

**Bericht über die Zusammensetzung des Helgoländer Makrozoobenthos
im Vergleich historischer und aktueller Quellen**

**Klassifizierungsvorschlag nach der WRRL
und Empfehlungen zum Monitoring**

Dipl. Biol. Karin Boos

Dr. Cornelia Buchholz

Prof. Dr. Friedrich Buchholz (verantwortlich)

Dr. Lars Gutow

Im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek,
erarbeitet an der Biologischen Anstalt Helgoland – AWI, Helgoland

Inhaltsverzeichnis:

1. Einleitung	4
2. Das Untersuchungsgebiet	5
3. „Impacts“- Änderungen der Meeresumwelt	7
4. Material und Methoden – Beschreibung und Kritik	16
4.1. Datenerfassung	16
4.2. Datenstandardisierung	17
4.3. Datenevaluierung	19
5. Artenlisten und ihre Analyse	21
5.1. Tabellen	21
5.2. Die Helgoländer Austernbank	26
5.3. Der Standort Helgoland	26
5.3.1. Die Hydrozoen	27
5.3.2. Die Muscheln	28
5.3.3. Die Schnecken	28
5.3.4. Die Borstenwürmer	30
5.3.5. Die Krebse	32
5.4. Die Tiefe Rinne	33
5.4.1. Die Hydrozoen	33
5.4.2. Die Muscheln	34
5.4.3. Die Schnecken	35
5.4.4. Die Borstenwürmer	35
5.4.5. Die Krebse	36
6. Fallstudien	37
6.1. Die Helgoländer Austernbank	37
6.2. Der Gespenstkrebs	41
6.3. Eintrag auf Treibgut	42
6.4. Schwimmkrabben und weitere Einwanderer	44
6.5. Seepocken	45
6.6. Die Nordische Purpurschnecke	46
6.7. Der Helgoländer Hummer	49
7. Evaluierung der Wasserqualität und Feststellung der Wassergüte für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos	52
7.1. Darstellung des Bewertungsverfahrens zur Bestimmung des Gütezustandes	53
7.2. Benennung der relevanten „Impacts“	54
7.3. Beurteilung des Gütezustandes der Wasserqualität vor Helgoland	57
8. Empfehlungen für zukünftiges Monitoring	58
9. Schlussbemerkung	62
10. Literaturlisten	63
10.1. Literatur	63
10.2. Literatur für die Datenmatrix	70

11. Anhang

75

- 11.1. Vorkommen von Arten im historischen und im aktuellen Zeitraum
- 11.2. Daten-Arbeitsmatrix, elektronisch; Microsoft Excel

1. Einleitung

Will man die Güte eines aquatischen Lebensraumes einschätzen, so ist es sinnvoll, benthische Gemeinschaften genauer zu betrachten. In den Gemeinschaften des Makrozoobenthos etwa, finden sich diverse ökologische Gruppen und Arten mit unterschiedlichen physiologischen Charakteristika. Viele dieser Spezies haben eine mehrjährige Lebensdauer, so dass Veränderungen der Lebensbedingungen klarer nachgewiesen werden können, da viele Einflüsse/Beeinträchtigungen akkumulierend und erst mit zeitlichen Verzögerungen sichtbar werden. So können sich etwa anorganische und organische Stoffe über Jahre in längerlebigen Organismen anreichern und dann z.B. die Reproduktion behindern mit einem Effekt für die ganze Lebensgemeinschaft. Darüber hinaus sind die Organismen des marinen Makrozoobenthos häufig sessil oder nur eingeschränkt vagil und können einer Verschlechterung der Lebensbedingungen nicht effektiv und großräumig ausweichen.

Natürlich ist es geboten, den gesamten Lebensraum der Organismen zu betrachten und den Wechselwirkungen Beachtung zu schenken, die durch Veränderungen der Bodenbeschaffenheit aber auch durch die aus der Wassersäule eingetragenen Faktoren, wie Phyto- und Zooplankton als Futterorganismen, ausgelöst werden. Die Schwierigkeiten bei der Kenntlichmachung von anthropogenen Einflüssen auf das komplexe Beziehungsnetz der marinen (Benthos-) Gemeinschaften sind erkannt und wurden in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch systematische Verbesserung der Datenerhebung angegangen. Historische Daten aus dem 19. Jahrhundert wurden noch rein qualitativ, ohne Eile und Anspruch auf Vollständigkeit erhoben, in dem Glauben, das Meer sei unbegrenzt belastbar und unerschöpflich in seiner Regenerationskraft. Ein relativ schnelles Verschwinden von Arten durch anthropogenen Einfluss war lediglich durch die Jagd vorstellbar (zum Beispiel die Ausrottung des Riesenalks im Jahre 1844). Dennoch können, zumindest für einige Organismen, die historischen Daten analysiert werden und im Vergleich zu späteren Beobachtungen Aufschlüsse oder doch Hinweise auf Reaktionen der Lebensgemeinschaften gegenüber Umweltveränderungen beschrieben werden.

Die Schwierigkeiten und Unsicherheiten bei der Entscheidungsfindung zu einer Klassifizierung nach der WRRL werden im vorliegenden Bericht dargestellt und diskutiert. Dennoch ergeben sich aus der Gesamtschau der vorhandenen Literatur und eigenen langjährigen Beobachtungen im Untersuchungsgebiet eine Fülle von Argumenten, die die Entscheidung für die Einstufung des Küstengewässers N5 um Helgoland als **mäßig** unterstützen. Zu einer Objektivierung der Klassifizierung wurde der, gewöhnlich die

Artenidentität zweier Standorte beschreibende, Sørensen-Index auf zwei Zeiträume angewendet, den „historischen Zeitraum“ 1850-1950, und den „aktuellen Zeitraum“ von 1950 bis 2004.

2. Das Untersuchungsgebiet

Der marine Lebensraum ist unter anderem dadurch gekennzeichnet, dass scharfe Verbreitungsgrenzen für Organismen, wie sie z. B. auf dem Festland in Form von Höhenzügen oder Gewässern bestehen, häufig nicht existieren. Zahlreiche marine Organismen verbreiten sich während einer planktonischen Entwicklungsphase passiv als driftende Larven über zum Teil sehr weite Distanzen. Dies kann einen Austausch von Individuen zwischen scheinbar isolierten benthischen Populationen ermöglichen. In Regionen, die über große Distanzen gleichförmige Habitate aufweisen, dürfen einzelne Populationen oder Standorte somit nicht isoliert betrachtet werden. Sie müssen vielmehr stets im Zusammenhang mit Standorten gesehen werden, die als mögliche Produzenten oder Rezipienten von Individuen der jeweils betrachteten Art fungieren können. Nur so ist es möglich, Veränderungen und Dynamiken in Organismenbeständen verstehen und evaluieren zu können. Der Felssockel der Insel Helgoland in der Deutschen Bucht ist vor diesem Hintergrund ein Sonderfall, da er das einzige natürliche Hartsubstrat in der südöstlichen Nordsee darstellt, das von ausgedehnten Weichböden umgeben ist, die eine grundsätzlich andere Fauna und Flora aufweisen. Die nächsten natürlichen Hartsubstrate finden sich mehrere hundert Kilometer entfernt an den Küsten Großbritanniens und Norwegens. Für zahlreiche Organismen sind diese Entfernungen zu groß, um sie im Zuge der planktonischen Larvalentwicklung passiv mit den Meeresströmungen zu überbrücken. Somit müssen viele Helgoländer Populationen als weitgehend isoliert betrachtet werden. Dies lässt vermuten, dass der Standort Helgoland besonders anfällig für Störungen ist, da Verluste durch eventuelle natürliche oder anthropogene Störungen nur schwer oder gar nicht kompensiert werden können.

Für die vorliegende Evaluierung des Standortes Helgoland wurden die eu- und sublittoralen Habitate des Helgoländer Felssockels als ein einheitliches Habitat zusammengefasst betrachtet. Ökologisch-wissenschaftlich sind hier Bedenken durchaus berechtigt. Das Fehlen von Angaben über den genauen Fundort von Organismen (vor allem in älterer Literatur) machen jedoch eine weitere Differenzierung häufig unmöglich. Ferner ist diese für eine Beschreibung des Zustandes und der Entwicklung der Makrozoobenthosgesellschaft Helgolands nicht zwingend nötig.

Der Helgoländer Felssockel mit seiner Ausdehnung von rund 40 km² stellt das Kerngebiet der vorliegenden Untersuchung dar. Aufgrund ihrer wissenschaftlichen und sozialen bzw. ökonomischen Relevanz wurden zwei weitere sublittorale Standorte in die Betrachtung mit einbezogen, die sich nicht auf dem eigentlichen Felssockel befinden, wohl aber einen geographischen Bezug zur Insel aufweisen:

1. Die Helgoländer „Tiefe Rinne“ ist eine ca. 3 sm südlich von Helgoland gelegene Senke im Meeresboden von ca. 2-3 sm Breite und einer Länge von ca. 10 sm. Sie stellt ein Stück des ehemaligen Elbeurstromtals dar und erreicht eine Tiefe von rund 60 m. Damit ist sie die tiefste Senke in einem Gebiet, das ansonsten durch Wassertiefen von maximal 35 m gekennzeichnet ist. Schon früh wurde die ökologische und fischereiwirtschaftliche Bedeutung der Tiefen Rinne erkannt, so dass die Bodenfauna dieses Gebietes bereits zu Beginn der Meeresforschung auf Helgoland im 19. Jahrhundert Gegenstand von Untersuchungen war. Aufgrund ihrer bathymetrischen Struktur sind in der Tiefen Rinne zahlreiche Arten anzutreffen, die in den flachen Gewässern der Deutschen Bucht sonst nicht vorkommen, was dieses Gebiet zu einer ähnlich isolierten Struktur macht wie den Helgoländer Felssockel. Dieser besondere ökologische Status und die enge räumliche Beziehung zu Helgoland begründen die Einbeziehung der Tiefen Rinne in die vorliegenden Untersuchungen.

2. Die „Helgoländer Austernbank“ befand sich ca. 4 sm ESE von Helgoland auf der Position 54° 10' N; 08° 01' E. Sie umfasste ein Gebiet mit einer Fläche von etwa 0,8 km². Von Helgoland aus wurde auf der Austernbank vor allem in den Jahren 1875 bis 1886 eine intensive Austernfischerei betrieben, die maßgeblich zur Zerstörung dieses Lebensraumes beitrug, für dessen ehemalige Existenz sich heute kaum noch Anzeichen finden. Ähnlich wie das Helgoländer Hartsubstrat und die Tiefe Rinne war auch die Helgoländer Austernbank geographisch isoliert von den Austernbänken des Wattenmeeres. Der Standort veranschaulicht die Störungsanfälligkeit und Sensibilität isolierter Standorte. Dies und die große ökonomische Bedeutung der Austernbank für die Helgoländer Fischerei begründet die Einbeziehung dieses Gebietes in die vorliegenden Untersuchungen. Die Austernbank eignet sich sehr gut, um exemplarisch die Veränderung eines natürlichen Lebensraumes durch anthropogene Einflüsse zu dokumentieren.

Durch Einbeziehung dieser beiden Gebiete erstreckt sich der für diese Untersuchung definierte Standort „Helgoland“ etwa über das Gebiet des heutigen Naturschutzgebietes Helgoland erweitert um die Tiefe Rinne (54°07' – 54°15' N; 07°48' – 07°57' E) zuzüglich des isolierten Gebietes der ehemaligen Helgoländer Austernbank. Diese drei Untereinheiten

Um diese Frage beantworten zu können, müssen zunächst aus der Fülle der benthischen Tierarten solche herausgesucht werden, die sensibel und erkennbar auf bestimmte Umwelteinflüsse reagieren. Dafür sind Kenntnisse über die physiologische Reaktionsspanne der Arten notwendig, wozu es allerdings noch zu wenige Informationen gibt (siehe auch Heip & Craeymeersch, 1995). Ein anderer Ansatz besteht darin, ganze Lebensgemeinschaften mit und ohne anthropogene Belastungen in ihren Zusammensetzungen aber auch in ihren quantitativen Veränderungen zu betrachten.

Pearson et al. (1983, weitere Literatur dort) konnten in sechs Datensätzen für benthische Lebensgemeinschaften Veränderungen der Individuenzahlen diverser Arten abhängig vom Abstand zu einer Verschmutzungsquelle nachweisen. Die Daten waren in verschiedenen Studien unabhängig voneinander jeweils entlang eines deutlichen Verschmutzungsgradienten unterschiedlichen Charakters (Klärschlamm, Erdöl, anorganischer Abfall) erhoben worden. Sogar geringe Veränderungen der benthischen Gemeinschaften (z.B. im Gradienten des Ekofisk-Ölfeldes) wurden mit dieser Methode sichtbar (Gray & Pearson, 1982; Pearson et al. 1983). Aus ihrer Behandlung der Daten können die Autoren für jeden Standort jeweils eine charakteristische Gruppe sensibler Arten identifizieren, die für die Überwachung der Schadstoffwirkungen geeignet ist. Bei mehr diffuser Verschmutzung, kombiniert mit relativ zufälligen Orten der Probennahme sind dagegen klare Zuordnungen des Zustandes einer Population zum Verschmutzungsgrad des Wassers erheblich unsicherer.

Kröncke (1995) weist in ihrem Übersichtsartikel über die Langzeitveränderungen im Benthos der Nordsee, die sich nur auf Weichbodenfauna beziehen, auf die teilweise widersprüchlichen Ergebnisse hin. Als Veränderungen identifiziert sie für die Küstengebiete und die offene Nordsee einen Anstieg der Biomasse (2,5–4fach) und eine größere Abundanz der opportunistischen, kurzlebigen Arten wie kleiner Polychaeten, Muscheln und Stachelhäuter, während die Zahl der langlebigen sessilen Arten z.B. der Muscheln abnimmt (s. auch Racher, 1990). Eine wirklich eindeutige Rückführung der Veränderungen auf einen anthropogenen Einfluss ist nicht zu leisten, zumal verschiedene Faktoren wie Eutrophierung und Fischerei sowie Öl- oder ähnliche Verschmutzungen offenbar gleichgerichtete Veränderungen in den Benthosgemeinschaften zur Folge haben. Dazu sind die natürlichen Schwankungen des Klimas zu beachten, resultierend in höheren Oberflächentemperaturen des Wassers, die in der von Kröncke (1995) zitierten Literatur noch als gering eingeschätzt wurden: Eine globale Temperaturerhöhung ist mittlerweile bestätigt. Sie spiegelt sich in der signifikanten Erwärmung des Oberflächenwassers der Deutschen Bucht um 1,1°C im Jahresdurchschnitt (Wiltshire & Manly, 2004) in den letzten 40 Jahren wider. Als Folge der regionalen, in

diesem Falle nordatlantischen Veränderungen, trägt der NAO (North Atlantic Oszillation) Index seit 1988 ein positives Vorzeichen (z.B. Hurrell, 1995; Weisse & Rosenthal, 2003; ICES-Report, 2003). Mit „Nordatlantischer Oszillation“ wird der Luftdruckunterschied zwischen Azorenhoch und Islandtief benannt. Sind die Luftdruckgegensätze gering, hat der NAO Index (NAOI) ein negatives Vorzeichen, die Winter in Nordeuropa sind dann kalt und trocken. Stärkere Luftdruckgegensätze, ergeben einen positiven Index. Sie bewirken im Bereich Nordeuropas wärmere Winter sowie häufigere und stärkere Stürme. Ob diese Veränderungen lediglich einem natürlichen Zyklus folgen oder vom Menschen stark beeinflusst sind, ist noch nicht abschließend geklärt (Die Wind- und Strömungsverhältnisse der Helgoländer Lebensräume werden im parallel für das LANU erstellten Bericht über die Makrophytenvegetation ausführlich beschrieben und können auch als Hintergrundinformation für die Betrachtung des Makrozoobenthos dienen). Nachgewiesen ist, dass kurzzeitig auftretende Extremereignisse wie kalte Winter und Stürme oder auch Sauerstoffmangel, von Benthosgemeinschaften innerhalb von 2-3 Jahren überwunden werden können (Ziegelmeier, 1964; Rachor & Gerlach, 1978; Dethlefsen & Westernhagen 1983; Westernhagen et al., 1986; Niermann et al., 1990). Treten jedoch langfristige Veränderungen ein, wie wiederkehrend saisonale Temperaturverschiebungen infolge von Veränderungen des Luftdrucksystems (NAO), so sind auch Verschiebungen des Artenspektrums von Lebensgemeinschaften zu erwarten, die sich nicht schnell rückgängig machen lassen. Überlagern sich natürliche und schädliche anthropogene Effekte, so können abträgliche Entwicklungen, zum Beispiel hin zu einer geringeren Diversität der Lebensgemeinschaften, beschleunigt und in ihren Auswirkungen manifestiert werden. Um eine Chance auf Korrekturen der anthropogenen Einflüsse zu haben, ist die Betrachtung der Lebensgemeinschaften über lange Zeiträume, ergänzt durch Untersuchungen der Autökologie und physiologischen Leistungsfähigkeit von Zeigerorganismen (Schlüsselarten) notwendig.

Die Belastung der südlichen Nordsee mit **Nährstoffen** wie Phosphat und Nitrat ist zweifelsfrei nachgewiesen (Radach, 1989, 1991; Brockmann & Topcu, 2002). Zwischen 1950 und 1980 nahm der Eintrag von Stickstoff und Phosphor erheblich zu, gefolgt von einem weiteren starken Anstieg seit 1980. Dabei stammen ca. 70 % des Eintrags in die Deutsche Bucht aus den Flüssen, ein weiterer großer Anteil (weltweit ca. 33%) kommt auch aus der Atmosphäre (Brockmann et al., 2003). 1990 war das Phosphat wieder auf 50% der Menge von 1985 reduziert, der Stickstoffeintrag blieb dagegen bis heute weiter hoch, obwohl inzwischen der Beitrag der Landwirtschaft durch Düngung um 1/3 bis 2/3 pro Jahr gesenkt wurde. 1981 – 1983 führte die Eutrophierung und folgende Phytoplankton-Massenvermehrung zusammen

mit ungünstigen meteorologischen Bedingungen zu Sauerstoffmangelzuständen in der Deutschen Bucht.

Die benthisch-pelagische Kopplung von Nährstofffracht → Phytoplanktonblüten → Zooplankton → Zoobenthos mit einer 1 bis 2jährigen „lag“-Phase erscheint gut belegt (Pearson & Rosenberg, 1978; Buchanan, 1993; Townsend & Cammen, 1988; Frid et al., 1996) ebenso wie die gleichgerichteten Veränderungen der benthischen Lebensgemeinschaften auf beiden Seiten der Nordsee, die mit der Eutrophierung des Wassers in Zusammenhang gebracht werden können (Buchanan et al., 1974; Austen et al., 1991; Josefson et al., 1993). Temperatur und Salinitätseffekte können jedoch nicht völlig ausgeschlossen werden. Ein häufig angeführter Beleg für den Zusammenhang zwischen Eutrophierung und starker Vermehrung der Flagellaten im Phytoplankton bei Helgoland (Hickel et al., 1993) - sie machten den gesamten Zuwachs an Biomasse aus - ist nach einer eingehenden methodischen Überprüfung der seit 40 Jahren werktäglich erhobenen Daten nicht mehr haltbar (Wiltshire & Dürselen, 2004). Dieselben Daten aus direkten Zählungen widersprechen für den Standort Helgoland der von Edwards et al. (2002) postulierten Zunahme des Phytoplanktons in der Nordsee (Wiltshire & Manly, 2004). Edwards et al. (2002) werteten Daten des „Continuous Plankton Recorder“ über die Farbe der Proben aus. Die Verhältnisse an der Basis der Nahrungsketten können also nicht der historischen Analyse des Zoobenthos Helgolands dienen. Es gibt allerdings eine Reihe von Arbeiten, die die Menge des Zooplanktons zur Rekrutierung von Fischbeständen und klimatischen Veränderungen in Beziehung setzen (zit. in Wiltshire & Manly, 2004) und so oberhalb der Primärproduzenten einen Einfluss auch auf das benthische System wahrscheinlich machen.

Für das Wasser in der unmittelbaren Umgebung Helgolands ist hinsichtlich der Verfügbarkeit von Nährstoffen auch zu bedenken, dass erst 1988 eine Kläranlage in Betrieb genommen wurde und bis dato alle Abwässer ungeklärt im Nordosten der Insel ins Meer geleitet wurden. Trotz starker Tidenströme dürfte die biologische Nährstofffracht gelegentlich für eine gewisse Düngung gesorgt haben.

Während hohe Nährstoffkonzentrationen oder der Mangel an Nährstoffen über das Plankton einen mittelbaren Einfluss auf das Makrozoobenthos haben, können sich Verschmutzungen des Meerwassers durch Öl und Ölprodukte, schwermetallhaltige Abfälle und synthetisierte organische Chemikalien direkt auf Tiere des Benthos auswirken und durch die Schädigung besonders sensibler Arten auch das Artengefüge beeinflussen.

In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts, nach 1960 praktisch ausschließlich, wurden zunehmend Schiffe statt mit Dampfmaschinen mit Dieselantrieben ausgerüstet. Die meisten

Schiffe fahren aus Kostengründen mit stark schwefelhaltigem schwerem Heizöl. Erst 1999 wurde das Waschen der Treibstofftanks auf See vollständig verboten. Darüber hinaus wurden in der Nordsee in den 1960er Jahren eine große Anzahl von Gas- und Ölbohrinseln installiert, die zunächst ölhaltige Bohrschlämme verwendeten, was erst 1997 vollständig untersagt wurde. Obwohl durch Verbote die Öleinleitung in die Nordsee zwischen 1984 und 1993 bereits um ca. 60% reduziert werden konnte, werden bis heute zehntausende Tonnen **Öl** pro Jahr zum größten Teil illegal eingeleitet (Van Bernem, 2003). Massive Ölverschmutzungen von Felsküsten durch Schiffsunfälle sind nach ca. drei Jahren nur noch in Spuren nachweisbar. Die Folgen von Ölverschmutzung für Vögel sind offensichtlich und sehr gut dokumentiert während die chronische Belastung des Benthos durch Öl und daraus abgebaute Kohlenwasserstoffe wesentlich weniger medienwirksam ist aber doch die Überlebenschancen ganzer Arten gefährden kann. Wie Vashchenko (1980) referiert ist keine generelle Schädigung benthischer Organismen festzustellen jedoch wird, z.B., die Embryogenese des Seeigels *Strongylocentrotus nudus* durch chronische Belastung mit Kohlenwasserstoffen aus dem Ölabbau empfindlich gestört. Vorher hatten schon Lönning & Hagström (1975) teratogene Effekte in der Embryogenese von *Psammechinus miliaris* und *Paracentrotus lividus* infolge von Belastung mit wasserlöslichen Ölfractionen festgestellt. Von diesen Seeiegeln ist nur *Psammechinus miliaris* in der Tiefen Rinne Helgolands über 70 Jahre unvermindert häufig zu finden, während er in der Untersuchung von Möbius und Bütschli, (1875) selten beobachtet wurde. Daher dürfte seine ontogenetische Entwicklung hier nicht durch entsprechende Ölbestandteile gestört sein. Die Belastung des Helgoländer Seewassers liegt in diesem Fall wohl unterhalb der kritischen Konzentration.

1872/73	1936-38	1975	1989	1995
selten	häufig	regelmäßig	häufig	häufig

Auszug *Psammechinus miliaris* aus der Tabelle im Anhang

Kritischer sieht es im Falle des Helgoländer Hummers (*Homarus gammarus*) aus. Hier sind im Rahmen einer Doktorarbeit (Walter, 2005) Verhaltensänderungen der Hummer festgestellt worden, die durch geringe Konzentrationen von 10µg/l wasserlöslicher Erdölbestandteile ausgelöst wurden. Konzentrationen dieser Größenordnung kommen auch im Freiwasser vor. Unter dem Einfluss der aromatischen Kohlenwasserstoffe „vergaßen“ männliche Hummer die bereits ausgekämpfte Hierarchie und stellten sich zu erneuten Kämpfen. Der resultierende Energieverlust wird normalerweise durch das Erkennen des charakteristischen Duftes des

stärkeren Gegners und ein Ausweichen des schwächeren Tieres vermieden (s. auch Fallbeispiele).

Anorganische Schadstoffe wie **Schwermetalle** werden der Nordsee nicht nur über die Flüsse sondern auch in hohem Maße über die Atmosphäre zugeführt (bis 39 % Cd und 61 % Pb). Darüber hinaus gab es einen erhöhten Eintrag in den 1950er Jahren und lokal von 1961 bis 1980 durch das Verklappen von Hamburger Klärschlamm, was wahrscheinlich zu einer Faunenverarmung im Einzugsgebiet beigetragen hat (Rachor, 1977, 1980; Liebezeit, 2003). Von 1969 bis Ende 1989 wurde die mit Schwermetallen verunreinigte Dünnsäure aus der Titandioxid-Produktion im Seegebiet nordwestlich Helgolands verklappt, für weitere Nordseeanrainer war die Einbringung noch bis 1998 erlaubt. Die Einstellung beider Praktiken hat wesentlich zur Schadstoffreduktion in der Deutschen Bucht beigetragen (Albrecht & Schmolke, 2003). Erst ab ca. 1970, mit der Verbesserung der Nachweismethodik, können die Messungen der Schwermetallkonzentrationen im Wasser als zuverlässig angesehen werden. Im Wasser kommen sie in der Größenordnung von pmol/L vor. Abgelagert im Sediment, maximal gebunden an Feinsedimente sowie in Organismen, in denen sie über die Nahrungskette angereichert werden, sind Schwermetalle in wesentlich höheren Konzentrationen anzutreffen. Zwischen 1985 und 2000 gingen die Belastungen zurück, waren jedoch 2002 nach OSPAR Kriterien für Blei, Kupfer und Cadmium in der Miesmuschel *Mytilus*, einem idealen Indikatororganismus für Schwermetallbelastung, noch doppelt so hoch, für Quecksilber 6fach höher als der Hintergrund. Angesichts der Tatsache, dass Untersuchungen zum Beispiel des Bleigehaltes von *Mytilus* im Vergleich mehrerer Standorte für Helgoland, selbst innerhalb des Hafens, die niedrigsten Werte ergab (Schulz-Baldes, 1973), ist eine chronische Schwermetallbelastung der benthischen Organismen Helgolands in der Vergangenheit nicht wahrscheinlich. Obwohl Mollusken generell für die Anreicherung von Blei und Cadmium bekannt sind, ist daher die Abnahme von Artenzahl und Abundanz vieler „Helgoländer“ Mollusken (von 8 Nudibranchia sind bei mindestens 6 Arten die Funde stark zurückgegangen; von 11 Conchifera bei mindestens 6) wohl nicht auf eine Schädigung durch Schwermetallbelastung zurückzuführen.

Die Belastung der Nordsee mit **synthetischen organischen Chemikalien** ist hoch. Einige Stoffe, wie Polychlorierte Biphenyle (PCBs), Lindan (γ HCH) und Tributylzinn (TBT) wurden in den 1980ern und frühen 1990ern im Sediment und in Geweben verschiedener Tiere gut untersucht. In die Umwelt entlassen wurden die Pestizide der ersten Generation teilweise schon ab den 1930er Jahren, nach 1960 war es besonders viel des Insektizids DDT. Für andere Insektizide, z. B. Dimilin (Difluobenzuron), wurde selbst bei geringsten

Konzentrationen im Wasser eine starke Beeinträchtigung der Überlebensrate der Larvenstadien von Brachyuren nachgewiesen (Christiansen et al., 1978; Christiansen & Costlow, 1980; Clare et al., 1992).

Die Auswirkungen von Tributylzinn (TBT) besonders auf Mollusken werden unter den Fallbeispielen ausführlich dargestellt. TBT wirkt toxisch auf *Buccinum*, bewirkt Störungen des Immunsystems (Granulocytome) bei *Mytilus*, führt zu Schalendeformationen bei *Crassostrea* und zu Imposex bzw. Intersex bei *Nucella*, *Hydrobia* und *Littorina*.

Angeregt durch die Erfahrungen mit den hormonähnlichen Auswirkungen von TBT auf Gastropoden wurden weitere industriell anfallende Stoffe getestet und die Wirkung von Stoffen wie Bisphenol A (BPA), Nonylphenol u.a. als **Xenoöstrogene** nachgewiesen (Übersicht in Watermann et al., 2003; Hilgerloh & Michaelis, 2003). Da die Vielzahl der Zwischenprodukte, die bei industriellen Fertigungen oder Synthesen entstehen, unübersehbar ist und es praktisch unmöglich ist, ihre potentiellen Schadstoffwirkungen rechtzeitig zu erkennen, ist das Ziel der Europäischen Union die „zero emission“. Jedoch kann ein solches Ziel voraussichtlich nicht schnell erreicht werden und die erhöhte Aufmerksamkeit von Biologen in Monitoring Programmen ist essentiell, um Maßnahmen empfehlen zu können, die endgültige Schädigungen der biologischen Systeme zu verhindern helfen. TBT und Xenoöstrogene haben uns die zunächst sublethalen und im Endeffekt doch verheerenden Wirkungen selbst kleiner Schadstoffkonzentrationen im Wasser gelehrt. Helgoland könnte durch seine isolierte Lage und seine spezifische und doch im Vergleich zu anderen Felsküsten vergleichsweise übersichtliche Fauna eine Art „Wachturmfunktion“ für diesen schwierigen Teil des Naturschutzes haben. Beeinträchtigungen des Systems oder einzelner Arten sind hier bei entsprechendem Monitoring früher zu erkennen als in allgemein stärker belasteten Küstengebieten und an den langen, gegliederten Felsküsten anderer Nordseeanrainer.

Die weitreichenden historischen **Habitatveränderungen** mit dem Bau (1908-1916; 1936-1943) und dann im Versailler Vertrag beschlossenen Rückbau (1920-1922) der Helgoländer Hafenanlagen mit enormen Einträgen von Beton, Stahl, Holz und Sand sowie Bewegungen von Fels¹ dürften das Makrozoobenthos zumindest in der Nähe der Seebaustellen durchaus beeinträchtigt haben. Jedoch wurden schließlich auch neue, weniger exponierte, d.h. geschützte Lebensräume innerhalb der Häfen geschaffen (s. auch Bericht an LANU über Makrophytenvegetation Helgolands, 2004). Die intensive Bombardierung 1945, die Sprengung 1947 mit 6700 t Sprengstoff sowie die Bombardierungen in den folgenden 5

¹ Details in „Die Küste“, Archiv für Forschung und Technik an der Nord- und Ostsee 49, 1990

Jahren zerstörten nicht nur den Lebensraum der Menschen, sondern veränderten auch wesentlich die Unterwasserhabitate der Tiere. Zunächst waren keine Untersuchungen in dieser Hinsicht möglich. Nachdem die Insel 1952 wieder freigegeben war, wurden sehr schnell wieder biologische Erkundungen vorgenommen, die bereits in den 1950er Jahren veröffentlicht wurden (z.B. Ziegelmeier, 1957).

Eine wesentliche Störung des Lebensraumes der Weichbodengesellschaften in der Nordsee war in den letzten Jahrzehnten die intensive **Schleppnetz-** und **Baumkurrenfischerei** („Bottom-Trawls“; Überblick in Groenewold & Bergman, 2003). Bei der Häufigkeit und Dichte der Befischung mit 4-6 cm tief in den Boden eindringendem Scheuchgeschirr ist eine Erholung der gestörten Lebensgemeinschaften kaum möglich. Während Nutznießer der „Bottom-Trawls“, wie die Kliesche, die geschädigten Bodentiere ohne Mühe erbeutet und dann ein schnelleres individuelles Wachstum aufweist (Rachor & Schröder, 2003), kommen langsam wachsende, spät zur Geschlechtsreife gelangende Organismen (z.B. *Spisula solidissima*, *Macra corallina*) gar nicht erst oder nicht, wie im ungestörten Fall, mehrere Jahre lang zur Fortpflanzung, sondern werden vorher getötet. Tiere mit einjährigen Lebenszyklen wie kurzlebige Opportunisten unter den Polychaeten, kleine Muscheln und Schlangensterne (*Amphiura filiformis*) übernehmen nach und nach den Lebensraum. Dieser Effekt ist auch unter eutrophierten Bedingungen nachzuweisen, so dass zwischen beiden Einflüssen nicht unterschieden werden kann, es sei denn in von Fischerei freien Zonen. In der Tiefen Rinne Helgolands sind von 31 im 19. Jahrhundert beschriebener Muschelarten 24 nach 1950 nicht mehr nachgewiesen und 3 kommen nur noch in deutlich reduzierter Häufigkeit vor. Dazu gehören die großen *Ostrea edulis* und *Arctica islandica*. (siehe auch Nordheim et al., 2003). Auch kleine Arten wurden dezimiert jedoch ist heute die mittlere Größe der vorhandenen Muscheln um ca. ¼ kleiner als im historischen Zeitraum. Die intensive Fischerei mit „Bottom-Trawls“ hat hierzu mit großer Sicherheit beigetragen.

