

WRRL-Klassifizierungssystem WK Helgoland

Historisches Leitbild der Makrophytenvegetation Helgolands
Klassifizierungsvorschlag der Helgoländer
Makrophytenvegetation
Monitoring als Grundlage der Umsetzung der europäischen
Wasserrahmenrichtlinie

Dr. Inka Bartsch

Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven

Dr. Ralph Kuhlenskamp

Helgoland

Im Auftrag des
**Landesamtes für Natur und
Umwelt des Landes
Schleswig-Holstein**, Flintbek

Dezember 2004



Westküste Helgolands um 1860, Lithographie von Beer
Aus: Die Küste 49, 1990



Foto: Ralph Kuhlenskamp



Foto: Ralph Kuhlenskamp

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	4
1 Einführung	6
2 Lebensraum Helgoland.....	7
3 Historische Entwicklung relevanter biotischer Parameter	9
3.1 Makrophytenbestand: allgemeine Betrachtungen	9
3.2 Massenvorkommen von Makrophyten	13
3.3 Veränderung der Artenzusammensetzung durch Drift	17
3.4 Entwicklung der Seevogelkolonien	18
4 Historische Entwicklung relevanter abiotischer Parameter	19
4.1 Substrata der Uferbereiche, Uferschutzmauern	19
4.2 Strömungen, Wassereintrag	21
4.3 Wassertemperatur	24
4.4 Windrichtung und Exposition	26
4.5 Sichttiefe	27
4.6 Strahlungsklima	28
4.7 Sauerstoff	31
4.8 Nährstoffe	31
4.8.1 Nährstoffeintrag über Flüsse	31
4.8.2 Atmosphärischer Eintrag.....	31
4.8.3 Historische Entwicklung und Zeitserien	32
4.8.4 Abwasser und Schadstoffe durch die Gemeinde Helgoland	34
4.9 Eutrophierung.....	35
4.9.1 Einfluss von Eutrophierung auf Ökosysteme	35
4.9.2 Situation bei Helgoland.....	37
4.9.3 Ammonium und Makroalgen.....	38
4.10 Schadstoffe	39
4.10.1 Schiffsbedingte Einträge.....	40
4.10.2 TBT (Tributylzinn)	40
4.10.3 Verklappungen.....	43
4.10.4 Schwermetalle	43
4.10.5 Herbizide	44
4.10.6 Detergentien	44
4.10.7 Insektizide	44
4.10.8 Rohöle.....	44
5 Das historische Leitbild der Makrophytenvegetation von Helgoland.....	46
5.1 Die Gezeitenzone	46
5.2 Übergangsbereich Eulitoral/Sublitoral	48
5.3 Das Sublitoral	49
6 Klassifizierungsvorschlag der Helgoländer Makrophytenbestände.....	54
6.1 Die Bewertungsgrundlage	54
6.2 Bewertungsklassen	56
6.3 Makrophytenklassifizierung	60
7 Das Leitbild der heutigen Vegetation (Zeitraum 1970 bis 2004)	72
7.1 Die Gezeitenzone	75
7.2 Das Sublitoral	81

8	<i>Darstellung sensitiver Arten bei Helgoland und ihrer möglichen Zeigerfunktion bezogen auf die WRRL</i>	84
9	<i>Vergleich des heutigen mit dem historischen Zustand sowie Einschätzung der heutigen Wasserqualität</i>	86
10	<i>Vorschläge zu Monitoringstrategien und Parametern</i>	88
10.1	<i>Allgemeines</i>	88
10.2	<i>Örtlichkeiten und saisonaler Aspekt der Transekte</i>	90
10.3	<i>Durchführung</i>	93
10.3.1	<i>Flächen des Eulitorals</i>	93
10.3.2	<i>Transekte des Eulitorals: Abrasionsplattform</i>	95
10.3.3	<i>Transekte des Eulitorals: Molenstandorte</i>	96
10.3.4	<i>Sublitoral</i>	96
10.4	<i>Spezielle Monitoring Empfehlungen</i>	99
11	<i>Forschungsbedarf</i>	99
11.1	<i>Übersicht</i>	99
11.2	<i>Autökologische Untersuchungen</i>	100
11.3	<i>Felduntersuchungen</i>	101
12	<i>Literatur</i>	103

Zusammenfassung

Gemäß der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird in dem vorliegenden Bericht und Gutachten für die Region Helgoland (Küstengewässertyp N5) der Referenzzustand definiert und ein Klassifizierungssystem für die Makrophyten vorgenommen.

Um den heutigen Zustand einzuordnen, wurde die wissenschaftliche Datenlage der letzten 100 Jahre für die Region Helgoland zugrunde gelegt. Neben den abiotischen Parametern wie Temperatur, Salinität, Sichttiefe, Nährstoffgehalte usw. sind die biotischen Veränderungen der Makrophyten, wie Abundanzen, Ausbreitung, Artenverschiebungen und Sensitivitäten bestimmter Arten als Grundlage herangezogen worden. Die Betrachtung der historischen Entwicklung relevanter Parameter im Sinne der WRRL ermöglichte jedoch nicht immer eine fundierte Einschätzung der jetzigen Situation oder der bisher wirksamen Vorgänge im Ökosystem. Deutliche Veränderungen der Nährstoffe in den Jahren 1960-1990 beispielsweise waren nicht zwingend verantwortlich für Veränderungen in den biotischen Parametern wie Biomasse von Grünalgen oder den Abundanzen und der Ausbreitung von Charakterarten wie *Fucus* und *Laminaria*. Hingegen zeigte sich, dass nicht WRRL-relevante Parameter wie die massiven baulichen Veränderungen fast aller Uferbereiche in den Jahren 1900-1960 deutliche Veränderungen im Artenspektrum hervorriefen.

Endgültige Schlussfolgerungen sind erschwert durch die geringe wissenschaftliche Datenlage für den Bereich Helgoland. Es ist uns jedoch gelungen, ein umfangreiches, qualitatives Klassifizierungssystem für Makroalgen (andere Makrophyten sind zur Zeit bei Helgoland nicht vorhanden), ausgehend vom Referenzzustand um 1900 (1887-1930) und bestehend aus fünf Qualitätsstufen, zu erstellen. Ausgewählte Parameter bildeten die Grundlage für diese Klassifizierung. Als Parameter wurden neben der räumlichen Verteilung und den Abundanzen von Hauptarten wie *Fucus*, *Laminaria*, *Ulva*, *Enteromorpha* oder der Miesmuschel *Mytilus*, die in Raumkonkurrenz zu *Fucus* stehen kann, die Algentiefengrenzen verschiedener Algen, die Anzahl seltener Arten und die Zonierung an Molen als wichtig erachtet. Einige Makroalgen sind aufgeführt, die eine mögliche Zeigerfunktion insbesondere für Eutrophierungserscheinungen besitzen.

Der Vergleich des heutigen mit dem historischen Zustand zeigt, dass die Makroalgenvegetation sich zwar qualitativ verändert hat, ihre Hauptformen und wesentlichen Biotope jedoch durchgängig vorhanden waren. Auffallend sind allerdings Veränderungen wie die Abnahme der Braunalgendiversität, die Verringerung der Zahl seltener Arten, die Zunahme an ephemeren Arten und das Verschwinden oder intermittierende Vorkommen einiger anderer Arten.

Eine Beurteilung aufgrund der von uns aufgestellten Parameter für die Klassifizierung ergibt für den jetzigen Gewässergütezustand von Helgoland den Zustand ‚gut‘ bis ‚befriedigend‘.

Während der Erarbeitung dieser Klassifizierung und Zustände wurde deutlich, welche Maßnahmen für ein dauerhaftes Monitoring ergriffen werden müssen und welche Forschungsdefizite vorliegen. Der Standort Helgoland ist durch seine Lage einzigartig, da er das einzige verfügbare Hartbodensubstratum in ausreichender Größe für eine differenzierte Lebensgemeinschaft im gesamten südlichen Bereich der Nordsee bietet. Es fehlen insbesondere Langzeituntersuchungen über wichtige strukturbildende Arten wie Laminarien und Fucaceen, aber auch über Zeigerorganismen wie Grünalgen oder über Arten, die empfindlich auf bestimmte Parameter der Wasserqualität reagieren. Es fehlen Ausgangsanalysen der Makroalgenverteilungen des Sublitorals, während im Eulitoral durch bisherige Arbeiten von Seiten des AWI (I. Bartsch) eine gute Basis geschaffen wurde.

Ein Monitoring muss regelmäßig erfolgen und die wichtigsten Parameter sollten im Gegensatz zu den Vorgaben der WRRL alle zwei Jahre aufgenommen werden. Neben klassischen Verfahren zur Biomassebestimmung, Vegetationsaufnahmen usw. müssen moderne GIS-Vermessungsmethoden zur Festlegung von Verbreitungs-arealen herangezogen werden. Auch wenn die Hauptbiomasse der meisten Algen im Frühjahr bis Sommer auftritt, ist der saisonale Aspekt nicht zu vernachlässigen. Die von uns empfohlene Datenerfassung beinhaltet Vegetationsaufnahmen und Abundanzmessungen entlang von Transekten und in verschiedenen Habitaten (Molen und Abrasionsplattform), die Erfassung der sublitoralen Tiefenverteilung wichtiger Makrophyten sowie die Flächenanalyse von eulitoral *Fucus*- oder sublitoralen *Laminaria*-Beständen. Dieses Monitoringvorgehen haben wir möglichst detailliert dargestellt.

Im Verlauf der Bearbeitung der uns vorliegenden Daten wurde deutlich, dass Veränderungen in der Vegetation stattgefunden haben, die teilweise auf einer veränderter Wasserqualität beruhen. Es besteht allerdings erhöhter Forschungsbedarf, um diese Aussagen zu konkretisieren und als Ausgangspunkt für weitere Maßnahmen heranzuziehen.

1 Einführung

Die Insel Helgoland liegt als isolierter Felsen in der südöstlichen Nordsee ca. 60 km vom Festland entfernt und stellt eine Oase für Hartbodenphyto- und zoobenthos inmitten der Weichsubstratumgebung der Nordsee dar (Reinke 1888). Die Insel und ihre Lebensgemeinschaften werden sowohl durch die großen Ströme Elbe, Weser und Ems, zum anderen jedoch durch die Wassermassen der Nordsee beeinflusst. Die landferne Lage und der Status des marinen Naturschutzgebietes prädestinieren Helgoland als Referenzort für Biodiversitätsstudien (www.biomareweb.org) sowie einer Gewässergüteklassifizierung, die im Rahmen der EU und der deutschen Wasserrahmenrichtlinie gefordert wird. Da es sich jedoch nicht um eine von menschlichem Einfluss unberührte Region handelt, kann der heutige Zustand des Artenspektrums nicht mehr als ursprünglich definiert und für die Gewässergüteklassifizierung als Referenz herangezogen werden. Deshalb wird hier der Versuch unternommen, ein historisches Leitbild der marinen Makrophytenvegetation zu entwerfen und dieses als ‚sehr guten‘ Zustand zu definieren. Die Beurteilung des heutigen Zustandes basiert auf Analysen der bisher stattgefundenen Entwicklungen im Helgoländer Ökosystem sowie auf Ergebnissen im internationalen Forschungskontext. Da es viele qualitative, wenig quantitative und keine kausalanalytischen Untersuchungen zum Artbestand auf Helgoland in Bezug zur Gewässergüte gibt, wurde die Skalierung der Gewässergüte von ‚sehr gut‘ bis ‚mangelhaft‘ an Hand eigener Kriterien, die sich aus der Literatur ableiten ließen, aufgestellt. Die Grenzziehung zwischen den Klassen muss dabei subjektiv bleiben. Zur Beurteilung der Entwicklung der Makrophytenvegetation und für die Ausarbeitung einer Empfehlung von Monitoringstrategien wurde neben der Makrophytenentwicklung auch die historische Entwicklung wichtiger abiotischer Parameter und einiger Zoobenthosarten in Betracht gezogen. Somit war eine bessere Einschätzung der komplexen Situation des Ökosystems möglich. Störungen des Systems durch Schadstoffe oder durch erhöhten Eintrag von Nährstoffen mit nachfolgender Eutrophierung wirken sich nicht nur monokausal auf die direkt betroffenen Organismen aus, sondern können durch die Interaktionen und systembedingten Verflechtungen der Arten untereinander eine Kette von Reaktionen auslösen. Aufgrund solcher Beziehungen sind Veränderungen der Abundanzen von Makroalgenarten, wie beispielsweise die Zunahme von Grünalgen, auch als Ergebnis von Veränderungen in der Makrofauna zu betrachten, insbesondere wenn Schadstoffe wie Tributylzinn (TBT) Weidegänger oder strukturbildende Arten beziehungsweise deren Räuber beeinträchtigen.

2 Lebensraum Helgoland

Der marine Lebensraum von Helgoland ist durch seine Geomorphologie geprägt und die Besonderheiten müssen bei einem zukünftigen Monitoring bekannt sein bzw. berücksichtigt werden. Deshalb wird die Insel in kurzen Worten charakterisiert. Die Bundsandsteininsel wird von einer Abrasionsterasse in einer Breite von etwa 600 m von Süden über Westen nach Nordosten umgeben. Die Terrasse besteht aus relativ weichem Bundsandstein, der nicht für alle Makrophytenarten ein geeignetes Substratum darstellt, und reicht etwa 0.5 m über Seekartennull (mittleres Springtidenniedrigwasser) bis ca. 2 m unter Seekartennull. Damit liegt der größte Teil der Abrasionsterasse im Sublitoral und der Gezeitenbereich wird hauptsächlich durch das untere Eulitoral geprägt. Daraus folgt, dass die im nächsten Jahrhundert zu erwartende Erhöhung von Wasserständen durch die globale Erwärmung in die Beurteilung langfristiger Monitoringergebnisse mit einbezogen werden muss. Die Abrasionsterasse beherbergt diverse Habitate und unterscheidet sich in Schichtflächen, Schichtköpfe, Schichthöhlen, Längsgräben, Querrinnen und Felstümpel. Detaillierte Beschreibungen finden sich in Hagmeier (1930) und Janke (1986). Der mittlere Tidenhub beträgt für Helgoland 2,56 m. Eine Springverspätung von fast 3 Tagen (70 Stunden) führt dazu, dass die Springniedrigwasser immer am frühen Vormittag und Abend einsetzen und die Organismen des unteren Eulitorals selten dem hohen Sonnenstand der Mittagszeit ausgesetzt werden. Winde haben auf den Niedrigwasserstand unabhängig von der Tide einen erheblichen Einfluss: anhaltende O- und SO-Winde führen zu extrem niedrigen Wasserständen und anhaltende W- und NW-Winde zu anhaltend hohen Wasserständen (Hagmeier 1930). Dieses sollte bei der Planung des Monitoring Berücksichtigung finden.

Entgegen der heute üblichen Benennung des nördlichen eulitoralischen Gebietes als Nordost-Watt (NO-Watt) bezeichnen wir das Felswatt zwischen dem Strand bei der Jugendherberge im Norden und der Nordmole im Nordwesten als Nord-Watt (N-Watt), um damit Verwechslungen mit der Bezeichnung ‚NO-Seite‘ vor der Zeit des Molenbaus und der Landaufspülung zu vermeiden. Das ehemalige NO-Watt lag unter dem jetzigen aufgespülten Unterland im Osten der Insel und wird in der Literatur mehrmals beschrieben (Nienburg 1930, Kuckuck 1900).

Die Geomorphologie der Hauptinsel Helgoland und ihres Gezeitenbereichs zum Zeitpunkt 2002 ist von Bartsch & Tittley (2004) dargestellt worden (Abb. 1).

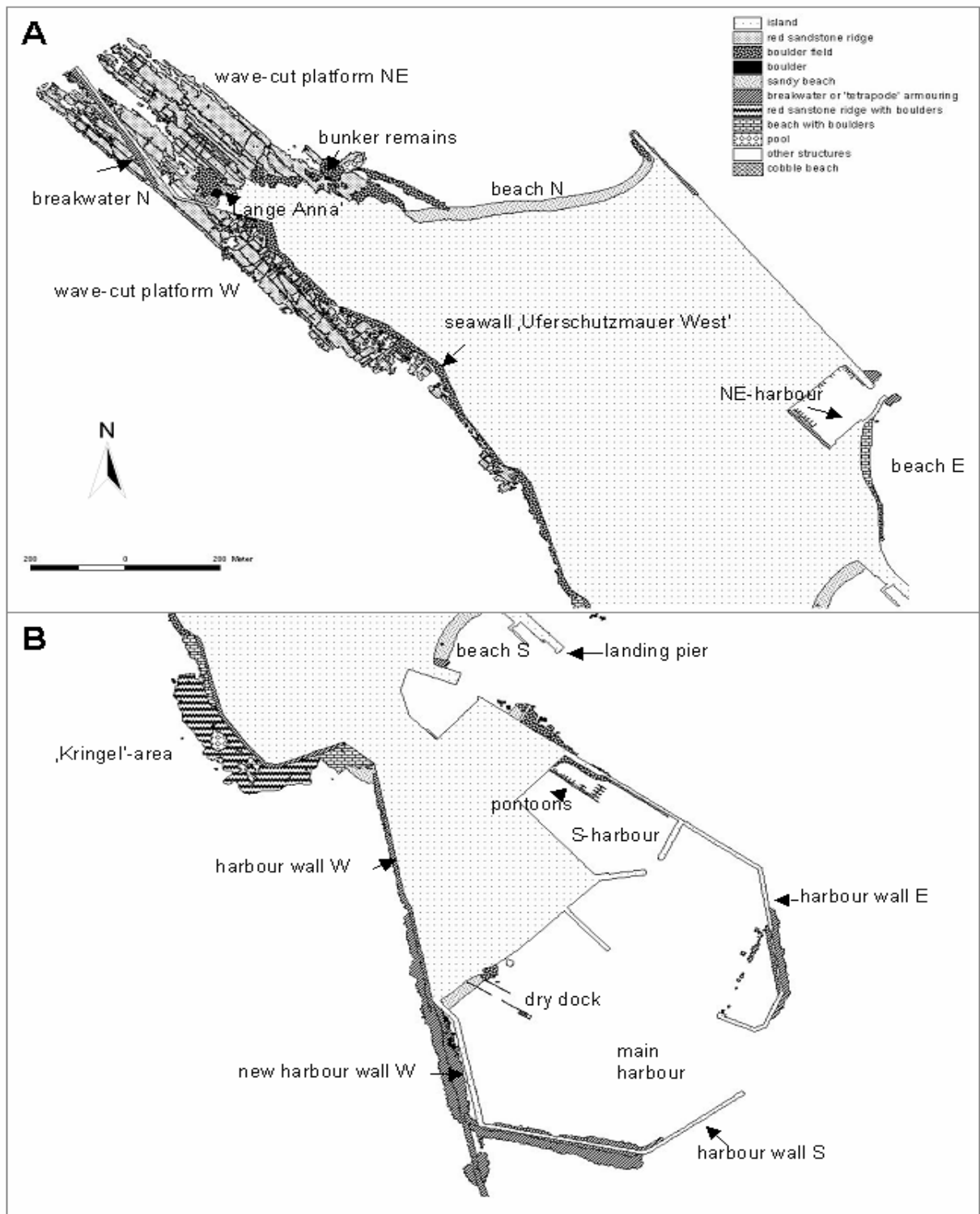


Abb. 1: Geomorphologische Karte der eulitoral Bereiche Helgolands.
Aus: Bartsch & Tittley (2004)

3 Historische Entwicklung relevanter biotischer Parameter

3.1 Makrophytenbestand: allgemeine Betrachtungen

Früheste algologische Arbeiten auf Helgoland, die sich mit der Makrophytenvegetation befassten, sind ab Mitte des 19ten Jahrhunderts zu verzeichnen. Seit Gründung der Biologischen Anstalt Helgoland im Jahre 1892 wurde ein umfangreiches Herbarium durch den ersten Kurator für Botanik, Paul Kuckuck, aufgebaut, das zusammen mit den veröffentlichten Artikeln einen umfassenden beschreibenden Überblick des Artbestandes zur Jahrhundertwende erlaubt (z.B. Kuckuck 1894, 1897a, 1897b, 1897c, 1900, 1912, Damman 1930, Nienburg 1930, Schmidt 1928). Zwischen 1845 und 1998 wurden insgesamt 274 Makroalgenarten für Helgoland aufgelistet; zusätzlich noch diverse Arten als Drift oder mit zweifelhafter Bestimmung. Der Artbestand von Helgoland ist damit relativ arm im Vergleich zu den umgebenden kalt-gemäßigten Küstenlinien der Nordsee (Bartsch & Kuhlenkamp 2000). Der 2. Weltkrieg hat die Sammlungsaktivität auf der Insel für ca. 25 Jahre unterbrochen und wurde erst ab 1952 durch Peter Kornmann und Paul-Heinz Sahling wieder aufgenommen. Die Anzahl der Arten, die vor 1930 und nach 1960 gefunden wurden ist ähnlich, aber die Biodiversität hat sich verändert (Abb. 2).

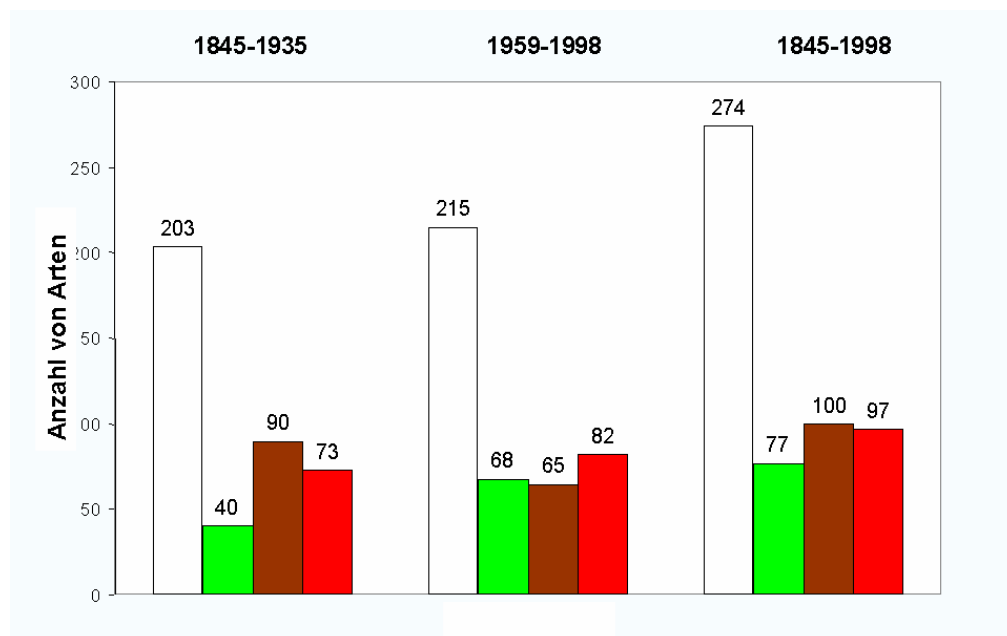


Abb.2: Entwicklung der Makrophyten-Diversität von Helgoland zwischen 1845 und 1998. Nach Bartsch & Kuhlenkamp (2000).

Weiß: Anzahl aller registrierten Arten

Grün: Grünalgenarten

Braun: Braunalgenarten

Rot: Rotalgenarten

Insgesamt wurden in der zweiten Hälfte des 20ten Jahrhunderts vermehrt Grünalgen gefunden, sowohl als Neubürger als auch in Biomasse und Ausbreitung auffallend erhöht (Kornmann & Sahling 1994). Nur 32 konstant registrierte Grünalgenarten wurden sowohl in dem Zeitraum vor und nach 1959 gefunden, was die relative Erhöhung der Grünalgenarten von 40 auf 68 Arten noch unterstreicht. Die Anzahl der registrierten Braunalgen dagegen hat in der zweiten Hälfte des 20ten Jahrhunderts drastisch abgenommen. 55 Braunalgenarten traten in der ersten und zweiten Jahrhunderthälfte gemeinsam auf; insgesamt jedoch reduzierte sich die Zahl registrierter Arten von 90 auf 65 Braunalgenarten (Abb. 2). Der Bestand an Rotalgenarten zeigte einen gemeinsamen Bestand von 61 Arten über den Untersuchungszeitraum und nur eine geringfügige Erhöhung in der zweiten Jahrhunderthälfte. Einige charakteristische Arten der Rot- und Braunalgen wurden nach dem 2. Weltkrieg nicht mehr wieder gefunden (Tab. 1).

Tab. 1: Seltene, intermittierend vorkommende und/oder nach 1952 nicht mehr gefundene Makroalgenarten bei Helgoland. S Sublitorale Art, Eu Eulitorale Art, † vermutlich heute bei Helgoland nicht mehr präsent mit makroskopischer Lebenszyklusphase. Zusammengestellt nach Lüning (1970), Kornmann & Sahling (1977, 1980, 1994), Bartsch & Kuhlenkamp (2000). Arten, die auf Grund ihrer Kleinheit oder schwierigen Bestimmung nicht bzw. selten registriert wurden, sind nicht vermerkt.

