

# Erfassung der Fischfauna an der Jade mittels Hamenkutter vor dem Hintergrund der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie



## Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz)



### Auftraggeber

Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer  
Virchowstraße 1  
26382 Wilhelmshaven

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz  
Betriebsstelle Brake/Oldenburg  
Flussgebietsmanagement, Übergangs-/Küstengewässer  
Ratsherr-Schulze-Straße 10  
26122 Oldenburg

### Auftragnehmer

Dr. Andreas Dänhardt  
Suerhoper Brunnenweg 13 a  
21244 Buchholz  
Telefon: 0 41 86 / 89 16 14  
Mobil: 01 79 / 5 17 15 36  
E-Mail: andreas@daenhardt.com

### In Kooperation mit

Prof. Dr. Peter H. Becker  
Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“  
An der Vogelwarte 21  
26386 Wilhelmshaven  
Telefon: 0 44 21 / 96 89 0  
E-Mail: peter.becker@ifv-vogelwarte.de



## ZUSAMMENFASSUNG

Das Ziel der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) ist es, einen guten Zustand der Meeresumwelt zu erhalten oder bis spätestens 2020 zu erreichen. Zur Bewertung des Umweltzustandes werden u. a. diverse Faunenelemente herangezogen, darunter Fische und Vögel. Als geeignete Bewertungsindikatoren für Fische im Sinne der MSRL gelten bislang Abundanz und Biomasse, Verbreitungsgebiete und –muster, Größenverteilungen, Beifang und Rückwurf sowie Gefährdungsstatus ausgewählter Knorpel- und Knochenfischarten. Als geeignete Bewertungsindikatoren für See- und Küstenvögel im Sinne der MSRL gelten Verbreitungsmuster, Abundanz, Bruterfolg unter Berücksichtigung der Nahrungsverfügbarkeit, Mortalität und Anwesenheit (nicht-einheimischer) potenzieller Brutprädatoren auf Inseln. Um die Datenbasis für die o. g. Bewertungsindikatoren zu verbessern, wurden im Berichtsjahr 2013 i) die Fischgemeinschaft des Jadebusens anhand ihrer Arten- und Größenzusammensetzung charakterisiert, ii) die relative Abundanz ausgewählter Fischarten in den Kontext mit früheren Erhebungen gesetzt sowie iii) die Fangdaten auf den Bruterfolg und die Kükenentwicklung von Flusseeeschwalben bezogen, die die Endglieder des Nahrungsnetzes repräsentieren, seit Jahrzehnten am Jadebusen brüten und dort intensiv erforscht werden.

Wie auch in den Vorjahren seit 2006 wurden an einer Dauerstation im zentralen Jadebusen nahe der Fahrwassertonne Varel 8 auf fünf jeweils zweitägigen Fangkampagnen schiffsbasierte Fischerfassungen mit einem Großhamen durchgeführt und so Daten über die Arten- und Größenzusammensetzung sowie die relative, artspezifische Abundanz der Fische gewonnen (MSRL-Deskriptor 1 „Biodiversität“). Für die Interpretation der Fischdaten im Kontext mit den MSRL-Deskriptor 4 („Nahrungsnetz“) wurden ausgewählte Brutparameter der Flusseeeschwalbenkolonie am Banter See in Wilhelmshaven ausgewertet, die das Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ zur Verfügung stellte.

Charakteristisch für das Berichtsjahr 2013 war der lange, kalte Winter mit Temperaturen unter 15 °C bis Anfang Juni mit anschließender starker Erwärmung während der letzten Fangkampagne am 20./21. August. Es wurden 34 Fischarten und eine Neunaugenart aus 22 Familien nachgewiesen. Die Fischgemeinschaften, die während der einzelnen Fangkampagnen des Berichtsjahres beobachtet wurden, konnten klar voneinander abgegrenzt werden, was die Notwendigkeit saisonaler Beprobungen verdeutlicht. Grundsätzlich waren die Fänge bei allen Fangkampagnen dominiert von pelagischen Fischen. Von den pelagischen Fischen waren Hering und Stint saisonübergreifend die mit Abstand dominanten Arten, gefolgt von Wittling, Sprotte und Kleiner Seenadel. Plattfische waren als Folge der Fangmethode unterrepräsentiert. Von den elf ausführlich analysierten Arten (Finte, Flunder, Flussneunauge, Hering, Kabeljau, Sardelle, Scholle, Seezunge, Sprotte, Stint und Wittling) zeigten alle eine ausgeprägte Saisonalität sowohl in der artspezifischen Abundanz als auch der Größenverteilung. Die Abundanzdynamik zwischen 2006 bis 2013 zeigte vorwiegend abnehmende Trends. Lokale Faktoren spielen offenbar eine wichtige Rolle für die überwiegend negativen Bestandstrends, die bei pelagischen (anadromen und marinen) Arten ausgeprägter sind als bei demersalen oder benthopelagischen Arten.

Der Bruterfolg der Flusseeeschwalben am Banter See lag im Berichtsjahr 2013 mit 1,0 flüggen Küken pro Brutpaar ähnlich hoch wie in den drei Vorjahren und damit zum vierten Mal seit dem Einbruch von 2002 wieder über dem langjährigen Durchschnitt von 0,8 flüggen Küken pro Brutpaar. Die durchschnittliche Gewichtszunahme pro Tag gehörte zu den höchsten der Zeitreihe, während das Ausfliegegewicht und das Maximalgewicht eher dem Durchschnitt über die Jahre seit 2006 entsprachen. Eine Besonderheit des Berichtsjahres 2013 war wie bereits im Vorjahr die große Menge großer Heringe zur Balzzeit, was sich in einer guten Kondition der Altvögel und dem mit Abstand frühesten Legetermin seit Beginn der Aufzeichnungen niederschlug.



<b>Zusammenfassung</b>	<b>02</b>
<b>1. Einleitung</b>	<b>06</b>
<b>2. Methoden</b>	<b>08</b>
2.1. Datenerhebung auf See	08
2.2. Auswertung der Befischungen	10
2.2.1. Auswahl der Arten	10
2.2.2 Auswertungen auf Gemeinschaftsebene	10
2.2.3 Auswertungen auf Artebene	13
2.3. Brut- und Ernährungsbiologie der <i>Flussseseschwalben am Banter See</i>	14
<b>3. Ergebnisse</b>	<b>15</b>
3.1. Abiotische Begleitparameter	15
3.2 Analysen auf Gemeinschaftsebene	17
3.2.1 Artenspektrum	17
3.2.2 Zeitliche Entwicklung mittels Gemeinschaftsanalyse (nmMDS, ANOSIM und SIMPER)	18
3.2.3 Dominanz & Stetigkeit	19
3.3 Analysen auf Artebene: Saisonaler Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz und der Längen-Häufigkeits-Verteilung sowie Unterschiede zwischen den Jahren, nach Monaten aufgelöst	21
3.3.1 Pelagisch-anadrome Arten: Finte, Flussneunauge und Stint	22
3.3.2 Pelagisch-marine Arten: Hering, Sprotte und Sardelle	26
3.3.3 Demersale Arten: Scholle, Seeszunge und Flunder	30
3.3.4 Benthopelagische Arten: Wittling und Kabeljau	34
3.4 Bezug der Fangergebnisse zum Bruterfolg, der Kükenentwicklung und der Kükenfütterung der Flussseseschwalben in der Kolonie ‚Banter See‘	37
<b>4. Diskussion</b>	<b>38</b>
4.1. Repräsentativität der Fangmethode	38
4.2. Interannuelle Vergleichbarkeit der Fangergebnisse	39
4.3 Bestandstrends	40
4.4 Bezug zu Bruterfolg und Kükenentwicklung der Flussseseschwalben	41
<b>5. Literatur</b>	<b>43</b>
<b>6. Anhang</b>	<b>46</b>

---

Zitiervorschlag:

DÄNHARDT, A. (2013) Erfassung der Fischfauna an der Jade mittels Hamenkutter vor dem Hintergrund der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz). Projektbericht im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer und des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Buchholz in der Nordheide, 50 Seiten.



## 1. EINLEITUNG

Das Ziel der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) ist es, spätestens bis zum Jahr 2020 einen guten Zustand der Meeresumwelt zu erreichen oder zu erhalten (MSRL-2008/56/EU, Art. 1). Die für die Bewertung anzuwendenden Kriterien und Indikatoren sind in dem Beschluss der Kommission vom 1. September 2010 (2010/477/EU) festgelegt. In den regionalen Meeresschutz-Übereinkommen HELCOM und OSPAR und im Rahmen des Trilateralen Monitoring- und Assessment-Programmes (TMAP) werden derzeit die bestehenden Monitoring-Programme überarbeitet und an die MSRL-Anforderungen angepasst. Da es bislang für eine Vielzahl der Indikatoren noch keine Bewertungsverfahren gibt, wurden von Deutschland in einer ersten Phase jeweils bestehende Bewertungen als mögliche Grundlage für die deutsche Anfangsbewertung herangezogen ([www.meeresschutz.info/](http://www.meeresschutz.info/)). Für die nächste Bewertung 2018 ist geplant, spezifische Bewertungsverfahren zu entwickeln. Als Grundlage für diese Bewertungsverfahren muss die aktuelle Datenlage erweitert bzw. müssen vorangegangene Erfassungen fortgeführt werden, um die zeitliche Entwicklung der zu bewertenden Faunenelemente zu erfassen, wozu im deutschen Küstenmeer u. a. Fische und Vögel gehören. Dies ist das Ziel der Untersuchungen des Berichtsjahres 2013.

Fische spielen im marinen Ökosystem eine zentrale Rolle. Im Wattenmeer, das ein wichtiges Aufwuchs- und Laichgebiet ist, stellen Fische von allen Wirbeltieren die weitaus größte Biomasse und sind daher als Räuber und Beute gleichermaßen bedeutsam (z. B. Dankers et al., 1978; Jager et al., 2009). Die Adultstadien der Fischarten mit der größten Relevanz als Beute für Seevögel und Meeressäuger stehen zudem im Fokus intensiver kommerzieller Befischung. Die Größe des Adultbestandes wird maßgeblich von der Überlebensrate der heranwachsenden Jungfische bestimmt (Houde, 1987, 2008; Payne et al., 2009). Fische tragen maßgeblich zur Biodiversität (Deskriptor D1 der MSRL) bei und spielen als Bindeglied zwischen Plankton bzw. Bodenfauna und höheren trophischen Gruppen wie Seevögeln und Meeressäugern im marinen Nahrungsnetz (Deskriptor D4 der MSRL) eine zentrale Rolle (Fauchald et al. 2011). Viele Seevogelarten ernähren sich zu unterschiedlichen Anteilen von Fischen. Zu den Arten, die sich überwiegend von Fischen ernähren, gehören Flussschwalben *Sterna hirundo*. Die ausreichende Verfügbarkeit von Fischen beeinflusst die meisten Faktoren, die den Bruterfolg der Flussschwalben bestimmen: Adultkondition, Legetermin, Eigröße, Gelegegröße sowie Wachstum und Überlebensrate der Küken (z. B. Dänhardt & Becker 2008a, Dänhardt 2010). Bei extremer Nahrungsknappheit kann auch die Überlebensrate adulter Tiere verringert sein. Die Nahrungsversorgung wirkt sich jedoch zuletzt auf das Überleben der Altvögel aus, vorher wird die Energieinvestition in die Reproduktion eingeschränkt oder ganz eingestellt (Becker, 1996, 1998). Vor diesem Hintergrund sind gesicherte Aussagen zur räumlich-zeitlichen Variabilität des Fischvorkommens sowie zu Interaktionen mit höheren Ebenen innerhalb des trophischen Gefüges speziell zur Brutzeit der Seevögel zwischen April und Juli entscheidend, um ihren Brutverlauf und ihre Populationsdynamik nachvollziehen, beobachtete Veränderungen erklären und –sofern möglich und sinnvoll– darauf reagieren zu können.

Als geeignete Bewertungsindikatoren für Fische i. S. der MSRL gelten bislang

- die Abundanz/Biomasse ausgewählter Arten sowie Verbreitungsgebiete und –muster
- Größenverteilungen in Fischgemeinschaften
- Beifang/Rückwurf ausgewählter Arten in Bezug auf Population/Bestand
- Gefährdungstatus ausgewählter Knorpel- und Knochenfische.

Als geeignete Bewertungsindikatoren für See- und Küstenvögel i. S. der MSRL gelten

- Verbreitungsmuster brütender und nicht brütender See- und Küstenvögel
- Abundanz brütender, nicht-brütender See- und Küstenvögel in der Brutperiode und in der Winterperiode
- Bruterfolg ausgewählter See- und Küstenvögeln unter Berücksichtigung der Nahrungsverfügbarkeit
- Mortalität von See- und Küstenvögeln
- Anwesenheit (nicht-einheimischer) Säugetierarten auf Inseln mit Brutkolonien

Die Untersuchung und Auswertungen des Berichtsjahres 2013 schließen an vorangegangene Projekte an, wenn auch mit einem anderem Schwerpunkt. So wurden in den Jahren 2005 bis 2007 im Rahmen des Projektes „Die Bedeutung umweltbedingter Verteilungsmuster von Schwarmfischen für Seevögel im Ökosystem Niedersächsisches Wattenmeer“ des Instituts für Vogelforschung (53-NWS-41/04, Niedersächsische Wattenmeerstiftung) zwei Datensätze erarbeitet, die Auskunft über die Artensammensetzung, die Abundanz und die Längenverteilung der Fischfauna des Niedersächsischen Wattenmeeres geben sollten. An je einer Dauerstation im zentralen Jadebusen und südöstlich vor Minsener Oog wurden zwischen April und Oktober Befischungen mit einem schiffsbasierten Hamennetz durchgeführt. Nach Abschluss o. g. Projektes wurde die Hamenfischerei im Jadebusen unter der Federführung der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer und in Kooperation mit dem Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ bis einschließlich 2012 fortgesetzt. Diese Datenreihe hatte zum primären Ziel, Daten zur Nahrungsgrundlage Fisch fressender Seevögel zu liefern und ihre Populationsdynamik besser zu verstehen.

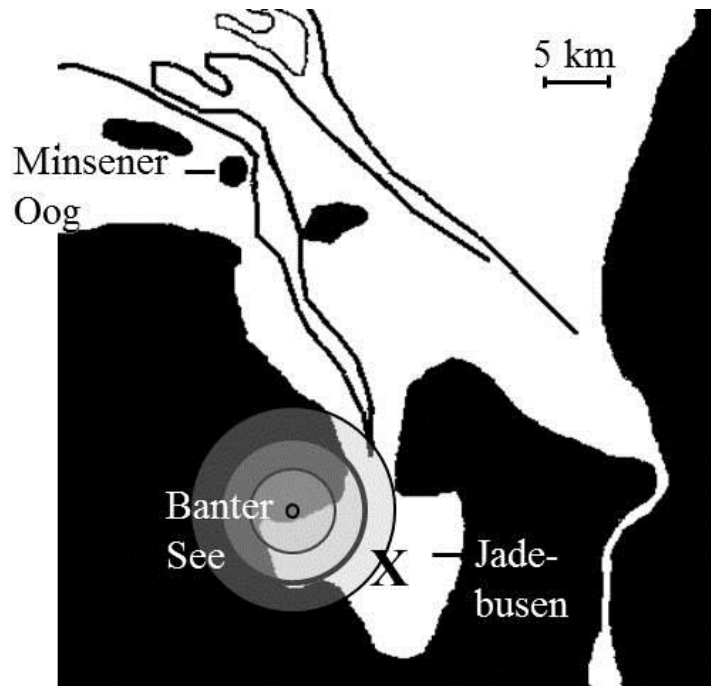
Um die Bewertungsgrundlage für die Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz) der MSRL zu verbessern, wird im vorliegenden Bericht i) die Fischgemeinschaft des Jadebusens anhand ihrer Arten- und Größenzusammensetzung charakterisiert, ii) die relative Abundanz ausgewählter Fischarten in den Kontext mit früheren Erhebungen (Dänhardt & Becker 2008a, 2008b, 2009, 2010, 2011, 2012; Dänhardt & Vorberg 2012) gesetzt sowie iii) auf den Bruterfolg und die Kükenentwicklung von Flussseseschwalben bezogen, die die Endglieder des Nahrungsnetzes repräsentieren, seit Jahrzehnten am Jadebusen brüten und dort intensiv erforscht werden (Becker 1996).



## 2. METHODEN

### 2.1. Datenerhebung auf See

Die Fischerfassungen wurden wie auch in den Vorjahren seit 2006 mit der MS „Conger“ (Heimathafen Varel, Länge über alles 9.98 m, Breite 4.0 m, Tiefgang, 1.0 m, Gewicht: 26 t, Hauptmaschine 130 PS) an einer Dauerstation im zentralen Jadebusen nahe der Fahrwassertonne Varel 8 durchgeführt (Abbildung 1; 53°28'804-986 N, 8°12'128-435 E).



**Abbildung 1: Untersuchungsgebiet. X: Fangplatz der Hamenfischerei. O: Standort der Flusseeeschwalbenkolonie am Banter See, Wilhelmshaven. Die Kreise zeigen den mittleren Jagdradius ( $\pm$  SD) der Flusseeeschwalben (nach Becker et al. 1993).**

Da die Jahreszeit einen entscheidenden Einfluss auf die Arten- und Größenzusammensetzung sowie die relative, artspezifische Abundanz der Fische hat, wurden zwischen April und August mit einem zeitlichen Abstand von ca. einem Monat insgesamt fünf Fangkampagnen durchgeführt (30.04./01.05., 05./06.06., 01./02.07., 22./23.07., 20./21.08.). Die Termine der Fangkampagnen richteten sich primär nach wichtigen Perioden in der Phänologie vieler Fischarten. Hierzu gehörten z. B. Erfassungen der überwinterten Jungfische des Vorjahres und frühjahrslaichender Heringe (April), die Einwanderung von Laichtieren (Hornhecht, Sardelle) und Juvenilstadien (Hering, Scholle, Sprotte) (Juni), eventuelle Einwanderungen wärmeliebender Arten und Abwanderungen solcher, die geringere Temperaturen bevorzugen, aufgrund sich erwärmenden Wassers (Juli) und schließlich die Einwanderung der Jungfische anadromer Arten wie Finte und Stint. Der Fangtermin im August hatte als weiteres Ziel, durch die möglichst zeitgleiche Beprobung mit dem schleswig-holsteinischen Fischmonitoring die Grundlage für einen räumlichen Vergleich zu schaffen (s. auch Dänhardt & Vorberg 2012). Außerdem richtete sich die Fangtermine der Jahre 2006 bis 2012 nach den Flusseeeschwalben, die ihren Brutverlauf und die Kükenaufzucht an die Phänologie ihrer Beutefische angepasst haben (April: Balzphase, Anfang Juni: frühe Kükenphase, Ende Juni: späte Kükenphase, Juli: Ausfliegephase und Erlernen der Jagdtechnik, August: Vorbereitung auf den Wegzug ins Überwinterungsgebiet). Um eine möglichst geringe Abweichung hinsichtlich der Jahrtage zu gewährleisten, wurden die Fangtermine auch im

Berichtsjahr 2013 nach Möglichkeit so gelegt, dass die Abweichungen zu den Jahrtagen der Beprobungen der Vorjahre möglichst gering waren. Bei jeder der fünf Fangfahrten wurde über einen Zeitraum von jeweils 24 Stunden je ein Hol bei Ebbe und bei Flut am Tag und in der Nacht ( $\Sigma$  4 Hols) mit einem schiffsbasierten Hamennetz durchgeführt.

Anders als bei früheren Erhebungen, bei denen die Probennahme oft aufgrund schlechter Wetterbedingungen vorzeitig abgebrochen werden musste, konnten im Berichtsjahr 2013 erstmals bei allen fünf Fangkampagnen alle vier Hols eingebracht werden. Der Oberbaum wurde stets an oder dicht unter Wasseroberfläche platziert, der Unterbaum wurde ganz abgelassen. Dies führte dazu, dass bei Wassertiefen von bis zu 7 m die gesamte Wassersäule beprobt werden konnte, bei Wassertiefen von mehr als 7 m jedoch der Unterbaum über dem Meeresgrund hing und dadurch bodenlebende Fische nicht repräsentativ erfasst wurden. Das Netz hatte eine Öffnungsfläche von 49 m<sup>2</sup> (7 m breit x 7 m hoch) und war insgesamt 29,4 m lang. Im hinteren Drittel war eine Kehle eingenäht, um die Fische am Zurückschwimmen zu hindern. Die Maschenweite nahm von der Öffnung bis zum Steert von 60 mm über 40, 30, 20, 16, 14 und 12 mm ab. Die Kehle und der Netzsteert selbst hatten eine Maschenweite von 10 mm. Ein Hol deckte die gesamte Halbtide ab (Niedrigwasser bis Hochwasser bzw. Hochwasser bis Niedrigwasser), jeweils von einsetzendem bis kurz vor aussetzendem Tidenstrom.

Alle Fische wurden bis auf Artniveau bestimmt, eine Nachbestimmung im Labor war daher nicht erforderlich. Waren die Fänge sehr groß (>60 l), wurden Unterproben ausgewertet. Vor der Entnahme der Unterprobe wurde der Gesamtfang nach seltenen Arten und ggfs. großen Exemplaren häufiger Arten durchsucht, die ansonsten in der Unterprobe nicht oder unterproportional repräsentiert wären. Nach aussortieren potenziell unterrepräsentierter Arten und Größenklassen wurde der Gesamtfang gründlich durchgemischt und auf 20 l Eimer aufgeteilt, von denen alle einzeln gewogen wurden ( $\pm$ 10 g). Der Inhalt einer dieser Eimer wurde als Unterprobe komplett durchsortiert, die artspezifischen Individuenzahlen und Nassgewichte per Dreisatz auf den Gesamtfang hochgerechnet. Arten oder Größenklassen, die sich während der Aufarbeitung der Unterprobe nachträglich als unterrepräsentiert erwiesen, wurden wieder dem Gesamtfang zugeführt, ihr Gewicht entsprechend aus der Unterprobe herausgerechnet und dem Gesamtfang zugeordnet. Bei der Bildung der Unterproben wurden Individuen aus dem Gesamtfang stets strikt von Individuen aus der Unterprobe getrennt. Die artspezifische Abundanz, Biomasse und Längenverteilung wurden somit von allen Individuen der Unterprobe sowie von allen Individuen des Gesamtfanges notiert, die zuvor als „selten“ aussortiert wurden. Die Fische wurden nach Arten getrennt gezählt, nass gewogen ( $\pm$  2g) und die Standardlänge auf den unteren mm genau gemessen. Anhand verfügbarer Regressionsparameter (Anhang Tabelle I, A. Dänhardt, unveröffentlicht) wurde später die Standardlänge in die Totallänge umgerechnet.