Es gibt Hinweise, ist jedoch noch nicht abschließend untersucht, dass bei Helgoland eine Verschiebung der Fischbiomasse von den größeren, kommerziell wichtigen Arten wie **Dorsch** und Seezunge zu kleineren Formen, darunter den Sandaalen (*Ammodytes*), stattgefunden hat. Diese Verschiebung kann die wesentliche Ursache für die starke Zunahme der Helgoländer Brutvogelkolonien (Hüppop, 1997) sein. Da sich darüber hinaus herausstellt, dass auch die Seehunde eher auf kleinere Fische spezialisiert sind (Adelung et al., pers. Komm.), kann auch hier ein ursächlicher Zusammenhang in Bezug auf zunehmende Zahlen der Seehund- und Kegelrobbenbestände bestehen. Im engen Nahrungsnetz zwischen Makrozoobenthos und

demersalen Fischen müsste das Fehlen des Dorsches nach langer Überfischung in der Nordsee (Lozán & Zimmermann, 2003) sich nicht nur in einer Zunahme der Sandaale sondern auch auf die großen Benthostiere auswirken. Als es noch große Dorsche auf dem Felssockel Helgolands gab, dürften sie auch die von anderen demersalen Fischen nicht mehr zu bewältigenden Krebse, z. B. größere Brachyuren, gefressen haben. Aus unseren gesammelten Daten sind solche Auswirkungen nicht zu entnehmen, auch 2002 wurde etwa der Taschenkrebs (*Cancer pagurus*) im Eulittoral nur selten gesichtet. Aus den Berichten der Helgoländer Fischer geht jedoch hervor, dass die Taschenkrebse in den 1980er und frühen 1990er Jahren stark zunahmen und seit ca. 10 Jahren gleich häufig geblieben sind. Dies erfolgte trotz intensiver Vermarktung der Kriebsscheren („Knieper“).

Die Probleme durch Nähr- und Schadstoffeinträge sowie durch Fischerei werden von weiteren Veränderungen der Meeresumwelt begleitet, die nicht unbedingt anthropogenen Ursprungs sind: Für Helgoland sind neben der **Temperaturerhöhung** des Oberflächenwassers um 1,1°C seit 1962 eine Erhöhung des **Salzgehaltes** um 0,3 und eine Vergrößerung der **Secchi-Tiefe** um 1-2 m festgestellt worden (Wiltshire & Manly, 2004). Wahrscheinlich sind die letzten beiden Phänomene Folgen eines erhöhten Einstroms nordatlantischen Wassers. Von Wiltshire und Manly (2004) wurde auch zum ersten Mal eine die Erwärmung begleitende Verschiebung in der **Phytoplankton Sukzession** belegt, die „Mismatches“ mit den auf diese Nahrungsquelle abgestimmten Lebenszyklen von Organismen höherer Trophiestufen des Nahrungsnetzes aus dem Benthos erwarten lassen. Die genauen Wege und das Maß der Beeinflussung müssen noch intensiver untersucht werden. In den flachen Meeresgebieten nördlich von Norderney haben Kröncke et al. (1998, 2001) bereits einen Anstieg der Arten- und Individuenzahl sowie der Biomasse der Bodenfauna insbesondere der Polychaeten gefunden. Die Autoren führen das auf den winterlichen Anstieg der Temperaturen des Oberflächenwassers seit 1988 und die Habitatveränderungen durch zunehmende Stürme zurück, beides als Folgen des positiven NAOI.

Die Entwicklung hin zu mehr ozeanischen Verhältnissen dürfte hinsichtlich des Salzgehaltes noch nicht zu wesentlichen Änderungen der Fauna führen. Jedoch lässt die größere Durchsichtigkeit des Wassers bei ausreichender Nährstoffversorgung eine intensivere Photosynthese und damit eine stärkere Entwicklung nicht nur der Mikro- sondern auch der Makroalgen zu. Verbunden mit milden Wintern könnte ein nach 1988 auffälliger Einwanderer, *Sargassum muticum* (Bartsch & Tittley, 2004), sich stark vermehren und allein durch die Abdeckung eulittoraler Biotope eine Verschiebung der Artengemeinschaft des Zoobenthos bewirken. Die Konkurrenz zu *Halidrys siliquosa* beeinflusst das Vorkommen der

epibenthischen Tiere offenbar zunächst nicht, auf beiden Algen findet sich das gleiche Artenspektrum (Wernberg et al., 2004).

Das Phänomen tierischer **Einwanderer**, ihre Einflussnahme auf die endemischen Lebensgemeinschaften und ihre Überlebenschancen werden im Zusammenhang mit konkreten Fallbeispielen behandelt. Früher als unbedeutend eingeschätzt, bildet in großem Maße der treibende **Müll** auf den Weltmeeren ein Übergangshabitat, welches geeigneten Arten neue Möglichkeiten der geographischen Verbreitung liefert. Kombiniert mit klimatischen Effekten kann die Artenzusammensetzung in weit entfernten Arealen durch Einwanderer modifiziert werden und neue Konkurrenzen entstehen. Die Fallbeispiele dieses Berichtes illustrieren diese Möglichkeit am konkreten Fall von *Idotea metallica*.

4. Material und Methoden – Beschreibung und Kritik

4.1 Datenerfassung

Um ein Profil der Helgoländer Makrozoobenthosgemeinschaft zu erstellen und ihre historischen Veränderungen zu beschreiben, wurden insgesamt 61 Literaturquellen aus den Jahren 1847 bis 2004 bezüglich der Nennungen von Makrozoobenthosarten und deren jeweiligen Abundanzen gesichtet, um anhand dieser Daten eine umfangreiche Datenbank zu erstellen. Dabei dienten bereits 29 im Auftrage des LANU gesammelte Literaturquellen (Phillip Schubert, 2004) als Basis wurden jedoch durch 32 weitere ergänzt. Die bereits in eine Liste eingegebenen Daten wurden nach genauerer Festlegung der Untersuchungsgebiete auf diese Bereiche hin überprüft und gegebenenfalls ergänzt oder nicht weiter berücksichtigt. Insgesamt waren unter den verwendeten Arbeiten 50 Originalartikel und 9 Examensarbeiten sowie 2 sonstige Quellen. Arbeiten wurden nicht berücksichtigt, wenn z.B. die Abundanzangaben nach eigenen Erfahrungen offensichtlich unrealistisch waren oder die Angaben der Autoren auch von anderen Wissenschaftlern als nicht zuverlässig eingeschätzt wurden (z.B. Dalla Torre 1889, siehe Kommentare in Heincke 1894). Zusätzlich wurden bei der Beschreibung der zeitlichen Populationsentwicklung von Arten wie zum Beispiel dem Helgoländer Hummer Informationen von Helgoländer Fischern sowie eigene unveröffentlichte Beobachtungen verarbeitet. Anhand der gewonnenen Daten wurden Artenlisten für das Helgoländer Makrozoobenthos für den historischen Zeitraum von 1850 bis 1950 und für den aktuellen Zeitraum von 1951 bis heute erstellt.

Da in älteren Untersuchungen Angaben zum genauen Zeitpunkt und Ort der Probennahme häufig fehlten, wurden diese Informationen aus neueren Arbeiten ebenfalls nicht

berücksichtigt. Um einen Vergleich historischer mit neueren Daten zu ermöglichen, wurden Sammelstellen, Untersuchungen zu verschiedenen Jahreszeiten sowie unterschiedliche Methoden (Sammeln im Felswatt bei Niedrigwasser, Tauchen) zusammengefasst.

Da im Laufe der Jahrzehnte in vielen taxonomischen Gruppen die Benennung von Arten revidiert wurde, wurde in der vorliegenden Arbeit konsequent versucht, anhand verschiedener Internetdatenbanken (ITIS, ERMS, TNS, Google) stets den aktuell gültigen Artnamen zu identifizieren. Häufig konnte kein aktuell gültiger Name zugeordnet werden, so dass in diesen Fällen mit den ungültigen Namen gearbeitet wurde. Diese sind in den erstellten Tabellen und im elektronischen Anhang entsprechend gekennzeichnet.

4.2 Datenstandardisierung

Da wirklich quantitative Untersuchungen für das Helgoländer Makrozoobenthos rar sind, ist es auch für kontinuierlich erwähnte Arten schwierig, den zeitlichen Verlauf der Abundanz nachzuvollziehen. Allerdings liegen häufig auch in den alten Publikationen Kommentare vor, die eine grobe Einschätzung des subjektiven Eindrucks des Autors von der Häufigkeit der jeweiligen Art zulassen. Die Herausforderung der vorliegenden Untersuchung bestand nun darin, diese subjektiven Abundanzangaben in ein System zu überführen, das alle vorliegenden Häufigkeitsangaben in ein einheitliches Format bringt und somit vergleichbar macht. Hierzu wurden aus allen Publikationen alle Arterwähnungen mit ihren jeweiligen Häufigkeitsangaben in eine Datenmatrix eingegeben. In einer Gruppe von drei Personen wurden die verbalen Häufigkeitsangaben dem Sprachverständnis folgend den folgenden 6 Häufigkeitskategorien zugeordnet:

0	nicht vorhanden
1	vereinzelt
2	selten
3	regelmäßig
4	häufig
5	sehr häufig

Für einige Darstellungen wurden den Kategorien Farben zugeordnet.

Ebenso mussten aber auch objektive Abundanzangaben (Anzahl der Individuen pro m², Anzahl der Stationen auf denen die jeweilige Art gefunden wurde, Deckungsgrad usw.) aus quantitativen oder semi-quantitativen Arbeiten diesen Kategorien zugeordnet werden. Wurde

eine Häufigkeitsangabe verwendet, die sich mit einer der oben aufgeführten Kategorien deckte, so wurde diese direkt verwendet, da der Autor in diesem Fall explizit beschreibt, dass die entsprechende Art z.B. „häufig“ vorkam.

Zweifellos birgt diese Methode eine der Wissenschaft im Optimalfall nicht eigene Subjektivität. Die Grenzen zwischen den Kategorien wurden mehr oder weniger willkürlich gesetzt, was vor allem dann kritisch war, wenn ein Autor echte Zahlenwerte für die Abundanzen angab. Außerdem war es häufig unumgänglich, bei der Kategorisierung die Größe der Organismen zu berücksichtigen. So wurden große Tiere wie z.B. Wellhornschnecken bei geringerer absoluter Abundanz einer höheren Kategorie zugeordnet als beispielsweise sehr kleine Polychaeten.

Zwischen zeitlich eng benachbarten Untersuchungen, teilweise sogar im selben Jahr, ergaben sich mehrfach große Unterschiede in unseren Abundanzkategorien. Es stellte sich heraus, dass es meist Tauchuntersuchungen waren, die deutlich höhere Abundanzangaben für eine Art machten. Die Daten wurden jedoch unverändert im Pool belassen.

Ein weiteres Problem stellen „Schwerpunktarbeiten“ dar, die sich nur mit einer Tiergruppe befassen (Bsp.: „Die Amphipoden Helgolands“). Die Häufigkeitsangaben für eine Art müssen in solchen Arbeiten meist als relativ zu den anderen Arten der untersuchten Gruppe aufgefasst werden. Dabei werden die Häufigkeiten von Arten, die nicht in der Untersuchung berücksichtigt werden, vernachlässigt. So muss beispielsweise der „häufigste Amphipode Helgolands“ nicht auch zwangsläufig ein häufiges Element der Helgoländer Artengemeinschaft sein.

Es stellte sich jedoch heraus, dass alle drei Bearbeiter unabhängig voneinander die jeweiligen Häufigkeitsangaben der Autoren sehr ähnlich einschätzten, was als eine Bestätigung der Methode angesehen wurde. Die vollständige Datenmatrix mit den jeweiligen Häufigkeitsangaben und den von uns zugeordneten Häufigkeitskategorien ist dieser Studie in elektronischer Form beigefügt.

Im Anschluss wurden die Matrixeinträge der einzelnen Arten nach dem Untersuchungsjahr geordnet, wodurch der zeitliche Verlauf der Häufigkeit sichtbar wurde. Wurde in einer Publikation das Untersuchungsjahr nicht explizit erwähnt, so wurde das Jahr der Publikation zugrunde gelegt.

4.3 Datenevaluierung

Die Ähnlichkeit (%) der qualitativen Artenzusammensetzungen der beiden Zeiträume wurde für die verschiedenen Großgruppen (Klassen, Ordnungen) anhand des Sørensen-Index (Braun-Blanquet, 1964) beschrieben, der sich wie folgt errechnet:

$$I_s = \left(\frac{2N_{AB}}{N_A + N_B} \right) 100$$

Dabei ist: N_A = alle in Zeitraum A vorkommenden Arten; N_B = Alle in Zeitraum B vorkommenden Arten und N_{AB} = alle sowohl in Zeitraum A als auch in Zeitraum B vorkommenden Arten.

Zeitliche Populationsentwicklungen wurden für Arten beschrieben, für die über einen aussagekräftigen, längeren Zeitraum quantitative Daten vorlagen.

Die Evaluierung des aktuellen Zustandes der Makrozoobenthosgemeinschaft Helgolands kann nur über einen Vergleich mit historischen Daten erfolgen. Da auf Helgoland bereits in der Mitte des 19. Jahrhunderts biologische Forschung betrieben wurde, stehen zahlreiche alte Publikationen zur Verfügung, die einen Einblick in die historische Artenzusammensetzung Helgolands gewähren. Ein grundlegendes Problem bei der Rekonstruktion des historischen Zustandes ist die Unvollständigkeit der historischen Artenlisten. Die Untersuchung des Makrozoobenthos erfolgte nicht nach modernen Methoden, mit denen systematisch versucht wird, die Artenzusammensetzung zu einem bestimmten Zeitpunkt möglichst vollständig darzustellen. Vielfach wurden katalogartig Arten aufgelistet, die von dem jeweiligen Autor im Freiland oder gar in Archiven alter Alkoholproben unbekanntes Fundortes und –zeitpunktes gefunden worden sind. Vereinzelt wurden auch Arten erwähnt, von denen der Autor fixierte Einzelexemplare von einem Kollegen zugeschickt bekam, die dieser während eines nicht genauer datierten Helgolandaufenthaltes gesammelt hatte. Diese Listen haben keinen Anspruch auf Vollständigkeit, was von einigen Autoren auch explizit erwähnt wird. Somit kann anhand dieser alten Publikationen der historische Zustand des Makrozoobenthos Helgolands nicht verlässlich rekonstruiert werden. Wohl aber können zahlreiche intraspezifische Veränderungen aufgezeigt werden, von denen (zunächst jedoch noch recht grob) auf den Zustand der gesamten Artengemeinschaft geschlossen werden kann. So belegt das spätere Fehlen einer Art aus einer früheren Liste verlässlich eine qualitative Veränderung der Artenzusammensetzung. Das heutige Auftreten einer Art, die in den historischen Listen

unerwähnt bleibt, kann hingegen nicht verlässlich als eine Veränderung der Artenzusammensetzung gewertet werden, da aus den genannten Unzulänglichkeiten alter Arbeiten keine sichere Information über das Vorhandensein dieser Art zu einem früheren Zeitpunkt vorliegt. Dennoch stellt der Vergleich der Ergebnisse neuerer Untersuchungen mit den alten Artenlisten gegenwärtig das einzige Werkzeug zur Bewertung des aktuellen Zustandes dar. Bei dieser Bewertung ist den Autoren die Unsicherheit der getroffenen Aussage bewusst.

Wirklich systematische Untersuchungen von Benthosgemeinschaften liegen für Helgoland erst für das 20. Jahrhundert vor (z.B. Caspers, 1938, 1950, Janke, 1984, Reichert, 2002). Offensichtlich wurde erkannt, dass nur eine möglichst vollständige Erfassung der Gemeinschaften mit all ihren Elementen Reaktionen auf natürliche oder anthropogene Umweltveränderungen verlässlich aufzeigen kann. Ein entscheidender Schritt war hierbei sicherlich die Einführung der Statistik für die Analyse der zeitlichen und räumlichen Variabilität von Gemeinschaften. Statistische Methoden erfordern jedoch die quantitative Erfassung der Elemente einer Benthosgemeinschaft. Wichtige ökologische Prozesse äußern sich nicht nur qualitativ durch das Verschwinden oder Auftreten von Arten. Vor allem quantitative Veränderungen in den absoluten und relativen Abundanzen der einzelnen Faunenelemente zeigen häufig Reaktionen der Benthosgemeinschaften auf die Variabilität der Umwelt auf. Nur unter Einbeziehung der quantitativen Veränderungen der einzelnen Arten können Entwicklungen früh erkannt werden, die auf die Wirkung eines „Impact“ auf eine Art (und somit auf die Artengemeinschaft) hinweisen. Unterschiedlich starke intraspezifische Abundanzänderungen erlauben die Korrelation mit „Impacts“ unterschiedlicher Intensität, um so den Ursache-Wirkung-Zusammenhang aufzuzeigen und geeignete Arten bzw. taxonomische Gruppen für ein effizientes Umweltmonitoring zu identifizieren.

5. Artenlisten und ihre Analyse

Auf den folgenden Seiten finden sich zusammenfassende Tabellen 1-3, die die Anzahl aller gefundenen Arten in größeren taxonomischen Gruppen ausweisen. Für die bessere Vergleichbarkeit der drei Standorte Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T) sind die taxonomischen Bezeichnungen für alle Listen gleich aufgeführt, auch wenn es für einen Standort keine Angaben (k.A.) zu einer Gruppe gibt.

Tabelle 4 zeigt für die Standorte Helgoland und Tiefe Rinne die Abundanzänderungen für solche Molluskenarten, für die mehr als zwei Nachweise über die Zeit vorlagen. Die große zeitliche Lücke zwischen 1894 und 1936 ist durch zwei Striche angedeutet.

5.1 Tabellen

k.A. keine Angaben in der Literatur

Tab. 1: Anzahl aller gefundenen Arten am Standort Austernbank (A) aufgeschlüsselt nach historischem und aktuellem Zeitraum (die Zahl in Klammern beschreibt die Anzahl der ungültigen Arten innerhalb der jeweils genannten Artenzahl) sowie die Angabe des Sørensen-Index als Maß für die Ähnlichkeit der Artendiversität zwischen dem historischen und dem aktuellen Zeitraum (Angabe in %)

Taxonomische Großgruppen		1850-1950	1950-2004	ANZAHL GEMEINSAMER ARTEN	SØRENSEN INDEX	
		A	A	A	A	
Porifera		2	k.A.	-	-	
Cnidaria	Anthozoa	7	k.A.	-	-	
	Scyphozoa	k.A.	k.A.	-	-	
	Hydrozoa	33 (8)	k.A.	-	-	
Plathelminthes		2	k.A.	-	-	
Nemertea		2	k.A.	-	-	
Mollusca	Polyplacophora	1	k.A.	-	-	
	Gastropoda	21 (6)	k.A.	-	-	
	Bivalvia	29 (5)	k.A.	-	-	
Sipunculida		1	k.A.	-	-	
Kamptozoa		1	k.A.	-	-	
Echiurida		k.A.	k.A.	-	-	
Annelida	Polychaeta	37 (2)	k.A.	-	-	
	Oligochaeta	k.A.	k.A.	-	-	
	Hirudinea	k.A.	k.A.	-	-	
Chelicerata		Pantopoda (Pygogonida)	2	k.A.	-	-
Crustacea	Cirripedia	3	k.A.	-	-	
	Tanaidacea	k.A.	k.A.	-	-	
	Cumacea	1	k.A.	-	-	
	Mysidacea	k.A.	k.A.	-	-	
	Isopoda	k.A.	k.A.	-	-	
	Amphipoda	4	k.A.	-	-	
	Decapoda	16	k.A.	-	-	
Insecta		k.A.	k.A.	-	-	
Priapulida		k.A.	k.A.	-	-	
Tentaculata	Phoronida	2	k.A.	-	-	
	Bryozoa	5	k.A.	-	-	
	Brachiopoda	k.A.	k.A.	-	-	
Echinodermata	Asteroidea	3	k.A.	-	-	
	Ophiuroidea	4	k.A.	-	-	
	Echinoidea	3	k.A.	-	-	
	Holothuroidea	k.A.	k.A.	-	-	
Tunicata		Ascidacea	1	k.A.	-	-

Tab. 2: Anzahl aller gefundenen Arten am Standort Helgoland (H) aufgeschlüsselt nach historischem und aktuellem Zeitraum (die Zahl in Klammern beschreibt die Anzahl der ungültigen Arten innerhalb der jeweils genannten Artenzahl) sowie die Angabe des Sørensen-Index als Maß für die Ähnlichkeit der Artendiversität zwischen dem historischen und dem aktuellen Zeitraum (Angabe in %)

Taxonomische Großgruppen		1850-1950	1950-2004	ANZAHL GEMEINSAMER ARTEN	SØRENSEN INDEX
		H	H	H	H
Porifera		8	25 (2)	5	30,3
Cnidaria	Anthozoa	10	11	5	47,6
	Scyphozoa	k.A.	2	-	-
	Hydrozoa	61 (20)	38 (4)	21	42,4
Plathelminthes		32 (16)	1 (1)	-	0,0
Nemertea		4 (3)	13	1	11,8
Mollusca	Polyplacophora	2	2	1	50,0
	Gastropoda	88 (16)	62 (4)	41 (3)	54,7
	Bivalvia	63 (7)	29 (2)	25 (2)	54,3
Sipunculida		k.A.	1	-	-
Kamptozoa		k.A.	2 (1)	-	-
Echiurida		k.A.	k.A.	-	-
Annelida	Polychaeta	74 (14)	70 (2)	23	31,9
	Oligochaeta	2 (2)	1	0	0,0
	Hirudinea	1 (1)	k.A.	-	-
Chelicerata	Pantopoda (Pygogonida)	9 (1)	8	6	70,6
Crustacea	Cirripedia	16 (8)	6	3	27,3
	Tanaidacea	k.A.	1	-	-
	Cumacea	14 (1)	1	1	13,3
	Mysidacea	8	1	0	0,0
	Isopoda	8 (2)	7	4	53,3
	Amphipoda	61 (13)	28 (1)	19 (1)	42,7
	Decapoda	22 (7)	17	12	61,5
Insecta		k.A.	3	-	-
Priapulida		k.A.	k.A.	-	-
Tentaculata	Phoronida	2 (1)	k.A.	-	-
	Bryozoa	22 (7)	46 (1)	12	37,3
	Brachiopoda	1 (1)	k.A.	-	-
Echinodermata	Asteroidea	5	2	2	57,1
	Ophiuroidea	5	3	3	75,0
	Echinoidea	4	2	1	33,3
	Holothuroidea	3	k.A.	-	-
Tunicata	Ascidacea	14 (5)	19	6	36,4

Tab. 3: Anzahl aller gefundenen Arten am Standort Tiefe Rinne (T) aufgeschlüsselt nach historischem und aktuellem Zeitraum (die Zahl in Klammern beschreibt die Anzahl der ungültigen Arten innerhalb der jeweils genannten Artenzahl) sowie die Angabe des Sørensen-Index als Maß für die Ähnlichkeit der Artendiversität zwischen dem historischen und dem aktuellen Zeitraum (Angabe in %)

Taxonomische Großgruppen		1850-1950	1950-2004	ANZAHL GEMEINSAMER ARTEN	SØRENSEN INDEX
		T	T	T	T
Porifera		2	k.A.	-	-
Cnidaria	Anthozoa	5	4	3	66,7
	Scyphozoa	k.A.	k.A.	-	-
	Hydrozoa	23 (1)	4	4	29,6
Plathelminthes		k.A.	k.A.	-	-
Nemertea		k.A.	k.A.	-	-
Mollusca	Polyplacophora	2 (1)	1	1	66,7
	Gastropoda	40 (4)	50 (2)	20 (2)	44,4
	Bivalvia	31 (3)	22	8	30,2
Sipunculida		2	k.A.	-	-
Kamptozoa		2	k.A.	-	-
Echiurida		1	1	1	100,0
Annelida	Polychaeta	49	64 (2)	30	53,1
	Oligochaeta	k.A.	k.A.	-	-
	Hirudinea	k.A.	k.A.	-	-
Chelicerata	Pantopoda (Pygogonida)	4	2	0	0,0
Crustacea	Cirripedia	3	1	0	0,0
	Tanaidacea	k.A.	k.A.	-	-
	Cumacea	1	6	1	28,6
	Mysidacea	k.A.	4	-	-
	Isopoda	2	2	1	50,0
	Amphipoda	11	14	3	24,0
	Decapoda	26 (2)	19	12	53,3
Insecta		k.A.	k.A.	-	-
Priapulida		1	k.A.	-	-
Tentaculata	Phoronida	2	k.A.	-	-
	Bryozoa	11	3	2	28,6
	Brachiopoda	k.A.	k.A.	-	-
Echinodermata	Asteroidea	4 (3)	1	0	0,0
	Ophiuroidea	7	5	4	66,7
	Echinoidea	5	5	3	60,0
	Holothuroidea	3	k.A.	-	-
Tunicata	Ascidacea	5	2	0	0,0

Tab. 4: Abundanzänderungen verschiedener Molluskenarten über die Zeit an den Standorten Helgoland und Tiefe Rinne. Die Farbgebung von weiß bis dunkelblau korrespondiert mit den verschiedenen Häufigkeitskategorien 0-5. Siehe Legende oben. Die geteilten Felder markieren zwei Angaben aus verschiedenen Untersuchungen zur gleichen Zeit.

k.A.	0	1	2	3	4	5
keine Angabe	fehlt	ver-einzelt	selten	regel-mäßig	häufig	sehr häufig

Helgoland 1894 // 1936 1938 1949-60 1984 1987 1989 1990 1992 1993-95 2002

Gastropoda

Conchifera

<i>Lamellaria perspicua</i>	5		3		2	3			2		2
<i>Lacuna pallidula</i>	4			4	3	2			2		3
<i>Acmaea virginea</i>	4				1						1
<i>Skeneopsis planorbis</i>	4				1				2		0
<i>Nucella lapillus</i>	3			4	1						0
<i>Calliostoma conuloide</i>	3				1						1
<i>Patina pellucida</i>	3			0							

Nudibranchia

<i>Facelina coronata</i>	5				1						0
<i>Doto coronata</i>	4				1						0
<i>Eubranchus exiguus</i>	4							2			0
<i>Onchidoris bilamellata</i>	4					1					
<i>Dendronotus frondosus</i>	4	2			1						0
<i>Acanthodoris pilosa</i>	3				2						1
<i>Aeolidia papillosa</i>	3				1						0

Bivalvia

<i>Modiolus modiolus</i>	4					1					
<i>Anomia ephippium</i>	4				1	1					1
<i>Spisula solida</i>	3					1					
<i>Hiatella rugosa</i>	3				1						1
<i>Nucula nucleus</i>				3		1					

Tiefe Rinne 1894 // 1936 1938 1949-60 1984 1987 1989 1990 1992 1993-95 2002

Gastropoda

<i>Dendronotus frondosus</i>	4		2								2
<i>Cylincha cylindracea</i>			4				2				

Bivalvia

<i>Nucula nucleus</i>	5		5				3				
<i>Parvicardium pinnulatum</i>	5		3		2						
<i>Ostrea edulis</i>	5		2								
<i>Arctica islandica</i>	3		2				1				
<i>Abra alba</i>	3		1				2				
<i>Hiatella rugosa</i>	3		1								
<i>Musculus marmoratus</i>	3		0								

5.2 Die Helgoländer Austernbank

Die deutlichsten Veränderungen in der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos sind auf dem Standort der ehemaligen Helgoländer Austernbank erfolgt. Die Austernbank existiert mit ihrer charakteristischen Biozönose heute nicht mehr. In der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts haben an diesem Standort keine Untersuchungen mehr stattgefunden. Daher liegen keine aktuellen Daten zur Artenzusammensetzung vor, die einen historischen Vergleich ermöglichen könnten. Eine genaue Beschreibung der Entwicklung der Helgoländer Austernbank erfolgt in Abschnitt Fallstudien.

5.3 Der Standort Helgoland

Insgesamt wurden in dem Zeitraum von 1850 bis 1950 (im folgenden als „historischer Zeitraum“ bezeichnet) 539 Makrozoobenthosarten beschrieben, von denen für 125 Arten kein aktuell gültiger Artname ermittelt werden konnte. Für den Zeitraum von 1950 bis heute (im folgenden als „aktueller Zeitraum“ bezeichnet) wurden der Literatur 402 Arten entnommen, von denen 18 Arten kein heute gültiger Artname zugeordnet werden konnte. Die Artenvielfalt des Standortes Helgoland ist somit um ca. 25 % geringer geworden. Der Sørensen-Index, der beschreibt, wie ähnlich sich die Artenzusammensetzungen in den beiden Zeiträumen sind, gibt eine Ähnlichkeit von etwa 40 % an. Es ist nicht auszuschließen, dass einige der Arten mit ungültigem Namen mit anderen genannten Arten identisch sind. Hierdurch kann sich die Gesamtartenzahl der jeweiligen Taxa verändern und damit können eventuell historische Veränderungen ungenau wiedergegeben werden. In keiner der taxonomischen Gruppen würde die Verminderung der Artenzahl durch die Eliminierung der ungültigen Namen zu einer grundlegend anderen Aussage hinsichtlich der historischen Entwicklung führen, so dass die hier beschriebenen Trends als verlässlich angesehen werden können. Im Folgenden wird einer Artenzahl sowie der darauf beruhenden Analyse stets die enthaltene Anzahl unsicherer Artnamen in Klammern angefügt.

In 16 von insgesamt 31 Taxa (ca. 50 %) erfolgte über die Zeit eine Abnahme der Artenzahl (Tab. 2). Nur in 5 Taxa nahm die Artenzahl zu. Für 9 der Taxa konnte keine Angabe über eine mögliche Veränderung der Artenzahl gemacht werden, weil für einen der beiden Zeiträume keine Angaben vorlagen, woraus jedoch nicht zwingend geschlossen werden kann, dass keine Arten vorhanden waren. Die Zunahmen erfolgten meist in recht kleinen Gruppen (Scyphozoa, Nemertea, Polyplacophora), die nur wenige Arten aufweisen. Aufgrund der geringen Auffälligkeit dieser Gruppen ist es wahrscheinlich, dass sie in älteren Analysen der Aufmerksamkeit des Beobachters entgangen sind. Trotz der Schwierigkeit bei der

Interpretation der Zunahme von Arten (s. Abschnitt Datenevaluierung) soll hier auf den Anstieg innerhalb der Moostierchen (Bryozoen) und der Schwämme (Porifera) hingewiesen werden. Diese Gruppen weisen im aktuellen Zeitraum um 100 bis 200 % erhöhte Artenzahlen auf. Sowohl Bryozoen als auch Porifera sind Filtrierer, die ihre Nahrung aus dem Plankton beziehen. Dass die Zunahme innerhalb dieser Gruppen auf bessere Nahrungsversorgung infolge von Eutrophierung zurückzuführen ist, kann nicht ausgeschlossen werden. Bestätigung könnte eine Zunahme der Artenzahlen bei anderen Filtrierern liefern, jedoch ist diese nur bei den Ascidien und hier auch nur in geringem Maße zu beobachten. Weitere Filtrierer wie die Muscheln, Anthozoen und Hydrozoen hingegen zeigen über die Zeit einen Verlust der Diversität, der bei den Hydrozoen und den Muscheln besonders deutlich ist.