Art	Bemerkung
Chlorophyceae:	
<i>Bryopsis hypnoides</i> S	Selten im Sublitoral außerhalb des geschützten Hafens
<i>Derbesia marina</i> und <i>Halicystis ovalis</i> Phase S	Selten
<i>Kornmannia leptoderma</i> Eu, Frühjahr	Um 1934 belegt; 1960er Jahre häufig; nach 1966 selten
Phaeophyceae:	
† <i>Arthrocladia villosa</i> S	Bereits um 1900 selten
† <i>Asperococcus fistulosus</i> Eu	Letzter Fund 1912
† <i>Corynophlaea crispa</i> Eu, Mai/Juni	Epiphyt auf <i>Chondrus crispus</i> ; kein Fund nach 1929
† <i>Cutleria multifida</i> und <i>Aglaozonia reptans</i> Phase S	<i>Cutleria</i> -Phase bereits selten um 1900; <i>Aglaozonia</i> -Stadium nicht mehr vorhanden ab 1930
† <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> S	Bis 1960 gemein, seitdem nicht mehr gesichtet; Epiphyt auf <i>Chordaria flagelliformis</i>
<i>Dictyota dichotoma</i> Eu, S, Sommer/Herbst	Intermittierend: 1854-1960, 1989 bis dato
<i>Himantalia elongata</i> Eu/S	Immer selten gewesen; intermittierend; seit 1999 kleine, lokale Population vorhanden
<i>Leathesia difformis</i> Eu, Sommer	Intermittierend: bis 1925, ab 1999
<i>Punctaria latifolia</i> Eu, S, Sommer	Selten
† <i>Mesogloia vermiculata</i> , S	Bereits um 1900 selten
† <i>Sauvageaugloia griffithsiana</i> , S, Sommer	Bis 1912 gemein; vermutlich Habitat zerstört durch Dünenausbau
† <i>Sporochnus pedunculatus</i> S	Bereits vor 1900 selten; letzter Fund 1897
<i>Stictyosiphon soriferus</i> S, Frühjahr /Sommer	Um 1900 gemein; nach 1950 selten
† <i>Striaria attenuata</i> S	Vermutlich nur zwei Funde: vor 1881 und 1971
Rhodophyceae:	
† <i>Apoglossum ruscifolium</i> S, Sommer	Nach 1925 nicht mehr gefunden
<i>Callithamnion byssoides</i> S	Selten
† <i>Chondria dasyphylla</i> Eu, S, Sommer	Nach 1925 nicht mehr gefunden
† <i>Dudresnaya verticillata</i> S	Sehr selten bereits um 1900; ein Fund 1972
<i>Gloiosiphonia capillaris</i> S	Selten bereits um 1900; letzte Funde 1975 und 1997
<i>Gymnogrongus crenulatus</i> S Sommer / Herbst	Selten neben Nordmole und im Sublitoral
† <i>Helminthocladia calvadosii</i> S, Sommer	Um 1900 makroskopische Gametophytenphase noch vorhanden; heute vermutlich nur noch kalkbohrende Mikrothalli vorhanden
† <i>Helminthora divaricata</i> S, Sommer	Keine Funde nach 1905; bereits selten um 1900?
† <i>Jania rubens</i> Eu	Keine Funde nach 1905; phosphatempfindlich
† <i>Laurencia pinnatifida</i> Eu	Letzte Funde in den 1930er Jahren; Taxon benötigt Verifikation
† <i>Nemalion helminthoides</i> S, Sommer	Gemein um 1900; letzter Fund 1959
<i>Plumaria plumosa</i> S	Selten
<i>Polysiphonia nigra</i> S	Intermittierend: um 1900 häufig; seit den 1980er Jahren wieder vereinzelt Funde
† <i>Scinaia furcellata</i> S, Sommer	Gemein um 1900; makroskopische Gametophytenphase bis 1905; heute vermutlich nur noch kalkbohrende Mikrothalli vorhanden
<i>Tsengia bairdii</i> S	Allg. selten in Europa

Hierbei handelt es sich um Arten, die teilweise schon um 1900 selten waren oder um saisonal auftretende Frühjahrs- und Sommerarten. Einige der vieljährigen (perennierenden) Arten verschwanden gänzlich (*Jania rubens*, ‚*Laurencia pinnatifida*‘, *Chondria dasyphylla*, *Aglaozonium*-Stadium von *Cutleria*), andere Arten (*Leathesia difformis*, *Dictyota dichotoma*) waren für mehrere Jahrzehnte nur vorübergehend nicht präsent, ohne dass die Gründe für diese Veränderungen bekannt sind. Ein Teil der nicht mehr gesammelten Arten aus der ersten Hälfte des 20ten Jahrhunderts hat ihren Hauptverbreitungsschwerpunkt weiter südlich in dem wärmeren Teil der kaltgemäßigten Region. In der zweiten Hälfte des 20ten Jahrhunderts wurden darüber hinaus einige Arten bei Helgoland beobachtet, die im nördlichsten Teil der kaltgemäßigten Region wachsen (Kornmann & Sahling 1994). Für manche der Verschiebungen dürfte der Einfluss veränderter Temperaturen in Frage kommen (Lüning 1985, p. 74). Jedoch lässt ein Vergleich mit der Entwicklung der Oberflächenwassertemperaturen (siehe unten) keinen einfachen Zusammenhang zwischen Artverschiebung und Temperaturen erkennen (Radach et al. 1990, Kornmann & Sahling 1994, Bartsch & Kuhlenskamp 2000, Becker 2003). Trotz dieser Veränderungen lässt sich sagen, dass ein Großteil der vieljährigen Vegetation und regelmäßig wiederkehrenden saisonalen Arten über die letzten 150 Jahre konstant auf Helgoland zu finden ist, wobei auf Grund fehlender quantitativer Arbeiten kaum Aussagen zur Abundanz gemacht werden können. Ähnlich verhält es sich mit den vorherrschenden Lebensgemeinschaften. Eine kürzlich fertig gestellte historische Analyse der Gezeitenbiotope von Helgoland zeigt auf, dass ein Großteil der 23 Lebensgemeinschaften und deren Variationen während der letzten 80 Jahre konstant in der Gezeitenzone zu verzeichnen war, es jedoch auch drastische Veränderungen auf Grund von Habitatverlust, Habitatveränderungen und Einwanderungen fremder Arten gegeben hat (Bartsch & Tittley 2004). So wurden in einem begrenzten Bereich deutliche Veränderungen im Anteil der strukturbildenden Arten *Fucus* und *Mytilus* über einen Zeitraum von 15 Jahren verzeichnet (Abb. 3).

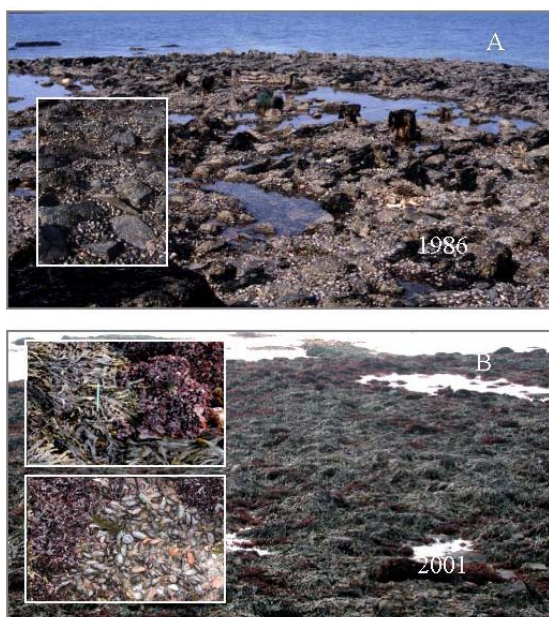


Abb. 3:
N-Watt, Bunkertrümmerbereich:
Veränderung des *Mytilus*-Feldes in eine
***Fucus-Mastocarpus*-Gemeinschaft über**
15 Jahre hinweg.
 Aus Bartsch & Tittley (2004).

3.2 Massenvorkommen von Makrophyten

Änderungen von Umweltparametern, die zwar zeitlich begrenzt sind, aber ausreichend Zeit lassen für eine kurzfristige biogeographische Veränderung bestimmter Populationen, können erhebliche Schwankungen in der Artenzusammensetzung bewirken. Solche Veränderungen sind meistens temporär und bedeuten selten eine langfristige Veränderung der Diversität. Da die Ausbreitung vieler Arten jedoch auf den Helgoländer Felssockel begrenzt ist, könnten durch starke Temperaturverschiebungen auch innerhalb kurzer Zeiten Arten verschwinden und hätten nur über die Zuwanderung wieder die Möglichkeit, sich bei Helgoland anzusiedeln.

Neben Nährstofferhöhungen sind auch kurzfristige Temperaturveränderungen bekannt, die zu Massenvorkommen von Makrophyten oder Invertebraten beitragen (Ziegelmeier 1970). Invertebratenarten mit einer Sensitivität gegenüber niedrigen Wassertemperaturen zeigten starke Einbrüche nach kalten Wintern (1928, 1939, 1946, 1955, 1962) während andere Arten in den nachfolgenden Zeiten sehr hohe Abundanz zeigten oder überhaupt erst in der Region auftraten. Somit sind durch sporadisch auftretende abnormale Temperaturen größere Veränderungen in den Lebensgemeinschaften zu erwarten, die jedoch im Laufe der Zeit wieder angeglichen werden können, wenn sich das Temperaturgefüge nicht dauerhaft ändert. So wurde in den Jahren 1968 und 1969 die Rotalge *Bonnemaisonia hamifera* nach relativ milden Herbst- und Winterbedingungen massenhaft gefunden, während sonst nur die fädige *Trilliella*-Phase im Sublitoral vorhanden ist (Kornmann & Sahling 1977).

Massenentwicklungen von Grünalgen ('green tides'), insbesondere *Ulva*, sind seit Beginn der Gewässereutrophierung durch Nitrat und Phosphat an den meisten europäischen Meeresküsten vorgekommen (Fletcher 1996, Niell et al. 1996, Nienhuis 1996, Moran & Briand 1996, Wallentinus 1996). Die Wattenmeergebiete der deutschen Nordseeküste waren oder sind ebenfalls stark betroffen (Michaelis 1978, van Beusekom et al. 2001, Reise 2003). Zwar wurden durch Regulierungsmaßnahmen insbesondere Phosphateinträge über Flüsse stark reduziert und damit eine leichte Abnahme der Massenvorkommen beobachtet, Nitrat ist aber weiterhin durch Landwirtschaft und Industrie in hoher Konzentration vorhanden.

Helgoland liegt etwas abseits des abfließenden Elbewassers und wird stärker von Nordseewasser beeinflusst; ein Grund, weswegen bisher keine ausgeprägten 'green tides' beobachtet wurden. Allerdings wurde eine deutliche Zunahme an Grünalgen seit 1900 verzeichnet, wobei viele Arten wie *Prasiola*, *Rosenvingiella* und *Blidingia* erst durch die im Laufe der folgenden Jahrzehnte erbauten Uferschutzmauern ein geeignetes Substratum vorfanden (Kornmann & Sahling 1994). Von den bekannten 'green tide'-Algen existiert *Ulva lactuca* in größerem Ausmaß in den Sommermonaten im Eulitoral und zwar als begrenzte Flächen innerhalb der ansonsten stabilen Biotope, auch innerhalb des oberen *Enteromorpha*-Gürtels und im *Fucus*-Bereich (Abb. 4). Besonders große Exemplare (bis

5 m Länge) wurden im August 1991 gesammelt und bestätigen die Vermutung für ein verstärktes Vorkommen dieser und anderer Grünalgen aufgrund erhöhter Eutrophierung im Bereich der Deutschen Bucht (Kornmann & Sahling 1994).



Abb. 4:
Sommerliche Massenentwicklung der Grünalge *Ulva lactuca* im N-Watt
9.6.2004

Foto: Ralph Kuhlenkamp

Eine andere fädige Grünalge, *Rhizoclonium tortuosum*, wurde erst ab 1967 vor allem in den Prielen des N-Wattes beobachtet, wo sie im Sommer seitdem für einige Monate dichte wattige Überzüge bildet (Abb. 5). In welchem Zusammenhang das Massenvorkommen dieser Grünalgenart mit Eutrophierungserscheinungen steht, ist unbekannt. Aber Chryssovergis & Panayotidis (1995) erwähnen diese Art entlang eines Eutrophierungsgradienten nur an der eutrophiertesten Stelle.



Abb. 5: Bedeckung der Prielen im N-Watt durch Massenentwicklung zottiger Stränge der Grünalge *Rhizoclonium tortuosum*.

Die höheren Schichtflächen werden hier durch die saisonal auftretenden *Acrosiphonia/Cladophora* Arten bedeckt, die ebenfalls massiv auftreten.

Fotos: Inka Bartsch

Neben *Ulva* ist wahrscheinlich auch die Rotalge *Porphyra* Anzeiger für erhöhte Nährstoffvorkommen, da erst ab den 1990er Jahren riesige *Porphyra*-Thalli bis zu 1 m Länge auf Helgoland nachgewiesen wurden (Kornmann und Sahling 1994).

Weitere saisonal auftretende Makroalgen mit heutigem Massenvorkommen sind die Rotalge *Dumontia contorta*, die im Frühjahr weite Bereich des Eulitorals bedeckt, und im Frühsommer die verschiedenen *Acrosiphonia/Cladophora* Arten, die ebenfalls auf den Schichtflächen des mittleren bis unteren Eulitorals verbreitet sind (Bartsch & Kuhlenkamp, pers. Mitt.). Eine massive Entwicklung von *Acrosiphonia (Cladophora)* Arten im Frühjahr wird auch bereits von Nienburg (1930) erwähnt. Eine mögliche Korrelation mit dem Eutrophierungszustand des Wasserkörpers wurde bisher ebenfalls nicht untersucht.

Im letzten Jahrzehnt wurde bei Helgoland erstmalig das massive Auftreten kleiner endophytischer Braunalgenarten in *Laminaria* spp. beschrieben. Die Endophyten bestehen aus verschiedenen Arten und haben einen Großteil der *Laminaria*-Population von Helgoland befallen (Ellersdóttir & Peters, 1997). Einige Endophyten führen zu Verkrüppelungen des Stiels, speziell bei *L. saccharina*, so dass hier Auswirkungen auf den Bestand befürchtet werden. Obwohl das Vorkommen dieser Endophyten schon seit langem bekannt ist, ist unbekannt, inwiefern früher bereits ein massiver Befall zu verzeichnen war. Lein et al. (1991) beschreiben ein ähnliches Phänomen aus Norwegen, in dem der Befall von *L. hyperborea* durch *Streblonema* sp. die Ausbildung von Reproduktionsorganen (Sori) verringerte bzw. inhibierte. Damit hat diese Massenerscheinung eine potentielle Auswirkung auf den Rekrutierungserfolg des Laminarienwaldes. Die genauen Zusammenhänge dieses Massenauftritts und ihrer Folgen für Helgoland bedürfen einer genauen Untersuchung.

Verschiedene andere Algenarten sind historisch verzeichnet worden, die in kleinräumigen Gebieten des Helgoländer Felswatts besonders dicht oder als Massen vorkamen. Dazu gehören im Sommer dichte Überwüchse der Rotalge *Porphyra* sp., die schon von Nienburg (1930) erwähnt wurde, und der fädigen Braunalge *Pilayella littoralis* (Damman 1930). *Pilayella* war nach Damman (1930) eine häufige Alge in der Gezeitenzone und bildete dichte Überzüge an Betonblöcken und Hafenmolen. Teilweise fand man sie auch direkt auf den Klippen sowie epiphytisch auf *Fucus vesiculosus* und *F. serratus*, jedoch nicht an *Ascophyllum nodosum*. Alle beobachteten Phänomene sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Es muss in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen werden, dass der Begriff ‚Massenvorkommen‘ nicht eindeutig definiert ist und je nach dem Fokus des Betrachters für verschiedene Dinge verwendet wird. Im Allgemeinen wird darunter eine ungewöhnliche Zunahme der Biomasse und/oder Abundanz von Arten gegenüber einem historisch früheren Zustand verstanden. Die hier dargestellte Situation für Helgoland ist

demnach subjektiv und fußt nicht auf quantitativen Angaben zur Biomasse oder Abundanz einzelner Arten. Es wäre empfehlenswert hierzu eine Datengrundlage zu schaffen.

Tab. 2: Saisonale Makrophytenarten bei Helgoland mit auffälliger, möglicherweise veränderter Abundanz / Biomasseentwicklung.

Zusammengestellt nach Nienburg (1930), Damman (1930), Kornmann & Sahling (1977), Bartsch & Kuhlenkamp (eigene Beobachtung)

Taxon	Bemerkung
Chlorophyceae:	
<i>Acrosiphonia</i> spp.	Dichte Überzüge auf Abrasionsplattform im Frühjahr
<i>Cladophora</i> spp. (nicht <i>C. rupestris</i>)	Dichte Überzüge auf Abrasionsplattform im Frühjahr
<i>Rhizoclonium tortuosum</i>	Dichte Watten im Sommer im N-Watt; →Eutrophierungszeiger?
<i>Ulva</i> spp.	Historische Zunahme im Sommer; Riesenpflanzen von über 1 m bei ruhigem Wetter
Rhodophyceae:	
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	Nur häufig nach warmem Herbst/Winter; →Temperaturzeiger ?
<i>Dumontia contorta</i>	Großflächiges Vorkommen im Frühjahr im gesamten mittleren bis unteren Eulitoral; →Eutrophierungszeiger?
<i>Porphyra</i> spp.	Partiell dichte Überzüge und Riesenpflanzen; →Eutrophierungszeiger?
Phaeophyceae:	
<i>Laminaria</i> Endophyten	Großflächiger Befall der <i>Laminaria</i> Populationen dokumentiert
<i>Pilayella littoralis</i> und andere Ectocarpales	Dichte Überzüge im oberen/mittleren Eulitoral im Frühjahr; bereits 1930 vermerkt

Seit langem ist experimentell und beobachtend belegt, dass herbivore Schnecken wie *Littorina*-Arten bei der Strukturierung von eulitoralischen Gemeinschaften eine wichtige Rolle spielen (Lubchenco 1983). Diese Schnecken bevorzugen ephemere Algen (*Ulva*, *Enteromorpha*, *Porphyra*), die nach einer Freilegung des Substrats als erste in einer Sukzession auftauchen. Werden solche ephemeren Algen, wobei die Grünalgenarten *Ulva* und *Enteromorpha* besonders dichte und flächendeckende Bestände bilden können, nicht gefressen, verhindern sie die Ansiedlung von *Fucus*-Arten, der strukturdominierenden Gruppe an Braunalgen im Eulitoral. Erst das Abweiden solcher Erstbesiedler unter den Algen ermöglicht den strukturbildenden Makroalgen, sich zu etablieren. Zwar werden auch junge *Fucus*-Keimlinge von *Littorina* gefressen oder beschädigt, aber sobald *Fucus* ein gewisses Stadium erreicht (2-5 cm Länge) wird der direkte negative Effekt von *Littorina* umgekehrt und die Schnecken weiden den Bewuchs ab, der *Fucus* eher hinderlich ist oder wie im Fall von großen Grünalgen wie *Ulva* sogar ein ausreichendes Wachstum oder die Ausbreitung verhindert. Herbivore Schnecken sind im *Fucus*-Gürtel von Helgoland ebenfalls als Weidegänger vorhanden und ihre Bedeutung wurde experimentell erfasst (Janke 1986, 1990).

Es bestehen jedoch häufig komplexe Beziehungen, die nicht von vornherein Schlüsse über die direkten Auswirkungen von Nährstoffhöhungen auf eulitorale Systeme erlauben. Differentielle Reaktionen verschiedener Typen von Makroalgen in Hinblick auf erhöhte Nährstoffkonzentrationen zeigten, dass die Jahreszeit, in der die Nährstoffe auftraten, einen großen Einfluss haben kann (Karez et al. 2004). Wachstum von *Ulva lactuca* ließ sich durch Nährstoffhöhung im Sommer stimulieren. Daraus lässt sich für die Situation bei Helgoland folgern, dass ein vermehrtes Auftreten von *Ulva* im Sommer wesentlich unterstützt werden kann durch ein erhöhtes Angebot an Ammonium ausgehend von den sommerlichen Brutvogelvorkommen (siehe Kap. 3.4 und 4.9.4). Der Gehalt an anorganischem Stickstoff im Seewasser bei Helgoland ist zu dieser Zeit auf seinem niedrigsten Niveau (siehe Kap. 4.8 und Abb.) und eher Gegenindikator für ein *Ulva*-Massenvorkommen. Weitere Beobachtungen und Analysen von Karez et al. (2004) kamen zu dem Ergebnis, dass sich nicht immer aufgrund erhöhter Nährstoffkonzentrationen die Biomasse ephemerer Algen erhöht, sondern stattdessen eine Veränderung in der Zusammensetzung ephemerer Arten erfolgen kann, einhergehend mit einer Verschiebung von filamentösen Rotalgen zu foliosen Grünalgen. Bedeutsam war auch das Ergebnis, dass unter höheren Nährstoffkonzentrationen Abweidung stärker sein konnte und dadurch ephemere Algen in ihrer Biomasse nicht anstiegen.

3.3 Veränderung der Artenzusammensetzung durch Drift

Helgoland wird regelmäßig, bedingt durch das Reststromsystem und die Westwindverhältnisse, von Oberflächenströmungen getroffen, die eine große Anzahl standortfremder Algen und Invertebraten eintragen können (Kuhlenkamp, pers. Mitt., Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Gutow & Franke 2003). Dies geschieht hauptsächlich durch flottierende Algen wie *Himanthalia*, *Fucus* oder *Ascophyllum*, deren Rhizoidbereiche i.a. mit anderen Arten bewachsen sind und als Trägersubstrata über große Strecken hinweg dienen. Das Auftreten größerer Driftmassen einer Art konnte manchmal direkt beobachtet werden und am Beispiel von *Himanthalia* ein kurz darauf erfolgtes Ansiedeln dieser Art festgestellt werden (Kornmann & Sahling 1994). Eine dauerhafte Ansiedlung durch verdriftete Fremdarten ist jedoch meistens nicht erfolgreich, denn allein die physikalischen Faktoren wie u.a. Temperatur verhindern dies.

Die Möglichkeit eines kurzfristigen Auftauchens einer Art, deren dauerhaftes Überleben am Standort Helgoland damit jedoch nicht zwingend folgt, ist bei der Auswahl der zu beobachtenden Organismen zu beachten. Ein Monitoring muss sich deshalb auf Arten der stabilen Biozöosen richten und darf kurzzeitige Ereignisse in der Artenzusammensetzung durch Zuwanderer nicht überbewerten.

3.4 Entwicklung der Seevogelkolonien

Über die letzten 200 Jahre erfuhren die Seevogelbestände auf Helgoland starke Veränderungen (Exo et al. 2003). Im 19. Jh. verschwanden manche Vogelarten, so auch die Dreizehenmöwe, unter anderem durch Bejagung. Durch die Weltkriege war der Bestand der Vögel zwischenzeitlich völlig eliminiert und erst nach dem 2. Weltkrieg waren ein Neubeginn der Kolonien und ein regelmäßiger Anstieg aller Brutvögel zu verzeichnen. Die Kolonien der Dreizehenmöwe und der Trottellumme haben beide überaus stark zugenommen (Hüppop 1997) (Abb. 6).

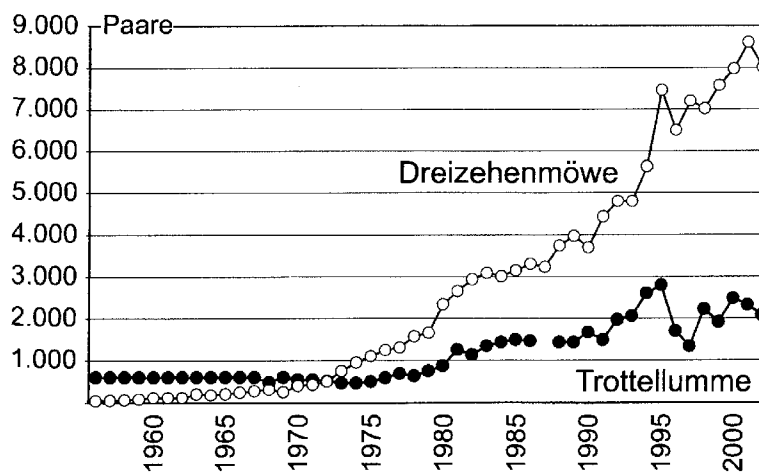


Abb. 6: Brutvogelbestände der Dreizehenmöwe und Trottellumme auf Helgoland.
Aus: Hüppop (1997) verändert

Partielle, natürliche Einträge von Nährstoffen durch Seevogelkrementen nahe gelegener Seevogelbrutstätten könnten zu lokaler Eutrophierung des Helgoländer N-Watts führen und ähnlich der Situation an anderen Orten Massenvorkommen von ephemeren Grünalgen begünstigen (Bosman et al. 1986). Dies ist jedoch nicht als schlechter Zustand zu bewerten, da es ein natürliches Phänomen ist, das sich durch ein Ausweiten der Kolonien im nördlichen Bereich des Felsens noch verstärken könnte. Die lokale Eutrophierung wird durch die jeweiligen Wetterbedingungen beeinflusst wie Starkwindwetterlagen mit starker Wellenbewegung, die den Abtransport lokaler Nährstoffhöhungen begünstigen und der lokalen Eutrophierung entgegenwirken. Charakteristisch ist das Vorkommen der supralitoral Grünalge *Prasiola stipitata* auf Substrata, die stark von Seevogelkrementen gedüngt werden (Edwards 1972, Wotton 1991), wobei hohe Abundanzen und flächendeckende Besiedlung zu kühlen Jahreszeiten auftreten.

4 Historische Entwicklung relevanter abiotischer Parameter

4.1 Substrata der Uferbereiche, Uferschutzmauern

Durch den Bau von Molen, Hafenanlagen und Schutzmauern und der Zerstörung derselben aufgrund der zwei Weltkriege ist ein großer Teil der Küstenlinie Helgolands und insbesondere der Düne seit Beginn des 20. Jahrhunderts ständig verändert worden (Thiemann 1990, Schindler & Lindemann, 1990). Große Bauvorhaben mit weit reichenden Veränderungen der Küste und der umgebenden Habitate begannen um 1900 und endeten 1916 in der Fertigstellung des ausgedehnten damaligen Marinehafens, der schon den Ausmaßen der heutigen Anlagen des Südhafens entsprach. Eine Schutzmauer auf der Westseite wurde als Verlängerung der Westmole des südlich gelegenen Marinehafens entlang des Felsfußes in den Jahren 1908-1916 errichtet. Nach dem 1. Weltkrieg wurden 1921-22 die Hafenanlagen demontiert und zerstört. Ein Wiederaufbau erfolgte ab 1928 und endete um 1943 mit der Fertigstellung des Marinehafens auf den Grundmauern der ehemaligen Hafenanlagen. Maßgebliche Erweiterungen waren die Aufspülung nordöstlich des Unterlandes und der damit einhergehende Verlust einer kleinen Seegraswiese (Kuckuck 1894) und der Bau der NO-Mole (1928-36), dem heutigen Ufer zur Reede, auf der ehemaligen 5 m-Tiefenlinie. Dazu kamen die Anlage des Bauhafens (heutiger NO-Hafen) und der Nordmole, die über einen stählernen Transportweg vom aufgespülten NO-Gelände bis zur Felsnadel im NW, dem Nathurn oder Lange Anna, zu erreichen war. Reste davon sind im N-Watt heute noch vorhanden. Die Nordmole schloss sich als Verlängerung an die bestehende westseitige Schutzmauer an und wurde zwischen 1937 und 1942 errichtet. Nach der weitgehenden Zerstörung nicht nur der Hafenanlagen im 2. Weltkrieg begann 1952 der Wiederaufbau der Molen und Hafenmauern gemäß alter Planungen und vorhandener Reste.

Durch den Bau der Befestigungsanlagen gibt es nur noch wenige Stellen des Bundsandsteinfelsens, die direkt dem Meer ausgesetzt sind und marine Höhlenhabitate mit ihrem speziellen Artenspektrum gingen ganz verloren (Bartsch & Tittley 2004). Ferner führte der Molenbau zu einer vermehrten Exposition und zum Verlust von Tier- und Pflanzenarten. Ein etwa 10 m breiter Streifen vor der Uferschutzmauer West wird häufig kahl geschauert, sofern es sich um Bundsandsteinsubstratum handelt (Hagmeier 1930). Die vielen neuen Hartsubstrata, vor allem Beton, Granit und Basalt, haben veränderten und vermehrten Lebensraum besonders im Bereich des oberen Eulitorals und Supralitorals geschaffen. Damit wurde vor allem die Ausbreitung von Grünalgenarten und -biotopen begünstigt (Kornmann & Sahling 1994).

