterung. Schwarz: Grenze des Nationalparks Wattenmeer Schleswig Holstein.

43

Abbildung 6.6 Tidebecken im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.

44

Abbildung 6.7 Gesamtaufwand innerhalb der verschiedenen Tidebecken im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Dargestellt ist der absolute Aufwand in Stunden (a) und der Anteil des gesamten Fischereiaufwandes der deutschen Garnelenkutter > 15 m, der innerhalb der Tidebecken des NP S-H stattfand. (b). Die Federbalken bezeichnen den mittleren Aufwand sowie minimalen und maximalen Aufwand, der in einem der Jahre von 2007 - 2013 in den Tidebecken erreicht wurde.

45

Abbildung 6.8 Mittlerer monatlicher Gesamtaufwand innerhalb der verschiedenen Tidebecken im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, gemittelt über die Jahre 2007 - 2013. Dargestellt ist der absolute Aufwand in Stunden (a) und der Anteil des gesamten Fischereiaufwandes der deutschen Garnelenkutter > 15 m Länge (b), der innerhalb der Tidebecken des NP S-H stattfand.

46

Abbildung 6.9 Mittlere monatliche Fangmenge an kommerziellen Garnelen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm Carapax-Breite) in Tonnen innerhalb (hellgrau) und außerhalb (dunkelgrau) des Nationalparks Schleswig Holstein (NTP-SH) von 2007 – 2013. Rote, gestrichelte Linie: Anteil der Fangmenge innerhalb des NTP-SH bezogen vom gesamten deutschen Garnelenfang; Federbalken: minimale und maximale monatliche Fangmengen der Garnelenfischerei innerhalb des NTP-SH.

48

Abbildung 6.10 Durchschnittliche monatliche Fangmengen an kommerziellen Garnelen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm Carapax-Breite) von 2007 – 2013 dargestellt pro $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ -Rasterung. Schwarz: Grenze des Nationalparks Schleswig Holstein.

49

Abbildung 6.11 Gesamtfangmengen innerhalb der verschiedenen Tidebecken im Nationalpark Wattenmeer Schleswig Holstein. Dargestellt sind die absolute Fangmengen in kg (a) und der Anteil der gesamten Fangmengen der deutschen Garnelenkutter > 15 m Länge, der innerhalb der Tidebecken erzielt wurde. (b). Die Federbalken bezeichnen die mittleren

- Fangmengen von 2007 – 2013 sowie minimale und maximale Fangmengen, der in einem der Jahre von 2007 - 2013 in den Tidebecken erreicht wurde. 50
- Abbildung 6.12 Mittlere monatliche Fangmengen innerhalb der verschiedenen Tidebecken im Nationalpark Wattenmeer Schleswig Holstein, gemittelt pro Monat über die Jahre 2007 - 2013. Dargestellt ist die mittlere monatliche Fangmenge in Tonnen (a) und der Anteil an der gesamten monatlichen Fangmenge der deutschen Garnelenkutter > 15 m Länge (b), der innerhalb der Tidebecken erzielt wurde. 51
- Abbildung 6.13 Fischereiaufwand Garnelenfischer (TBB, 16-31mm Maschenweite) für die Jahre 2011 (links) und 2012 (rechts). Dargestellt sind die aufsummierten VMS Beobachtungen für aktiv fischende Fahrzeuge (2-4 Knoten). Rastergröße: ~120m x ~240m. Detaillierte Karten siehe Anhang. 53
- Abbildung 6.14 Individuelles Stress Level (Erlösverlust) aller deutscher Garnelenkutter pro Tidebecken für die Jahre 2001 und 2012. Balken: Median; Kreise: Ausreißer. N Fahrzeuge: Mittelwert=269. 53
- Abbildung 6.15 Individuelles Stress Level Profil (Erlösverlust) ALLER deutschen Garnelenkutter (Anzahl Fahrzeuge) pro Tidebecken für die Jahre 2001 und 2012. 54
- Abbildung 6.16 Individuelles Stress Level Profil (Erlösverlust) deutscher Garnelenkutter (Anzahl Fahrzeuge) pro Tidebecken für die Jahre 2001 und 2012. NUR FAHRZEUGE MIT AUFWAND IN DEN UNTERSUCHTEN TIDEBECKEN. 54
- Abbildung 6.17 Individuelles Stress Level Profil (Erlösverlust) der deutschen Garnelenkutter (Anzahl Fahrzeuge) pro Tidebecken und Hafengemeinschaft für die Jahre 2001 und 2012. Oben: Cuxhaven. Unten: Büsum. Weitere Häfen siehe Anhang. 55
- Abbildung 11.1 Fischereiaufwand Garnelenfischer (TBB, 16-31mm Maschenweite) für das Jahr 2011. Dargestellt sind die aufsummierten VMS Beobachtungen für aktiv fischende Fahrzeuge (2-4 Knoten). Rastergröße: ~120m x 240m. 76
- Abbildung 11.2 Fischereiaufwand Garnelenfischer (TBB, 16-31mm Maschenweite) für das Jahr 2012. Dargestellt sind die aufsummierten VMS Beobachtungen für aktiv fischende Fahrzeuge (2-4 Knoten). Rastergröße: ~120m x 240m. 77
- Abbildung 11.3 ISL pro Tidebecken, aufgeschlüsselt nach Geräten. TBS: entspricht TBB_1631 (Garnelenbaumkurre); TBB: alle anderen Baumkurren; PTS: Pelagische Schlepp- und Wadenfischerei (pelagic trawls and seiners); PG: 79
- Abbildung 11.4 ISL Profile pro Jahr und Tidebecken 90
- Abbildung 11.5 Individuelles Stress Level Profil (Erlös) der deutschen Garnelenkutter pro Tidebecken und Hafengemeinschaft für die Jahre 2001 und 2012. 93

9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 4-1 Vorkommen der Taxa des Endobenthos vor und nach der Befischung. Aus: Vorberg (1997)	17
Tabelle 5-1 Durchschnittliche relative Abnahme von <i>C. crangon</i> im CRANNET-Steert der Längenklassen <50 mm (Discards) und >50 mm (marktfähige Garnelen) bezogen auf den Standard-Steert T0 20	27
Tabelle 6-1 Mittlerer jährlicher Fischereiaufwand der deutschen Garnelenkutter von 2007 – 2013 innerhalb und außerhalb des Nationalparks Wattenmeer und angrenzender Küstengebiete Schleswig Holsteins (NTP-SH). Die Angaben beziehen sich auf die reinen Fangzeiten entsprechend der Logbucheinträge.	42
Tabelle 6-2 Mittelwert der jährlichen Fangmengen deutscher Garnelenkutter von 2007 – 2013 an kommerziellen Garnelen für den menschlichen Konsum (> 6.5 mm Carapax-Breite) innerhalb und außerhalb des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzender Küstengebiete Schleswig Holsteins (NTP-SH).	47
Tabelle 11-1 Mittlerer minimaler und maximaler monatliche Fischereiaufwand innerhalb und außerhalb des NTP-SH von 2007 – 2013 (exklusive der Dampfzeiten). Angegeben ist sowohl der absoluten Fischereiaufwand entsprechend den im Logbuch angegebenen Fischzeiten in Stunden als auch die Anteile des Fischereiaufwandes vom gesamten Fischereiaufwand deutscher VMS-pflichtiger Garnelenkutter.	74
Tabelle 11-2 Mittlere minimale und maximal erzielte monatliche Fangmengen innerhalb und außerhalb des NTP-SH von 2007 - 2013. Angegeben sind sowohl die absoluten Fangmengen in Tonnen als auch die Anteile der Fangmengen an den gesamten Fangmengen deutscher VMS-pflichtiger Garnelenkutter.	75
Tabelle 11-3 Anzahl Fahrzeuge, Aufwand in Stunden, Erlös in Euro und Fang Nordseegarnelen in kg pro Jahr, Tidebecken, Gerät & Masche, sowie Längenklasse der Fahrzeuge (>=12 – 15 m und >= 15 m LÜA)	78

10 Literaturverzeichnis

- Anonymus 2009. Report of the 5th Liaison Meeting between the Chairs of the RCMs, the chair of ICES PGCCDBS, the chair of PGMED, the ICES representative, the Chair of SGRN and the European Commission *In* EU Council Regulation 199/2008 Establishing a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector for scientific advice regarding the CFP. Brussels.
- Press Release Anonymus 2015. Hintergrund zur Verbändeklage - Schutz den Meeresschutzgebieten in Nord- und Ostsee! Ed. by Greenpeace. DNR, BUND, DUH, Greenpeace NABU, WDC, WWF.
- Aviat, D., Neudecker, T., Müller, T., & Diamantis, C. 2011. Die Garnelenfischerei in der Nordsee. p. 118. Europäisches Parlament, Brüssel.
- Baird, D., Asmus, H., & Asmus, R. 2004. Energy flow of a boreal intertidal ecosystem, the Sylt-Romo Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 279: 45-61.
- Bastardie, F., Nielsen, J. R., Ulrich, C., Egekvist, J., & Degel, H. 2010. Detailed mapping of fishing effort and landings by coupling fishing logbooks with satellite-recorded vessel geo-location. *Fisheries Research*, 106: 41-53.
- Berghahn, R., & Purps, M. 1998. Impact of discard mortality in Crangon fisheries on year-class strength of North Sea flatfish species. *Journal of Sea Research*, 40: 83-91.
- Berghahn, R., & Vorberg, R. 1997. Garnelenfischerei und Naturschutz im Nationalpark. L. f. d. N. S.-H. Wattenmeer Schriftenreihe: Heft 6.
- Beukema, J. J. 1992. Dynamics of juvenile shrimp *Crangon crangon* in a tidal-flat nursery of the Wadden Sea after mild and cold winters. *Marine Ecology-Progress Series*, 83: 157-165.
- Bilgin, S., & Samsun, O. 2006. Fecundity and egg size of three shrimp species, *Crangon crangon*, *Palaemon adspersus*, and *Palaemon elegans* (Crustacea : Decapoda : Caridea), off Sinop Peninsula (Turkey) in the Black Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 30: 413-421.
- Boddeke, R. 1975. Autumn migration and vertical distribution of the brown shrimp *Crangon crangon* L. in relation to environmental conditions. 483-494 pp.
- Boddeke, R. 1976. The seasonal migration of the brown shrimp *Crangon crangon*. *Netherlands Journal of Sea Research*, 10: 103 -130.
- Boddeke, R., Driessen, G., Doesburg, W., & Ramaekers, G. 1986. Food availability and predator presence in a coastal nursery area of the brown shrimp (*Crangon crangon*). *Ophelia*, 26: 77-90.
- Boddeke, R. B., H.B. . 1979. A quantitative study of the fluctuations of the stock of brown shrimp (*Crangon crangon*) along the coast of The Netherlands. Rapport des Proces-verbeaux de Reunion du Conseil International pour l'Exploration de la Mer 175. 253-258 pp.
- Bracht, S. 1997. Auswirkungen der Garnelenfischerei auf das Wattenmeersediment und auf das Benthos. p. 148. Universität - Gesamthochschule Paderborn, Diploma thesis. Paderborn.
- Campos, J., & van der Veer, H. W. 2008. Autecology of *Crangon crangon* (L.) with an emphasis on latitudinal trends. *In* Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, Vol 46, pp. 65-104. Ed. by R. N. Gibson, R. J. A. Atkinson, & J. D. M. Gordon.
- Catchpole, T. L., Revill, A. S., Innes, J., & Pascoe, S. 2008. Evaluating the efficacy of technical measures: a case study of selection device legislation in the UK Crangon crangon (brown shrimp) fishery. *Ices Journal of Marine Science*, 65: 267-275.
- Cattrijsse, A., Dankwa, H. R., & Mees, J. 1997. Nursery function of an estuarine tidal marsh for the brown shrimp *Crangon crangon*. *Journal of Sea Research*, 38: 109-121.