5.3.1. Die Hydrozoen

Die Diversität der Hydrozoen reduzierte sich von 61 (20) Arten im historischen Zeitraum auf 38 (4) Arten im aktuellen Zeitraum. Dies entspricht einem Rückgang der Artenzahl um ca. 40 %. Das Verschwinden zahlreicher Arten über die Zeit könnte eine hohe Sensibilität dieser Gruppe gegenüber Umweltveränderungen widerspiegeln, was diese Tiere zu geeigneten Indikatororganismen machen würde, die sich für ein kontinuierliches Monitoring anbieten. Untersuchungen zu physiologischen Toleranzen wären erforderlich, um die Reaktionen der Arten mit relevanten natürlichen und anthropogenen Einflüssen in Verbindung bringen zu können.

Selbst die heute noch rezent bei Helgoland gefundenen Arten treten meist nicht in hohen Dichten auf. Ausnahmen liefern jedoch interessanterweise Untersuchungen, die im Taucheinsatz im Sublittoral durchgeführt worden sind (z.B. de Kluijver 1991). In diesen Arbeiten werden sonst eher seltene Hydrozoen-Arten zum Teil recht häufig gefunden. Möglicherweise sind diese Tiere unter Wasser auffälliger, da sie sich bei Ebbe im Eulittoral zum Schutz vor Austrocknung kontrahieren. Denkbar wäre jedoch auch, dass diese Tiere aufgrund ihrer Transparenz empfindlich gegenüber UV-Strahlung sind, die seit 1980 um ca. 5 % angestiegen ist (Quelle: Max-Planck-institut für Meteorologie; <http://www.mpimet.mpg.de>). Diese Erklärung bleibt jedoch spekulativ, da keine Angaben über die UV-Empfindlichkeit von Hydrozoen vorliegen. Es scheint jedoch dringend erforderlich, die Hydrozoenfauna mit verstärktem Taucheinsatz zu erfassen. Damit könnte festgestellt werden, ob viele der Arten, die in historischen Untersuchungen, sicherlich ohne Taucheinsätze, gefunden worden sind, auf sublittorale Standorte verdrängt worden sind, an

denen sie vor direkter UV-Strahlung geschützt wären. Gleichzeitig sollten Laboruntersuchungen zur UV-Empfindlichkeit dieser Organismen durchgeführt werden.

5.3.2 Die Muscheln (Bivalvia)

Die Muscheln sind eine auffällige Gruppe, die alleine wegen ihrer wirtschaftlichen Bedeutung (Auster, Miesmuschel) bereits im 19. Jahrhundert intensiv von Heincke untersucht wurde. Die vorliegenden Ergebnisse können somit als recht gesichert angesehen werden. Die Zahl der Muschelarten auf Helgoland hat sich von 63 (7) im historischen Zeitraum auf 29 (2) im aktuellen Zeitraum um ca. 50 % verringert. 25 (2) der 29 (2) verbliebenen Arten kamen auch schon im historischen Zeitraum auf Helgoland vor. Somit sind nur Verluste, kaum aber Neuansiedlungen von Arten zu verzeichnen.

Die Erklärung der Reduzierung der Muschelarten auf Helgoland trotz eines aufgrund der Eutrophierung wahrscheinlich verbesserten Nahrungsangebotes fällt schwer. Es muss ein Mechanismus oder eine Kombination von Mechanismen vorliegen, die die Eutrophierung überlagert. Allerdings kann dieser nicht identifiziert werden. Ein Vergleich mit den Verhältnissen auf Weichböden lässt eine Übereinstimmung mit gleichgerichteten Effekten der Bottom-Trawl-Fischerei und Eutrophierung erkennen. Auf Weichböden nimmt die Artenzahl der Muscheln ab. Vor allem große, langlebige Arten gehen verloren. Allerdings können Effekte der Bottom-Trawl-Fischerei für den Standort Helgoland weitgehend ausgeschlossen werden, da auf dem Felssockel nur artisanale Fischerei stattgefunden hat. Dass es sich hierbei um einen „verschleppten“ Effekt handelt, der sich von den dezimierten Weichbodenpopulationen übertragen hat, ist aufgrund des grundsätzlich unterschiedlichen Artenspektrums auf dem Helgoländer Hartboden weitgehend auszuschließen. Auch eine Schädigung durch Schwermetallanreicherung ist (wie bereits ausgeführt; s. Abschnitt 3, S.12) nicht wahrscheinlich. Die Reaktion der Muscheln auf die Vielzahl der synthetischen organischen Stoffe im Meerwasser ist ungeklärt. Um die genauen Gründe für die auf Helgoland beobachtete Entwicklung zu identifizieren, ist es unbedingt nötig, die Populationsentwicklungen der Muscheln langfristig zu beobachten und die Reaktion der Tiere auf mögliche natürliche und anthropogene Umweltveränderungen zu untersuchen.

5.3.3 Die Schnecken (Gastropoda)

Die für die Muscheln beschriebene Abnahme der Artenzahl ist auch in der anderen großen Mollusken-Gruppe, den Schnecken, eindrucksvoll zu beobachten. Von 88 (16) Arten im historischen Zeitraum sank die Zahl auf 62 (4) Arten im aktuellen Zeitraum. Dies entspricht

ebenfalls einer Reduzierung des Artenspektrums um ca. 30 %. Wie für die Muscheln ist es jedoch auch für die Schnecken nicht möglich, diese Entwicklung eindeutig den möglichen „Impacts“ allein oder in Kombination zuzuschreiben, so dass auch hier dringender Forschungsbedarf besteht. Der Einfluss von Schadstoffen wie vor allem TBT auf marine Mollusken wird im Zusammenhang mit dem Zusammenbruch der Helgoländer Population der Nordischen Purpurschnecke *Nucella lapillus* bei den Fallstudien diskutiert. Die nachgewiesene Wirkung dieses Schadstoffes weist in die Richtung chemischer Störfaktoren, die vielleicht im Zusammenhang mit anderen Umweltbelastungen ihre schädigende Wirkung nachhaltig entfalten können. Bei den Gastropoden ist jedoch nicht nur ein Rückgang der Artenzahl zu verzeichnen. Auffällig ist in dieser Gruppe ebenfalls der starke Rückgang der Individuenzahlen in vielen Arten. In Abb. 2 ist dieser Rückgang exemplarisch für 4 Arten dargestellt.

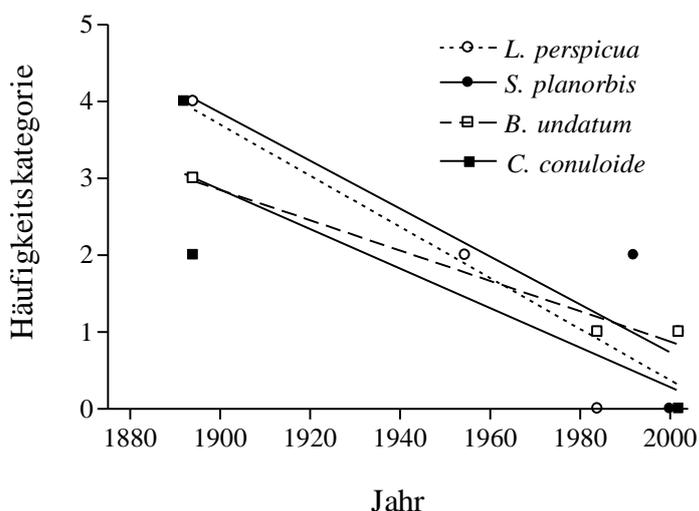


Abb. 2: Abnahme der Populationsdichte der vier Schneckenarten *Skeneopsis planorbis*, *Lamellaria perspicua*, *Buccinum undatum* und *Calliostoma conuloide* dokumentiert anhand der für die vorliegende Arbeit definierten Häufigkeitskategorien

Insgesamt zeigen 15 Arten des Standortes Helgoland diese Verluste (Tab. 2). Hinzu kommen zahlreiche Arten, die nur in einer Untersuchung aus dem historischen Zeitraum in zum Teil beträchtlichen Abundanzen gefunden wurden aber für den aktuellen Zeitraum nicht mehr erwähnt werden, für die also eine vollständige Extinktion angenommen werden kann. Da diese massiven Verluste in rund der Hälfte des gesamten Artenbestandes der Schnecken zu verzeichnen sind, kann recht verlässlich davon ausgegangen werden, dass es sich hierbei nicht um einen Artefakt handelt. Darüber hinaus hat schon Dörjes (1986) ganz allgemein für die Deutsche Bucht einen Rückgang der Individuenzahlen bei vielen Arten festgestellt. Ein

methodischer Fehler bei der Bearbeitung der Daten kann wohl ausgeschlossen werden, da sich dieser mit hoher Wahrscheinlichkeit entsprechend auch in den anderen Gruppen geäußert hätte.

Zwar zeigen auch einige Arten anderer Taxa einen Rückgang (Abb. 3), jedoch ist der in den jeweiligen Gruppen nicht so einheitlich wie bei den Schnecken. Die Schnecken scheinen somit eine Gruppe zu sein, die sehr sensibel auf Umweltveränderungen reagiert und sich daher besonders gut für das Umweltmonitoring eignet. Hierfür sind jedoch genaue Kenntnisse der physiologischen Toleranzen der einzelnen Arten nötig, die nur durch gezielte, auf definierte Schädwirkungen bezogene Forschung zu erlangen sind. Nur dann können in Zukunft die Reaktionen der Arten auch bestimmten Umweltveränderungen zugeordnet werden.

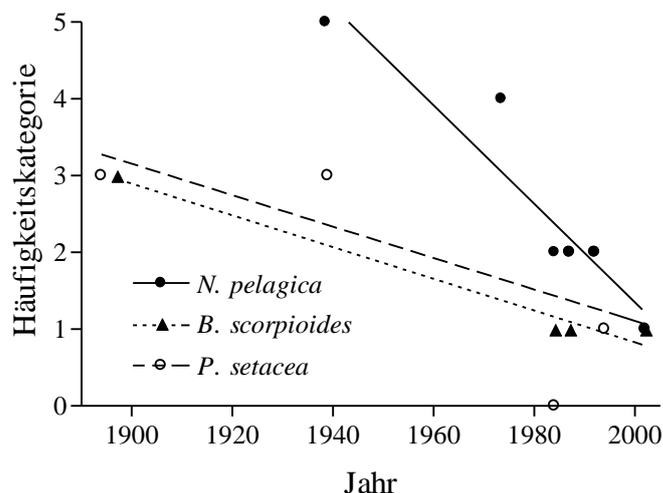


Abb. 3: Populationsentwicklung von *Nereis pelagica* (Polychaeta), *Bodotria scorpioides* (Crustacea) und *Plumularia setacea* (Hydrozoa) dokumentiert anhand der für die vorliegende Arbeit definierten Häufigkeitskategorien

5.3.4 Die Borstenwürmer (Polychaeten)

Eine weitere artenreiche Gruppe des Helgoländer Makrozoobenthos sind die Polychaeten. Die Artenvielfalt dieser Gruppe variiert nicht so deutlich zwischen den Zeiträumen wie bei den Mollusken oder den Hydrozoen. Im historischen Zeitraum wurden auf Helgoland 74 (14) Polychaetenarten gefunden. Im aktuellen Zeitraum war diese Gruppe mit 70 (2) Arten vergleichbar divers. Auffällig ist bei dieser scheinbar stabilen Gruppe jedoch, dass nur 23 Arten aus dem historischen Zeitraum auch im aktuellen Zeitraum wiedergefunden wurden. Der Sørensen-Index zeigt auf, dass zwischen den beiden Zeiträumen im selben Gebiet eine

Artenidentität von etwa 30 % besteht. Das bedeutet, dass ein Austausch von gut 2/3 des Arteninventars erfolgt ist und sich hinter der scheinbaren quantitativen Konstanz in der Artenzahl eine enorme qualitative Dynamik mit Extinktionen und Neuansiedlungen von Arten verbirgt. Diese Veränderungen lassen sich jedoch nicht eindeutig mit bestimmten Umweltveränderungen in Zusammenhang bringen.

Durch diese qualitativen Veränderungen hat sich die Durchschnittsgröße der Arten des Helgoländer Polychaetenbestandes um rund 30 % von im Mittel ca. 125 mm Länge auf ca. 85 mm Länge verringert. Geringe Körpergrößen sind ein Merkmal vieler opportunistischer Arten, die durch kurze Reproduktionsrhythmen und hohe Nachkommenzahlen schnell auf Störungen der Umwelt mit hohen Abundanzen reagieren können. Beispiele für opportunistischen Polychaeten sind *Capitella capitata* und *Malacoceros fuliginosus*. Diese sind häufig in Sedimenten zu finden, in denen durch den Abbau organischem Materials anoxische Bedingungen vorherrschen. Sedimentation organischen Materials wird vielfach durch Eutrophierung hervorgerufen. Leider fehlen in den historischen Artenlisten Helgolands Abundanzangaben zu typischen Indikatoren für organische Belastung, so dass eine Bewertung jüngerer Vorkommen nicht erfolgen kann. Gillandt (1979) hat die beiden genannten Arten lokal in hohen Abundanzen gefunden. Sie hat jedoch bezweifelt, dass diese hohen Dichten die Folge einer Nährstoffbelastung etwa durch unkontrollierte Entsorgung von Fäkalien darstellen. Vielmehr werden am östlichen Eingang zum Helgoländer NO-Watt große Mengen von Makroalgen angespült. Deren mikrobieller Abbau führt vor Ort zu einer starken Sauerstoffzehrung im Sediment, was jedoch einen rein natürlichen und temporär begrenzten Prozess darstellt.

Generell weist diese artenreiche Gruppe keinen so beständigen Trend auf wie zum Beispiel die Mollusken. Allerdings zeigt die hohe Dynamik in der qualitativen Artenzusammensetzung, dass unter den Polychaeten zahlreiche Arten sind, die sehr sensibel auf Umweltveränderungen reagieren. Es bietet sich also an, diese Gruppe genauer zu beobachten, um das Verschwinden bzw. das Auftauchen von Arten bei Helgoland mit bestimmten Veränderungen in Zusammenhang bringen zu können. Dabei sollte nicht ausschließlich das benthische sondern auch das pelagische Vorkommen von Arten im Larvenstadium berücksichtigt werden, um eine versteckte Diversität aufzudecken und ggf. das Vorkommen von Arten über relative Larven-Abundanzen zu quantifizieren. In den letzten Jahrzehnten wurde wiederholt das Polychaeten-Plankton im Jahresverlauf beobachtet, so dass hier bereits Referenzwerte vorliegen.

5.3.5 Die Krebse (Crustacea)

Wie in den meisten marinen Lebensräumen sind die Crustaceen auch auf Helgoland sehr artenreich. Jedoch ist auch in dieser Gruppe ein deutlicher Rückgang der Artenzahl von 129 (31) im historischen Zeitraum auf 61 (1) im aktuellen Zeitraum zu verzeichnen. Das entspricht einer Verarmung um fast 55 %. Die Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung beträgt zwischen den Zeiträumen nur rund 40 %. Die bedeutendsten Veränderungen erfolgten in der Gruppe der Amphipoden. Hier nahm die Artenzahl von 61 (13) auf 28 (1) ab. Das entspricht einem Verlust von rund 55 % aller Arten. 19 (1) der 28 (1) Arten des aktuellen Zeitraumes waren auch im historischen Zeitraum auf Helgoland gefunden worden, was bedeutet, dass kaum Arten zugewandert sind. Dass rund 70 % aller ursprünglich auf Helgoland vorkommenden Amphipoden-Arten verschwunden sind, lässt darauf schließen, dass diese sehr sensibel auf Umweltveränderungen reagieren, was sie als geeigneten Indikatororganismen kennzeichnet und ein intensives Monitoring nötig macht. Anhand einiger rezent bei Helgoland vorkommenden Amphipoden-Arten ist der Populationsrückgang gut dokumentiert (Abb. 4). Es ist unbedingt erforderlich, zu beobachten, ob sich diese Entwicklung bei den betroffenen Arten ebenfalls bis zur vollständigen Extinktion fortsetzt. Besonders empfindlich sind die aufgeführten Arten auch wegen des Fehlens einer planktonischen Larve, über die ein Austausch von Individuen mit anderen Populationen erfolgen könnte. Erreicht ein Bestand einmal eine kritische geringe Dichte, so ist es schwierig ohne Eintrag von Individuen von außen den Bestand zu regenerieren.

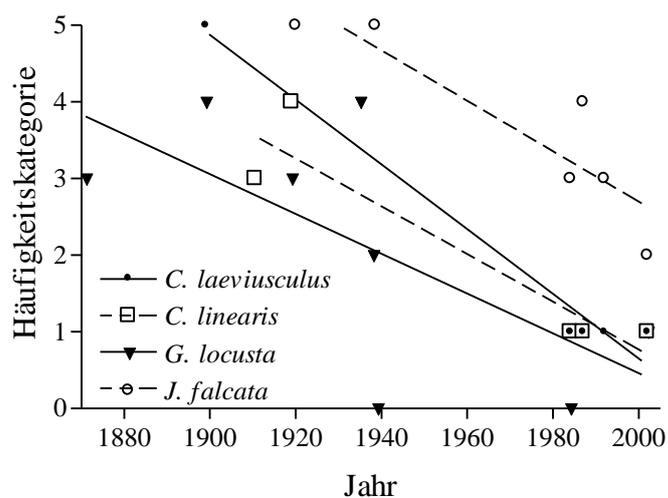


Abb. 4: Populationsrückgang der Amphipoden-Arten *Calliopius laeviusculus*, *Caprella linearis*, *Gammarus locusta* und *Jassa falcata* dokumentiert anhand der für die vorliegende Arbeit definierten Häufigkeitskategorien

Viele der Crustaceenarten kommen nur in geringen Dichten vor, so dass historische Abundanzschwankungen aufgrund fehlender präziser Angaben nur schwer nachzuvollziehen sind. Einige Arten zeigen über die Jahrzehnte ungleichmäßige Abundanzoszillationen, die sich zeitlich nicht zweifelsfrei der Wirkung eines bestimmten Impacts zuschreiben lassen. Sie könnten auch die natürlichen Populationsfluktuationen widerspiegeln. Die Kenntnis über viele der Arten ist nicht ausreichend, um kausale Zusammenhänge herstellen zu können. Hier besteht dringender Forschungsbedarf.

5.4 Die Tiefe Rinne

In der Tiefen Rinne wurden im historischen Zeitraum 245 (14) Arten gefunden während im aktuellen Zeitraum an diesem Standort 210 (4) Arten gefunden wurden. Dies entspricht einer Reduzierung der Artenvielfalt um rund 15 %. Verglichen mit dem Rückgang der Artenzahl von rund 25 % auf dem Standort Helgoland erscheint das relativ gering. Allerdings zeigt ein Sørensen-Index von rund 40 % auf, dass trotz der relativ konstanten Artenzahl ein intensiver Austausch von Arten stattgefunden hat. Die qualitativen Veränderungen des Makrozoobenthos der Tiefen Rinne sind also mit denen des Standorts Helgoland durchaus zu vergleichen. Dies ist überraschend, da zu vermuten war, dass die Tiefe Rinne aufgrund ihrer Tiefe deutlich konstantere Bedingungen aufweist als der Helgoländer Felssockel mit seinen ausgedehnten eulittoralen Flächen.

In 11 von 25 Taxa war eine Abnahme der Artenzahl über die Zeiträume zu verzeichnen. In 4 Gruppen erhöhte sich die Artenzahl und ebenfalls 3 Gruppen wiesen keine Veränderung der Artenzahl auf. Für 7 Taxa konnten keine entsprechenden Angaben gemacht werden, da für einen der beiden Zeiträume keine Angaben vorlagen.

Keine der Filtrierergruppen zeigte eine Zunahme der Artenzahl aufgrund verbesserter Nahrungsbedingungen infolge von Eutrophierung. Sollten die Nahrungsbedingungen in der Tiefen Rinne für diese Organismen im Zuge der Eutrophierung besser geworden sein, so ist dieser Effekt sicher durch Fischerei überlagert worden, die in allen Filtrierergruppen eine Abnahme der Artenzahlen bewirkte, zumal es sich bei den Filtrierern überwiegend um sessile Organismen handelt.

5.4.1 Die Hydrozoen

Unter der Fischerei haben wahrscheinlich fragile Organismen wie die Hydrozoen besonders gelitten. In dieser Gruppe ist ein Artenverlust von über 80 % von 23 (1) Arten im historischen Zeitraum auf nur noch 4 Arten im aktuellen Zeitraum zu verzeichnen. Alle 4 im aktuellen

Zeitraum gefundenen Arten waren auch schon im historischen Zeitraum in der Tiefen Rinne vorhanden, so dass hier keine Neuansiedlungen von Arten stattgefunden haben sondern lediglich Auslöschungen. Das stützt die Annahme, dass die Verluste überwiegend durch die Fischerei hervorgerufen wurden und nicht auf Veränderungen der Umwelt beruhen, da diese möglicherweise die Einwanderung neuer Arten zur Folge gehabt hätte. Deutliche Abundanzänderungen in den einzelnen Arten können für diese Gruppe aufgrund fehlender Angaben nicht beschrieben werden.

5.4.2 Die Muscheln (Bivalvia)

Auch die Muscheln der Tiefen Rinne zeigen den bereits für den Standort Helgoland beschriebenen Trend einer Abnahme der Artenzahl. Allerdings hat sich die Artenvielfalt in der Tiefen Rinne mit ca. 30 % nicht so stark reduziert wie auf Helgoland (rund 50 %). Im historischen Zeitraum wurden 31 (3) Arten gefunden, während im aktuellen Zeitraum noch 22 Arten vorhanden waren. Dass die Verluste (vermutlich durch die Bottom-Trawl-Fischerei) nicht so hoch ausfielen wie bei den Hydrozoen kann mit der größeren mechanischen Belastbarkeit der Muscheln aufgrund fester Schalen begründet werden. Die für den Standort Helgoland beschriebene Abnahme der Individuenzahlen war auch für einige Arten aus der Tiefen Rinne zu verzeichnen (Abb. 5), während bei keiner Art ein Trend zur Dichtezunahmen beobachtet wurde. 23 (3) aller Muschelarten wurden nur im historischen Zeitraum beobachtet. Im aktuellen Zeitraum existierten diese Arten nicht mehr in der Tiefen Rinne. Wie auch auf der Helgoländer Austernbank verschwand die Auster *Ostrea edulis* in der Tiefen Rinne im 20. Jahrhundert, so dass dort heute keine Austern mehr gefunden werden.

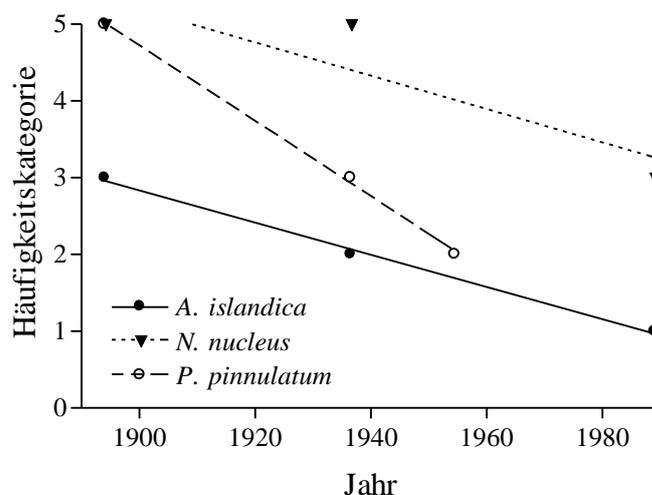


Abb. 5: Populationsrückgang der Muscheln *Arctica islandica*, *Nucula nucleus* und *Parvicardium pinnulatum* in der Tiefen Rinne dokumentiert anhand der für die vorliegende Arbeit definierten Häufigkeitskategorien

5.4.3 Die Schnecken (Gastropoda)

Der für den Standort Helgoland beschriebene deutliche Trend der Abnahme sowohl der Artenzahl als auch der Häufigkeit vieler Schneckenarten kann in der Tiefen Rinne nicht beobachtet werden. Hier hat die Artenzahl über die beiden Zeiträume um 20 % von 40 (4) auf 50 (2) Arten zugenommen. Dabei ist 50 % des historischen Artenspektrums erhalten geblieben. 30 neue Arten sind hinzugekommen. Ein Trend zur Abnahme der Individuenzahlen war nur bei wenigen Arten zu erkennen. Möglicherweise finden zumindest karnivore Schnecken aufgrund der vielen durch die Schleppnetzfisherei abgetöteten Organismen gute Nahrungsbedingungen. Die Schnecken scheinen von den recht stabilen Temperaturbedingungen der Tiefen Rinne zu profitieren. Gleichzeitig zeigt der Vergleich zum Standort Helgoland aber dessen Empfindlichkeit gegenüber Störungen auf. Ein Abgleich der Schneckenfauna der Tiefen Rinne mit der des historischen Helgolands, ergab, dass 5 der historisch auf Helgoland vorkommenden Schneckenarten in der Tiefen Rinne scheinbar ein Rückzugsgebiet gefunden haben. Damit könnte der Tiefen Rinne möglicherweise eine Reservoir-Funktion zugeschrieben werden. Aus diesem Reservoir könnte der Standort Helgoland nach Verbesserung der Umweltbedingungen zumindest zum Teil wiederbesiedelt werden. Zum Beleg ist jedoch eine aktuelle Studie der Fauna der Tiefen Rinne nötig.

5.4.4 Die Borstenwürmer (Polychaeten)

Wie bei den Schnecken ist auch bei den Polychaeten der Tiefen Rinne mit 64 (2)Arten im aktuellen Zeitraum eine höhere Artenzahl als im historischen Zeitraum (49 Arten) zu beobachten. Dies entspricht einer Zunahme der Artenvielfalt von ca. 25 %. Die für die Schnecken angeführte positive Entwicklung der Nahrungsbedingungen durch die Fischerei könnte auch für die Polychaeten zutreffen. Auch die Eutrophierung könnte zumindest für filtrierende Polychaeten bessere Nahrungsbedingungen geschaffen haben. Die qualitativen Veränderungen im Artenspektrum der Polychaetenfauna waren in der Tiefen Rinne nicht so gravierend wie an dem Standort Helgoland. Tendenzen zur Zu- bzw. Abnahme der Individuenzahlen in den Arten halten sich ungefähr die Waage. Zwar müssen Veränderungen im Artenspektrum festgestellt werden, die wahrscheinlich ihre Ursachen in Umweltveränderungen haben, generell scheint die Polychaetenfauna der Tiefen Rinne jedoch kaum negativ beeinflusst zu sein.

5.4.5 Die Krebse (Crustaceen)

Auch die Crustaceen erweisen sich in ihrer Gesamtheit als eine recht stabile Gruppe der Tiefen Rinne. Im historischen Zeitraum wurden 43 (2) Arten gefunden. Die Zahl blieb mit 46 Arten im aktuellen Zeitraum weitgehend konstant. Anders als auf dem Standort Helgoland nimmt die Artenzahl der Amphipoden in der Tiefen Rinne von 11 auf 14 Arten zu. Allerdings weisen die Artenbestände der beiden Zeiträume nur eine geringe Ähnlichkeit auf (Sørensen-Index: 24 %). Insgesamt sind im aktuellen Zeitraum nur noch 3 Arten vorhanden, die auch im historischen Zeitraum in der Tiefen Rinne gefunden wurden. Das bedeutet, dass die Amphipodenfauna fast vollständig ausgetauscht wurde. Groenewold & Bergmann (2003) beschreiben, dass bestimmte Amphipoden-Arten von der Grundsleppnetzfisherei profitieren, was folgern lässt, dass der Artenwechsel der Tiefen Rinne eine Folge der Fischerei sein könnte.

Insgesamt erscheint es lohnenswert, den Crustaceen-Bestand der Tiefen Rinne langfristig zu beobachten. Caspers (1938) erwähnt, dass die geringe Abundanz von *Pandalus montagui* in der Tiefen Rinne in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts eine Folge starken Predationsdrucks durch den Dorsch sei. Es liegen keine weiteren Abundanzangaben für *Pandalus montagui* vor, die die Entwicklung dieser Art dokumentieren könnten. Wenn die Aussage von Caspers zutrifft, wäre zu erwarten, dass *Pandalus montagui* wie auch andere Crustaceen-Arten nach der Überfischung ihres Haupträubers wieder an Abundanz zugenommen hat. Nach persönlicher Einschätzung einiger Dredgefänge aus der Tiefen Rinne ist die Art heute in der Tat nicht selten. Quantitative Untersuchungen wären für eine Bestätigung dringend erforderlich.

6. Fallstudien

6.1 Die Helgoländer Austernbank

Die Helgoländer Austernbank lag etwa 4 sm ESE von Helgoland in einer Tiefe von 23-28 m. Mit einer Größe von ca. 0,8 km² war die Bank recht groß. Zum Vergleich: Kulturbänke des Wattenmeeres von ca. 0,1 km² werden als klein, Bänke von 0,25 km² als mittelgroß eingestuft. Die dort siedelnde Europäische Auster *Ostrea edulis* stellte bei gleicher Artzugehörigkeit morphologisch und geschmacklich eine Zwischenform zwischen der kleineren, zarteren Kulturauster aus dem Wattenmeer und der dickwandigen, großen „Wilden Auster“ der tieferen Nordsee dar. Die Ansiedlung der Auster an dieser Stelle kann auf die gute strömungsbedingte Versorgung mit Nahrungsplankton zurückgeführt werden. Die Bank lag am nördlichen Hang der Helgoländer Tiefen Rinne und wurde mit einem kontinuierlichen Wasserstrom überzogen, der durch das Absinken von Wassermassen in die Tiefe Rinne erzeugt wurde.

Ihre größte wirtschaftliche Bedeutung hatte die Austernbank in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts in den Jahren 1875 bis 1886. Zu dieser Zeit wurde von Helgoland aus eine intensive Austernfischerei betrieben, bei der pro Boot und Ausfahrt bei jeweils 10-15 Zügen mit dem Austernkratzer bis zu 1400 Austern gefangen wurden. Dies erbrachte Jahreserträge von bis zu einer halben Million Austern. Für diesen Zeitraum liegt eine recht detaillierte Fangstatistik vor, die von dem Helgoländer Lehrer Th. Schmidt erstellt wurde (Tab. 5). Sie dokumentiert den Rückgang des Fischereiertrages nach 1878 (dem Jahr mit der höchsten jährlich gefangenen Anzahl an Austern), der auf eine deutliche Abnahme der Austernzahl auf der Bank zurückzuführen war. Bis zu diesem Zeitpunkt waren die Erträge bei relativ geringem Fangaufwand (verglichen mit dem Fischfang) kontinuierlich hoch. Der Rückgang des Austernbestandes muss den Helgoländern bewusst gewesen sein, denn von November 1879 bis September 1882 ruhte die Austernfischerei auf der Helgoländer Bank völlig, was als eine von den Helgoländern selbst auferlegte Schonzeit angesehen werden kann. Generell waren die Helgoländer stets darauf bedacht, schonend mit ihrem Austernbestand umzugehen. So wurden ausschließlich große Tiere angelandet, während kleine, junge Tiere vor Ort wieder über Bord geworfen wurden. Die Schonzeit zeigte auch Erfolg, der an dem wieder gestiegenen Ertrag bei Wiederaufnahme der intensiven Fischerei im Jahre 1882/83 abzulesen ist. In den Folgejahren brach die Austernpopulation jedoch erneut zusammen. Der Fang war wenig ertragreich, weshalb schließlich auch der Fischereiaufwand (Anzahl der Ausfahrten pro Jahr) deutlich eingeschränkt wurde.

Tab. 5: Fangstatistik für die Helgoländer Austernbank aus den Jahren 1872-1886. Verändert nach Caspers 1950.