Neben der Fischerei wurde eine Reihe von Begleitparametern aufgenommen. Anhand gemessener Durchflussmengen (Propeller-Flowmeter, Hydrobios, Kiel) wurden die absoluten Fangzahlen auf 10.000 m<sup>3</sup> filtriertes Wasservolumen hochgerechnet und so untereinander sowie mit anderen Erhebungen vergleichbar gemacht. Folgende Begleitdaten wurden für jeden Hol registriert:

- Datum, Uhrzeit bei Einsetzen und Herausnehmen des Netzes
- Holdauer
- Geografische Position des Hamenkutters an der Fangstation (WGS 84)
- Wassertiefe und Wasserstandsdifferenz zwischen Einsetzen und Herausnehmen des Netzes
- Windrichtung und-stärke, Bewölkung und Niederschlag
- Hoch- und Niedrigwasserzeiten, Tidenphase
- Luft- und Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration und Salinität bei Einsetzen und Herausnehmen des Netzes

## 2.2. Auswertung

### 2.2.1. Auswahl der Arten

Für die Beschreibung des Artenspektrums und für die Gemeinschaftsanalyse (Dominanz, Stetigkeit, nmMDS, ANOSIM, SIMPER, s. u.) wurden alle Fischarten und das Flussneunauge berücksichtigt (s. Gesamtartenliste Tabelle II im Anhang). Wirbellose Tiere wurden ebenfalls gefangen, jedoch nicht in die Analysen einbezogen. Für die Darstellung der artspezifischen Abundanz, Biomasse und Längenverteilungen wurden die im TMAP definierten Indikatorarten (Bolle et al. 2009) sowie die im Anhang aufgeführten Arten der MSRL-Meldungen berücksichtigt, sofern sie im Küstenbereich relevant sind. Dies trifft auf insgesamt 18 Arten zu (Tabelle 1). Bolle et al. (2009) schlagen anhand verschiedener Kriterien hinsichtlich der Ökologie der Arten, ihrer Relevanz für das Management und ihrer Sensibilität gegenüber Umwelteinflüssen 14 Arten vor, die für eine Bewertung des Zustands der Fischfauna im deutschen Küstenmeer geeignet sind: Aalmutter *Zoarces viviparus*, Finte *Alosa fallax*, Flunder *Platichthys flesus*, Flussneunauge *Lampetra fluviatilis*, Hering *Clupea harengus*, Kabeljau *Gadus morhua*, Kliesche *Limanda limanda*, Sandaal *Ammodytes spec.*, Sardelle *Engraulis encrasicolus*, Scholle *Pleuronectes platessa*, Seezunge *Solea solea*, Sprotte *Sprattus sprattus*, Stint *Osmerus eperlanus* und Wittling *Merlangius merlangus* (s. Bolle et al. (2009) für die ausführliche Herleitung dieser Auswahl). Vier weitere Arten werden in der Liste der vorrangig unter Deskriptor 1 zu betrachtenden Arten der MSRL genannt: Aal *Anguilla anguilla*, Glattbutt *Scophthalmus rhombus*, Kurzschnäuziges Seepferdchen *Hippocampus hippocampus* und Steinbutt *Scophthalmus maximus* (syn. *Psetta maxima*). Für diese vier Arten und für die Aalmutter, den Sandaal und die Kliesche waren die Daten für eine sinnvolle Auswertung nicht ausreichend, sodass die vorliegenden Analysen zur Dominanz, Abundanz und Größenverteilung für folgende 11 Arten durchgeführt wurden: **Finte, Flunder, Flussneunauge, Hering, Kabeljau, Sardelle, Scholle, Seezunge, Sprotte, Stint und Wittling**. Diese Arten repräsentieren pelagisch- anadrome (Finte, Flussneunauge und Stint), pelagisch-marine (Hering, Sardelle und Sprotte), demersale (Flunder, Scholle und Seezunge) und benthopelagische (Kabeljau und Wittling) Lebensweisen. Die Sardelle ist zudem eine wieder etablierte Art, die möglicherweise in Konkurrenz mit anderen pelagischen Planktivoren treten könnte (Raab et al. 2011). Finte und Flussneunauge sind im Anhang II der FFH-Richtlinie als besonders zu schützende Arten aufgeführt.

Weder im Berichtsjahr 2013 noch in den Jahren seit Beginn der Fischerfassungen im Jadebusen wurden Dorn- *Squalus acanthias*, Herings- *Lamna nasus* oder Riesenhaie *Cetorhinus maximus*, Glatt- *Dipturus batis*, Nagel- *Raja clavata* oder Sternrochen *Raja radiata*, Lachse *Salmo salar*, Schellfische *Melanogrammus aeglefinus*, Seelachse *Pollachius virens* oder Stintdorsche *Trisopterus esmarkii* nachgewiesen.

### 2.2.2. Auswertungen auf Gemeinschaftsebene

Das nachgewiesene Fischartenspektrum wurde in Form einer Übersichtstabelle dargestellt. Für die relative Häufigkeit der einzelnen Arten wurden der Medianwert und die Daten der Einzelholze die aufwandskorrigierten Abundanz pro Fangkampagne verwendet (Tabelle II des Anhangs).

Tiergemeinschaften lassen sich mit Hilfe von Distanzmaßen vergleichen, die die relative Unähnlichkeit in einem vorher festgelegten Merkmal (z. B. der artspezifischen Abundanz) quantifizieren. Für die grafische Darstellung der saisonalen Veränderung der Gemeinschaftsstruktur wurde eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (nmMDS) durchgeführt. Als Distanzmaß wurde der Bray-Curtis-Dissimilaritäts-Index verwendet. Dieser Index wurde aus aufwandsnormierten Fangdaten gewonnen, die zuvor zur Kontrolle von Extremwerten quadratwurzel-transformiert wurden.

**Tabelle 1: Übersicht über die Bedeutung im deutschen Küstenmeer und die Auswertungsformen im vorliegenden Bericht von Fisch-, Hai- und Rochenarten (MSRL-Liste der vorrangig zu betrachtenden Arten lt. Protokoll der Abstimmungssitzung und EU-Meldungen (Wasserblick, Stand 30.11.2012) und prioritäre Fischarten des trilateralen Wattenmeer-Monitorings TMAP (Bolle et al. 2009)). AE: Ausnahmeerscheinung; u. E.: unregelmäßige Einzelfänge; r. E.: regelmäßige Einzelfänge; r.: regelmäßig; s. h.: saisonal häufig; m. s.: massenhaft und stet.**

Trivialname	Wissenschaftlicher Artname	MSRL reporting	TMAP (Bolle et al. 2009)	Vorkommen im Küstenmeer	Trends & Längenauswertung	Deskriptiv	Nicht ausgewertet
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	X	-	u. E.		X	
Aalmutter	<i>Zoarces viviparus</i>	-	X	r. E.		X	
Dornhai	<i>Squalus acanthias</i>	X	-	AE			X
Finte	<i>Alosa fallax</i>	-	X	s. h.	X		
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	X	X	s. h.	X		
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	-	X	r. E.	X		
Glattbutt	<i>Scophthalmus rhombus</i>	X	-	u. E.		X	
Glattrochen	<i>Dipturus batis</i>	X	-	AE			X
Hering	<i>Clupea harengus</i>	X	X	m. s.	X		
Heringshai	<i>Lamna nasus</i>	X	-	AE			X
Kabeljau	<i>Gadus morhua</i>	X	X	r	X		
Kliesche	<i>Limanda limanda</i>	X	X	r. E.		X	
Kurzschnäuziges Seepferdchen	<i>Hippocampus hippocampus</i>	X	-	AE			X
Lachs	<i>Salmo salar</i>	-	-	AE			X
Nagelrochen	<i>Raja clavata</i>	X	-	AE			X
Riesenhai	<i>Cetorhinus maximus</i>	X	-	AE			X
Sandaale (Ammodytidae)	<i>Ammodytes spec.</i>	X	X	r		X	
Sardelle (=Anchovy)	<i>Engraulis encrasicolus</i>	-	X	s. h.	X		
Schellfisch	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	X	-	AE			X
Scholle	<i>Pleuronectes platessa</i>	X	X	s. h.	X		
Seelachs	<i>Pollachius virens</i>	X	-	AE			X
Seezunge	<i>Solea solea</i>	X	X	s. h.	X		
Sprotte	<i>Sprattus sprattus</i>	X	X	s. h.	X		
Steinbutt	<i>Psetta maxima</i>	X	-	u. E.		X	
Sternrochen	<i>Raja radiata</i>	-	-	AE			X
Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>	-	X	m. s.	X		
Stintdorsch	<i>Trisopterus esmarkii</i>	X	-	AE			
Wittling	<i>Merlangius merlangus</i>	X	X	s. h.	X		

Der Bray-Curtis-Index kann Werte zwischen 0 (identisch) und 1 (keine Übereinstimmung) annehmen und wird berechnet nach

$$B = (\sum_{i=1}^n |X_{ij} - X_{ik}|) / (\sum_{i=1}^n (X_{ij} + X_{ik}))$$

mit  $B$  = Bray-Curtis-Index der Dissimilarität,  $X_{ij}$ ,  $X_{ik}$  = Anzahl an Individuen der Art  $i$  in jeder Probe ( $j$ ,  $k$ ),  $n$  = Anzahl an Arten in den Proben.

Die nmMDS stellt relative Entfernungen auf Grundlage ordinaler Rangdifferenzen dar. Jedem nmMDS-Ergebnis lag eine Iteration von elf Berechnungen zugrunde, aus denen das Ergebnis mit dem

geringsten Stress-Wert verwendet wurde. Der Stress-Wert ist ein Maß für die Güte der Anpassung und wurde in Anlehnung an Kruskal (1964) als schlecht ( $>0,20$ ), akzeptabel ( $<0,10$ ), gut ( $<0,05$ ) oder ausgezeichnet ( $<0,02$ ) bewertet. Als weiteres Maß, um die Übereinstimmung der Disparitäten mit den Distanzen zu beurteilen, wurde der Shephard-Plot herangezogen.

Die statistische Prüfung der durch die nmMDS grafisch dargestellten Unterschiede der quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten erfolgte mittels einer Similaritäts-Analyse (ANOSIM, Clarke 1988, 1993). Dieses Verfahren prüft, ob die Zusammensetzung (z. B. artspezifischer Abundanzwerte) *innerhalb* vorab definierter Gruppen ähnlicher ist als *zwischen* ihnen. Als Gruppen wurden die aufwandsnormierten und quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller gefangenen Fischarten pro Fangkampagne gewählt. Die ANOSIM prüft die Nullhypothese, dass keine Unterschiede zwischen den Arten der verschiedenen Gruppen existieren. Sie basiert ebenso wie die nmMDS auf dem Bray-Curtis-Index. Die Teststatistik R kann Werte von +1 bis -1 annehmen. Werte nahe oder gleich +1 zeigen an, dass die größte Ähnlichkeit innerhalb der *a priori* definierten Gruppen besteht, während R bei perfekter Ausgewogenheit der Ähnlichkeiten innerhalb und zwischen den Gruppen 0 wird. R-Werte nahe oder gleich -1 treten auf, wenn die Ähnlichkeit außerhalb der vorab definierten Gruppen am größten ist. Der korrekten Definition der Gruppen kommt somit eine große Bedeutung zu. Die ANOSIM wurde einseitig durchgeführt. Um die Signifikanz zu testen, wurde die rangskalierte Ähnlichkeit innerhalb und zwischen den Gruppen mit einer zufällig erzeugten Ähnlichkeitsverteilung verglichen. Ein signifikanter R-Wert wurde als größere Ähnlichkeit innerhalb der Gruppen als zwischen ihnen interpretiert. Als Signifikanzniveau wurde eine Irrtumswahrscheinlichkeit von  $p < 0,05$  definiert. Trotz Mehrfachvergleichen wurde auf eine (sequentielle) Bonferroni-Korrektur verzichtet, da dieses Verfahren zu konservativ ist und somit die Gefahr besteht, zutreffende Hypothesen fälschlicherweise abzulehnen (Moran 2003).

Sofern die ANOSIM signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen auswies, wurde ebenfalls auf Grundlage des Bray-Curtis-Indexes aus aufwandskorrigierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten eine SIMPER (Similarity-Percentage)-Analyse durchgeführt (Clarke 1993). Unter Verwendung derselben Datenbasis, die der Definition der Gruppen zugrunde lag, wurde festgestellt, welchen Anteil verschiedene Arten an der Unähnlichkeit zwischen den Monaten hatten. Dabei wurden Arten mit einem Anteil von  $> 1\%$  einzeln ausgewiesen, Arten mit einem geringeren Anteil als  $1\%$  wurden als „Andere“ zusammengefasst.

Für die Gemeinschaftsanalysen wurde die Open-Source-Software PAST (PAleontological STatistics, Version 2.1.4, Hammer et al. 2001) verwendet.

Der relative Anteil der artspezifischen Individuenzahl (aufwandskorrigierte Fangmengen) und der artspezifischen Biomasse (Nassgewicht) den Fängen wurde als ein Maß für die *Dominanz* verwendet:

$$D_N = N_A/N_S * 100$$

und

$$D_B = B_A/B_S * 100$$

mit  $D_N$  = numerische Dominanz,  $N_A$  = Anzahl der Individuen der untersuchten Art A und  $N_{SA}$  = Summe der Individuen aller Arten und mit  $D_B$  = Dominanz nach Biomasse,  $B_A$  = Biomasse der Individuen der untersuchten Art A und  $B_S$  = Summe der Biomasse aller Arten. Der Berechnung der artspezifischen Dominanz (=relativer Anteil am Gesamtfang) wurden jeweils der Medianwert der aufwandskorrigierten Fangmengen und die aufwandskorrigierten Biomasse aller Hols des Berichtsjahres zugrunde gelegt.

Die *Stetigkeit* (= relativer Anteil der Hols, in denen mindestens ein Individuum einer Art auftrat) wurde unter Einbeziehung aller Hols des Berichtsjahres berechnet. Für Berechnung der Stetigkeit wurden wie auch für die artspezifische Dominanz nicht nach Fangkampagnen getrennt, sondern alle Hols des Berichtsjahres 2013 einbezogen.

### 2.2.3 Auswertungen auf Artebene

Die saisonale Dynamik der artspezifischen Abundanz, die artspezifische Dominanz sowie der mehrjährige Trend wurden für Finte, Flunder, Flussneunauge, Hering, Kabeljau, Sardelle, Scholle, Seesunge, Sprotte, Stint und Wittling untersucht. Der saisonale Verlauf von artspezifischer Abundanz und Biomasse dieser elf Beispiellarten, die im Berichtsjahr 2013 im Jadebusen gefangen wurden, wurde anhand der Fangergebnisse aller Einzelhols der einzelnen Monate sowie als Median und als arithmetisches Mittel visualisiert, um sowohl den saisonalen Trend als auch die Variabilität der Daten darzustellen. Für den Verlauf der Abundanz zwischen den Jahren (2006–2013) wurde ebenfalls die aufwandskorrigierte Abundanz zusammen mit dem Medianwert und dem arithmetischen Mittel dargestellt. Auf diese Weise wurde auch für die Betrachtung der langfristigen Abundanzdynamik Trend und Variabilität der aufwandskorrigierten Fangergebnisse berücksichtigt. Der Medianwert ist ein Maß zentraler Tendenz, das gegenüber Verteilung der Daten und kleiner und unterschiedlicher Stichprobengrößen weitgehend indifferent ist, jedoch empfindlich gegenüber Fängen mit dem Ergebnis 0 ist. Das arithmetische Mittel ist streng genommen verteilungsabhängig (es darf nur bei Vorliegen der Gleichverteilung und der Varianzhomogenität verwendet werden), ist im Vergleich zum Median jedoch robuster gegenüber der Nullinflation. Zusammen mit den Fangergebnissen der Einzelhols geben diese beiden Lagemaße ein reales Bild der Abundanzverläufe.

Der Vergleich der Fangergebnisse zwischen den Jahren erfolgte getrennt nach Monaten, da aufgrund der ausgeprägten Saisonalität der artspezifischen Abundanz eine Zusammenfassung aller Monate eines Jahres nicht sinnvoll erschien. Bei der Festlegung der zwischen den Jahren zu vergleichenden Fangtermine wurde auf minimale Abweichungen hinsichtlich des Jahrtages der jeweiligen Beprobungen geachtet, um den Einfluss des Faktors „Jahrtag“ auf die Konsistenz der Zeitreihe möglichst gering zu halten (s. 2.1). Tabelle 2 zeigt die Gruppierungen, die für die Darstellung der Abundanztrends der 11 Beispiellarten zwischen 2006 und 2013 herangezogen wurden.

**Tabelle 2: Fangtermine in den Monaten April bis August der Jahre 2006 bis 2013. Die Fangtermine, von denen die aufwandskorrigierten Fangmengen für den Zwischenjahresvergleich verwendet wurden, sind farbig hervorgehoben.**

	<b>April</b>	<b>Mai</b>	<b>Juni</b>	<b>Juli</b>	<b>August</b>
2006	<b>20.4.</b>	<b>12.5.</b>	<b>6./7., 12./13., 27./28.</b>	5./6., 12., <b>20./21.</b> , 27.	<b>10.</b>
2007	<b>24./25.</b>	<b>15.</b> , 22., 30.	<b>7.</b> , 12., <b>19.</b>	4., 10., <b>19.</b>	2.
2008	-	-	<b>24.</b>	<b>23./24.</b>	-
2009	<b>17.</b>	-	<b>5./6., 26./27.</b>	<b>23./24.</b>	<b>10./11.</b>
2010	<b>29./30.</b>	-	<b>3./4., 22./23.</b>	<b>19./20.</b>	<b>10./11.</b>
2011	4.	<b>9./10.</b>	<b>6./7., 23./24.</b>	<b>20./21.</b>	<b>18.</b>
2012	<b>27./28.</b>	-	<b>5./6., 26./27.</b>	<b>24./25.</b>	<b>8./9.</b>
2013	<b>30.4./1.5.</b>	-	<b>5./6., 1./2.7.</b>	<b>22./23.</b>	<b>20./21.</b>

Für den April lagen 2008 keine Daten vor, der Termin 2011 war zu früh, um mit den späteren Terminen der anderen Jahre verglichen werden zu können. Im Berichtsjahr 2013 wurden die Fänge des 1.

Mai dem April zugeordnet, was aufgrund des langen Winters und der dadurch verursachten Verschiebung in der Temperaturdynamik (s. Abbildung 2) des Jadebusens als gerechtfertigt erschien. Im Mai gab es im Untersuchungszeitraum lediglich drei Fangtermine, die sich für den Zwischenjahresvergleich eigneten. Im Juni hingegen wurde in allen Jahren bis auf 2008 stets Anfang und Ende des Monats gefischt. Die Trends beider Fangtermine über die Jahre wurden dargestellt, wobei in 2013 der Fangtermin Anfang Juli dem Juni zugeordnet wurde. Für den Monat Juli wurden Fangdaten verwendet, die innerhalb einer Woche gesammelt wurden (19.-25.7.; Tabelle 2). Die Daten für den August wurden mit bis zu zwei Wochen Zeitunterschied zwischen den einzelnen Jahren erhoben, da sich die Beprobungen des August im Jadebusen am Fischmonitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer orientierten. Im Jahr 2007 lag der Termin zu früh, 2008 fand im August keine Fangfahrt statt.

Bei den Erhebungen wurde die Standardlänge (Schnauzenspitze bis Ende Schwanzwurzel) auf den mm genau gemessen und mit Hilfe entsprechender Gleichungen (Anhang Tabelle I, A. Dänhardt, unveröffentlicht) in die Totallänge (Schnauzenspitze bis Ende Schwanzflosse) umgerechnet. Der Autor erachtet dieses Vorgehen als geboten, weil durch Verletzungen des zu messenden Fisches (abgerissener Saum der Schwanzflosse), durch einen unterschiedlichen Grad der Streckung oder Stauchung auf dem Messbrett und dem Feuchtegrad bei der Bearbeitung insbesondere bei mm-genauen Messungen die Totallänge wesentlich fehleranfälliger als die Standardlänge ist. Das Verhältnis zwischen Standard- und Totallänge ist konstant, und die Parameter dieser Beziehung wurden für alle Arten anhand großer Stichproben unverletzter, gut befeuchteter und sorgfältig positionierter Individuen gemessen. Allen längenbasierten Auswertungen liegt also die berechnete Totallänge zugrunde.

Der Bezug zur Nahrungsökologie der Flusseeeschwalben wurde hergestellt durch die tabellarische Darstellung der durchschnittlichen Fangmengen (Median) wichtiger Nahrungsfische der Flusseeeschwalben pro 10 000 m<sup>3</sup> filtriertes Wasservolumen der Hamenbefischungen im Jadebusen bei Ebbe. Es wurden die Jahre 2006–2013 betrachtet.

### *2.3. Brut- und Ernährungsbiologie der Flusseeeschwalben am Banter See*

Für die Interpretation der Fischdaten stellte das Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ ausgewählte Brutparameter der Flusseeeschwalbenkolonie am Banter See, Wilhelmshaven zur Verfügung. Zur Methodik s. Becker (1996) und Becker et al. (1998). Der Bruterfolg wurde in flügge Küken/Brutpaar ausgedrückt. Entwicklung und Kondition der Küken wurden anhand der täglichen Gewichtszunahme (in g) während der linearen Wachstumsphase (Alter 3-13 Tage), dem Maximal- (g) und Ausfliegegewicht (g) bemessen. Fütterungen der Küken wurden von einer Aussichtsplattform oder aus Beobachtungshütten in der Kolonie mit einem Spektiv (20-60x) und/oder einem Fernglas (10 x 42) erfasst.

Die Zahlen zur Reproduktion, zur Kükenentwicklung und zu den Kükenfütterungen wurden für den Zeitraum von 2006 bis inkl. 2013 tabellarisch dargestellt.