- Criales, M. M., & Anger, K. 1986. Experimental Studies on the Larval Development of the Shrimps Crangon-Crangon and Crangon-Allmanni. Helgolander Meeresuntersuchungen, 40: 241-265.
- Daewel, U., Schrum, C., & Temming, A. 2011. Towards a more complete understanding of the life cycle of brown shrimp (*Crangon crangon*): modelling passive larvae and juvenile transport in combination with physically forced vertical juvenile migration. Fisheries Oceanography, 20: 479-496.
- del Norte-Campos, A. G. C., & Temming, A. 1998. Population dynamics of the brown shrimp *Crangon crangon* L., in shallow areas of the German Wadden Sea. Fisheries Management and Ecology, 5: 303-322.
- delNorte-Campos, A. G. C., & Temming, A. 1994. Daily activity, feeding and rations in gobies and brown shrimp in the northern Wadden Sea. Marine Ecology-Progress Series, 115: 41-53.
- Dinmore, T. A., Duplisea, D. E., Rackham, B. D., Maxwell, D. L., & Jennings, S. 2003. Impact of a large-scale area closure on patterns of fishing disturbance and the consequences for benthic communities. Ices Journal of Marine Science, 60: 371-380.
- Doeksen, A. 2006. Ecological perspectives of the North Sea *C. crangon* fishery - An inventory of its effects on the marine ecosystem. p. 134. Wageningen University, Bachelor Thesis. Wageningen.
- Dornheim, H. 1969. On Biology of Brown Shrimp Crangon-Crangon (L) in Kiel-Bight. Berichte Der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission Fur Meeresforschung, 20: 179-&.
- Eastwood, P. D., Mills, C. M., Aldridge, J. N., Houghton, C. A., & Rogers, S. I. 2007. Human activities in UK offshore waters: an assessment of direct, physical pressure on the seabed. Ices Journal of Marine Science, 64: 453-463.
- Government DocumentEC 2003. Commission Regulation (EC) No. 2244/2003 of 18 December 2003 laying down detailed provisions regarding satellite-based vessel monitoring systems. . pp. 17-27. Official Journal of the European Union.
- Government DocumentEC 2008. Council Regulation (EC) No 199/2008 of 25 February 2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy. pp. 1 -11. Official Journal of the European Union.
- Government DocumentEC 2011. Commission Decision of 10 January 2011 adopting, pursuant to Council Directive 92/43/EEC, a fourth updated list of sites of Community importance for the Atlantic biogeographical region. pp. 52-144. Official Journal of the European Union.
- Government DocumentEEC 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. pp. 7-50. Official Journal of the European Communities.
- Ehrenbaum, E. 1890. Zur Naturgeschichte von Crangon vulgaris Fabr. , W. Moeser Hofbuchhandlung, Berlin.
- Government DocumentEU 2013. Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. pp. 22-61. Journal of the European Union.
- Evans, S. 1984. Energy budgets and predation impact of dominant epibenthic carnivores on a shallow soft bottom community at the Swedish west-coast Estuarine Coastal and Shelf Science, 18: 651-672.
- Feller, R. J. 2006. Weak meiofaunal trophic linkages in *Crangon crangon* and *Carcinus maenus*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 330: 274-283.

- Fleiss, J. L., Levin, B., & Paik, M. C. 2004. Statistical Methods for Rates and Proportions, John Wiley & Sons, Inc. 627-647 pp.
- Gerritsen, H., & Lordan, C. 2011. Integrating vessel monitoring systems (VMS) data with daily catch data from logbooks to explore the spatial distribution of catch and effort at high resolution. *Ices Journal of Marine Science*, 68: 245-252.
- Gunnarsson, B., Asgeirsson, P. H., & Ingolfsson, A. 2007. The rapid colonization by Crangon crangon (Linnaeus, 1758) (Eucarida, Caridea, Crangonidae) of Icelandic coastal waters. *Crustaceana*, 80: 747-753.
- Hagerman, L. 1970. Locomotory activity patterns of *Crangon vulgaris* Crustacea Natantia Ophelia, 8: 255-266.
- Havinga, B. 1930. Der Granat (*Crangon vulgaris* Fabr.) in den holländischen Gewässern. *Journal du Conseil Copenhagen*, 5: pp. 57-87.
- Hintzen, N. T., Bastardie, F., Beare, D., Piet, G. J., Ulrich, C., Deporte, N., Egekvist, J., et al. 2012. VMStools: Open-source software for the processing, analysis and visualisation of fisheries logbook and VMS data. *Fish. Res.* 115:31-43.
- Hintzen, N. T., G. J. Piet and T. Brunel. 2010. Improved. *Fisheries Research*, 115: 31-43.
- Hintzen, N. T., Piet, G. J., & Brunel, T. 2010. Improved estimation of trawling tracks using cubic Hermite spline interpolation of position registration data. *Fisheries Research*, 101: 108-115.
- Hufnagl, M., & Temming, A. 2011a. Growth in the brown shrimp *Crangon crangon*. I. Effects of food, temperature, size, gender, moulting, and cohort. *Marine Ecology-Progress Series*, 435: 141-154.
- Hufnagl, M., & Temming, A. 2011b. Growth in the brown shrimp *Crangon crangon*. II. Meta-analysis and modelling. *Marine Ecology-Progress Series*, 435: 155-172.
- Hufnagl, M., Temming, A., & Daenhardt, A. 2010a. Hermaphroditism in brown shrimp: lessons from field data and modelling. *Marine Biology*, 157: 2097-2108.
- Hufnagl, M., Temming, A., & Pohlmann, T. 2014. The missing link: tidal-influenced activity a likely candidate to close the migration triangle in brown shrimp *Crangon crangon* (Crustacea, Decapoda). *Fisheries Oceanography*, 23: 242-257.
- Hufnagl, M., Temming, A., Siegel, V., Tulp, I., & Bolle, L. 2010b. Estimating total mortality and asymptotic length of *Crangon crangon* between 1955 and 2006. *Ices Journal of Marine Science*, 67: 875-884.
- ICES. 2007. Report of the Working Group on Crangon Fisheries and Life History (WGCRAN). ICES CM 2007/LRC:08. 40 pp.
- ICES. 2012. Report of the Working Group on Crangon Fisheries and Life History (WGCRAN). ICES CM 2012/SSGEF:09. 75 pp.
- ICES. 2013a. Report of the Working Group on Crangon Fisheries and Life History (WGCRAN). ICES CM 2013/SSGEF:12. 37 pp.
- ICES. 2013c. Report of the Workshop on the Necessity for Crangon and Cephalopod Management (WKCCM). ICES CM 2013/ACOM:82 80 pp.
- ICES. 2014a. Report of the Working Group on Crangon Fisheries and Life History (WGCRAN). ICES CM 2014/SSGEF:08. 40 pp.
- ICES. 2014e. Request from Germany and the Netherlands on the potential need for a management of brown shrimp (*Crangon crangon*) in the North Sea. Report of the ICES Advisory Committee 2014. ICES Advice, 2014. Book 6, Section 6.2.3.4.
- Jansen, S. 2002. Das Räuber-Beutesystem juveniler Gadiden, Grundeln und Garnelen im Wattenmeer nördlich von Sylt. In Department Biology, p. 158. University of Hamburg, Dissertation. Hamburg.

- Kabat, P., Bazelmans, J., van Dijk, J., Herman, P. M. J., van Oijen, T., Pejrup, M., Reise, K., et al. 2012. The Wadden Sea Region: Towards a science for sustainable development. *Ocean & Coastal Management*, 68: 4-17.
- Kühl, H., & Kuopers, B. R. 1978. Qualitative food relationships of the Wadden Sea fishes. *In* *Fishes and Fisheries of the Wadden Sea*, pp. 112 - 123. Ed. by N. Dankers, W. J. Wolff, & J. J. Zijlstra, Leiden(Stichting Veth tot Steun aan Wadden onderzoek).
- Kuipers, B. R., & Dapper, R. 1984. Nursery function of Wadden Sea tidal flats for the brown shrimp *Crangon Crangon*. *Marine Ecology-Progress Series*, 17: 171-181.
- Lee, J., South, A. B., & Jennings, S. 2010. Developing reliable, repeatable, and accessible methods to provide high-resolution estimates of fishing-effort distributions from vessel monitoring system (VMS) data. *Ices Journal of Marine Science*, 67: 1260-1271.
- Lloyd, A. J., & Yonge, C. M. 1947. The Biology of *Crangon-Vulgaris* L in the Bristol Channel and Severn Estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 26: 626-661.
- Lüdemann, K., & Koschinski, S. 2014. Garnelen naturverträglich fischen - Können Pulscurrren dazu beitragen? W. Deutschland. 68 pp.
- Neudecker, T., & Damm, U. 2010. The by-catch situation in German brown shrimp (*Crangon crangon* L.) fisheries with particular reference to plaice (*Pleuronectes platessa* L.). *Journal of Applied Ichthyology*, 26: 67-74.
- Neudecker, T., & Müller, M. 2011. Das Problem "SiebGarnelen" in der Garnelenfischerei. *Inf. Fischereiforsch.* 58: 21-28. Informationen aus der Fischereiforschung, 58: 21-28.
- Oh, C. W., Hartnoll, R. G., & Nash, R. D. M. 1999. Population dynamics of the common shrimp, *Crangon crangon* (L.), in Port Erin Bay, Isle of Man, Irish Sea. *Ices Journal of Marine Science*, 56: 718-733.
- Pedersen, S. A., Fock, H. O., & Sell, A. F. 2009. Mapping fisheries in the German exclusive economic zone with special reference to offshore Natura 2000 sites. *Marine Policy*, 33: 571-590.
- Piet, G. J., Quirijns, F. J., Robinson, L., & Greenstreet, S. P. R. 2007. Potential pressure indicators for fishing, and their data requirements. *Ices Journal of Marine Science*, 64: 110-121.
- Pihl, L., & Rosenberg, R. 1984. Food selection and consumption of the shrimp *crangon-crangon* in some shallow marine areas in Western Sweden. *Marine Ecology-Progress Series*, 15: 159-168.
- Plagmann, J. 1939. Ernährungsbiologie der Garnele (*Crangon vulgaris* Fabr.). *Helgoland Marine Research*, Vol. 2: 113-162.
- Polet, H. 2000. Codend and whole trawl selectivity of a shrimp beam trawl used in the North Sea. *Fisheries Research*, 48: 167-183.
- Polet, H., Coenjaerts, J., & Verschoore, R. 2004. Evaluation of the sieve net as a selectivity-improving device in the Belgian brown shrimp (*Crangon crangon*) fishery. *Fisheries Research*, 69: 35-48.
- R Core Team, T. 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Redant, F. 1978. Konsumptie en produktie van post-larvale *Crangon crangon* (L.) (Crustacea, Decapoda) in de Belgische kustwateren. *In* *Faculteit Wetenschappen & Bio-ingenieurswetenschappen (WE)*. Vrije Universiteit Brussel, PhD thesis. Brussel.
- Rees, T. 2003. "C-Squares," A new spatial indexing system and its applicability to the description of oceanographic datasets. *Oceanography*, 16: 11-19.
- Reiser, S., Herrmann, J.-P., Neudecker, T., & Temming, A. 2014. Lower thermal capacity limits of the common brown shrimp (*Crangon crangon*, L.). *Marine Biology*, 161: 447-458.
- Revill, A. 2000. Technical measures and the North Sea *C. crangon* fisheries. 142 pp.
- Revill, A., Riemann, S., Radcliffe, C., Dutton, K., Bower, S., Jeffries, S., Frid, C., et al. 2000. The discarding of non marketable (undersized) *Crangon crangon* in the UK *Crangon crangon* fishery. 145 pp.

- Riesen, W., & Reise, K. 1982. Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea - revisited after 55 years. *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 35: 409-423.
- Rijnsdorp, A. D., Buys, A. M., Storbeck, F., & Visser, E. G. 1998. Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. *Ices Journal of Marine Science*, 55: 403-419.
- Rückert, C. 2011. Die Entwicklung, Parametrisierung und Anwendung eines Simulationsmodells für die Nordseegarnele (*Crangon crangon*, L.) zur Beurteilung des Befischungszustandes. In Department Biology, p. 189. University of Hamburg Dissertation. Hamburg.
- Schulte, K. F., Temming, A., Hufnagl, M., A., D., Siegel, V., Neudecker, T., & Wosniok, W. subm. Not Easy To Catch: New insights into factors affecting catch rates of partly pelagic brown shrimps (*Crangon crangon* L.). *Ices Journal of Marine Science*.
- Schulte, K. F., Wosniok, W., & Temming, A. in prep. Interchangeability of different approaches for estimating effort and catch from VMS- and commercial data.
- Schulze, T., Schulte, K. F., & Hamon, K. 2012. Report on economic analysis in coastal fisheries on the basis of revenue for individual profession and fishing trips. COEXIST Deliverable: 3.1. 18 pp. http://www.coexistproject.eu/images/COEXIST/deliverables/WP3/COEXIST_245178_D3.2_FINAL.pdf
- Sharawy, Z. 2012. Investigations into growth and nutritional condition of *Crangon crangon* (L). In Department Biology, p. 198. University of Hamburg, Dissertation. Hamburg.
- Siegel, V., Damm, U., & Neudecker, T. 2008. Sex-ratio, seasonality and long-term variation in maturation and spawning of the brown shrimp *Crangon crangon* (L.) in the German Bight (North Sea). *Helgoland Marine Research*, 62: 339-349.
- Siegel, V., Groger, J., Neudecker, T., Damm, U., & Jansen, S. 2005. Long-term variation in the abundance of the brown shrimp *Crangon crangon* (L.) population of the German Bight and possible causes for its interannual variability. *Fisheries Oceanography*, 14: 1-16.
- Steenbergen, J., Ulleweit, J., Machiels, M., Nijman, R., Panten, K., & E., v. H. 2015. Discards Sampling of the Dutch and German Brown Shrimp Fisheries in 2009 - 2012. CVO report: 15.003. 40 pp.
- Stelzenmueller, V., Rogers, S. I., & Mills, C. M. 2008. Spatio-temporal patterns of fishing pressure on UK marine landscapes, and their implications for spatial planning and management. *Ices Journal of Marine Science*, 65: 1081-1091.
- Stepputtis, D., Zajicek, P., Vorberg, R., Berkenhagen, J., & Kratzer, I. 2014. Ökologische und ökonomische Untersuchungen zum Nutzen einer Pulsbaumkurre in der deutschen Garnelenfischerei (Projektbericht). 231 pp.
- Stock, M., Schrey, E., Kellermann, A., Gätje, C., Eskildsen, K., Feige, M., Fischer, G., et al. 1996. Ökosystemforschung Wattenmeer – Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinsches Wattenmeer: 8. 784 pp.
- Temming, A., & Damm, U. 2002. Life cycle of *Crangon crangon* in the North Sea: a simulation of the timing of recruitment as a function of the seasonal temperature signal. *Fisheries Oceanography*, 11: 45-58.
- Temming, A., & Hufnagl, M. 2015. Decreasing predation levels and increasing landings challenge the paradigm of non-management of North Sea brown shrimp (*Crangon crangon*). *Ices Journal of Marine Science*, 72: 804-823.
- Tiews, K. 1954. Die biologischen Grundlagen der Büsumer Garnelenfischerei. Berichte Der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission Fur Meeresforschung: 13. 235-269 pp.
- Tiews, K. 1970. Synopsis of biological data on the common shrimp *Crangon crangon*. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Fisheries Reports, 57: 1167-1224.