Fangsaison	Zahl der Fangtage	Gesamtzahl der Ausfahrten	Höchstzahl der Fahrzeuge an einem Tag	Höchstzahl der Austern an einem Tag	Durchschnittszahl der von jedem Boot bei einer Ausfahrt gefangenen Austern	Gesamtzahl der gefangenen Austern
1872/73	5	-	-	35 000	-	160 000
1873/74	15	299	55	23 000	734	219 600
1874/75	-	-	-	-	-	166 600
1875/76	9	348	50	56 100	1007	350 000
1876/77	16	515	56	58 800	775	399 070
1877/78	21	602	55	53 350	841	506 380
1878/79	9	232	50	33 500	402	93 275
1879/80	3	37	19	13 200	428	15 840
1882/83	9		72	36 300	565	176 190
1883/84	3		13	5 100	431	11 200
1884/85	1	1	1	550	550	550
1885/86	1	3	2	2000	833	2 500

Für den Zeitraum nach 1886 liegt keine Fangstatistik mehr vor, weil die Nutzung der Austernbank einzelnen Pächtern übertragen wurde, die ihre Fangzahlen nicht öffentlich darlegten. Einschätzungen des Austernbestandes stammen für die Folgezeit aus der Biologischen Anstalt Helgoland, die bei ihren Ausfahrten zur Materialbeschaffung noch regelmäßig Austern fischte. Im Jahre 1900 wurde der Bestand auf der gesamten Bank auf ungefähr 1,5 Millionen Tiere geschätzt. Bei Stichproben fiel auf, dass der Bestand insgesamt überaltert erschien und Jungtiere fehlten. Die Hauptmasse der Austern hatte ein Alter von 20-30 Jahren. Ein Trend, der zu dieser Zeit auch auf den Küstenbänken der Nordsee beobachtet wurde, der aber für die Helgoländer Austernbank schwerwiegendere Folgen hatte. Außerdem waren über die Hälfte aller Tiere vom Bohrschwamm *Cliona ciliata* befallen, der als der Hauptfeind der Auster angesehen wurde. In den Jahren 1901 bis 1914 wurden von den Schiffen der Biologischen Anstalt Helgoland insgesamt noch 15150 Austern gefangen. Zwischen 1910 und 1923 wurde die kommerzielle Austernfischerei bei Helgoland eingestellt. Nach 1924 war kein Junggut mehr in den Fängen. Auch die Schonzeit während des 1. Weltkrieges hatte keine völlige Erholung des Bestandes mehr zur Folge. Allerdings gab es keine Hinweise darauf, dass die Austernkrankheit, die in den 20er Jahren des 20. Jahrhunderts auf britischen Bänken beobachtet wurde, auch den Helgoländer Bestand befiel. Generell wird die intensive Fischerei für den Zusammenbruch der Helgoländer Austernpopulation verantwortlich gemacht. Durch die Entnahme großer Mengen gesunder Austern wurde die Population offensichtlich unter eine kritische Größe gedrückt, wodurch sie schließlich nicht mehr in der Lage war, Verluste durch natürliche Feinde wie dem Bohrschwamm zu kompensieren. Das Ausbleiben des Nachwuchses ist hierfür ein deutliches Indiz.

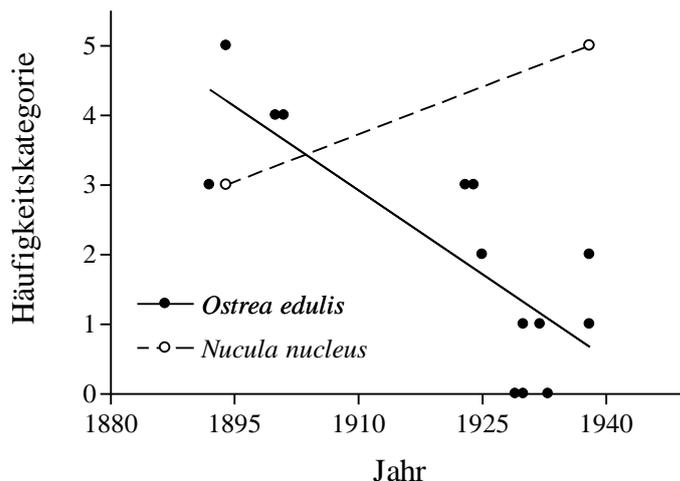


Abb. 6: Rückgang der Austernpopulation Helgolands und gleichzeitige Zunahme von *Nucula nucleus* dokumentiert anhand der für die vorliegende Arbeit definierten Häufigkeitskategorien

In den Jahren 1936/37 untersuchte Caspers (1950) die Bodentiergemeinschaft der Helgoländer Austernbank, um zu ermitteln, welchen Einfluss das Verschwinden der Austern auf die gesamte Benthosgemeinschaft der Bank hatte. Der Vergleich mit früheren Untersuchungen von Heincke (1894) zeigte, dass die Artenzusammensetzung durch den Verlust der Auster kaum verändert wurde. Auffällig war jedoch die starke Zunahme der kleinen Muschel-Art *Nucula nucleus*. Diese wurde von Heincke (1894) nur relativ selten als Begleitform gefunden. Caspers (1950) hingegen beschreibt sie als das dominierende Faunenelement bei seinen Untersuchungen in den 30er Jahren. Offensichtlich konnte sich diese Art nach dem Wegfall der konkurrenzüberlegenen Auster stark entfalten.

Die charakteristische Faunen-Assoziation wird nach diesem Leitorganismus als *Nucula nucleus*-Assoziation bezeichnet. Neben der Helgoländer Austernbank ist diese Faunen-Assoziation in der Deutschen Bucht nur noch von der benachbarten Tiefen Rinne bekannt, wo sie jedoch deutlich weniger Arten und geringere Individuenzahlen aufwies. Sie ist charakteristisch für Böden mit einem hohen Schillanteil, der sowohl auf der Austernbank als auch in der Tiefen Rinne überwiegend von den Austern stammt.

Während in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts die *Nucula nucleus*-Gesellschaft der Austernbank bis auf das Fehlen der Auster noch vollkommen intakt war, hat ein Besuch der „Station Austernbank“ im Jahre 2003 gezeigt, dass diese Faunengemeinschaft an der Stelle nicht mehr existiert (Franke pers. Mitt.). Nur noch wenige Austernschalen in der Dredge zeugen von dem ehemaligen Vorkommen. Mit ziemlicher Sicherheit ist die Zerstörung dieser reichen und einzigartigen Faunengemeinschaft auf die intensiven Befischung des Gebietes mit

Grundschieppnetzen zurückzuführen. Diese haben den für die Etablierung dieser Assoziation nötigen Muschelschill entfernt und damit eine Neuansiedlung nachhaltig unmöglich gemacht. Somit kann die Fischerei in diesem Gebiet gleich zweimal für die unwiederbringliche Zerstörung eines Lebensraumes verantwortlich gemacht werden: einmal durch die Überfischung der Auster und zum zweiten Mal durch die Habitatzerstörung der seltenen *Nucula nucleus*-Gesellschaft.

Viele Austernbänke der Küstengewässer erlitten durch Überfischung das gleiche Schicksal wie die Helgoländer Austernbank, wodurch die Europäische Auster in der Nordsee wirtschaftlich weitgehend unbedeutend wurde. Andere Austernarten wurden importiert und in Austernfarmen kultiviert. Lediglich die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* aus Japan erwies sich als kommerziell nutzbar und wurde daher zunächst seit 1964 in den Niederlanden und später auf zahlreichen Austernbänken aller Europäischen Nordseeküsten kultiviert. Da sich die Pazifische Auster über planktonische Larven verbreitet, war es unvermeidlich, dass sich Exemplare auch außerhalb der eigentlichen Zuchtfarmen ansiedelten. Da die Tiere Hartsubstrate bewohnen, diese aber in den Weichböden des Europäischen Wattenmeeres selten sind, besiedelten die Tiere Miesmuschelbänke, die sie z.T. regelrecht überwucherten. An einigen Stellen wie der Niederländischen Oosterschelde finden sich z.T. regelrechte „Austernpflaster“, die die Ansiedlung anderer, einheimischer Muschelarten weitgehend unterbinden.

Aufgrund der in der Nordsee vorherrschenden Strömungsverhältnisse und auch wegen der Abgelegenheit der Insel, fehlte die Pazifische Auster lange Zeit auf Helgoland, obwohl die Insel große Bereiche günstigen Hartsubstrats aufweist. Im Jahre 2003 jedoch wurde das erste Exemplar an Helgoländer Hafenanlagen entdeckt (Franke & Gutow, 2004). Im Jahre 2004 wurden bereits deutlich mehr Tiere gefunden. Einige Tiere hatten eine Größe, die bereits auf ein Alter von 2-3 Jahren schließen lässt. Somit kann die Besiedlung Helgolands durch die Auster auf spätestens 2002 zurückdatiert werden. Die steigende Anzahl der auf Helgoland gesichteten Austern weist auf ein schnelles Ausbreiten der Tiere auf diesem Hartsubstrat hin, was sicherlich auch durch die derzeit ungewöhnlich milden Winter gefördert wird, da *Crassostrea gigas* sehr kälteempfindlich ist (Diederich et al., 2004). Es ist somit unerlässlich, die Populationsentwicklung der Auster auf Helgoland genauestens zu dokumentieren und mögliche Auswirkungen auf die einheimische Artenzusammensetzung sowohl im Freiland als auch in Laborexperimenten gezielt zu untersuchen. Vor allem die Miesmuschel *Mytilus edulis*, die ein charakteristisches Element der Helgoländer Hartbodengemeinschaft darstellt,

könnte, wie auf vielen Miesmuschelbänken des Wattenmeeres, durch Konkurrenz mit der Pazifischen Auster stark dezimiert werden.

6.2 Der Gespenstkrebs (*Caprella mutica*)

Es sind aber nicht nur die absichtlich in ein neues Gebiet eingeführten fremden Kulturorganismen, die Komplikationen für die dort einheimische Artengemeinschaft mit sich bringen können. Da häufig große Mengen dieser Kulturorganismen transportiert werden, können die Kontrollen auf mögliche „Mitreisende“ (wenn überhaupt) nur oberflächlich erfolgen. So sind Organismen bekannt, die zusammen mit der Pazifischen Auster in Europäische Gewässer eingetragen worden sind. Ein Beispiel hierfür ist der Amphipode *Caprella mutica*, der sich zur Zeit an den Küsten Europas rapide ausbreitet (Willis et al., 2004). Dabei treten die Tiere in zum Teil sehr hohen Dichten (> 3000 Individuen m^{-2}) auf. Auch auf Helgoland wurde diese Art erstmalig im Jahre 2000 beobachtet (Buschbaum & Gutow, eingereicht). Wie die Art Helgoland erreicht haben könnte, kann bisher nur vermutet werden, da *Caprella mutica* keine planktonischen Larven ausbildet, die eine passive Verbreitung über weite Distanzen erlaubt. Auffällig ist jedoch, dass *Caprella mutica* bisher nur in Hafenanlagen gefunden worden ist, während sie auf natürlichen Hartsubstraten Helgolands noch fehlt. An Sportbooten, die im Herbst aus dem Wasser genommen werden, finden sich ebenfalls sehr viele Tiere. Dies lässt darauf schließen, dass Tiere „per Anhalter“ auf Sportbooten zwischen den Häfen der Deutschen Nordseeküsten ausgetauscht werden. Künstlichen Hafengebäuden könnte dabei eine wichtige Rolle bei der Etablierung fremder Arten zukommen. Ähnlich wie *Caprella mutica* ist die Ascidie *Styela clava* mit der Pazifischen Auster nach Europa eingeschleppt worden, wo sich die Art anschließend ausgebreitet hat. Auf der Insel Sylt wurde *Styela clava* ebenfalls zunächst ausschließlich auf künstlichen Hartsubstraten beobachtet worden, bevor sie nach Jahren schließlich auch natürliche Substrate besiedelte. Sollte es sich hierbei um einen gängigen Prozess handeln, so könnten künstliche Hafengebäuden Neankömmlingen als „Akklimatisierungsstation“ (mit möglicherweise geringerem Konkurrenzdruck) dienen, in denen sich die Arten selektiv an die fremden Umweltbedingungen anpassen könnten, bevor schließlich auch natürliche Lebensräume besiedelt werden können. Die Konsequenzen die von diesem Schritt ausgehen, können nur durch ein intensives, quantitatives Monitoring neuer Arten ab dem Zeitpunkt ihres Auftretens sowie durch geeignete Laborexperimente erkannt und beurteilt werden.

6.3 Eintrag auf Treibgut

Entsprechendes wurde für einen weiteren Einwanderer bei Helgoland durchgeführt. Die Meeresassel *Idotea metallica* wurde in der Mitte der 90er Jahre des 20. Jahrhunderts erstmalig bei Helgoland gefunden (Franke et al. 1999) (Abb. 7).

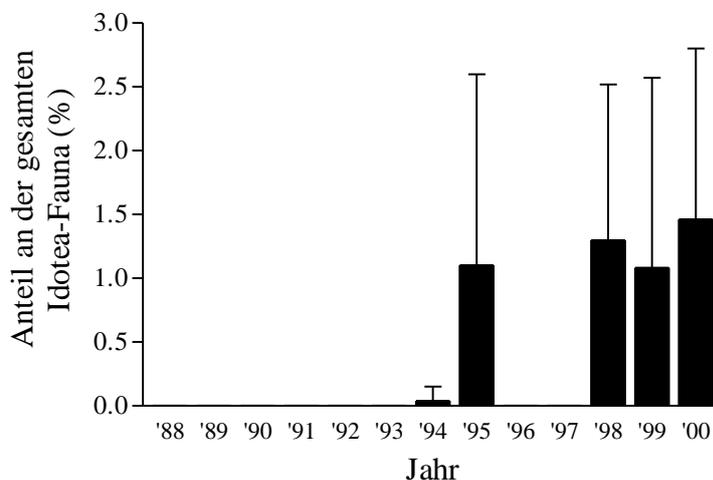


Abb. 7: Anteil (%) von *Idotea metallica* an der gesamten *Idotea*-Fauna auf treibenden Objekten bei Helgoland über den Zeitraum 1988 bis 2000. (verändert nach Franke & Gutow 2004)

Obwohl auch *Idotea metallica* keine planktonischen Entwicklungsstadien aufweist, verfügt diese Art doch aufgrund ihrer speziellen Lebensweise über einen sehr effizienten Verbreitungsmechanismus. *Idotea metallica* besiedelt Objekte, die an der Wasseroberfläche treiben. Auf treibenden Substraten können die Tiere mit Oberflächenströmungen passiv über zum Teil sehr weite Distanzen verdriftet werden. Die Effizienz dieser Form der Verbreitung ist dabei direkt von der Beständigkeit und Verfügbarkeit von treibenden Objekten abhängig (Thiel & Gutow 2004). Besonders beständige Objekte im Meer stellen die in den letzten Jahrzehnten verstärkt anfallenden Müllobjekte aus Plastik dar. Plastikmüll ist nicht biologisch abbaubar und reichert sich daher kontinuierlich in den Meeren an. Die bedeutendsten Quellen des Mülls im Meer sind große Küstensiedlungen und die Berufsschifffahrt. Horsmann (1982) hat errechnet, dass weltweit von der Berufsschifffahrt täglich rund 8 Millionen Müllobjekte ins Meer entsorgt werden. Zwar ist die weltweite Entsorgung von Müll im Meer in den letzten Jahren streng reglementiert worden, dennoch gelangen immer noch enorme Mengen anthropogenen Materials in die Weltmeere (Thiel & Gutow 2004). Auf die Bedeutung für die Verbreitung von Meeresorganismen und die Konsequenzen für die Umwelt hat Barnes (2002) hingewiesen. Über das Vorkommen von Müllobjekten in der Nordsee liegen keine aktuellen Untersuchungen vor. Die letzte quantitative Erhebung fand in den 80er Jahren des 20. Jahrhunderts statt (Dixon & Dixon 1983). Bei persönlichen Beobachtungen während vieler

Fahrten mit den Helgoländer Seebäderschiffen wurde regelmäßig treibender Müll gesichtet, was sicherlich auf die dichte Besiedlung der Nordseeküsten und die intensive Berufsschiffahrt zurückzuführen ist. Es ist dringend erforderlich, die in der Nordsee treibenden Objekte zu quantifizieren und auf darauf siedelnde Organismen zu untersuchen, um die Wahrscheinlichkeit der Einschleppung invasiver Arten auf diesen Weg abschätzen und gegebenenfalls entsprechende Maßnahmen ergreifen zu können.

Nach der Entdeckung von *Idotea metallica* in der Nordsee in den 90er Jahren wurden intensive Untersuchungen an dieser Art durchgeführt, um frühzeitig beurteilen zu können, ob ihr Auftreten bei Helgoland wichtige Folgen für die einheimische Artengemeinschaft haben wird. Es zeigte sich jedoch, dass *Idotea metallica* gegenüber einheimischen Arten konkurrenzunfähig ist und somit voraussichtlich keine kritischen Abundanzen erreichen wird (Gutow 2003). Hinzu kommt, dass *Idotea metallica* sehr kälteempfindlich ist. Die Tiere sind nicht in der Lage, eine Winterperiode in der Deutschen Bucht zu überdauern (Gutow & Franke 2001). Die Populationen brechen aufgrund ausbleibender Reproduktion während der kalten Wintermonate zusammen. Das wiederholte Auftreten bei Helgoland in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren (Abb. 7) basiert somit auf dem regelmäßigen Eintrag von Tieren im Frühjahr aus dem Atlantik. Dieses Beispiel veranschaulicht sehr deutlich die Effizienz des Verbreitungsmechanismus, der vor allem für kleine Crustaceen wie Amphipoden und Isopoden von großer Bedeutung zu sein scheint. In Rahmen von Langzeitbeobachtungen von Crustaceen auf treibenden Makroalgen seit 1988 wurden wiederholt Arten entdeckt, die für das Seegebiet um Helgoland bisher nicht bekannt waren (Franke & Gutow 2004). Auffällig ist hierbei, dass in den letzten Jahren vor allem Arten aus wärmeren Regionen wiederholt gefunden wurden (Tab. 6). Das lässt darauf schließen, dass die derzeitigen Temperatur- und/oder Strömungsbedingungen das Eindringen „südlicher“ Arten begünstigt. Auch für die bereits erwähnte *Caprella mutica* kann ein Transport nach Helgoland auf treibendem Material nicht ausgeschlossen werden. Saier (pers. Mitt.) hat beispielsweise bei Helgoland „große Caprelliden“ an treibenden Thalli der Braunalge *Sargassum muticum* beobachtet. Auch in ihrem japanischen Herkunftsgebiet ist *Caprella mutica* ein regelmäßiger Bewohner treibender *Sargassum*-Pflanzen (Sano et al. 2003).

Tab. 6: „Südliche“ Amphipoden, die auf treibenden Makroalgen bei Helgoland gefunden wurden. Jahre mit Nachweis für die jeweilige Art sind schwarz markiert. (verändert nach Franke & Gutow 2004)

	gefunden in												
	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
<i>Apherusa ovalipes</i>		■			■		■	■	■	■	■	■	■
<i>Atylus guttatus</i>						■	■	■	■		■	■	■
<i>Corophium acherusicum</i>						■	■	■			■	■	■
<i>Dexamine thea</i>											■	■	■
<i>Elasmopus rapax</i>	■	■		■				■	■	■	■	■	■
<i>Liljeborgia pallida</i>					■	■			■	■	■	■	■
<i>Stenothoe valida</i>											■	■	■
Summe	1	1	0	1	2	1	2	4	1	3	6	6	5

6.4 Schwimmkrabben und weitere Einwanderer

Während die Winter in der Deutschen Bucht für Oberflächenbewohner wie *Idotea metallica* und andere Sommerimmigranten offenbar noch zu kalt sind, scheint die von Wiltshire & Manly (2004) beschriebene langfristige Erwärmung des Meeres bei Helgoland zusammen mit anderen Veränderungen wie einer erhöhten Salinität und einer geringeren Trübung dem Meeresgebiet bei Helgoland einen mehr ozeanischen Charakter zu verleihen, der es Arten, die vorher nicht so tief in der Deutschen Bucht anzutreffen waren, erlaubt sich in diesem Gebiet anzusiedeln. So zeigten beispielsweise semiquantitative Probennahmen aus der Tiefen Rinne hohe Abundanzen der Schwimmkrabbe *Liocarcinus depurator* auf (Franke & Gutow 2004) (Abb. 8). Diese Art ist zwar aus der Nordsee bekannt, wurde aber zuvor nicht in dem Seegebiet bei Helgoland gefunden. In den Fängen waren Tiere aller Größen und Entwicklungsstadien sowie eiertragende Weibchen enthalten, was auf eine erfolgreiche Reproduktion der Art schließen lässt. Und auch andere Arten, die der „Lusitanischen Fauna“ zugerechnet werden, wie der Einsiedler *Diogenes pugilator*, wurden bei Helgoland gefunden. Dies zeigt, dass die beobachteten Veränderungen bereits deutliche biologische Effekte zeigen.

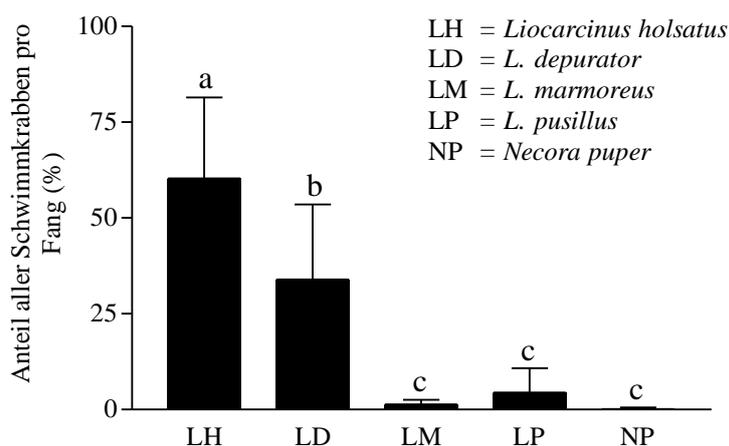


Abb. 8: Relative Abundanzen von Schwimmkrabben-Arten bei Helgoland (die Daten errechnen sich aus insgesamt 1187 Tieren aus 22 Proben, die zwischen März und August 2002 genommen wurden). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen statistisch signifikant unterschiedliche relative Abundanzen. (verändert nach Franke & Gutow 2004)

Da entsprechende Untersuchungen fehlen, können Prognosen über die ökologische Signifikanz des Auftretens der meisten dieser fremden Arten noch nicht erstellt werden.

6.5 Seepocken

Anders ist es für die Seepocke *Elminius modestus*, die erstmalig 1954 auf Helgoland beobachtet wurde (Den Hartog 1959, Kühl 1963). Diese Art wurde in den 40er Jahren des 20. Jahrhunderts auf Schiffsrümpfen von Australien nach Großbritannien eingeschleppt. Von dort aus hat sie sich in den Folgejahren rasch über alle Europäischen Küsten ausgebreitet (Crisp 1958). Auf Helgoland konkurriert *Elminius modestus* mit der einheimischen Seepocke *Semibalanus balanoides* um Siedlungsraum. Da *Elminius modestus* eher r-selektiert ist als *Semibalanus balanoides*, z.B. höhere Reproduktionsraten hat, wird die letztere weitgehend von der eingeschleppten Art verdrängt. In den vergangenen Jahrzehnten unterlag dieses Konkurrenzverhältnis starken interannuellen Fluktuationen, da *Elminius modestus* kälteempfindlich ist (Harms & Anger 1989, Harms 1999). Nach strengen Wintern war *Elminius modestus* stets stark reduziert, wodurch sich der Bestand von *Semibalanus balanoides* aufgrund des frei gewordenen Siedlungssubstrates wieder erholen konnte. In den letzten Jahren scheint *Semibalanus balanoides* jedoch von *Elminius modestus* von vielen Standorten auf Helgoland nahezu vollständig verdrängt worden zu sein. Dies kann eine Folge der langen Periode ungewöhnlich milder Winter sein. Es könnte sich hier jedoch auch um die

langfristige Adaptation von *Elminius modestus* an die Temperaturbedingungen der Nordsee handeln, die diese Art langfristig konkurrenzüberlegen machen würde.

6.6 Die Nordische Purpurschnecke

Tributylzinn (TBT) wird seit den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts intensiv in Antifouling-Anstrichen eingesetzt, um den Bewuchs durch tierische und pflanzliche Meeresorganismen auf großen und kleinen Schiffen, Seeschiffsfahrtszeichen und Hafen- und Fischereianlagen zu reduzieren. Da TBT aus der aufgetragenen Farbe ausgewaschen wird, wird es in großen Mengen in das freie Wasser abgegeben und entfaltet seine toxische Wirkung somit nicht nur bei den Aufwuchsorganismen, den sogenannten „Target species“. Im Wasser gelöst gelangen die Stoffe auch in die „Non-target species“, die keinen direkten Kontakt zu der durch TBT geschützten Oberfläche haben. Mollusken haben sich als besonders sensibel gegenüber der Wirkung von TBT erwiesen. So zeigt die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* unter dem Einfluss von TBT starke Schalendeformationen, was mit großen Verlusten in der Austernindustrie einhergeht (Alzieu 1991). So war es auch die Französische Regierung, die 1982 als erste ein Verbot von TBT-Anstrichen auf Booten von weniger als 25 Metern Länge aussprach, da die Sportbootindustrie als der Hauptverursacher der TBT-Kontamination der Meere angesehen wurde. In den Folgejahren schlossen sich zahlreiche weitere Staaten an, so dass das TBT-Verbot in den 90er Jahren in Westeuropa allgemein gültig war. Im Jahre 2003 ist ein weltweites TBT-Verbot für Schiffe unter 25 m Länge beschlossen worden, das bis 2008 (unter dem Vorbehalt der allgemeinen Ratifizierung) in Kraft treten soll (Champ 2000, <http://www.imo.org>). Zusätzlich zur gesetzlichen Reglementierung hat die Farbenindustrie sogenannte Co-Polymer-Anstriche entwickelt, aus denen das TBT langsamer ausgewaschen wird, was bewirkt, dass die toxische Wirkung fast ausschließlich bei direktem Kontakt wirksam wird. Trotz dieser Maßnahmen ist der Eintrag von TBT auch heute noch sehr hoch. Davies et al. (1998) schätzen den jährlichen TBT-Eintrag in die Nordsee auf rund 68 Tonnen. Bei zahlreichen Gastropodenarten bewirkt TBT eine Maskulinisierung der Weibchen, welche als „Imposex“ oder aber in anderer Form auch als „Intersex“ bezeichnet wird. Bis heute sind 69 Prosobranchia-Arten (Mollusca, Gastropoda) bekannt, die auf TBT-Belastung mit Imposex reagieren (Fioroni et al. 1991). Das prominenteste Beispiel hierfür ist die Nordische Purpurschnecke *Nucella lapillus*. Bei den Weibchen dieser Art bewirkt TBT die Ausbildung eines funktionslosen Penis und eines Vas deferens (Samenleiter). Dabei kann der Vas deferens derart stark entwickelt sein, dass er den Ovidukt (Eileiter) verschließt, was schließlich zur Sterilität der Weibchen führt. Im Extremfall sterben die Tiere an dieser

Missbildung, was in vielen belasteten Küstenbereichen zu einer starken Dezimierung des Bestandes bis zur vollständigen Auslöschung geführt hat. *Nucella lapillus* reagiert bereits auf relativ „geringe“ TBT-Konzentrationen ($< 2 \text{ ng Sn l}^{-1}$) (De Wolf et al., 2004), was diese Art zu einem sensiblen Indikatororganismus für die TBT-Belastung von Gewässern macht. Es wurden unterschiedliche Indizes (Relative Penis Size Index; Vas Deferens Sequence Index) entwickelt, die eine graduelle Abschätzung der TBT-Belastung zulassen.

In Zeiten vor der starken TBT-Belastung der Nordsee war *Nucella lapillus* auch ein regelmäßiges bis häufiges Faunenelement auf der Insel Helgoland. Wie in anderen Gebieten war jedoch auch hier nach 1960 ein starker Einbruch der Population zu beobachten (Abb. 9).

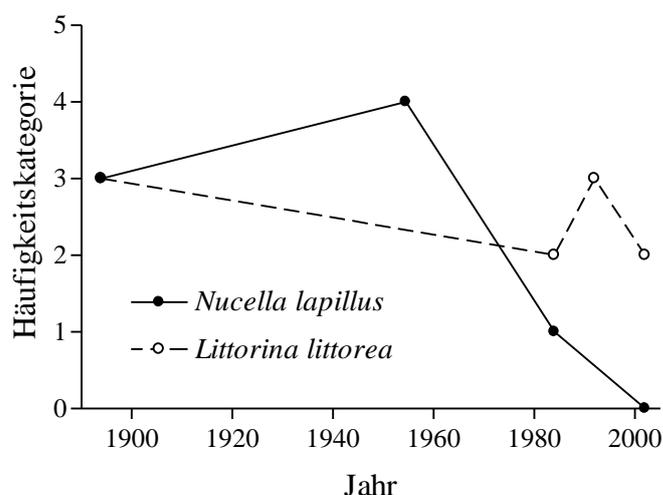


Abb. 9: Populationsentwicklung von *Nucella lapillus* und *Littorina littorea* bei Helgoland dokumentiert anhand der für die vorliegende Arbeit definierten Häufigkeitskategorien

Leider liegen keine genaueren Untersuchungen zur Belastung der Tiere Helgolands vor. Die zeitliche Übereinstimmung dieser negativen Entwicklung mit anderen Europäischen Standorten lässt jedoch kaum Zweifel an der Kausalität aufkommen. Erstaunlich ist hierbei jedoch die starke Reaktion der Helgoländer Population. Deutliche Effekte der TBT-Kontamination wurden meist in geschützteren Küstenregionen mit relative geringem Wasseraustausch beobachtet, wo die Anreicherung von TBT im Wasser und im Sediment begünstigt wird. Vielfach hat sich gezeigt, dass die Wirkung der TBT-Belastung auf die *Nucella*-Population schon in wenigen Kilometern Abstand zu belasteten Häfen deutlich abnimmt. Zwar können Effekte auch auf der offenen See beobachtet werden, dabei ist die Intensität der Effekte jedoch umgekehrt proportional zur Entfernung zu der TBT-Quelle (Svavarsson, 2000). Helgoland ist 40-60 km vom Festland entfernt. Die Sportboothäfen der Insel können nicht gerade als groß bezeichnet werden. Außerdem herrscht bei Helgoland

aufgrund der Lage in der offenen Nordsee ein intensiver Wasseraustausch. Dies alles sind Faktoren, die die TBT-Belastung bei Helgoland deutlich mindern sollten. Dennoch ist die Helgoländer *Nucella*-Population nach 1960 nahezu vollständig zusammengebrochen. Reichert (2002) hat bei ihren systematischen Untersuchungen des Helgoländer NO-Felswatts nicht ein einziges Tier finden können. Diese deutliche Reaktion zeigt die hohe Störungsanfälligkeit und das geringe Potential zur schnellen Regeneration der Populationen von Arten wie *Nucella lapillus*. Diese Art verfügt nicht über ein planktonisches Verbreitungsstadium. Die Jungtiere kommen fertig entwickelt zur Welt und leben sofort benthisch. Das Fehlen „gesunder“ benachbarter Populationen in einem Offshore-Standort wie Helgoland, erschwert die Regeneration dieser beeinträchtigten Population. Neue Individuen erreichen die Insel nur zufällig (also sporadisch) oder entwickeln sich aus der stark dezimierten einheimischen Population, was häufig ein sehr langwieriger und oft auch unwahrscheinlicher Prozess ist, da in einer ausgedünnten Population für ein Tier die Wahrscheinlichkeit gering ist, einen Sexualpartner zu finden.

Wie an vielen anderen Europäischen Standorten ist auch auf Helgoland in den letzten Jahren eine Erholung des *Nucella*-Bestandes zu beobachten. In diesem Jahr (2004) wurden von Reichert in einer einmaligen Zählung auf einer Station im Helgoländer Felswatt bereits 30 Tiere pro m² gefunden. Es ist unbedingt erforderlich, die Populationsentwicklung von *Nucella lapillus* in den nächsten Jahren (und auch langfristig) genauestens zu beobachten. Dabei sollten die zum Monitoring der TBT-Belastung entwickelten Indizes auf die gefundenen Tiere angewendet werden, um eine Einschätzung der Anfälligkeit des Standortes Helgoland für diese und vergleichbare Kontaminationen beurteilen zu können.