Es ist davon auszugehen, dass sich durch den ausgedehnten Molenbau die hydrographischen Verhältnisse im Bereich des Eulitorals und oberen Sublitorals an vielen

Stellen der Insel (und Düne) geändert haben. Der Bau der Nordmole dürfte durch ihre gewollte Schutzfunktion gegen westliche/nordwestliche Wellenexposition und Strömungen den Bereich des N-Wattes in eine mit nordöstlicher Exponierung umgewandelt und damit wesentlich in seinem Expositionsgrad reduziert haben. Nordöstliche Winde sind selten und meistens mit geringen Wellenhöhen verbunden (siehe Abb. 12, 13).

4.2 Strömungen, Wassereintrag

Aufgrund der ozeanographischen Verhältnisse ergibt sich für die Nordsee der Hauptzufluss durch den atlantischen Zustrom in der nördlichen Nordsee (Anon. 1993, Becker 2003). Dieser Zufluss kann stark variieren und ist abhängig von meteorologischen Faktoren wie der Nordatlantischen Oszillation (Luftdruckgradient). Entweder entsteht eine Zirkulation, die sich mehr auf den nördlichen Teil der Nordsee beschränkt, oder der nördliche Einstrom des Atlantikwassers betrifft die gesamte Nordsee und damit auch die Deutsche Bucht. Bedingt durch seinen hohen Anteil am Volumen der gesamten Zuflüsse bringt der atlantische Zustrom den Hauptanteil an Nährstoffen etc. in die Nordsee. Über die gesamten Flüsse gelangen etwa 1000 Kilo-Tonnen Nitrat pro Jahr in die Nordsee, etwa nur ein Viertel der Menge, die über den Atlantik eingebracht wird (etwa 4000 kT pro Jahr).

Für den südlichen Teil der Nordsee ist die allgemeine Strömungsrichtung aus Zustrom und Gezeitenstrom bedeutsam, die als Reststrom dargestellt generell entgegen dem Uhrzeigersinn verläuft (Abb. 7). Nach dem Einstrom im Norden verläuft die Strömung an der englischen Ostküste nach Süden, an der holländischen und deutschen Küste in östlicher Richtung und in der Deutschen Bucht dreht sie nach Norden und erreicht schließlich den Skagerrak.

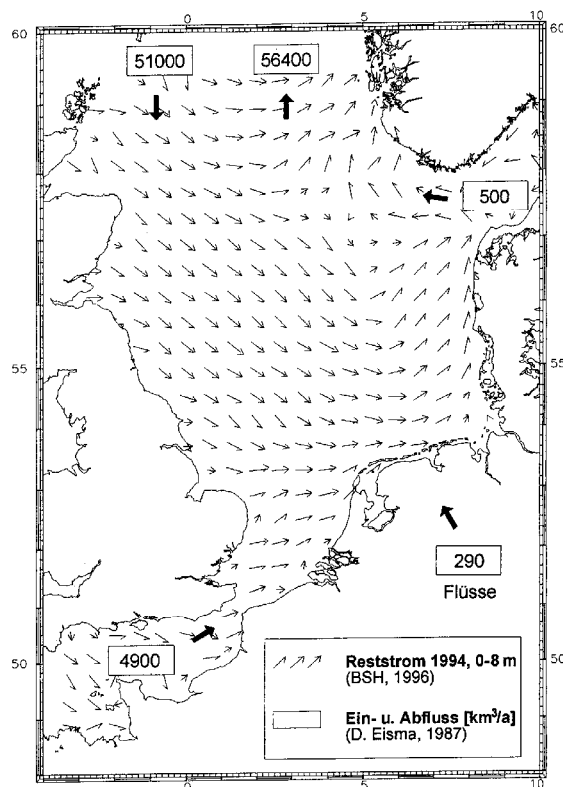


Abb. 7:
Strömungen (dargestellt als
Oberflächenrestströme) und
Wassereinträge in die Nordsee.
 Aus Heemken et al. (1996)

Gezeitenströme bestimmen die Strömungsgeschwindigkeiten in der Nordsee und liegen zwischen 0,01 und 1 m/sek. Im Bereich der Küsten mit hohen Tidenhuben ist die Strömung naturgemäß höher und insbesondere der Bereich um Helgoland erfährt starke Strömungen an Engstellen zwischen der Hauptinsel und der Düne oder um Spitzen des Felssockels herum.

Die Deutsche Bucht gehört infolge der geringen Tiefe und des hohen Zustroms an Flusswasser zu den am stärksten mit Nährstoffen belasteten Teilen der Nordsee (Hickel et al. 1996). Die nördlich und dann südlich verlaufenden Küstenströmungen der Nordsee akkumulieren neben den Stoffen der Zuflüsse (Maas, Rhein, Schelde, Ems, Weser) insbesondere suspendiertes Material welches im weiteren Verlauf an verschiedenen Stellen abgelagert wird und durch biologische Aktivitäten wieder Nährstoffe freisetzen kann. Das Gebiet der Deutschen Bucht wird aufgrund der verschiedenen Wasserkörper in unterschiedliche Bereiche eingeteilt (Abb. 8).

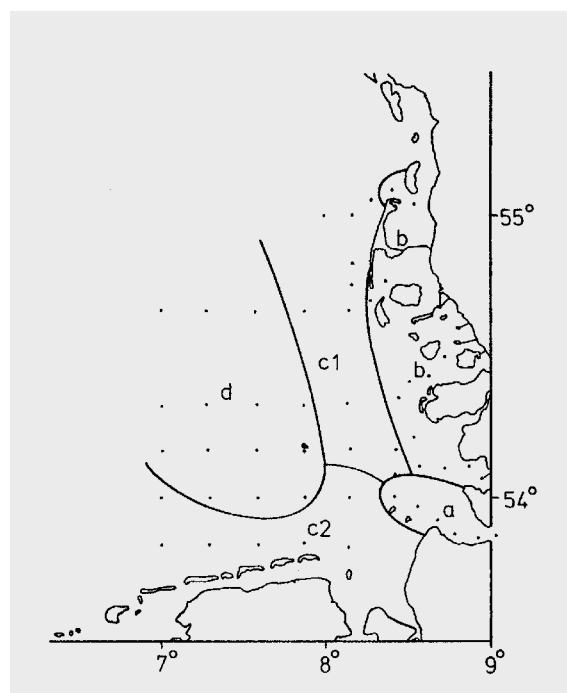


Abb. 8: Die verschiedenen Wasserkörper und Vermischungsgebiete in der östlichen Deutschen Bucht. Aus Martens (1978)

- a = Wasser des Elbeästuars
- b = Wasser des Wattenmeeres
- c1 = Küstenwasser Nordfrieslands
- c2 = südliche Mischzone
- d = Wasser der Nordsee.

Helgoland liegt somit im Bereich des mehr ozeanischen Nordseewasserkörpers (Martens 1978), obwohl Salzgehaltsschwankungen bedingt durch die Fahne des Elbezuflusses auftreten (Abb. 9).

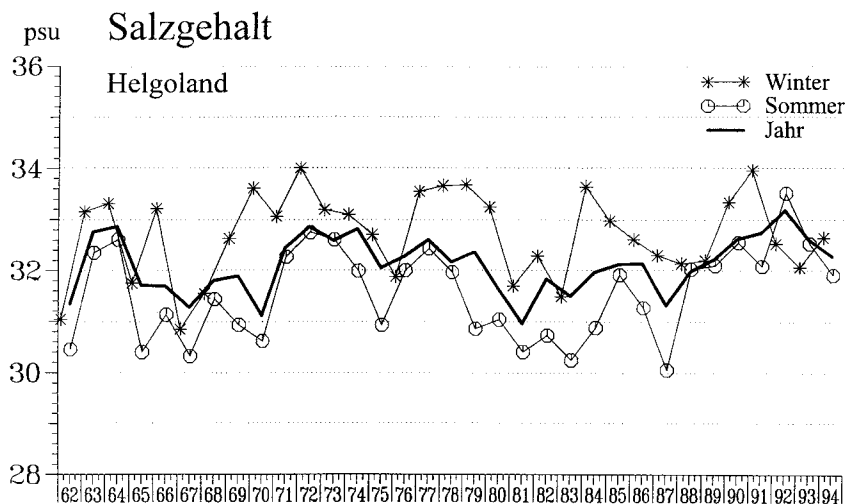
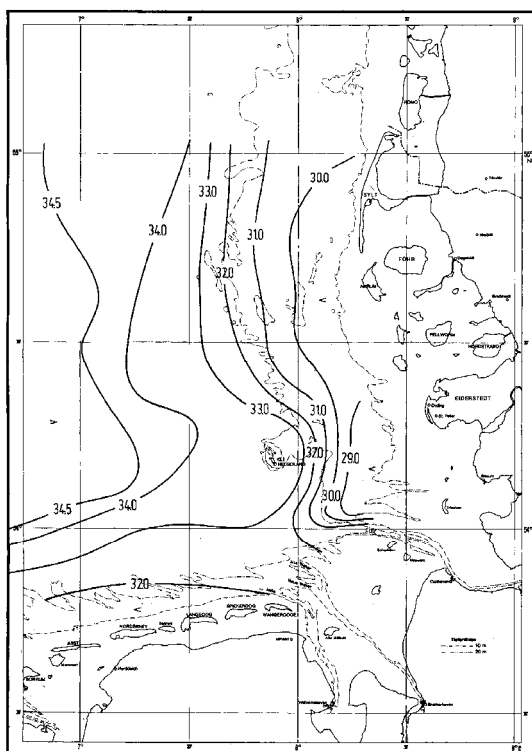


Abb. 9: Salzgehalte 1962-1994 der Helgoland Reede. Mediane des Winters (Jan-Mrz), des Sommers (Jun-Aug) und des gesamten Jahres.
Aus Hickel et al. (1996)

Mittels Messungen des Salzgehaltes in der Deutschen Bucht lässt sich der Verlauf des Elbewassers nach seinem Einstrom in die Nordsee verfolgen. Charakteristisch ist eine nördlich verlaufende Strömung der Elbefahne zwischen der nordfriesischen Küste und Helgoland (Abb. 10).



Helgoland (Abb. 10). Windrichtung und Wetterlage beeinflussen die Lage der Elbefahne, da östliche, ablandige Winde Wassermassen nach Westen verschieben und dadurch in den Bereich von Helgoland bringen. Es wird davon ausgegangen, dass Helgoland in den zurückliegenden Jahren immer weniger vom Elbestrom beeinflusst wurde, da sich sowohl die Salinität als auch die Sichttiefe erhöht haben (Wiltshire & Manly 2004).

Abb. 10: Darstellung des Verlaufs der Elbefahne in der deutschen Bucht anhand der Salinitätsstufen des Oberflächenwassers (Januar 1978).
Aus: Weichart (1986)

4.3 Wassertemperatur

Mittlere Oberflächenwassertemperaturen bei Helgoland schwankten sowohl zwischen 1874 und 1895 als auch zwischen 1962 und 1982 zwischen 2.1 (2.3) °C im Februar und 16.8 (16.2) °C im August. Punktuell traten aber immer strenge Winter mit dichtem Warteis und Wassertemperaturen unter 0 °C auf (Kuckuck 1900, Lüning 1985). Extrem niedrige Temperaturen gehen meistens mit östlichen Windlagen und daher mit extremem Niedrigwasser einher, so dass die Wirkung auf die Organismen besonders drastisch ist (Hagmeier 1930). Bei der Beurteilung von Wintertemperaturen für die Bestandsentwicklungen müssen deshalb die Windlagen und aktuellen Pegelstände mit einbezogen werden.

Für das Helgoländer Gebiet liegen lange Zeitreihen von Temperaturdaten vor, die durch Bearbeitung alter Daten und Interpolationen bis 1870 zurückreichen (Becker 2003). Aus den jährlichen Mittelwerten der Helgoland Station zwischen 1880 und 2001 wurde daraus eine Erhöhung der mittleren Oberflächenwassertemperatur von 0,6-0,8 °C über 120 Jahre ermittelt (Abb. 11). Seit 1962 wurde eine Erhöhung von 1,1 °C belegt (Wiltshire & Manly 2004).

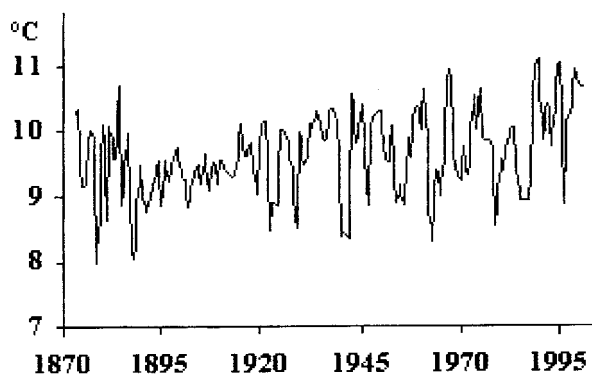


Abb.11:
Zeitlicher Verlauf der
Jahresmitteltemperatur an der
Station Helgoland Reede zwischen
1880 und 2001.
Aus: Becker (2003)

Der Anstieg der Temperaturen war jedoch nicht in allen Jahreszeiten gleich: die Winter der letzten 20 Jahre sind deutlich milder geworden und zeigen einen höheren Anstieg der Temperaturen als die Sommermonate. Inwieweit der Wärmegehalt der Nordsee sich insgesamt erhöht hat, konnte bisher nicht festgestellt werden, denn eine Erwärmung betrifft bisher nur die obere Wasserschicht, allerdings bis 20-40 m Tiefe und damit bis unter die photische Zone für Makroalgen bei Helgoland.

Kurzfristigere Temperaturänderungen in der Deutsche Bucht können zwischenzeitlich durch das zuströmende Flusswasser erfolgen. Radach & Berg (1986) führten einen

kurzfristigen Anstieg der Oberflächenwassertemperaturen bei Helgoland um 2,6 °C im Zeitraum 1963-1974 auf den Einfluss und die Variation des Elbezuflusses zurück. Analysen von Oberflächenwassertemperaturen der gesamten Nordsee für den Zeitraum 1969–1993 zeigten einen relativ gleichmäßigen Verlauf der Temperaturen an den Stationen mit Langzeitmessungen, unter anderem in der Deutschen Bucht (Becker & Schulz 2000).

Auch bei Plymouth in Südwestengland wurde ein langsamer Anstieg der mittleren Oberflächentemperaturen zwischen 1900 und 1960 beobachtet (Southward & Butler 1972 in Lüning 1985), so dass Algenwanderungen entlang biogeographischer Grenzen bereits vermehrt beobachtet wurden (Lüning 1985). Damit muss der Temperaturfaktor bei der Beurteilung von Veränderungen im Makrophytenbestand immer Berücksichtigung finden. Leider ist der Einfluss der Temperatur auf die Regulation von Reproduktion und Wachstum vieler dominanter Makrophyten nicht bekannt. Detaillierte Untersuchungen an einigen Makroalgenarten von Helgoland zeigen jedoch, dass Veränderungen in Temperatur, Photoperiode und Solarstrahlung wesentliche Faktoren für das Erscheinen von Juvenilen im Frühjahr sind (z.B.: Molenaar & Breeman 1997). Solange diesbezüglich keine detaillierten Untersuchungen vorliegen, lässt sich nicht abschließend beurteilen, welche Makrophytenarten auf Grund von Temperaturänderungen, die zeitlich nach dem historischen Referenzzustand erfolgten, oder auf Grund einer Verschlechterung der Wasserqualität bei Helgoland verschwunden sind. Im ‚Marine Life Information Network‘ (MARLIN) lassen sich hierzu allgemeine Sensitivitätsinformationen dominanter Makrophytenarten gezielt abfragen (www.marlin.ac.uk/baski/baski_sp_home.htm). Generell wird aber seit den späten 1980er Jahren eine Einnischung wärmeliebender planktischer und benthischer Arten in der Nordsee und bei Helgoland festgestellt (Franke et al. 1999, Kröncke & Wieking 2003, Nehring 2003).

4.4 Windrichtung und Exposition

Aus den uns zur Verfügung stehenden Daten des Deutschen Wetterdienstes lassen sich für den Bereich Helgoland die Jahresmittelwerte der Windenergie berechnen und für bestimmte Zeiträume anzeigen. Die Hauptwindrichtung in den Jahren 1962 bis 2000 war West bis Süd (Abb.12), mit einer deutlichen Tendenz zu südwestlichen Winden. Nach Norden hin nimmt die Stärke und Häufigkeit über Westen gleichmäßig ab. Die zwei ersten Quadranten, $0^\circ - 180^\circ$, befinden sich im Schwachwindbereich und erhalten wesentlich weniger Windenergie als die westliche Seite. Der nördliche Bereich zwischen 320° und 30° , der geographisch mit dem Nordufer der Insel übereinstimmt, erhält die geringste Windenergie. Wenn aus den Winddaten qualitative Expositionen der jeweiligen

Habitate abgeleitet werden, dann lassen sich die verschiedenen Küstenabschnitte unterschiedlichen Expositionen zuordnen (Abb. 13). Im nördlichen Bereich fällt dabei die geringe Exposition für das N-Watt auf, welches durch die N-Mole von der südwestlichen bis westlichen Windexposition abgeschnitten ist.

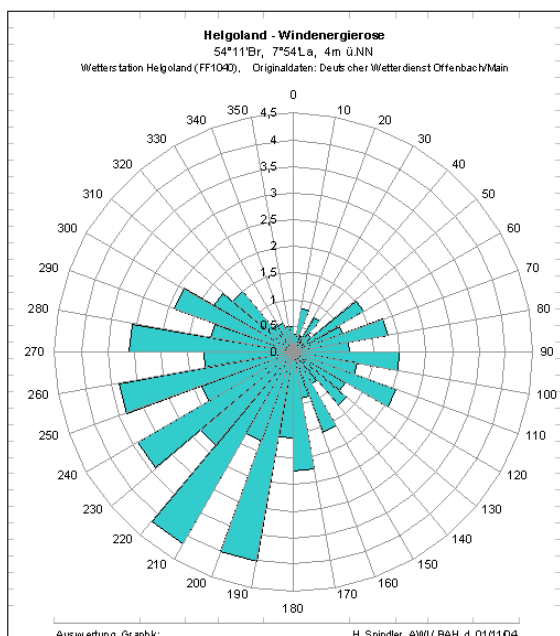


Abb. 12 :
Jahresmittelwerte der Windenergie bei Helgoland 1962-2000

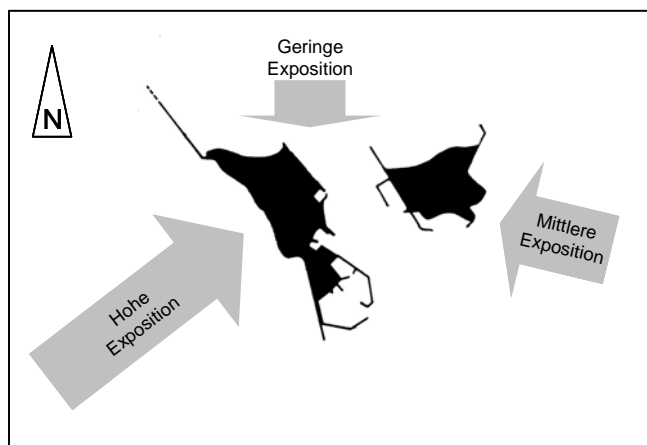


Abb. 13:
Schematische Darstellung der windbedingten Exposition der Küstenbereiche Helgolands abgeleitet von Windenergie-daten 1962-2000.
 Kühlenkamp unveröffentlicht

4.5 Sichttiefe

Die Sichttiefe des Wassers bestimmt die Tiefe der photischen Zone, die wiederum für die Algentiefengrenzen maßgeblich ist. Die Sichttiefe wird durch eine Secchi-Scheibe bestimmt und lag nach Reichard (1910) bei Helgoland im Juli im Mittel bei 7.5 m, vereinzelt mit Sichttiefen bis zu 17 m. Im Januar dagegen wurden geringste Sichttiefen von 1 m registriert. Obwohl zu vermuten ist, dass die Methoden früherer Untersuchungen nicht mit denen der Helgoländer Zeitserie übereinstimmen, nehmen wir an, dass sich zwischen 1910 und dem Beginn der Helgoländer Zeitserie 1962 eine leichte Verschlechterung der Sichttiefen ergeben hat. Winterwerte liegen seitdem häufig deutlich unter 1 m und Sommerwerte seit 1985 selten über 10 m (Abb. 14). In den letzten 20 Jahren zeichnet sich jedoch wieder ein Trend zu klarerem Wasser ab mit einem Anstieg der mittleren Lichteindringtiefe um 1-2 m seit 1962 (Wiltshire & Manly 2004).

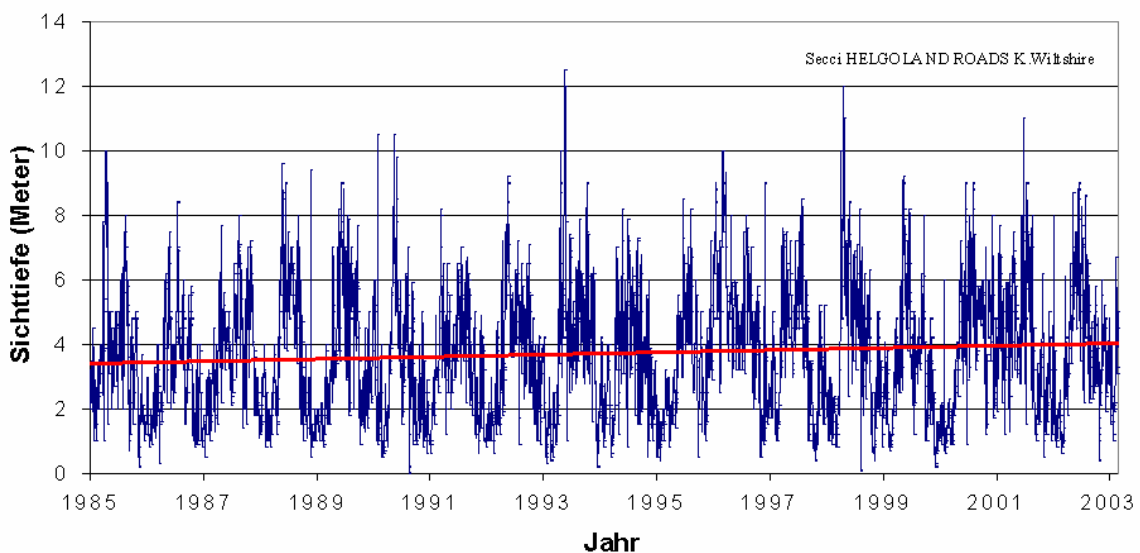


Abb. 14: Entwicklung der Sichttiefe bei Helgoland zwischen 1985 und 2003.
Aus Wiltshire & Manly (2004)

Es ist deshalb davon auszugehen, dass sich die Algentiefengrenzen wie von Lüning (1970) für Helgoland erstmalig festgestellt, in den letzten Jahren nach unten verschoben haben, was jedoch einer dringenden Überprüfung bedarf.

4.6 Strahlungsklima

Die Strahlung und ihre Auswirkung auf Meeresorganismen ist für die Beurteilung der Wasserqualität kein direkter Faktor. Da Makroalgen jedoch aufgrund ihrer Photo-physiologie durch das Strahlungsklima sehr beeinflusst werden, muss eine Beurteilung von Veränderungen des Phytobenthos über lange Zeiträume hinweg auch diesen Faktor berücksichtigen. Erhebliche Veränderungen in der Zonierung, der Ausbreitung und dem Vorkommen können aufgrund von Veränderungen insbesondere der UV-Strahlung oder des Trübungsgrades des Wassers auftreten.

Die Strahlungsverhältnisse im Sublitoral im Bereich 400-700 nm wurden bei Helgoland erstmalig von Lüning & Dring (1979) über ein Jahr kontinuierlich gemessen und in Bezug zur Tiefenverteilung einiger Makroalgen gesetzt. Es war aufgrund ihrer Daten möglich, den Wassertyp bei Helgoland als Typ 7 (mäßig trübes Küstenwasser) der Jerlov-Skala zu bestimmen. Bisherige Daten zeigten für Laminarien eine maximale Tiefenausbreitung in Abhängigkeit von der Zone, die noch 0,5 – 1,0 % der jeweiligen Oberflächenstrahlung erhielt und die damit als identisch anzusehen war mit dem kritischen Lichtbedarf für das Wachstum der Algen über das Jahr hinweg. Bei Helgoland wurden mit der maximalen Tiefe von 8,5 m für *Laminaria hyperborea* diese Werte bestätigt. Allerdings bestand eine hohe Abhängigkeit des verfügbaren Lichts von der Jahreszeit und natürlich dem Trübungszustand des Seewassers. Zwischen Oktober und März erreichte nur 10% der Jahresmenge an Licht das Sublitoral (Tab. 3). Durch die Aufwirbelung von Sediment und Detritus, beispielsweise durch Herbststürme, war teilweise schon in 2,5 m Tiefe keinerlei Strahlung zu messen gewesen. Die minimal benötigte Photonen-Fluxdichte der Tiefenlaminarien betrug $70 \text{ E m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$, während für Krustenrotalgen und andere Tiefenalgen $6 \text{ E m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ ausreichten und damit diesen Algen ein tieferes Vorkommen ermöglichten.

Tab. 3: Integrale der Photonen-Fluxdichte (400-700 nm) in verschiedenen Wassertiefen (ausgehend von Mittl. Springniedrigwasserlinie) bei Helgoland, 1975.
Verändert nach Lüning & Dring (1979)

Zeitraum	Tiefe [m]	Photonen-Fluxdichte [$\text{E m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$]	Prozent der Oberflächenstrahlung
12 Monate (Jan – Dez)	2	1037	10,91
	4	387	3,96
	8	71	0,71
	10	33	0,33
	15	6	0,05
6 Monate (April – Sept)	2	923	14,64
	4	347	5,47
	8	64	1,01
	10	30	0,47
	15	5	0,08

Makroalgen sind im Eulitoral anderen Lichtbedingungen ausgesetzt als diejenigen, die dauernd submers wachsen. Während im Eulitoral bei Emersion die dem Licht zugewandten Seiten der Algen dem vollen Sonnenspektrum mit der jeweiligen tageszeitabhängigen Stärke exponiert sind, erhalten Algen im Sublitoral eine mit der Tiefe abnehmende Strahlungsstärke und insbesondere ein verändertes Spektrum (Abb. 15). Die UV- und Infrarotanteile werden bei zunehmender Tiefe am meisten verringert, der PAR-Anteil von 480-580 nm am wenigsten.