- van Aken, H. M. 2008a. Variability of the salinity in the western Wadden Sea on tidal to centennial time scales. *Journal of Sea Research*, 59: 121-132.
- van Aken, H. M. 2008d. Variability of the water temperature in the western Wadden Sea on tidal to centennial time scales. *Journal of Sea Research*, 60: 227-234.
- van der Baan, S. M. 1975. Migration of *Crangon Crangon* in surface waters near the "Texel" lightship. *Netherlands Journal of Sea Research*, 9: 287-296.
- van Marlen, B., Redant, F., Polet, H., Radcliffe, C., Revill, A., Kristensen, P. S., Hansen, K. E., et al. 1998. Research into Crangon Fisheries Unerring Effect (RESCUE) - EU Study 94/044. Final Report.
- Vorberg, R. 1997. Auswirkungen der Garnelenfischerei auf den Boden und die Lebensgemeinschaften des Wattenmeers. p. 168. University of Hamburg, Dissertation.
- Welleman, H. C., & Daan, N. 2001. Is the Dutch shrimp fishery sustainable? *Senckenbergiana Maritima*, 31: 321-328.
- WHC. 2009. Report of decisions of the 33rd session of the World Heritage Committee. WHC-09/33.COM/20. 251 pp.
- Wilhelms, I. 2013. Atlas of Length-Weight Relationships of 93 fish and crustacean species from the North Sea and the North-East Atlantic. Ed. by J. H. v. Thünen-Institut.
- Ziebarth, N., Taylor, B., Groß, O., Stöcker, U., Schöttner, S., Detloff, K., Borchering, R., et al. 2014. Schattenliste der Umweltverbände zu den Maßnahmenprogrammen im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie in Deutschland. Ed. by D. BUND, DUH, Greenpeace, NABU, Schutzstation Wattenmeer, WDC, WWF. BUND, Bremen.

11 Anhang

11.1 Tabellen Fischereiaufwand und Fangmengen

Tabelle 11-1 Mittlerer minimaler und maximaler monatliche Fischereiaufwand innerhalb und außerhalb des NTP-SH von 2007 – 2013 (exklusive der Dampfzeiten). Angegeben ist sowohl der absolute Fischereiaufwand entsprechend den im Logbuch angegebenen Fischzeiten in Stunden als auch die Anteile des Fischereiaufwandes vom gesamten Fischereiaufwand deutscher VMS-pflichtiger Garnelenkutter.

MONAT	MITTLERER AUFWAND IM NTP-SH (MIN - MAX) [h]	MITTLERER AUFWAND AUSSERHALB DES NTP- SH (MIN - MAX) [h]	MITTLERER ANTEIL DES AUFWANDS IM NTP-SH (MIN - MAX) [%]	MITTLERER ANTEIL DES AUFWANDS AUSSERHALB DES NTP-SH (MIN - MAX) [%]
JAN	861 (266 - 2173)	3890 (2774 - 5423)	16.7% (6.52% - 28.6%)	83.3% (71.4% - 93.48%)
FEB	893 (59 - 3114)	4540 (1968 - 9324)	13.9% (2.92% - 25.04%)	86.1% (74.96% - 97.08%)
MAR	5889 (2206 - 9924)	15053 (7407 - 20824)	27.54% (21.31% - 34.59%)	72.46% (65.41% - 78.69%)
APR	13868 (6844 - 17133)	24274 (11342 - 33730)	36.6% (31.72% - 44.82%)	63.4% (55.18% - 68.28%)
MAI	13450 (1828 - 17298)	17915 (3204 - 22754)	42.03% (36.33% - 46.41%)	57.97% (53.59% - 63.67%)
JUN	12049 (5448 - 14017)	16758 (10699 - 22058)	41.43% (33.74% - 47.65%)	58.57% (52.35% - 66.26%)
JUL	10067 (4955 - 13044)	16191 (12785 - 19250)	37.72% (26.5% - 48.97%)	62.28% (51.03% - 73.5%)
AUG	10589 (6202 - 13399)	17062 (11451 - 21145)	38.36% (33.72% - 45.49%)	61.64% (54.51% - 66.28%)
SEP	12403 (7668 - 16402)	14839 (12427 - 19607)	44.94% (37.45% - 54.01%)	55.06% (45.99% - 62.55%)
OKT	13254 (8040 - 25792)	14718 (9455 - 19568)	46.06% (36.25% - 58.35%)	53.94% (41.65% - 63.75%)
NOV	10343 (6871 - 12401)	12648 (8286 - 17424)	45.25% (34.3% - 51.51%)	54.75% (48.49% - 65.7%)
DEZ	2832 (832 - 6177)	5699 (484 - 10077)	36.55% (19.78% - 63.21%)	63.45% (36.79% - 80.22%)

Tabelle 11-2 **Mittlere minimale und maximal erzielte monatliche Fangmengen innerhalb und außerhalb des NTP-SH von 2007 - 2013. Angegeben sind sowohl die absoluten Fangmengen in Tonnen als auch die Anteile der Fangmengen an den gesamten Fangmengen deutscher VMS-pflichtiger Garnelenkutter.**

MONAT	MITTLERE MONATLICHE FANGMENGE IM NTP-SH (MIN - MAX) [t]	MITTLERE MONATLICHE FANGMENGE AUSSERHALB DES NTP-SH (MIN - MAX) [t]	MITTLERER ANTEIL DER MONATLICHEN FANGMENGE IM NTP-SH (MIN - MAX) [%]	MITTLERER ANTEIL DER FANGMENGE AUSSERHALB DES NTP-SH (MIN - MAX) [%]
JAN	27.50 (8.71 – 69.74)	149.33 (77.31 – 192.04)	14.36% (5.15% - 29.78%)	85.64% (70.22% - 94.85%)
FEB	21.10 (1.64 – 71.32)	132.20 (68.86 – 321.43)	11.71% (2.32% - 22.15%)	88.29% (77.85% - 97.68%)
MAR	160.84 (30.66 – 304.93)	469.88 (136.87 – 726.17)	24.81% (18.3% - 31.65%)	75.19% (68.35% - 81.7%)
APR	435.38 (241.24 – 568.59)	778.09 (637.14 – 1185.37)	35.75% (27.46% - 46.2%)	64.25% (53.8% - 72.54%)
MAI	359.62 (145.78 – 608.18)	510.02 (289.31 – 719.62)	40.34% (33.51% - 45.8%)	59.66% (54.2% - 66.49%)
JUN	353.16 (271.16 – 393.92)	531.46 (338.68 – 742.25)	40.85% (33.55% - 50.2%)	59.15% (49.8% - 66.45%)
JUL	321.03 (195.79 – 467.78)	585.84 (360.34 – 806.35)	35.78% (25.82% - 49.22%)	64.22% (50.78% - 74.18%)
AUG	439.80 (325.96 – 602.19)	685.24 (473.84 – 930.71)	39.46% (31.17% - 48.06%)	60.54% (51.94% - 68.83%)
SEP	709.60 (426.94 – 980.02)	754.165 (471.99 – 928.70)	48.12% (35.58% - 60.47%)	51.88% (39.53% - 64.42%)
OKT	774.00 (550.34 – 1230.52)	808.16 (541.85 – 1002.55)	48.67% (35.55% - 62.74%)	51.33% (37.26% - 64.45%)
NOV	542.94 (234.93 – 827.06)	646.78 (356.87 – 1323.16)	46.15% (30.33% - 56.56%)	53.85% (43.44% - 69.67%)
DEZ	94.23 (34.92 – 222.88)	215.91 (16.90 – 361.69)	34.74% (15.6% - 67.39%)	65.26% (32.61% - 84.4%)

11.2 Karten kleinräumiger Fischereiaufwand im Nationalpark

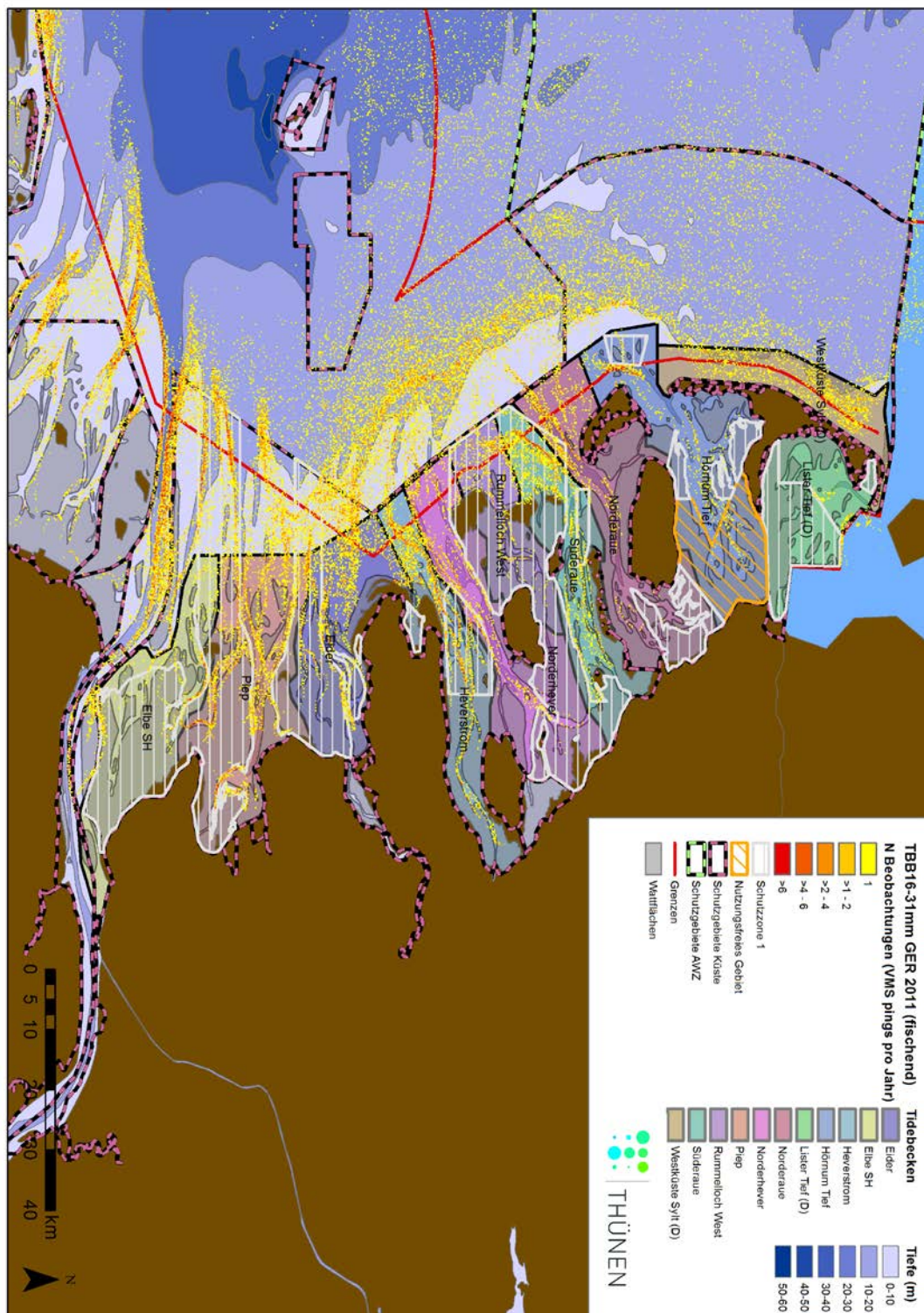


Abbildung 11.1

Fischereiaufwand Garnelenfischer (TBB, 16-31mm Maschenweite) für das Jahr 2011. Dargestellt sind die aufsummierten VMS Beobachtungen für aktiv fischende Fahrzeuge (2-4 Knoten). Rastergröße: ~120m x 240m.