### 3. ERGEBNISSE

#### 3.1. Abiotische Begleitparameter

Für jeden Hol wurden physikalische, meteorologische und hydrochemische Begleitparameter aufgenommen. Sie sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Es herrschten westliche und nördliche Winde vor. Bei höchstens 4 Beauforts war sicheres Arbeiten auf dem Kutter erstmals seit Beginn der Aufnahmen bei allen Fangkampagnen möglich (Tabelle 3). So konnten bei jeder der fünf Ausfahrten je ein Hol bei Tag und bei Nacht bei Ebbe und bei Flut durchgeführt werden. Die Wassertiefe an der Fangstation variierte tidenbedingt zwischen 6 und 11 m mit einer Schwankung 3 bis 4 m zwischen Holbeginn und Holende (Tabelle 3). Geringere Werte lagen darin begründet, dass sich der Anker mitunter löste und das Schiff samt ausgebrachtem Netz nach lee wanderte, was wiederum die Wassertiefenmessung beeinflusste.

Niederschlag trat bei keiner der fünf Fangkampagnen auf (Tabelle 3).

Die Lufttemperatur schwankte zwischen Tag und Nacht mitunter stark, wobei die Unterschiede im Frühjahr durch die hohe Differenz zwischen Wasser- und Lufttemperatur am größten waren. Am Morgen des 1. Mai wurde mit 7.5 °C der geringste, am Mittag des 23. Juli mit 30.9 °C die höchste Lufttemperatur gemessen (Tabelle 3).

Die Wassertemperatur schwankte innerhalb einer Fangkampagne lediglich um wenige °C. Die geringste Wassertemperatur wurde ebenfalls am Morgen des 1. Mai gemessen (9.4°C), am Nachmittag des 22. Juli wurde eine Oberflächentemperatur von 24.6 °C registriert (Tabelle 3).

Zu keinem Zeitpunkt erreichte die Sauerstoffkonzentration für Fische kritische Werte, auch nicht später in der Saison, als sich das Wasser bereits stark erwärmt hatte. Im Laufe der Saison sank die Sauerstoffkonzentration des Jadewassers von einem Maximum von 12.0 mg/l am 1. Mai kontinuierlich auf ein Minimum von 7.0 mg/l am 21. August ab. Lediglich bei der Fangfahrt am 22./23. Juli wurden vorübergehend etwas höhere Werte gemessen, ohne dass sich das Wasser jedoch entsprechend abgekühlt hatte (Tabelle 3). Der Salzgehalt variierte zwischen 27.2 (2.7.) und 30.9 (1.5.) psu. Die höchsten Werte wurden im Frühjahr und im Spätsommer gemessen, die geringsten Werte traten im Juni und Juli auf (Tabelle 3).

Im Vergleich zu den drei Vorjahren war die Saison 2013 durch Temperaturextreme gekennzeichnet. Nach lang anhaltender Kälte und nur moderatem Temperaturanstieg im Frühjahr und Frühsommer wurden im Juli die höchsten Temperaturen seit Beginn der Untersuchungen im August 2005 gemessen (Abbildung 2).

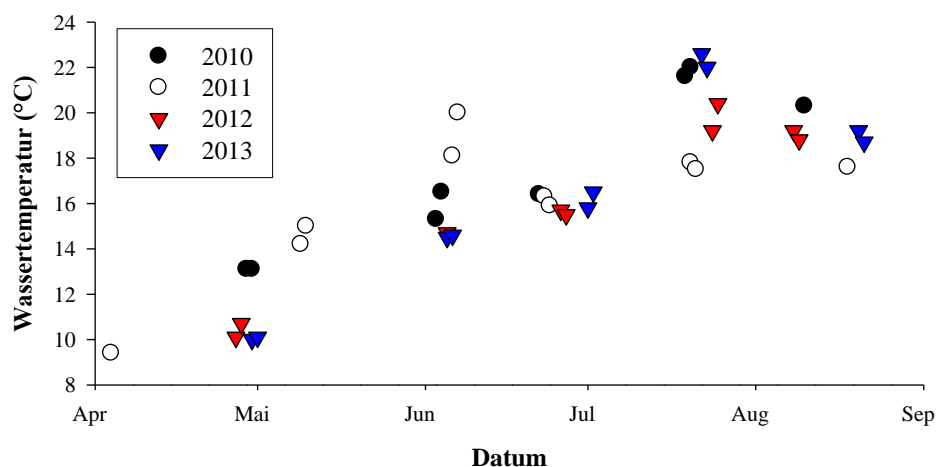


Abbildung 2: Saisonaler Verlauf der Wasseroberflächentemperatur April bis August 2010-2013.



**Tabelle 3: Hamenfischerei im zentralen Jadebusen 2013. Räumliche und zeitliche Holspezifikationen, meteorologische und geophysikalische Rahmenbedingungen und physikalische und wasserchemische Begleitparameter.**

Holnummer: JBNPVIV ...	Ort und Zeit							Wind und Wetter				Tiden		Begleitparameter			
	Datum	Uhrzeit Start/Ende	Holdauer (hh:mm)	Position N 53°... (WGS 84)	Position E 8°... (WGS 84)	Wassertiefe Start/Ende (m)	Differenz (m)	Windrichtung/ Windstärke (Bft.)	Wetter	Bewölkung (/8)	Niederschlag	Hochwasser/ Niedrigwasser (Arngaster Leuchtturm)	Tidenphase	Luft-T Start/Ende (C°)	Wasser-T Start/Ende (C°)	O2- Start/Ende (mg/l)	Salinität-Start/Ende (psu)
0074	30.04.	19:51/22:40	02:49	28.922	12.175	10,1/9,4	0,7	NW 4	bewölkt	2	0	17:17/23:25	E	16,2/11,2	10,0/10,3	11,7/11,0	30,38/30,33
0075	01.05.	00:54/05:02	04:08	28.934	12.222	7,3/10,7	3,4	N 3	bewölkt	2	0	05:49/23:25	F	7,6/8,4	10,1/9,4	10,9/11,4	30,93/30,64
0076	01.05.	07:29/10:37	03:08	28.986	12.128	10,3/7,1	3,2	E 3	sonnig	1	0	05:49/11:44	E	7,5/15,2	9,4/10,6	11,5/11,7	30,90/29,87
0077	01.05.	13:02/16:34	03:32	28.944	12.231	7,1/10,5	3,4	E 2	sonnig	0	0	18:01/11:44	F	14,5/16,2	11,1/10,4	12,1/12,0	30,49/30,59
0078	05.06.	13:28/16:06	02:38	28.961	12.236	8,3/6,8	1,5	NO 3	sonnig	0	0	11:34/17:28	E	17,0/18,0	14,5/15,8	10,0/10,1	28,07/29,00
0079	05.06.	17:49/23:16	05:27	28.907	12.324	6,1/10,1	4,0	NO 3	sonnig	0	0	23:56/17:28	F	21,5/15,0	15,9/15,0	10,2/10,1	28,94/27,52
0080	06.06.	01:40/04:47	03:07	28.962	12.236	9,4/6,4	3,0	NO 3	klar	0	0	23:56/05:56	E	15,0/15,0	14,6/15,1	10,1/9,5	27,75/28,17
0081	06.06.	06:51/11:08	04:17	28.913	12.324	6/9,3	3,3	NO 2	sonnig	1	0	12:23/05:56	F	16,5/20,5	15,7/15,5	9,1/9,8	28,58/27,90
0082	01.07.	10:32/12:58	02:26	28.875	12.338	8,3/6,5	1,8	SW 4	bedeckt	6	0	07:47/13:34	E	20,5/19,5	15,8/16,2	8,8/8,3	27,28/27,32
0083	01.07.	14:40/19:14	04:34	28.833	12.435	6,3/10,1	3,8	SW 4	bedeckt	8	0	20:08/13:34	F	19,0/19,5	16,3/15,9	8,4/8,4	27,33/27,76
0084	01.07.	21:55/01:47	03:52	28.861	12.327	9,9/6,5	3,3	NW 3	bedeckt	6	0	20:08/02:16	E	15,5/15,0	15,6/16,4	8,0/8,2	27,92/27,38
0085	02.07.	03:32/07:17	03:45	28.828	12.432	6,6/9,4	3,8	W 2	bedeckt	8	0	08:40/02:16	F	14,0/15,0	16,5/15,8	8,1/8,1	27,22/27,67
0086	22.07.	15:00/18:30	03:30	28.859	12.290	10,2/7,3	2,9	NE 3	sonnig	1	0	13:16/19:27	E	25,8/25,6	22,6/22,9	9,7/9,6	28,67/28,66
0087	22.07.	20:49/01:07	03:18	28.821	12.342	7/10,6	3,6	NE 3	sonnig	0	0	01:52/19:27	F	24,3/21,8	24,6/21,5	9,4/8,2	28,79/28,80
0088	23.07.	03:24/06:57	03:33	28.875	12.264	10,4/7,3	3,1	E 2	klar	0	0	01:52/07:56	E	21,3/20,8	21,1/21,9	7,9/8,1	28,81/28,71
0089	23.07.	09:04/12:28	03:24	28.826	12.353	6,7/10,7	4,0	E 3	sonnig	1	0	14:13/07:56	F	23,3/30,9	22,0/22,8	8,1/9,2	28,66/28,62
0090	20.08.	14:43/18:33	03:50	28.853	12.353	9,9/6,6	3,3	W 1	bedeckt	5	0	12:57/19:18	E	19,5/19,4	19,3/19,3	7,1/8,0	29,23/29,09
0091	20.08.	20:37/00:37	04:00	28.807	12.426	6,5/10,2	3,7	W 2	bedeckt	6	0	01:34/19:18	F	18,3/16,4	19,2/19,1	7,7/7,4	29,27/29,25
0092	21.08.	03:08/06:48	03:40	28.855	12.349	9,7/6,7	3,0	SW 3	klar	0	0	01:34/07:42	E	15,5/13,7	19,2/18,6	7,0/7,4	29,46/29,23
0093	21.08.	08:49/12:34	03:45	28.804	12.427	6,4/10,1	3,7	NW 2	sonnig	0	0	13:55/07:42	F	15,3/21,4	18,7/19,1	7,3/7,3	29,39/29,19

### 3.2 Analysen auf Gemeinschaftsebene

#### 3.2.1 Artenspektrum

Insgesamt wurden im Berichtsjahr 2013 in den Hamenfängen 34 Fischarten und eine Neunaugenart aus 22 Familien (Taxonomie nach Eschmeyer 2013) nachgewiesen. Nach 2011 wurden wie im Vorjahr seit 2008 die zweitmeisten Fischarten festgestellt (Tabelle 4). Das Gesamtartenspektrum ist in Tabelle II des Anhangs detailliert dargestellt.

**Tabelle 4: Artenzahlen von Fischen und Neunaugen der Jahre 2008–2013, die in den Hamenfängen aus dem zentralen Jadebusen festgestellt wurden.**

Artengruppe	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Fische	28	27	36	35	34	34
Neunaugen	1	1	1	1	1	1

Die meisten Arten traten Anfang Juni auf, später im Jahr wurde eine Abnahme der Artenzahlen festgestellt (Tabelle 5). Innerhalb der Fangkampagnen verteilten sich die Fischarten weitgehend gleichmäßig über die Hols, lediglich bei der ersten Fangkampagne Ende April/Anfang Mai und Anfang Juli variierte die Artenzahl zwischen den Hols mitunter stark (Tabelle 5).

**Tabelle 5: Artenzahl nach Fangkampagnen und nach Hols innerhalb der einzelnen Fangkampagnen. Chronologische Reihenfolge der Hols, Holspezifikationen in Tabelle 1.**

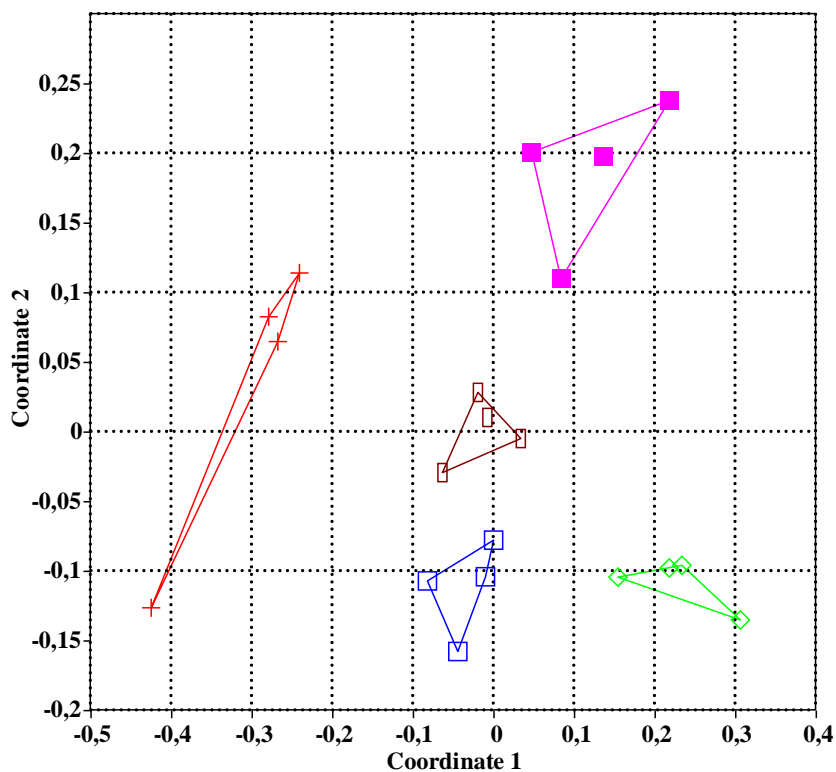
Fangdatum	Artenzahl/ Kampagne	Artenzahl in den einzelnen Hols
30.4./1.5.2013	24	11, 21, 16, 16
5.& 6.6.	25	17, 20, 18, 19
1./ 2.7.	22	20, 17, 14, 18
22./ 23.7.	19	16, 15, 15, 14
20./ 21.8.	21	17, 15, 18, 17

Im Berichtsjahr 2013 waren typische Wattenmeerarten wie Steinpicker *Agonus cataphractus*, Großer Liparis *liparis* und kleiner *L. montagui* Scheibenbauch, Seeskorpion *Myoxocephalus scorpius* und Sandgrundeln *Pomatoschistus minutus* ebenso vertreten wie Plattfische Flunder *Platichthys flesus*, Scholle *Pleuronectes platessa* und Seezungen *Solea solea* und die wandernden Massenarten (Hering *Clupea harengus*, Wittling *Merlangius merlangus*, Stint *Osmerus eperlanus* und Sprotte *Sprattus sprattus*), die den Großteil der Biomasse ausmachen und auch für Fisch fressende Seevögel eine große Bedeutung haben. Auffällig im Vergleich zu früheren Erhebungen waren die relativ häufigen Fänge des Roten Knurrhahns *Chelidonichthys lucernus* und des Flussneunauges *Lampetra fluviatilis*. Wie bereits in den beiden Vorjahren wurden auch im Berichtsjahr 2013 wieder juvenile Finten (*Alosa fallax*) gefangen. Neben den Jungfischen aus den Laichereignissen des Berichtsjahres wurden auch einjährige Exemplare gefangen. Nach 2006, 2007, 2011 und 2012 wurden auch 2013 wieder laichreife Sardellen (*Engraulis encrasicolus*) gefangen. Anfang Juli wurden juvenile Kabeljau *Gadus morhua* in den Fängen registriert.

Wenngleich jedoch sowohl Fanggebiet als auch Fangmethode gut geeignet waren, wurde wie bereits in den beiden Vorjahren lediglich ein einziger Aal *Anguilla anguilla* gefangen.

### 3.2.2 Zeitliche Entwicklung mittels Gemeinschaftsanalyse (nmMDS, ANOSIM und SIMPER)

Die Fischgemeinschaften, die während der einzelnen Fangkampagnen des Berichtsjahres beobachtet wurden, konnten anhand der Bray-Curtis-Unähnlichkeits-Indizes der aufwandskorrigierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzwerte klar voneinander abgegrenzt werden. Die nmMDS zeigte keine Überlappungen zwischen den Fangergebnissen der fünf Fangkampagnen, die Ähnlichkeit innerhalb der Gruppen war stets größer als zwischen den Gruppen (Abbildung 3). Die Stichprobengröße war in allen fünf Fangkampagnen ausreichend, um die Unähnlichkeiten innerhalb und zwischen den Gruppen auch statistisch zu validieren. Die Überprüfung mittels ANOSIM bestätigte das graphische Ergebnis der nmMDS: die Unähnlichkeiten aller Vergleichspaarungen waren entsprechend hoch und auf dem Niveau von  $p < 0.05$  ausnahmslos signifikant (Tabelle 6). Zwischen allen Fangkampagnen bestand eine große Unähnlichkeit von  $R \geq 0.75$ , wobei jedoch zwischen aufeinander folgenden Fangkampagnen nicht zwangsläufig die geringste und zwischen zeitlich weit auseinander liegenden Fangkampagnen die größte Unähnlichkeit bestand (Tabelle 6).



**Abbildung 3: Jadebusen 2013. nmMDS-Plot der aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols, die zwischen April und August 2013 im Jadebusen eingebracht wurden. Der Stresswert beträgt 0,1249 und zeigt eine akzeptable Anpassung. Rote Kreuze: 30.4./1.5.; Blaue Quadrate: 5. & 6.6.; Grüne Rauten: 1./2.7.; Braune Rechtecke: 22./23.7.; Pinke Quadrate: 20./21.8.2013**

**Tabelle 6: Jadebusen 2013. Ergebnisse (R-Werte) der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten der einzelnen Fangkampagnen (n=4 Hols pro Fangkampagne). Alle Unähnlichkeiten waren signifikant mit  $p < 0.05$ .**

<b>R</b>	30.4./1.5.	5./6.6.	1./2.7.	22./23.7.
5./6.6.	0,90			
1./2.7.	1,00	0,99		
22./23.7.	0,75	0,95	1,00	
20./21.8.	0,99	1,00	1,00	0,96

Den größten Anteil an der Unähnlichkeit zwischen den Gruppen hatten entweder stete, abundante Arten, deren Abundanzschwankungen sich entsprechend stark auch auf die aufwandskorrigierten Abundanzwerte auswirkten, oder weniger stete Arten, die bei einer Fangkampagne nicht oder lediglich in geringen Individuenzahlen in den Fängen vorkamen, bei anderen Fangkampagnen jedoch in großen Mengen vertreten waren. Diese beiden voneinander unterscheidbaren Muster in der Verteilung der artspezifischen Beiträge zur Unähnlichkeit trat z. B. auf zwischen 30.4./1.5. vs. 1./2.7., 5./6.6. vs. 1./2.7. und 22./23.7. vs. 20./21.8. (wenige Arten bedingten die Unähnlichkeit; Abbildung 4) und zwischen 30.4./1.5. vs. 20./21.8. oder 1./2.7. vs. 20./21.8. auf, als mehrere Arten einen vergleichbaren Anteil zur beobachteten Unähnlichkeit bei trugen (Abbildung 3).

Integriert über alle Hols hatte der Wittling mit einigem Abstand den größten Anteil an der Unähnlichkeit zwischen den Gruppen, gefolgt vom großen Scheibenbauch und den pelagischen bzw. benthopelagischen Arten Hering, Stint, Sprotte, Seenadel und Finte. Wenig stete Arten (Tabelle II im Anhang) und solche, die in geringen Individuenzahlen auftraten, hatten einen geringen Anteil an der Unähnlichkeit.

### 3.2.3 Dominanz & Stetigkeit

Die steten, individuenreichen Arten waren logischerweise auch die dominanten Arten, allerdings gab es hierbei deutliche Unterschiede bzgl. der numerischen Dominanz und der Dominanz nach der Biomasse (Abbildung 4). Bei den häufigen Arten, die mehr oder weniger auch gleich groß waren, entsprach das Muster der numerischen Abundanz dem der Biomasse-Dominanz, während Arten, von denen immer nur wenige große Exemplare gefangen wurden, numerisch kaum, hinsichtlich der Biomasse jedoch sehr dominant waren. Beispiele hierfür waren Seeszunge, Flunder, Roter Knurrhahn, Hornhecht, Glatthead und Aal. Im entgegengesetzten Extrem, u. a. repräsentiert durch die Kleine Seenadel, trugen kleine, leichte und numerisch dominante Arten nur wenig zur Biomasse-Dominanz bei (Abbildung 5). Grundsätzlich waren die Fänge bei allen Fangkampagnen dominiert von pelagischen Fischen. Von den pelagischen Fischen waren Hering und Stint saisonübergreifend die mit Abstand dominanten Arten, gefolgt von Wittling, Sprotte, großem Scheibenbauch und Kleiner Seenadel. Plattfische waren als Folge der Fangmethode unterrepräsentiert.

Für die Beurteilung der Stetigkeit spielt die Phänologie einer Art eine entscheidende Rolle. Zudem bestimmt die Stichprobengröße (=Holzahl) die Trennschärfe dieser gemeinschaftsökologischen Maßzahl (bei 20 Hols kann die Stetigkeit z. B. in 5%-Schritten angegeben werden  $100\%/20=5$ ). Etwa gleich viele Arten wurden in mehr und in weniger als der Hälfte der Hols des Berichtsjahres nachgewiesen (Abbildung 5). Die stetesten Arten waren auch die dominanten, allerdings verlief die Stetigkeit von den höchsten zu den geringsten Anteilen weit weniger abrupt als die Dominanzwerte (Abbildung 5). Während erwartungsgemäß in jedem Hol Heringe, Stinte und Kleine Seenadeln nachgewiesen wurden, wurden mit Seeszungen, Sandgrundeln und Flundern auch Arten mit 100% Stetigkeit gefangen, für die ein schiffsbasierter Großhamen nicht die optimale Fangmethode darstellt.