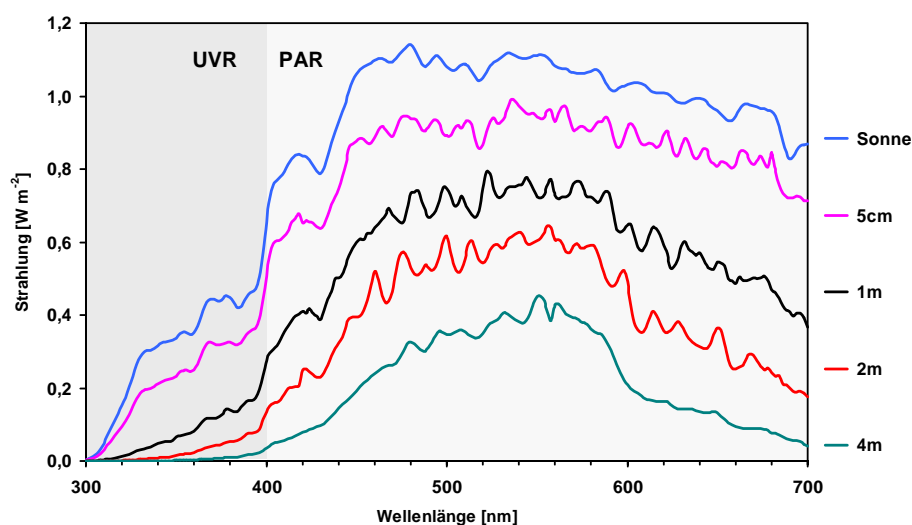
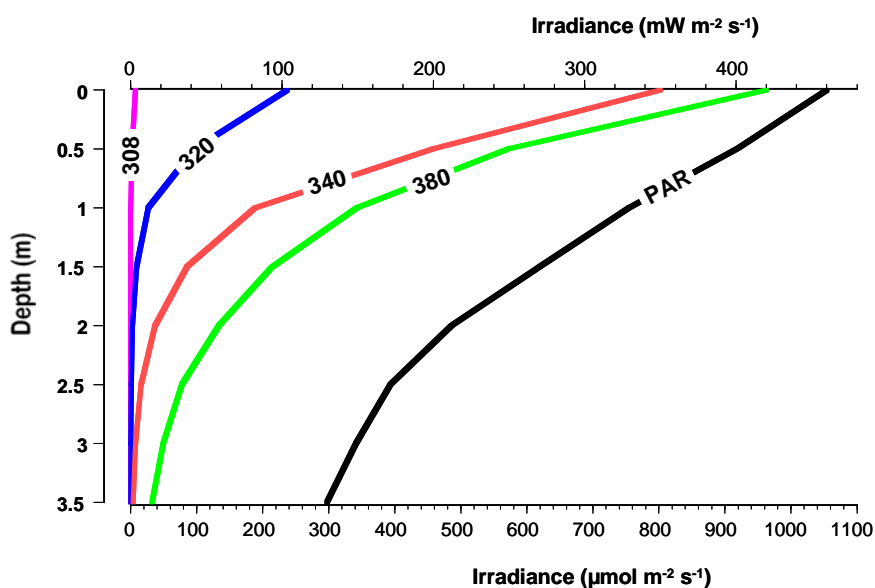


Abb. 15: Sonnenlichtspektren gemessen mit LiCor Spektroradiometer im NO-Hafen, Helgoland; Veränderung der Strahlungsanteile je nach Wassertiefe; 15.5.2000, 14:50, klare Wetterlage (Daten R. Kühlenkamp)
 UVR: UV-Strahlungsbereich (300-400 nm) PAR: photosynthetisch wirksame Strahlung (400-700 nm)
 Sonne: Strahlungsmessung oberhalb der Wasseroberfläche = auftreffende Strahlung
 5 cm, 1 m, 2 m, 4 m: Messung der Strahlung in der angegebenen Tiefe

Für Makroalgen ist nicht nur die erforderliche Jahresmenge an Licht maßgeblich, sondern auch die Strahlungsstärke und der Anteil an UV-Strahlung. Bei zu hohen Lichtstärken erfolgt Photoinhibition oder, wenn die letale Dosis oder Stärke erreicht ist, ein dauerhafter Schaden (Dring et al. 2001a). Die entsprechende Tiefe, in der das stattfindet entspricht damit der oberen Tiefengrenze (Forster & Lüning 1996). Maßgeblich ist das empfindlichste Stadium der Algen, wie beispielsweise Gametophyten, Zygoten und Sporen der Laminarien oder Fucales (Dring et al. 1996, Altamirano et al. 2003).

UV-Strahlung nimmt in ihrer schädigenden Bedeutung mit zunehmender Tiefe rasch ab. Dies liegt an der starken Attenuation insbesondere der kurzwelligeren UV-Strahlung zwischen 308 – 320 nm (Abb. 16). Algen in 1 m Tiefe erhalten kaum noch UVB Strahlung (300-320 nm). Abhängig von der Wellenlänge besteht eine diurnale Veränderung der Oberflächenstrahlungsintensität, wobei die niedrigsten UV-Bereiche (305-320 nm) aufgrund des Einfallswinkels der Sonnenstrahlung am Morgen und Abend am schwächsten sind. Über das Jahr hinweg variiert die Strahlungsintensität bei 305 nm am meisten und zeigt in den Wintermonaten einen erheblichen Abfall im Gegensatz zu den anderen Wellenlängen der UV und PAR Strahlung (Dring et al. 2001b).

Abb. 16: Tiefenverteilung von UV- und PAR-Strahlung gemessen mit Biospherical PUV



500 Radiometer im NO-Hafen; 15. 5. 2000, 14:50, klare Wetterlage
(Daten R. Kuhlenkamp)

Eulitorale Algen unterliegen bei Ebbe zwar dem gesamten Sonnenlichtspektrum, da viele der kleineren Arten jedoch als Unterwuchs von größeren Arten wie *Fucus* vorkommen, besteht durch Abschattung wieder eine Reduzierung der Lichteinwirkung. Niedrigste Wasserstände, die auch die Algen des unteren Eulitorals exponieren, erfolgen auf Helgoland bei Springtiden immer morgens oder abends, so dass normalerweise die Lichtexponierung gering bleibt, außer wenn sich durch besondere Windlagen extrem niedrige Wasserstände ergeben.

4.7 Sauerstoff

Vermehrte biologische Produktion aufgrund erhöhter Nährstoffkonzentrationen bewirkten immer wieder Sauerstoffdefizite durch den Abbau organischer Substanz besonders in tieferen Wasserschichten. In der Nähe Helgolands gab es Gebiete mit hohen Sauerstoffdefiziten in bodennahen Schichten auch wenn diese von wenig belastetem Nordseewasser und nicht durch Wassermassen der Küstengebiete beeinflusst waren (Gerlach 1990).

Die Gefahr besteht weiterhin, dass durch Eutrophierung Makroalgen zu größerem Wachstum angeregt werden und dadurch lokal Sauerstoffmangel (und H₂S-Produktion) während der Abbauprozesse entsteht. Im Eulitoral Helgolands ist dieses Phänomen manchmal im N-Watt in der Nähe der Vogelkolonien zu beobachten, wo die Wellenexposition topographisch bedingt gering ist (siehe Kap. 4.1) und zusammen mit lokalem Ammoniumeintrag durch die Vogelkolonien anzunehmen ist, dass ein erhöhter Eutrophierungszustand vorliegt.

4.8 Nährstoffe

4.8.1 Nährstoffeintrag über Flüsse

Weltweit ist die Nordsee das am stärksten durch anthropogen erzeugten Stickstoff belastete Gebiet mit einem jährlichen Eintrag über Flüsse und Atmosphäre von zusammen 7000 kg Stickstoff pro km², wobei die landwirtschaftliche Düngung einen Anteil von etwa 6000 kg Stickstoff pro km² hat (Brockmann et al. 2003). Trotz der inzwischen reduzierten Fracht an Nährstoffen (insbesondere Phosphat) aus den Flüssen in die Nordsee, liegen die Werte in den Flüssen etwa 60-90% über den angenommenen natürlichen Werten. Um 1990 gemessene Werte für Stickstoffkonzentrationen in der Deutschen Bucht lagen mit 20-60 mol L⁻¹ bei dem 4-6 fachen der Konzentrationen des Atlantiks (Beddig et al. 1997).

4.8.2 Atmosphärischer Eintrag

Durch die Atmosphäre verteilt gelangt eine erhebliche Menge an Stickstoff über verschiedene Stickstoffverbindungen (NO_x, NH₃, HNO₃ und sekundär gebildete Verbindungen) in die Nordsee, wobei Küstengebiete durch ihre Nähe zu den anthropogenen Quellen wie Kraftfahrzeugverkehr, landwirtschaftliche Betriebe und Industrie/Haushalte in höherem Maße betroffen sind (Brockmann et al. 2003). Berechnungen um 1990 gaben als atmosphärischen Eintrag in die Deutsche Bucht einen Wert von 2000 kg/a pro km² an (Gerlach 1990). Das Zentrum der Ammoniakemissionen,

die bis zu 60% des atmosphärischen Stickstoffs ausmachten, lag im Gebiet Holland bis Nordwestdeutschland.

Atmosphärische Einträge betreffen naturgemäß die Wasseroberfläche, womit die flachen Küstengewässer wie das Wattengebiet, aber auch die Helgoländer Region besonders betroffen sind. Hier können die atmosphärischen Einträge denen der Flüsse entsprechen und bis zu 50% des gesamten Stickstoffeintrags ausmachen, wenn das Gebiet in der Nähe der Emissionsquellen liegt und zudem durch ablandige Windverhältnisse die Stickstoffemission direkt zugeführt bekommt (Paerl 1995). Ein nicht zu unterschätzender Faktor ist der ebenfalls atmosphärisch verteilte Eintrag durch Abgase des Schiffsverkehrs (Anon. 2004); der Schiffsverkehr im Bereich südlich von Helgoland zählt zu den weltweit stärksten (de Leeuw et al. 2003). Berechnungen der Einträge in die gesamte Nordsee zeigten für 1999 Maximalwerte im Bereich der südlichen Nordsee und deren Küstengebiete einschließlich der Deutschen Bucht (de Leeuw et al. 2003). Zwischen 1990 und 2000 stiegen die Stickstoffemissionen der Schifffahrt in Europa von 2808 auf 3617×10^3 Mg (Anon. 2004). Der relative Anteil an Emissionen aus der Schifffahrt wird durch die Abnahme der Gesamtmengen durch die Flüsse zunehmend größer.

Die Bedeutung atmosphärisch verteilter Stickstoffverbindungen für die Primärproduzenten ist hoch, da sie direkt verfügbar sind und nicht wie bei dem Großteil der Flusseinträge an Schwebstoffe gebunden sind oder schon in andere organische Substanzen umgewandelt wurden (de Leeuw et al. 2003). Insbesondere dann, wenn im Sommer Stratifikationen vorliegen, werden nur die oberen Wasserschichten von atmosphärischem Stickstoff gedüngt (Brockmann et al. 2003), wodurch eine verstärkte Primärproduktion, die neben Planktonorganismen auch die Makroalgen betreffen kann, zu erhöhter organischer Substanz führt.

4.8.3 Historische Entwicklung und Zeitserien

Vor der Implementierung ausgedehnter Monitoringprogramme begann der eigentliche Anstieg an Nährstoffeinträgen und es wird sehr konservativ angenommen, dass zwischen 1950 und 1980 der Stickstoffeintrag in die Nordsee verdoppelt, der Phosphateintrag zwischen 1940 und 1970 vervierfacht wurde (Ærtebjerg et al. 2001). Historische Analysen der Nährstoffeinträge berufen sich auf Messungen von Nährstoffen in Flüssen, die den Hauptteil der Stoffe ins Meer eintragen. Gerlach (1990) zeigte anhand holländischer Daten für den Rhein, dass ein Anstieg der Konzentrationen an Nitrat und Ammonium um 1945 erfolgte, der von Phosphat erst um 1958.

Seit 1962 werden Langzeitmessungen von den Umweltparametern Temperatur, Sichttiefe, Salinität, Nitrat-, Phosphat- und Silikatgehalt, die im Hinblick auf deren dynamischen Einfluss auf die Phytoplankton Zusammensetzung implementiert wurden, bei Helgoland durchgeführt (z.B.: Radach et al. 1990, Hickel et al. 1993, Hickel et al. 1996, Wiltshire & Manly 2004). Der jahreszeitliche Verlauf der Nährstoffe bei Helgoland

zeigt den typischen Abfall der Nitratwerte im Sommer aufgrund phytoplanktischer Aktivitäten. Langfristige Veränderungen sind bei Phosphat zu verzeichnen, dessen Konzentration sehr abgenommen hat, während Nitrat unvermindert hohe Werte zeigt (Abb. 17, 18).

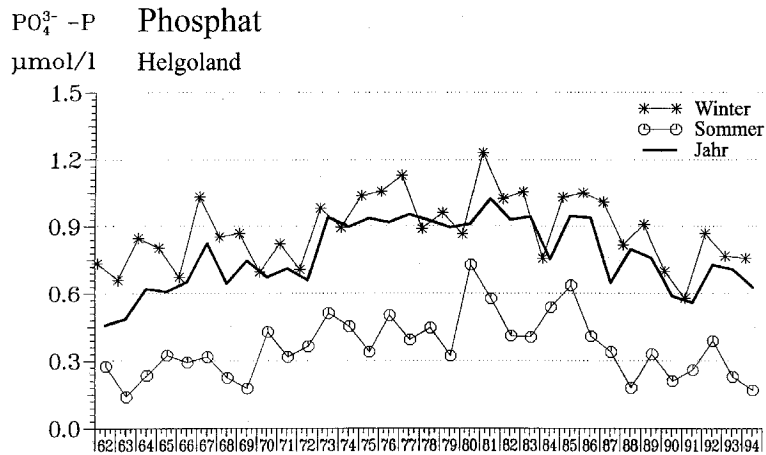


Abb. 17: Phosphatkonzentrationen bei Helgoland, 1962 – 1995, als Mediane des Winters, Sommers und des Jahres. Aus Hickel et al. 1996

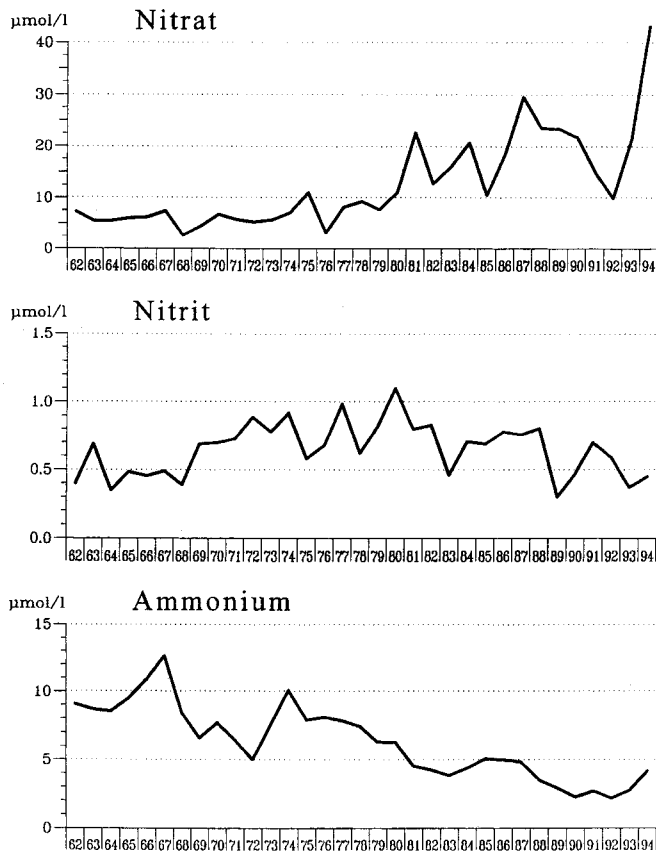


Abb. 18: Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen bei Helgoland, 1962 – 1995, als Jahresmediane. Aus Hickel et al. 1996

Bei einem Vergleich mit sehr frühen Daten konnte Weichart (1986) bei Helgoland zwischen 1936 und 1978 einen 2-3 fachen Anstieg der Phosphatgehalte auf einen Wert von $2,5 \mu\text{mol L}^{-1}$ feststellen. Der Konzentrationsunterschied war am größten in Küstennähe mit bis zu vierfachem Anstieg während im nordwestlichen Teil der Deutschen Bucht kaum eine Veränderung vorlag und bei einem Wert von $0,5 - 0,75 \mu\text{mol L}^{-1}$ blieb. Durch Vergleiche der Zeiträume 1983-1987 und 1993-1997 wurde eine deutliche Reduzierung der Phosphatgehalte um etwa 60% in den deutschen Nordseezuflüssen festgestellt, dagegen betrug der Rückgang an Stickstoff nur etwa 24%. Dies genügte nicht den Vorgaben der 2. Int. Nordseeschutzkonferenz 1987 und dem OSPAR-Abkommen, die eine Reduzierung der Einträge um 50% erreichen wollten (Behrendt et al. 2000, Anon. 2004):

	1983 - 1987	1993 - 1997	Reduzierung
Phosphateintrag	93 kt/a	37 kt/a	60,2 %
Stickstoffeintrag	1085 kt/a	819 kt/a	24,5 %

Bezüglich des Eutrophierungsgrades lassen sich seit 1962 vier Perioden unterscheiden, die mit einem ökologischen Entwicklungsindex quantifiziert wurden (Radach 1998):

	Phase I	Phase II	Phase III	Phase IV
Zeitraum	1962 - 1970	1970 - 1977	1977 - 1985	1985 - 1993
Eutrophierungsverhalten	leichter Anstieg	starker Anstieg	Maximum	Abnahme

Kontinuierliche Langzeiterhebungen der Makrophyten bei Helgoland über ähnliche Zeiträume fehlen und sind auch für andere Gebiete kaum vorhanden. Für den Ostseebereich wurden einige Untersuchungen über Zusammenhänge von Eutrophierungsgraden und Makroalgenvorkommen durchgeführt. Middleboe & Sand-Jensen (2000) zeigten die quantitative Veränderung der Algenbestände aufgrund erhöhter Nährstoffkonzentrationen anhand der höheren Abundanz ephemerer Grünalgen wie *Chaetomorpha*, *Enteromorpha* oder *Ulva* auf.

4.8.4 Abwasser und Schadstoffe durch die Gemeinde Helgoland

Die Gemeinde Helgoland hat um die 1700 Einwohner mit etwa derselben Anzahl an saisonbedingten Dauerferiengästen. Abgesehen von den Kriegsjahren, in denen die Einwohner evakuiert worden waren, gab es über die letzten 100 Jahre meistens weniger

als 2000 Einwohner. Aktivitäten, die Nährstoffe ins Meer eintragen könnten, wie Landwirtschaft, dürften aufgrund ihres geringen Ausmaßes kaum Auswirkungen gehabt haben. Allerdings wurde mit dem Bau einer Kläranlage für die häuslichen und wenigen gewerblichen Abwässer erst 1987 begonnen (Hagmeier, Bauamt Helgoland). Davor wurden die Abwässer direkt ins Meer geleitet. Um 1930 ist die Verunreinigung durch Abwässer oder Abfälle der menschlichen Wirtschaft nicht erheblich: Es gab zwei Kanalisationseinleitungen und zwei Schmutzbrücken, wo größere Mengen an Abwässern und festen Abfallstoffen ins Meer gebracht wurden. Faulschlammabildung wurde nicht beobachtet (Hagmeier 1930). Es ist anzunehmen, dass der starke Wasseraustausch durch Tidenströmungen und Wellenbewegung eine lokale Belastung des Litorals nicht zugelassen hat. Allerdings waren die Belastungen der Nordsee mit Nährstoffen seit 1960 stark erhöht und auch kleine, zusätzliche Mengen könnten Auswirkungen gehabt haben. Verhältnismäßig gering dürfte die Schadstoffbelastung sein, da nur häusliche Abwässer in Frage kommen und kamen. Dahingegen ist hervorzuheben, dass Boots- und Schiffsverkehr (täglicher Fährverkehr zum Festland, Freizeitboote) schon immer recht umfangreich war und in den letzten 100 Jahren durch die großen Hafenanlagen auch im militärischen Bereich viel Aktivität vorhanden war. Neben Bauarbeiten dürfte der Eintrag von Treibstoffen und Maschinenölen sowie Antifoulingmitteln den größten Anteil an Schadstoffen gehabt haben und noch haben.

4.9 Eutrophierung

4.9.1 Einfluss von Eutrophierung auf Ökosysteme

Eutrophierung ist für ein flaches Schelfmeer wie die Nordsee mit vielen Anrainerstaaten und Zuflüssen von besonderer Bedeutung. Nach Nixon (1995) wird Eutrophierung definiert als Steigerung der Rate an Zufuhr organischer Substanz in ein Ökosystem, im allgemeinen ausgelöst durch die Zunahme von Nährstoffen für die Primärproduktion und der daraus resultierenden Steigerung der Biomasse und von Abbauprozessen.

Durch den hohen Eintrag an Nährstoffen im Laufe der letzten 100 Jahre bestand seit 1960 ein massives Problem durch Eutrophierung in vielen Gebieten der Nordsee. Dies wurde deutlich an Massenentwicklungen von Plankton- oder Makroalgen sowie Sauerstoffmangel mit den davon abhängigen Veränderungen der Artenzusammensetzung und Abundanzen. Trotz effektiver Einschränkung der Verschmutzung bestehen immer noch Belastungen. Der Stickstoffeintrag ist weiterhin hoch und es ist als Reaktion darauf eine Steigerung der Planktonblüten zu verzeichnen (Brockmann et al. 2003).

Als Ergebnis lang anhaltender Eutrophierung zeigte sich, dass maßgebliche Veränderungen nicht nur im punktuell mit den Nährstoffeinträgen (durch Flüsse, Abwasserleitungen etc.) betroffenen Gebiet auftraten, sondern auch in umliegenden Regionen. Auch historisch wenig betroffene Gebiete wurden durch eine veränderte Biodiversität charakterisiert und die unterschiedlich von Eutrophierung betroffenen Gebiete glichen sich untereinander an. Daraus lässt sich schließen, dass dem Konzept eines Referenzgebietes in der Nordsee nicht entsprochen werden kann, da es nicht möglich sein wird, unbeeinflusste Gebiete als Basislinie zu finden (Beispiel Ostsee: Bonsdorff et al. 1991). Es kann nur die historische Betrachtung und nachfolgende Charakterisierung eines ehemaligen Referenzzustandes als Basis herangezogen werden. Aus der Betrachtung der vorliegenden Literatur lässt sich ein Schema für die zeitlichen Auswirkungen einer Veränderung der Wasserqualität, die selbst innerhalb kürzester Zeit erfolgen kann, ableiten (Abb.19). Veränderungen in der Struktur eines Ökosystems erfolgen über lange Zeiträume, während im Bereich der Biomasse und Populationsänderungen Abläufe schon innerhalb von Wochen festzustellen sind (siehe Grünalgen-Massenvorkommen).

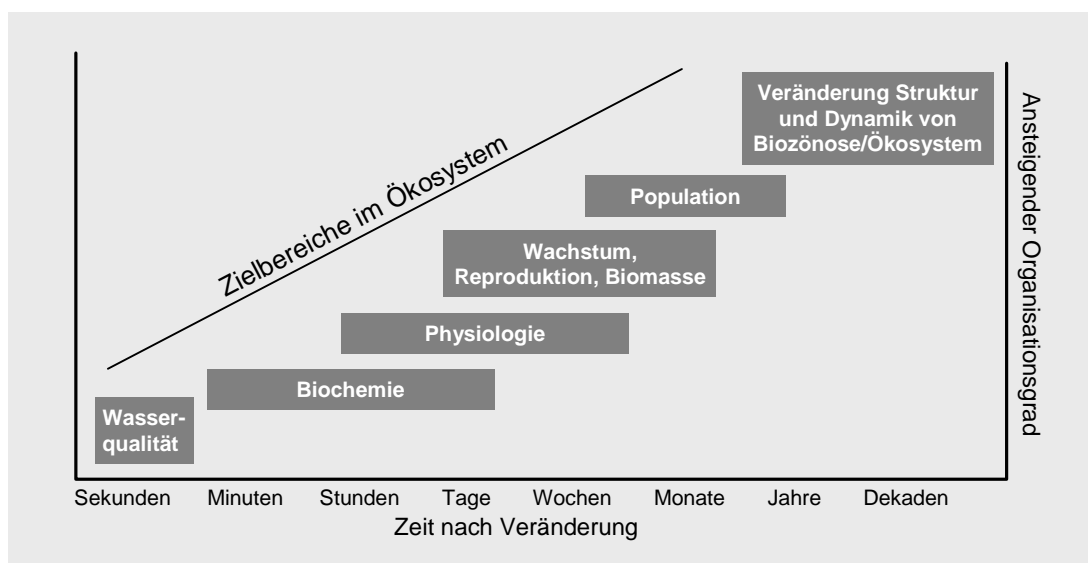


Abb.19: Schematische Darstellung der Zeitskala und Art der Reaktion von Ökosystemstufen auf Änderungen der Wasserqualität

Als Konsequenz hoher Nährstoffzufuhr ist vielfach eine Erhöhung der Biomasse in Bereichen der Nordsee beschrieben worden (Reid et al. 1990, Anon. 1993). Die chemisch-physikalischen Parameter werden dabei zunehmend ungünstig bis hin zur Sauerstoffverarmung und Dauertrübung durch Abbauprozesse und höheren Partikelgehalt der Wassersäule. Die durch hohe Nährstoffkonzentrationen begünstigten Arten sind

insbesondere solche, die schnell auf Veränderungen reagieren können (opportunistische Arten) und Bedingungen wie geringe Sauerstoffwerte tolerieren. Veränderungen in der Makrophytenvegetation bei Helgoland wurden unter diesem Gesichtspunkt nie untersucht und es können nur Untersuchungen anderer Gebiete angeführt werden. Es gab schon früh die Erkenntnis, dass sich das Artenspektrum von Rot- und Braunalgen hin zu Grünalgen aufgrund von Eutrophierung verschieben kann (Borowitzka 1978, Tewari 1988).

Eutrophierungserscheinungen in der Ostsee wurden für den massiven Rückgang dominierender *Fucus*-Arten, insbesondere der häufigsten Art *F. vesiculosus*, verantwortlich gemacht (Kautsky et al. 1992). Neben der höheren Abundanz an ephemeren Algen wie *Enteromorpha*, *Cladophora* und *Blidingia* im Oslofjord erfolgte eine Verschiebung des Artengefüges, indem *F. vesiculosus*, *F. serratus* und *Ascophyllum nodosum* völlig verschwanden und *F. evanescens* die häufigste Art wurde (Bokn & Lein 1978). Gleichzeitig wurden die mehrjährigen *Fucus*-Arten durch Bewuchs mit ephemeren Algen sehr beeinträchtigt. Aufgrund verringerter Phosphateinträge in den Oslofjord seit 1980 konnte sich die ursprüngliche *Fucus*-Gemeinschaft deutlich erholen (Bokn et al. 1992). Eine vollständige Erklärung der Abläufe war jedoch schwierig, da insbesondere *Littorina littorea* als Weidegänger von ephemeren Algen aber auch von Fucaceen eine Rolle spielte. Ähnliche Verschiebungen des Artenspektrums aufgrund von Nährstoffhöhungen wurden auch an Nordseeküsten beobachtet. In Zeiten erhöhter Nährstoffangebote und Schadstoffkonzentrationen (häusliche und industrielle Abwässer) seit 1930 konnte in den Estuarien von Tyne und Tees (England) ein deutlicher Rückgang der Rot- und Braunalgenarten verzeichnet werden, während ephemere Grünalgen zunahmten (Hardy et al. 1993). Nach einer deutlichen Abnahme der Umweltverschmutzung war ebenfalls eine Erholung der betroffenen Algenbestände zu beobachten und wichtige bestandsbildende und habitatstrukturierende Braunalgen wie *Fucus* etablierten sich wieder. Ähnliche Verschiebungen des Artenspektrums von vormals mit perennierenden Rot- und Braunalgen dominierten Zonen hin bis zu reinen Grünalgenbeständen ergaben sich an einigen eutrophierten Standorten der nördlichen Adria (Mittelmeer) (Munda 1993). Eine andere Mittelmeerstudie zeigte, dass Eutrophierung zu einer Zunahme von Ulvales und Bangiophycidae führte, die vieljährigen Fucophyceen abnahmen, die Rotalgenbestände aber gleich häufig blieben (Chryssoveris & Panayotidis 1995). Bemerkenswert ist zudem, dass sich die Tiefengrenzen aufgrund der durch Eutrophierung bedingten erhöhten Trübung des Wassers nach oben verschoben (Kautsky et al. 1986).