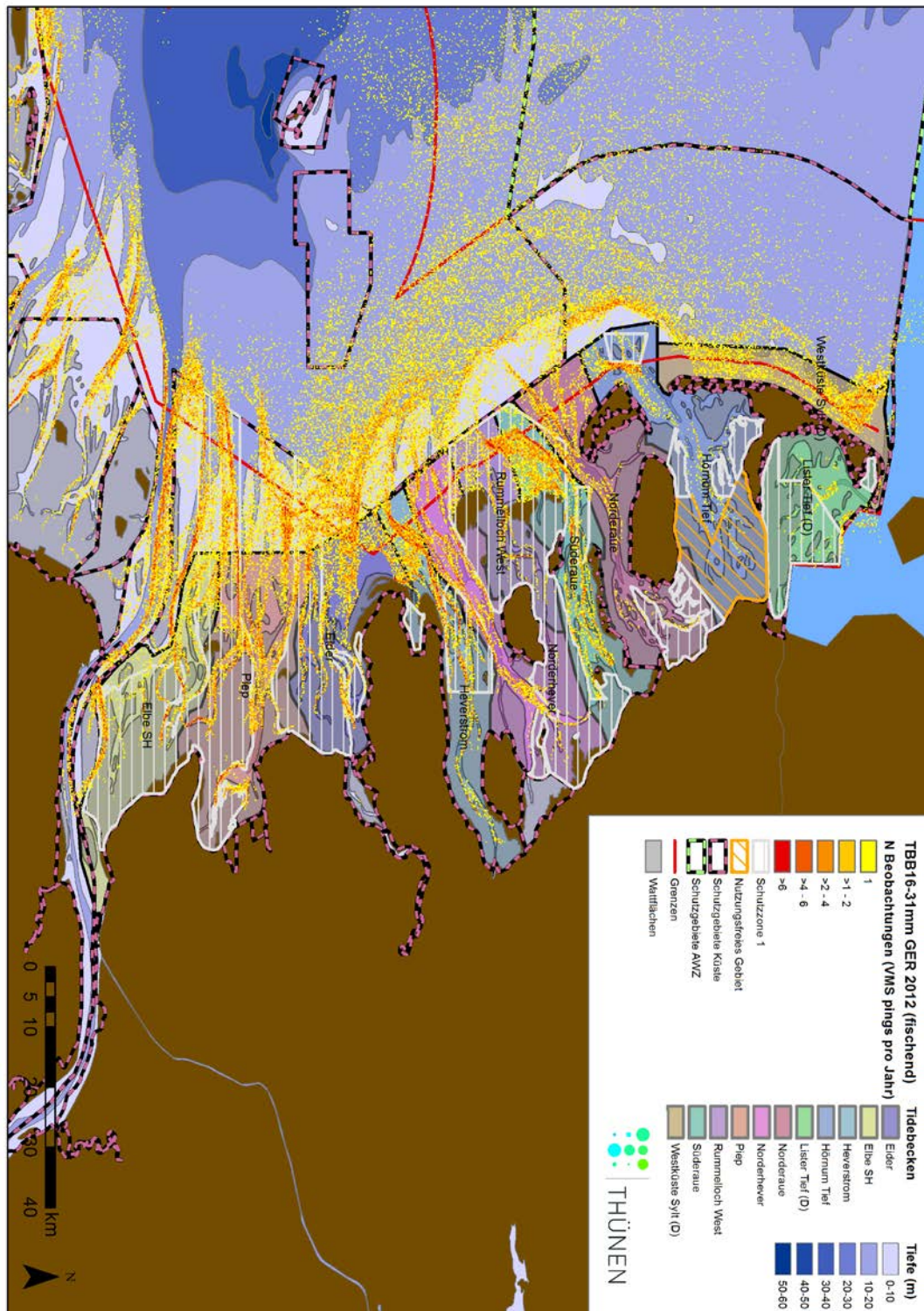


Abbildung 11.2 Fischereiaufwand Garnelenfischer (TBB, 16-31mm Maschenweite) für das Jahr 2012. Dargestellt sind die aufsummierten VMS Beobachtungen für aktiv fischende Fahrzeuge (2-4 Knoten). Rastergröße: ~120m x 240m.

11.3 Tabelle Fischereiaktivitäten in Tidebecken

Tabelle 11-3 Anzahl Fahrzeuge, Aufwand in Stunden, Erlös in Euro und Fang Nordseegarnelen in kg pro Jahr, Tidebecken, Gerät & Masche, sowie Längensklasse der Fahrzeuge ($\geq 12 - 15$ m und ≥ 15 m LÜA)

Jahr	Tidebecken	Gerät & Masche	Klasse Fahrzeuglänge (m)	Anzahl Fahrzeuge	Aufwand (h)	Erlös (Euro)	Fang, Krabben (kg)
2011	Eider	TBB_1631	≥ 15	67	3296	577748	462201
2011	Elbe_SH	TBB_1631	≥ 15	41	1080	179259	138637
2011	Heverstrom	TBB_1631	≥ 15	44	2889	560624	472473
2011	Hoernum_Tief	TBB_1631	≥ 15	41	944	176879	161086
2011	Lister_Tief_D	TBB_1631	≥ 15	11	133	29913	21790
2011	Norderaue	TBB_1631	≥ 15	52	1444	280773	223638
2011	Norderhever	TBB_1631	≥ 15	51	1718	366564	323090
2011	Piep	TBB_1631	≥ 15	58	4165	764560	562960
2011	Rummelloch_West	TBB_1631	≥ 15	42	1143	196387	171578
2011	Suederaue	TBB_1631	≥ 15	43	2672	512262	427169
2011	Westkueste_Sylt_D	TBB_1631	≥ 15	52	2128	297403	262204
2012	Eider	TBB_1631	12-15	6	115	30430	12204
2012	Eider	TBB_1631	≥ 15	64	6157	1357824	486551
2012	Elbe_SH	TBB_1631	12-15	6	1171	216311	75835
2012	Elbe_SH	TBB_1631	≥ 15	47	3422	664565	238619
2012	Heverstrom	TBB_1631	12-15	3	97	34112	12607
2012	Heverstrom	TBB_1631	≥ 15	52	4899	1261006	480462
2012	Hoernum_Tief	TBB_1631	12-15	2	113	36720	9555
2012	Hoernum_Tief	TBB_1631	≥ 15	56	1531	464109	162370
2012	Lister_Tief_D	TBB_1631	12-15	2	199	67582	21708
2012	Lister_Tief_D	TBB_1631	≥ 15	14	185	43900	14670
2012	Norderaue	TBB_1631	12-15	2	513	210397	73307
2012	Norderaue	TBB_1631	≥ 15	58	2747	773355	272040
2012	Norderhever	TBB_1631	12-15	3	1697	759427	290365
2012	Norderhever	TBB_1631	≥ 15	55	3040	899355	336427
2012	Piep	TBB_1631	12-15	6	527	108457	41018
2012	Piep	TBB_1631	≥ 15	58	7601	1687698	569748
2012	Rummelloch_West	TBB_1631	12-15	4	155	48985	16953
2012	Rummelloch_West	TBB_1631	≥ 15	62	2708	697282	254376
2012	Suederaue	TBB_1631	12-15	4	285	67153	21819
2012	Suederaue	TBB_1631	≥ 15	56	6126	1665970	613880
2012	Westkueste_Sylt_D	TBB_1631	12-15	1	12	3492	1061
2012	Westkueste_Sylt_D	TBB_1631	≥ 15	56	4268	835186	303753

11.4 ISL pro Jahr und Tidebecken nach Hauptfanggerät

11.4.1 ISL 2011

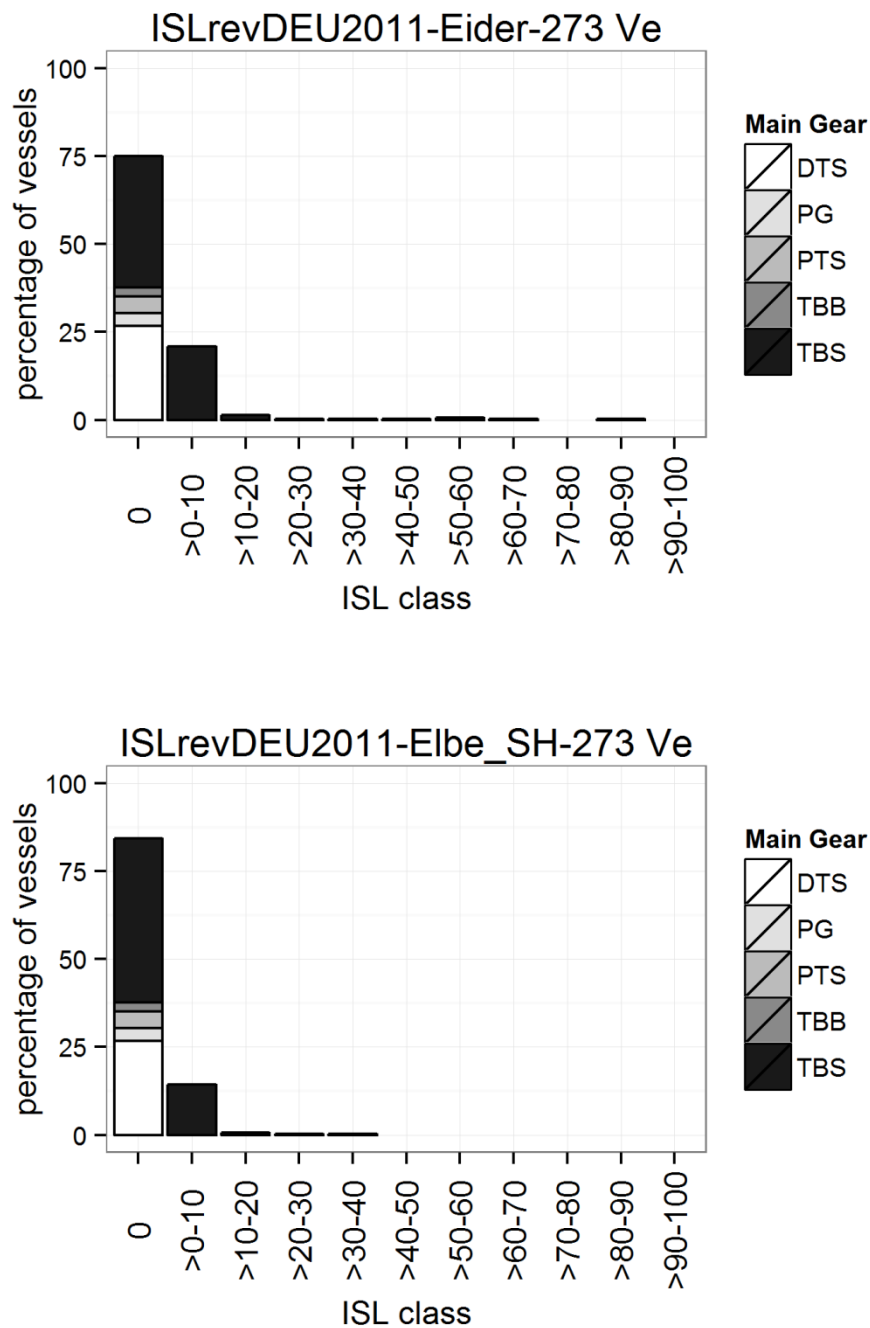


Abbildung 11.3

ISL pro Tidebecken, aufgeschlüsselt nach Geräten. TBS: entspricht TBB_1631 (Garnelenbaumkurre); TBB: alle anderen Baumkurren; PTS: Pelagische Schlepp- und Wadenfischerei (pelagic trawls and seiners); PG:

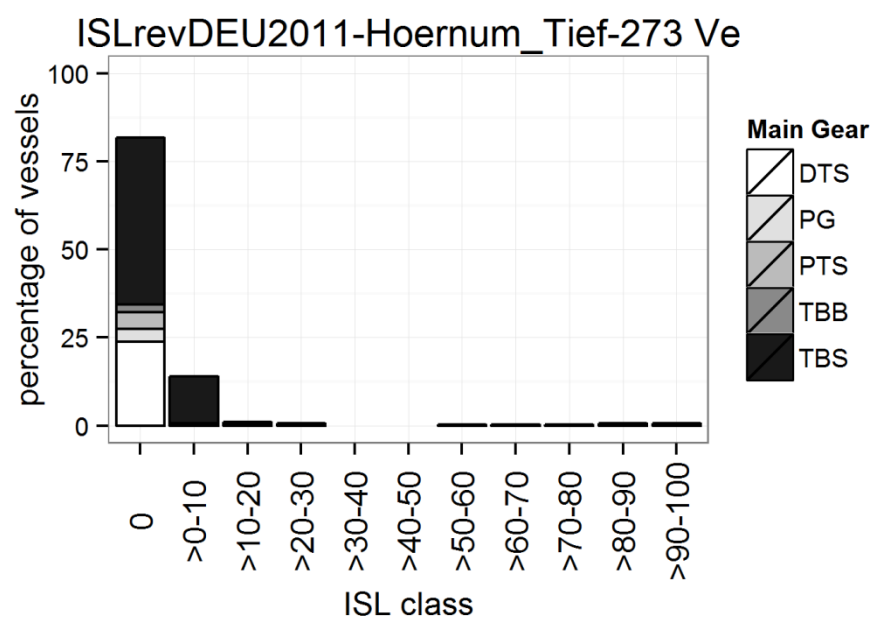
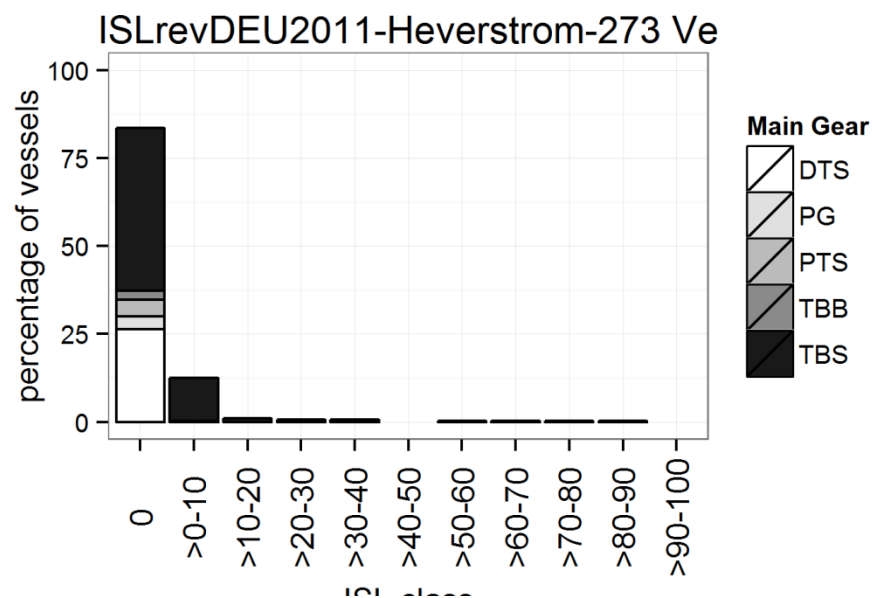