Die quantitative Belastung Helgolands durch TBT, die sich in dem Rückgang der *Nucella*-Population niedergeschlagen hat, kann heute nur noch grob rekonstruiert werden. Während *Nucella lapillus* als Indikatororganismus für TBT-Konzentrationen um 2 ng Sn l⁻¹ verwendet wird, werden unterschiedliche Abstufungen der Intersex-Ausprägung bei der Strandschnecke *Littorina littorea* unterschieden, um hohe TBT-Konzentrationen um 10 ng Sn l⁻¹ aufzuzeigen (Bauer et al. 1997). Wie aus Abb. 9 hervorgeht, war ein Einbruch der Population, wie er in dem Zeitraum bei *Nucella* erfolgte, für *Littorina littorea* nicht zu beobachten. Daraus könnte geschlossen werden, dass die TBT-Belastung zu gering war, um bei *Littorina littorea* stark schädigende Effekte hervorzurufen.

Die extreme Reaktion der Helgoländer *Nucella*-Population könnte auch durch das Zusammenwirken verschiedener Faktoren hervorgerufen worden sein. Evans et al. (2000) konnten feststellen, dass die Imposex-Rate in *Nucella*-Populationen, die unterhalb großer

Seevogelkolonien leben, auffällig hoch ist. Die Autoren vermuten, dass dies durch Bestandteile der Vogelexkreme hervorgehoben werden könnte, wobei die genauen Zusammenhänge bisher jedoch unbekannt sind. Hüppopp (1997) und Exo et al. (2003) haben gezeigt, dass der Bestand an brütenden Seevögeln in den 1990er Jahren dramatisch zugenommen hat. Dies wird auf ein verbessertes Nahrungsangebot für die Seevögel zurückgeführt. Durch die Überfischung des Dorsches in der Nordsee, wuchsen die Bestände kleinerer Fische wie Sandaal, Wittling und Leierfisch stark an (Groeneveld & Bergmann, 2003). Diese stellen eine wichtige Nahrungsgrundlage für Seevögel dar. Die Vergrößerung der Brutvögelbestände könnte der *Nucella*-Population durch eine vermehrte, schädlich Produktion von Exkrementen zusätzlich geschadet haben, was schließlich den Effekt des TBTs verstärkt hat. Auf diese Weise kann die Überfischung des Dorsches indirekt über das Nahrungsnetz eine schädigende Wirkung auf einen Organismus haben, der scheinbar keine direkte Beziehung zum Dorsch aufweist.

6.7 Der Helgoländer Hummer

Das Verbreitungsgebiet des Europäischen Hummers *Homarus gammarus* erstreckt sich im ostantlantischen Bereich vom Nordkap über die Britischen Inseln und Portugal bis nach Marokko. Er besiedelt zusätzlich das Mittelmeer bis in die Ägäis. *H. gammarus* ist ein nachtaktiver Höhlenbewohner. Bedingt durch dieses Verhalten ist der Hummer auf ausgedehnte Hartsubstrate angewiesen, da er Versteckmöglichkeiten tagsüber und auch während der Häutung benötigt. Deshalb ist die Art in der Nordsee auch nur im Bereich des Felssockels von Helgoland zu finden, dem einzigen ausgeprägten Hartsubstratbereich in der Nordsee.

Zwar wurden vereinzelte Tiere auch in anderen Bereichen gefunden, eine umfangreiche molekulargenetische Populationsstudie, die im europäischen Maßstab stattfand, zeigte jedoch, dass die Helgoländer Population weitestgehend eigenständig ist. Folgerichtig sind Zuzüge durch mögliche Wanderungsaktivität der adulten Tiere unwahrscheinlich. Eine Abschätzung von Driftwegen während der Larvenphase schließt einen Einfluss auf die genetische Struktur der lokalen Population ebenfalls weitgehend aus (Ulrich et al. 2001).

Dem entsprechend kann man die Inselformation tatsächlich als „Helgoländer Hummer“ bezeichnen. Zudem ist die Art ein Endverbraucher im benthischen Nahrungsnetz, die ab einer bestimmten Körpergröße keine natürlichen Feinde mehr hat. Damit kommt dieser Art eine Indikatorfunktion zu, die Rückschlüsse auf Veränderungen des lokalen benthischen Artenrepertoires bei Helgoland zulässt. Im Gegensatz zum westatlantischen Hummer

Homarus americanus sind auch die anderen genetisch gestesteten Populationen vom Nordkap bis in die Adria vergleichsweise eigenständig, haben also jeweils auch regionale Bedeutung. In einer Zusammenstellung über Bioindikatoren im EU-Verbundprojekt BIOMARE wird der Hummer deshalb als Indikatorart aufgeführt (Féral et al. 2003).

Berichte über eine intensive Hummerfischerei bei Helgoland gibt es seit dem 18. Jahrhundert. Bis zum 2. Weltkrieg gehörte der Hummer zum Grundnahrungsbestand der Inselbevölkerung wurde aber auch in großen Mengen als Delikatesse auf dem Festland verkauft. In den 1930er und 1940er Jahren lagen die jährlichen Fangzahlen bei 40000 Stück. Seit den 70er-Jahren sind die Hummerfänge auf ein allerdings konstantes Minimum von 100 bis 500 Tieren zurückgegangen. Es handelt sich also um einen massiven Populationseinbruch. Seit 2000 gibt es ein von der Landesregierung in Schleswig-Holstein gefördertes Forschungsprojekt, das einerseits die Erforschung der Ursachen des Rückganges andererseits die Voraussetzungen für eine Wiederaufstockung durch Zucht zum Ziel hat (Anträge und Projektleitung, F. Buchholz). Zudem wird die Rolle der Art im benthischen Nahrungsnetz durch Verhaltensexperimente und Markierungs-/Wiederfangversuche im Feld eingehend untersucht. Aus den Zwischenberichten an den Projektträger werden, im Hinblick auf die Indikatorart Helgoländer Hummer, im Folgenden Ergebnisse zitiert (Buchholz und Dissertationen Mehrtens, Walter, unveröffentlicht).

Einen starken Einfluss auf die Population hatte zweifellos der 2. Weltkrieg, obwohl in dieser Zeit kaum Hummerfang stattfand. Zunächst ging durch große militärische Bauaktivität (s. Änderungen der Meeresumwelt, S. 7 ff.), die bereits vor dem 1. Weltkrieg begonnen hatte, ein Teil des Habitats für den Hummer verloren. Allerdings dürfte dieser Verlust insgesamt weniger als 10% betragen haben, wenn man das neu aufgespülte Gelände und die Hafenanlagen im Bereich der Hauptinsel und der Düne zum Gesamtbereich des Felssockels einschließlich Steingrund, von ca. 40 km², in Bezug setzt. Weiterhin wurde durch die starke Bombardierung 1944 – 1951 nicht nur die Population direkt dezimiert, sondern auch das Unterwasserhabitat verändert. Ob dieses einen wesentlichen Einfluss auf den Hummer oder aber auf die ökologischen Beziehungen zwischen Hummer und Taschenkrebs (*Cancer pagurus*) hatte, ist bisher ungeklärt. Zwischen beiden Arten bestehen Nahrungs- und Raumkonkurrenz. Der Taschenkrebs benötigt ebenfalls Felsgrund und ist daher ein weiterer typischer Bewohner des Helgoländer Felssockels. Es ist auffällig, dass die Fangzahlen des Krebses in den 1980er und 90er Jahren stark anstiegen. Allerdings blieben diese in den letzten 10 Jahren konstant. Da Krebs und Hummer die gleiche ökologische Nische besetzen, liegt eine Besetzung frei werdender Hummerhöhlen durch den Taschenkrebs nahe. Dass eine

unmittelbare Nahrungskonkurrenz zugrunde liegt, ist dagegen wenig wahrscheinlich. Auch eine unmittelbare Verdrängung ist nicht eindeutig nachgewiesen. Verhaltensuntersuchungen zeigen zumindest, dass juvenile Hummer junge Taschenkrebse ihrerseits eindeutig verdrängen, da sie ein wesentlich komplexeres Verhaltensrepertoire haben. In der Adultphase wurden dagegen Verdrängungen von Hummern durch Taschenkrebse registriert. Eine Rolle in der Konkurrenz kann aber auch spielen, dass der Taschenkrebs wesentlich unempfindlicher gegen Schadstoffe und Umweltveränderungen zu sein scheint als der Hummer.

Erstaunlicherweise erbrachten die Fangzahlen für *Homarus* ab 1959 umgerechnet auf das Ergebnis pro Fischerboot ähnliche Kilogramm-Werte wie vor dem Krieg, während die Stückzahlen zurückgingen. Das heißt, dass viele große Tiere den Krieg überlebt hatten. Bis in die Mitte der 1960er Jahre ging die intensive Befischung weiter, zu deren Ende der eigentliche Populationseinbruch erfolgte. Die laufende Populationsanalyse zeigt gleich bleibende Fangzahlen von wenigen 100 Tieren pro Jahr. In den letzten zehn Jahren ist bei gleich bleibendem Fischereidruck dagegen eine leichte aber konstante Zunahme erkennbar. Die Daten lassen erkennen, dass die Fischerei auf Hummer – deren Umfang nach dem Krieg zunächst etwa 30 Boote mit je ca. 30 Hummerkörben betrug - nicht allein für den Populationszusammenbruch verantwortlich gemacht werden kann.

Das Wechselspiel der Arten, der Einfluss der Umweltänderungen und die chemische Ökologie, das heißt Untersuchungen der Rolle und der Struktur der Signal- und Duftstoffe und auch deren Störungen sind zur Zeit aktive Forschungsthemen der BAH.

Der Einfluss von Umweltveränderungen wird im Projekt auch experimentell untersucht. Offenbar hat zum einen die Belastung durch Kohlenwasserstoffe aus dem Erdöl- und Schiffsbetriebstoffsereich, die in den 70er Jahren sprunghaft anstieg (heute konstant 2 µg/l) auch den Hummer beeinflusst. Experimentell zeigte es sich, dass bereits Erdöl-Kohlenwasserstoffe von schon 10 µg/l sowohl das Verhalten als auch die Riechfähigkeit des Hummers beeinträchtigen. Dieses betrifft sowohl die Einstellung von Hierarchien zwischen den Tieren, als auch die Nahrungs- und Sexualpartnerfindung. Die relativ kurze Larvalzeit ist ebenfalls eine besonders kritische Lebensphase. Durch die deutliche Erwärmung der Nordsee (+1.1°C seit 1962) verschiebt sich der Frühlingsanstieg der Temperaturen nach vorne, während die Phytoplanktonblüten später einsetzen. Der Larvenschlupf der Hummer wiederum ist temperatursynchronisiert. Es wird zur Zeit intensiv untersucht, ob und in wie weit diese veränderten zeitlichen Abfolgen die Hummerentwicklung beeinflussen.

Im Zusammenhang mit der Beurteilung der Gewässergüte ist die Art *Homarus gammarus* auf Grund ihres ausgeprägten Verhaltensrepertoires, ihrer Empfindlichkeit gegen Störungen und

der bereits vorliegenden Kenntnisse ihrer Autökologie eine gute Indikatorspezies speziell des Helgoländer Felssockels und wird auch in dieser Hinsicht weitergehend untersucht werden.

7. Evaluierung der Wasserqualität und Feststellung der Wassergüte für Makrozoobenthos

Die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – kurz Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000) – stellt die „Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers“ (Art. 1) dar. Langfristiges und nachhaltiges Ziel ist die Vermeidung einer Verschlechterung der Wasserqualität im Hinblick auf Erhaltung und Schutz der aquatischen Ökosysteme sowie die Verbesserung einer wirtschaftlichen Wassernutzung und der Schutz der vorhandenen Ressourcen. Diesem Ziel gehen intensive Analysen der ausgewiesenen Gewässertypen voraus, die anhand von festgelegten Qualitätskomponenten signifikante Belastungen der entsprechenden Gewässer erfassen und beurteilen.

Die vorliegende Arbeit liefert für den Küstengewässertyp N5 (Standort Helgoland) und die biologische Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ hinsichtlich der EU-WRRL eine Beurteilung des ökologischen Gütezustandes. Diese Beurteilung beruht auf dem Vorschlag eines Klassifizierungssystems, das auf einem historischen Referenzzustand aufbaut und ein praktikables und effizientes Monitoring für die Umsetzung der konkreten Umweltziele (EU-WRRL, 2000, Art. 4) zum Schutz und Erhalt aquatischer Ökosysteme anstrebt.

Innerhalb der normativen Begriffsbestimmungen für den ökologischen Gütezustand von Küstengewässern, legt die WRRL der biologischen Qualitätskomponente „benthische wirbellose Fauna“ fünf Kategorien zu Grunde. Diese reichen von „sehr gut“ über „gut“ und „mäßig“ bis hin zu „unbefriedigend“ und „schlecht“. Die unterschiedlichen Kategorien beschreiben den zunehmenden Grad der Änderung in der Artenvielfalt und Abundanz der verschiedenen Taxa in Zusammenhang mit „störenden Einflüssen“. Eingeschlossen ist hierbei die quantitative Abnahme insbesondere sensibler Taxa als Indikatororganismen für eine zunehmende Verschlechterung der Wasserqualität.

Um diesbezüglich, aber auch generell aussagekräftige Änderungen feststellen zu können, muss zuvor für den entsprechenden Gewässertyp ein typenbezogener Referenzzustand definiert werden. Dieser Referenzzustand soll den möglichst „natürlichen“ und „erstrebenswerten“ Zustand eines Gewässers widerspiegeln. Die Schwierigkeiten der

Referenzfindung und -definition werden von Rohde & Nixdorf (2002) kritisch dargelegt und diskutiert. Im Vordergrund der Problematik steht die zeitliche, qualitative und quantitative Benennung eines unbeeinflussten Referenzzustandes für ein – speziell im Falle von Küstengewässern – offenes, dynamisches und sich selbst veränderndes System.

7.1 Darstellung des Bewertungsverfahrens zur Bestimmung des Gütezustandes

Für die Beurteilung des aktuellen Zustandes des Makrozoobenthos wurde in der vorliegenden Arbeit ein Vergleich historischer Daten für den Zeitraum von 1850 bis 1950 als „historisches Leitbild“ bzw. Referenzzustand herangezogen. Die Problematik, die vorliegenden historischen Daten mit dem aktuellen Zustand zu vergleichen und somit einen „wahren“ Referenzzustand benennen zu können, wurde schon in der Methodenkritik (S. 16-20) ausführlich diskutiert. Die im Zuge der Datenerfassung vergebenen Häufigkeitskategorien, die eine Vergleichbarkeit der historischen mit den aktuellen Untersuchungen überhaupt erst möglich machen, binden ein gewisses Maß an Subjektivität sowie einen nicht weiter abschätzbaren Fehler ein. Die Autoren sind sich der gebotenen Vorsicht bei der Betrachtung und Bewertung des Gütezustandes bewusst. Das hier angewandte Verfahren zur Klassifizierung und Beurteilung des Gütezustandes liefert dennoch einen praktikablen, effizienten und übertragbaren Ansatz zur Erfassung einer Veränderung der Makrozoobenthosgemeinschaft Helgolands. Dennoch ist es ratsam, die von uns angewandte Methode anhand von Standorten mit ausreichenden Vergleichsdaten zu bestätigen.

Die Betrachtung der rein qualitativen Angaben für den historischen sowie den aktuellen Zeitraum ermöglicht es, eine Änderung in der Artenzusammensetzung zu beschreiben. Hierfür wurde der Sørensen-Index herangezogen, der – in Prozentwerten ausgedrückt – ein Maß für die Ähnlichkeit zweier Artengemeinschaften ist. Ein hoher Index weist auf hohe Artidentität, geringe Fluktuation und eine stabile Gemeinschaft hin. Niedrige Werte dagegen kennzeichnen geringe Artidentität und hohen Artenaustausch. Mit abnehmenden Werten des Sørensen-Index kann somit graduell eine zunehmende Veränderung in der Artzusammensetzung erfasst werden, wobei sowohl Zunahmen als auch Abnahmen der Artenzahlen berücksichtigt werden. Dieser Gradient wurde den fünf Kategorien der WRRL zur Klassifizierung der Güte angepasst (Tab. 7). Die Festlegung eines abnehmenden, fünfstufigen Gradienten des Sørensen-Index, macht die Bestimmung des Gütezustandes somit zu einem objektiven und nachvollziehbaren Verfahren.

Tab. 7: Klassifizierungssystem des ökologischen Gütezustandes basierend auf der prozentualen Angabe der Artidentität nach Sørensen

Sørensen Index (Artidentität)	Ökologischer Gütezustand (Vergabe der Kategorien nach WRRL)
100-81 %	1 = sehr gut
80-61 %	2 = gut
60-41 %	3 = mässig
40-21 %	4 = unbefriedigend
20-0 %	5 = schlecht

7.2 Benennung der relevanten „Impacts“

Die Differenzierung zwischen einzelnen anthropogenen Einflüssen, die möglicherweise eine Veränderung im Bestand des Makrozoobenthos vor Helgoland hervorrufen könnten, ist praktisch unmöglich. Der kausale Zusammenhang kann vielfach nicht zuverlässig hergestellt werden, da viele in Frage kommende „Impacts“ zeitgleich auftreten und deren Wirkung somit nicht getrennt betrachtet werden kann, zumal viele negative Einflüsse ähnliche Effekte zur Folge haben. Weiterhin gibt es in der Regel keine scharfen Grenzen, die einen zeitlichen Anfang oder ein Ende eines „Impact“ belegen können, was den Bezug zu einer sichtbaren Reaktion im Makrozoobenthos erschwert. Darüber hinaus ist in vielen Fällen nicht bekannt, wie nachhaltig bestimmte Einflüsse wirken. Oft ist es auch eine Kombination von Effekten, die kumulativ und häufig indirekt ihre Wirkung entfalten, und daher schwer zu rekonstruieren sind. Für die vorliegende Untersuchung kann nur gesagt werden, dass in der zweiten Hälfte des 20. Jhd. eine deutliche Zunahme verschiedener anthropogener Einflüsse belegt ist (Tab. 8). Dieser Zunahme ist gewiss ein großer Teil des abnehmenden Trends in den Abundanzen verschiedener benthischer Invertebraten in den späten siebziger Jahren bis heute zuzuschreiben.

Dennoch konnte anhand der Bestands- und Abundanzänderungen von Vertretern verschiedener Taxa für Helgoland die Wirkung einzelner „Impacts“ nachgewiesen werden (siehe Fallstudien). So kann beispielsweise die **intensive Befischung mit Bottom-trawls** im letzten Viertel des 19. Jhd. für den Zusammenbruch der Helgoländer Population der Europäischen Auster *Ostrea edulis* aber auch für die Habitatzerstörung der seltenen *Nucula nucleus*-Gemeinschaft verantwortlich gemacht werden. Ein weiteres Beispiel ist **der Eintrag kommerziell nutzbarer Arten** in die Nordsee, wie beispielsweise der pazifischen Auster

Crassostrea gigas. Dies trägt maßgeblich zum Verbreitungspotential der Auster bei und somit zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung in neuen Gebieten wie z.B. auf dem Hartsubstrat vor Helgoland. Weiterhin ist hierbei die Zahl der Arten nicht zu unterschätzen, die mit Kulturorganismen wie *C. gigas* eingeschleppt werden und einen entsprechenden Einfluss auf die Artendiversität Helgolands haben (z.B. der Amphipode *Caprella mutica*). Neben dem gezielten Einbringen von Arten in neue Gebiete, finden sich jedoch immer wieder Arten, die als „blinde Passagiere“ im **Aufwuchs der Schiffsrümpfe bzw. im Ballastwasser größerer Schiffe** in neue Gebiete verbracht werden und diese zum Teil erfolgreich besiedeln. Ein Beispiel für Helgoland ist die Seepocke *Elminius modestus*, die vermutlich 1954 von Australien nach Großbritannien eingeschleppt wurde.

Als weiteres deutliches Beispiel ist die zunehmende Menge an nicht abbaubaren **Müllobjekten in der Nordsee** zu nennen, die vornehmlich den Küstensiedlungen und der Berufsschiffahrt entstammen. Diese treibenden Objekte bieten einer Reihe von Organismen ein entsprechendes Substrat, auf welchem sie mit den Meeresströmungen weithin verdriftet werden können. Von diesem mitunter überaus effizienten Verbreitungsmechanismus zeugen erstmalige Funde der Meeresassel *Idotea metallica* vor Helgoland in der Mitte der 1990er Jahre.

Die Auswirkungen der vom Menschen ins Meer eingebrachten **chemischen Substanzen** auf die Fauna sind zur Zeit nicht abzuschätzen. Sie reichen von Erdöl und seinen Abbauprodukten bis zu synthetisierten Stoffen, die in der Natur (noch) gar nicht gefunden werden. Die für Helgoland aufgeführten Beispiele des Hummers und der Purpurschnecke weisen jedoch auf eine große ökologische Durchschlagskraft hin.

Tab. 8: Wichtige anthropogenen "impacts" in der Nordsee von 1890 bis 2004 (Lozán et al., 2003) sowie Abundanzänderungen bei Mollusken, Polychaeten und Crustaceen

"Impacts"	1890-1900	1900-1910	1910-1920	1920-1930	1930-1940	1940-1950	1950-1960	1960-1970	1970-1980	1980-1990	1990-2000	2000-2004		
Hafenbau Helgolands		1908 bis 1916 Bau		1920-22 Rückbau		1936 bis 1943 Bau								
II. Weltkrieg						1945 intensive Bombardierung; 1947 Sprengung mit 6700 t Sprengstoff; weitere Bombardierungen bis 1952								
Schleppnetz- und Raubkurrenfischerei							Mit Entwicklung von Echolot & Sonar wird eine starke Zunahme der wirtschaftlichen Fischerei ab den 1950ern gefördert; Start der Seerangefischerei (Kurre) in den 1960ern, genereller Fangzuwachs bis in die 1970er, Überfischung und kontinuierlicher Rückgang							
Nährstoffe und Eutrophierung aus der landwirtschaftl. Düngung und der Belastung der Atmosphäre							1962-77 kontinuierlicher Anstieg; 1977-85 Höchstwerte		P Reduktion, N: Anstieg; Massenerhebung des Phytoplankton; 1981-83: O ₂ Mangel in der Dt. Bucht; 1985-93 Abnahme der Eutrophierung		2002 noch immer 60-90% über dem angenommenen natürlichen Wert			
Installation von Öl- und Gasbohrmeistern Schiffediesel							1960er		zw. 1984 und 1993 Öleintrübung bereits um 60% reduziert; 1997 Verbot ölhaltiger Bohrschlämme; 1999 Verbot Tankspülung auf See		2002 noch 10.000 t Öl/Jahr			
Hamburger Klärschlammverklappung Ostseeabverklappung							in Deutschland 1961 bis 1980; 1969-1989	Dünns.			Austrainer bis 1998			
Schwermetalle (Cd, Hg, Cu, Pb)							ab 1950er starker Anstieg			ab 1985 Rückgang	1990-96 um 1/3 bis 1/4 gesenkt			
Verbrennung und Verklappung von chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW)											Beginn der 80er; Rückgang nach 1990			
Eintrag synthetischer organischer Chemikalien (Pestizide/ Insektizide), z.B.: PCB, HCH (Lindan) und TBT						seit den 30er in die Umwelt entlassen	Anstieg des DDT in der Umwelt	1970er Einführung von Organozinn Verbindungen in Antifouling	1980 bis frühe 1990er Nachweis in Sedimenten und Organen; 1982 Verbot von TBT in Antifouling für Schiffe > 25 m					
Trends in Abundanzänderungen benthischer Mollusken														
Helgoländ: 14,2 % aller Mollusken vor Helgoland zeigen einen Trend zur Abnahme												Rückgang ab den 1940ern	zwischen 1984 und 2002: Tiere nur noch selten oder vereinzelt, zum Teil nicht mehr vorhanden	
Tiefe Ränne: 7,6 % aller Mollusken der Tiefen Ränne zeigen einen Trend zur Abnahme												allgemeiner Rückgang gegen Ende der 1980er	in den 1990ern werden entsprechende Funde eher selten	
Trends in Abundanzänderungen benthischer Polychaeten														
Helgoländ: 9,2 % aller Polychaeten vor Helgoland zeigen einen Trend zur Abnahme													Ende der 1980er bis 2004 tendenzieller Rückgang der Abundanz	
Tiefe Ränne: 7,6 % aller Mollusken der Tiefen Ränne zeigen einen Trend zur Abnahme													In späten 1980/90er, zeigen die Polychaeten in den Abundanz tendenziell mehr Abnahmen als Zunahmen	
Trends in Abundanzänderungen benthischer Crustaceen														
Helgoländ: 4,7 % aller Crustaceen vor Helgoland zeigen einen Trend zur Abnahme													Rückgang während der 1980er Jahre	2002 Funde: selten oder vereinzelt
Tiefe Ränne: 2,7 % aller Crustaceen der Tiefen Ränne zeigen einen Trend zur Abnahme													In den späten 1980ern zeigen die Crustaceen vereinzelt Abnahmen in ihren Abundanz nur bei <i>P. bernhardus</i> kann zwischen 1938 und 1995 eine Zunahme verzeichnet werden	

7.3 Beurteilung des Gütezustandes der Wasserqualität vor Helgoland

Trotz der oben genannten Schwierigkeit, den Veränderungen der Artenzusammensetzung aber auch der jeweiligen Abundanzen verschiedener Arten einen ursächlichen Einfluss zuzuschreiben, konnten wir zumindest in den drei Großgruppen der Mollusken, der Polychaeten und der Crustaceen deutliche Reaktionen über die Zeit nachweisen. Innerhalb der Mollusken konnte für den Standort Helgoland ein deutlicher Trend zur Abnahme der Abundanzen verzeichnet werden. Eine Abnahme konnte auch für die Polychaeten gezeigt werden. Weiterhin wies diese Gruppe sowohl auf dem Standort Helgoland als auch in der Tiefen Rinne einen sehr großen Artenaustausch über die Zeit auf. Ein sehr ähnlicher Trend spiegelte sich innerhalb der Crustaceen wieder. Der Artenverlust innerhalb dieser Gruppe auf dem Standort Helgoland, ist maßgeblich den Amphipoden zuzuschreiben.

Alle drei Gruppen erwiesen sich aufgrund ihrer deutlichen Veränderungen über die Zeit als sensible Organismengruppen. Ihr jeweiliger Artenreichtum macht sie darüber hinaus zu verlässlichen und aussagekräftigen Gruppen. Unsicherheiten der Benennung einiger Arten in historischen Arbeiten fallen bezogen auf die ganze Gruppe wenig ins Gewicht.

Aus diesem Grund wurde für den Standort Helgoland sowie für die Tiefe Rinne für alle Vertreter der Mollusken, Polychaeten und Crustaceen die Anzahl der Arten des historischen und des aktuellen Zeitraumes sowie die Anzahl der gemeinsamen Arten herangezogen und der Sørensen-Index berechnet. Der Standort Austerbank wurde nicht mit einbezogen, da keine Daten für den aktuellen Zeitraum vorliegen. Da es aber an diesem Standort zu einer vollständigen Auslöschung der *Nucula nucleus*-Gesellschaft kam, wird der Zustand dieser Biozönose auch ohne genaue Kenntnisse des Sørensen-Indexes als „schlecht“ eingestuft. Jedoch ist das Schicksal der Austerbank als „historisches Warnsignal“ vor allem vor Überfischung zu sehen, die jedoch schon lange zurück liegt. Die Bewertung der Austerbank sollte daher nicht als Maßstab für die aktuelle Klassifizierung herangezogen werden.

Der für Helgoland und die Tiefe Rinne errechnete Wert des Sørensen-Indexes von 44,5 % bzw. 43,7 % ist ein Gesamtmaß der Veränderung und beinhaltet die drei aussagekräftigsten Gruppen an den Standorten. Die Werte zeigen eine Veränderung in den jeweiligen Artzusammensetzungen von über 50 % an.

Anhand der an das Klassifikationssystem der WRRL angepassten Kategorien (s. Tab.7), stellen wir somit einen „mäßigen“ Gütezustand der Wasserqualität vor Helgoland (Küstengewässertyp N5) für die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ fest.

8. Empfehlung für zukünftiges Monitoring

Um Veränderungen in einer Artengemeinschaft bestimmten natürlichen oder anthropogenen Umweltveränderungen zuschreiben zu können, müssen Daten vorliegen, die einen räumlichen und zeitlichen Zusammenhang der beobachteten Reaktionen mit der jeweiligen Veränderung belegen. Qualitative Reaktionen der Artengemeinschaft in Form von Verschwinden oder Auftauchen von Arten stellen eine sehr deutliche Reaktion auf einen „Impact“ dar. Ein häufiges Problem bei der vorliegenden Analyse war es, dass aufgrund der zum Teil sehr großen Zeiträume (z.T. Jahrzehnte) zwischen den einzelnen Untersuchungen die Auslöschung oder das Auftauchen von Arten nicht genau datiert werden konnte. Somit war es häufig nicht möglich, die beobachtete Veränderung zeitlich mit einem Umwelteinfluss in Verbindung zu bringen. Es muss also in zukünftigen Untersuchungen durch eine geeignete zeitliche Auflösung, also durch eine ausreichend hohe Untersuchungsfrequenz, der häufig bemängelte „Snapshot-Charakter“ sporadischer Benthosuntersuchungen vermieden werden.

Das Monitoring von Lebensgemeinschaften darf sich jedoch nicht nur auf die Identifizierung qualitativer Veränderungen von Lebensgemeinschaften beschränken. Ziel des Umweltmonitorings muss es sein, Veränderungen in der Umwelt schnell und zuverlässig zu erkennen, und ihre Verknüpfung mit gleichzeitig beobachteten Veränderungen in Lebensgemeinschaften nachzuweisen. Nur so kann rechtzeitig auf als wirksam identifizierte „Impacts“ reagiert und extremen Reaktionen wie dem Auslösen von Arten, welches ganze Ökosysteme nachhaltig stören kann, zuvor gekommen werden. Das bedeutet, dass feinere Reaktionen der Arten einer Gemeinschaft beobachtet werden müssen, um bereits geringe Wirkungen schädigender Einflüsse, etwa zu Beginn des Eintrages eines Schadstoffes, aufdecken zu können. Diese feineren Reaktionen der Arten spiegeln sich meist in Änderungen der absoluten und relativen Individuenzahlen wider, die nur durch ein quantitatives Monitoring der Faunengemeinschaft erfasst werden können. Auch hierbei ist die Frequenz mit der die Erhebungen durchgeführt werden von Bedeutung, um „natürliche“ Schwankungen der Populationsdichte, die auf natürlichen Rhythmen wie zum Beispiel intra- und interannuellen Temperaturschwankungen basieren, von anthropogenen Störungen unterscheiden zu können.

Um Fehlinterpretationen aufgrund natürlicher interannueller Populationsschwankungen zu vermeiden, sollte die Untersuchungsfrequenz niedriger sein als die Frequenz natürlicher Umweltzyklen.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnten drei Gruppen identifiziert werden, anhand derer der Zustand des Helgoländer Makrozoobenthos zuverlässig beschrieben werden kann. Die **Mollusken**, die **Polychaeten** und die **Crustaceen** stellen die artenreichsten Gruppen des Helgoländer Makrozoobenthos dar. Aufgrund ihres Artenreichtums sind diese Gruppen robust gegenüber methodischen Unregelmäßigkeiten beim Monitoring wie zum Beispiel dem Austausch von Bearbeitern. Werden vereinzelt Arten dieser Gruppen aufgrund solcher Unregelmäßigkeiten übersehen, so zeigen Indizes wie der hier verwendete Sørensen-Index keine unverhältnismäßig hohe Reaktion, da die prozentuale Veränderung innerhalb der beobachteten Gruppe nur relativ gering ist. Eine gewisse Robustheit der Methode ist also wichtig, damit die Wirkung schwerwiegender „Impacts“ nicht von methodisch bedingten Artefakten überlagert wird. Weiterhin bieten sich die drei genannten Gruppen an, da sie sich in der vorliegenden Arbeit als sensible Organismen erwiesen haben, die über relevante Zeiträume deutlich auf Veränderungen reagieren.