4.9.2 Situation bei Helgoland

Für Helgoland ist trotz der küstenfernen Lage eine Belastung durch Schadstoffe und Eutrophierung anzunehmen. Für die küstenferne, zentral gelegene Doggerbank wurden für mehrere Schadstoffe wesentlich höhere Werte gemessen als in der Deutschen Bucht

(Kröncke 1992). Damit sollte auch für die Helgoländer Region immer mit einer Belastung durch Schadstoffe und Nährstoffe gerechnet werden. Konkrete Untersuchungen zum Einfluss von Eutrophierung auf Helgoländer Makroalgen gibt es bisher jedoch nicht.

In der Bilanzierung und der Abschätzung von erhöhten Nährstoffangeboten (Nitrat, Ammonium, Phosphat) im Meerwasser ist zu beachten, dass neben der mineralischen Form der Nährstoffe organische Verbindungen vorkommen, die Stickstoff enthalten, oder aber Schwebstoffe vorhanden sind, an denen sich anorganische Nährstoffe binden. Eine erhöhte Konzentration an Schwebstoffen beinhaltet deswegen oft eine erhöhte Zufuhr von Nährstoffen (und Schadstoffen!). Zusätzlich sind im Ökosystem durch ständige Umlagerungen und Umformungen durch Organismen Stickstoffverbindungen in vielfältiger Form vorhanden (Becker 2003). Für Helgoland sind wahrscheinlich an Schwebstoffe und anderweitig organisch gebundene Stickstoffverbindungen von großer Bedeutung, da durch die exponierte Lage das Sediment leicht aufgewirbelt wird und durch die Erosion des weichen Bundsandsteines ständig neues Sediment erzeugt wird. Zusätzlicher, ständiger Eintrag von Schwebstoffen durch Flüsse wie die Elbe führt dazu, dass die photische Zone bei Helgoland nur bis zu einer Tiefe von etwa 8-10 m reicht (Lüning 1970, Lüning & Dring 1979). In Zeiten starker Wellenbewegung kann die Lichteindringtiefe über kurze Zeiträume bis auf unter 1 m sinken.

4.9.3 Ammonium und Makroalgen

Bisher wenig untersucht wurde der Anteil an natürlich vorkommendem Ammonium (NH_4^+) an der Stickstoffversorgung von Makroalgen. Bei Untersuchungen an Fucaceen wurde festgestellt, dass die bewegliche Epifauna der Algen einen hohen Beitrag an verfügbarem Stickstoff in Form von ausgeschiedenem Ammonium leistet, der bei geringen Wasserbewegungen sofort von den Algen aufgenommen wird und den größten Anteil der Versorgung ausmachen kann (Taylor & Rees 1998). Trotz der guten Löslichkeit des Ammoniums und dessen schneller Verteilung im Wasser konnten die Algen aufgrund des schnellen Aufnahmemechanismus dennoch einen Großteil ihres Stickstoffbedarfs darüber decken. Für den Standort Helgoland bedeutet dies, dass dichte Makroalgenbestände mit einer hohen Dichte an assoziierten Tieren eine Stickstoffquelle besitzen, die sie unabhängig von externen Nitrateinträgen macht. In dieser Hinsicht als charakteristisch zu bezeichnen sind die großen Thalli von *Sargassum muticum* oder *Halidrys siliquosa* mit ihrer offensichtlich hohen Dichte an beweglicher Epifauna und festsitzenden Tieren, die die reich verzweigten Thalli als Schutzraum und Substratum benutzen (Kuhlenkamp, pers. Mitt.; Buschbaum & Saier, pers. Mitt.). Neben der marinen Fauna besteht auf Helgoland im Bereich W-Watt und N-Watt mit den Seevogelkolonien eine weitere, wichtige Ammoniumquelle in direkter Nachbarschaft zu den eulitoralischen Algengemeinschaften in denen sich im Sommer verstärkt *Ulva* und *Enteromorpha* Thalli ausbilden (Abb. 20).



Abb. 20:
Sommerliche Entwicklung der
Grünalge *Ulva lactuca* (teilweise
fertil) zwischen Laminarien und
anderen Algen im Priel unterhalb
der Langen Anna, N-Watt
11.7.2004

Foto: Ralph Kuhlenkamp

Eulitorale Makroalgen sind generell in ihrer Stickstoffversorgung eingeschränkt, da durch die Gezeiten der Zugang zu gelöstem Nitrat oder Ammonium während der Emersion ausfällt. Allerdings haben viele Makroalgen der Gezeitenzone eine sehr hohe Aufnahmekinetik für Stickstoffverbindungen und sind damit fähig, trotz der nur kurzzeitig zu Verfügung stehenden Stickstoffquellen, schneller zu wachsen als ähnliche Arten des Sublitorals (Pedersen & Borum 1997, Phillips & Hurd 2004). Eine Stickstoffbilanzierung für eulitorale, schnell wachsende Algen solcher Bereiche des Felswatts, in denen Exkremete der Seevögel eingetragen werden, sollte somit vorteilhaft ausfallen, da mehr Stickstoff zur Verfügung steht. Insbesondere die Grünalgen mit ihrer sommerlichen Wachstumsperiode dürften von diesem erhöhten Anteil profitieren. Eigene Beobachtungen zeigen, dass manche Schichtköpfe Helgolands im Sommer dichte Vorkommen von *Ulva* zeigen und häufig von Möwen als Rastplätze genutzt werden. Nach sehr ruhigen Perioden wurde auch beobachtet, dass es durch Abbauprozesse von Algenbiomasse im oberen Eulitoral zur H₂S-Produktion kommt, die sich bei ablaufendem Wasser auf die Ablaufrinnen zwischen den Schichtköpfen ausdehnen kann.

4.10 Schadstoffe

Ähnlich der Situation bei der Eutrophierung wurden Schadstoffe vermehrt während der letzten 100 Jahre in die Nordsee eingetragen. Schwermetalle hatten einen großen Anteil daran und gelangten über die Flüsse direkt in die Küstengewässer. Aufgrund von Regulierungsmaßnahmen seit der Mitte der 1980er Jahre ist der Schwermetalleintrag in die Nordsee deutlich zurückgegangen und spielt nun und in Zukunft für die

Wasserqualität eine geringere Rolle (Albrecht & Schmolke 2003; Anon. 2004). Es besteht aber weiterhin die Gefahr erhöhte Konzentrationen in der Wassersäule zu erhalten, da eine dauernde Resuspendierung der noch in den Sedimenten gebundenen Schadstoffe erfolgt (Anon. 2004), was besonders für die sedimentreiche Umgebung von Helgoland relevant sein könnte. Trotz der Reduzierung problematischer Verbindungen wie PCB's, PAK's, Lindan, Dioxin, Nonylphenol und TBT in der Nordsee liegen die Konzentrationen immer noch bei toxikologisch wirksamen Werten. Die Problematik neuer Substanzen ist sogar angestiegen. Es werden etwa 2000 organische Stoffe als umweltrelevant eingestuft, von denen 100 bis 300 Verbindungen als vorrangig gelten (Theobald 1998). Neben der routinemäßigen Erfassung bekannter Schadstoffe wird das Monitoring bisher unbekannter und neu hinzukommender Stoffe immer dringlicher. Vermehrt werden pharmazeutische Produkte wie Medikamente in Küstengewässern nachgewiesen, die über Abwässer eingetragen werden. Viele diese Stoffe sind in ihrer Wirkung auf Organismen fast völlig unbekannt. Von Buser et al. (1998) wurde 1996/97 zum ersten Mal ein Arzneimittelrückstand in der Deutschen Bucht nachgewiesen. Da es zu wenig Informationen über die Auswirkungen medizinisch wirksamer Substanzen speziell auf Meeresorganismen gibt und insbesondere deren hormonelle Wirkung auf oder Beeinflussung von empfindlichen chemischen Kommunikationssystemen (Pheromone bei Algen) unbekannt ist, besteht ein großer Bedarf an Überwachung und Forschung. Zu der Problematik neuer Stoffe, die im Meer und vielen Organismen gefunden werden, gehören die seit kurzer Zeit gehäuft benutzten Flammschutzmittel (PBDE: polybromierte Diphenylether) (Anon. 2004, Kümmerer 2004). Viele dieser Stoffe sind in ihrer Wirkung auf Organismen fast völlig unbekannt.

Ein Verlust von Makrophytenarten nach dem zweiten Weltkrieg lässt die Vermutung aufkommen, dass die massiven Bombardierungen und das Kriegsgeschehen allgemein zu einer partiellen Vergiftung der Umwelt geführt haben. Ein Vergleich mit der historischen Entwicklung des Zoobenthos bei Helgoland könnte hierfür weitere Anhaltspunkte liefern.

4.10.1 Schiffsbedingte Einträge

Neben den erwähnten Stickstoffeinträgen durch Abgase der Schifffahrt, kommt als wichtiger Faktor für die Umwelt der hohe Anteil an Schwefel in Form von Schwefeloxiden (SO_x) im Brennstoff für Schiffe in Frage (Brenk 2003). Die nahe gelegenen Schifffahrtswege lassen eine Belastung für Helgoland erwarten.

4.10.2 TBT (Tributylzinn)

Die in Antifoulinganstrichen verwendeten Organozinnverbindungen wie TBT sind unter den vom Menschen bewusst im Meer verwendeten Stoffen diejenigen mit der höchsten Toxizität. Erst kürzlich wurde ein Verbot der Anwendung von TBT in der Schifffahrt

erhängt. Eine Reduzierung der Belastung erfolgt jedoch nur langsam; insbesondere durch die Resuspendierung von TBT aus Ablagerungen im Sediment können immer wieder hohe TBT Gehalte in der Wassersäule entstehen. Die Anwendung von Modellberechnungen des in der gesamten Nordsee verteilten TBT's zeigte, dass die größten biologischen Auswirkungen in den Küstenregionen in der südlichen/südöstlichen Nordsee zu erwarten sind (Davies et al. 1998). Diese Berechnungen stimmten mit den Imposex Befunden an der räuberischen Schnecke *Nucella lapillus* überein. Aus der durch Küstenwasser beeinflussten Lage Helgolands ergibt sich auch die Möglichkeit der externen Belastung durch TBT, unabhängig von lokalen Quellen wie den Häfen.

Die Schadwirkung von TBT betrifft vor allem die Gruppe der Mollusken und darunter die Schnecken, die eine der wichtigsten Weidegängergruppen sind. Schnecken wie die *Littorina*- und *Hydrobia*-Arten sind die maßgeblichen Weidegänger von Makroalgen im Eulitoral und haben somit einen profunden Effekt auf die Struktur und Interaktionen der Gezeitenbiozösen.

Direkte Messungen der TBT-Belastung bei Helgoland sind, soweit bekannt, nur in einer Untersuchung von 1988 erfolgt (Kalbfus et al. 1990). Es wurden relativ hohe Werte im Sediment des Südhafens ($71 \mu\text{g kg}^{-1}$ Trockensediment) und in Proben des Oberflächenwassers gefunden (Südhafen: $160\text{-}550 \text{ ng L}^{-1}$, Binnenhafen 210 ng L^{-1}). Für Sedimente werden von OSPAR Richtwerte von nur $0,005\text{-}0,05 \mu\text{g kg}^{-1}$ Sediment angegeben (OSPAR, 1997). Die bei Helgoland gefundenen Sediment-Werte liegen deutlich über den Schwellenwerten vieler TBT empfindlicher Mollusken (Stroben et al. 1993). Generell liefern Sedimentproben wesentlich verlässlichere TBT-Daten im Gegensatz zu den Wasserproben, in denen die Gehalte stark schwanken können (Watermann, 1993). Häfen und Werftanlagen sind aufgrund der Belastungen durch Schiffsanstriche auch nach der Einschränkung von TBT-Schiffsanstrichen im Bootsbereich deutlich stärker belastet als andere Gebiete der Küsten (Cameron et al. 1998, Watermann et al. 2003).

Effekte auf das Wachstum, die Schalenbildung und insbesondere die Störung der Fortpflanzung durch Geschlechtsumwandlung oder Sterilität treten bei Schnecken und Muscheln im Bereich von $5\text{-}300 \text{ ng TBT L}^{-1}$ auf und wurden schon an zahlreichen Arten belegt. Auch die in der Nordsee bei Helgoland und im Wattenmeer häufigen Arten *Littorina littorea* (Strandschnecke) und *Hydrobia ulvae* (Wattschnecke) werden von TBT in ihrer Vermehrung negativ beeinflusst. Wegen ihrer hohen Abundanz ist jedoch schwer abzuschätzen, ob der Bestand sehr beeinflusst war oder ist (Oehlmann et al. 1998).

Die Purpurschnecke *Nucella lapillus*, eine Art mit sehr hoher Empfindlichkeit gegenüber TBT (Gibbs & Bryan 1986, Oehlmann et al. 1992), zeigte Sterilität der Weibchen ab einer Konzentration von $1\text{-}2 \text{ ng TBT L}^{-1}$ und ab 5 ng TBT L^{-1} waren alle Individuen steril und zeigten erhöhte Mortalität (Gibbs et al. 1988, Hawkins et al. 1994). Diese Werte liegen sehr nahe bei den Richtwerten für TBT in Gewässern (UK-Richtlinie: 2 ng L^{-1} , Gibson et al. 2003). *Nucella* wurde in vielen Regionen ihrer europäischen Verbreitung eliminiert,

insbesondere in Gebieten mit hohen Bootsaktivitäten oder dichtem Schiffsverkehr. Inzwischen sind jedoch, nach der Einschränkung der Verwendung von TBT, im Bereich der Nordsee deutliche Anzeichen der Erholung betroffener Populationen zu erkennen (Evans et al. 1996). Allerdings sind im Bereich von Häfen weiterhin starke biologische Einwirkungen zu verzeichnen und auch in anderen Meeresgebieten sind gegenteilige Ergebnisse gefunden worden, wie eine Erhöhung der TBT-Kontamination von *Nucella* zwischen 1995 und 2000 im stark belasteten Gebiet von Portugal (Santos et al. 2002) oder den noch weiterhin hohen TBT-Werten in australischen Schnecken (Gibson et al. 2003). Zudem beeinträchtigen schon sehr geringe TBT-Konzentrationen die Reproduktion der Art und damit besteht trotz einer Reduzierung der TBT-Gehalte im Wasser eine Beeinträchtigung der jeweiligen Population.

Nachdem *Nucella* seit 1980 bei Helgoland sehr selten geworden und einige Jahre ganz verschwunden war, werden wieder vermehrt Exemplare gefunden und es ist anzunehmen, dass eine Erholung der ehemals recht verbreiteten Art begonnen hat (Franke & Gutow 2004; Reichert, pers. Mitt.). Untersuchungen an *Nucella* bei Helgoland wurden lediglich an einigen Exemplaren von Oehlmann (in Cameron et al. 1998) durchgeführt, und in ihnen wurde Sterilität nachgewiesen. Dies ist ein deutlicher Hinweis, dass das sehr geringe Vorkommen dieser Art bei Helgoland über einige Jahrzehnte auf TBT Belastung zurückgeführt werden könnte. Eine lokale TBT-Belastung und damit Beeinträchtigung der Helgoländer Mollusken könnte immer noch vorhanden sein, wenn davon ausgegangen wird, dass die Sedimente (insbesondere in den Hafenanlagen) größere Mengen TBT enthalten. Eine Resuspendierung aus dem Sediment ist besonders groß, wenn viele organische Substanzen im Wasser vorliegen. Der Wasserkörper bei Helgoland hat allgemein hohe Anteile an Trübstoffen oder hohe Planktonkonzentrationen insbesondere während der Planktonblüten und könnte deshalb TBT verstärkt aus dem vorhandenen Sediment herauslösen. Detaillierte Untersuchungen hierzu fehlen jedoch.

Untersuchungen an der früher ebenfalls häufigen Wellhornschncke *Buccinum undatum* bei Helgoland ergaben ebenfalls hohe Werte an TBT und das Vorkommen von Imposex, es wurde jedoch keine Beeinträchtigung der Vermehrungsfähigkeit oder erhöhte Mortalität festgestellt (Ide et al. 1997).

In der Gruppe der Mollusken ist für Helgoland die Miesmuschel *Mytilus edulis* ein wichtiger Vertreter, da sie zu den Strukturbildnern von Biozönosen zählt (Janke 1990, Enderlein & Wahl 2004). Auch sie wird durch TBT negativ beeinflusst. Zum einen werden die Larven schon durch niedrige Werte im Wasser geschädigt, während sich bei adulten Tieren erst bei hohen TBT-Gehalten Schädigungen zeigen, zum anderen wurden an Tieren des Wattenmeeres Störungen des Immunsystems gezeigt (Watermann et al. 2003).

Neben den gut untersuchten Schnecken sind auch andere Tiergruppen von Organozinnverbindungen betroffen, denn die Wirkung von TBT beruht auf einer Änderung des Hormonhaushaltes, wie er bei vielen Invertebraten und Vertebraten existiert.

Durch die Bemühungen, die Anwendungen von TBT einzuschränken, wird dieses Problem in der ferneren Zukunft für die Wasserqualität nur noch eine untergeordnete Rolle spielen, mittelfristig werden die oben dargelegten Vorgänge der Resuspendierung von TBT jedoch noch eine Rolle für die Helgoländer Biozönosen spielen. Wir vermuten, dass eine mittelfristige Erholung der räuberischen *Nucella* Bestände bei Helgoland negative Auswirkungen auf die Miesmuschelbestände im N-Watt haben könnte, was wiederum positive Auswirkungen für die Ausbreitung des Fucetums nach sich ziehen könnte. Deshalb wird es wichtig sein, im Monitoring die Bestandsdichten dieser Invertebraten mitzuerfassen.

4.10.3 Verklappungen

Für den Zustand der Nordsee ist die Verklappung von Abfällen heute nicht mehr von Bedeutung, allerdings erfolgt immer noch eine Verklappung von Baggergut (Anon. 2004). Bevor die Verklappung von Klärschlämmen 1981 in Deutschland verboten wurde, war das Gebiet der Deutschen Bucht seit 1962 mit etwa 300000 m³ Klärschlamm pro Jahr bis 1980 belastet worden (Mühlenhardt-Siegel 1990). Mit Klärschlämmen wurden erhebliche Mengen an Schadstoffen, unter anderem Schwermetallen, eingebracht.

Seit 1992 ist die Menge an verklapptem Baggergut aus deutschen Häfen und aufgrund von Flussvertiefungen nahezu gleich und beträgt um die 20 x 10⁶ t Trockengewicht/Jahr (Liebezeit 2003).

Die Verbrennung von Abfällen auf hoher See wurde seit 1991 eingestellt, nachdem im Sediment vermehrt chlorierte Kohlenwasserstoffe nachgewiesen wurden (Liebezeit 2003).

4.10.4 Schwermetalle

Schwermetalle werden i.a. gut von Makroalgen akkumuliert ohne großen Schaden anzurichten. Makroalgen können deshalb zum chemischen Monitoring von Spurenelementen in Küstengewässern herangezogen werden (z.B. Jayasekera & Rossbach 1996). Es gibt eine positive Korrelation zwischen dem Schwermetallgehalt in Algen und im Wasser bzw. Sediment, die jedoch von Metall zu Metall unterschiedlich, ferner artspezifisch und jahreszeitenabhängig ist (z.B. Malea et al. 1994). Verschiedene Schwermetalle können auf Jungstadien von Algen einen negativen Einfluss haben. So wurde die Bildung von Sporophyten aus Gametophyten bei der Braunalge *Laminaria*

hyperborea durch 0.01 ppm Quecksilber, 0.05 ppm Kupfer und 0.25 ppm Zink inhibiert (Hopkin & Kain 1971). Inwieweit diese Befunde für die Makrophytengemeinschaft von Helgoland Bedeutung haben, ist aufgrund der unzureichenden Kenntnislage unbekannt.

4.10.5 Herbizide

Der Einfluss von Herbiziden auf marine Makroalgen ist wenig untersucht und die Situation vor Helgoland ist unbekannt. Es wurde jedoch eine negative Beeinflussung der Bildung von jungen Sporophyten aus Gametophyten bei dem Brauntang *Laminaria hyperborea* festgestellt, und zwar bei folgenden Herbiziden: Atrazin (0.01 ppm), Dalapon (100 ppm) und 2,4D (1 ppm) (Hopkin & Kain 1971). Insofern sollte einmalig die jetzige Herbizidbelastung bei Helgoland festgestellt werden, um Folgen für den Tangwald einschätzen zu können.

4.10.6 Detergentien

Der Einfluss von Detergentien auf marine Makroalgen ist wenig untersucht und die Situation vor Helgoland ist unbekannt. Es wurde jedoch ein negativer Effekt der Bildung von Sporophyten aus Gametophyten der Braunalge *Laminaria hyperborea* zwischen 1 und 10 ppm festgestellt (Hopkin & Kain 1971).

4.10.7 Insektizide

Der Einfluss von Insektiziden auf marine Makroalgen ist wenig untersucht und die Situation vor Helgoland ist unbekannt. 10 ppm Endosulphan hatten jedoch einen negativen Effekt auf die Bildung von jungen Sporophyten aus Gametophyten bei der Braunalge *Laminaria hyperborea* (Hopkin & Kain 1971).

4.10.8 Rohöle

Rohöle interferierten in Konzentrationen zwischen 1 mg und $23 \mu\text{g L}^{-1}$ mit der chemotaktischen Antwort von Braunalgengameten (z.B. *Cutleria multifida*) und können damit die Rekrutierung dieser Arten negativ beeinflussen. Neben den Rohölen zeigten Braunalgengameten ebenso eine Reaktion auf flüssige Hydrocarbone und Komponenten mit geringer Polarität in verschiedenen Seewasserproben, was die Allgegenwart von pheromonartigen, störenden Substanzen im Meer anzeigt (Derenbach et al. 1980). Auch die Befruchtung der Braunalge *Fucus edentatus* wurde bei 2 ppb ($2 \mu\text{g L}^{-1}$) Rohöl

verhindert (Steele & Hanisak 1977), obwohl *Fucus* Pflanzen ansonsten nicht als sehr empfindlich gegen Rohöle angesehen werden. Konkrete Informationen zur Beeinträchtigung Helgoländer Gewässer durch Rohöle liegen nicht vor. Da eine Befruchtung vieler Braunalgenarten, und damit ihre Rekrutierung, durch Pheromone gesteuert wird, muss jedoch davon ausgegangen werden, dass der rege Schiffsverkehr in der südlichen Nordsee und die verbotenen Tankspülungen auf offener See einen Einfluss auf die Rekrutierung von Braunalgengemeinschaften haben könnten, nicht durch das Öl an sich, sondern durch deren volatile Substanzen. Ansonsten gelten wellenexponierte Felsküsten wie Helgoland als wenig sensitiv gegenüber Ölunfällen, da häufig innerhalb von einigen Jahren eine Rückkehr zu den ursprünglichen Lebensgemeinschaften erfolgt (van Bernem 2003).

5 Das historische Leitbild der Makrophytenvegetation von Helgoland

Das historische Leitbild der Makrophytenvegetation, das wir dem ‚Sehr guten‘ Zustand der Wasserqualität zuordnen, lässt sich nur aus einigen wenigen beschreibenden Publikationen aus dem Zeitraum 1863 bis 1930 und Herbarbelegen dieser Zeit rekonstruieren (Hallier 1863; Kuckuck 1897a, 1900; Schmidt 1928; Damman 1930; Nienburg 1930; Herbarium BRM analysiert in Bartsch & Kuhlenkamp 2000; Herbarium Kiel in Kuhlenkamp 2003 –Bericht an LANU Kiel). Im Folgenden haben wir diese Daten geordnet und zusammengeführt. Schmidt (1928) veröffentlichte einige gute Fototafeln mit Vegetationsbildern, die auch zum Vergleich mit dem heutigen Zustand herangezogen werden. Da im frühen 20ten Jahrhundert noch keine Tauchuntersuchungen möglich waren, wurde die Gezeitenzone wesentlich besser bearbeitet als das Sublitoral. Tiefenangaben für das Sublitoral bezogen sich auf Dredschfänge mit ungefähren, nicht normierten Meterangaben und Beobachtungen mittels eines Guckkastens von der Wasseroberfläche aus. Genauere Tiefenangaben der Makrophyten wurden erstmalig durch Lüning (1970) erarbeitet und zusätzliche Angaben lieferten die Tauchuntersuchungen von de Kluijver (1990). Da wir davon ausgehen, dass sich die Wasserqualität seit dem Referenzzeitraum verschlechtert hat, fließen die Tiefenangaben von Lüning als Mindestangaben mit in die Beschreibung des ‚Sehr guten‘ Zustandes ein. Die Makrophytenvegetation ist unter anderem abhängig vom relativem Wasserstand, dem Substratum und der Jahreszeit, so dass verschiedene Zonen und/oder Habitats getrennt betrachtet werden und auch ein jahreszeitlicher Aspekt mit einfließt. Abschließend wird in Tabelle 5 und 6 eine Zusammenschau nach Zonen aufgezeigt.

5.1 Die Gezeitenzone

Schon Anfang des 20ten Jahrhunderts wurden charakteristische Pflanzengesellschaften für die Gezeitenzone beschrieben, aber ausdrücklich betont, dass eine strenge Zonierung fehlt, da die Geomorphologie nicht entsprechend ausgeprägt war und ist.

Vom Supralitoral bis zum unteren Eulitoral war folgendes Bild charakteristisch:

Supralitoral:

- Eine 120-250 cm breite Zone mit einer *Bangia*/Cyanophyceen Assoziation.

Übergangsbereich Supralitoral /Eulitoral:

- Bundsandstein im Südwesten und Granitmole des alten Kriegshafens (+2.30 bis +1.20 m über MNW): breites *Ralfsia verrucosa* Band in der Seepockenzone.