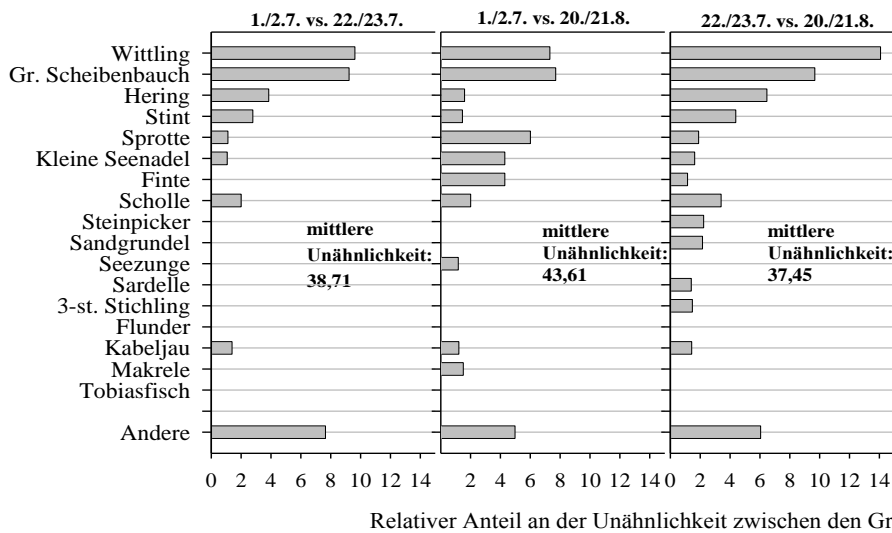
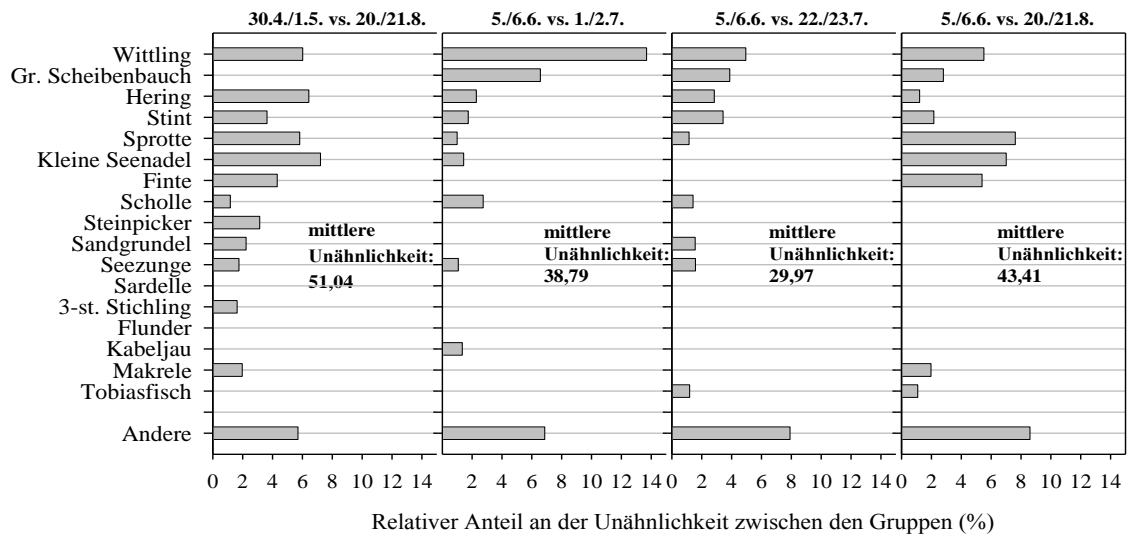
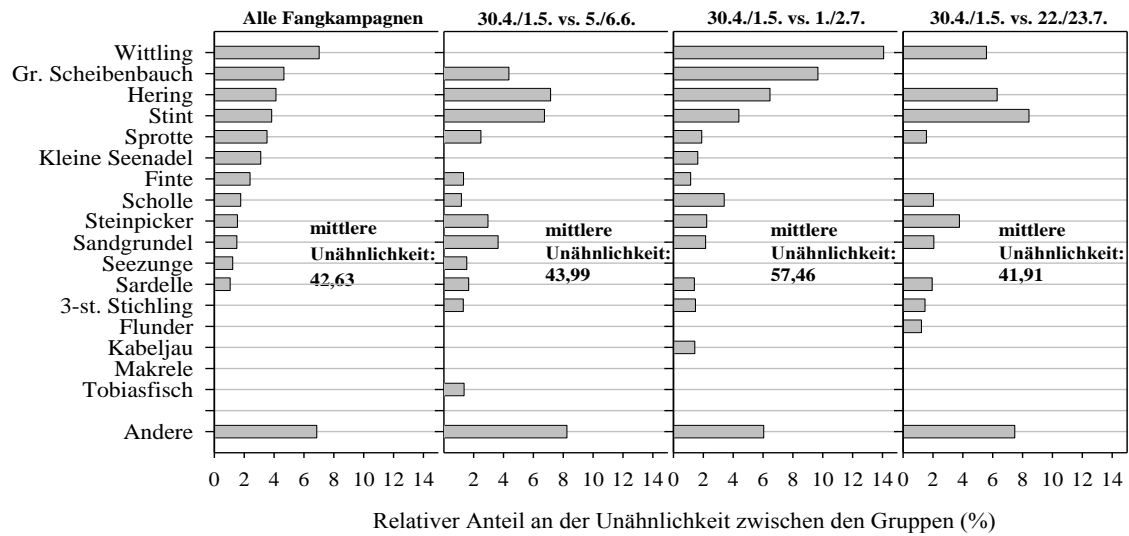
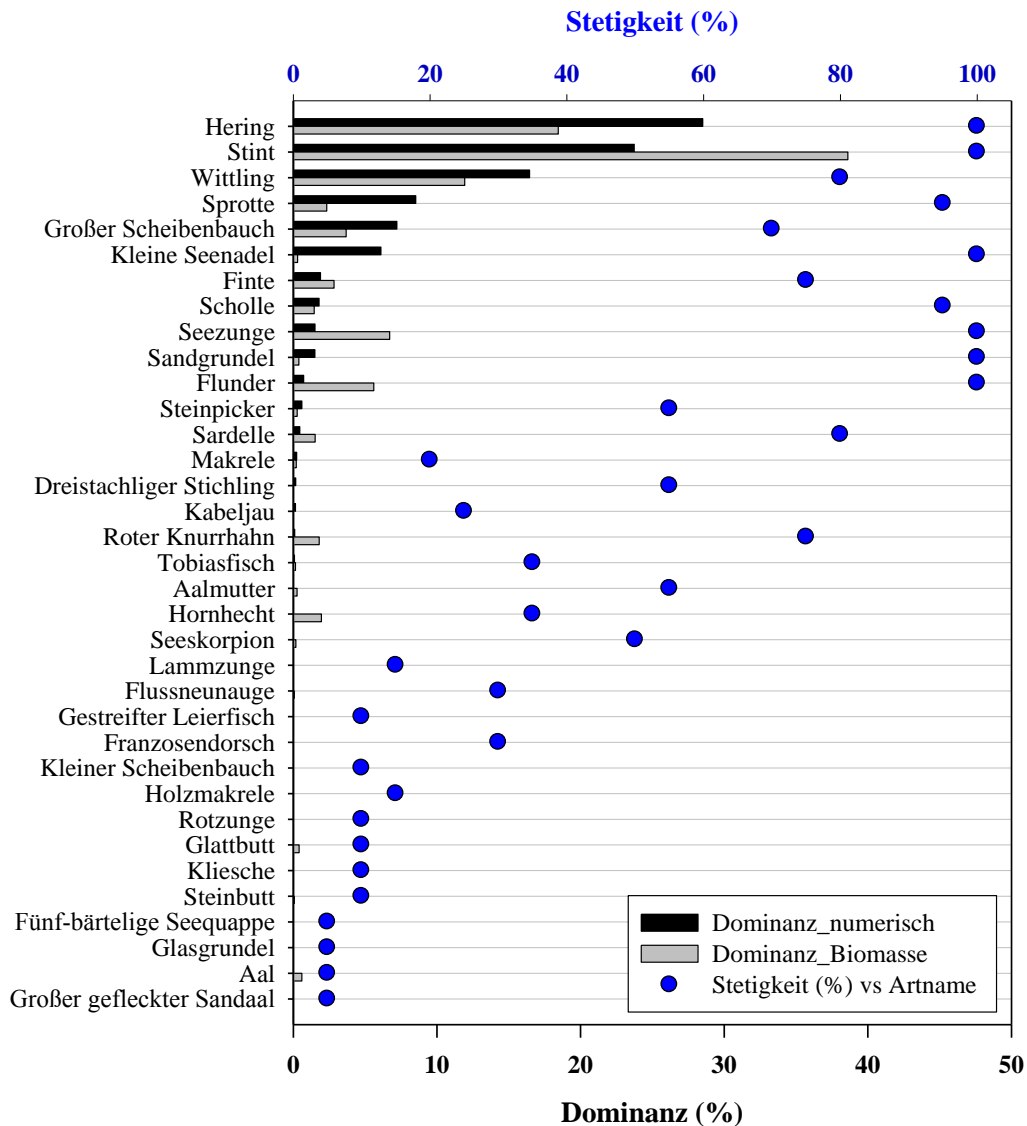


Abbildung 4: SIMPER-Analyse auf Basis der aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten der einzelnen Fangkampagnen. Beitrag einzelner Fischarten zur Unähnlichkeit zwischen den einzelnen Fangkampagnen des Berichtsjahres 2013. Die mittlere Unähnlichkeit beschreibt die Unähnlichkeit aller Taxa zusammengefasst. Die artspezifischen Beiträge zur gesamten Unähnlichkeit werden für Arten einzeln ausgewiesen, die mehr als 1% der Unähnlichkeit bedingen, alle anderen wurden zu „Andere“ zusammengefasst.



**Abbildung 5: Dominanz und Stetigkeit aller gefangenen Fischarten. Die artspezifische Dominanz (=relativer Anteil am Gesamtfang) ist auf Grundlage der aufwandskorrigierten Fangmengen (Dominanz numerisch; schwarze Balken) und der aufwandskorrigierten Biomasse (Dominanz Biomasse; graue Balken) beschrieben. Für Berechnung der Stetigkeit (blaue Punkte, sekundäre y-Achse oben) wurden wie auch für die artspezifische Dominanz nicht nach Fangkampagnen getrennt, sondern alle Hols des Berichtsjahres 2013 einbezogen.**

### 3.3 Analysen auf Artebene: Saisonaler Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz und der Längen-Häufigkeits-Verteilung sowie Unterschiede zwischen den Jahren, nach Monaten aufgelöst

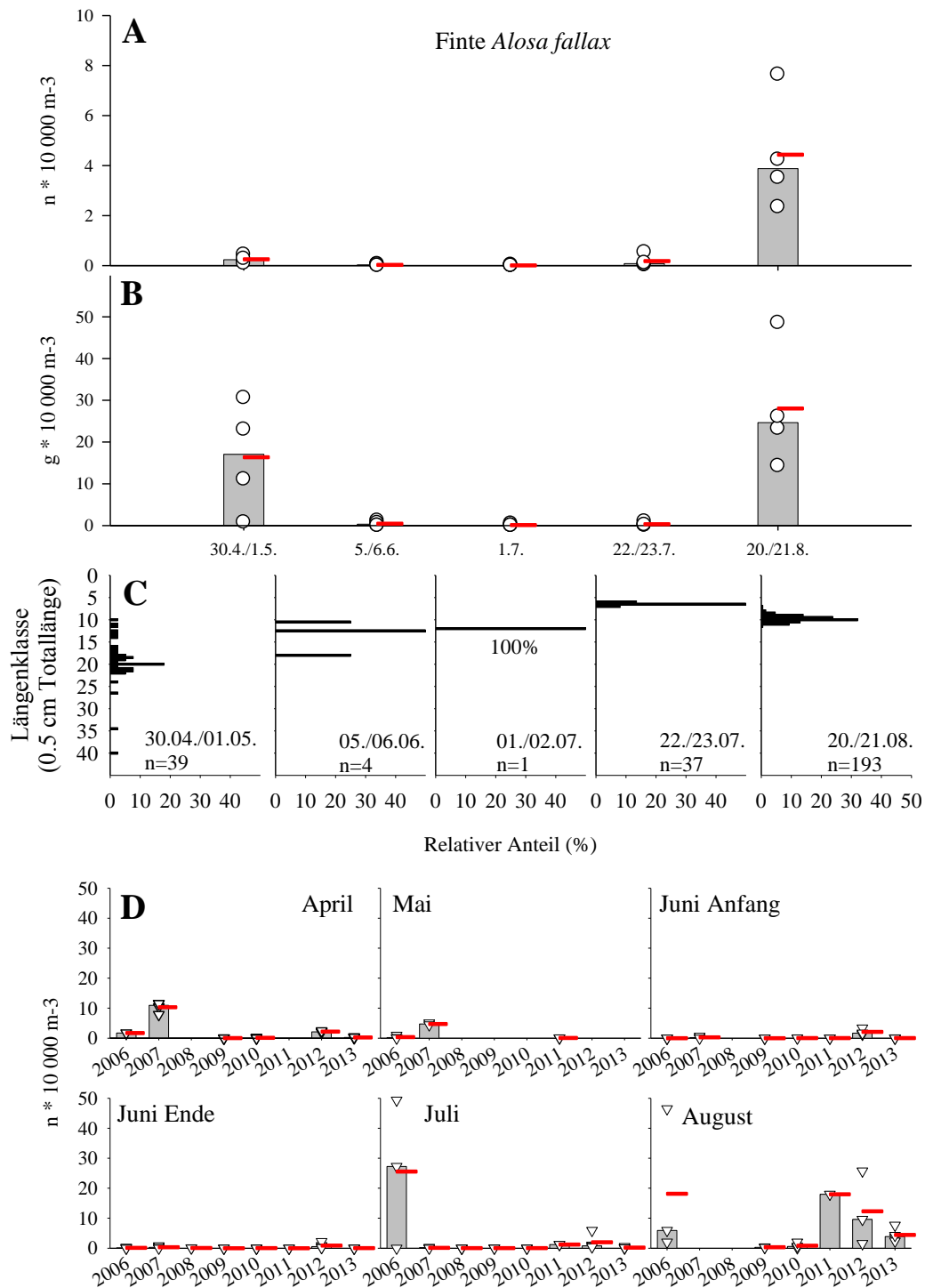
Der saisonale Verlauf der aufwandskorrigierten Fangmengen und der aufwandskorrigierten Biomasse aller gefangenen Arten im Berichtsjahr 2013 ist in den Anhängen II und III zusammengefasst. Ausführlicher werden im Folgenden die saisonale Veränderung der artspezifischen Abundanz, der artspezifischen Biomasse sowie der Längen-Häufigkeits-Verteilung für Finte, Flussneunauge, Stint, Hering, Sprotte, Sardelle, Scholle, Seezunge, Flunder, Wittling und Kabeljau dargestellt.

### 3.3.1 Pelagisch-anadrome Arten: Finte, Flussneunauge und Stint

Ende April/ Anfang Mai wurden **Finten** mehrerer Altersklassen gefangen (Abbildung 6 A-C). Einjährige waren ebenso in den Fängen vertreten wie adulte Tiere, diese jedoch nur sehr vereinzelt. Über den Sommer wurden lediglich noch Finten der Altersgruppe 1 gefangen, ältere Tiere wurden nicht mehr festgestellt. Ende Juli traten dann die ersten Jungfische aus dem Berichtsjahr auf, deren Abundanz sich bis zur letzten Beprobung im August vervielfacht hatte, was offenbar die Einwanderung der Rekruten ins Küstenmeer zeigt (Abbildung 6 A-C). In keinem der betrachteten Monate konnte ein eindeutiger Trend zwischen den Jahren festgestellt werden. Nach dem massenhaften Auftreten der Finten im Juli 2006 stabilisierten sich die Fangmengen in diesem Monat auf niedrigem Niveau. Im August gingen die Fangmengen der jungen Finten seit 2011 weiter zurück, nachdem sie zuvor auf niedrigem Niveau stabil waren (Abbildung 6 D).

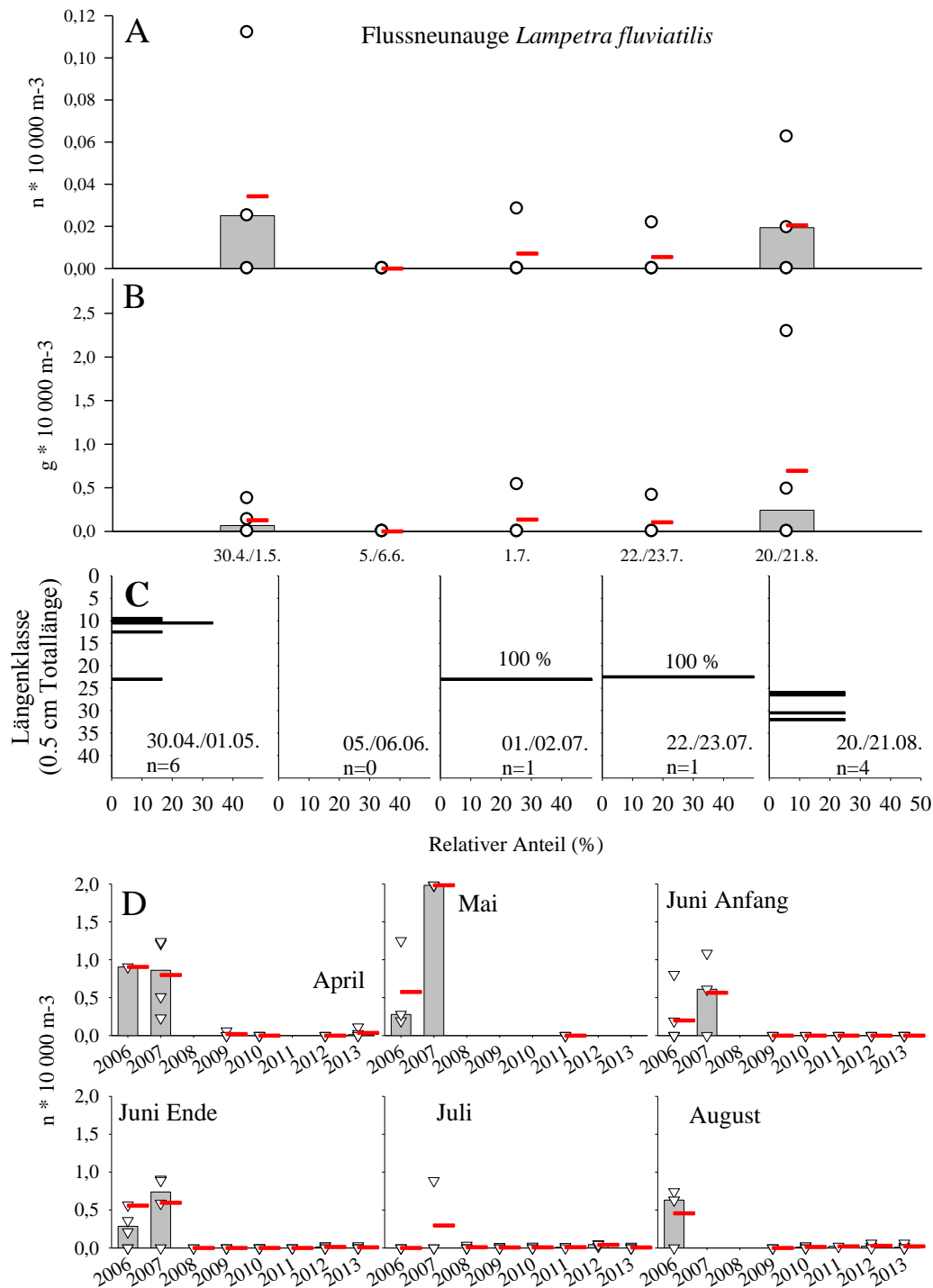
**Flussneunaugen** waren außer Anfang Juni vereinzelt in den Fängen vertreten (Abbildung 7 A & B). Während Ende April/ Anfang Mai die abwandernden Jungtiere gefangen wurden, handelte es sich bei den Flussneunaugen, die später im Jahr gefangen wurden, um ältere Tiere (Abbildung 7 C), was sich auch in der Biomasse widerspiegelte (Abbildung 7 B). Als zwischen den Monaten konsistenter Trend zeigte sich über den Erfassungszeitraum eine Abnahme der Fangzahlen (Abbildung 7 D).

Beim **Stint** zeigten die aufwandskorrigierten Abundanz- und Biomassezahlen einen vergleichbaren Verlauf, wobei die größte Abundanz Anfang Juli, die größte Biomasse jedoch erst Ende Juli festgestellt wurde (Abbildung 8 A & B). Über den Erfassungszeitraum 2013 waren stets zwei oder mehr Altersgruppen im Gebiet vertreten. Bei der letzten Fangkampagne am 20./21.8. war die Trennung der Altersklasse jedoch nicht mehr eindeutig möglich (Abbildung 8 C). Die interannuellen Abundanztrends waren nicht in allen betrachteten Monaten gleich. Im April, Mai und August waren keine eindeutigen Trends zu erkennen, während es Anfang Juni, Ende Juni und im Juli eine leichte Abnahme über die Jahre gab (Abbildung 8 D).