Die Artenzahl der **Mollusken** hat auf dem Standort Helgoland über die betrachteten Zeiträume deutlich abgenommen. Ferner konnte für zahlreiche Arten anhand von relativ geschlossenen Zeitreihen eine Abnahme der Abundanz gezeigt werden. Dass dieser Trend für die Mollusken recht einheitlich war, weist diese Gruppe als Ganzes als verlässlichen Indikator für Umweltveränderungen aus. Die Änderung der Artenzahl war in der Tiefen Rinne mit ihren vergleichbar stabilen Umweltbedingungen nicht so stark wie auf dem Standort Helgoland. Das deutet auf die hohe Sensibilität der Mollusken gegenüber Umwelteinflüssen, die es sogar erlaubt, die Intensität eines „Impact“ abzuschätzen.

Die **Polychaeten** wiesen auf dem Standort Helgoland eine sehr deutliche Veränderung der Artenzusammensetzung auf. Das demonstriert, dass auch diese Gruppe sehr sensible Arten enthält, die Umwelteinflüsse verlässlich aufzeigen können. Mit einem quantitativen Monitoring können selbst feinere Reaktionen dieser sensiblen Arten leicht erkannt werden, was die frühe Identifizierung eines schädlichen Einflusses ermöglicht. Auch bei den Polychaeten wurde in der Tiefen Rinne eine schwächere Reaktion als auf dem Standort Helgoland gefunden, so dass diese Gruppe ebenfalls geeignet sein sollte, verschiedene Intensitäten von Umweltveränderungen zuverlässig aufzuzeigen.

Entsprechendes gilt für die **Crustaceen**. Vor allem die Flohkrebse (Amphipoden) sollten genauestens beobachtet werden, da diese Gruppe durch eine deutliche Abnahme der

Artenzahl auf dem Standort Helgoland die Sensibilität der Arten eindrucksvoll unter Beweis gestellt hat. Wie bereits die Mollusken und die Polychaeten zeigten auch die Amphipoden in der Tiefen Rinne eine andere Reaktion als am Standort Helgoland.

Generell bestätigen die in allen drei Gruppen vergleichbaren Unterschiede zwischen den Trends auf dem Standort Helgoland und in der Tiefen Rinne die in der vorliegenden Untersuchung verwendete Methode.

Selbstverständlich sollte ein Monitoring der Makrozoobenthosgemeinschaft möglichst alle taxonomischen Gruppen erfassen. Dies ist vor allem in den kommenden Jahren von großer Bedeutung, um eventuell weitere Gruppen zu identifizieren, die ebenso geeignet sind für das Aufzeigen der Wirkungen von „Impacts“ wie die drei empfohlenen Gruppen. Dabei muss unbedingt die Komplexität des Helgoländer Felslittorals berücksichtigt werden. Natürliche Hartsubstrate bestehen neben anthropogenen Hartsubstraten. Gezeitenbedingte Änderungen der Wasserstände bewirken eine charakteristische Zonierung der Lebensräume mit unterschiedlichen Artenzusammensetzungen. Die geographische Ausrichtung von Standorten bedingt das Maß ihrer Exposition. Makroalgen mit ihren z.T. sehr komplexen Haftkrallen bilden ebenfalls ein Habitat für viele Arten.

Der Arbeitsaufwand für ein Monitoring all dieser unterschiedlichen Habitate mit Sammeln, Sortieren, Konservieren, Bestimmen und Auswerten ist sehr hoch und würde bei hoher Monitoringfrequenz (teure) Personalstellen erfordern. Ein wirklich hochfrequentes, z.B. vierteljährliches Monitoring, das auch Aufschlüsse über eventuell besonders sensible Phasen in der Entwicklung einzelner Arten liefern würde, wäre mit erheblichem finanziellem Aufwand verbunden.

Daher schlagen wir vor, dass zumindest die von uns als sensibel erkannten Gruppen der Mollusken, Polychaeten und Crustaceen pro Habitat mit einer Frequenz von drei Jahren quantitativ aufgenommen werden.

Dabei würden die verschiedenen Habitate im Rotationsverfahren bearbeitet werden, um den Zeitraum von drei Jahren optimal zu nutzen. Physikalische und meteorologische Parameter würden kontinuierlich für den gesamten Helgoländer Untersuchungsraum registriert.

Die interannuellen Variationen werden dabei durch offensichtliche Extremereignisse oder schließlich durch die Gesamtlänge der Untersuchungen über mehrere Jahrzehnte kenntlich. Langfristige Populationschwankungen sind in Dekaden zu messen (Gray & Christie 1983). Natürliche Lebenszyklen von Vertretern des Makrozoobenthos sind häufig länger als ein Jahr,

so dass die Tiere wahrscheinlich auch in längeren Abständen wiedergefunden werden können. Ihre Langlebigkeit prädestiniert diese Tiere außerdem für die Erkennung langsam und kumulativ wirkender schädlicher „Impacts“.

Darüber hinaus wird dringend auch der Einsatz von Tauchern an sublittoralen Standorten empfohlen, um eine bei ausschließlich eulittoralen Untersuchungen übersehene „versteckte Diversität“ aufzudecken. Die in unserem Datensatz regelmäßig höheren beobachteten Abundanzen einiger Tiergruppen bei Tauchuntersuchungen weisen auch in diese Richtung.

Um die Wirkung verschiedener „Impacts“ ausreichend beurteilen zu können, sind Vergleiche mit anderen Standorten nötig, an denen die entsprechenden Einflüsse möglicherweise in anderer Intensität wirksam sind. Da die Wasserrahmenrichtlinie europaweit gültig ist, müssen aus Gründen der Vergleichbarkeit europaweit einheitliche Monitoringmethoden angewendet werden. Diese europaweite Vereinheitlichung der Methoden ist eine große Herausforderung, deren Bewältigung sich große EU-geförderte Exzellenznetzwerke wie zum Beispiel „Marine Biodiversity and Ecosystem Function (MARBEF)“ zur Aufgabe gemacht haben. Derartige Leistungen sollten von der Europäischen Union sowie deren Mitgliedsstaaten gefördert aber auch strikt eingefordert werden.

Indizes, die wie der für die vorliegende Arbeit verwendete Sørensen-Index auf der An- bzw. Abwesenheit von Arten basieren, stellen eine für die Evaluierung des Zustandes des Helgoländer Makrozoobenthos nachvollziehbare und objektive aber aufgrund der derzeitigen (überwiegend qualitativen) Datenlage auch einzige praktikable Bewertungsmethode dar, die sich direkt auf ein historisches Leitbild bezieht und auf beliebige Standorte übertragbar ist. Die Notwendigkeit der quantitativen Datenerfassung ist bereits ausführlich dargelegt worden. Mit der Gewinnung quantitativer Daten bieten sich andere Indizes wie zum Beispiel der Bray-Curtis-Index an, die bereits geringe Abundanzänderungen in den einzelnen Arten berücksichtigen und damit eine deutlich sensiblere Beurteilung von Veränderungen ermöglichen.

Grundsätzlich ist jedoch eine möglichst vollständige Erfassung der Benthosgemeinschaft erforderlich, wenn die Wirkung von „Impacts“ nachgewiesen werden soll. Zwar identifizieren Listen wie der AMBI-Index (Borja et al., 2000) oder MarLIN (Hiscock et al., 2004) die Zeigerfunktionen zahlreicher Arten für verschiedene Umwelteinflüsse. Um aber sicher zu sein, welche und wie viele der in diesen Indizes aufgeführten Zeigerarten auf dem jeweiligen Standort vorkommen, müssen im Rahmen des Monitorings möglichst alle Elemente der Gemeinschaft erfasst werden. Anhand der Zuordnung der in diesen Indizes aufgeführten

Indikatoreigenschaften zu den jeweils gefundenen Arten kann schließlich für einen Standort auf die Wirkung eines oder mehrerer „Impacts“ geschlossen werden.

Ferner sind begleitende experimentelle Untersuchungen zu den erfassten Arten unerlässlich, um Informationen über die physiologischen Toleranzen der Organismen zu gewinnen. Dies ist notwendig, um Reaktionen auf Umweltveränderungen richtig zu interpretieren. Im Rahmen solcher Untersuchungen können artspezifische Indizes wie zum Beispiel die bereits für *Nucella lapillus* beschriebenen Indizes zur Einschätzung der TBT-Belastung (siehe S. 45 ff.) entwickelt werden, die es erlauben, Umweltbelastungen und ihre Wirkung auf Organismen quantitativ und artspezifisch abzuschätzen.

9. Schlussbemerkung

Die isolierte Lage Helgolands als einziges Felsareal in der südlichen Nordsee prädestiniert diesen Standort als Referenzstation für natürliche und anthropogene „Impacts“.

Helgoland gerät selten (wetterbedingt) in den direkten Einzugsbereich von Flusseinträgen der Deutschen Bucht und ist auch sonst hinreichend weit von den höher belasteten Küstengewässern entfernt. Seine Flora und Fauna ist hartbodenspezifisch aber weniger reich als die der englischen, schottischen und norwegischen Felsküsten. Dies ist bedingt durch die stärkeren saisonalen Temperaturschwankungen, mit bei Ostlagen kalten Wintern (Verlauf des Golfstroms), dem nicht voll ozeanischen Salzgehalt, und der geringen „Trefferwahrscheinlichkeit“ für planktonische Larven. Damit ist der Tier- und Pflanzenbestand vergleichsweise übersichtlich und besser zu beurteilen als an stark gegliederten Felsküsten, wo schon benachbarte Buchten ein natürlicherweise unterschiedliches Artenspektrum aufweisen können. Zusätzlich ist Helgoland als Naturschutzgebiet ausgewiesen, mit nur artisanaler Stellnetz- und Reusenfischerei, die relativ kontrollierte Eingriffe in das Ökosystem bewirkt. Damit sind Bedingungen gegeben, die das Monitoring so schwierig zu fassender Beeinträchtigungen wie chronischer Chemikalienbelastung (z.B. Ölabbauprodukte, neue synthetische Stoffe, FCKWs) erlauben. Auch die Randeffekte z. B. der Bottom-Trawl-Fischerei sowie der allgemeinen Überfischung in ihrem Einfluss auf die übrigen Lebensgemeinschaften sind hier genauer und früher nachzuweisen als an anderen Standorten. Darüber hinaus trägt die auf Helgoland stattfindende Forschung zu den physiologischen Grenzen und der Autökologie bestimmter Modellorganismen zur besseren Einschätzung von Störeinflüssen und ihren Auswirkungen auf das Ökosystem bei. Zudem bilden die Helgoländer Langzeitserien der chemischen Wasserparameter und des Planktons den

trophischen Hintergrund der Lebensgemeinschaften ab. Helgoland könnte, bei entsprechenden Monitoringbemühungen, eine „Wachstation“ für die Deutsche Bucht sein.

10. Literaturlisten

10.1 Literatur

- Albrecht, H. & Schmolke, S.R. 2003. Belastung der Nordsee mit anorganischen Schadstoffen. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 77-82
- Alzieu, C. (1991). Environmental problems caused by TBT in France: Assessment, regulations, prospects. *Marine Environmental Research* 32, 7-17
- Austen, M. C., J. B. Buchanan, H.G. Hunt, A.B. Josefson & M.A. Kendall (1991). „Comparison of long-term trends in benthic and pelagic communities of the North Sea.“ *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. Plymouth 71(1), 179-190
- Barnes, D. K. A. (2002). Biodiversity: Invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416, 808-809
- Bartsch, I. & Tittley, I. (2004) The rocky intertidal biotopes of Helgoland: present and past. *Helg. Mar. Res.*, im Druck, DOI: 10.1007/s10152-004-0194-2
- Bauer, B., Fioroni, P., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J. & Kalbfus, W. (1997). The use of *Littorina littorea* for tributyltin (TBT) effect monitoring – results from the German TBT survey 1994/1995 and laboratory experiments. *Environmental Pollution* 96, 299-309
- Borja, A., Franco, J. & Perez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100-1114
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie*. Springer, Wien, 865 pp.
- Brockmann, U., Lenhart, H., Schlünzen, K.H. & Topcu, D. 2003. Nährstoffe und Eutrophierung. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 61-76
- Brockmann, U; Topcu, DH (2002). Nutrient Atlas of the Central and Northern North Sea. Texte UBA, Vol. 26, 64 pp. 2002
- Buchanan, J. B. (1993). Evidence of benthic pelagic coupling at a station off the Northumberland coast. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 172, 1-10

- Buchanan, J. B., P. F. Kingston, Sheader, M. (1974). „Long-term population trends of the benthic macrofauna in the offshore mud of the Northumberland coast.“ J. Mar. Biol. Ass. UK. 54, 785-795
- Buschbaum, C. & Gutow, L. (eingereicht). Mass occurrence of an introduced crustacean (*Caprella cf. mutica*) in the south-eastern North Sea. Helgoland Marine Research
- Caspers, H. (1938). Die Bodenfauna der Helgoländer Tiefen Rinne. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 2, 33-65
- Caspers, H. (1950). Die Lebensgemeinschaft der Helgoländer Austernbank. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 3, 119-169
- Champ, M.A. 2000. A review of organotin regulatory strategies, pending actions, related costs and benefits. Science of the total Environment 258, 21-71
- Crisp, D.J. (1958). The spread of *Elminius modestus* Darwin in North-West Europe. Journal of the marine biological Association of the U.K. 37, 483-520
- Christiansen, M.E.; Costlow, J.D., Jr.; Monroe, R.J. (1978). Effects of the insect growth regulator Dimilin (TH 6040) on larval development of two estuarine crabs. Mar. Biol., 50: 29-36
- Christiansen, ME; Costlow, JD Jr (1980). Persistence of the insect growth regulator Dimilin in brackish water: A laboratory evaluation using larvae of an estuarine crab as indicator. Helgol. Meeresunters. 33, 327-332
- Clare, AS; Costlow, JD; Bedair, HM; Lumb, G (1992). Assessment of crab limb regeneration as an assay for development toxicity. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49, 1268-1273
- Dalla Torre, K.W. v. (1889). Die Fauna von Helgoland. Zoologische Jahrbücher, Supplement IV, 1-99
- Davies, I.M., Bailey, S.K. & Harding, M.J.C. (1998): Tributyltin inputs to the North Sea from shipping activities, and potential risk of biological effects. Journal of marine Science 55, 34-43
- de Kluijver, M.J. (1991). Sublittoral hard substrate communities off Helgoland. Helgoländer Meeresuntersuchungen 45, 317-344
- De Wolf, H., Handa, C., Backeljau, T. & Blust, R. (2004). A baseline survey of intersex in *Littorina littorea* along the Scheldt estuary, The Netherlands. Marine Pollution Bulletin 48, 587-603
- Den Hartog, C. (1959). Die Seepocke *Elminius modestus* auf Helgoland. Beaufortia 7, 207-209
- Dethlefsen & v. Westernhagen (1983). Oxygen deficiency and effects on bottom fauna in the eastern German Bight 1982. Meeresforsch. 30, 42-53

- Diederich, S., Nehls, G., van Beusekom, J.E.E. & Reise, K. (2004). Introduced Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in the northern Wadden Sea: invasion accelerated by warm summers? Helgoland Marine Research (im Druck), DOI: 10.1007/s10152-004-0195-1
- Dixon, T. J. & Dixon, T. R. (1983). Marine litter distribution and composition in the North Sea. Marine Pollution Bulletin 14, 145-148
- Dörjes J. (1986). Langfristige Entwicklungstendenzen des Makrozoobenthos der Deutschen Bucht. Data to be submitted by FRG to the Sci Tech Work Group, Int. North Sea Conf. 1987 detailliert zitiert in: Dethlefsen, V.(1988) German Bight. P.425-440 in Salomons W., Bayne B.L., Duursma E.K., Förstner U. (Eds.), Pollution of the North Sea. An Assessment. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1988
- Edwards, M., Beaugrand, G., Reid, P.C., Rowden, A. Jones M.B. (2002). Ocean climate anomalies and the ecology of the North Sea. Mar. Ecol. Progr. Ser. 239, 1-10
- Evans, S.M., Kerrigan, E. & Palmer, N. (2000). Causes of imposex in the dogwhelk *Nucella lapillus* (L.) and its use as a biological indicator of tributyltin contamination. Marine Pollution Bulletin 40, 212-219
- Exo, K.-M., Hälterlein, B., Blew, J. Garthe, S., Hüppopp, O., Südbeck, P. % Scheiffarth, G. (2003). Küsten- und Seevögel. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 317-329
- Féral, J.-P.; Fourt, M.; Perez, T.; Warwick, R.M.; Emblow, C.; Heip, C.; van Avesaath, P.; Hummel, H. (2003). European marine biodiversity indicators: report of the European Concerted Action: BIOMARE implementation and networking of large scale, long term Marine Biodiversity Research in Europe. NIOO-CEME: Yerseke, The Netherlands. ISBN 90-74638-14-7. 130 pp.
- Fioroni, P., Oehlmann, j. & Stroben, E. (1991). The pseudohermaphroditism of prosobranchs; morphological aspects. Zoologischer Anzeiger 226, 1-26
- Franke, H.-D. & Gutow, L. (2004). Long-term changes in the macrozoobenthos around the rocky island of Helgoland (German Bight, North Sea). Helgoland Marine Research (im Druck), DOI: 10.1007/s10152-004-0193-3
- Franke, H.-D., Gutow, L. & Janke, M. (1999). The recent arrival of the oceanic isopod *Idotea metallica* Bosc off Helgoland (German Bight, North Sea): an indication of a warming trend in the North Sea? Helgoländer Meeresuntersuchungen 52, 347-357
- Frid, C. L. J., J. B. Buchanan, Garwood, P. R (1996). Short communication: Variability and stability in benthos: twenty-two years of monitoring off Northumberland. Proceedings of an ICES International Symposium held in Aarhus, Denmark, Vol. 53, no. 6. Issued also as: ICES Mar.Sci.Symp., v. 203, London (UK), Academic Press
- Gray, JS; Pearson, TH.(1982). Objective Selection of Sensitive Species Indicative of Pollution-Induced Change in Benthic Communities. 1. Comparative Methodology. Mar. Ecol. Progr. Ser. 9, 111-119

- Gillandt, L. (1979). Zur Ökologie der Polychaeten des Helgoländer Felslitorals. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 32, 1-35
- Gray, J.S. & Christie, H. (1983). Predicting long-term changes in marine benthic communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 13, 87-94
- Groenewold, S. & Bergman, M. (2003). Auswirkung der Fischerei auf das Bodenökosystem der Nordsee und Ansätze zur Verringerung. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 280-287
- Gutow, L. (2003). Konkurrenz, Habitatsegregation und Metapopulationseffekte: Perspektiven für *Idotea metallica* (Crustacea, Isopoda) in der Nordsee. Dissertation, Freie Universität Berlin, 156 pp.
- Gutow, L. & Franke, H.-D. (2001). On the current and possible future status of the neustonic isopod *Idotea metallica* Bosc in the North Sea: a laboratory study. Journal of Sea Research 45, 37-44
- Harms, J. (1999). The neozoan *Elminius modestus* Darwin (Crustacea, Cirripedia): Possible explanations for its successful invasion in European waters. Helgoländer Meeresuntersuchungen 52, 337-345
- Harms, J. & Anger, K. (1989). Settlement of the barnacle *Elminius modestus* Darwin on test panels at Helgoland (North Sea): A ten year study. Scientia Marina 53, 417-421
- Heincke, F. (1894). Die Mollusken Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen der BAH 1, 121-153
- Heip, C. and J.A. Craeymeersch (1995). Benthic community structures in the North Sea. Helgol. Wiss. Meeresunters. 49, 313-328
- Hickel, W., Mangelsdorf, P., Berg, J. (1993). The human impact on the German Bight: Eutrophication during three decades (1962-1991). Helgoländer Meeresunters. 47, 243-263
- Hilgerloh, G. & Michaelis, H. (2003). Nonylphenolbelastung der niedersächsischen Küstengewässer und mögliche Auswirkungen. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 248-249
- Hiscock, K., Langmead, O. & Warwick, R. (2004). Identification of seabed indicator species from time-series and other studies to support implementation of the EU Habitats and Water Framework Directives. Report to the Nature Conservation Committee and the Environment Agency from the Marine Biological Association. Plymouth: Marine Biological Association. JNCC Contract F90-01-705, 109 pp.
- Horsman, P. V. (1982). The amount of garbage pollution from merchant ships. Marine Pollution Bulletin 13, 167-169

- Hüppopp, Ö. (1997). Langzeitveränderungen der Bestände Helgoländer See- und Küstenvögel. Seevögel 18, 38-44
- Hurrell, J.W. (1995). Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation. Science 269, 676-679
- ICES-Report 2003. „Environmental Status of the European Seas“. www.ices.dk
- Janke, K. (1984). Die Makrofauna und ihre Verteilung im Nordost-Felswatt von Helgoland. Helgoländer Meeresuntersuchungen 40: 1-55
- Josefson, A. B., J. N. Jensen, Ærtebjerg G. (1993). The benthos community structure anomaly in the late 1970s and early 1980s—a result of a major food pulse? J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 172, 31-45
- Kröncke, I. (1995). Long-term Changes in North Sea Benthos, Senckenberg. Marit. 26, 73-80
- Kröncke, I; Dippner, JW; Heyen, H; Zeiss, B (1998). Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. Mar. Ecol. Prog. Ser. 167, 25-36
- Kröncke, I., B. Zeiss, C. Rensing (2001). Long-term variability in macrofauna species composition off the island of Norderney (East Frisia, Germany) in relation to changes in climatic and environmental conditions. Senckenb. Marit. 31, 65-82 .
- Kühl, H. (1963). Die Verbreitung von *Elminius modestus* Darwin (Cirripedia Thoracica) an der deutschen Küste. Crustaceana 5, 99-111
- Liebezeit, G. 2003. Einträge in die Nordsee durch Verklappung. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J.& von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 114-116
- Lønning, S. & Hagström, B.E. (1975). The effects of crude oils and the dispersant Corexit 8666 on sea urchin gametes and embryos. Norw. J. Zool. 23, 121-129
- Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J., von Westernhagen, H. (Hrsg.)(2003) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 2003, 449 pp.
- Lozán, J. & Zimmermann, Ch. 2003. Zustand der Nutzfischbestände der Nordsee – insbesondere der demersalen Fischarten. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J.& von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 266-271
- Nordheim, v. H., Ritterhoff, J. & Merck, Th. 2003. Biodiversität in der Nordsee – „Rote Listen“ als Warnsignal. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J.& von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 300-305

- Niermann U., Bauerfeind, E., Hickel, W., Westernhagen, H.v. (1990). The recovery of Benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. *Neth. J. Sea Res.* 25, 215-226
- Pearson, T.H.; Gray, J.S.; Johannessen, P.J. (1983). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data analyses. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 12, 237-255
- Pearson, T.H. & Rosenberg, R. (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, vol. 16, Aberdeen University Press; Aberdeen (UK). 229-311
- Rachor, E. (1990). „Changes in sublittoral zoobenthos in the German Bight with regard to eutrophication.“ *Neth. J. Sea Res.* 25, 209-214
- Rachor, E. (1980). The inner German Bight—an ecologically sensitive area as indicated by the bottom fauna. *Helgol. Meeresunters* 33, 522-530
- Rachor, E. (1977). Faunal impoverishment in a mud-area near Helgoland. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 30(1-4), 633-651
- Rachor, E. & Schröder, A. 2003. Auswirkungen auf das Makrozoobenthos – Nutznießer und Geschädigte. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & von Westernhagen, H. (eds.), *Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz*, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 201-203
- Rachor, E. and S. A. Gerlach (1978). „Changes of macrobenthos in a sublittoral sand area of the German Bight, 1967 to 1975.“ *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, 172, 418-431, (1978)
- Radach, G. (1991). Ecosystem functioning in the German Bight under continental nutrient inputs by rivers. 5. *Int. Congr. of Ecology (INTECOL)*, Yokahama (Japan), Aug 1990. *Estuaries*, vol. 15, no. 4, 477-496
- Radach, G. (1989). Die Eutrophierung der Deutschen Bucht. *Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes*. Hamburg, *Arb. Dtsch. Fisch-Verb.* 48, 56-64
- Reichert, K. (2002). Die Makrofauna und ihre räumliche Verteilung und saisonale Veränderung im Felswatt von Helgoland. *Diplomarbeit*, Universität Hamburg, 145 pp.
- Rohde, E. & Nixdorf, B. (2002). Probleme und Ausblick die der Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für stehende Gewässer. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.) *Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite*. BTU-Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik, Eigenverlag, Cottbus, 2002, pp. 7-14
- Sano, M., Omori, M. & Taniguchi, K. (2003). Predator-prey systems of drifting seaweed communities off the Tohoku coast, northern Japan, as determined by feeding habit analysis of phytal animals. *Fisheries Science* 69, 260-268

- Schulz-Baldes, M. (1973). Die Miesmuschel *Mytilus edulis* als Indikator für die Bleikonzentration im Weserästuar und in der Deutschen Bucht. *Mar. Biol.* 21, 98-102
- Svavarsson, J. (2000). Imposex in the dogwhelk (*Nucella lapillus*) due to TBT contamination: improvement at high latitudes. *Marine Pollution Bulletin* 40, 893-897
- Thiel, M. & Gutow, L. (2004). The ecology of rafting in the marine environment. I. The floating substrata. *Oceanography and marine Biology – An annual Review* 42, 181-264
- Townsend, D.W. & L.M. Cammen (1988). Potential importance of the timing of spring plankton blooms to benthic-pelagic coupling and recruitment of juvenile demersal fishes. *Biol. Oceanogr.*, 5, 215-229
- Ulrich, I., Müller J., Schütt, C., & Buchholz, F. (2001). A study of population genetics in the European lobster, *Homarus gammarus*“. *Crustaceana* 74, 825-837
- Van Bernem, K.H. 2003. Einfluss von Ölen auf marine Organismen und Lebensräume. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J.& von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 219-228
- Vashchenko M.A. (1980). Effects of oil pollution on the development of sex cells in sea urchins. *Helgol. Meeresunters.* 33, 297-300
- Watermann, B., Siebert, U., Schulte-Oehlmann, U. & Oehlmann, J. (2003). Endokrine Effekte durch Tributylzinn. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J.& von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 239-247
- Weisse, R. & Rosenthal, W. (2003). Szenarien zukünftiger, klimatisch bedingter Entwicklungen der Nordsee. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J.& von Westernhagen, H. (eds.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz, Büro Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 51-56
- Wernberg, T., Thomse M.S., Staehr, P.A., Pedersen M.F. (2004). Epibiota communities of the introduced and indigenous macroalgal relatives *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* in Limfjorden (Denmark). *Helgol. Mar. Res.* 58, 154-161
- Westernhagen, H. von, W. Hickel, E. Bauerfeind, U. Niermann, I. Kröncke (1986). Sources and effects of oxygen deficiencies in the south-eastern North Sea. *Ophelia*, 26, 457-473
- Willis, K.J., Cook, E.J., Lozano-Fernandez, M. & Takeuchi, I. (2004). First record of the alien caprellid amphipod, *Caprella mutica*, for the UK. *Journal of the marine biological Association of the U.K.* 84, 1027-1028
- Wiltshire, K.H. & Dürselen, C.-D. (2004). Revision and quality analyses of the Helgoland Reede long-term phytoplankton data archive. *Helgoland Marine Research*, im Druck, DOI: 10.1007/s10152-004-0192-4
- Wiltshire K.H. and B.F.J. Manly (2004). The warming trend at Helgoland Roads, North Sea: Phytoplankton response. *Helg.Mar.Res.*, im Druck, DOI: 10.1007/s10152-004-0196-0

WRRL (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (2000): Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 327

Ziegelmeier, E. (1957). Die Muscheln (Bivalvia) der deutschen Meeresgebiete. Sonderdruck aus: Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 6, 1-64

Ziegelmeier, E. (1964) Einwirkungen des kalten Winters 1962/63 auf das Makrobenthos im Ostteil der Deutschen Bucht. Helgol. Wiss. Meeresunters. 10, 276-282

10.2 Literatur für die Datenmatrix

Appstein (1889). Die während der Fahrt zur Untersuchung der Nordsee vom 6-10. August 1889 zwischen Norderney und Helgoland gesammelten Tiere. In Bericht VI, Kieler Commission Heft III: 7

Attems, C. (1897). Beitrag zur Kenntnis der rhabdocoelen Turbellarien Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 2, 219-230

Berberich, D. (1992). Vergleichende Untersuchungen zur Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos der Helgoländer Tiefenrinne von 1936/37 und 1988/89. Diplomarbeit, technische Hochschule Darmstadt, 142 pp.

Bock; G.M. (1992). Die Besiedlung der Uferschutz- und Hafentmolen in der Gezeitenzone von Helgoland. Diplomarbeit, Phillips-Universität Marburg, 183 pp.

Boos, K. (2004). Ökologische Untersuchungen an Ophiuren der Deutschen Bucht. Diplomarbeit, Freie Universität Berlin, 84 pp.

Breiholz, O. 1992. Die Besiedlung anthropogener Hartsubstrate am Beispiel des sublitoralen Molenbewuchses der Insel Helgoland. Diplomarbeit, Universität Oldenburg, 106 pp.

Breiholz, O. 1998. Zur Ökologie der benthischen sublitoralen Lebensgemeinschaften des Helgoländer Felssockels. unveröffentlicht

Caspers, H. (1938). Die Bodenfauna der Helgoländer Tiefenrinne. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 2, 33-65

Caspers, H. (1950). Die Lebensgemeinschaft der Helgoländer Austerbank. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 3, 119-169

Caspers, H. (1952). Der tierische Bewuchs am Helgoländer Seetonnen. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 4, 138-160

de Kluijver, M.J. (1991). Sublittoral hard substrate communities off Helgoland. Helgoländer Meeresuntersuchungen 45, 317-344

- Ehrenbaum, E. (1897). Die Cumaceen und Schizopoden Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel und der BAH 2, 403-435
- Gerdes, D. (1977). Zur Verbreitung der Echinodermen in der Deutschen Bucht. Diplomarbeit, Christian-Albrecht-Universität Kiel, 56 pp.
- Gillandt, L. (1979). Zur Ökologie der Polychaeten des Helgoländer Felslitorals. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 32, 1-35
- Hartlaub, C. (1894). Die Coelenteraten Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 1, 161-206
- Hartlaub, C. (1897). Die Hydromedusen Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel und der BAH 2, 449-512
- Hartmeyer, R. (1908). Die Ascidien Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 8, 119-127
- Heincke, F. (1894). Die Mollusken Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 1, 121-153
- Heincke, F. (1897). Nachträge zur Fisch- und Molluskenfauna Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 2, 242-252
- Hertling, H. (1930). Über eine Hedyliide von Helgoland und Bemerkungen zur Systematik der Hedyliiden. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 18, 1-10
- Hoeck (1878). Carcinologische Aanteekeningen in Tweede Jaarverslag amtrent het zool. Stat. Ned. Dierk, erschienen in Tijdschr. Nederl. Dierk. Vereeniging, Deel 3
- Janke, K. (1984). Die Makrofauna und ihre Verteilung im Nordost-Felswatt von Helgoland. Helgoländer Meeresuntersuchungen 40, 1-55
- Kabatnik, H.C. (1996). Zur Populationsdynamik einiger Makrobenthosarten der Helgoländer Tiefen Rinne. Diplomarbeit, Tierärztliche Hochschule Hannover, 113 pp.
- Kaminski, T. & Straehler-Pohl, I. (2003). Sessile Hydrozoa und Scyphozoa Helgolands. Praktikumsbericht, Universität Hamburg, 13 pp.
- Karez, R. (1991). Die Besiedlung sublitoraler Rotalgen am Felssockel von Helgoland. Diplomarbeit, Philipps-Universität Marburg, 144 pp.
- Kirchenpauer (1875). Bryozoa. Jahresbericht der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel 1872/73. Zoologische Ergebnisse der Nordseefahrt: 173-196

- Kirchenpauer (1884). Nordische Gattungen und Arten von Sertulariden. In Abh. Naturw. Ver. Hamburg VIII, Heft III
- Kossmann (1872). Beiträge zur Anatomie der schmarotzenden Rankenfüssler. Verhandlungen der medizinischen und physikalischen Gesellschaft Würzburg, Neue Folge 4
- Fafargue, F. (1972). Les Didemnidae (Prochordata) d'Helgoland. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 23, 100-116
- Leuckart, R. (1847). Verzeichnis der zur Fauna von Helgoland gehörenden wirbellosen Seethiere. In: Frey, H. & Leuckart, R. (Hrsg.) Beiträge zur Kenntnis wirbelloser Thiere, Braunschweig, 136-168
- Leuckart, R. (1859). Carcinologisches. Arch. F. Naturges., 236
- Loman (1928) Pantopoden oder Asselspinnen (Meeresspinnen). In Dahl, F. (Hrsg.) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Jena
- Meissner, M. & Collin, A. (1894). Echinodermen. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 1, 329-345
- Metzger, A. (1873). Faunistische Ergebnisse der im Sommer 1871 unternommenen Exkursionen. Jahresbericht der Commission zur Untersuchung der deutschen Meere, Kiel 1, 169
- Metzger, A. (1875). Crustaceen aus den Ordnungen Edriophthalmata und Podophthalmata. Jahresbericht der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel für die Jahre 1872/73. Zoologische Ergebnisse der Nordseefahrt: 277-309
- Metzger, A., Dunker, W. & Meyer, H.A. (1875). Mollusca. Jahresbericht der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel für die Jahre 1872/73. Zoologische Ergebnisse der Nordseefahrt: 229-267
- Metzger, A. (1891). Nachträge zur Fauna von Helgoland. Spengels zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Band 5, 907 ff.
- Meunier, K. (1930). Zur Verbreitung, Formenbildung und Ökologie von *Harmothoe sarsi*. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 18, 1-7
- Michaelsen, W. (1897). Die Polychaetenfauna der deutschen Meere einschliesslich der benachbarten und verbindenden Gebiete. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 2, 80-215
- Michaelsen, W. (1923). Die Botrylloiden und Didemniden der Nordsee und der zur Ostsee führenden Meeresgebiete. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus dem Zoologischen Museum Hamburg 14, 98-124
- Möbius, K. (1871). Das Thierleben am Boden der deutschen Ost- und Nordsee. Vortrag, gehalten am 26. November 1870 im Saale der Harmonie in Kiel, Gebr. Unger, Berlin, 32 pp.