- Bundsandstein im Nordosten (+2.80 bis +1.50 m über MNW): geschlossenes *Enteromorpha lingulata* Band, zusammen mit *Ulothrix flacca*, *Urospora penicilliformis* und *Bangia atropurpurea*. Dieses Grünalgenband ging im Winter zurück und wurde durch Süßwasserausfluss aus dem Gestein beeinflusst. Die Identität von *E. lingulata*, deren Verbreitung in Nordeuropa fragwürdig ist (Guiry & Nic Dhonncha 2004), ist heute nicht mehr nachprüfbar.
- Auf mechanisch gestörten Flächen der NO-Seite (heutiges Unterland) war ein fast reiner *Enteromorpha*-Gürtel (*E. compressa*) vorhanden. Auch Hallier (1863) erwähnte bereits eine bandartige Ausbreitung der hellgrünen *Enteromorpha linza* auf der Hauptinsel, jedoch ohne genauere Orts- oder Zeitangabe. Die Identität der *Enteromorpha* Arten ist nicht mehr nachprüfbar.

Oberes Eulitoral

- Bundsandstein, SW-Seite (+2 bis +1 m über MNW): reine *Fucus spiralis* Bestände. Diese fehlten an der NO-Seite (heutiges Unterland) durch Scheuern der Wellen in der Brandungshohlkehle.
- Uferschutzmauer, SW-Seite: dicht von Seepocken bedeckt (keine Höhen- oder Mengenangaben).

Mittleres und unteres Eulitoral:

- *Fucus vesiculosus*-Pflanzen mit Epiphyt *Elachista fucicola* bewachsen.
- *Fucus serratus*-Pflanzen mit Epiphyt *Elachista fucicola* bewachsen.
- *Fucus serratus* und *F. vesiculosus* bildeten im N-Watt nahe der ‚Langen Anna‘ ein einheitliches Fucetum, d.h. es lagen dichte, von *Fucus*-Arten dominierte Bestände vor, in denen *F. vesiculosus* auch noch in Landferne zusammen mit *F. serratus* beschrieben wurde. Genaue Orts- oder Meterangaben fehlen. An den höchsten Stellen war *F. vesiculosus* ‚schön‘ entwickelt.
- Unterwuchs des Fucetums im Norden: als hervorragende Arten für diesen Lebensraum wurde eine bunte Vegetation von buschigen bzw. blattförmigen Algen sowie von Krustenalgen genannt mit *Chondrus crispus*, *Ceramium virgatum*, *Polysiphonia stricta*, *Corallina officinalis*, *Cladophora rupestris*, *Phymatolithon calcareum* und jungen Laminarien als herausragenden Arten.
- SW-Seite: die sanft geneigten Schichtflächen wurden durch *Fucus serratus* bestimmt.
- Unterwuchs des Fucetums im SW war etwas artenreicher und geprägt durch Krustenalgen und buschige bzw. blattförmige Algen, vor allem: *Phymatolithon calcareum*, *Cruoria pellita*, *Haemescharia hennedyi*, *Ahnfeltia plicata*, *Chondrus crispus*, *Cladophora rupestris*, *Acrosiphonia arcta*.

- *Fucus*-freie Klippenköpfe bildeten im Norden und Südwesten ein charakteristisches Element im unteren Eulitoral, die kleine oft scharf voneinander abgegrenzte Reinbestände unterschiedlicher Arten aufwiesen, vor allem: *Cladostephus spongiosus* mit *Leathesia difformis*, *Rhodothamniella floridula*, *Chondrus crispus*, etwas tiefer *Chordaria flagelliformis*, braune Rasen von *Sphacelaria* sp. (*S. fusca*, *S. radicans*?), *Cladophora rupestris*, *Corallina officinalis* und wenig *F. serratus*. Diese Klippen waren teilweise von Versandung beeinflusst und dann artenärmer. Während Schmidt (1928) bemerkte, dass speziell die *Sphacelaria*-Formation durch Schlammüberdeckung Schaden erleidete, beschrieb Nienburg (1930), dass auf *Fucus*-freien Schichtflächen *Sphacelaria radicans* und der Röhrenwurm *Fabricia sabella* Sediment sammelten. Nienburg (1930) nannte dagegen auf den weiter oben gelegenen Schichtköpfen auch *Ulva lactuca* und *Pilayella littoralis*, die beide weiter seewärts zurücktraten. Da in der gesamten alten Literatur *Ulva* fast nie als charakteristisches Merkmal der Flora erwähnt wurde, gehen wir davon aus, dass die Gattung für die Beschreibung des historischen Zustandes eine untergeordnete Rolle spielt.
- Kuckuck (1894, 1897a) betont die üppige Entfaltung von *Sphacelaria radicans* Überzügen auf weiten Felsflächen des unteren Eulitorals im Winter, sowohl auf tonigem Fels der W-Seite als auch auf den Kreideklippen der Dünenriffe. Ähnliches berichtete auch Magnus (1875) von den Nordklippen.

5.2 Übergangsbereich Eulitoral/Sublitoral

- In flachen Gräben parallel zu den Schichtflächen im SW fand sich eine Rotalgenformation mit *Rhodomela confervoides*, *Ceramium virgatum*, wenig ‚*Laurencia pinnatifida*‘ und der Braunalge *Chordaria flagelliformis*. *Rhodomela* war dabei besonders im Winter gut entwickelt und im Sommer unscheinbar.
- Für diesen Bereich wurde *Halidrys siliquosa* als kennzeichnend beschrieben (Schmidt 1928).

Querrinnen im Westen

- Diese Querrinnen beherbergten eine eigene Prielflora mit den Charakterarten *Corallina officinalis*, ‚*Laurencia pinnatifida*‘ und *Chondria dasyphylla*.
- In den unteren, etwas tieferen Gräben fand sich eine Gemeinschaft von *Dictyota dichotoma*, *Corallina officinalis* und *Cystoclonium purpureum*, die jedoch ebenfalls Elemente der oberen Priele aufwiesen.
- Die tiefen Priele und Tümpel, die immer Wasser führten, waren geprägt von *Halidrys siliquosa*.

Jahreszeitliche Aspekte

- Im Frühling von April bis Juni entwickelten sich massenweise *Acrosiphonia arcta* und auch *Enteromorpha compressa* auf der SW-Terrasse. Während dieser Zeit fehlten gänzlich *Dictyota dichotoma* und *Leathesia difformis*, die reine Sommerformen darstellten. Nienburg (1930) machte bereits darauf aufmerksam, dass sich *Enteromorpha* überall da üppig entwickelte, wo ein stärkerer Einfluss organischer Substanz nachzuweisen war, z.B. durch verrottende Algen. Ansonsten wurde für Helgoland, verglichen mit dem Gebiet der westlichen Ostsee, eine allgemeine Chlorophyceenarmut konstatiert (Kuckuck 1894).

5.3 Das Sublitoral

Nordhafen: Bereich zwischen Insel und Düne (5-10 m Tiefe)

*Im Bereich des heutigen Unterlandes wuchs das echte Seegras, *Zostera marina*, jedoch epiphytenfrei.*

- *Pseudolithoderma extensum* war für die Geröllvegetation des Nordhafens im Winter charakteristisch.
- Das *Aglaozonia*-Stadium (braune Kruste) der Braunalge *Cutleria multifida* war ganzjährig eine der häufigsten Arten im Nordhafen und besonders schön auf der Töckbank (fossilisiertes Holz) entwickelt in 5 m Tiefe, aber auch anderswo (Repulsegrund, Skittgatt, Wittkliffbrunn). Die *Cutleria*-Phase war bereits um 1900 selten.
- In diesem Bereich war eine echte Tiefenvegetation vorhanden (→ siehe Hauptarten des Sublitorals).

Repulsegrund (12-16 m Tiefe):

- Außer leidlich entwickelten Laminarien waren hier nur krustenförmige Stadien zu finden (*Cruoria pellita*, *Haemescharia hennedyi*, *Phymatolithon calcareum*) und kleinwüchsige Arten (*Antithamnion cruciatum*, *Lomentaria orcadensis*, *Valonia ovalis*).

Braunalgengürtel des Sublitorals: die drei Laminaria-Zonen:

- *Laminaria saccharina* wurde von Hallier (1863) als weit häufiger als *L. digitata* beschrieben und auch als weit größer als diese. Wahrscheinlich vom Blickwinkel der Düne aus gesehen beschrieb er *L. saccharina* als „bei weitem die gewöhnlichste der Helgoländer Algen“, die den „größten Theil der Tanghaufen“ bildet. Schmidt (1928) beschrieb, dass *L. saccharina* und *L. digitata* die beiden obersten Algen des Braunalgengürtels waren und entweder einzeln oder gemeinsam auftraten.
- Nienburg (1930) vermerkte, dass die schmale und kurze Form von *L. saccharina* (Jungpflanzen?) als oberste Art in den äußersten Gräben der Abrasionsterasse vorkam und einen ziemlich geschlossenen Gürtel um die ganze Insel bildete. Darunter gab es noch eine weitere *L. saccharina*-Zone mit größeren und breiteren Pflanzen.
- Die *L. hyperborea*-Zone, die den eigentlichen Braunalgenwald ausmachte, war erwähnt, aber nicht weiter beschrieben worden, da der tauchende Zugang in diese Zone fehlte.

Wittkliff Riff vor der Düne (Übergangsbereich Eu-/Sublitoral):

- Für diesen speziellen Standort wurde ein Jahreszyklus von Kuckuck (1897a) beschrieben, der den Vegetationsablauf und die dominanten Arten gut charakterisierte. Im Frühjahr (März/April) bildete sich ein grüner Rasen mit verschiedenen *Cladophora* Arten. Wahrscheinlich waren hier auch *Acrosiphonia* Arten gemeint, da manche *Cladophora* Arten eine Namensänderung zur Gattung *Acrosiphonia* erfahren haben (Guiry & Nic Dhonncha 2004). Ferner entwickelten sich zu dieser Zeit junge *Laminaria saccharina* Pflanzen, die später durch Brandungseinfluss wieder verschwanden. Von Mai bis Ende Juni war dieser Standort gekennzeichnet von *Polysiphonia stricta*. Danach entwickelten sich für eine kurze Zeit deckend einige *Enteromorpha* Arten. Im Hochsommer (August/September) dominierte die rasenartige Braunalge *Cladostephus spongiosus* das Bild. Im Winter wurden nur krüppelhafte Stümpfe von Makroalgen sowie Krustenalgen (z.B. *Ralfsia verrucosa*) und *Corallina officinalis* gefunden.
- Für diesen Standort wurden auch viele Sommer-Rotalgen genannt, die mittlerweile selten geworden sind wie die Schleimalgen der Gattung *Helminthora*, *Helminthocladia* und *Nemalion*. Die mittlerweile nicht mehr registrierte Rotalge *Apoglossum ruscifolium* wurde hier nur während 4-6 Wochen im Sommer gefunden. Für den Sommer waren ferner strauchige Braunalgen charakteristisch wie *Halosiphon tomentosum* (= *Chorda tomentosa*), *Chorda filum*, *Desmarestia viridis* und *Sporochnus pedunculatus*. Zarte Braunalgen traten meistens im Frühjahr bis zum Sommer auf (*Ectocarpus* Arten, *Isthmoplea sphaerophora*, *Botrytella micromora*).

Algentiefengrenzen:

- Schmidt (1928) beschrieb die Algentiefengrenzen zwischen 15 und 20 m, da dort nur noch Krustenalgen, vor allem der Gattung *Cruoria* und *Pseudolithoderma*, gefunden wurden.
- Kuckuck (1900) beschrieb das Auftreten von vor allem Krustenstadien und vereinzelt Laminarien zwischen 12 und 16 m Tiefe.

Hauptarten des Sublitorals:

Als Hauptarten des Sublitorals wurden von Schmidt (1928) und Nienburg (1930) folgende Makrophyten angesehen:

Braunalgen:

Aglaozonia-Phase von *Cutleria multifida*, *Chorda filum*, *Desmarestia aculeata*, Laminarien, *Lithothamnion sonderi*, *Pseudolithoderma extensum* (Hauptcharakterpflanze des Sublitorals), *Sphacelaria plumosa*

Grünalgen:

Cladophora rupestris, *Valonia ovalis*

Rotalgen:

Ahnfeltia plicata, *Brongniartella byssoides*, *Callithamnion corymbosum*, *Corallina officinalis*, *Cruoria pellita*, Delesserien (= *Delesseria sanguinea*, *Membranoptera alata*), *Furcellaria furcigera*, *Hildenbrandia rubra*, *Lomentaria clavellosa*, *Melobesia membranacea*, *Peyssonelia dubyi*, *Plocamium cartilagineum*, *Polyides rotundus*, *Phycodrys rubens*, *Phyllophora*-Arten, *Polysiphonia stricta*, *Pterothamnion plumula*, *Tralliella* Phase von *Bonnemaisonia hamifera*

Die obigen detaillierten Einzelinformationen sind in den Tabellen 4 und 5 zu einem Gesamtbild zusammengefasst.

Tab. 4.: Historische Zonierung der marinen Makrophytengemeinschaften von Helgoland für 1897 - 1930.

Höhenangaben beziehen sich im Supralitoral und oberen Eulitoral auf die exponierte W-Mole und beziehen sich auf MNW. Zusammengestellt nach Hallier (1863), Kuckuck (1897a, 1900), Nienburg (1930), Schmidt (1928). NO-Seite ist heutiges Unterland.

	Höhenangabe	Assoziation	Arten	Vorkommen	Heutiger Zustand
↑ Supralitoral	570 bis 350 cm	<i>Calothrix</i> Band	<i>C. scopulorum</i>	Alte W-Mole, NW-Spitze	Überprüfen!
	350 bis 280 cm	<i>Bangia</i> Band	<i>B. atropurpurea</i>	Dichte Überzüge alte W-Mole, wenig NO-Seite bis Petersens Horn, wenig NW-Spitze	Nicht mehr als Zone vorhanden
↓ Eulitoral	280 bis 230 (150) cm	Geschlossenes <i>Enteromorpha</i> Band	<i>E. lingulata</i> , <i>Ulothrix flacca</i> , <i>Urospora penicilliformis</i> , <i>B. atropurpurea</i>	NO-Seite; Süßwasser beeinflusst	= ‚ <i>E. intestinalis</i> Biotop‘ auf Süßwasser beeinflussten Vertikalen im N-Watt?
	230 bis 120 cm	Unterbrochenes <i>Ralfsia/Balanus</i> Band	<i>R. verrucosa</i> , <i>Semibalanus balanoides</i> , <i>Porphyra</i> sp., <i>E. compressa</i>	SW-Seite; alte W-Mole; Sonnenseite: <i>Ralfsia</i> dominant; Schattenplätze: <i>Porphyra</i> dominant; <i>Ralfsia</i> nicht an Uferschutzmauer	<i>Ralfsia</i> Band in dieser Höhe nicht mehr vorhanden
	200 bis 100 cm	<i>Fucus spiralis</i> Zone	<i>F. spiralis</i>	Alte W-Mole; SW Seite, NO Seite bis Petersens Horn	Breite variabel und habitatabhängig
	110 bis 40 cm	<i>Fucus vesiculosus</i> Zone (Fucetum)	<i>F. vesiculosus</i> , vereinz. <i>Ascophyllum nodosum</i>	W-Mole, SW-Seite, Uferschutzmauer West, N-Watt erhöhte Plätze	Selten ausgeprägte Zone
	50 bis -50 cm	<i>Fucus serratus</i> Zone (Fucetum)	<i>F. serratus</i> und Unterwuchs (siehe oben)	SW-Seite, N-Watt, dominant auf Abrasionsschichtflächen	Weiterhin dominant im unteren Eulitoral
	Knapp unter 0 bis -50 cm	Rotalgen-gemeinschaft	<i>Rhodomela confervoides</i> , <i>Ceramium virgatum</i> , <i>Chordaria flagelliformis</i>	Alte W-Mole, Priele, Tümpel an Niedrigwasserlinie	Überprüfen!
	-50 bis -100 cm; Lüning (1970): -50 bis -150 cm	Geschlossener <i>Laminaria saccharina</i> Gürtel	<i>L. saccharina</i> , <i>L. digitata</i> , <i>Cystoclonium purpurescens</i> , <i>Chondrus crispus</i>	Gesamte Abrasionsterasse um Insel herum, Wittkliff	Kein geschlossener Gürtel mehr
↑ Sublitoral	?	<i>L. digitata</i> Zone	<i>L. digitata</i> , <i>L. saccharina</i>	Keine Angaben	Oberster geschlossener Laminarien Gürtel
	Vereinzelt noch in -12 bis -16 m; Lüning (1970): max. 8 m Tiefe	<i>L. hyperborea</i> Wald	<i>L. hyperborea</i> , <i>Polysiphonia stricta</i> , <i>Membranoptera alata</i> auf den Stielen, gelegentlich <i>Apoglossum ruscifolium</i> (siehe ‚typ. Algen des Sublitorals‘ oben)	Keine Angaben	Tiefengrenzen überprüfen! <i>A. ruscifolium</i> nicht mehr vorhanden
	Mind. 5-16 m	Busch- und Blattalgen	Siehe ‚typische Algen des Sublitorals‘ <i>Pseudolithoderma extensum</i> (Hauptcharakterpflanze auf Geröll)	Ausgeprägt im Nordhafen (Geröll)	<i>Pseudolithoderma</i> und Tiefengrenzen überprüfen!
	- 12 bis -20 m; Lüning (1970): 15 m Tiefe	Krustenalgen	<i>Aglaozonia</i> Phase von <i>Cutleria multifida</i> , <i>Cruoria pellita</i> , <i>Haemescharia hennedyi</i> , <i>Phymotolithon calcareum</i>	Keine Angaben	Tiefengrenzen überprüfen! <i>Aglaozonia</i> Phase nicht mehr vorhanden

Tab. 5: Historischer Zustand mariner Lebensgemeinschaften in speziellen Habitaten von Helgoland für 1897 - 1930. NO-Seite ist heutiges Unterland.

Höhenangabe	Assoziation	Arten	Vorkommen	Heutiger Zustand
Supralitoral	Höhlen Assoziation	<i>Ectocarpus lucifugus</i> , <i>Leptonema lucifugum</i> , <i>Phyllophora</i> sp.	Extreme lichtarme marine Höhlen auf SW-Seite	Habitate zerstört
Eulitoral + 150 bis 0 cm	<i>Enteromorpha</i> Gürtel	' <i>E. lingulata</i> ', <i>E.</i> <i>compressa</i> , <i>E. linza</i>	Mechanisch gestörte Flächen; Sand beeinflusst; NO-Seite	Habitat zerstört, aber ähnliche Bedingungen am Oststrand oder Geröllzone des N-Wattes
Unteres Eulitoral	'bunte Vegetation' auf Schichtflächen	Dichte <i>Sphacelaria</i> <i>radicans</i> Rasen; Wurmrohren von <i>Fabricia sabella</i> , <i>Rhodothamniella</i> <i>floridulum</i> , <i>Enteromorpha</i> <i>compressa</i>	<i>Fucus serratus</i> freie Schichtflächen; NO Seite (heute Unterland) und SW-Seite; <i>Sphacelaria</i> Aspekt im Winter ausgeprägt	Ausgedehnte <i>Sphacelaria</i> Rasen verschwunden
Unteres Eulitoral	'bunte Vegetation' auf Schichtköpfen	<i>Cladostephus</i> <i>spongiosus</i> , <i>Pilayella</i> <i>littoralis</i> , <i>Rhodothamniella</i> <i>floridulum</i> , <i>Ulva</i> <i>lactuca</i> , <i>Chondrus</i> <i>crispus</i> ; weiter seewärts noch <i>Leathesia difformis</i> , <i>Sphacelaria fusca</i> auf <i>Cladostephus</i> ; Frühjahr: plus viel <i>Acrosiphonia arcta</i>	<i>Fucus serratus</i> freie Schichtköpfe; N- und SW- Seite ; teilweise Sand beeinflusst → dann artenärmer	' <i>Rhodothamniella</i> ' Biotop; charakterisiert durch viel <i>Ulva</i> , wenig <i>C.</i> <i>spongiosus</i> , wechselnde Mengen an <i>R. floridulum</i> und Röhrenwurm <i>Fabricia</i> <i>sabella</i> , <i>Codium fragile</i> ; kein <i>Leathesia difformis</i> und selten <i>Sphacelaria</i> sp.
Übergang Eulitoral/Sublitoral 0 bis -50 cm	Prielvegetation (Rotalgen- formation)	Oben: <i>Ceramium</i> <i>strictum</i> , <i>Rhodomela</i> <i>confervoides</i> , <i>Chordaria</i> <i>flagelliformis</i> , wenig ' <i>Laurencia pinnatifida</i> ' und <i>Chondria</i> <i>dasyphylla</i> ; weiter unten: plus <i>Dictyota</i> <i>dichotoma</i> , <i>Corallina</i> <i>officinalis</i> , <i>Cystoclonium</i> <i>purpurescens</i>	Flache Priele und Gräben; <i>Rhodomela</i> im Winter ausgeprägt	Teilweise invadiert durch <i>Sargassum muticum</i> ; ' <i>L.</i> <i>pinnatifida</i> ' und <i>C.</i> <i>dasyphylla</i> fehlen; Artenspektrum überprüfen!
Übergang Eulitoral/Sublitoral	<i>Halidrys</i> -Priele	<i>Halidrys siliquosa</i> charakteristisch	Tiefe Querrinnen im SW und tiefe Priele; nie trockenfallend	reine <i>Halidrys</i> Priele selten → nur noch zwei Standorte; tiefe Querrinnen im SW im Sommer alle charakterisiert durch überwiegend <i>Sargassum</i> <i>muticum</i>
Sublitoral	Seegraswiese	<i>Zostera marina</i> , keine Epiphyten	NO-Seite	Habitat zerstört

6 Klassifizierungsvorschlag der Helgoländer Makrophytenbestände

6.1 Die Bewertungsgrundlage

Die Klassifizierung der fünf Qualitätsstufen des Gewässergütezustandes bei Helgoland wurde gemäß der unten folgenden von uns erstellten Definition erarbeitet. Die Definition folgt der Landesverordnung Schleswig-Holstein ‚Qualitätskomponente Makrophyten in Küstengewässern‘ und wurde nach unserem Kenntnisstand für Helgoland spezifisch erweitert, um die Klassifizierung nachvollziehbarer zu machen. Der Terminus ‚störende Einflüsse‘ bezieht sich in diesem Falle auf die für die WRRL relevanten Störungsparameter wie z.B. Eutrophierung, Trübung, Schadstoffe aller Art, erhöhte Sedimentationsraten. Parameter wie Temperatur, Strahlungsänderungen und Habitatverlust, die maßgeblich zu Biodiversitätsveränderungen führen können bzw. geführt haben, wurden nicht verwendet, müssen jedoch bei der Bewertung der Entwicklung des Makrophytenbestandes mit berücksichtigt werden. Um unsere Bewertungsklassen besser zu verstehen, erläutern wir kurz diejenigen Gesichtspunkte der allgemeinen Struktur von temperierten Makroalgengemeinschaften und ihrer Reaktion auf Verschmutzung, die unseren über die Landesverordnung hinausgehenden Definitionen zu Grunde liegen.

Gesunde Makroalgengemeinschaften temperierter Zonen werden durch Klimaxgesellschaften großer Braunalgen (Fucales, Laminariales) strukturiert, wobei im Eulitoral und Sublitoral unterschiedliche Mechanismen zur Stabilisierung der jeweiligen Gemeinschaft stattfinden (Chapman & Johnson 1990, Worm et al. 1999). Nach diesen Autoren gibt es bisher kein einheitliches Konzept für die Erklärung der Stabilisierung *Fucus*-dominierter eulitoralischer Zonen im nordatlantischen Bereich. In vielen Gebieten besteht eine Konkurrenz der Algen mit Filtrierern (Miesmuscheln) und sowohl Miesmuscheln als auch Fucaceen können dominieren. Nach Störungen der Biozönose durch physikalische oder andere Prozesse unterliegen vieljährige Algen den ephemeren Pionierarten (Initialgesellschaften), wie z.B. schnellwüchsigen Grün- oder Rotalgen. Andererseits kann sich eine stabile Klimax-Gemeinschaft von vieljährigen Makroalgen wie *Fucus* ausbilden, wenn durch Weidegänger die ephemeren Algen reduziert und die Filtrierer durch Räuberorganismen (Krebse, Seesterne, Gastropoden) niedrig gehalten werden. Somit sind, primär unabhängig von der Wasserqualität, verschiedene Mechanismen verantwortlich für die Struktur der eulitoralischen Zone. Die sublitoralen photischen Zonen im nordatlantischen Raum hingegen zeigen abgesehen von Beweidungseinflüssen durch Seeigel, die die gesamte Braunalgenvegetation dezimieren können, meistens eine stabile Klimax-Gemeinschaft von Laminarien. Im Gegensatz zum Eulitoral, wo das Zusammenspiel von Algen, Filtrierern, Weidegängern und Räubern unterschiedliche Sukzessionen und Endstadien hervorruft, entwickelt sich die sublitorale Gemeinschaft nach vorübergehenden Störungen meistens in ähnlicher Weise und erreicht ähnliche Endstadien wie vorher.

Unter dem Einfluss von Wasserverschmutzung (Eutrophierung, häusliche Abwässer und industrielle Abwässer) wurde in vielen Meeresgebieten eine ähnliche Verlaufsentwicklung von Makrophytengemeinschaften beobachtet, wobei jedoch, von Region zu Region unterschiedlich, verschiedene Arten betroffen sind. Ausgehend von einer stabilen vieljährigen Braunalgengemeinschaft (Fucales, Laminariales) ist ein Rückgang dieser Arten zu verzeichnen, sowohl in der Abundanz als auch in der Ausbreitung entlang eines Verschmutzungsgradienten. Bemerkenswert ist zudem die Feststellung, dass eine, durch die Eutrophierung bedingte, erhöhte Trübung des Wassers die Zonierung einiger Arten verändert, indem sich die Tiefengrenzen nach oben verschieben (Bokn & Lein 1978; Kangas et al. 1982; Kautsky et al. 1986, 1992; Vogt & Schramm 1991). Ist die Verschmutzung extrem, gehen die stabilen Klimaxgesellschaften der Braunalgen zu Grunde. Einhergehend mit einer Verminderung der mehrjährigen Braunalgen verändert sich das Artenspektrum. Es treten häufig vermehrt Grünalgenarten auf während die Anzahl der Braunalgen und/oder Rotalgen zurückgeht (Hardy et al. 1993, Schories et al. 1997, Middleboe & Sand-Jensen 2000). Die Anzahl der Arten ändert sich vorerst nicht zwingend; wichtig ist vielmehr die Beobachtung des floristischen Spektrums (Chrysoveris & Panayotidis 1995). Wird die Verschmutzung drastischer, gehen die vieljährigen Arten und einhergehend damit die Klimaxgesellschaften ganz verloren, das Artenspektrum verringert sich und schnellwüchsige Opportunisten oder sogenannte ‚turf‘ Algen nehmen überhand (Munda 1993). Auch das Auftreten von Miesmuscheln, die als Filtrierer durch vermehrten Planktoneintrag z.B. durch Eutrophierung, einen Nahrungsvorteil haben, wurde entlang eines Verschmutzungsgradienten beobachtet (Munda 1993) und kann somit als schlechtes Zeichen gewertet werden. Gesamp (1989) nimmt für nicht-spezifische Kontaminationen an, dass der erste Schritt von Veränderungen die Abwesenheit seltener oder sensitiver Arten ist, ein Prozess, der besonders schwierig zu beobachten ist, bevor quantitative Änderungen einiger Arten bemerkbar sind. Diese Annahme hat Konsequenzen für Monitoringstrategien. Erschwerend kommt hinzu, dass die für die letzten Jahrzehnte nachgewiesenen Erhöhungen der Oberflächenwassertemperaturen (Wiltshire & Manly 2004) bei allen Biodiversitätsveränderungen in Betracht gezogen werden müssen, da bereits klimabezogene Veränderungen für Hartbodenbenthos in der Nordsee und anderswo nachgewiesen wurden (z.B. Hiscock et al. 2004, Sagarin et al. 1999). Im Rahmen dieser Studie war es jedoch nicht möglich Temperatureinflüsse in die Klassifizierung mit aufzunehmen. Die Verschiebung der Algentiefengrenzen ist vor allem unter zunehmender Eutrophierung maßgeblich. Es ist jedoch denkbar, dass es zu einer Verschlechterung der Wasserqualität ohne eine Zunahme der Eutrophierung kommt (z.B. bei Einleitung toxischer Substanzen), was nicht unbedingt einen Einfluss auf die Tiefengrenzen haben müsste.