Abbildung 11.3 Fortsetzung

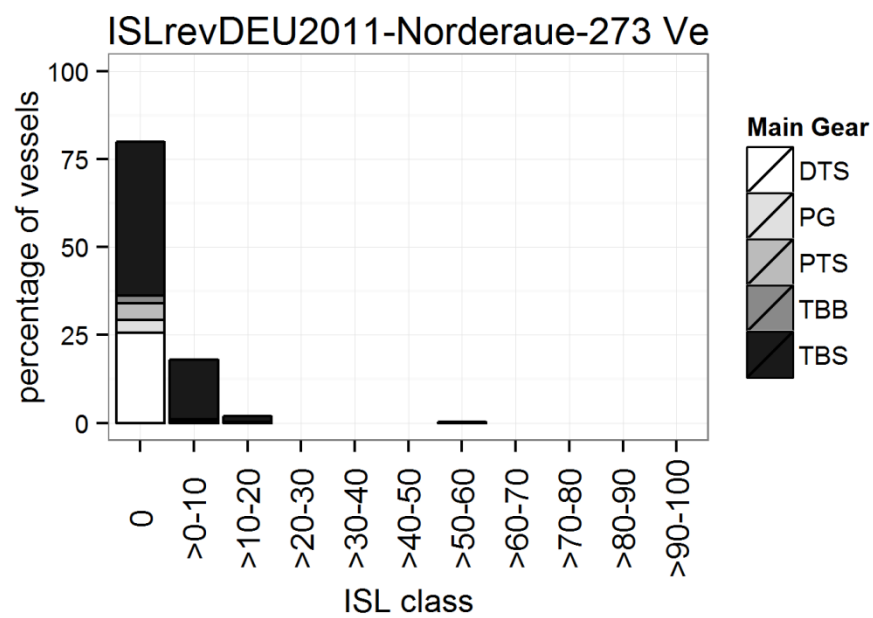
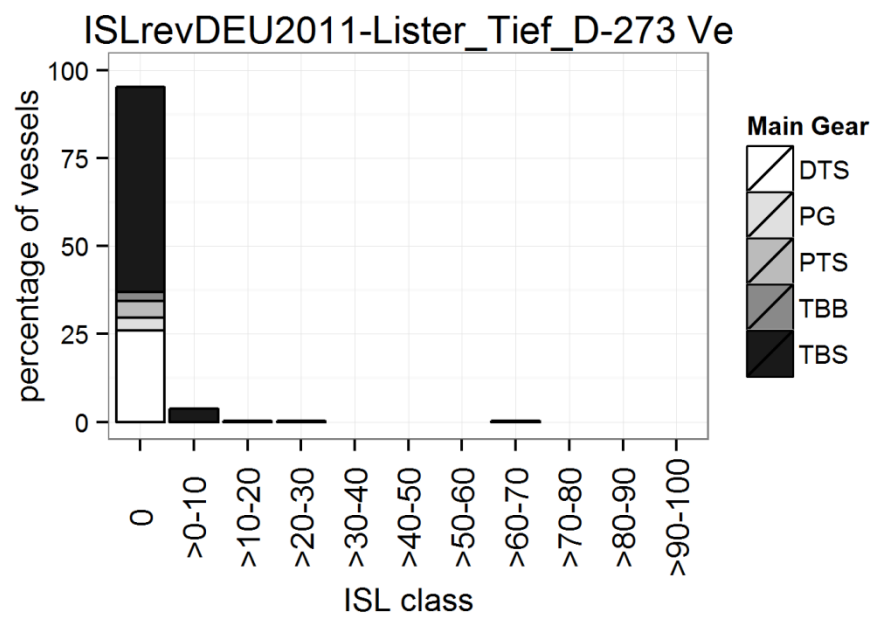


Abbildung 11.3 Fortsetzung

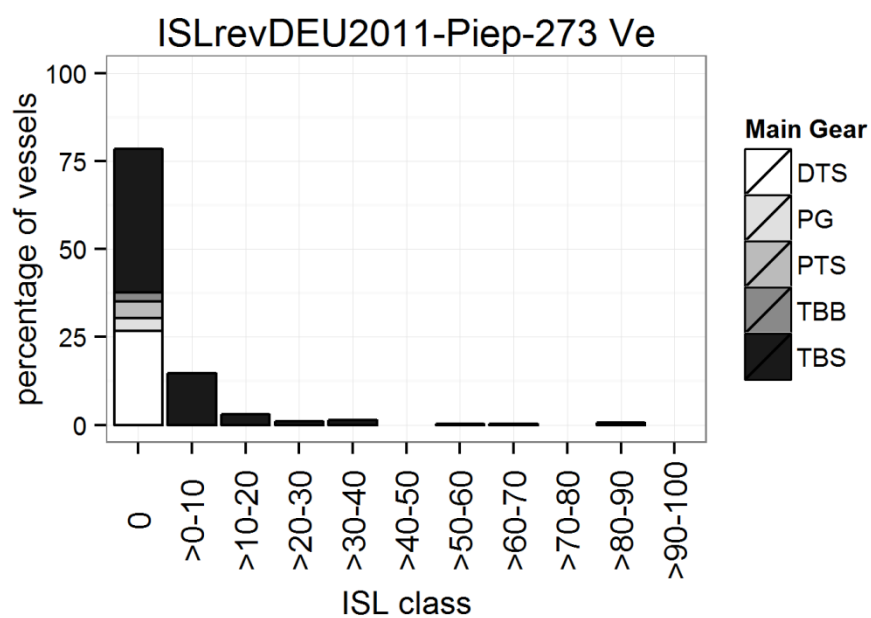
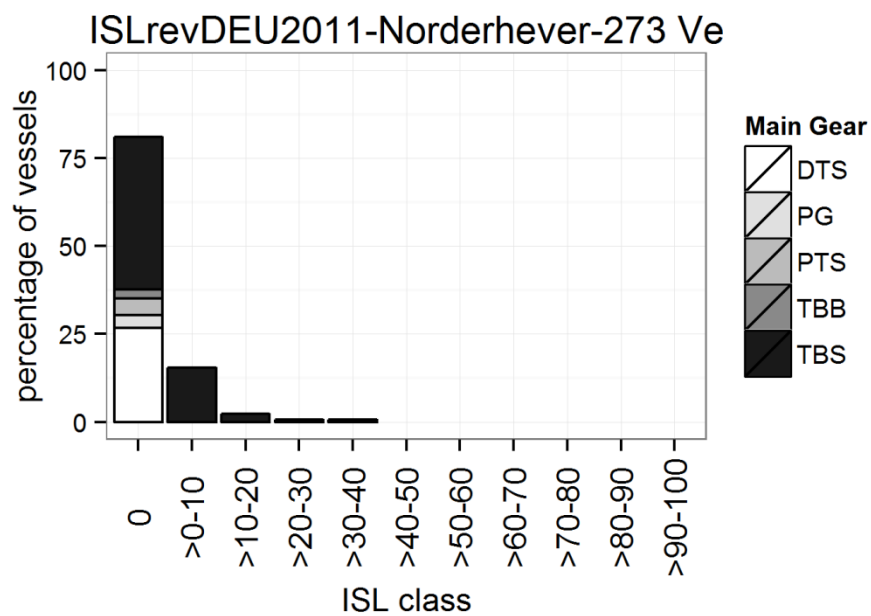


Abbildung 11.3 Fortsetzung

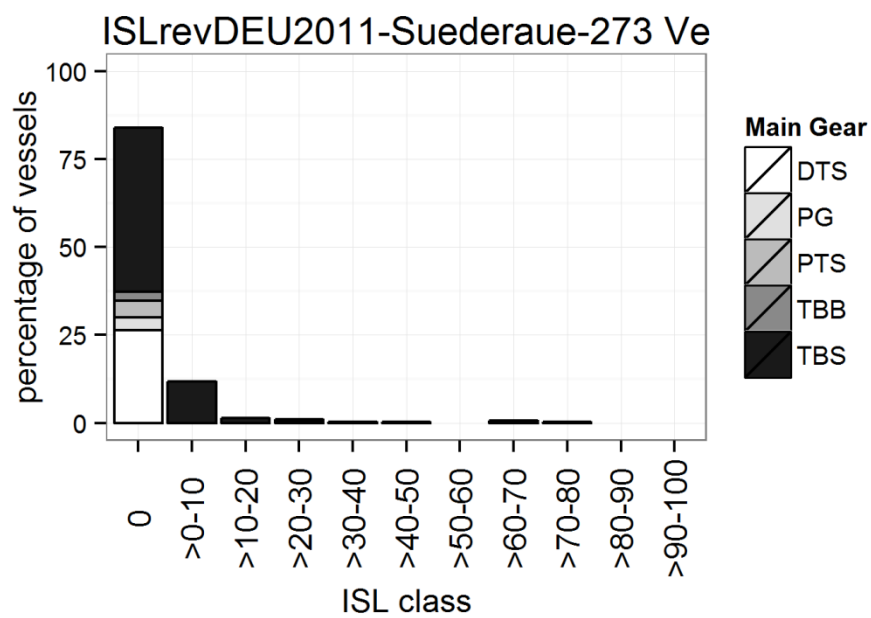
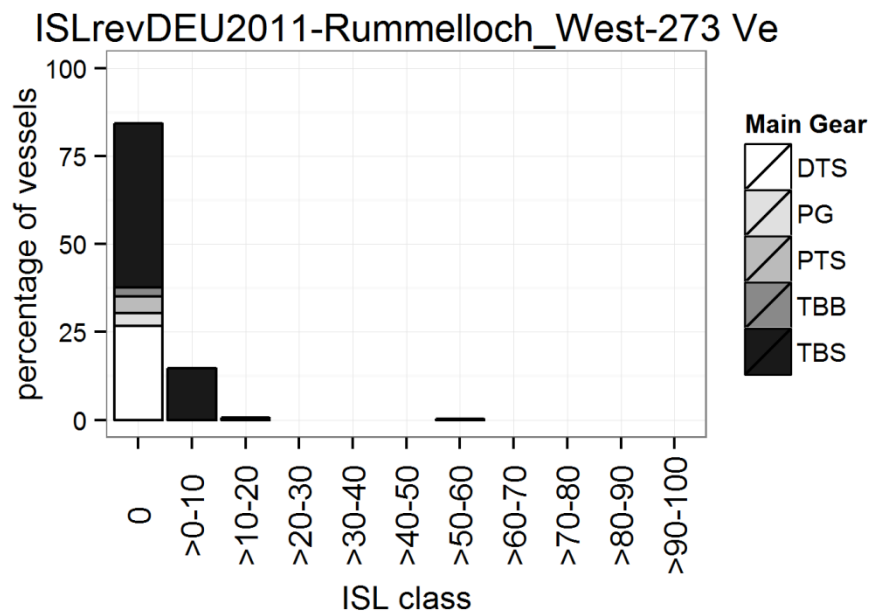
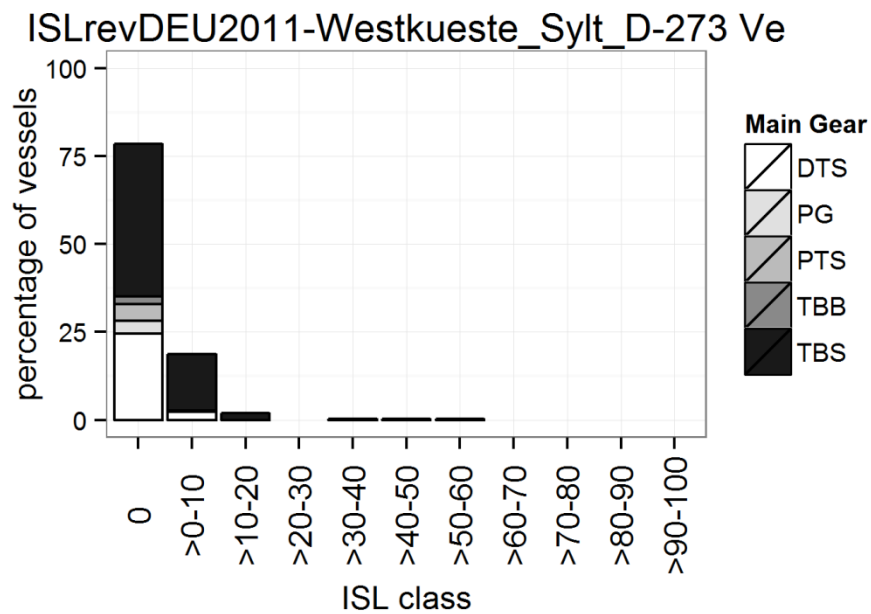