- Möbius, K. (1875). Vermes. Jahresbericht der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel für die Jahre 1872/73. Zoologische Ergebnisse der Nordseefahrt: 153-170
- Möbius (1893) Ueber die Thiere der schleswig-holsteinischen Austernbank. In Sitzungsbericht der königlich-preußischen Akademie der Wissenschaften Berlin, 8
- Möbius, K. & Bütschli, O. (1875). Echinodermata. Jahresbericht der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel für die Jahre 1872/73. Zoologische Ergebnisse der Nordseefahrt: 143-151
- Mortensen, T. & Liekerkind, I. (1940). Echinoderma. In Grimpe, G. & Wagler, E. (1940) Die Tierwelt der Nord- und Ostsee. VAG, Leipzig
- Ortmann, A. (1894). Bryozoen. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 1, 347-362
- Reichert, K. (2002). Die Makrofauna und ihre räumliche Verteilung und saisonale Veränderung im Felswatt von Helgoland. Diplomarbeit, Universität Hamburg, 145 pp.
- Rietdorf, D. (2001). Studien zur Taxonomie und Physiologie der Ascidien vor Helgoland (Nordsee). Diplomarbeit, Tierärztliche Hochschule Hannover, 79 pp.
- Schlottke, E. (1932). Die Pantopoden der deutschen Küsten. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 18, 1-10
- Schubert, P. (2003). Wechselwirkungen zwischen Opisthobranchiern und ihren Beuteorganismen. Diplomarbeit, Christian-Albrecht-Universität Kiel, 102 pp.
- Schultze, K., Janke, K. & Krüß, A. (1990). The macrofauna and macroflora associated with *Laminaria digitata* and *L. hyperborean* at the island of Helgoland (German Bight, North Sea). Helgoländer Meeresuntersuchungen 44, 39-51
- Schulze, F.E. (1875). Coelenteraten. Jahresbericht der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel für die Jahre 1872/73. Zoologische Ergebnisse der Nordseefahrt: 121-142
- Selys Longchamps, M. de (1904). Ueber *Phoronis* und *Actinotrocha* bei Helgoland. Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel und der BAH 6, 3-52
- Semper (1874). Über Pycnogoniden und ihre in Hydroiden schmarotzenden Larvenformen. Arb. Aus dem zoologischen Institut Würzburg, 1
- Sokolowsky, A. (1900). Die Amphipoden Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 4, 143-164
- Sokolowsky, A. (1912). Über drei in der Nordsee bei Helgoland gefundene Caprelliden. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 5, 11-14

- Sokolowsky, A. (1925). Nachträge zur Amphipodenfauna Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 16, 1-6
- Süßbach, S. & Breckner, A. (1911). Die Seeigel, Seesterne und Schlangensterne der Nord- und Ostsee. Wissenschaftliche Meeresuntersuchung, Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel und der Biologischen Anstalt Helgoland 12, 169-300
- van Haren-Noman (1878). Lisst der Mollusca etc. Tijdschr. D. Nederl. Dierk. Vereeniging III Deel. III Jaarverslag v. het zöol. Stat, p. 21-32
- Weltner, W. (1897). Die Cirripeden Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen aus der BAH 2, 437-447
- Ziegelmeier, E. (1957). Die Muscheln (Bivalvia) der deutschen Meeresgebiete. Sonderdruck aus: Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 6, 1-64
- Ziegelmeier, E. (1966). Die Schnecken (Gastropoda Prosobranchia) der deutschen Meeresgebiete und brackigen Küstengewässer. Sonderdruck aus Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 13, 1-61

Tab. 8: Wichtige anthropogenen "impacts" in der Nordsee von 1890 bis 2004 (Lozan 2003) sowie Abundanzänderungen bei Mollusken, Polychaeten und Crustaceen

"Impacts"	1890-1900	1900-1910	1910-1920	1920-1930	1930-1940	1940-1950	1950-1960	1960-1970	1970-1980	1980-1990	1990-2000	2000-2004
Hafenbau Helgolands		1908 bis 1916 Bau		1920-22 Rückbau	1936 bis 1943 Bau							
II. Weltkrieg						1945 intensive Bombardierung; 1947 Sprengung mit 6700 t Sprengstoff; weitere Bombardierungen bis 1952						
Schleppnetz- und Baumkurrenfischerei						Mit Entwicklung von Echolot & Sonar wird eine starke Zunahme der wirtschaftlichen Fischerei ab den 1950ern gefördert; Start der Seezangenfischerei (Kurre) in den 1960ern, genereller Fangzuwachs bis in die 1970er, Überfischung und kontinuierlicher Rückgang in den 1980/90ern						
Nährstoffe und Eutrophierung aus der landwirtschaftl. Düngung und der Belastung der Atmosphäre							1962-77 kontinuierlicher Anstieg; 1977-85 Höchstwerte		P Reduktion, N ₂ Anstieg; Massenvermehrung des Phytoplankton; 1981-83; O ₂ Mangel in der Dt. Bucht; 1985-93 Abnahme der Eutrophierung		2002 noch immer 60-90% über dem angenommenen natürlichen Wert	
Installation von Öl- und Gasbohrinseln; Schiffsdiesel							1960er		zw. 1984 und 1993 Öleinleitung bereits um 60% reduziert; 1997 Verbot ölhaltiger Bohrschlämme; 1999 Verbot Tankspülung auf See		2002 noch 10.000 t Öl / Jahr	
Hamburger Klärschlammverklappung Dünnsäureverklappung							in Deutschland 1961 bis 1980; 1969-1989	Dünnsäure		Anrainer bis 1998		
Schwermetalle (Cd, Hg, Cu, Pb)					ab 1950er starker Anstieg						ab 1985 Rückgang	1990-96 um 1/3 bis 1/4 gesenkt
Verbrennung und Verklappung von chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW)										Beginn der 80er; Rückgang nach 1990		
Eintrag synthetischer organischer Chemikalien (Pestizide/ Insektizide), zB.: PCB, HCH (Lindan) und TBT					seit den 30er in die Umwelt entlassen		Anstieg des DDT in der Umwelt	1970er Einführung von Organozinn Verbindungen in Antifouling	1980 bis frühe 1990er Nachweis in Sedimenten und Organen; 1982 Verbot von TBT in Antifouling für Schiffe > 25 m			

Trends in Abundanzänderungen benthischer Mollusken

Helgoland: 14,2 % aller Mollusken vor Helgoland zeigen einen Trend zur Abnahme												Rückgang ab den 1940ern	zwischen 1984 und 2002: Tiere nur noch selten oder vereinzelt, zum Teil nicht mehr vorhanden
Tiefe Rinne: 7,6 % aller Mollusken der Tiefen Rinne zeigen einen Trend zur Abnahme												allgemeiner Rückgang gegen Ende der 1930er	in den 1990ern werden entsprechende Funde eher selten

Trends in Abundanzänderungen benthischer Polychaeten

Helgoland: 9,2 % aller Polychaeten vor Helgoland zeigen einen Trend zur Abnahme													Ende der 1980er bis 2004 tendenzieller Rückgang der Abundanz
Tiefe Rinne: 7,6 % aller Mollusken der Tiefen Rinne zeigen einen Trend zur Abnahme													In späten 1980/90er, zeigen die Polychaeten in den Abundanz tendenziell mehr Abnahmen als Zunahmen

Trends in Abundanzänderungen benthischer Crustaceen

Helgoland: 4,7 % aller Crustaceen vor Helgoland zeigen einen Trend zur Abnahme													Rückgang während der 1980er Jahre	2002 Funde selten oder vereinzelt
Tiefe Rinne: 2,7 % aller Crustaceen der Tiefen Rinne zeigen einen Trend zur Abnahme													In den späten 1980ern zeigen die Crustaceen vereinzelt Abnahmen in ihren Abundanz nur bei <i>P. bernhardus</i> kann zwischen 1938 und 1995 eine Zunahme verzeichnet werden	

11. Anhang

11.1 Vorkommen von Arten im historischen und aktuellen Zeitraum

Tab. 9: Porifera; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz
		A	A	A	H	H	H	T	T	T
Porifera	<i>Acervochalina loosanoffi</i>					X				
	<i>Biemna variantia</i>					X				
	<i>Cliona celata</i>	X			X	X		X		
	<i>Dysedia fragilis</i>					X				
	<i>Dysidea pallescens</i>				X					
	<i>Esperiopsis fucorum</i>					X				
	<i>Halichondria bowerbanki</i>					X				
	<i>Halichondria panicea</i>	X		G		X		G		
	<i>Haliclona oculata</i>				X	X				
	<i>Haliclona rosea</i>					X				
	<i>Haliclona urceola</i>					X				
	<i>Halisarca dujardini</i>					X				
	<i>Leuconia johnstoni</i>					X				
	<i>Leucosolenia botryoides</i>					X	X	G	X	
	<i>Leucosolenia complicata</i>						X			
	<i>Leucosolenia variabilis</i>						X			
	<i>Mycale macilenta</i>						X			
	<i>Myxilla incrustans</i>						X			
	<i>Oscarella lobularis</i>						X			
	<i>Pteraptyssilla minchini</i>						X			
	<i>Polymastia mammillaris</i>					X	X			
	<i>Polymastia robusta</i>					X				
	<i>Scypha ciliata</i>						X	O		
	<i>Scypha coronata</i>						X			
	<i>Suberites ficus</i>					X	X			
	<i>Sycandra coronata</i>					X				
	<i>Sycon ciliatum</i>						X			
	<i>Sycon coronatum</i>						X			

Tab. 10: Cnidaria; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
Cnidaria	Anthozoa	<i>Actinia equina</i>			X	X	A				
		<i>Actinia holsatica</i>			X						
		<i>Actinia mesembryanthemum</i>			X						
		<i>Actinia radiata</i>			X						
		<i>Actinia rufa</i>			X						
		<i>Actinothoe anguicoma</i>	X						X		
		<i>Alcyonium digitatum</i>	X		O	X	X		X	X	
		<i>Cerianthus lloydii</i>	X				X		X	X	Z
		<i>Diadumene cincta</i>					X				
		<i>Haliclystus auricula</i>					X				
		<i>Metridium dianthus</i>	X						X		
		<i>Metridium senile</i>	X				X	X	O		X
		<i>Sagartia elegans</i>						X			
		<i>Sagartia troglodytes</i>					X	X			
		<i>Sagartiogeton laceratus</i>						X			
		<i>Sagartiogeton undatus</i>						X			
		<i>Sagartiogeton viduatus</i>	X				X				
	<i>Urticina felina</i>	X				X	X	G	X	X	
	Scyphozoa	<i>Aurelia aurita</i>					X				
		<i>Craterolophus convolvulus</i>					X				
		<i>Haliclystus auricula</i>					X				
	Hydrozoa	<i>Abietinaria abietina</i>				X	X				
		<i>Actigia vanbenedeni</i>				X					
		<i>Antennularia ramosa</i>				X					
		<i>Aurelia aurita</i>	X				X				
		<i>Bimeria vestita</i>	X								
		<i>Bougainvillia flavida</i>							X		
		<i>Bougainvillia muscus</i>	X								
		<i>Calycella gracilis</i>	X			X					
		<i>Calycella syringa</i>				X	X				
		<i>Campanularia dichotoma</i>				X					
		<i>Campanularia dumosa</i>				X					
		<i>Campanularia flexuosa</i>	X			X					
		<i>Campanularia gelatinosa</i>					X				
		<i>Campanularia geniculata</i>				X					
		<i>Campanularia hincksii</i>					X			X	
		<i>Campanularia johnstonii</i>	X					X			
<i>Campanularia raridentat</i>		X									
<i>Campanularia verticillata</i>									X		
<i>Campanularia volubilis</i>						X	X				
<i>Campanulina acuminata</i>		X				X					
<i>Campanulina hincksii</i>							X		X		
<i>Campanulina pinnata</i>		X									
<i>Clava multicornis</i>						X	X				
<i>Clytia hemisphaerica</i>		X				X	X				
<i>Clytia Johnstoni</i>						X					
<i>Cordylophora nutans</i>							X				
<i>Coryne pusilla</i>						X	X	G			
<i>Coryne sarsii</i>							X				
<i>Coryne squamata</i>					X						
<i>Craterolophus convolvulus</i>	X					X					
<i>Cuspidella grandis</i>								X			
<i>Dicoryne conferta</i>					X						
<i>Diphasia attenuata</i>						X					
<i>Diphasia rosacea</i>					X	X					
<i>Dynamena pumila</i>	X				X	X	O				
<i>Ectopleura dumortieri</i>					X			X			
<i>Eudendrium capillare</i>								X			
<i>Eudendrium insigne</i>	X				X						
<i>Eudendrium rameum</i>	X					X		X			

Fortsetzung Tab. 10: Cnidaria; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz
		A	A	A	H	H	H	T	T	T
	<i>Eudendrium ramosum</i>				X					
	<i>Gonothyrea Loveni</i>	X			X					
	<i>Halecium halecinum</i>				X	X		X		
	<i>Halecium labrosum</i>	X			X					
	<i>Halecium tenellum</i>				X	X		X		
	<i>Halopteris catharina</i>	X			X					
	<i>Hartlaubella gelatinosa</i>	X			X	X	A			
	<i>Hydractinia echinata</i>				X			X	X	
	<i>Hydractinia grisea</i>	X			X					
	<i>Hydrallmania falcata</i>	X		O	X	X		X		
	<i>Kirchenpaueria pinnata</i>	X			X	X	O	X		
	<i>Lafo'a dumosa</i>				X			X		
	<i>Lafo'a fruticosa</i>					X				
	<i>Lafo'a pygmaea</i>				X					
	<i>Laomedea angulata</i>					X				
	<i>Laomedea calceolifera</i>					X				
	<i>Laomedea flexuosa</i>				X	X	O			
	<i>Lovenella clausa</i>				X			X		
	<i>Nemertesia ramosa</i>				X					
	<i>Obelia dichotoma</i>				X	X	O			
	<i>Obelia flabellata</i>				X					
	<i>Obelia geniculata</i>	X			X	X	O	X		
	<i>Obelia helgolandica</i>	X			X					
	<i>Obelia longissima</i>					X				
	<i>Opercularella lacerata</i>					X				
	<i>Opercularella nana</i>				X					
	<i>Peachia hastata</i>	X			X					
	<i>Perigonimus repens</i>	X						X		
	<i>Perigonimus vestitus</i>	X			X			X		
	<i>Phialidium hemisphericum</i>	X								
	<i>Plumularia catharina</i>				X					
	<i>Plumularia falcata</i>				X					
	<i>Plumularia setacea</i>				X	X	A			
	<i>Polypumularia setacea</i>					X				
	<i>Sertularella polyzonias</i>	X			X	X		X		
	<i>Sertularella rugosa</i>				X	X		X		
	<i>Sertularia cupressina</i>	X			X	X		X	X	
	<i>Sertularia halecina</i>				X					
	<i>Sertularia pumila</i>				X					
	<i>Syncoryne densa</i>				X					
	<i>Syncoryne eximia</i>				X					
	<i>Syncoryne gravata</i>				X					
	<i>Syncoryne multicornis</i>				X					
	<i>Syncoryne Sarsii</i>				X					
	<i>Trichydra pudica</i>				X					
	<i>Tubularia coronata</i>	X			X					
	<i>Tubularia indivisa</i>	X			X	X		X	X	
	<i>Tubularia larynx</i>	X			X	X	A	X	X	
	<i>Tubularia simplex</i>	X			X					

Tab. 11: Plathelminthes; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	1850-	1950-	1850-	1950-
		1950	2004	1950	2004	1950	2004
		A	A	H	H	T	T
Plathelminthes	<i>Acostomum dioicum</i>			X			
	<i>Acororhynchus caledonicus</i>			X			
	<i>Alaurina alba</i>			X			
	<i>Amphibothrium kroeyeri</i>			X			
	<i>Archaphanostoma agile</i>			X			
	<i>Borlasia flaccida</i>			X			
	<i>Borlasia rufa</i>			X			
	<i>Byrsoplebs graffii</i>			X			
	<i>Convoluta convoluta</i>			X			
	<i>Cryptocelides loveni</i>						
	<i>Eurylepta cornuta</i>	X					
	<i>Hyporhynchus armatus</i>				X		
	<i>Hyporhynchus intermedius</i>				X		
	<i>Hyporhynchus venenosus</i>				X		
	<i>Leptoplana atomata</i>				X		
	<i>Leptoplana tremellaris</i>				X		
	<i>Maehrentaliella intermedia</i>				X		
	<i>Monocelis lineata</i>				X		
	<i>Monotus bipunctatus</i>				X		
	<i>Monotus fuscus</i>				X		
	<i>Monotus lineatus</i>				X		
	<i>Paramestostoma neapolitanum</i>				X		
	<i>Philactinoposthia saliens</i>				X		
	<i>Phonorhynchella helgolandicus</i>				X		
	<i>Plagiostoma vittatum</i>				X		
	<i>Plagiostomum auriculatum</i>				X		
	<i>Polia dorsalis</i>				X		
	<i>Polia filaris</i>				X		
	<i>Polia quadrioculata</i>				X		
	<i>Promesostoma marmoratum</i>				X		
	<i>Pseudorhynchus bifidus</i>				X		
	<i>Stylochoplana agilis</i>					X	
	<i>Utelga heinckei</i>				X		
	<i>Vortex quadrioculata</i>				X		
	<i>Vortex vittata</i>				X		

Tab. 12: Nemertea; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	1850-	1950-	1850-	1950-
		1950	2004	1950	2004	1950	2004
		A	A	H	H	T	T
Nemertea	<i>Amphicora fabricia</i>			X			
	<i>Amphiporus bioculatus</i>				X		
	<i>Amphiporus lactifloreus</i>				X		
	<i>Cephalothrix rurifrons</i>				X		
	<i>Cerebratulus fuscus</i>						
	<i>Cerebratulus marginatus</i>	X					
	<i>Emplectonema gracile</i>				X		
	<i>Lineus bilineatus</i>	X			X		
	<i>Lineus ruber</i>				X		
	<i>Lineus viridis</i>				X		
	<i>Micrura fasciolata</i>				X		
	<i>Micrura purpurea</i>						
	<i>Oerstedtia dorsalis</i>				X	X	
	<i>Procephalothrix filiformis</i>					X	
	<i>Prostomatella vermiculus</i>				X		
	<i>Tetrastemma candidum</i>					X	
	<i>Tetrastemma helvolum</i>					X	
	<i>Tetrastemma rufescens</i>				X		
	<i>Tetrastemma vermiculus</i>					X	
	<i>Tubulanus annulatus</i>						

Tab. 13: Mollusca; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe		Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	Größenangabe der Tiere (mm)
			A	A	A	H	H	H	T	T	T	
Mollusca	Polyplacophora	<i>Callochiton septemvalvis</i>				X						
		<i>Chiton asellus</i>							X			
		<i>Lepidochiton asellus</i>							X	X		
		<i>Lepidochitona cinera</i>				X	X	A				
		<i>Lepidopleurus asellus</i>	X		A		X					
	Gastropoda	<i>Acanthodoris pilosa</i>				X	X	A		X		
		<i>Acmaea virginea</i>				X	X	A				
		<i>Acteon tornatilis</i>				X			X			20
		<i>Adalaria proxima</i>				X			X			17
		<i>Aeolidia glauca</i>					X		X			40
		<i>Aeolidia papillosa</i>				X	X	A	X	X		
		<i>Alvania lactea</i>				X	X					
		<i>Amphorina coerulea</i>	X									
		<i>Ancula gibbosa</i>				X						33
		<i>Aplysia punctata</i>				X	X					
		<i>Aporrhais pespelecani</i>							X	X		
		<i>Archidoris pseudoargus</i>				X	X	O	X	X		
		<i>Archidoris tuberculata</i>							X			
		<i>Briareus scolopendra</i>				X						
		<i>Buccinum undatum</i>	X		G	X	X	A	X	X	G	
		<i>Calliostoma conuloide</i>				X	X	A				
		<i>Calliostoma zizyphinum</i>				X						30
		<i>Capulus ungaricus</i>	X			X	X		X			
		<i>Chrysallida obtusata</i>					X					
		<i>Chrysallida multicostata</i>				X						
		<i>Chrysallida pellucida</i>				X						
		<i>Cingula striata</i>					X					
		<i>Clathrus clathrus</i>								X		
		<i>Clione celata</i>	X									
		<i>Colus gracilis</i>							X	X		
		<i>Coryphella andsburgi</i>	X									
		<i>Coryphella gracilis</i>								X		
		<i>Coryphella pedata</i>					X					48
		<i>Coryphella pelucida</i>								X		
		<i>Coryphella verrucosa</i>					X			X		35
		<i>Cratena longicauda</i>	X									
		<i>Crepidula fornicata</i>				X	X					
		<i>Cuthona amoena</i>				X						10
		<i>Cuthona caerulea</i>	X			X				X		
		<i>Cuthona concinna</i>				X	X					
		<i>Cuthona foliata</i>					X		X			11
		<i>Cuthona gymnota</i>								X		
		<i>Cuthona pustulata</i>								X		
		<i>Cuthona rubescens</i>								X		
		<i>Cylichna cylindracea</i>							X	X	A	
		<i>Dendronotus frondosus</i>				X	X	A	X	X	A	
		<i>Diaphana minuta</i>				X						
		<i>Doto coronata</i>				X	X	A	X	X		
		<i>Doto fragilis</i>				X			X			26
		<i>Elysia viridis</i>					X	Z	X			45
		<i>Eolidia papillosa</i>				X						
		<i>Epitonium clathrus</i>					X			X		40
		<i>Epitonium commune</i>	X			X				X		
		<i>Epitonium dallianaum</i>							X			
		<i>Eubrancheus exiguus</i>				X	X	A		X		10
		<i>Eubrancheus farrani</i>								X		
		<i>Eubrancheus pallidus</i>				X				X		23
		<i>Eubrancheus tricolor</i>								X		
		<i>Eulimella acicula</i>				X						
		<i>Euspira catena</i>				X	X					
		<i>Euspira pulchella</i>				X			X	X		

Fortsetzung Tab. 13: Mollusca; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	Größen- angabe der Tiere (mm)
		1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
	<i>Facelina bostoniensis</i>					X			X		55
	<i>Facelina coronata</i>				X	X	A		X		
	<i>Facelina drummondii</i>				X						
	<i>Fiona pinnata</i>				X						
	<i>Flabellina gracilis</i>					X					
	<i>Flabellina pedata</i>				X			X			
	<i>Flabellina verrucosa</i>				X						
	<i>Fusus turricula</i>				X						
	<i>Geitodoris planata</i>				X	X					
	<i>Gibbula cineraria</i>				X	X	O				
	<i>Gibbula tumida</i>							X	X	G	
	<i>Goniodoris nodosa</i>				X				X		27
	<i>Hinia incrassata</i>								X		
	<i>Hyala vitrea</i>	X						X			
	<i>Hydrobia ulvae</i>				X	X			X		
	<i>Hydrobia ventrosa</i>					X					5
	<i>Janolus cristatus</i>				X						80
	<i>Jorunna tomentosa</i>				X	X					
	<i>Lacuna canalis</i>				X						
	<i>Lacuna pallidula</i>				X	X	A				
	<i>Lacuna vineta</i>				X	X	O				
	<i>Lamellaria perspicua</i>				X	X	A	X			
	<i>Lamellidoris diaphana</i>				X						
	<i>Lamellidoris fusca</i>	X									
	<i>Lamellidoris muricata</i>	X						X			
	<i>Limacia clivigera</i>					X					18
	<i>Limapontia capitata</i>				X	X					
	<i>Limapontia senestra</i>					X					6
	<i>Littorina compressa</i>				X						
	<i>Littorina littorea</i>				X	X	G				
	<i>Littorina mariae</i>					X					11
	<i>Littorina neritoides</i>				X						9
	<i>Littorina obtusata</i>				X	X	G				
	<i>Littorina saxatilis</i>				X	X	O				
	<i>Lora turricula</i>	X						X	X		
	<i>Lunatia alderi</i>								X		
	<i>Manzonina costata</i>				X	X					
	<i>Melanella conoidea</i>							X	X		
	<i>Microhedyle glandulifera</i>				X						
	<i>Monophorus perversus</i>				X			X			
	<i>Nassarius incrassatus</i>	X			X	X		X	X		
	<i>Natica marochinensis</i>				X						
	<i>Neptunea antiqua</i>				X	X					
	<i>Nucella lapillus</i>				X	X	A				
	<i>Odostomia scalaris</i>				X						
	<i>Oenopota assimilis</i>	X						X			
	<i>Omalogyra atomus</i>				X						1
	<i>Onchidoris aspera</i>				X						
	<i>Onchidoris bilamellata</i>				X	X	A		X		
	<i>Onchidoris muricata</i>	X				X		X	X		14
	<i>Onchidoris pusilla</i>								X		
	<i>Onoba aculeus</i>					X					
	<i>Parthenina obtusata</i>				X	X					
	<i>Partulida spiralis</i>				X	X					
	<i>Patella pellucida</i>				X	X					
	<i>Patella vulgata</i>				X						
	<i>Patina pellucida</i>				X	X	A				
	<i>Philbertia linearis</i>	X		A				X	X		
	<i>Philine catena</i>				X						
	<i>Philine punctata</i>					X					
	<i>Polycera cornuta</i>				X						
	<i>Polycera dubia</i>				X						

Fortsetzung Tab. 13: Mollusca; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	Größen- angabe der Tiere (mm)
		1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
	<i>Polycera fusca</i>				X						
	<i>Polycera quadrilineata</i>	X			X	X	O		X		
	<i>Puncturella noachina</i>							X	X		
	<i>Pusillina inconspicua</i>					X					
	<i>Raphitoma aequalis</i>	X						X			
	<i>Raphitoma linearis</i>					X			X		7
	<i>Retusa truncatula</i>				X	X					
	<i>Rissoa exigua</i>				X						
	<i>Rissoa parva</i>				X	X	O		X		
	<i>Rissoa pedicularis</i>				X						
	<i>Rissoa variabilis</i>				X						
	<i>Rissoa vitrea</i>				X						
	<i>Scala clathratula</i>							X	X		
	<i>Scala clathrula</i>							X			
	<i>Scala clathrus</i>	X						X			
	<i>Scalaria communis</i>							X			
	<i>Skeneopsis planorbis</i>				X	X	A				
	<i>Tectura virginea</i>				X						9
	<i>Tergipes tergipes</i>					X			X		8
	<i>Triphora adversa</i>								X		
	<i>Triphora perversa</i>				X	X					
	<i>Tritonia hombergii</i>	X				X			X		200
	<i>Tritonia plebeja</i>	X			X				X		30
	<i>Trivia monacha</i>							X	X		
	<i>Trochus cinerarius</i>				X						
	<i>Turbonilla lactea</i>							X	X		50
	<i>Turritella communis</i>				X			X	X		
	<i>Turritella turbona</i>				X						
	<i>Velutina velutina</i>							X			
Bivalvia	<i>Abra alba</i>							X	X	A	
	<i>Abra nitida</i>				X				X		12
	<i>Abra prismatica</i>							X			
	<i>Acanthocardia echinata</i>	X			X				X		75
	<i>Aequipecten opercularis</i>	X			X	X		X			
	<i>Anomia aculeata</i>				X						
	<i>Anomia ephippium</i>	X			X	X	A				
	<i>Anomia squamula</i>				X						
	<i>Arcinella plicata</i>				X						
	<i>Arcopagia crassa</i>				X	X					
	<i>Arctica islandica</i>				X	X		X	X	A	
	<i>Asperarca nudulosa</i>				X			X			
	<i>Barnea candida</i>				X						
	<i>Cardium echinatum</i>	X			X	X					
	<i>Cardium fasciatum</i>	X									
	<i>Cerastoderma edule</i>	X			X			X			50
	<i>Chamelea gallina</i>				X						40
	<i>Chione ovata</i>	X									
	<i>Chlamys opercularis</i>	X									
	<i>Chlamys varia</i>	X			X			X			60
	<i>Cochlodesma praetenuae</i>				X	X			X		
	<i>Corbula gibba</i>				X			X		O	15
	<i>Cultellus pellucidus</i>	X							X		
	<i>Cytherea exoleta</i>				X						
	<i>Divaricella divaricata</i>				X	X					
	<i>Donax trunculus</i>				X						
	<i>Donax vittatus</i>				X						35
	<i>Dosinia exoleta</i>				X						60
	<i>Dosinia lineta</i>				X	X					
	<i>Ensis ensis</i>				X			X			130
	<i>Ensis siliqua</i>				X						200
	<i>Hiatella arctica</i>	X			X	X			X		