6.2 Bewertungsklassen

Da es für Helgoland keine spezifischen Untersuchungen gibt, leiten sich aus diesen Erkenntnissen die folgenden Bewertungsgrundlagen für Helgoland ab:

Sehr guter Zustand (Klasse 1):

Alle Großalgen sind vorhanden, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind. Abundanz, Bedeckungsgrad und räumliche Ausdehnung der Bestände entsprechen den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorliegen. Auch seltene und sensitive Arten sind regelmäßig anzutreffen, jedoch nicht unbedingt in hoher Abundanz und nicht immer jährlich. Es besteht ein Gleichgewicht zwischen den vorhandenen Lebensgemeinschaften. Klimaxgesellschaften von Braunalgen (*Fucus* und *Laminaria*) sind vorherrschend, Initialgesellschaften nur auf Flächen zu finden, die durch nicht WRRL relevante Parameter geschaffen werden wie regelmäßige mechanische Störungen (z.B. Sandverlagerungen, Geröllabration, Eisschädigungen) oder extrem wechselhafter Einfluss abiotischer Faktoren (z.B. Temperatur, Strömung, Wellenexposition).

Klimaxgesellschaften kehren nach punktuellen Störungen (z.B. Frostabbrüche, neue Siedlungsflächen) innerhalb weniger Jahre in den ursprünglichen Zustand zurück. Die Algentiefengrenzen des ‚sehr guten‘ Zustandes von *Fucus*, Laminarien, sub-*Laminaria* Rotalgenvegetation und sublitoraler Krusten-Gemeinschaft dienen als Referenztiefe für den ‚guten‘ bis ‚schlechten‘ Zustand. Das floristische Spektrum des ‚sehr guten‘ Zustandes gilt als Referenz für den ‚guten‘ bis ‚schlechten‘ Zustand.

Guter Zustand (Klasse 2):

Die meisten Großalgentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse auftreten, sind vorhanden. Der Bedeckungsgrad und/oder die Abundanz und/oder räumliche Ausbreitung der Großalgen zeigt geringe Abweichungen vom ‚sehr guten‘ Zustand. Insgesamt ist weiterhin ein Vorherrschen mehrjähriger Braunalgen (*Fucus* und *Laminaria*) in der Klimaxvegetation anzutreffen. Seltene oder sensitive Arten treten teilweise nicht mehr auf. Opportunistische Arten sind häufiger anzutreffen als unter ungestörten Bedingungen, zeigen aber keinen dominanten Aspekt in den Klimaxvegetationen. Initialgesellschaften sind vorwiegend auf Flächen verbreitet, die regelmäßig durch nicht WRRL relevante Parameter geschaffen werden (s.o.). Das floristische Artenspektrum ist leicht verändert gegenüber dem ‚sehr guten‘ Zustand. Es gibt noch keine deutlichen floristischen Verschiebungen zwischen Rot, Braun – und Grünalgen. Klimaxgesellschaften kehren nach punktuellen Störungen innerhalb weniger Jahre in den ‚guten‘ Zustand zurück. Die Algentiefengrenzen von *Fucus*, Laminarien, sub-*Laminaria* Rotalgenvegetation und

sublitoraler Krusten-Gemeinschaft sind gegenüber dem ‚sehr guten‘ Zustand nur wenig vermindert.

Befriedigender Zustand (Klasse 3):

Es fehlt eine mäßige Zahl von Großalgentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorhanden sind und andere Taxa kommen evtl. hinzu, die Zeigerorganismen für veränderte Lebensbedingungen sind (z.B. vermehrtes Auftreten von Filtrierern bei Eutrophierung). Der Bedeckungsgrad und/oder die Abundanz und/oder räumliche Ausbreitung von mehrjährigen und opportunistischen Großalgen verändert sich quantitativ, so dass das Gleichgewicht, das unter ‚sehr guten‘ Bedingungen auftritt, verändert ist. Die Klimaxvegetationen der Braunalgen sind gestört, und es treten vermehrt Initialgesellschaften und/oder Sukzessionsstadien von Lebensgemeinschaften auf bzw. neue Klimaxgesellschaften entstehen, die unter dem ‚sehr guten‘ Zustand nicht anzutreffen sind. Die Anzahl, Abundanz oder das zeitliche Auftreten opportunistischer Arten nimmt zu. Die Anzahl der unter dem ‚sehr guten‘ Zustand als sensitiv oder selten erachteten Arten nimmt deutlich ab. Klimaxgesellschaften erholen sich nach punktuellen Störungen evtl. nicht mehr. Das floristische Artenspektrum ist gegenüber dem ‚sehr guten‘ Zustand verändert, d.h. die absolute und relative Anzahl an Grünalgenarten nimmt gegenüber den Braunalgenarten und evtl. auch Rotalgenarten zu. Auch innerhalb der Rot- und Braunalgen kommt es u.U. zu einer Verschiebung im Artenspektrum. Die Anzahl aller Arten ist weiterhin ähnlich dem ‚sehr guten‘ Zustand. Die Algentiefengrenzen von *Fucus*, Laminarien, sub-*Laminaria* Rotalgenvegetation und sublitoraler Krusten-Gemeinschaft sind gegenüber dem ‚sehr guten‘ Zustand deutlich verringert.

Unbefriedigender Zustand (Klasse 4):

Es fehlt eine große Anzahl von Großalgentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorhanden sind und andere Großalgentaxa (oder Invertebraten) kommen unter Umständen hinzu. Die Abundanz und/oder der Bedeckungsgrad und/oder räumliche Ausbreitung vieljähriger Großalgentaxa ist sehr verringert, andere Großalgentaxa verändern ihre Abundanz und opportunistische Arten zeigen eine deutliche Dominanz. Die Klimaxvegetationen sind deutlich gestört und/oder abwesend und Initialgesellschaften oder Sukzessionsstadien treten dominierend auf. Klimaxgesellschaften wie unter dem ‚sehr guten‘ bis ‚mäßigen‘ Zustand kehren nach punktuellen Störungen nicht mehr zurück. Das floristische Artenspektrum ist deutlich verändert und die Anzahl an Arten deutlich verringert gegenüber dem ‚sehr guten‘ Zustand. Sensitive oder seltene Arten fehlen zumeist. Die Algentiefengrenzen von *Fucus*, Laminarien, sub-*Laminaria*

Rotalgenvegetation und sublitoraler Krusten-Gemeinschaft sind gegenüber dem ‚sehr guten‘ Zustand stark verringert.

Schlechter Zustand (Klasse 5):

Lebensgemeinschaften und Artenspektrum, die bei Abwesenheit störender Einflüsse anzutreffen sind, fehlen. Die Dominanz und Abundanz und räumliche Ausbreitung der Arten hat sich drastisch gegenüber dem ‚sehr guten‘ Zustand verändert und mehrjährige Arten der ursprünglichen Klimaxvegetation fehlen ganz. Auch opportunistische Großalgentaxa sind reduziert. Das floristische Artenspektrum und die Anzahl der Arten sind nur noch gering. Sensitive und seltene Arten fehlen. Die Algentiefengrenzen von *Fucus*, Laminarien, sub-*Laminaria* Rotalgenvegetation und sublitoraler Krusten-Gemeinschaft sind, sofern diese Gemeinschaften noch vorhanden sind, sehr stark verringert.

Auf Grund obiger Definitionen wurde ausgehend von dem historischen Leitbild als ‚sehr gutem‘ Zustand eine Makrophytenklassifizierung versucht. In Fällen, wo die Makrophyten alleine ein unvollständiges Bild ergeben, wurden auch Makroinvertebraten mit in die Klassifizierung aufgenommen. Für die Kalkulation quantitativer Angaben folgten wir einem logistischen Verlaufsmodell (Abb. 21), welches häufig für die Beschreibung der Entwicklung von Populationen in ökologischen Modellen angewendet wird (z.B.: Jörgesen 1988, Bartsch 2002).

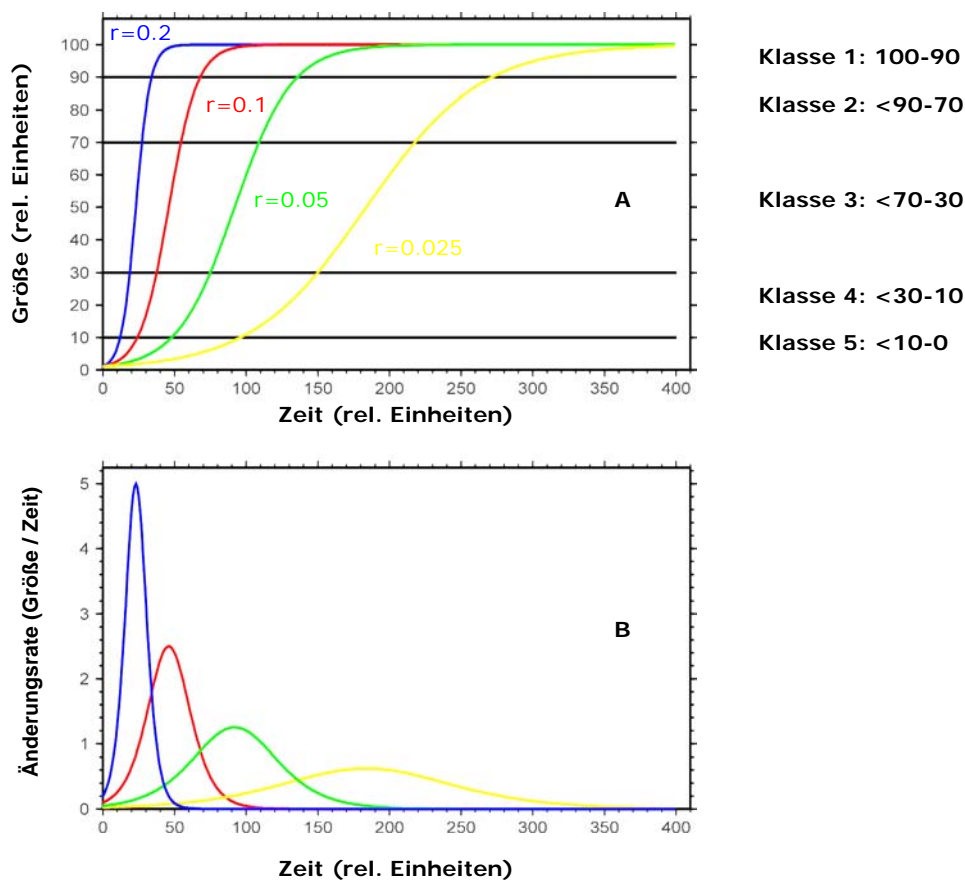


Abb. 21: Populationentwicklungen gemäß dem logistischen Modell

(J. Bartsch, unveröffentlicht).

A. Verschiedene Verlaufskurven in Abhängigkeit der natürlichen intrinsischen Wachstumsrate r .

B. Rate der Änderung pro Zeit (=1. Ableitung der logistischen Kurven unter A). Die Klassengrenzen 1-5 wurden subjektiv gesetzt.

Dieses logistische Verlaufsmodell von Populationsentwicklungen ist vor allem abhängig von der natürlichen Wachstumsrate r . Bei kleinem r ergeben sich relativ flache Kurven, bei großem r relativ steile Kurven. Da eine Biozönose aus verschiedenen Populationen mit verschiedenen Wachstumsraten besteht und wir nicht wissen, wie sich die einzelnen Populationen in einem Verschmutzungsgradienten verhalten, verwenden wir dieses vereinfachte Modell zur Veranschaulichung der von uns zu Grunde gelegten erwarteten Entwicklung von Monitoring-Parametern. In Wirklichkeit ist die Interaktion von Populationen wesentlich komplexer und Faktoren wie das unterschiedliche Wachstum verschiedener Altersklassen, Räuber-Beute-Beziehungen, Lebenszyklusstrategien etc. müssen in die Berechnungen mit eingehen (Jörgesen 1988). Diese Informationen liegen nicht vor und eine wissenschaftlich abgesicherte Aussage zu Bestandsentwicklungen, Deckungsgrad von Arten, Abnahmerate der Biodiversität unter einem Verschmutzungsgradienten ist nicht machbar. Für die geforderten praktischen Bedürfnisse der EU-Wasserrahmenrichtlinie werden deshalb mit Hilfe der in Abb. 17 dargestellten Klassengrenzen die folgenden Maßstäbe kalkuliert bis weitere Forschung hierzu eine Revision ermöglicht. Wir gehen somit davon aus, dass erste Änderungen bis zum ‚guten Zustand‘ langsam erfolgen, es dann eine schnelle, fast lineare Zunahme von Veränderungen gibt (‚befriedigender‘ Zustand), die Veränderung zum ‚unbefriedigenden‘ Zustand wieder mit geringerer Rate und der Übergang zum ‚schlechten‘ Zustand dann wieder sehr langsam erfolgt. Solange nicht nachgewiesen ist, aus welchem Grund die dem ‚sehr guten‘ Zustand zugeordneten seltenen Arten verschwunden sind, müssen sie für die Charakterisierung des ‚sehr guten‘ und ‚guten‘ Zustandes herangezogen werden. Einen Überblick der seltenen Arten gibt Tabelle 1.

6.3 Makrophytenklassifizierung

Im Folgenden werden alle für uns als wichtig erachteten Parameter in Form von Tabellen einzeln aufgelistet und, sofern möglich, eine Einteilung in die von der EU geforderten 5 Gewässergüteklassen vorgenommen. Auf Grund fehlender Daten werden die Bestandsentwicklungen gemäß den oben erläuterten Vorgaben kalkuliert und sind damit subjektiv. Für die Bewertung des jeweils aktuellen Gewässergütezustandes sollten abschließend alle 8 Parameter gemeinsam bedacht und bewertet werden.

Tabelle 6 gibt einen zusammenfassenden Überblick über allgemeine Tendenzen entlang eines Verschmutzungsgradienten, die weiter oben (siehe Kap. 3) ausführlich erläutert wurden.

Tab. 6: Allgemeine Verschmutzungseffekte und ihre Entwicklung entlang der Gewässergüteklassen.

Zusammengestellt nach Borowitzka (1972, 1978), Brown et al. (1977), Chryssovergis & Panayotidis (1995), Gesamp (1989), Hardy et al. (1993), Kangas et al. (1982), Kautsky et al. (1986, 1992), Middleboe & Sand-Jensen (2000), Munda (1993), Rodriguez-Prieto & Polo (1996), Schramm & Nienhuis (1996), Tewari (1988), von Stosch (1969). Die Auswahl der Arbeiten ist nur ein Auszug aus der umfassenden Literatur zu diesem Thema und nicht abschließend.

Klasse	Mytilus-Bänke innerhalb des N-Fucetums (Eutrophierung)	Grünalgen (unspezifische Verschmutzung und Eutrophierung)	Braunalgen (unspezifische Verschmutzung und Eutrophierung)	Floristische Diversität (unspezifische Verschmutzung und Eutrophierung)	Seltene Arten^b (unspezifische Verschmutzung)	Corallinales (Phosphatzunahme)
1	abwesend			Artenpektrum wie historischer Zustand ^a	Seltene Arten wie historischer Zustand ^a vorhanden	<i>Jania rubens</i> und alle für Helgoland registrierten Corallinales anwesend
2	Geringfügig vorhanden			Artenanzahl gleich bleibend, aber leichte Verschiebung des Spektrums	Seltene Arten nehmen geringfügig ab	<i>Jania rubens</i> geschädigt; andere Corallinales vorhanden
3	Ver mehrt vorhanden		Abnahme an Arten	Artenanzahl annähernd gleich bleibend, aber Verschiebung des Spektrums zu opportunistischen Arten	Seltene Arten deutlich vermindert	<i>Jania rubens</i> abwesend; andere Corallinales evtl. etwas reduziert vorhanden
4	Auf großen Flächen vorhanden	Zunahme an Arten und Flächen		Artenanzahl nimmt ab und opportunistische Arten nehmen weiter zu	Seltene Arten fast nicht mehr vorhanden	<i>Jania rubens</i> und <i>Corallina officinalis</i> abwesend bzw. geschädigt; andere Corallinales evtl. reduziert
5	?			Artenanzahl deutlich vermindert; Opportunisten vorherrschend	Seltene Arten nicht mehr vorhanden	Corallinales allg. in schlechtem Zustand?

^a Artenliste siehe Bartsch & Kuhlenkamp (2000), Zeitraum bis 1935.

^b Es bleibt zu prüfen, welche Arten auf Grund von klimatischen Veränderungen selten bzw. verschwunden sind

Parameter 1:**Bedeckungsgrad und räumliche Ausbreitung der *Fucus serratus* Assoziation (Fucetum)**

Das mittlere Eulitoral, in dem *Fucus vesiculosus* seinen Verbreitungsschwerpunkt hat, ist auf Helgoland flächenmäßig klein oder von sehr uneinheitlichem Substratum gekennzeichnet (z.B. Geröllzone vor Uferschutzmauer West), so dass es häufig zu einer gemischten *Fucus*-Zone kommt mit variablen Anteilen von *F. vesiculosus*, *F. spiralis* und *F. serratus* (Munda & Markham 1982; Bartsch pers. Mitt.). Das untere Eulitoral, das den Hauptlebensraum des vieljährigen Sägetanges (*F. serratus*) ausmacht, nimmt dagegen die Hauptfläche der Gezeitenzone ein und *F. serratus* ist die wichtigste Leitart des Eulitorals von Helgoland. In dieser Zone tritt neben den Prielen die höchste Begleitfauna auf mit mehr als 100 Arten (Janke 1986, Reichert 2003). Ferner ist aus Verschmutzungsstudien bekannt, dass der Bestand an Fucales bei schlechter Wasserqualität dezimiert wird. Deshalb wird die Ausbreitung und Abundanz von *F. serratus* als primär wichtiger Parameter für die Beurteilung der Wasserqualität angesehen. Biomassebestimmungen wurden einmalig durchgeführt (Munda & Markham 1982; Tab. 7) und könnten als Vergleichswert herangezogen werden.

Tab. 7: *Fucus serratus*-Assoziation (Fucetum)

Klasse	räumliche Ausbreitung	Biomasse (FG m ⁻²) ^a	Bedeckungsgrad	Artenspektrum
1	gesamtes unteres Eulitoral der Abrasionsterasse bis auf Schichtköpfe im SW und vereinzelte Schichtflächen (= 100-90%)	Saisonal schwankend in der Hauptverbreitzungszone: Mind. 4-15 kg m ⁻² (=90-100%)	90-100% bei Niedrigwasser im Sommer im Hauptverbreitzungsgebiet	<i>Chondrus crispus</i> , <i>Cladophora rupestris</i> , <i>Corallina officinalis</i> , <i>Ceramium virgatum</i> , <i>Polysiphonia stricta</i> , <i>Phymatolithon calcareum</i> , <i>Haemescharia hennedyi</i>
2	<90-70%	Mind. 2.8/3.6 – 10.5/13.5 kg m ⁻²	<90-70%	?
3	<70-30%	Mind. 1.2/2.8 – 4.5/10.5 kg m ⁻²	<70-30%	?
4	<30-10%	Mind. 0.4/1.2 – 1.5/4.5 kg m ⁻²	<30-10%	?
5	<10-0%	Unter 0.4-1.5 kg m ⁻²	<10-0%	?

^a die Biomasseangaben sind aus Lüning (1969) und Munda & Markham (1982) und entsprechen damit nicht dem ‚sehr guten‘ Referenzzustand.

Die unter Klasse 1 als 100% anzusehende Fläche ist nicht bekannt, könnte jedoch mit Hilfe des am AWI vorliegenden Geographischen Informationssystems (GIS) und eines vorhandenen Digitalen Geländemodells annähernd kalkuliert werden (Abb. 22). Die historischen Angaben besagen, dass *F. serratus* ungefähr zwischen +50 und –50 cm

bezogen auf MNW vorhanden war, wobei die sublitoralen Vorkommen nicht die dichten Bestände charakterisieren.

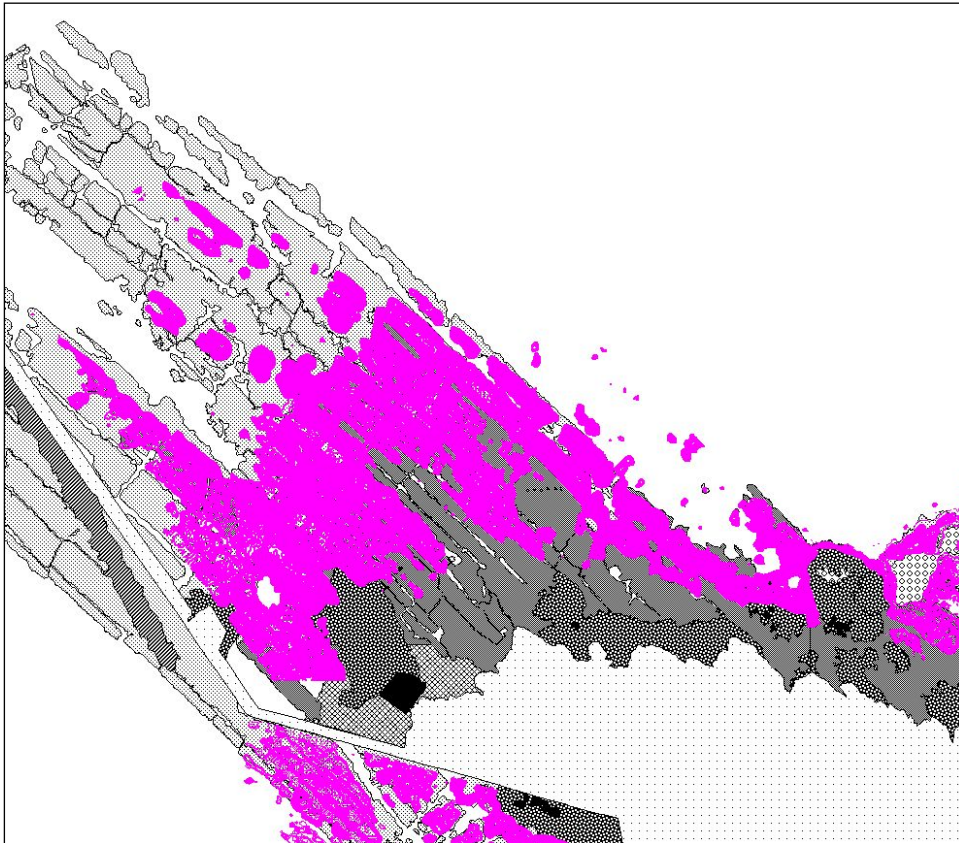


Abb. 22: Potentielle Ausbreitung von *Fucus serratus* im Gezeitenbereich des N-Wattes nach historischen Angaben (MNW bis +50 cm) unter dem ‚sehr guten‘ Zustand (Bartsch & Kersten, unveröffentl.)

Unter dem Artenspektrum sind die Arten vermerkt, die üblicherweise in wechselnder Abundanz unter der *F. serratus* Decke im N-Watt und SW-Watt gefunden werden sollten. An sehr geschützten Lokalitäten, wie z.B. dem Südhafen, kann das Spektrum deutlich variieren und ist nicht repräsentativ für die WRRL. Für die Beurteilung der *F. serratus* Assoziation sind sowohl die flächenmäßige Ausbreitung als auch die Dichte/m² ausschlaggebend, d.h. es gibt bestimmte Flächenanteile mit 90-100% *F. serratus* Bedeckung und andere mit geringerer *F. serratus* Bedeckung. Die tatsächliche Klasse ermittelt sich aus beiden Größen.

Biomassebestimmungen:

Munda & Markham (1982) ermittelten die Biomasse von *F. serratus* im W-Watt der Insel in seinem Hauptvorkommensgebiet und Lüning (1969) an seiner unteren Verbreitungsgrenze im flachen Sublitoral. Dichte Bestände von *F. serratus* können demnach im Sommer eine Biomasse von 14 kg m^{-2} erreichen (Abb. 23) und damit wesentlich mehr, als an vergleichbaren Küstenlinien gemessen wurde.

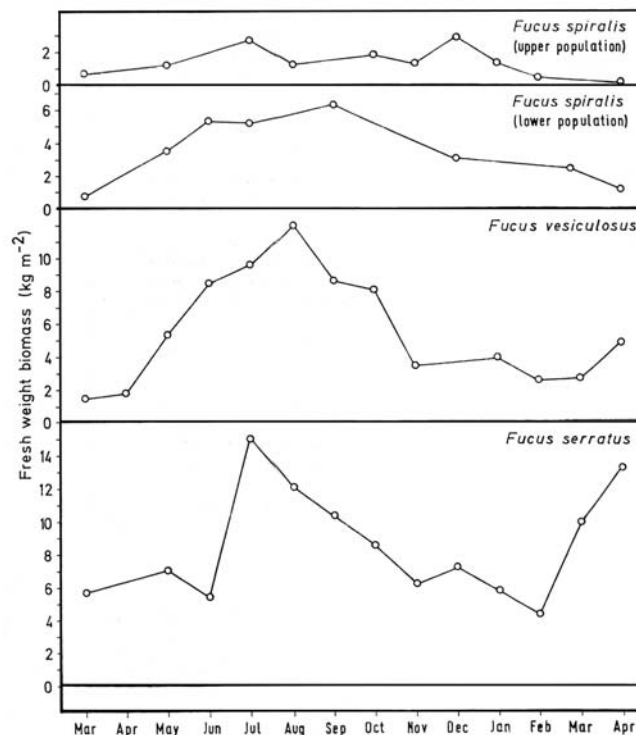


Abb. 23: Biomasseentwicklung (kg Frischgewicht m⁻²) von *Fucus* spp. im Jahreslauf im Jahr 1975.