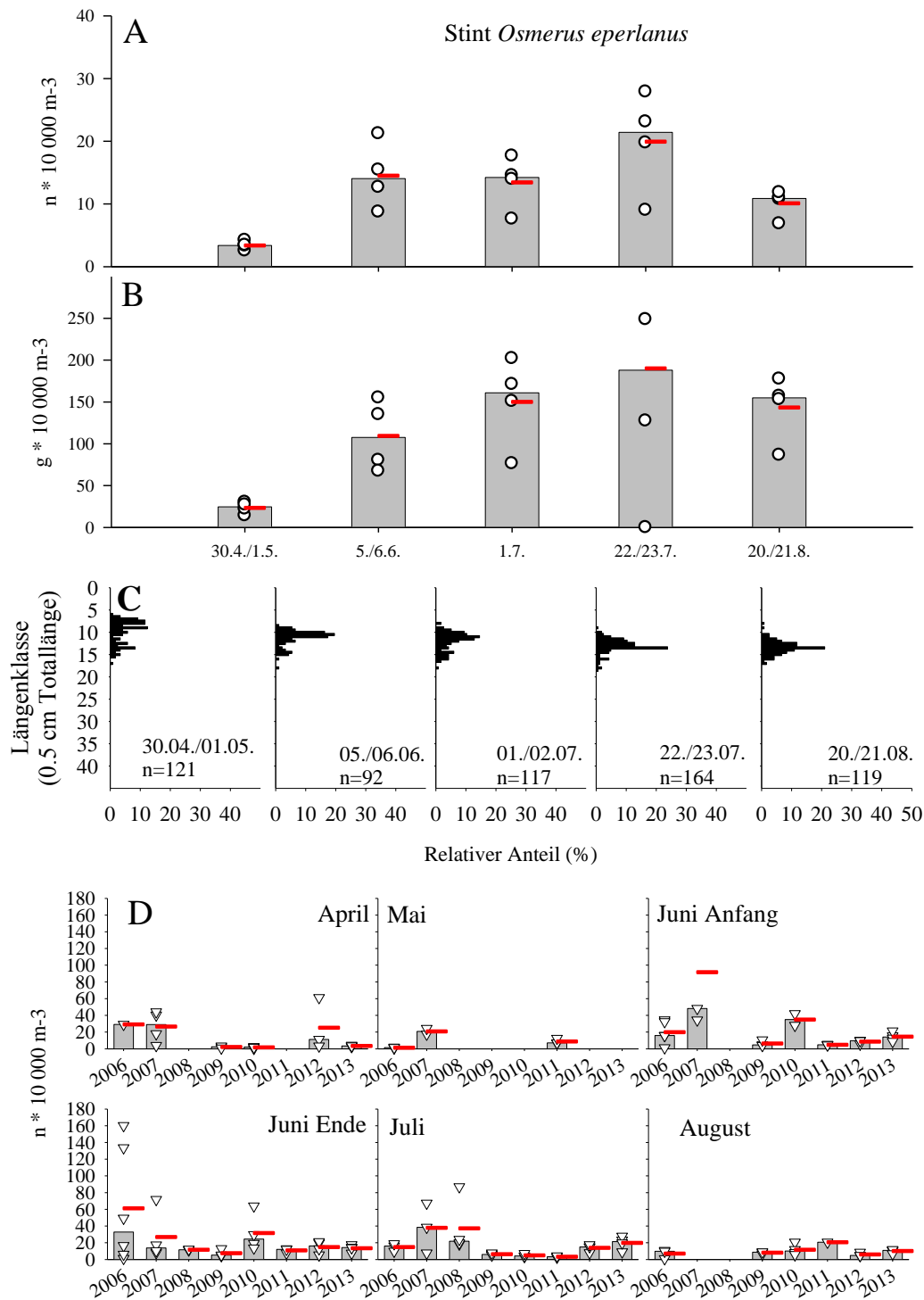


**Abbildung 6: Finte.** A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke).





**Abbildung 7: Flussneunauge. A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke).**



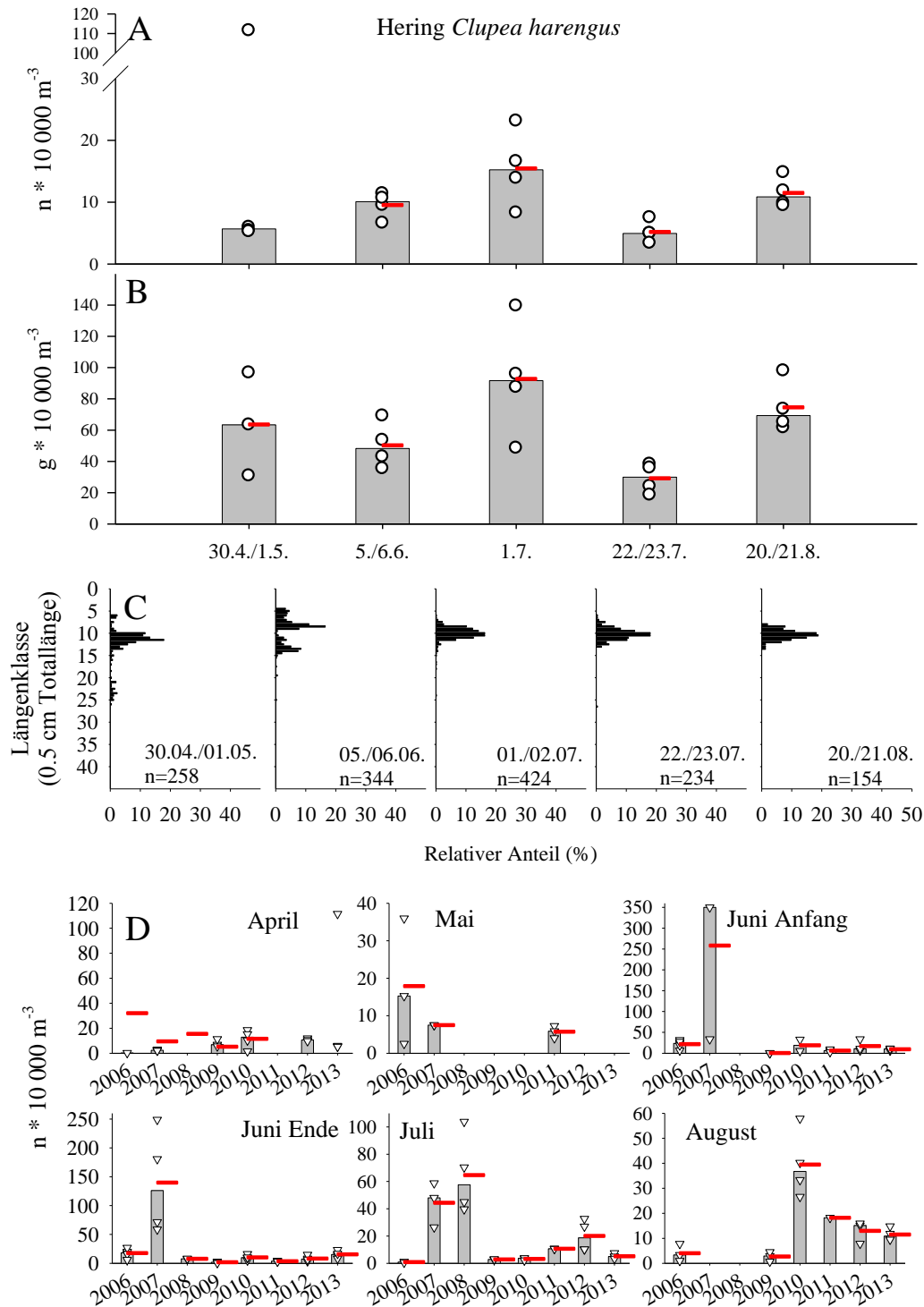
**Abbildung 8: Stint.** A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke).

### 3.3.2 Pelagisch-marine Arten: Hering, Sprotte und Sardelle

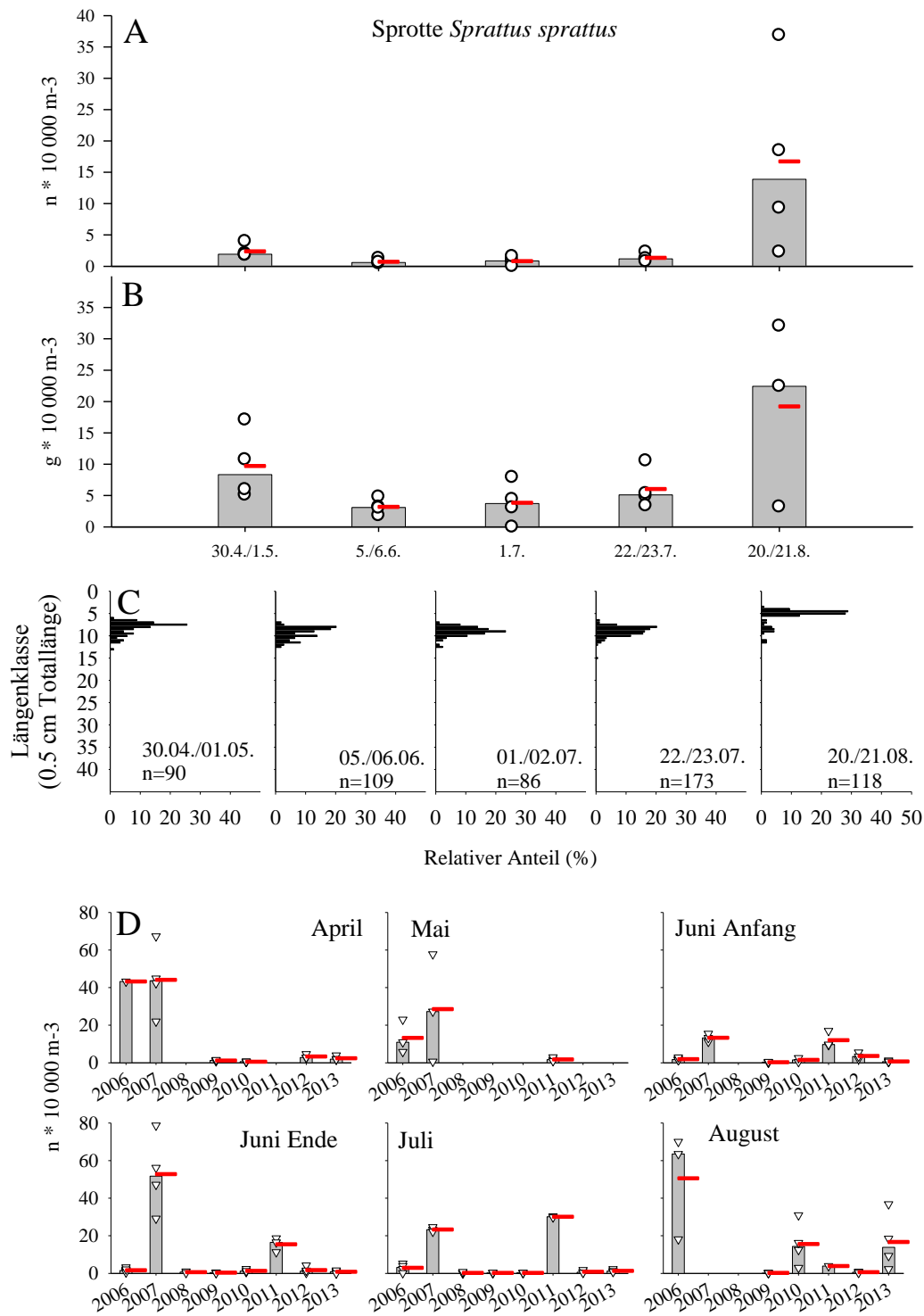
Ähnlich wie der Stint erreichte der **Hering** Anfang Juli sein Abundanzmaximum (Abbildung 9 A), das, anders als beim Stint, auch mit dem Biomassemaximum einherging (Abbildung 9 B). Bei der ersten Beprobung Ende April/ Anfang Mai wurden drei Altersgruppen in den Fängen nachgewiesen: Jungfische möglicherweise aus Laichereignissen des vorangegangenen Herbstes/ Winters, einjährige Heringe und laichreife Adultfische (Abbildung 9 C). Ältere Tiere verließen vor der Beprobung Anfang Juli den Jadebusen, es wurden nur noch Jungfische festgestellt, deren Länge sich bis zur letzten Fangkampagne kaum veränderte (Abbildung 9 C). Auch beim Hering unterschieden sich die Trends über die Jahre zwischen den Monaten mitunter deutlich. Im April war ein leichter Anstieg zu verzeichnen, von Mai bis Juli hingegen tendenziell sinkende Fangzahlen. Im August gab es zwischen 2009 und 2010 einen sprunghaften Anstieg der Fangmengen, gefolgt von einer graduellen Abnahme seit 2011 (Abbildung 9 D).

Sowohl die aufwandskorrigierte Abundanz (Abbildung 10 A) als auch die aufwandskorrigierte Biomasse (Abbildung 10 B) der **Sprotte** stiegen bis zur letzten Fangkampagne am 20./21.8. über die Fangsaison 2013 stetig an. Dieser Anstieg Ende August war bedingt durch die Einwanderung der Jungfische. Über die Saison waren mindestens zwei Altersklassen im Gebiet vorhanden, allerdings kann das Alter von Sprotten allein anhand der Länge oft nicht eindeutig bestimmt werden (Abbildung 10 C). In allen Monaten zeigte sich eine abnehmende Tendenz mit Ausnahme von Anfang Juni und Juli, als die Sprottenabundanz abgesehen von höheren Werten 2007 und 2011 weitgehend stabil war (Abbildung 10 D).

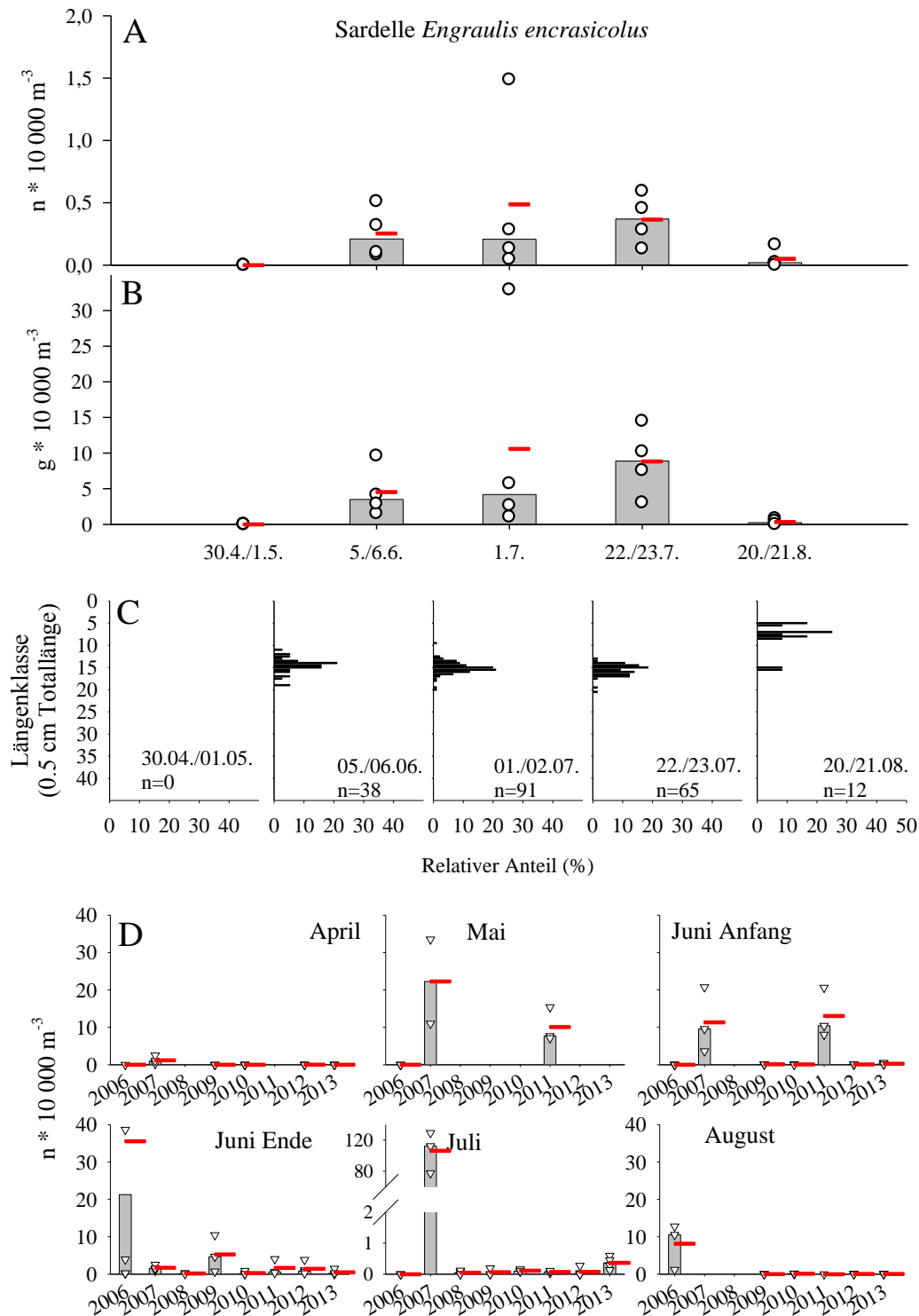
**Sardellen** wurden erst ab Anfang Juni in den Fängen festgestellt. Das Abundanzmaximum (Abbildung 11 A) und das Biomassemaximum (Abbildung 11 B) traten zeitgleich auf. Von Anfang Juni bis Ende Juli hielten sich die Laichtiere im Gebiet auf. Bei der letzten Fangkampagne wurden nur noch wenige Sardellen gefangen, und zwar die Jungfische des Berichtsjahres (Abbildung 11 A-C). Die Adulttiere waren bis auf wenige Ausnahmen bereits abgewandert. Es muss davon ausgegangen werden, dass mehr junge Sardellen im Gebiet waren als mittels Hamenfischerei festgestellt wurde, da die Jungfische möglicherweise noch nicht „in die Masche“ des Hamennetzes gewachsen waren und somit nicht quantitativ erfasst werden konnten (Abbildung 11 C). Sardellen wurden erst ab Juni regelmäßig gefangen, so dass sich aus den sporadischen Nachweisen im April und Mai keine zuverlässigen Trends ableiten lassen. Die Fangzahlen im Juni zeigen die Anwesenheit der Laicher auf konstant niedrigem Niveau mit Ausnahme der Jahre 2007 und 2011 (Abbildung 11 D). Die großen Fangmengen im Juli und August der Jahre 2006 und 2007 waren den Jungfischen geschuldet, die mit dem feinmaschigen Staffelhaken gefangen werden konnten, mit dem grobmaschigeren Netz jedoch nicht quantitativ abgebildet werden konnten (s. 4.1 sowie Dänhardt & Vorberg 2012).



**Abbildung 9: Hering.** A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke). Y-Achsen unterschiedlich skaliert.



**Abbildung 10: Sprotte.** A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke).



**Abbildung 11: Sardelle.** A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke). Y-Achse im Juli abweichend skaliert.

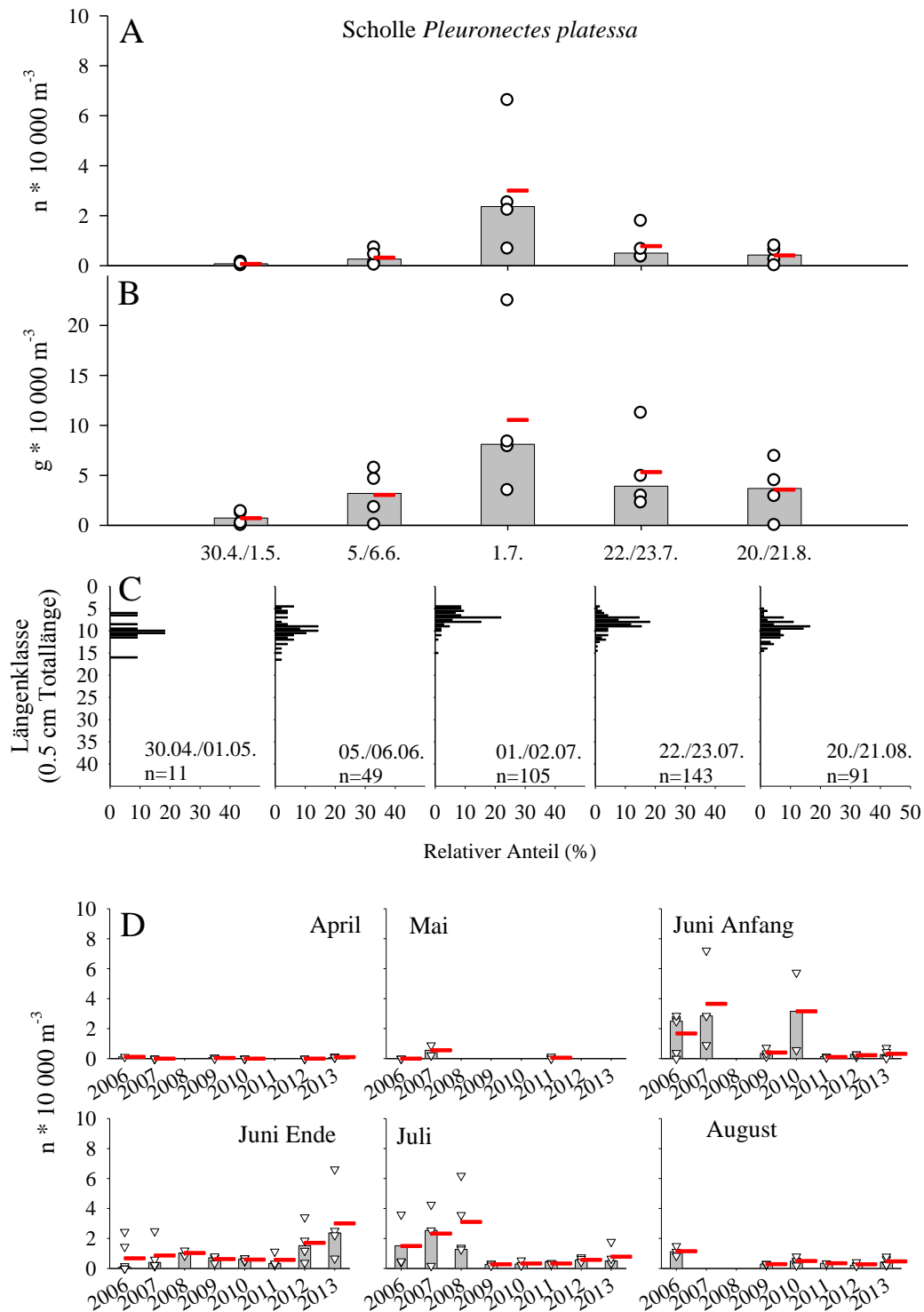
### 3.3.3 Demersale Arten: Scholle, Seezunge und Flunder

Wenngleich ein schiffsbasierter Großhamen nicht optimal für den Fang von Plattfischen geeignet ist, können dennoch Auswertungen des saisonalen Abundanz- und Biomasseverlaufes, der Längenverteilung und der Abundanzdynamik zwischen den Jahren angestellt werden, solange die Methode konsistent war. Dies war bei der vorliegenden Untersuchung gegeben, folgende Betrachtungen sind somit valide.

Abundanz- und Biomassemaximum der **Scholle** traten übereinstimmend Anfang Juli auf (Abbildung 12 A & B). Bei den beiden Fangkampagnen zuvor wurden Jungfische, die im Vorjahr gelaicht wurden und Einjährige (genauer: Eineinhalbjährige) gefangen. Anfang Juli wurden dann vorwiegend die Jungfische des Berichtsjahres gefangen. Allerdings waren über die gesamte Saison auch einjährige Schollen im Gebiet (Abbildung 12 C). Ende Juni zeigte sich ein leichter Anstieg, im Juli hingegen eine leichte Abwärtstendenz der aufwandskorrigierten Fangmengen. Darüber hinaus war in keinem der übrigen Monate ein Abundanztrend über die Jahre erkennbar (Abbildung 12 D).