Fortsetzung Tab. 13: Mollusca; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	Größen- angabe der Tiere (mm)
		1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
	<i>Hiatella rugosa</i>				X	X	A	X		A	
	<i>Hiatella striata</i>					X					
	<i>Lepton squamosum</i>							X			
	<i>Lucinoma borealis</i>				X	X					
	<i>Macoma baltica</i>	X			X						25
	<i>Mactra stultorum</i>				X						
	<i>Modiola phaseolina</i>	X									
	<i>Modiola poliana</i>				X						
	<i>Modiolus modiolus</i>	X			X	X	A	X	X		
	<i>Monia patelliformis</i>				X						40
	<i>Montacuta ferruginosa</i>				X				X		
	<i>Musculus marmoratus</i>	X						X		A	
	<i>Mya arenaria</i>	X				X		X			150
	<i>Mya truncata</i>				X	X		X	X		
	<i>Mysella bidentata</i>				X				X		10
	<i>Mysia undata</i>							X			
	<i>Mytilus edulis</i>	X		A	X	X	O		X		
	<i>Nomia patelliformis</i>	X			X	X		X			
	<i>Nucula margaritacea</i>				X						
	<i>Nucula nitida</i>							X			
	<i>Nucula nucleus</i>	X		Z	X	X	A	X	X	A	
	<i>Nucula tenuis</i>	X			X	X					
	<i>Nucula turgida</i>								X		
	<i>Nuculana minuta</i>				X	X		X			
	<i>Nuculana pernula</i>							X			
	<i>Ostrea edulis</i>	X		A	X			X		A	100
	<i>Pallium tigrinum</i>				X						25
	<i>Parvicardium pinnulatum</i>	X			X			X	X	A	
	<i>Pecten maximus</i>				X						
	<i>Pecten opercularis</i>	X									
	<i>Pecten sinuosus</i>	X									
	<i>Pecten triginius</i>							X			
	<i>Phaxas pellucidus</i>							X			
	<i>Pholas dactylus</i>				X	X					
	<i>Pododesmus patelliformis</i>	X									
	<i>Psammobia ferroensis</i>				X	X		X			
	<i>Saxicava artica</i>					X					
	<i>Saxicavella jeffreysi</i>				X	X					
	<i>Solen marginatus</i>				X						120
	<i>Spisula elliptica</i>								X		
	<i>Spisula solida</i>				X	X	A	X			
	<i>Spisula subtruncata</i>				X			X	X		30
	<i>Striarca lactea</i>				X						
	<i>Syndosmia alba</i>	X									
	<i>Talochlamys pusio</i>	X									
	<i>Tapes pullastra</i>	X			X						
	<i>Tellina fabula</i>								X		
	<i>Tellina pygmaea</i>				X	X					
	<i>Tellina tenuis</i>				X						
	<i>Teredo navalis</i>				X						
	<i>Thracia papyracea</i>				X			X			
	<i>Thracia phaseolina</i>								X		
	<i>Thracia praetenuis</i>				X			X			
	<i>Thyasira flexuosa</i>								X		
	<i>Thyasira striata</i>				X						
	<i>Timoclea ovata</i>	X			X	X		X	X	G	
	<i>Venerupis corrugata</i>				X						
	<i>Venerupis pullastra (juv.)</i>					X					
	<i>Venus gallina</i>								X		
	<i>Zirfaea crispata</i>				X	X					

Tab. 14: Sipunculida; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	1850-	1950-	1850-	1950-
		1950	2004	1950	2004	1950	2004
		A	A	H	H	T	T
Sipunculida	<i>Golfingia margaritacea</i>				X	X	
	<i>Golfingia minuta</i>				X		
	<i>Phascolosoma minutum</i>	X				X	

Tab. 15: Kamptozoa; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	1850-	1950-	1850-	1950-
		1950	2004	1950	2004	1950	2004
		A	A	H	H	T	T
Kamptozoa	<i>Loxosoma phascolosomatum</i>					X	
	<i>Pedicellina cernua</i>	X			X	X	
	<i>Pedicellina natans</i>				X		

Tab. 16: Echiurida; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	1850-	1950-	1850-	1950-
		1950	2004	1950	2004	1950	2004
		A	A	H	H	T	T
Echiurida	<i>Echiurus echiurus</i>					X	X

Tab. 17: Annelida; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	Größen- angabe der Tiere (mm)
		1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
Annelida	Polychaeta										
	<i>Aglaophamus rubella</i>							X			
	<i>Alentia gelatinosa</i>	X						X			
	<i>Amotrypane rathke</i>				X						
	<i>Ampharete finnarchica</i>								X		
	<i>Ampharete grubei</i>	X						X			
	<i>Amphitene auricoma</i>	X						X			
	<i>Amphitrite auricoma</i>				X						
	<i>Amphitrite figulus</i>					X					
	<i>Amphitrite johnstoni</i>				X						
	<i>Amphitritides graciles</i>				X						120
	<i>Anaitides groenlandica</i>				X				X		500
	<i>Anaitides lineata</i>								X		
	<i>Anaitides maculata</i>				X	X	A		X		
	<i>Anaitides mucosa</i>				X				X		150
	<i>Anaitides subulifera</i>								X		
	<i>Anobothrus gracilis</i>				X						47
	<i>Aonides paucibranchiata</i>								X		
	<i>Aonis squamata</i>				X						
	<i>Aphelochaeta marioni</i>	X							X		
	<i>Aphelochaeta multibranchis</i>					X					10
	<i>Aphrodite aculeata</i>	X			X				X		220
	<i>Arenicola marina</i>				X	X					
	<i>Autolytus cornutus</i>					X					
	<i>Autolytus edwardsi</i>					X					7
	<i>Autolytus prolifer</i>				X	X	O				
	<i>Branchiomma bombyx</i>								X		
	<i>Brania cf. pusilla</i>					X					3,7
	<i>Capitella capitata</i>				X	X	A				
	<i>Capitomastus giardi</i>					X					12,1
	<i>Capitomastus minimus</i>								X		
	<i>Cauterella bioculata</i>					X					40
	<i>Cauterella caputesocis</i>					X					17
	<i>Chaetopterus norvegicus</i>				X						
	<i>Chaetopterus variopedatus</i>							X			
	<i>Chaetozone setosa</i>					X		X			25
	<i>Chione duneri</i>								X		
	<i>Circeis spirillum</i>					X					
	<i>Cirratulus cirratus</i>					X					300
	<i>Dasychone dalyelli</i>				X						50
	<i>Diplocirrus glaucus</i>							X	X		
	<i>Dodecaceria concharum</i>	X				X					60
	<i>Ephesia gracilis</i>	X									
	<i>Eteone longa</i>					X		X	X		235
	<i>Eulalia pusilla</i>					X					
	<i>Eulalia sanguinea</i>				X			X			90
	<i>Eulalia viridis</i>	X			X	X	A				
	<i>Eumenia oerst</i>				X						40
	<i>Eumida punctifera</i>					X			X		
	<i>Eumidia sanguinea</i>					X					
	<i>Eunereis longissima</i>	X						X	X	A	
	<i>Eupolymnia nebulosa</i>				X						175
	<i>Eupolymnia nesidensis</i>				X						60
	<i>Eusyllis blomstrandii</i>				X	X		X	X		32
	<i>Exogone naidina</i>				X	X					
	<i>Fabricia ampicora</i>				X						
	<i>Fabricia quadripunctata</i>				X						
	<i>Fabricia sabella</i>					X					4,6
	<i>Fabricia stellaris</i>				X	X	A				
	<i>Flabelligera affinis</i>					X			X		60
	<i>Gattyana cirrosa</i>	X			X	X		X	X	G	
	<i>Glycera alba</i>	X			X			X	X		75
	<i>Glycera capitata</i>	X						X	X		
	<i>Glycera convoluta</i>							X			

Fortsetzung Tab. 17: Annelida; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	Größen- angabe der Tiere (mm)
		1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	1950	2004	der Abundanz	
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
	<i>Glycide nordmanni</i>							X	X		
	<i>Goniada maculata</i>	X						X	X		
	<i>Harmothoe imbricata</i>				X	X					
	<i>Harmothoe impar</i>	X			X	X		X	X		
	<i>Harmothoe rarispina</i>				X						
	<i>Harmothoe sarsi</i>				X			X			68
	<i>Hermella ostrearia</i>				X						
	<i>Hydroides norvegica</i>							X	X	Z	
	<i>Hypania invalida</i>								X		
	<i>Janua pagenstecheri</i>					X	O				
	<i>Kefersteinia cirrata</i>					X					
	<i>Lanice conchilega</i>	X			X	X	O	X	X		
	<i>Lepidonotus squamatus</i>	X			X	X	A		X		
	<i>Lumbrineris fragilis</i>				X						380
	<i>Lumbrineris impatiens</i>	X						X			
	<i>Lumbrineris latreilli</i>				X						300
	<i>Lysilla loveni</i>								X		
	<i>Magelona alleni</i>								X		
	<i>Malacoceros fuliginosus</i>					X	A		X		114
	<i>Malacoceros vulgaris</i>				X	X					
	<i>Malmgrenia castanea</i>							X			
	<i>Malmgreniella lunulata</i>							X	X		
	<i>Microphthalmus sczelkowi</i>				X	X	A				
	<i>Myriochele oculata</i>								X		
	<i>Neanthes fucata</i>				X				X		200
	<i>Neanthes succinea</i>				X						190
	<i>Neoamphitrite figulus</i>					X					250
	<i>Nephtys caeca</i>	X						X	X		
	<i>Nephtys cirrosa</i>	X						X			
	<i>Nephtys hombergii</i>	X			X			X	X	A	200
	<i>Nephtys incisa</i>	X			X						60
	<i>Nephtys longosetosa</i>				X						170
	<i>Nereis diversicolor</i>				X	X					
	<i>Nereis elitoral</i>								X		
	<i>Nereis pelagica</i>				X	X	A				
	<i>Nereis succinea</i>					X					190
	<i>Nereis virens</i>					X	A		X		900
	<i>Nerilla antennata</i>				X						2
	<i>Nicolea venustula</i>	X			X						70
	<i>Nicolea zostericola</i>					X			X		70
	<i>Nicomache lumbricalis</i>				X						160
	<i>Notomastus latericeus</i>	X						X	X	A	
	<i>Ophelia limacina</i>				X			X	X		55
	<i>Ophelia acuminata</i>				X				X		60
	<i>Ophelia aulogaster</i>	X						X			
	<i>Ophiodromus flexuosus</i>							X			
	<i>Ophryotrocha gracilis</i>					X					4
	<i>Orbinia cuvieri</i>							X			
	<i>Owenia fusiformis</i>	X						X	X	G	
	<i>Pectinaria koreni</i>							X	X		
	<i>Pherusa flabellata</i>					X					25
	<i>Pherusa plumosa</i>				X	X		X	X		
	<i>Pholoe minuta</i>	X			X	X		X	X	Z	
	<i>Phyllodoce citrina</i>				X						150
	<i>Phyllodoce groenlandica</i>	X									
	<i>Phyllodoce maculata</i>					X					100
	<i>Phyllodoce mucosa</i>	X			X						150
	<i>Pisione remota</i>					X					
	<i>Poecilochaetus serpens</i>	X						X	X	Z	
	<i>Polycirrus aurantiacus</i>								X		
	<i>Polycirrus medusa</i>	X						X	X	A	
	<i>Polydora caeca</i>	X									
	<i>Polydora ciliata</i>				X	X	O				

Fortsetzung Tab. 17: Annelida; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	Größenangabe der Tiere (mm)
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
	<i>Polydora ligni</i>					X					
	<i>Polydora quadrilobata</i>					X					
	<i>Polygordius appendiculatus</i>				X						45
	<i>Polygordius lacteus</i>				X						100
	<i>Polynoe kinbergi</i>								X		
	<i>Pomatosceros triquetra</i>	X			X	X	O	X	X	Z	
	<i>Protodorvillea kefersteini</i>								X		
	<i>Protodrilus purpureus</i>				X						12
	<i>Pseudopolydora pulchra</i>	X			X			X	X		7,5
	<i>Pygospio elegans</i>					X					15
	<i>Sabella penicillus</i>							X			
	<i>Sabellaria alveolata</i>					X					40
	<i>Sabellaria spinulosa</i>	X		Z	X	X	G	X	X		
	<i>Scalibregma inflatum</i>				X			X	X	G	25
	<i>Scolecopsis bonnieri</i>								X		
	<i>Scolecopsis squamata</i>				X	X	A				
	<i>Scoloplos armiger</i>	X			X			X	X		120
	<i>Sosane gracilis</i>								X		
	<i>Sphaerodorum flavum</i>					X			X		60
	<i>Sphaerodorum gracilis</i>				X			X			
	<i>Sphaerosyllis hystrix</i>					X			X		5
	<i>Spio filicornis</i>								X		
	<i>Spiophanes bombyx</i>							X	X		
	<i>Spirorbis corallinae</i>					X					3,5
	<i>Spirorbis nautiloides</i>				X						
	<i>Spirorbis quadrangularis</i>				X						
	<i>Spirorbis spirillum</i>					X					
	<i>Spirorbis spirorbis</i>					X	O				6,5
	<i>Spirorbis tridentatus</i>					X	O				5,4
	<i>Sthenelais boa</i>					X					200
	<i>Sthenelais limicola</i>								X		
	<i>Streptosyllis websteri</i>					X					5
	<i>Stylarioides plumosus</i>	X			X						
	<i>Syllides articulocirrata</i>					X					3
	<i>Syllis armillaris</i>				X			X			50
	<i>Syllis cirrigera</i>				X						
	<i>Syllis gracilis</i>					X					50
	<i>Syllis prolifera</i>				X						
	<i>Terebella madida</i>				X						
	<i>Terebellides stroemi</i>							X	X	A	
	<i>Tharyx multibranchiis</i>					X					
	<i>Thelepus cincinnatus</i>	X			X			X			200
	<i>Typosyllis armillaris</i>					X	A				50
	<i>Typosyllis hyalina</i>					X					35
	<i>Vermilia triquetra</i>				X						
	<i>Zeppelina monostyla</i>					X					60
Oligochaeta	<i>Enchytraeus spiculus</i>				X						
	<i>Paranis litoralis</i>					X					
	<i>Saenuris neurosoma</i>				X						
Hirudinea	<i>Piscicola piscium</i>				X						

Tab. 18: Chelicerata; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; gültige Artnamen sind fett gedruckt.

		1850- 1950	1950- 2004	1850- 1950	1950- 2004	1850- 1950	1950- 2004
Taxonomische Großgruppe	Art	A	A	H	H	T	T
Chelicerata	Pantopoda						
	<i>Achelia hispida</i>				X		
	<i>Achelia echinata</i>	X		X	X		
	<i>Anoplodactylus angulatus</i>				X		
	<i>Anoplodactylus petiolatus</i>			X	X	X	
	<i>Anoplodactylus pygmaeus</i>			X	X		
	<i>Nymphon brevistre</i>			X		X	
	<i>Nymphon gracile</i>						X
	<i>Nymphon rubrum</i>			X	X	X	
	<i>Pallene brevistris</i>	X		X		X	
	<i>Phoxichilidium coccineum</i>			X			
	<i>Phoxichilidium femoratum</i>			X	X		
<i>Pygogonum littorale</i>			X	X		X	

Tab. 19: Crustacea; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe		Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	
			A	A	A	H	H	H	T	T	T	
Crustacea	Cirripedia	<i>Anatifa laevis</i>				X						
		<i>Balanus balanoides</i>				X						
		<i>Balanus balanoides</i>				X	X	O				
		<i>Balanus crenatus</i>	X		A	X	X	O	X			
		<i>Balanus improvisus</i>				X	X					
		<i>Balanus ovularis</i>				X						
		<i>Balanus sulcatus</i>				X						
		<i>Chthamalus stellatus</i>				X						
		<i>Chthamalus germanus</i>				X						
		<i>Chthamalus philippii</i>				X						
		<i>Creusia stromia</i>				X						
		<i>Creusia verruca</i>				X						
		<i>Elminius modestus</i>						X	O			
		<i>Pellogaster paguri</i>					X					
		<i>Sacculina carcini</i>					X			X		
		<i>Sacculina inflata</i>					X					
		<i>Sacculina phalangi</i>					X					
		<i>Semibalanus balanoides</i>						X	O			
		<i>Trypetesa lampas</i>								X		
		<i>Verruca stroemia</i>	X					X	O		X	
	Tanaidacea	<i>Tanais dulongii</i>					X					
	Cumacea	<i>Bodotria scorpioides</i>				X	X	A				
		<i>Cuma pulchella</i>				X						
		<i>Cumella pygmaea</i>				X						
		<i>Cumopsis goodsiri</i>				X						
		<i>Diastylis bradyi</i>				X				X		
		<i>Diastylis laevis</i>				X				X		
		<i>Diastylis rathkei</i>	X			X			X	X	A	
		<i>Diastylis rugosa</i>				X				X		
		<i>Diastylis spinosa</i>				X						
		<i>Eudorella truncatula</i>				X						
		<i>Eudorelopsis deformis</i>				X						
		<i>Iphinoe trispinosa</i>				X				X		
		<i>Lamprops fasciata</i>				X						
		<i>Pseudocuma longicornis</i>				X						
		<i>Pseudocuma similis</i>									X	
		Mysidacea	<i>Gastrosaccus spinifer</i>				X				X	
			<i>Leptomysis mediterranea</i>				X					
	<i>Mesopodopsis slabberi</i>					X						
	<i>Mysis relicta</i>						X					
	<i>Praunus flexuosus</i>					X						
	<i>Praunus inermis</i>					X		G		X		
	<i>Praunus neglectus</i>					X						
	<i>Schistomysis kervillei</i>									X		
	<i>Schistomysis ornata</i>				X							
	<i>Schistomysis spiritus</i>				X				X			
	Isopoda	<i>Astacilla longicornis</i>							X	X		
		<i>Gnathia dentata</i>							X			
		<i>Iaera kroeyeri</i>				X						
		<i>Idotea baltica</i>				X	X					
		<i>Idotea chelipes</i>					X					
		<i>Idotea emarginata</i>				X						
		<i>Idotea granulosa</i>					X					
		<i>Idotea linearis</i>				X						
		<i>Idotea pelagica</i>				X	X					
		<i>Jaera albifrons</i>					X					
		<i>Janira maculosa</i>				X	X			X		
		<i>Ligia oceanica</i>				X	X					
		<i>Praniza coeruleata</i>				X						

Fortsetzung Tab. 19: Crustacea; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in	1850-	1950-	Trends in
		1950	2004	der	1950	2004	der	1950	2004	der
		A	A	A	H	H	H	T	T	T
Amphipoda	<i>Abludomelita obtusata</i>				X					
	<i>Ampelisca brevicornis</i>								X	
	<i>Ampelisca diadema</i>	X						X	X	
	<i>Ampelisca laevigata</i>				X	X		X	X	
	<i>Ampelisca spinipes</i>	X			X			X		
	<i>Amphilocheus manudens</i>									X
	<i>Amphilocheus neapolitanus</i>									X
	<i>Ampithoe gibba</i>				X					
	<i>Ampithoe podoceroideis</i>				X					
	<i>Ampithoe rubricata</i>				X	X				
	<i>Aora gracilis</i>				X					
	<i>Aora typica</i>						X			
	<i>Apherusa bispinosa</i>				X	X		G		
	<i>Apherusa jurenei</i>				X	X				
	<i>Apherusa ovalipes</i>				X					
	<i>Argissa hamatipes</i>				X					
	<i>Atylus falcatus</i>				X					
	<i>Atylus swammerdami</i>				X	X		G		X
	<i>Autonoe longipes</i>								X	X
	<i>Bathyporeia sarsi</i>				X					
	<i>Byblis gaimardi</i>				X					
	<i>Calliopius laeviusculus</i>				X	X		A		
	<i>Caprella linearis</i>	X			X	X		A		
	<i>Caprella penantis</i>				X					
	<i>Caprella tuberculata</i>				X					
	<i>Chaetogammarus marinus</i>						X			
	<i>Cheirocratus sundevallii</i>						X			X
	<i>Corophium bonellii</i>				X				X	
	<i>Corophium crassicornis</i>				X					
	<i>Corophium insidiosum</i>						X	O		
	<i>Cressa dubia</i>								X	
	<i>Dexamine spinosa</i>				X	X		G		
	<i>Dexamine thea</i>				X	X		G		
	<i>Dulichia porrecta</i>									X
	<i>Elasmopus rapax</i>						X			
	<i>Gammarella fucicola</i>						X			
	<i>Gammarellus angulosus</i>				X	X		A		
	<i>Gammarellus homari</i>				X	X				
	<i>Gammaropsis nitida</i>	X			X				X	
	<i>Gammarus angulosus</i>				X					
	<i>Gammarus duebeni</i>				X					
	<i>Gammarus elongatus</i>				X					
	<i>Gammarus locusta</i>				X	X		A		
	<i>Gammarus sabini</i>				X					
	<i>Hyale nilssoni</i>				X	X		O		
	<i>Hyperia galba</i>				X					
	<i>Hyperoche kröyeri</i>				X					
	<i>Iphimedia obesa</i>				X					
	<i>Jassa falcata</i>				X	X		A		
	<i>Jassa marmorata</i>						X	A		
<i>Lembos websteri</i>								X		
<i>Lepidepcreum longicornis</i>				X						
<i>Megaluropus agilis</i>									X	
<i>Megamphopus cornutus</i>				X						
<i>Melita palmata</i>				X	X		G	X		
<i>Metoecus medusarum</i>				X	X					
<i>Metopa rubrovittata</i>				X						
<i>Metopa spectabilis</i>				X						
<i>Microdeutopus maculatus</i>				X						
<i>Microdeutopus anomalus</i>				X						
<i>Microjassa cumbrensis</i>				X						
<i>Microprotopus maculatus</i>						X				

Fortsetzung Tab. 19: Crustacea; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz
		A	A	A	H	H	H	T	T	T
	<i>Microdeutopus anomalus</i>				X					
	<i>Microjassa cumbrensis</i>				X					
	<i>Microprotopus maculatus</i>					X				
	<i>Orchestia gammarella</i>				X					
	<i>Orchomenella nana</i>					X				
	<i>Orchomenella pinguis</i>				X					
	<i>Parajassa pelagica</i>				X					
	<i>Paramphithoe assimilis</i>				X					
	<i>Paramphithoe mietcki</i>				X					
	<i>Parapleustes bicuspis</i>				X					
	<i>Parathylus falcatus</i>				X					
	<i>Pariambus typicus</i>				X				X	
	<i>Photis longicaudata</i>				X			X		
	<i>Phoxocephalus holbolli</i>								X	
	<i>Phtisica marina</i>				X					
	<i>Stenosoma lineare</i>				X					
	<i>Stenothoe marina</i>				X	X			X	
	<i>Stenothoe monoculoides</i>				X	X				
	<i>Synchelidium haplocheles</i>								X	
	<i>Talitrus saltator</i>				X					
	<i>Tryphosella sarsi</i>				X	X				
	<i>Unciola planipes</i>				X			X		
Decapoda	<i>Callinassa helgolandica</i>							X		
	<i>Callinassa subterranea</i>	X							X	G
	<i>Cancer pagurus</i>	X		G	X	X	G	X	X	A
	<i>Carcinus maenas</i>				X	X	G		X	
	<i>Corystes cassivelanus</i>							X		
	<i>Crangon almanii</i>					X		X	X	G
	<i>Crangon crangon</i>	X			X	X		X	X	
	<i>Ebalia cranchi</i>	X						X	X	
	<i>Ebalia tumefacta</i>							X		
	<i>Eualus oculatus</i>					X				
	<i>Eupagurus pubescens</i>							X		
	<i>Galathea intermedia</i>	X			X	X		X	X	G
	<i>Galathea nexa</i>	X						X		
	<i>Galathea squamifera</i>				X	X	G			
	<i>Galathea strigosa</i>				X	X				
	<i>Hippolyte costata</i>				X					
	<i>Hippolyte vittata</i>				X					
	<i>Homarus gammarus</i>				X	X		X		
	<i>Hyas araneus</i>	X		G	X	X		X	X	
	<i>Inachus dorhynchus</i>				X			X		
	<i>Liocarcinus arcuatus</i>							X		
	<i>Liocarcinus holsatus</i>	X		Z	X	X		X	X	
	<i>Liocarcinus marmoreus</i>								X	
	<i>Liocarcinus pusillus</i>	X		G				X		G
	<i>Macropodia rostrata</i>	X			X	X		X	X	
	<i>Nephrops norvegicus</i>							X		
	<i>Pagurus bernhardus</i>	X		G	X	X	G	X	X	Z
	<i>Palaemon elegans</i>					X				
	<i>Pandalina brevirostris</i>					X		X	X	
	<i>Pandalus annulicornis</i>				X					
	<i>Pandalus montagui</i>	X		O	X	X	G	X	X	
	<i>Pilumnus hirtellus</i>	X			X	X		X	X	
	<i>Pinnotheres pisum</i>	X						X		
	<i>Pirimela denticulata</i>				X			X		
	<i>Pisidia longicornis</i>					X			X	
	<i>Platycarcinus pagurus</i>				X					
	<i>Porcellana longicornis</i>	X						X		
	<i>Processa canaliculata</i>							X		
	<i>Stenochynchus rostratus</i>				X					

Fortsetzung Tab. 19: Crustacea; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz
		A	A	A	H	H	H	T	T	T
	<i>Thia scutellata</i>				X				X	
	<i>Thorulus cranchii</i>								X	
	<i>Upogebia deltaura</i>	X							X	
	<i>Virbius fasciger</i>				X					
	<i>Virbius varians</i>				X					

Tab. 20: Insecta; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-1950	1950-2004	1850-1950	1950-2004	1850-1950	1950-2004
		A	A	H	H	T	T
Insecta	<i>Anurida maritima</i>				X		
	<i>Clunio marinus</i>				X		
	<i>Petrobius brevistylis</i>				X		

Tab. 21: Priapulida; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe	Art	1850-1950	1950-2004	1850-1950	1950-2004	1850-1950	1950-2004
		A	A	H	H	T	T
Priapulida	<i>Priapulus caudatus</i>					X	

Tab. 22: Tentaculata; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe		Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
Tentaculata	Phoronida	<i>Phoronis hippocrepia</i>	X						X		
		<i>Phoronis mülleri</i>	X			X			X		
<i>Mesotrocha sexoculata</i>					X						
	Bryozoa	<i>Aetea truncata</i>					X				
		<i>Alcyonidium diaphanum</i>					X				
		<i>Alcyonidium gelatinosum</i>				X	X		X		
		<i>Alcyonidium mamillatum</i>					X				
		<i>Alcyonidium mytili</i>					X				
		<i>Alcyonidium parasiticum</i>	X						X		
		<i>Alcyonidium polyoym</i>					X				
		<i>Bicelliarella ciliata</i>	X			X	X		X		
		<i>Bowerbankia gracilis</i>					X				
		<i>Bowerbankia imbricata</i>				X	X				
		<i>Bowerbankia pustulosa</i>					X				
		<i>Bugula flabellata</i>				X	X				
		<i>Bugula plumosa</i>				X	X		X		
		<i>Bugula stolonifera</i>					X				
		<i>Bugula turbinata</i>					X				
		<i>Caberea ellisii</i>							X		
		<i>Callopora aurita</i>						X			
		<i>Callopora dumerilii</i>						X			
		<i>Callopora lineata</i>						X	O		
		<i>Cellepora coccinea</i>				X					
		<i>Cellepora pumicosa</i>					X				
		<i>Celleporella hyalina</i>					X	O			
		<i>Cellularia ciliata</i>				X					
		<i>Cellularia scruposa</i>				X					
		<i>Chorizopora bronngiartii</i>					X				
		<i>Conopeum reticulum</i>					X	O			
		<i>Cribrilina punctata</i>					X				
		<i>Crisia aculeata</i>					X				
		<i>Crisia denticulata</i>					X				
		<i>Crisia eburnea</i>				X	X	O	X		
		<i>Crisidia cornuta</i>					X				
		<i>Cryptosula pallasiana</i>					X	O			
		<i>Electra monostachys</i>					X				
		<i>Electra pilosa</i>				X	X	O	X		
		<i>Escharella immersa</i>					X	O			
		<i>Escharella variolosa</i>					X	O			
	<i>Euclatea loricata</i>	X						X			
	<i>Flustra carnosia</i>				X						
	<i>Flustra foliacea</i>	X		Z	X	X	O	X	X		
	<i>Flustra securifrons</i>				X				X		
	<i>Flustrellidra hispida</i>					X					
	<i>Halodactylus gelatinosus</i>				X						
	<i>Lichenopora hispida</i>					X					
	<i>Membranipora membranacea</i>				X	X	O	X	X		
	<i>Membraniporella nitida</i>					X					
	<i>Microporella ciliata</i>				X	X					
	<i>Notamia lorculata</i>				X						
	<i>Plagioecia patina</i>				X						

Fortsetzung Tab. 22: Tentaculata; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe		Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
		<i>Schizomavella mytili</i>					X				
		<i>Schizoporella errata</i>					X				
		<i>Schizoporella unicornis</i>					X				
		<i>Scruparia chelata</i>					X				
		<i>Scrupocellaria reptans</i>				X	X	A			
		<i>Scrupocellaria scrupea</i>	X								
		<i>Scrupocellaria scruposa</i>				X	X	O			
		<i>Smittina landsborovi</i>					X				
		<i>Tubulipora liliacea</i>					X		X		
		<i>Tubulipora palmata</i>				X					
		<i>Tubulipora patina</i>				X					
		<i>Valkeria uva</i>					X				
Brachiopoda		<i>Crania anomala</i>				X					

Tab. 23: Echinodermata; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austerbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe		Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz
		A	A	A	H	H	H	T	T	T	
Echinodermata	Asteroidea	<i>Archaster tenuispinus</i>				X	X	O	X		
		<i>Asterias rubens</i>	X		G	X	X	O	X	X	G
		<i>Astropecten auranciacus</i>				X			X		
		<i>Astropecten irregularis</i>	X		Z	X			X		
		<i>Crossaster papposus</i>	X		G	X	X	G	X		
		<i>Henricia sanguinolenta</i>							X		
		<i>Leptasterias islandica</i>				X					
	Ophiuroidea	<i>Acrocnida brachiata</i>								X	
		<i>Amphipholis squamata</i>	X			X	X	A	X	X	A
		<i>Amphiura filiformis</i>	X			X			X	X	G
		<i>Ophiopholis aculeata</i>							X		
		<i>Ophiothrix fragilis</i>	X		Z	X	X		X	X	
		<i>Ophiura albida</i>	X		Z	X	X		X	X	G
		<i>Ophiura ophiura</i>				X			X		
		<i>Ophiura sarsii</i>							X		
	Echinoidea	<i>Brissopsis lyrifera</i>								X	
		<i>Echinocardium cordatum</i>							X	X	A
		<i>Echinocardium pennatifidum</i>								X	
		<i>Echinocyamus pusillus</i>				X			X	X	G
		<i>Echinus esculentus</i>	X		G	X	X	G	X		
		<i>Paracentrotus lividus</i>				X					
		<i>Psammechinus miliaris</i>	X		Z		X		X	X	G
		<i>Spatangus purpureus</i>	X			X			X		
	Holothuroidea	<i>Cucumaria elongata</i>							X		
		<i>Leptosynapta bergensis</i>							X		
		<i>Leptosynapta minuta</i>				X					
		<i>Rhabdomolgus ruber</i>				X					
		<i>Thyone fusus</i>							X		
		<i>Trachythyone elongata</i>				X					

Tab. 24: Tunicata; Auftreten der einzelnen Arten an den Standorten Austernbank (A), Helgoland (H) und Tiefe Rinne (T); die Angaben sind für den historischen bzw. den modernen Zeitraum aufgeschlüsselt; Trends in der Abundanz beziehen sich jeweils auf den genannten Zeitraum; (A = Abnahme, Z = Zunahme, O = Oszillation, G = gleichbleibend); gültige Artnamen sind fett gedruckt.

Taxonomische Großgruppe		Art	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz	1850-1950	1950-2004	Trends in der Abundanz
			A	A	A	H	H	H	T	T	T
Tunicata	Ascidacea	<i>Amarucium rubicundum</i>				X					
		<i>Ascidia virginea</i>				X					
		<i>Ascidella aspersa</i>	X		O		X	Z	X		O
		<i>Ascidella scabra</i>					X				
		<i>Botrylloides leachi</i>				X	X	O			
		<i>Botryllus schlosseri</i>				X	X	O			
		<i>Ciona intestinalis</i>					X	O			
		<i>Circinalium rubicundum</i>				X					
		<i>Clavelina lepadiformes</i>				X	X	O			
		<i>Dendrodoa grossularia</i>				X	X	O	X		
		<i>Didemnum candidum</i>				X					
		<i>Didemnum helgolandicum</i>				X	X				
		<i>Didemnum maculosum</i>					X	O			
		<i>Diplosoma listerianum</i>					X	O	X		
		<i>Diplosoma migrans</i>				X	X		X		
		<i>Eugyra arenosa</i>							X		
		<i>Eugyra glutinans</i>				X					
		<i>Macroclinum pomum</i>				X					
		<i>Mogula citrina</i>					X	O			
		<i>Mogula complanata</i>					X				
		<i>Molgula ampulloides</i>				X					
		<i>Molgula citrina</i>					X				
		<i>Molgula complanata</i>					X				
		<i>Phallusia pedunculata</i>				X					
		<i>Polyclinum aurantium</i>					X	O			
		<i>Sidnyum turbinatum</i>					X	O			
		<i>Styela coriacea</i>					X			X	
		<i>Styela partita</i>					X			X	

11.2 Daten-Arbeitsmatrix, elektronisch; Microsoft Excel