Abbildung 11.3 Fortsetzung



11.4.2 ISL 2012

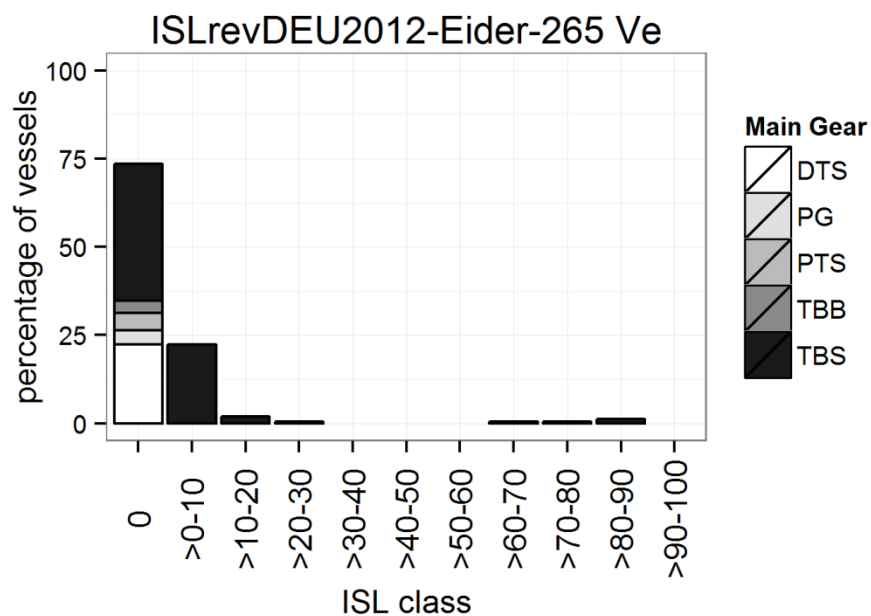


Abbildung 11.3 Fortsetzung

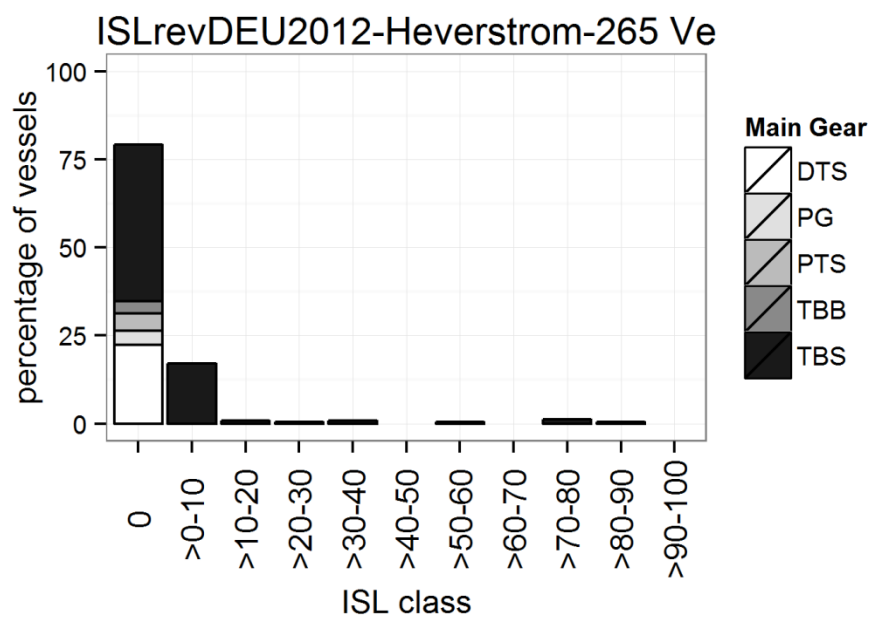
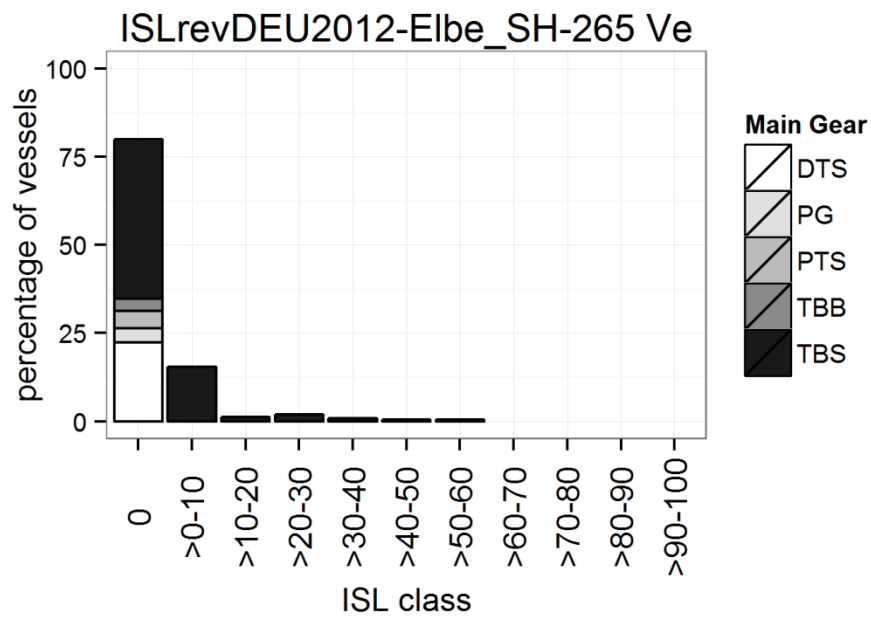


Abbildung 11.3 Fortsetzung

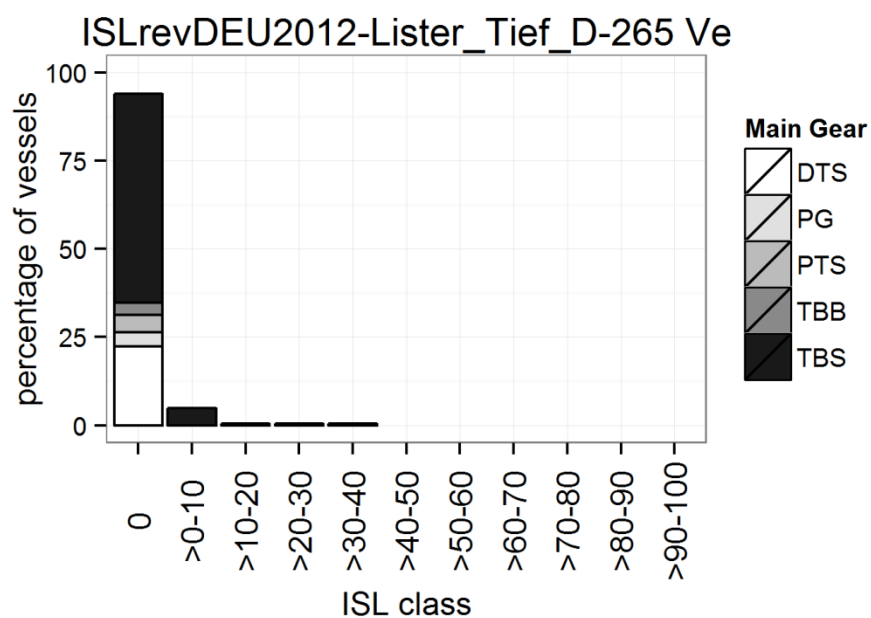
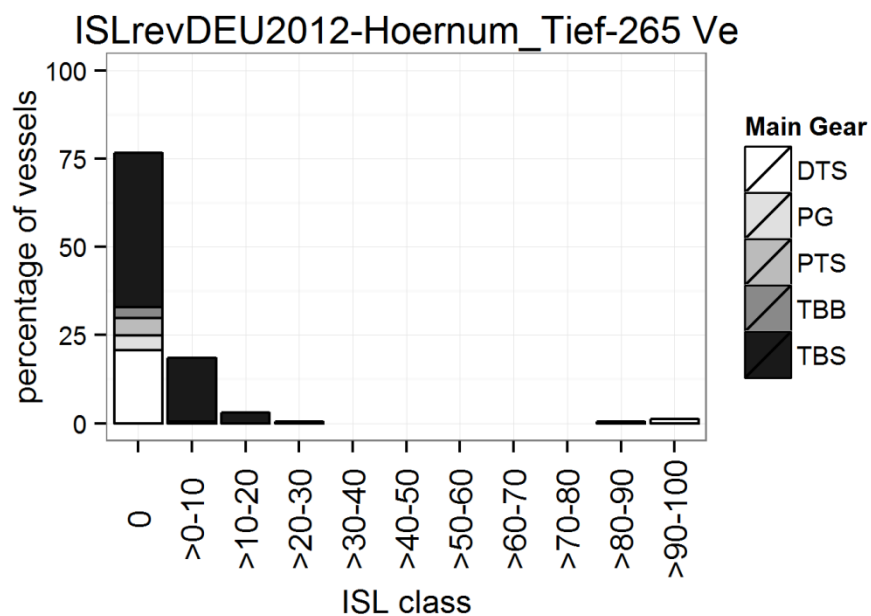


Abbildung 11.3 Fortsetzung

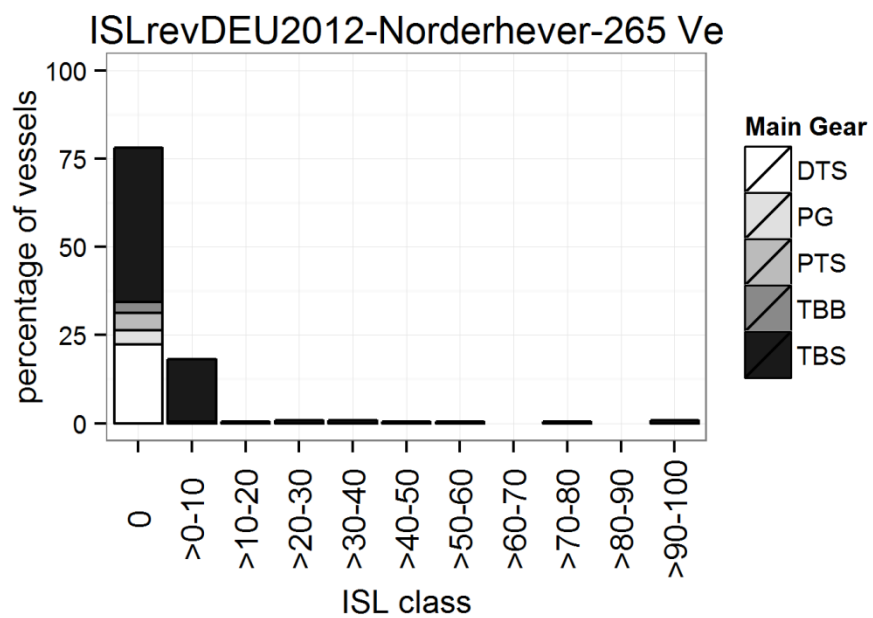
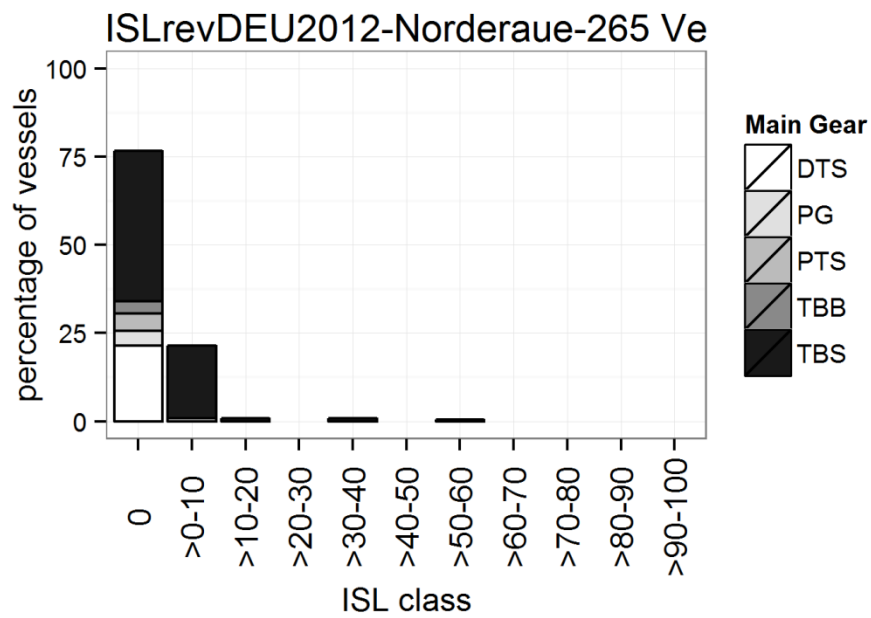