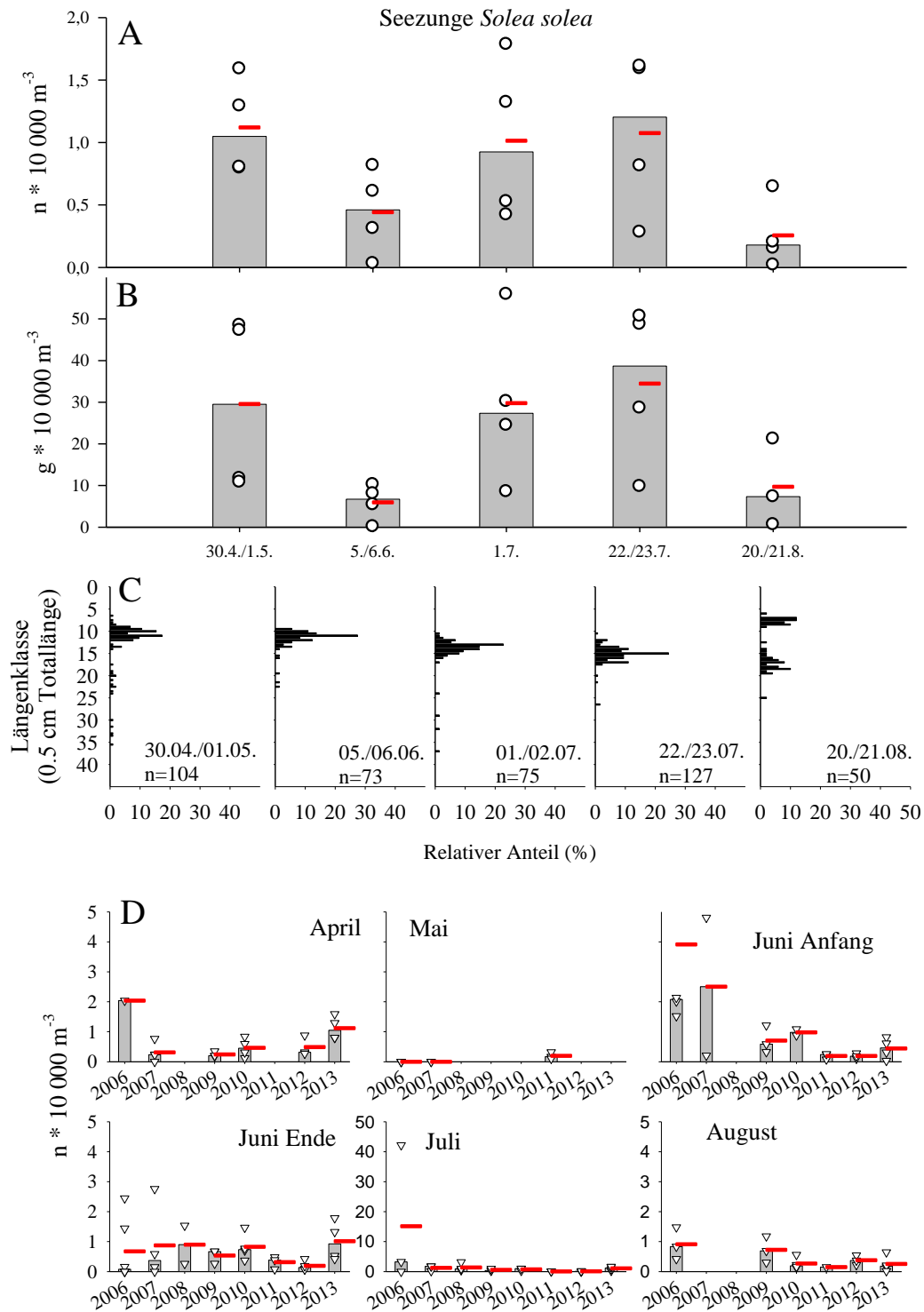
Der Jadebusen ist seit langem als Laichgebiet der **Seezunge** bekannt, was alljährlich durch das Auftreten laichreifer Adulttiere sowie der Jungfische belegt ist. Die Laicher verursachten bei vergleichsweise geringer Abundanz (Abbildung 13 A) den ersten Biomasse-Peak Ende April (Abbildung 13 B), und beeinflussten auch später in der Saison die Biomassewerte stark (Abbildung 13 A & B). Die Seezunge ist ein Beispiel für den eingeschränkten Nutzen der Biomasse als Instrument populationsbiologischer Betrachtungen. Neben wenigen Adulttieren waren über die gesamte Saison einjährige Seezungen in den Fängen vertreten. Bei der letzten Fangkampagne wurden dann auch die Jungfische des Berichtsjahres in den Fängen registriert (Abbildung 13 C). Im April stiegen die Fangzahlen nach einem Abfall von 2006 auf 2007 seit 2008 wieder leicht an, im Mai, wo die Datenlage am düftigsten war, war kein Trend erkennbar. Ab Juni zeigte sich eine mehr oder weniger ausgeprägte Abwärtstendenz der Fänge (Abbildung 13 D).

Bei der **Flunder** entsprachen der saisonale Abundanzverlauf und der saisonalen Biomasseverlauf einander weitgehend (Abbildung 14 A & B). Lediglich im August verringerte sich die Biomasse weniger stark als die Abundanz, was durch kleinere Fänge größerer Tiere bedingt war (Abbildung 14 A-C). Im Jadebusen wurden kaum Jungfische gefangen. Der Flunderbestand setzte sich aus ein- bis zweijährigen und wenigen erwachsenen Tieren zusammen (Abbildung 14 C). Zwischen den Jahren waren weder Trends noch größere Schwankungen der Fangmengen zu beobachten. Allein im Juni 2009 wurden mehr Flundern gefangen als in den anderen Jahren (Abbildung 14 D).

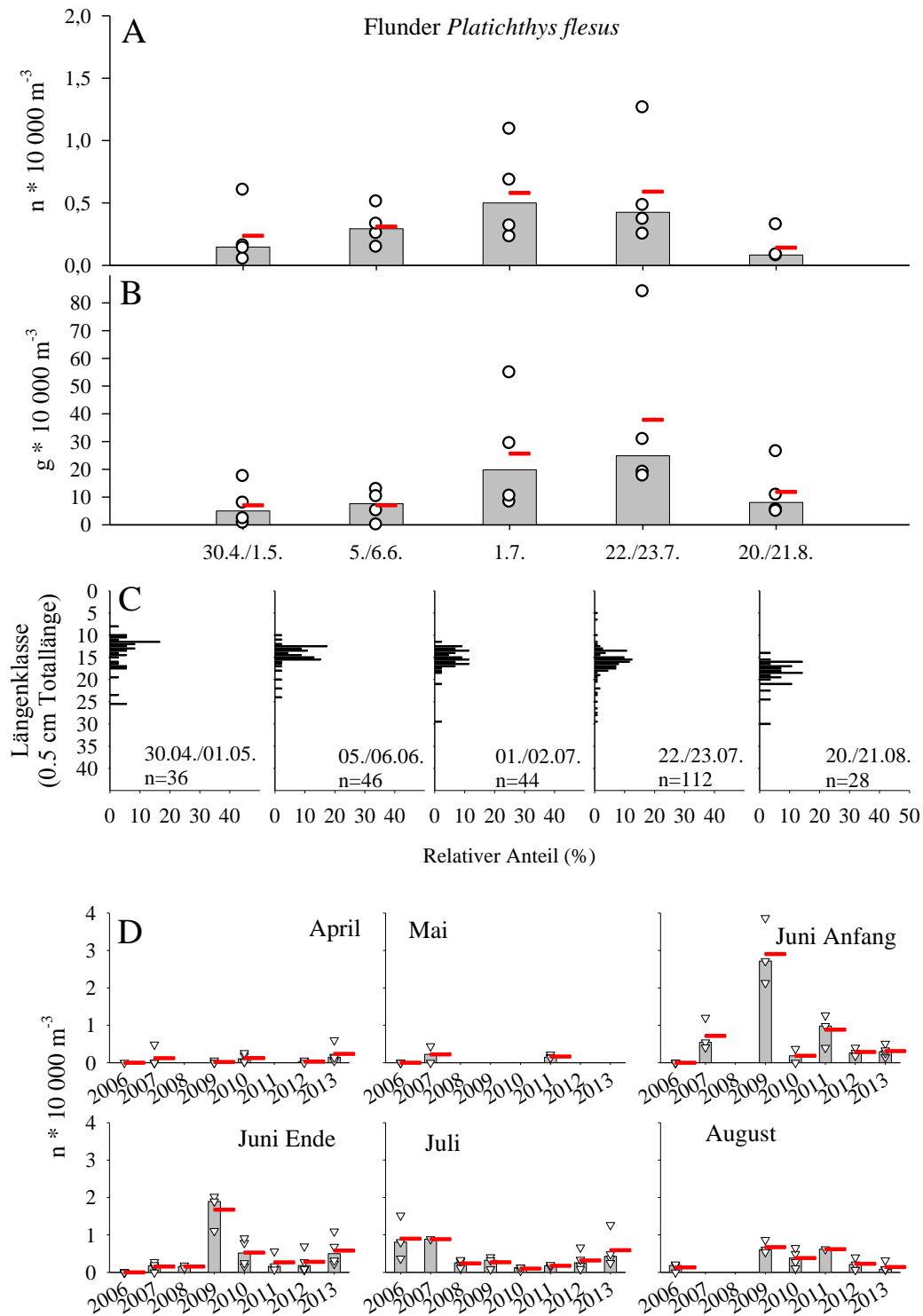


**Abbildung 12: Scholle. A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke).**





**Abbildung 13: Seeszunge. A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke). Y-Achse im Juli abweichend skaliert.**

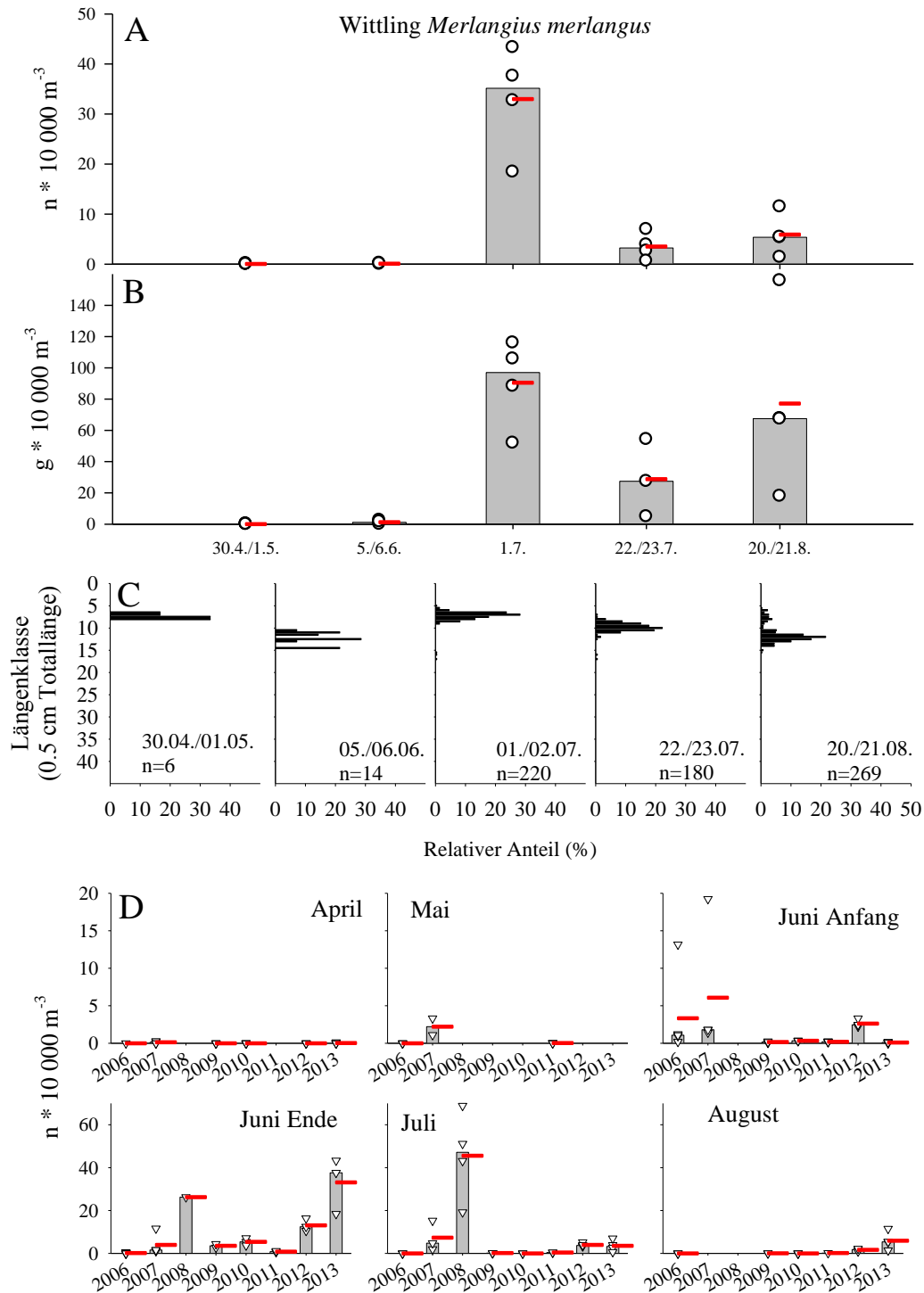


**Abbildung 14: Flunder.** A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke).

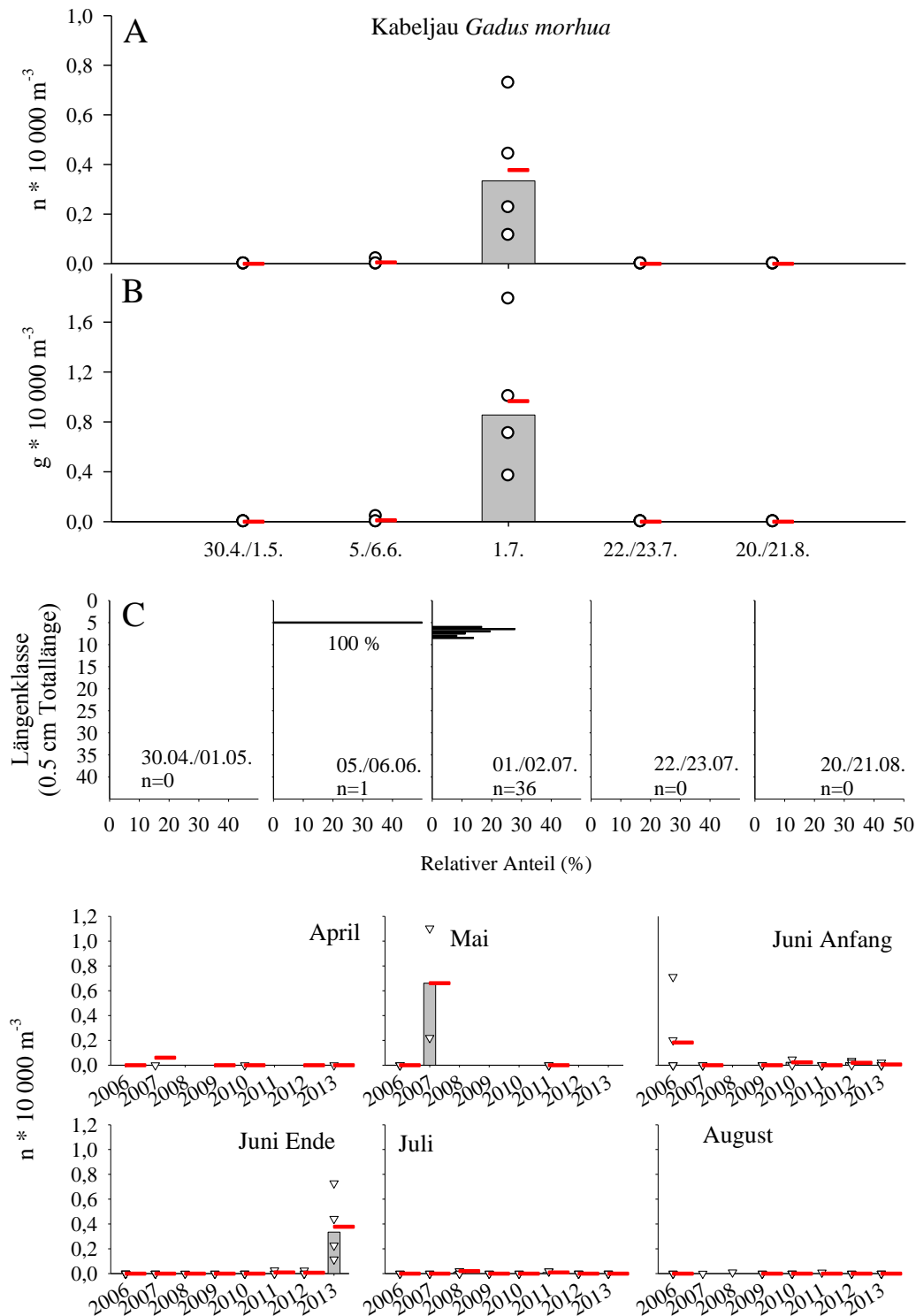
#### 3.3.4 Benthopelagische Arten: Wittling und Kabeljau

Wie auch in den meisten anderen Jahren war der **Wittling** eine Ausnahmeerscheinung in den Fängen der ersten beiden Fangkampagnen, bevor diese Art Anfang Juli massenhaft gefangen wurde. Die enormen Wachstumsraten der Wittlinge waren für das unterschiedliche Muster von Abundanz- und Biomasseverlauf später in der Saison verantwortlich (Abbildung 15 A & B). Erstmals seit Beginn der Untersuchungen wurden Ende August wieder kleine Wittlinge gefangen (Abbildung 15 C). Die Abundanztrends der einzelnen Monate im Zwischenjahresvergleich ergaben keine übereinstimmende Richtung. So gab es im April, Mai und August keinen Trend, im Juli hingegen zeigte sich eine leichte Abwärtstendenz, die den hohen Fangmengen der Jahre 2007 und 2008 geschuldet war. Die hohen Fangmengen des Berichtsjahres 2013 waren für einen ansteigenden Trend Ende Juni ursächlich (Abbildung 15 D).

Der **Kabeljau** ist bei den Hamenbefischungen im Jadebusen über den gesamten Untersuchungszeitraum stets eine Ausnahmeerscheinung gewesen. Auch im Berichtsjahr war dies der Fall. Lediglich Anfang und Ende Juni wurden junge Kabeljau gefangen (Abbildung 16 A-C). Da bei den meisten Fangkampagnen keine Kabeljau gefangen wurden, können für diese Art auch keine zuverlässigen Abundanztrends abgeleitet werden (Abbildung 16 D).



**Abbildung 15: Wittling.** A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke). Y-Achsen von Juni Ende, Juli und August abweichend skaliert.



**Abbildung 16: Kabeljau.** A) Aufwandskorrigierte Abundanz pro Fangkampagne über die Saison 2013. Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). B) Aufwandskorrigierte Biomasse über die Saison 2013. Median (graue Balken) und Fangmengen der einzelnen Hols (offene Kreise). C) Verlauf der Längen-Häufigkeitsverteilung pro Fangkampagne über die Saison 2013. Fangdatum und Anzahl der vermessenen Tiere sind angegeben; Klassenbreite 0,5 cm Totallänge. D) Verlauf der aufwandskorrigierten Abundanz zwischen 2006 und 2013 für die Monate April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August. Dargestellt sind die aufwandskorrigierten Fangmengen als Median (graue Balken), arithmetisches Mittel (rote Striche) und für die einzelnen Hols (offene Dreiecke).

3.4 Bezug der Fangergebnisse zum Bruterfolg, der Kükenentwicklung und der Kükenfütterung der Flusseeeschwalben in der Kolonie ‚Banter See‘

Der Bruterfolg der Flusseeeschwalben am Banter See lag im Berichtsjahr 2013 mit 1,0 flüggen Küken pro Brutpaar ähnlich hoch wie in den drei Vorjahren und damit zum vierten Mal seit dem Einbruch von 2002 wieder über dem langjährigen Durchschnitt von 0,8 flüggen Küken pro Brutpaar. Die durchschnittliche Gewichtszunahme pro Tag gehörte zu den höchsten der Zeitreihe, während das Ausfliegegewicht und das Maximalgewicht eher dem Durchschnitt über die Jahre seit 2005 entsprachen (Tabelle 7). Ähnlich wie 2007, 2011 und 2012 war 2013 zwar von einer guten Nahrungssituation gekennzeichnet, jedoch war der Bruterfolg geringer als die quasi-maximalen Wachstumsraten der Küken hätten vermuten lassen.

**Tabelle 7: Bruterfolg und Kondition der Küken der Flusseeeschwalbe am Banter See 2005–2012. Details s. Dänhardt & Becker 2008b. Gewichtszunahme: Alter 3–13 Tage (lineare Wachstumsphase).**

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>Bruterfolg (Flügglinge/ Paar)</b>	0,2	0,6	0,5	0,7	0,4	1,2	1,1	1,1	<b>1,0</b>
<b>Gewichtszunahme (g/Tag)</b>	6,8	5,3	7,2	6,3	5,5	7,6	7,6	7,3	<b>7,7</b>
<b>Maximalgewicht (g)</b>	121	121	128	126	123	128	125	129	<b>125</b>
<b>Ausfliegegewicht (g)</b>	112	113	117	119	115	118	118	121	<b>116</b>

Auch im Berichtsjahr 2013 wurden am Banter See systematische Fütterungsbeobachtungen durchgeführt (Tabelle 8). Die relativen Anteile von heringsartigen Fischen (Hering, Sprotte und/oder Finte) und Stinten in den Kükenfütterungen entsprach denen des Vorjahres. Trotz der Einwanderung von Wittlingen zwischen Ende Juni und Anfang Juli wurden diese bei den Kükenfütterungen (als „Kabeljauartige“) nicht registriert (Tabelle 8). Der Anteil an „sonstigen“ Nahrungsorganismen war vergleichsweise hoch durch den hohen Anteil an Fischlarven (10.6%), die bei den Fütterungsbeobachtungen jedoch nicht bis auf die Art identifiziert werden konnten. Des Weiteren wurden Nordseegarnelen (6.2 %), Seenadeln (5.8%), Plattfische (2.6 %), Strand-/Schwimmkrabben (2.2 %) verfüttert. Sandaale, Grundeln, Kalmare, Flussbarsche, Dreistachliger Stichling, Aalmutter und Flussneunaugen machten < 1% der Nahrungsorganismen aus. Lediglich bei 1.02% aller beobachteten Futterübergaben konnte der Beuteorganismus nicht erkannt werden (Tabelle 8).

Der Anteil heringsartiger Fische an der Kükennahrung der Flusseeeschwalben war 2013 mit 29% geringer in den Jahren mit dem höchsten Bruterfolg der Zeitreihe (2010 und 2011). Im Berichtsjahr 2013 war der Anteil an Stinten an der Kükennahrung höher als der Anteil heringsartiger Fische (Tabelle 8). Große Anteile an Heringsartigen und Stinten in der Kükennahrung sind charakteristisch für erfolgreiche Brutjahre, in denen wiederum möglichst hohe Anteile heringsartiger Fische den Ausschlag geben könnten.

**Tabelle 8: Kükenfütterungen in der Flusseeeschwalbenkolonie Banter See, 2006–2013 (2006 & 2007: Dänhardt & Becker 2008b, 2008: Braasch unveröffentlicht, 2009: Klose 2009, 2010–2012: P. H. Becker, unveröffentlicht); 2013: G. García, C. Paterlini, unveröffentlicht)**

	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>Heringsartige</b>	26	33	16	29	40	64	22	<b>29</b>
<b>Stint</b>	16	18	11	16	35	18	57	<b>41</b>
<b>Kabeljauartige</b>	0	12	12	0	0	0	0	<b>0</b>
<b>Sonstige</b>	50	28	46	33	18	12	8	<b>29</b>
unerkannt	8	9	15	22	7	6	12	<b>1</b>
<b>n</b>	2809	1366	140	452	537	436	1452	<b>2066</b>

## 4. DISKUSSION

Eine Bestandsaufnahme im Sinne eines Monitorings ist der erste von fünf Schritten zur Anpassung menschlicher Aktivität mit dem Ziel, einen guten Umweltzustand zu erhalten oder einen schlechten zu verbessern. Auf der Grundlage beobachteter Veränderungen in der Arten- und Größenstruktur einer Fischgemeinschaft und –über einen langen Zeitraum, in dem methodisch konsistentes Monitoring (1) durchgeführt wird, werden Entwicklungen erkannt und z. B. in Bezug auf Naturschutzziele bewertet. Zur Erklärung der beobachteten Dynamik können dann zunächst in einem korrelativen Ansatz Vergleiche mit Veränderungen anderer Variablen angestellt werden (2), um Hinweise auf mögliche funktionelle Beziehungen und kausale Zusammenhänge zu erhalten, die dann ggfs. experimentell geklärt werden müssen (3), bevor die Beeinflussbarkeit durch menschliches Handeln beurteilt werden kann und ggfs. Management-Maßnahmen entwickelt und umgesetzt werden können (4). Die fortlaufende Umweltüberwachung gestattet schließlich die Erfolgskontrolle der eingeleiteten Maßnahmen und eröffnet so die Möglichkeit eines adaptiven Managements (5). Ein fundamentales Problem bei diesem Prozess sind die unterschiedlichen Zeitskalen, auf denen sich Ökosystem- oder Populationsveränderungen vollziehen und auf denen Anpassungen menschlichen Handelns, sofern ursächlich für die beobachteten unerwünschten Veränderungen, erfolgen (de Leeuw et al. 2008).

In der vorliegenden Auswertung konnten funktionelle Beziehungen und kausale Zusammenhänge nicht untersucht werden. Im Sinne einer klassischen Bestandsaufnahme wurde in Anlehnung an frühere Erfassungen (Dänhardt & Becker 2008, 2012) die Fischfauna an der Fangposition im zentralen Jadedeusen anhand des Artenspektrums, der Abundanz, der Biomasse und der Längenverteilung beschrieben und abiotische Begleitparameter dokumentiert, die einen Beitrag zur Erklärung der beobachteten Muster leisten können. Die Fangergebnisse wurden in Bezug zum Bruterfolg, der Kükenentwicklung und der Kükenfütterung der Flusseeeschwalben in der Kolonie ‚Banter See‘ gesetzt.

Diese Auswertungen sollten zur Bewertung der Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz) der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie beitragen. Um zu bewerten, ob ein guter Umweltzustand vorliegt bzw. wie weit der aktuelle Zustand von einem guten Umweltzustand entfernt ist, um Umweltziele zu definieren und schließlich wirksame und effiziente Maßnahmen zur Verbesserung des Umweltzustandes ergreifen zu können, wurden für die Nord- und Ostsee Indikatoren erarbeitet, die sich in unterschiedlichen Entwicklungsstadien befinden. Der vorliegende Bericht liefert Informationen zu den MSRL-Indikatoren „Bruterfolg ausgewählter See- und Küstenvögel (2.3.1)“, „Abundanz/ Biomasse (3.1.1.) und Verbreitungsgebiete und –muster (3.1.2.) ausgewählter Fischarten“ und „Veränderungen der trophischen Ebenen und Gruppen einschließlich der OSPAR Indikatoren (6.1); Fischbiomasse und Abundanz in verschiedenen trophischen Gilden (6.1.2).

Zum Deskriptor D 3 (Kommerziell genutzte Fisch- und Schalentierbestände) können auf Grundlage der hier berichteten Daten keine Aussagen gemacht werden, da die gefangenen Fischarten und Lebensstadien im Wattenmeer nicht kommerziell genutzt werden. Zudem wird unter D 3 vorrangig der Zustand des gesamten Fischbestands mit einer oftmals nordseeweiten Verbreitung betrachtet.

### 4.1. Repräsentativität der Fangmethode

Fische und andere mobile Nektonorganismen können mit passiven Fanggeräten wie Hamennetzen nur dann gefangen werden, wenn sie sich mit dem Wasserkörper bewegen, der schließlich befischt wird. Dies trifft auf pelagische (z. B. Barschartige, Heringsartige, Holzmakrelen, Hornhechte, Lachsartige, Makrelen, Neunaugen, Sandaale (saisonal!), Sardellen, Seenadeln, Stinte) und benthopelagische (z. B. Aale, Kabeljauartige) Fische zu. Demersale Fische (z. B. Groppen, Grundeln, Knurrhähne, Plattfische)

sind weniger schwimmaktiv und sind somit in den Hamenfängen unterrepräsentiert (Breckling & Neudecker 1994).

Während bei sehr großen Hamennetzen das Gewicht des Unterbaumes (ca. 1 t) ausreicht, um das Netz in der Vertikalen auch gegen die Strömung offen zu halten, wird bei kleineren und feinmaschigen Hamennetzen der Unterbaum durch den Druck der Strömung angehoben (vgl. Dänhardt & Becker 2008, 2011a), wodurch grundnahe Tiefenhorizonte nicht beprobt werden und somit bodenlebende Fische nicht quantitativ erfasst werden können. Aus Hamenfängen abgeleitete Angaben zu demersalen Fischen sind folglich mit dieser Einschränkung zu betrachten, und es wird empfohlen, für quantitative Auswertungen über demersale Fische Ergebnisse aus der Grundnetzfisherei zu verwenden. Dass dennoch regelmäßig Schollen, Seezungen und Fludern und sporadisch fünf weitere Plattfischarten gefangen wurden (Tabelle II) zeigt jedoch, dass auch Plattfische das Pelagial nutzen und somit zumindest qualitativ mittels Hamen erfasst werden können. Folglich sind die Daten zu demersalen Fischen durchaus verwendbar, da über einen langen Zeitraum dieselbe Fangmethode eingesetzt wurde und der Fehler somit als konsistent gelten kann.

Für die ausführliche Behandlung der Frage, ob sich Hamenfischerei eignet, die Daten zu liefern, die für eine Bewertung anhand der Kriterien und Indikatoren der MSRL benötigt werden, sei auf Dänhardt & Vorberg (2012) verwiesen.

#### *4.2. Interannuelle Vergleichbarkeit der Fangergebnisse*

Viele Faktoren, die die Vergleichbarkeit zwischen Fangergebnissen verschiedener Jahre beeinflussen können, werden in „Jahreswerten“ integriert. Hierzu gehören geophysikalische Faktoren wie Saison, Mondphase, Tageszeit und Tidenphase, meteorologische Faktoren wie Wind, Niederschlag und Bewölkung, hydrophysikalische Faktoren wie Wassertemperatur, Strömung und Turbulenz und hydrochemische Faktoren wie Trübung, Salinität und Sauerstoffgehalt. Die statistische Notwendigkeit, Maße zentraler Tendenz zu verwenden (Zuur et al. 2007), steht im Widerspruch zu der Annahme, dass das Zusammenspiel mehrerer der o. g. Faktoren die räumlichen und zeitlichen Muster von Artensammensetzung, Abundanz und Größenverteilung maßgeblich beeinflussen. Bislang existieren kaum exakte Studien zu den Auswirkungen der einzelnen Faktoren auf Fische (Pörtner & Knust (2007)). Dennoch sind Mechanismen bekannt, die die Fischverteilung in Zeit und Raum steuern. Hierzu gehört die Wassertemperatur, die ein Abwandern pelagischer Schwarmfische in tieferes und somit kälteres Wasser auslösen kann (Becker et al. 1997, Dänhardt 2010).

Während der Einfluss der Wassertemperatur und anderer abiotischer und biotischer Parameter im Rahmen dieser Studie nicht bearbeitet werden konnte (s. o.), wurde bei der Festlegung der zwischen den Jahren zu vergleichenden Fangtermine auf minimale Abweichungen hinsichtlich des Jahrtages der jeweiligen Beprobungen geachtet, um den Einfluss des Faktors „Jahrtag“ auf die Konsistenz der Zeitreihe möglichst gering zu halten (vgl. Tabelle 2).

Charakteristisch für das Berichtsjahr 2013 war der lange, kalte Winter mit Temperaturen unter 16 °C bis Anfang Juni mit anschließender starker Erwärmung während der letzten Fangkampagne am 20./21. August. Die Effekte des außergewöhnlichen Temperaturverlaufes können im Rahmen dieses Berichtes nicht ausgewertet werden. Allerdings weisen einige qualitative Beobachtungen auf den Einfluss der Wassertemperatur als die Fischgemeinschaften strukturierenden Faktor hin. Hierzu gehören die laichreifen Heringe, die noch Ende April gefangen wurden, die große Anzahl einjähriger Heringe, die in anderen Frühjahren in weit geringerer Anzahl vorhanden sind sowie Sardellen, von denen laichreife Individuen noch Ende Juli gefangen wurden, während in Vorjahren zwar auch im Juli und August noch Sardellen gefangen wurden (Dänhardt & Vorberg 2012), diese aber bereits gelaicht hatten.



### 4.3 Bestandstrends

Die Vergleiche der saisonalen und der interannuellen Dynamik der Fischabundanz zeigte, dass bei der Anwendung und Interpretation der Kriterien und Deskriptoren (Beschluss der EU-Kommission 2010/477/EU) und für spezifische Bewertungsverfahren für die MSRL das Aggregationsniveau der Daten eine entscheidende Rolle spielen kann: Bei derselben Fischart wurden im gleichen Gebiet zum Teil unterschiedliche Trends festgestellt, die bei geringerer zeitlicher Auflösung verborgen geblieben wären. Die Lebenszyklen auch der an die EU gemeldeten Fischarten unterscheiden sich hinsichtlich des Auftretens in Raum und Zeit grundlegend voneinander (Tabelle 9).

Frühere Auswertungen haben gezeigt, dass der Jadebusen ein spezielles Seegebiet ist, das für das Wattenmeer zumindest im Hinblick auf artspezifische Abundanztrends nicht repräsentativ ist (Dänhardt & Vorberg 2012). Lokale Faktoren sind folglich für die überwiegend negativen Bestandstrends verantwortlich, die jedoch bei pelagischen (anadromen und marinen) Arten ausgeprägter sind als bei demersalen oder benthopelagischen Arten (Tabelle 9, s. aber Abschnitt 4.1). Allerdings muss der gleichbleibende Trend beispielsweise beim Kabeljau so verstanden werden, dass diese für das Küstenmeer eigentlich charakteristische Fischart nach wie vor fehlt, die gleichmäßig geringe Abundanz also auf ein Problem hinweist. Erschwerend liegen die Ursachen sowohl in lokalen als auch in überregional wirkenden Sachverhalten begründet, und eine Interpretation muss stets artspezifisch und integrativ erfolgen.

**Tabelle 9: Abundanztrend zwischen 2006 und 2013 der ausgewählten Indikatorarten im April, Mai, Juni (Anfang und Ende), Juli und August im Jadebusen. =: kein Trend, ↑: ansteigender Trend, ↓: absteigender Trend. Detaillierte Trendbeschreibung im Ergebnisteil.**

	April	Mai	Anfang Juni	Ende Juni	Juli	August
<i>Pelagisch-anadrome Arten</i>						
<b>Finte</b>	↓	↓	=	=	↓	↑
<b>Flussneunauge</b>	↓	↓	↓	↓	↓	↓
<b>Stint</b>	↓	↓	↓	↓	↓	=
<i>Pelagisch-marine Arten</i>						
<b>Hering</b>	=	↓	↓	↓	↓	↑
<b>Sprotte</b>	↓	↓	↓	↓	=	↓
<b>Sardelle</b>	=	↓	=	↓	↓	↓
<i>Demersale Arten</i>						
<b>Scholle</b>	=	=	↓	↑	↓	↓
<b>Seezunge</b>	↓	=	↓	↓	↓	↓
<b>Flunder</b>	=	=	↓	↓	↓	=
<i>Benthopelagische Arten</i>						
<b>Wittling</b>	=	=	↑	↑	↓	↑
<b>Kabeljau</b>	↓	↓	↓	↑	=	

Für jede Art gibt es geeignete Orte und Zeitpunkte, um repräsentative Informationen zur Populationsdynamik zu erlangen. Die z. T. widersprüchlichen Abundanztrends über die Jahre in den einzelnen Monaten belegen diesen Umstand genauso wie die ausgeprägte Saisonalität der artspezifischen Abundanz und der Längenverteilung. Letztere illustriert, dass sich die unterschiedlichen Lebensstadien einer Art mitunter stärker voneinander unterscheiden als gleichaltrige Fische verschiedener Arten. Mit

der wiederholten Probennahme über die Saison wurde der Tatsache Rechnung getragen, dass ein oder wenige Erfassungstermine im Jahr niemals ausreichen können, um reale Bestandsveränderungen von einer zeitlichen Verschiebung des Auftretens unterscheiden zu können (Dänhardt & Vorberg 2012).

Langfristige Erhebungen gestatten Einblicke in die relativen Veränderungen z. B. der Abundanz oder anderer Populations- oder Gemeinschaftsparameter. Kurzfristige „Ausreißer“ (z. B. Wittlings- oder Kabeljau-Invasionen; Berghahn 1996) oder gleichbleibende Trends für das Gebiet eigentlich typischer Arten auf niedrigem Niveau (z. B. Flussneunaugen, Kabeljau) können nur vor dem Hintergrund ausreichend langer Datenreihen in ihrer ökologischen Bedeutung bewertet werden. Mit der Länge einer Datenreihe steigt ihr Wert, z. B. für eine systematische Gefährdungsanalyse und den Vergleich lang- und kurzfristiger Bestandstrends (Thiel et al. im Druck). Die Gewährleistung der langfristigen Fortführung ist daher ebenso eine Grundvoraussetzung für die Integrität der Datenreihen wie die methodische Konsistenz der Erhebungen.

#### *4.4 Bezug zu Bruterfolg und Kükenentwicklung der Flusseeeschwalben*

Die systematische Analyse von Langzeitdatenreihen von Räubern und ihrer Beute gewährt Einblick in ökologische Zusammenhänge, die sonst nicht sichtbar würden. Insbesondere saisonal aufgelöste Daten zur Zusammensetzung und Variabilität der Fischfauna gestatten die Interpretation eines der wichtigsten Elemente der Populationsdynamik der Flusseeeschwalben, des Bruterfolgs. Der Fokus auf pelagische Fische ist ein zentraler Wert dieser Erfassungen, da diese in den weitaus meisten anderen Monitoring-Programmen nicht repräsentativ erfasst werden. Schließlich ermöglicht die integrierte Betrachtung der saisonalen und interannuellen Abundanzentwicklung der Fische Schlussfolgerungen über die Ursachen demografischer und populationsökologischer Plastizität in einer der größten deutschen Flusseeeschwalbenkolonien (Dänhardt & Becker 2011b).

Anders als 2010, 2011 und 2012 gab es während der späten Kükenphase 2013 keine Periode mit stürmischem, wechselhaftem Wetter und niedrigen Temperaturen, was in den genannten Vorjahren einen noch höheren Bruterfolg verhindert hatte. Das Maximalgewicht, aber besonders das Ausfliegegewicht der Küken war 2013 geringer als in den genannten Vorjahren mit vergleichsweise gutem Bruterfolg, was darauf hinweist, dass die Nahrung für die jüngeren Küken während der linearen Wachstumsphase (in der die Wachstumsrate berechnet wird) ausreichend war, für die älteren Küken kurz vor dem Ausfliegen möglicherweise jedoch nicht. Während der frühen Kükenentwicklung liefern kleine Heringsartige offenbar noch genug Energie, für ältere Küken, deren Energiebedarf sich stetig dem der Adultvögel annähert, reichen kleine Heringe und Sprotten dann nicht mehr aus und alternative Beutetiere werden wichtiger. Im Vergleich mit den Mengenanteilen aus den Hamenfängen wurden Stinte überproportional häufig verfüttert, während heringsartige und kabeljauartige Beute seltener als (anhand der Hamenfänge) erwartet verfüttert wurden (Tabelle 8 und Abbildungen 8 A, 9 A & 10 A). In 2013 war später im Jahr eine Abnahme der Stintabundanz zu verzeichnen (Abbildung 8 A), einhergehend mit der Präsenz nur kleiner Heringe (Abbildung 9 B) und Sprotten (Abbildung 10 B). Durch einen Größenvergleich zwischen der Kükennahrung und der Fische aus den Netzfängen könnte diese Vermutung überprüft werden.

Eine Besonderheit des Berichtsjahres 2013 war wie bereits im Vorjahr die große Menge großer Heringe zur Balzzeit, was sich in einer guten Kondition der Altvögel und dem mit Abstand frühesten Legetermin seit Beginn der Aufzeichnungen niederschlug (P. H. Becker, unveröffentlicht).

Die charakteristischen Eigenschaften des Untersuchungsgebietes spiegeln sich in der Zusammensetzung der Fischfauna wider. Allerdings kann die Hamenfischerei nur in tiefen Prielen stattfinden, die zwar eine repräsentative Beprobung der Arten und Größenklassen der Beutefische der Seeschwalben gestatten. Erkenntnisse, die lediglich an zwei zumal dicht beieinander liegenden Fangstationen gewonnen wurden, reichen nicht aus, um generelle und für den gesamten Wattenmeerraum gültige Aussagen zu treffen. Daher sollten die vorliegenden Daten aus den Fischbeprobungen an der Jade möglichst im Kontext mit anderen Erhebungen interpretiert werden, sofern diese existieren und verfügbar sind. Dies gilt insbesondere für Fischarten, die das Wattenmeer nur für einen Teil ihres Lebenszyklus nutzen, was auf die Hauptbeutefische der Flusseeschwalben ausnahmslos zutrifft.

## 5. LITERATUR

- Becker, P. H. (1996) Flusseeeschwalben (*Sterna hirundo*) in Wilhelmshaven. Oldenburger Jahrbuch 96: 263–296.
- Becker, P. H. (1998): Langzeittrends des Bruterfolgs der Flusseeeschwalbe und seiner Einflussgrößen im Wattenmeer. Vogelwelt 119: 223–234.
- Becker, P.H., Frank, D. & Sudmann, S. R. (1993) Temporal and spatial pattern of Common Tern (*Sterna hirundo*) foraging in the Wadden Sea. Oecologia 93: 389–393.
- Becker, P. H., Troschke, T., Behnke, A. & Wagener, M. (1997) Flüge Küken der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*) verhungern während Hitzeperioden. Journal für Ornithologie 138: 171–182.
- Berghahn, R. (1996) Episodic mass invasions of juvenile gadoids into the Wadden Sea and their consequences for the population dynamics of brown shrimp (*Crangon crangon*). Marine Ecology 17 (1–3): 251–260.
- Bolle, L. J., Neudecker, T., Vorberg, R., Damm, U., Diederichs, B., Jager, Z., Scholle, J., Dänhardt, A., Lüersen, G. & Marencic, H. (2009) Trends in Wadden Sea fish fauna. Trilateral Cooperation (Part 1).C108/08. 69 Seiten.
- Breckling, P. & Neudecker, T. (1994): Monitoring the fish fauna in the Wadden Sea with stow nets (part 1): A comparison of demersal and pelagic fish fauna in a deep channel. Arch. Fish. Mar. Res. 42: (1), 3-15.
- Clarke, K. R. 1988. Detecting change in benthic community structure. In R. Oger (Hrsg.) Proceedings of invited papers, 14th international biometric conference, Namour, Belgium. S. 131–142.
- Clarke, K.R. (1993) Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18:117–143.
- Dänhardt, A. (2010) The spatial and temporal link between Common Terns *Sterna hirundo* and their prey fish in the Wadden Sea. Dissertation der Carl von Ossietzky-Universität Oldenburg & des Instituts für Vogelforschung “Vogelwarte Helgoland”, Wilhelmshaven, 127 Seiten.
- Dänhardt, A. & P. H. Becker (2008a) Die Bedeutung umweltbedingter Verteilungsmuster von Schwarmfischen für Seevögel im Ökosystem Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlussbericht des Projektes 53-NWS-41/04, Niedersächsische Wattenmeerstiftung, 248 Seiten.
- Dänhardt, A. & P. H. Becker (2008b) Hamenbefischung von Nahrungsfischen der Seeschwalben an der Jade. Fangergebnisse des Jahres 2008. Bericht an die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, 16 Seiten
- Dänhardt, A. & Becker, P. H. (2011a) Does small-scale vertical distribution of juvenile schooling fish affect prey availability to surface-feeding seabirds in the Wadden Sea? Journal of Sea Research 65: 247–255. doi:10.1016/j.seares.2010.11.002.
- Dänhardt, A. & Becker, P. H. (2011b) Herring and Sprat Abundance Indices Predict Chick Growth and Reproductive Performance of Common Terns Breeding in the Wadden Sea. Ecosystems 14: 791–803. DOI: 10.1007/s10021-011-9445-7.

Dänhardt, A. Fresemann, T. and Becker, P.H., 2010. To eat or to feed? Prey utilization of Common Terns *Sterna hirundo* in the Wadden Sea. *Journal of Ornithology*, DOI: 10.1007/s10336-010-0590-0.

Dänhardt, A. & Vorberg, R. (2012) Die räumlich-zeitliche Variabilität der Fischfauna im Wattenmeervor dem Hintergrund der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Analyse von Fischmonitoringdaten aus der Jade und dem Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Fachgutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz und des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein Buchholz in der Nordheide, 31. Juli 2012, 92 Seiten.