Abbildung 11.3 Fortsetzung

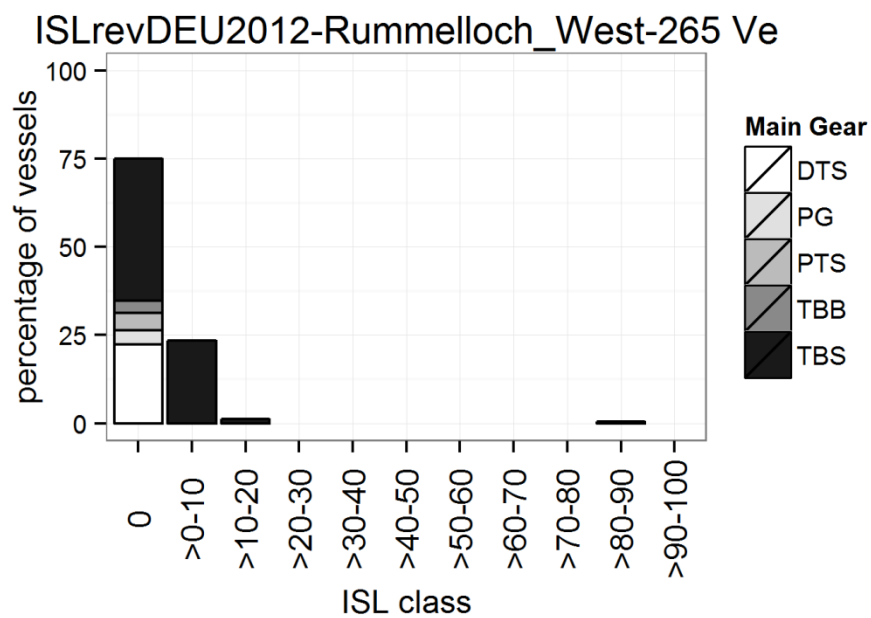
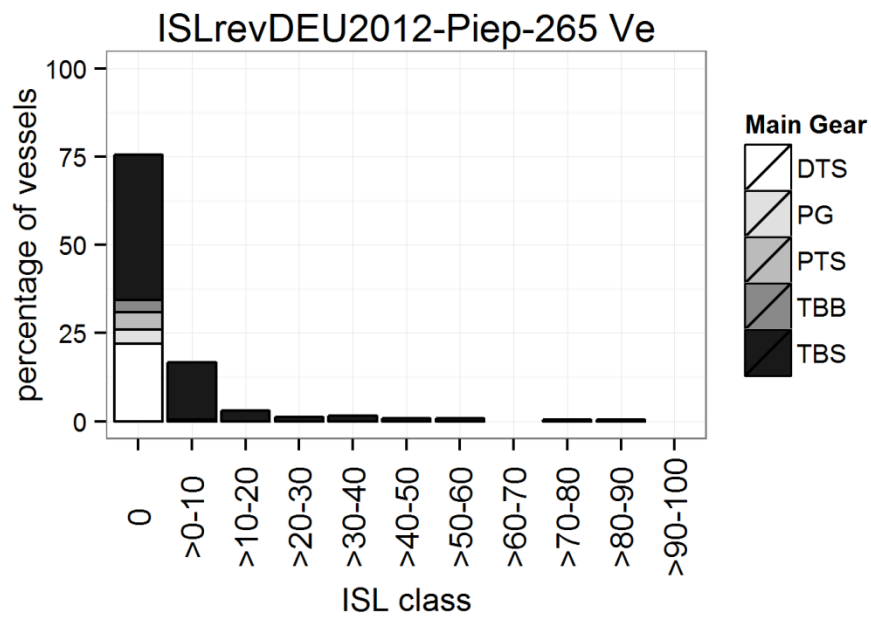


Abbildung 11.3 Fortsetzung

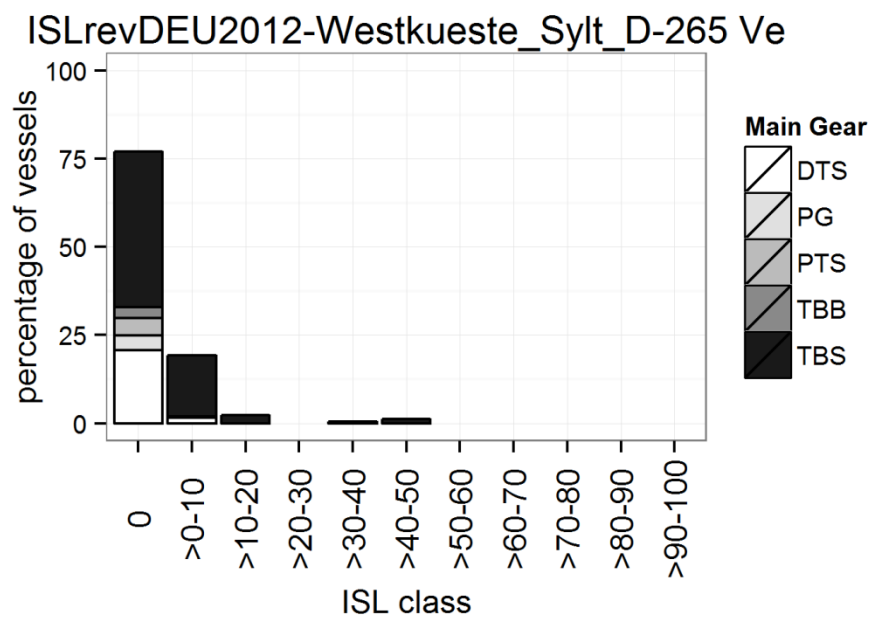
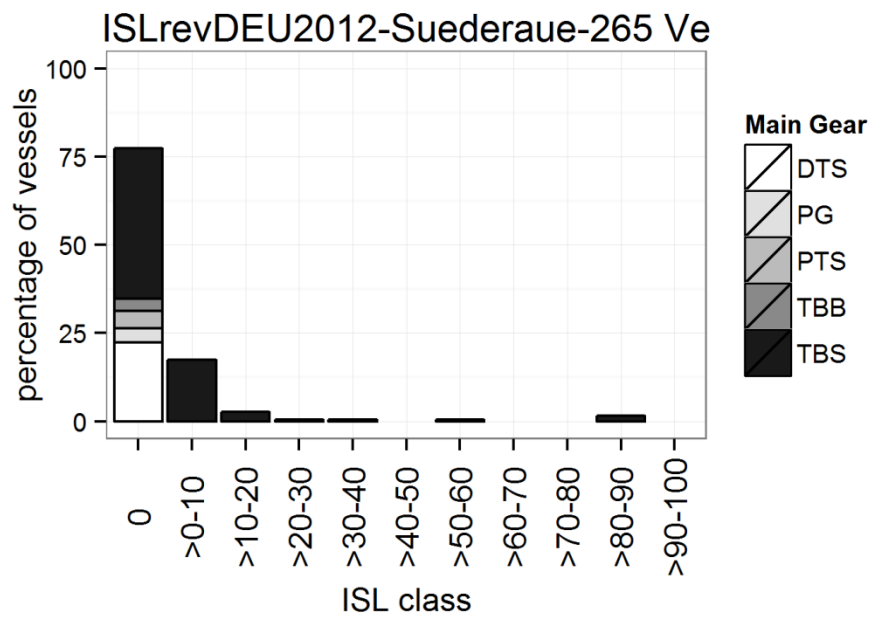


Abbildung 11.3 Fortsetzung

11.5 ISL Profile pro Jahr und Tidebecken

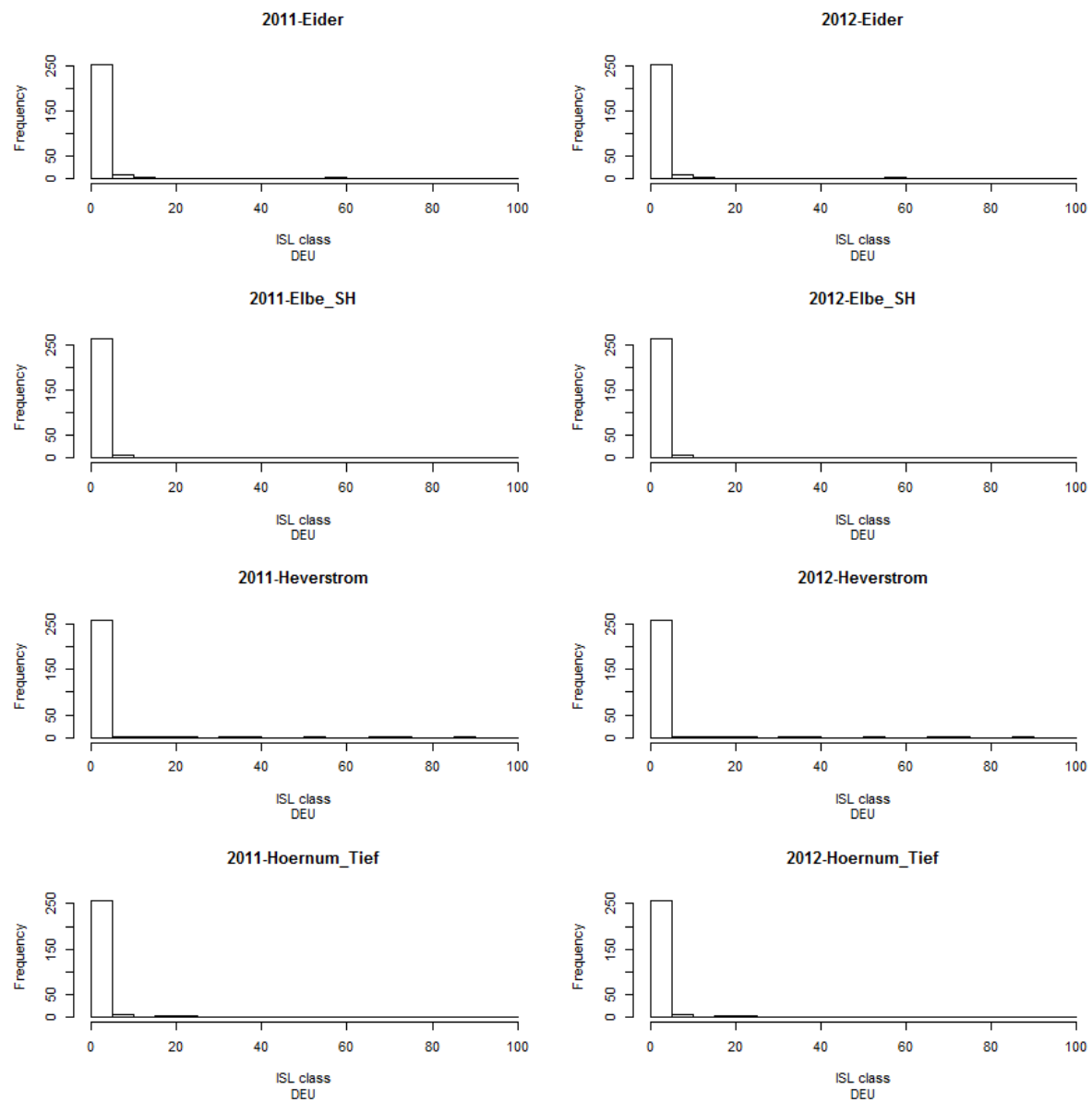


Abbildung 11.4 ISL Profile pro Jahr und Tidebecken

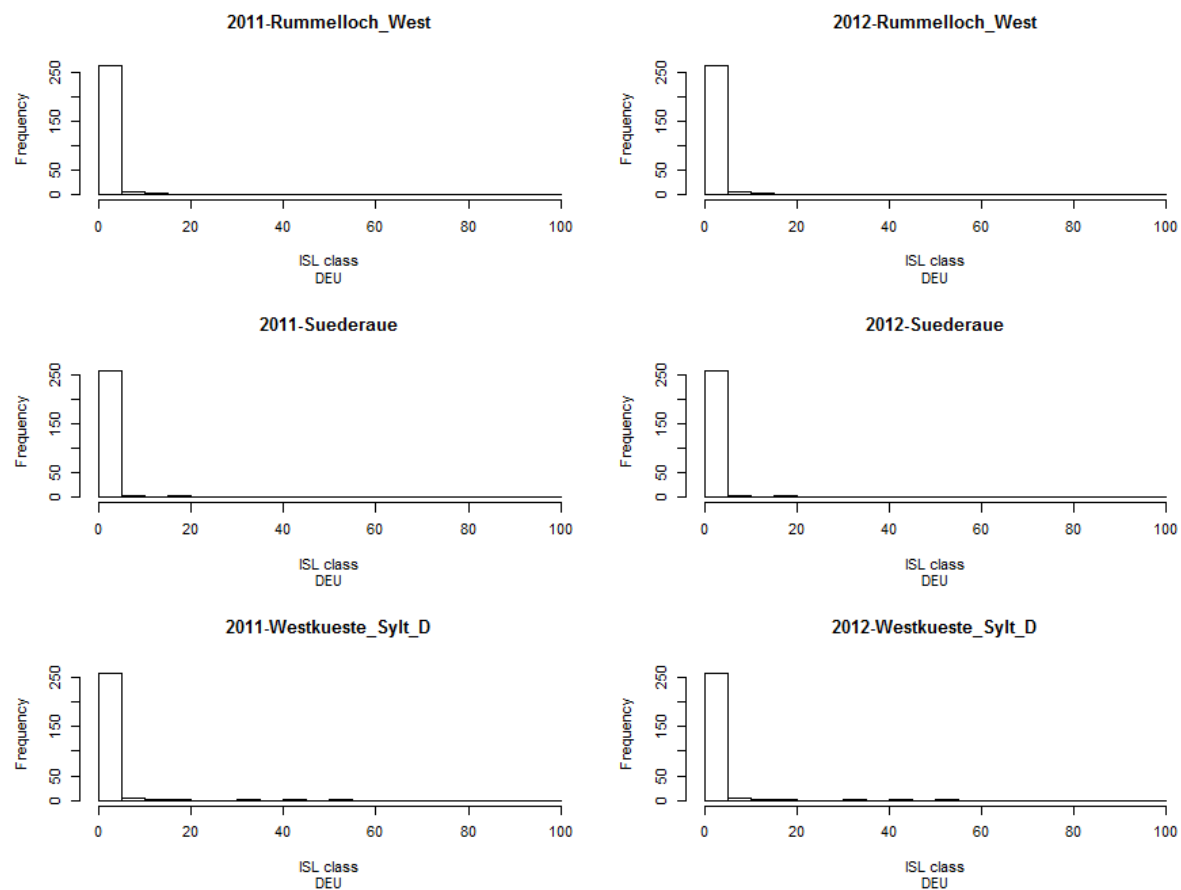


Abbildung 11.4 Fortsetzung

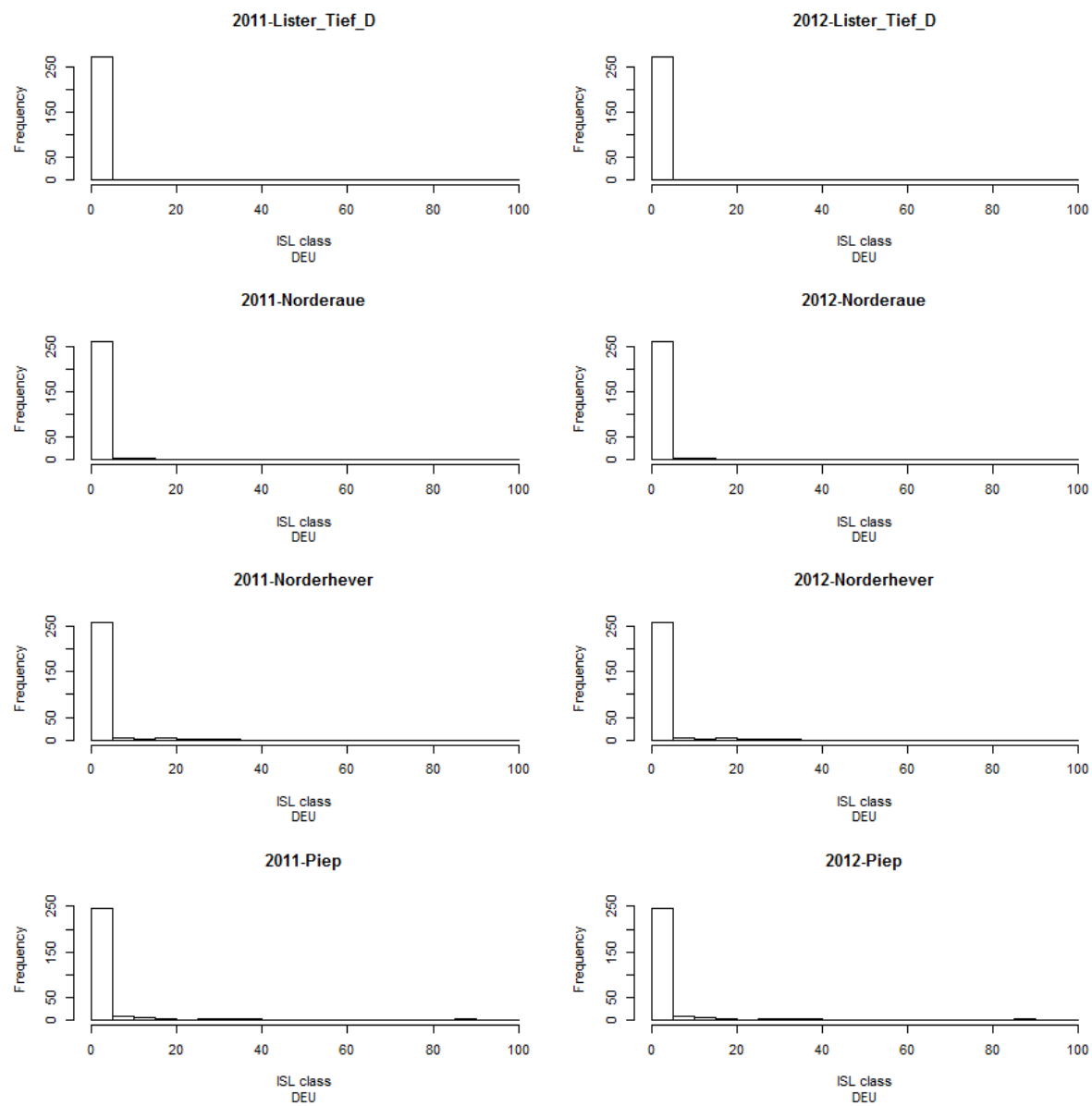


Abbildung 11.4 Fortsetzung

11.6 ISL-Profil pro Hafen, Tidebecken und Jahr



Abbildung 11.5

Individuelles Stress Level Profil (Erlös) der deutschen Garnelenkutter pro Tidebecken und Hafengemeinschaft für die Jahre 2001 und 2012.

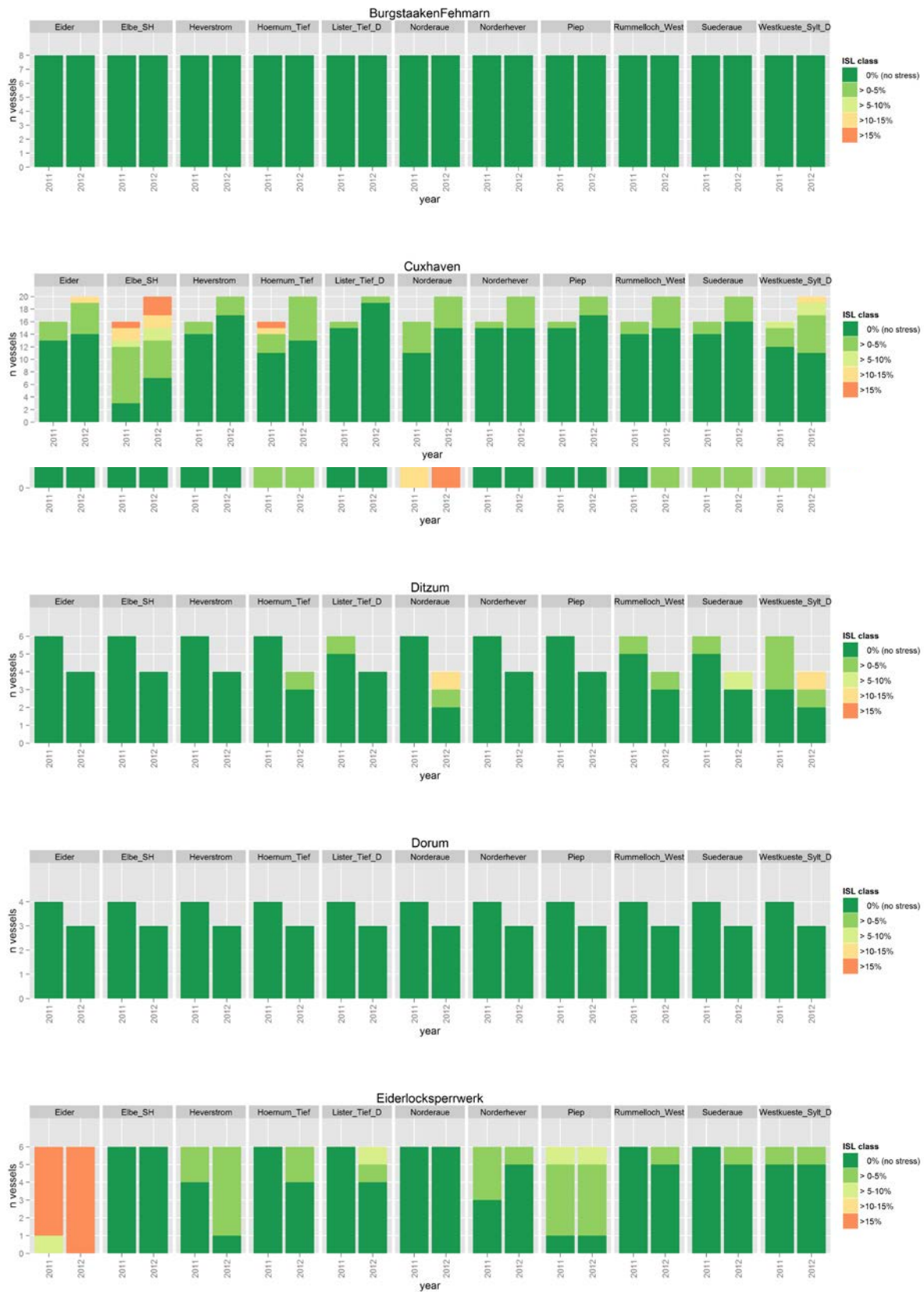


Abbildung 11.5 Fortsetzung



Abbildung 11.5 Fortsetzung



Abbildung 11.5 Fortsetzung



Abbildung 11.5 Fortsetzung



Abbildung 11.5 Fortsetzung



Abbildung 11.5 Fortsetzung

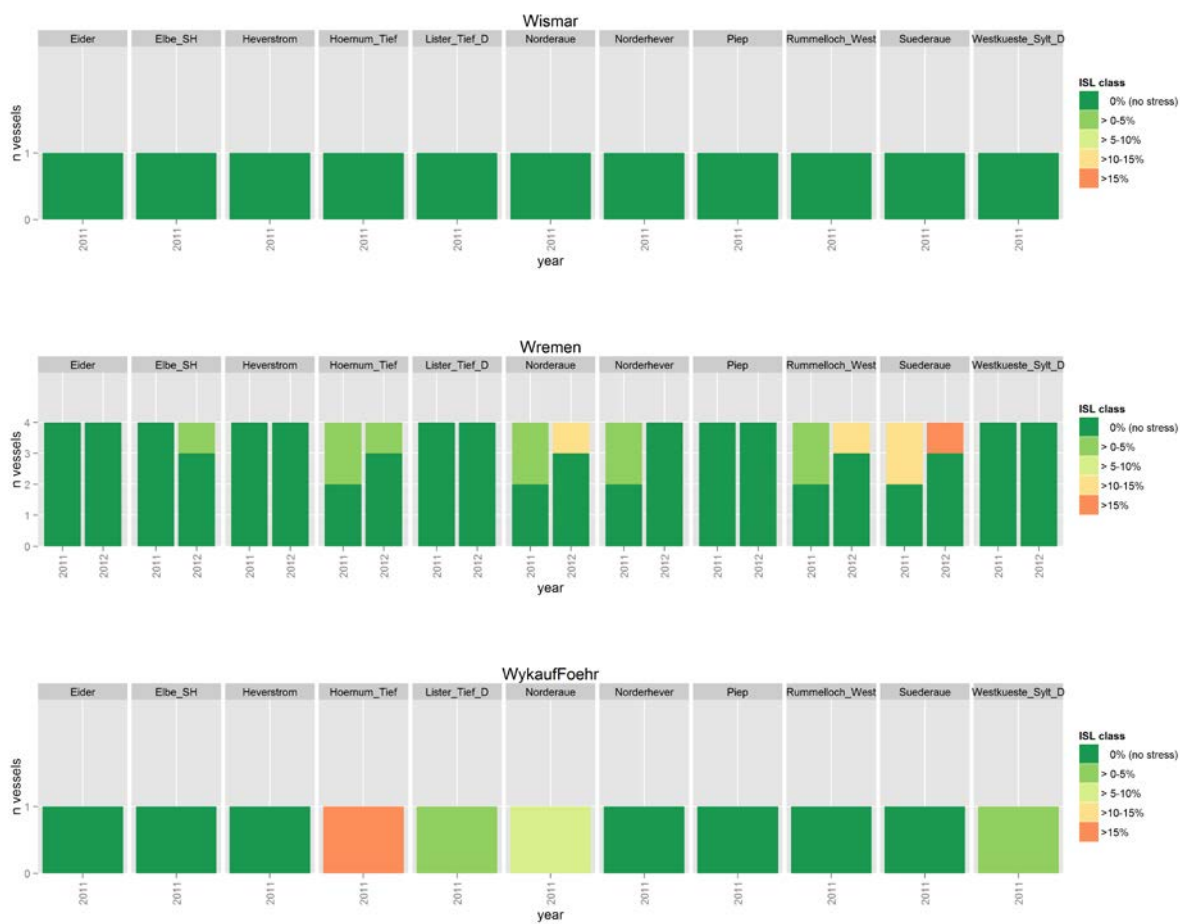


Abbildung 11.5 Fortsetzung