Dankers, N., Wolff, W. J., Zijlstra, J. J. (Hrsg.) (1978) Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Report 5 of the final report of the section "Fishes and fisheries" of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden. 157 S.

Eschmeyer, W. N. (Hrsg.) (2013): Catalog of Fishes – accessed on October 21<sup>st</sup> 2013. – <http://research.calacademy.org/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>

Europäische Kommission (2008) Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, MSRL). ABl. L 43 164 vom 25.6.2008, S. 19–40.

Europäische Kommission (2010) 2010/477/EU: Beschluss der 47 Kommission vom 1. September 2010 über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern. ABl. L 232 vom 2.9.2010, S. 14–24.

Fauchald P, Skov H, Skern-Mauritzen M, Johns D, Tveraa T (2011) Wasp-Waist Interactions in the North Sea Ecosystem. *PLoS ONE* 6(7): e22729. doi:10.1371/journal.pone.0022729

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., & Ryan, P. D. (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 Seiten.

Houde, E. D. (1987) Fish early life dynamics and recruitment variability. *American Fisheries Society Symposium* 2: 17–29.

Houde, E. D. 2008. Emerging from Hjort's Shadow. *Journal of the Northwest Atlantic Fisheries Science* 41: 53–70. doi:10.2960/J.v41.m634.

Jager, Z., Bolle, L. J., Dänhardt, A., Diederichs, B., Neudecker, T., Scholle, J., Vorberg, R. (2009) Fish. Thematic Report No. 14. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Hrsg.), 2009. Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.

Klose, K. (2009) Abstimmung der Paarpartner im Übergang zwischen Inkubation und Hudern bei Flussschwärben. Schriftliche Hausarbeit zur Prüfung für das Lehramt an Gymnasien.

Kruskal, J. B. (1964) Non-metrical multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29: 115-129.

de Leeuw, J. J., Dekker, W., Buijse, A. D. (2008) Aiming at a moving target, a slow hand fails! 75 years of fisheries management in Lake IJsselmeer (the Netherlands). *Journal of Sea Research* 60: 21–31.

Moran, M. D. (2003) Arguments for rejecting the sequential Bonferroni in ecological studies. *Oikos* 100 (2): 403-405.

Payne, M. R., Hatfield, E. M. C., Dickey-Collas, M., Falkenhaus, T., Gallego, A., Gröger, J., Licandro, P., Llope, M., Munk, P., Röckmann, C., Schmidt, J. O., and Nash, R. D. M. (2009) Recruitment in a changing environment: the 2000s North Sea herring recruitment failure. *ICES Journal of Marine Science* 66: 272–277.

Pörtner, H. O. & Knust, R. (2007) Climate Change Affects Marine Fishes Through the Oxygen Limitation of Thermal Tolerance. *Science* 315: 95-97.

Raab, K., Nagelkerke, L. A. J., Boérée, C., Rijnsdorp, A. D., Temming, A. & Dickey-Collas, M. (2011) Anchovy *Engraulis encrasicolus* diet in the North and Baltic Seas. *Journal of Sea Research* 65: 131–140.

Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M., Kloppmann, M., Schaarschmidt, T., Ubl, C. & Vorberg, R. (im Druck) Rote Liste der und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii und Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. 5. Fassung, Stand August 2013. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 70 (2): 11-76. Bundesamt für Naturschutz.

Zuur, A. F., Ieno, E. N. & Smith, G. M. (2007) *Analysing ecological data*. Springer, 672 Seiten.

## 6. ANHANG

**Tabelle I: Regressionsparameter (a und b), erklärte Varianz ( $r^2$ ), Stichprobengröße (n) und Standard-(SL) und Total (TL)-Längenbereich der gemessenen Fische zur Berechnung der Totallänge aus der Standardlänge.**

Art wissenschaftlich	Art trivial	a	b	$r^2$	n	Range SL (cm)	Range TL (cm)
<i>Agonus cataphractus</i>	Steinpicker	1,1461	0,0888	1,00	87	2,3-12,5	2,5-14,3
<i>Alosa fallax</i>	Finte	1,1865	0,0622	1,00	28	5,2-21,8	6,4-26,2
<i>Ammodytes tobianus</i>	Tobiasfisch	1,0909	0,1098	0,99	187	3,4-15,5	3,8-17,1
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	1,0106	0,1347	1,00	3	16,4-45	16,7-45,6
<i>Aphia minuta</i>	Glasgrundel	1,0864	0,3318	0,96	60	3,1-5,2	3,6-6,0
<i>Arnoglossus laterna</i>	Lammzunge	1,1369	0,1998	0,99	12	3,9-8,7	4,8-10,1
<i>Atherina presbyter</i>	Ährenfisch	1,16	0,0032	0,99	50	5,7-10,8	6,5-12,6
<i>Belone belone</i>	Hornhecht	1,0777	-0,0221	1,00	111	4,5-65,8	5,0-69,0
<i>Buglossidium luteum</i>	Glaszunge	1,0376	0,4312	0,99	12	3,4-8,0	4,1-9,4
<i>Callionymus lyra</i>	Gestreifter Leierfisch	1,2585	-0,5362	0,99	18	5,3-13,2	6,0-16,7
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	Roter Knurrhahn	1,1856	-0,0414	1,00	110	2,5-27,0	3,1-31,8
<i>Chelon labrosus</i>	Dicklippige Meeräsche	1,1269	-0,5348	0,90	12	10,5-14,9	12,4-17,8
<i>Ciliata mustela</i>	Fünf-bärtelige Seequappe	1,1201	0,0302	1,00	55	2,8-22,4	3,3-25,0
<i>Clupea harengus</i>	Hering	1,1479	0,2245	1,00	113	3,7-21,4	4,2-24,4
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Seehase	1,1624	0,3701	1,00	7	3,8-15,3	4,6-18,2
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Wolfsbarsch	1,1593	0,122	0,88	3	8,5-9,6	10,1-11,4
<i>Echichthys vipera</i>	Vipernqueise				2		
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Sardelle	1,128	0,1921	1,00	38	3,5-14,9	4,6-17,0
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljau	1,078	0,1777	1,00	128	2,9-38,4	3,2-41,8
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreistachliger Stichling	1,1001	0,3258	0,95	23	2,2-6,5	2,7-7,5
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Großer gefleckter Sandaal	1,0655	0,3238	1,00	32	5,3-21,0	6,0-22,7
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flussneunauge	1,0051	0,0972	1,00	11	9,4-31,9	9,6-32,2
<i>Limanda limanda</i>	Kliesche	1,176	0,1514	1,00	15	4,1-22,0	4,9-25,6
<i>Liparis liparis</i>	Großer Scheibenbauch	1,1153	0,0995	1,00	62	2,4-8,8	2,8-9,9
<i>Liparis montagui</i>	Kleiner Scheibenbauch	1,2053	-0,3178	0,98	8	3,1-4,9	3,4-5,8
<i>Merlangius merlangus</i>	Wittling	1,0777	0,2059	1,00	1160	2,6-26,3	2,9-28,5
<i>Microstomus kitt</i>	Rotzunge	1,1788	-0,0005	1,00	6	4,4-19,1	5,1-22,5
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Seeskorpion	1,1517	0,2555	0,99	18	2,6-17,3	3,2-20,4
<i>Osmerus eperlanus</i>	Stint	1,1484	0,1408	1,00	95	3,0-16,0	3,5-18,0
<i>Platichthys flesus</i>	Flunder	1,1721	0,1219	1,00	77	5,8-25,0	6,4-29,5
<i>Pleuronectes platessa</i>	Scholle	1,1819	0,1189	0,99	158	2,5-24,9	2,8-29,8
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sandgrundel	1,1891	-0,0754	0,99	11	3,3-6,0	3,9-7,0
<i>Psetta maxima</i>	Steinbutt	1,221	0,0574	1,00	10	1,4-18,0	1,8-21,6
<i>Scomber scombrus</i>	Makrele	1,0997	0,1443	1,00	9	4,0-33,8	4,5-37,4
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Glattbutt	1,0124	2,4289	0,99	7	7,9-31,2	9,6-33,6
<i>Solea solea</i>	Seezunge	1,1111	0,1067	1,00	98	4,0-30,3	4,3-33,2
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprotte	1,1828	-0,1424	1,00	139	2,4-11,4	2,8-13,3
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine Seenadel	1,0313	0,0723	1,00	5	6,4-14,0	6,6-14,5
<i>Trachurus trachurus</i>	Holzmakrele	1,0977	0,4282	1,00	62	1,3-23,2	1,8-25,2
<i>Trisopterus luscus</i>	Franzosendorsch	1,1109	0,0478	1,00	28	2,5-16,4	2,8-18,4
<i>Zoarces viviparus</i>	Aalmutter	1,0408	-0,2347	1,00	11	8,2-19,7	8,3-20,2

Tabelle II (fortgesetzt): Artenliste und aufwandskorrigierte Abundanz (Individuen \* 10 000 m<sup>-3</sup>) aufgeteilt nach Fangkampagnen und Hols. Bezogen auf alle Hols des Berichtsjahres 2013 sind die Stetigkeit und die artspezifische Dominanz angegeben.

Art wissenschaftlich	Art trivial	30.4./1.5.				5.& 6.6.				1./ 2.7.				22./ 23.7.				20./ 21.8.				Stetigkeit (%)	Dominanz (%)
		JBNPVIFV0074	JBNPVIFV0075	JBNPVIFV0076	JBNPVIFV0077	JBNPVIFV0078	JBNPVIFV0079	JBNPVIFV0080	JBNPVIFV0081	JBNPVIFV0082	JBNPVIFV0083	JBNPVIFV0084	JBNPVIFV0085	JBNPVIFV0086	JBNPVIFV0087	JBNPVIFV0088	JBNPVIFV0089	JBNPVIFV0090	JBNPVIFV0091	JBNPVIFV0092	JBNPVIFV0093		
<i>Agonus cataphractus</i>	Steinpicker	0,52	0,99	2,40	1,44	0,03	0,21	0,05	0,05	0,30	0,02	0,10									55	0,591	
<i>Alosa fallax</i>	Finte	0,20	0,09	0,44	0,28	0,06		0,05		0,03				0,02	0,54	0,05	0,11	3,51	2,35	7,64	4,24	75	1,896
<i>Ammodytes tobianus</i>	Tobiasfisch					0,13	0,21	0,03	0,33		0,07		0,03		0,02							35	0,078
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal		0,02																			5	0,002
<i>Aphya minuta</i>	Glasgrundel		0,02																			5	0,002
<i>Arnoglossus laterna</i>	Lammzunge		0,16	0,08	0,15																	15	0,038
<i>Belone belone</i>	Hornhecht					0,29	0,02		0,05	0,03	0,05		0,06								0,02	35	0,050
<i>Callionymus lyra</i>	Gestreifter Leierfisch		0,16		0,05																	10	0,020
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	Roter Knurrhahn			0,03			0,06	0,03	0,03	0,10	0,07	0,16	0,17		0,06	0,02	0,09	0,04	0,06	0,02	0,02	75	0,091
<i>Ciliata mustela</i>	Fünf-bärt. Seequappe							0,03														5	0,002
<i>Clupea harengus</i>	Hering	5,95	111,48	5,43	5,25	6,62	9,49	11,39	10,65	13,86	8,26	23,13	16,58	4,94	7,50	4,96	3,38	14,80	11,83	9,86	9,45	100	28,504
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Sardelle					0,32	0,08	0,51	0,10	0,13	0,05	1,49	0,28	0,28	0,59	0,46	0,13	0,02	0,16	0,02	0,04	80	0,451
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljau						0,02			0,73	0,11	0,44	0,23									25	0,148
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreist. Stichling	0,34	0,13	0,33	0,55	0,16	0,08		0,03					0,02	0,02	0,02	0,02					55	0,166
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Gr. gefl. Sandaal						0,02															5	0,002
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flussneunauge		0,11		0,03								0,03	0,02				0,02		0,06		30	0,026



Tabelle II: Fortsetzung.

Art wissenschaftlich	Art trivial	30.4./1.5.				5.& 6.6.				1./ 2.7.				22./ 23.7.				20./ 21.8.				Stetigkeit (%)	Dominanz (%)	
		JBNPVIFV0074	JBNPVIFV0075	JBNPVIFV0076	JBNPVIFV0077	JBNPVIFV0078	JBNPVIFV0079	JBNPVIFV0080	JBNPVIFV0081	JBNPVIFV0082	JBNPVIFV0083	JBNPVIFV0084	JBNPVIFV0085	JBNPVIFV0086	JBNPVIFV0087	JBNPVIFV0088	JBNPVIFV0089	JBNPVIFV0090	JBNPVIFV0091	JBNPVIFV0092	JBNPVIFV0093			
<i>Limanda limanda</i>	Kliesche		0,02	0,03																		10	0,005	
<i>Liparis liparis</i>	Großer Scheibenbauch		0,16			0,95	2,58	2,14	1,45	22,35	8,71	25,02	10,24	0,39				0,10	0,10	0,35	0,02	70	7,211	
<i>Liparis montagui</i>	Kleiner Scheibenbauch						0,17		0,03													10	0,019	
<i>Merlangius merlangus</i>	Wittling		0,13			0,10		0,18	0,10	32,69	18,42	37,60	43,30	3,87	2,62	6,94	0,61	5,32	5,41	11,46	1,39	80	16,450	
<i>Microstomus kitt</i>	Rotzunge		0,02							0,03												10	0,005	
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Seeskorpion	0,02	0,02	0,11					0,03	0,03			0,03	0,04		0,07					0,02	0,02	50	0,038
<i>Osmerus eperlanus</i>	Stint	4,22	2,53	3,33	3,43	15,44	12,66	8,73	21,21	17,67	7,61	14,54	13,94	9,00	23,10	27,89	19,76	10,76	11,02	11,83	6,85	100	23,739	
<i>Platichthys flesus</i>	Flunder	0,05	0,16	0,14	0,60	0,51	0,15	0,26	0,33	1,09	0,23	0,68	0,32	0,37	0,48	0,25	1,26	0,08	0,08	0,08	0,33	100	0,719	
<i>Pleuronectes platessa</i>	Scholle		0,07	0,14	0,08	0,10	0,02	0,71	0,43	2,51	0,67	6,61	2,22	0,35	0,35	1,77	0,65	0,23	0,61	0,79	0,24	95	1,794	
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sandgrundel	0,86	4,12	2,96	1,08	0,13	0,10	0,18	0,08	0,69	0,07	0,48	0,25	0,52	0,54	1,30	0,46	0,47	0,57	0,54	0,08	100	1,497	
<i>Psetta maxima</i>	Steinbutt				0,03															0,02		10	0,004	
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Glattbutt					0,03													0,02			10	0,005	
<i>Scomber scombrus</i>	Makrele																	0,14	0,49	1,21	0,53	20	0,228	
<i>Solea solea</i>	Seezunge	1,29	1,59	0,80	0,80	0,03	0,31	0,82	0,61	1,79	0,53	1,32	0,42	0,28	0,81	1,59	1,61	0,16	0,20	0,65	0,02	100	1,512	
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprotte	3,97	1,77	2,03	1,81	1,27	0,58	0,43	0,64	1,03	0,71		1,58	1,13	2,30	1,23	0,76	2,29	18,46	36,85	9,29	95	8,522	
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine Seenadel	0,10	0,43	0,14	0,20	0,06	0,42	0,43	0,25	2,18	0,48	2,45	0,53	0,43	0,39	0,50	0,37	2,97	17,44	31,30	1,96	100	6,096	
<i>Trachurus trachurus</i>	Holzmakrele																	0,02		0,02	0,04	15	0,008	
<i>Trisopterus luscus</i>	Franzosendorsch						0,02	0,03		0,07	0,02	0,04	0,03									30	0,020	
<i>Zoarces viviparus</i>	Aalmutter			0,03	0,03		0,02	0,03	0,08	0,03				0,13	0,04	0,16	0,04	0,04				55	0,060	

Tabelle III (fortgesetzt): Artenliste und aufwandskorrigierte Biomasse (g Nassgewicht \* 10 000 m<sup>-3</sup>) aufgeteilt nach Fangkampagnen und Hols. Bezogen auf alle Hols des Berichtsjahres 2013 ist die artspezifische Dominanz angegeben.

Art wissenschaftlich	Art trivial	30.4./1.5.				5.& 6.6.				1./ 2.7.				22./ 23.7.				20./ 21.8.				Dominanz (%)
		JBNPVIfv0074	JBNPVIfv0075	JBNPVIfv0076	JBNPVIfv0077	JBNPVIfv0078	JBNPVIfv0079	JBNPVIfv0080	JBNPVIfv0081	JBNPVIfv0082	JBNPVIfv0083	JBNPVIfv0084	JBNPVIfv0085	JBNPVIfv0086	JBNPVIfv0087	JBNPVIfv0088	JBNPVIfv0089	JBNPVIfv0090	JBNPVIfv0091	JBNPVIfv0092	JBNPVIfv0093	
<i>Agonus cataphractus</i>	Steinpicker	0,78	2,53	7,77	3,07	0,10	0,83	0,23	0,15	1,19	0,09	0,32									0,267	
<i>Alosa fallax</i>	Finte	23,01	0,76	30,59	11,10	1,18		0,64		0,46				0,04	0,98	0,05	0,17	23,23	14,28	48,56	26,08	2,835
<i>Ammodytes tobianus</i>	Tobiasfisch					1,30	2,54	0,38	3,86		1,10		0,20		0,19							0,150
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal		38,19																			0,598
<i>Aphya minuta</i>	Glasgrundel		0,02																			0,000
<i>Arnoglossus laterna</i>	Lammzunge		0,22	0,55	0,45																	0,019
<i>Belone belone</i>	Hornhecht					85,94	8,22		7,70	7,05	6,56		9,20									1,952
<i>Callionymus lyra</i>	Gestreifter Leierfisch		1,68		0,73																	0,038
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	Roter Knurrhahn			0,14			6,08	5,72	5,82	7,44	3,58	14,10	24,73		5,70	2,34	16,62	10,78	7,73	4,21		1,800
<i>Ciliata mustela</i>	Fünf-bärt. Seequappe							0,31														0,005
<i>Clupea harengus</i>	Hering	63,42		96,70	30,78	42,97	35,45	69,18	53,56	87,44	48,52	139,45	95,79	38,29	35,86	24,07	18,56	97,95	73,45	61,62	65,21	18,444
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Sardelle					4,11	1,52	9,60	2,87	2,65	1,03	32,92	5,72	7,57	14,48	10,19	3,03	0,02	0,81	0,46		1,518
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljau						0,04			1,79	0,37	1,00	0,71									0,061
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreistachliger Stichling	0,26	0,00	0,91	1,48	0,29	0,15		0,05					0,22	0,04	0,07	0,02					0,054
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Großer gefleckter Sandaal						0,10															0,002
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flussneunauge		0,13		0,38								0,54	0,41				0,49		2,29		0,066

Tabelle III: Fortsetzung.

<i>Art wissenschaftlich</i>	Art trivial	30.4./1.5.				5.& 6.6.				1./ 2.7.				22./ 23.7.				20./ 21.8.				Dominanz (%)
		JBNPVIFV0074	JBNPVIFV0075	JBNPVIFV0076	JBNPVIFV0077	JBNPVIFV0078	JBNPVIFV0079	JBNPVIFV0080	JBNPVIFV0081	JBNPVIFV0082	JBNPVIFV0083	JBNPVIFV0084	JBNPVIFV0085	JBNPVIFV0086	JBNPVIFV0087	JBNPVIFV0088	JBNPVIFV0089	JBNPVIFV0090	JBNPVIFV0091	JBNPVIFV0092	JBNPVIFV0093	
<i>Limanda limanda</i>	Kliesche		0,02	3,52																		0,055
<i>Liparis liparis</i>	Großer Scheibenbauch		0,16			1,94	4,18	4,11	3,46	74,91	30,64	77,51	35,06	1,17				0,33		1,33		3,676
<i>Liparis montagui</i>	Kleiner Scheibenbauch						0,08		0,03													0,002
<i>Merlangius merlangus</i>	Wittling		0,29			0,83		2,58	1,55	88,30	51,87	105,72	115,96	27,42		54,24	4,84	67,58	67,33	155,77	17,93	11,931
<i>Microstomus kitt</i>	Rotzunge		1,79							0,07												0,029
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Seeskorpion	0,92	0,58	5,96					0,86	0,07			1,47	0,96		0,16				0,08		0,173
<i>Osmerus eperlanus</i>	Stint	30,17	14,09	22,19	27,08	134,95	80,36	67,36	154,98	202,07	76,40	171,17	150,81	127,41		384,89	248,64	156,91	153,01	177,46	86,40	38,608
<i>Platichthys flesus</i>	Flunder	0,62	2,22	7,83	17,45	12,80	5,04	10,16	0,00	54,82	8,22	29,31	10,35	30,77	18,97	17,61	84,07	5,44	4,88	10,71	26,41	5,599
<i>Pleuronectes platessa</i>	Scholle		0,20	1,26	1,38	1,78	0,06	5,72	4,60	7,87	3,49	22,47	8,34	2,94	2,26	11,22	4,90	2,89	4,48	6,90		1,452
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sandgrundel	0,78	4,01	4,99	0,90	0,13	0,12	0,26	0,25	1,85	0,09	0,98	0,57	2,02	1,46	0,59	1,18	1,34	1,63	1,40		0,384
<i>Psetta maxima</i>	Steinbutt				0,70															3,58		0,067
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Glattbutt					11,59														14,02		0,401
<i>Scomber scombrus</i>	Makrele																	0,43	8,55	4,13		0,205
<i>Solea solea</i>	Seezunge	11,72	48,50	47,27	10,82	0,13	5,41	10,27	8,05	55,91	24,49	30,21	8,55	9,78	28,64	48,73	50,69	0,62	7,33	21,19		6,705
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprotte	17,07	5,09	10,73	5,96	4,77	3,19	1,81	3,02	4,40	3,05		7,92	4,89	10,55	5,32	3,38	3,20	22,44	32,04		2,330
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine Seenadel	0,05	0,22	0,14	0,15	0,03	0,27	0,23	0,13	2,18	0,41	2,27	0,42	0,43	0,43	0,59	0,37	1,36		8,87		0,291
<i>Trachurus trachurus</i>	Holzmakrele																	0,02		0,02		0,001
<i>Trisopterus luscus</i>	Franzosendorsch						0,02	0,10		0,69	0,05	0,38	0,17									0,022
<i>Zoarces viviparus</i>	Aalmutter			0,80			2,83	0,36	1,52	0,86				3,15	1,02	4,16	0,44	1,36				0,258