Aus: Munda & Markham (1982)

Parameter 2:**Bedeckungsgrad und räumliche Ausbreitung von *Mytilus edulis* in wellengeschützten Lagen des mittleren und unteren Eulitorals**

Das Auftreten von *Mytilus*-Betten in wellengeschützten Lagen auf festem Substratum wird von uns als ein Anzeiger für eine verschlechterte Wasserqualität angesehen (Tab.8), wobei ein komplexes Zusammenspiel von Eutrophierung, Verschmutzung, Temperatur und veränderter Räuber-Beute-Beziehung vermutet wird (siehe dazu auch Reichert 2003). In der Literatur bis 1930 gibt es keine Hinweise über ausgedehnte Miesmuschelbänke im Gezeitenbereich Helgolands. Ihre Ausprägung wird für Mitte der 1980er Jahre vermutet (Janke, pers. Mitteilung in Reichert 2003). Mehrere Studien haben eine Zunahme von *Mytilus* spp. unter ansteigender Verschmutzung, vor allem Eutrophierungszunahme, aufgezeigt (e.g. Johnston 1972 in Wilkinson et al. 1987; Munda 1993; Schramm & Nienhuis 1996). In Großbritannien wurden *Mytilus*-Biotope auf festem Substratum vor allem in Bereichen mittlerer bis starker Wellenexposition gefunden und sind normalerweise weniger charakteristisch für geschützte Lagen (Connor et al. 1997). Unter dem Artenspektrum ist die zum heutigen Zustand anzutreffende Beiflora in der *Mytilus*-Zone angegeben. Eine ausführliche Darstellung des Makrozoobenthos dieser Region findet sich in Janke (1986) und Reichert (2003). Um ein quantitatives Maß für die räumliche Ausbreitung der *Mytilus*-Zone im N-Watt zu erhalten, sollte mittels DGM und GIS das heutige Flächenareal errechnet werden.

Tab. 8: *Mytilus edulis* Assoziation

Klasse	räumliche Ausbreitung	Bedeckungsgrad	Artenspektrum
1	Nicht vorhanden als Lebensgemeinschaft im wellengeschützten Bereich des mittleren Eulitorals des N-Wattes	0-10%	Fucetum
2	Fleckenhaft vorhanden; >10-30% der Fläche des mittleren und unteren Eulitorals	>10-30%; als oberste Schicht oder unter Makroalgen	Fucetum
3	Geschlossene Areale vorhanden; >30-70% der Fläche des mittleren und unteren Eulitorals	>30-70%; als oberste Schicht oder unter Makroalgen	<i>Ralfsia verrucosa</i> , <i>Fucus vesiculosus</i> , <i>F. serratus</i> , <i>Phymatolithon lenormandii</i> , <i>Mastocarpus stellatus</i> , diverse Rotalgen; <i>Littorina</i> spp.
4	Übernimmt größten Flächenanteil ; >70-90 der Fläche des mittleren und unteren Eulitorals	>70-90%	Abnahme mehrjähriger Makrophyten
5	?	>90-100%	Nur opportunistische Makrophyten

Parameter 3:**Ausbreitung und Abundanz von *Ulva* und *Enteromorpha***

Eine eigenständige, aber instabile Assoziation bildet *Ulva* im Übergangsbereich von Eu- und Sublitoral, wo es als Sukzessionsstadium hin zu einer *Laminaria saccharina/digitata* Vegetation anzusehen ist (den Hartog 1959). Ähnlich sind *Enteromorpha*-Assoziationen als Pioniergemeinschaften zu bezeichnen, wenn sie in dauerhaft gestörten Habitaten vorkommen, in denen sich Fucaceen nicht etablieren können, oder wenn sie als Übergangsgesellschaft im Fucetum nach kurzfristigen Störungen erscheinen (den Hartog 1959, Markham & Munda 1980). Das sind und waren auf Helgoland diejenigen Bereiche, die häufiger mechanischer Störung ausgesetzt sind wie die Standorte mit regelmäßig wechselnder Sandbedeckung (z.B. O-Strand, Trockendock) oder mit Abrasion durch Geröll und Detritus (z.B. oberes Eulitoral N-Watt). Eine massive Zunahme der tubulären und blattartigen Grünalgen außerhalb dieser ‚natürlichen‘ Habitats wird allgemein mit einer Verschlechterung der Wasserqualität verbunden (Fletcher 1996; Schramm & Nienhuis 1996; Reise 2003). Für die Gewässergüteklassifizierung bei Helgoland lässt sich für diese beiden Gattungen folgendes vermuten (Tab.9, 10):

Tab. 9: *Ulva* Assoziation (März bis September)

Klasse	räumliche Ausbreitung
1	Nur geringfügig vorhanden in der Übergangszone Eu/Sublitoral und vereinzelt auf inneren <i>Fucus</i> -freien Schichtköpfen; keine auffallende Formation
2	Nur selten außerhalb des eigentlichen Habitats in der Übergangszone Eu/Sublitoral vorhanden; selten auffallend, jedoch häufig bei lokalen, hohen Nährstoffkonzentrationen
3	Häufig außerhalb der Übergangszone Eu/Sublitoral in anderen Habitaten/ Biotopen anzutreffen (z.B. <i>Fucus</i> -freie Schichtköpfe, untere <i>Enteromorpha</i> -Zone, auf <i>Fucus serratus</i>)
4	Häufig anzutreffen als dichte ‚Decke‘ über <i>Fucus</i> -freien Standorten oder ehemalige <i>Fucus</i> -Standorte ersetzend; häufiger Bestandteil vieler Biotope des mittleren und unteren Eulitorals und oberen Sublitorals
5	Massenentwicklungen

Tab. 10: *Enteromorpha* Assoziation (März bis Oktober)

Klasse	räumliche Ausbreitung
1	Nur auf regelmäßig mechanisch gestörten oder durch natürlichen organischen Eintrag ‚eutrophierten‘ Flächen anzutreffen
2	Nur selten als Aufwuchs auf perennierenden Arten außerhalb der gestörten Flächen anzutreffen
3	Häufig außerhalb der regelmäßig gestörten Flächen als Aufwuchs auf anderen Makrophyten anzutreffen oder mehrjährige Makophyten ersetzend
4	Ausweitung des dichten <i>Enteromorpha</i> -Gürtels durch Zunahme der gestörten Flächen (zB erhöhter Sedimenteintrag) und Überwuchs oder Ersatz von vieljährigen Makrophyten
5	Massenentwicklungen

Genauere Mengen- und/oder Arealangaben zum historischen Zustand, der Klasse 1, können nicht gemacht werden. Es kann nur gesagt werden, dass es eine *Enteromorpha*-Zone im oberen Eulitoral an gestörten Flächen schon um 1930 gab und dass die *Enteromorpha*-Zone im N-Watt zwischen 1985 und 2003 sich wahrscheinlich nicht ausgeweitet hat (Reichert 2003). Um 1930 wurde *Ulva* nie als dominant oder charakteristisch beschrieben. Wir gehen deshalb von einer flächenmäßig sehr viel geringeren Besiedelung durch *Enteromorpha* und *Ulva* im ‚sehr guten‘ Zustand aus und empfehlen eine Basisbestandsaufnahme dieser Größen, um zukünftige Entwicklungen beurteilen zu können (siehe Kap. 10, Monitoring).

Biomassebestimmungen:

Munda & Markham (1982) führten erstmalig und als einzige Biomassebestimmungen im W-Watt an dominanten Arten durch. Die *Enteromorpha*-Population auf *Fucus*-freien Flächen (*E. compressa*, *E. intestinalis* und andere) erreichte eine maximale Biomasse von $1,245 \text{ kg m}^{-2}$ im April, fiel danach auf das Niveau von ca. 1 kg m^{-2} ab bis September, um dann in den Wintermonaten drastisch zurückzugehen. Unterschieden wurden in dieser Studie noch zwei Sommerpopulationen von *E. linza*, die sich zwischen Mai und September entwickelten. Maximale Biomasse wurde hier im Juli erreicht mit 1.6 kg m^{-2} für die obere Population und 4.3 kg m^{-2} für die untere Population, die mit *Ulva lactuca* gemischt vorkam. *Ulva lactuca* dominierte die Sommervegetation des mittleren und unteren Eulitorals an *Fucus*-freien Standorten zwischen März und September. Maximale Biomasse wurde hier im Juli erreicht mit $4,025 \text{ kg m}^{-2}$ (Abb. 24).

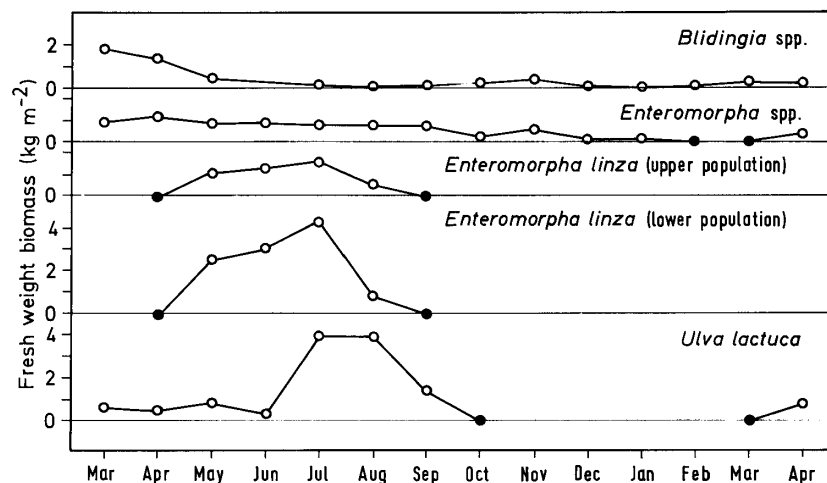


Abb. 24 : Biomasseentwicklung ($\text{kg Frischgewicht m}^{-2}$) verschiedener Grünalgenarten im Jahreslauf im Jahr 1975.

Aus: Munda & Markham (1982)

Parameter 4:**Entwicklung der drei sublitoralen *Laminaria* Gürtel**

Die drei *Laminaria*-Arten, der Zuckertang (*L. saccharina*), der Fingertang (*L. digitata*) und der Palmentang (*L. hyperborea*) sind als die drei Hauptstrukturbildner der photischen Zone des Sublitorals vor Helgoland anzusehen. Sie sind Lebensraum und Futter für eine große Anzahl von Tieren und Pflanzen. Eine neue norwegische Studie zeigt, dass alleine auf *L. hyperborea* 238 Tierarten beheimatet waren mit einer durchschnittlichen Individuendichte von 8000 Ind./Pflanze (Christie et al. 2003). Vor Helgoland wurden auf *L. digitata* und *L. hyperborea* bis zu 125 Makrofauna- und bis zu 29 Makroflora-Arten gezählt (Janke 1986, Schultze et al. 1990, Reichert 2003) und die Haftkrallen von *L. hyperborea* beheimatet ca. 100 Tierarten (Chrapkowski-Llinares, unveröffentlichte Diplomarbeit in Vorbereitung). Es gibt Hinweise dafür, dass sich speziell die *L. saccharina* Zone in den letzten Jahren seit der Studie von Lüning (1970) verringert hat. Wir empfehlen deshalb dringend eine neue Basiserhebung zum Tiefenvorkommen, Biomasse und Abundanz der drei *Laminaria*-Arten sowie ein regelmäßiges Monitoring.

Da es gemessen am Eulitoral für das Sublitoral nur sehr vage, unsichere Angaben gibt, kann keine vertrauenswürdige Klassifizierung vorgenommen werden. Im Folgenden werden jedoch die ausführlichen Angaben aus den Studien von Lüning (1969, 1970) zusammengefasst wiedergegeben (Tab. 11). Da zu jenem Zeitpunkt die Haupt-eutrophierungsphase und Schadstoffverklappung in der Nordsee bereits begonnen hatte, kann man davon ausgehen, dass die Angaben nicht einem ‚sehr guten‘ und wahrscheinlich auch nicht einem ‚guten‘ Zustand zuzuordnen sind. Die Angaben sind somit nur als Referenz innerhalb eines Monitoringprogramm zu nehmen. Weitere Literaturrecherchen zu Biomasseangaben oder Individuendichte unter ‚sehr guten‘ Bedingungen an anderen Küstenlinien könnten eine zukünftige Klassifikation erlauben. Lüning (1969) diskutierte, dass seine Biomasseangaben vergleichbar waren mit Untersuchungen vor Norwegen und Schottland in den 1950er Jahren, wo der Eutrophierungseinfluss noch als gering erachtet werden konnte.

Eine Reinvegetation von *L. saccharina* und *L. digitata* tritt nach Lüning (1970) nur mit einer relativen Häufigkeit von <30% im Tiefenbereich zwischen -20 und -200 cm auf. Am häufigsten (rel. Häufigkeit von >70%) findet man im Tiefenbereich um -80 cm eine gemischte *L. digitata*/*L. saccharina* Population vor. Nur an der oberen Grenze bei ca. -50 cm findet man gehäuft reine *L. digitata* Bestände und an der unteren Grenze bei -130 cm gehäuft reine *L. saccharina* Bestände. Ab ca. -200 cm trifft man dann mit einer relativen Häufigkeit von fast 90% auf einen reinen *L. hyperborea* Wald.

Die derzeitige und teilweise auch historische Flächenausbreitung der *Laminaria*-Gürtel um die Insel ließe sich mit Hilfe der Angaben aus Lüning (1970) und des am AWI vorliegenden GIS Helgoland und des DGM rekonstruieren und könnte als Basislinie dienen. Die Tiefenausbreitung von *L. saccharina* wird vor allem durch die Konkurrenz mit

L. hyperborea limitiert und ist deshalb kein relevantes Maß für die WRRL, wohl aber ihre Biomasse und allgemeine Verbreitung. Die tiefsten einjährigen Individuen geben jedoch Auskunft über das Tiefenpotential der drei Arten. Sollte es in Zukunft zu einer Reduktion des *L. hyperborea* Waldes kommen, könnte sich auch die Tiefenausbreitung von *L. saccharina* und vermutlich auch *L. digitata* ändern.

Tab. 11: *Laminaria*-Assoziationen Stand gemäß Lünig (1969, 1970)

	<i>L. digitata</i>	<i>L. saccharina</i>	<i>L. hyperborea</i>
Biomasse (Optimum im Herbst) (kg FG m⁻²)	5.6 in 50 cm Tiefe	7.1 in 1 m Tiefe	11.1 in 2 m Tiefe
Mittleres Phylloidgewicht (kg FG m⁻²)	4.7 in 50 cm Tiefe	4.9 in 1 m Tiefe	7.1 in 2 m Tiefe
Mittleres Cauloidgewicht (kg FG m⁻²)	Ca. 0.8 in 50 cm Tiefe	Ca. 0.2 in 1 m Tiefe	Ca. 3 in 2.4 m Tiefe
Mittlere Individuendichte (Ind. m⁻²)	?	?	Abnahme von 27 Ind bei –2 m auf 10 Ind. bei –4 m, auf 0.9 Ind bei –5.5 m
Mittlerer Blatt-Flächen Index	4.7 bei –50 cm	5.3 bei –1 m	Abnahme von 4.1 bei –2 m auf 1.6 bei –4 m
Tiefste Individuen (jung)	?	-9 m	>-8 m im Sommer
Tiefste Individuen (alt)	-1.9 m	-2.9 m	-8 m
Cauloidlänge	?	?	10-20 cm bei –30 cm Tiefe, bis 150 cm bei –400 cm Tiefe, 30 cm bei –550 cm
Reinvegetation (Optimum)	-40 bis –200 cm; Optimum –100 cm	-80 bis –230 cm; Optimum –130 cm	1.5 - 4 m Tiefe

FG = Frischgewicht

Parameter 5:

Algentiefengrenzen

Unter den in Tabelle 12 zusammengetragenen Werten sind die Obergrenzen nicht berücksichtigt, da davon ausgegangen wird, dass eine Verbesserung bzw. Verschlechterung der Wasserqualität vor allem an der Verschiebung der Untergrenzen festzustellen ist, die ein Maß für die Sichttiefe des Wassers ist. Letzteres ist vor allem für die Beurteilung von Eutrophierungserscheinungen und erhöhter Trübung wichtig. Bei einer Veränderung der Algentiefengrenzen sollte immer auch berücksichtigt werden, ob

sich die Strömungslagen um Helgoland verändert haben und damit ein anderer Wasserkörper vorliegt.

Tab. 12: Algentiefengrenzen

Art	Klasse 1 (100-90%)	Klasse 2 (<90-70%)	Klasse 3 (<70-30%)	Klasse 4 (<30-10%)	Klasse 5 (<10-0%)
<i>Fucus serratus</i>	?	?	1.5 m	?	?
<i>Laminaria digitata</i>	?	?	2 m	?	?
<i>Laminaria saccharina</i>	?	?	3 m	?	?
<i>Laminaria hyperborea</i>	16-12 m (1900) 14-12.5 m	11 m (1991) <12.5-10 m	8 m (1970) <10-4 m	<4-1.5 m	<1.5 m
<i>Chondrus crispus</i>	3.5-3 m	<3-2.5 m	2.5 m (1970) <2.5-1 m	<1-0.5 m	< 0.5 m
<i>Corallina officinalis</i>	7-6 m	<6-5 m	4.8 m (1970) <5-2 m	<2-0.5 m	<0.5 m
<i>Phyllophora membranifolia</i>	12-10.5 m	<10.5-8.5 m	8.3 m (1970) <8.5-3.5 m	<3.5-1 m	<1 m
<i>Delesseria sanguinea</i>	15-13.5 m	<13.5-10.5 m	10.5 m (1970) <10.5-4.5 m	<4.5-1.5 m	<1.5 m
<i>Plocamium cartilagineum</i>	<13-11.5 m	<11.5-9 m	9 m (1970) <9-4 m	<4-1 m	<1 m
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> (<i>Trailliella</i> -Phase)	17-15 m	<15-12 m	12 m (1970) <12-5 m	<5-1.7 m	<1.7 m
<i>Phyllophora traillii</i>	20-18 m	<18-14 m	14 m (1970) <14-6 m	<6-2 m	<2 m
<i>Halarachnion ligulatum</i>	10 m (1930) 10-9 m	<9-7 m	7 m (1970) <7-3 m	<3-1 m	<1 m
<i>Lomentaria orcadensis</i>	16-12 m (1900) 14-12.5 m	<12.5-9.5 m	8.5 m (1970) <9.5-4 m	<4-1.5 m	<1.5 m
Tiefen-Krustenrotalgen	20 m (1900) 25-23 m	23 m (1991) <23-18 m	15 m (1970) <18-7.5 m	<7.5-2.5 m	<2.5 m

Die Angaben in **Fettdruck** sind publizierte Werte nach Kuckuck (1900), Damman (1930), Lüning (1970) und de Kluijver (1991). In der Annahme, dass es zwischen 1970 und 1991 bereits eine Wasserverbesserung gab, 1991 der Zustand aber nicht dem ‚sehr guten‘ Ursprungszustand entsprach, sondern nur die Angaben von 1930 und früher, wurden die gemessenen Werte in die Klassen eingesetzt und als obere Klassengrenze gewertet. Die dünn gedruckten Zahlen sind die gemäß dem weiter oben beschriebenen logistischen Modell kalkulierten Werte auf 0.5 gerundet, ausgegangen von dem frühesten gemessenen Wert. Im Großen und Ganzen fügen sich die publizierten Werte sinnvoll in diese Klassen ein, was jedoch kein Beweis für ihre Richtigkeit ist. Im Falle von *Fucus serratus*, *Laminaria saccharina* und *L. digitata* wird davon ausgegangen, dass die Untergrenze nicht physikalisch durch Licht, sondern biologisch durch Konkurrenz zwischen Arten gesetzt wird; Klassengrenzen werden damit teilweise sinnlos.

Parameter 6:**Floristische Diversität**

Die floristische Diversität lässt sich nach dem jetzigen Kenntnisstand nicht quantitativ klassifizieren sondern nur relativ wie in Tabelle 6 ausgeführt. Für die Beurteilung der Veränderung der floristischen Diversität bedarf es Spezialisten, die in größeren Abständen das gesamte Artenspektrum auch der speziellen Habitats erfassen sollten, so dass dieser Parameter für ein Monitoring durch Behörden nur schwer zu leisten ist.

Parameter 7:**Anzahl seltener Arten**

Wir gehen davon aus, dass Arten, die selten gefunden werden, bei Helgoland und anderswo am Rande oder in der Nähe ihrer ökologischen Toleranzbreite leben und damit ihre Empfindlichkeit gegenüber Fluktuationen der Umweltbedingungen höher ist als bei gemeinen Arten (siehe auch: Wilkinson & Tittley 1979). Hinzu kommt, dass die isolierte Lage Helgolands die Neueinwanderung verschwundener Arten erschwert, sofern diese nicht über gute Verbreitungsmechanismen verfügen. Insofern ist der Verlust seltener Arten ein Indikator für veränderte Umweltbedingungen, wobei neben Wasserqualität natürlich auch veränderte abiotische Faktoren ausschlaggebend sind. Ausgehend von Tabelle 1 gab es zum Zeitpunkt des historischen Leitbildes 16 Arten, die um 1900 bereits als selten angesehen wurden; nach 1960 wurden noch 7 dieser 16 Arten bei Helgoland registriert. Dieses führte zu der folgenden Klassifikation, die nach demselben Verfahren wie bei Parameter 5 beschrieben, kalkuliert wurde:

Anzahl seltener Arten ^a				
Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
1890-1930: 16 16-14	<14-11	Ab 1960: 7 <11-5	<5-2	<2

^a Die Anzahl der seltenen Arten wurde nach Tabelle 1 kalkuliert

Parameter 8:**Molenzonierung**

Wie ein Vergleich des historischen Makrophytenbildes und der heutigen Vegetation zeigt, hat sich die Zonierung der Molen teilweise drastisch verändert. So fehlen heutzutage das supralitorale *Ralfsia*-, *Bangia*-, und *Enteromorpha lingulata*-Band. Stattdessen gibt es Grünalgenzonen (*Prasiola* als Stickstoffanzeiger, *Rosenvingiella*, *Blidingia*) und Neophyten (*Mastocarpus stellatus*) bzw. Neozoen (*Elminius modestus*) siedelten sich an. Ferner besteht eine Cyanophyceen-Zone im Übergangsbereich Eu-/Supralitoral, die bisher nicht näher beschrieben wurde (Tittley & Bartsch, in Vorbereitung). Es ist unklar, wie diese Veränderungen mit einer Verschlechterung der Wasserqualität zusammenhängen, so dass wir zum jetzigen Zeitpunkt keine Klassifizierung vornehmen können. Auf Grund der deutlich registrierten Veränderungen halten wir jedoch ein Monitoring verschieden

exponierter Molenabschnitte für wichtig (vergleiche Tabellen 4,5,13, 14 und Kap. 10) und empfehlen eine einmalige detaillierte Bestandsaufnahme verschiedener Molenbereiche.

7 Das Leitbild der heutigen Vegetation (Zeitraum 1970 bis 2004)

Für den jetzigen Zustand liegen durch die Arbeiten von Reichert (2003) und Bartsch & Tittley (2004) eingehende Informationen zur räumlichen Verbreitung von Artengemeinschaften und benthischen Arten im Gezeitenbereich vor. Für das Sublitoral gibt es keine kürzlich veröffentlichten Daten, so dass für die Beschreibung der Tiefenverbreitung und des Ist-Zustandes auf die Arbeiten von Lüning (1970) und de Kluijver (1991) zurückgegriffen wird. Einen umfassenden Gesamtblick über die Saisonalität, das Vorkommen und das Artengefüge der meisten Makrophyten Helgolands bieten jedoch die Arbeiten von Kornmann & Sahling (1977, 1983, 1994). Ähnlich wie für den historischen Zustand haben wir in Tabelle 13 und 14 versucht, das Vorkommen und die Zonierung der Makrophytengemeinschaften zusammenfassend darzustellen und einen Bezug zum historischen Zustand zu liefern. Leider gibt es für den heutigen Gezeitenbereich weniger präzise Höhenangaben als beim historischen Leitbild; beim Sublitoral ist es andersherum.

Tab. 13: Heutige Zonierung der marinen Makrophytengemeinschaften von Helgoland 1970 - 2004.

Zusammengestellt nach Lüning (1970), Kornmann & Sahling (1977), Munda & Markham (1982), de Kluijver (1991), Bartsch & Tittley (2004), Bartsch & Tittley, unveröffentlicht. Alle Tiefenangaben nach Lüning (1970). Unter der NO-Seite wird der Bereich des heutigen Unterlandes verstanden

Höhenangabe	Assoziation	Arten	Vorkommen	Bezug zum historischen Zustand
	Schwarzes Band	Bestimmung notwendig	Äußere exponierte Molen des Vorhafens; schwer zugänglich	Identisch mit <i>Calothrix</i> -Zone oder Flechten?
	<i>Prasiola</i> Flächen (horizontal und vertikal)	<i>P. stipitata</i> , <i>Rosenvingiella polyrhiza</i>	Dichte Überzüge auf allen Molen; Winter/Frühjahrsaspekt; Seevögel beeinflusste Standorte	Früher nicht vorhanden
Supralitoral	<i>Enteromorpha</i> auf Süßwasserbeeinflussten Vertikalen	<i>E. intestinalis</i>	Nur ein Standort im N-Watt, vertikaler Bundsandsteinfels	NO-Seite; Süßwasser beeinflusst
	<i>Cyanophyceen</i> band	Coccale und filamentöse Formen → Bestimmung notwendig	Uferschutzmauer; Artenspektrum überprüfen!	Wahrscheinlich nicht identisch mit <i>Calothrix</i> Band
Übergang Eu/Supralitoral bzw. oberes Eulitoral	<i>Ulothrix/Urospora</i> Assoziation	<i>Ulothrix</i> sp., <i>Urospora</i> sp., <i>Bangia atropurpurea</i>	Uferschutzmauer; Trümmerfeld des N-Wattes; Frühjahrsaspekt	Als ausgeprägte eigenständige Zone auf der Abrasionsterasse nicht erwähnt

Fortsetzung Tab. 13

Höhenan-gabe	Assoziation	Arten	Vorkommen	Bezug zum historischen Zustand	
	Schmales <i>Porphyra</i> Band	<i>Porphyra umbilicalis</i>	Diverse Molen; nicht überall vorhanden	Früher nicht vorhanden	
	<i>Blidingia</i> Zone	<i>B. minima</i> , <i>B. marginata</i> , <i>Porphyra</i> spp., Seepocken	Im späten Frühjahr / Sommer bes. ausgeprägt; kann Seepockenzone überwachsen	Früher nicht vorhanden	
	Seepockenzone	<i>Semibalanus balanoides</i> , <i>Elminius modestus</i> , <i>Blidingia</i> spp., <i>Porphyra</i> sp.; selten mit braunen Krusten → Bestimmung notwendig	Reine Bestände v.a. an exponierten Molen; sonst gerne mit Makroalgen überwachsen	Früher vorhanden, aber mit anderem Artenspektrum	
Eulitoral	<i>Fucus spiralis</i> Zone	<i>F. spiralis</i> ; <i>Porphyra</i> sp., Seepocken; <i>Enteromorpha</i> sp.	An vielen Molen zonenartig; auf Abrasionsterasse N und SW häufig gemischt mit anderen <i>Fucus</i> Arten	Früher vorhanden	
	<i>Ascophyllum</i> Band	<i>Ascophyllum nodosum</i>	An wellengeschützten Standorten in Ausbreitung begriffen; S-Hafen, Vorhafen, innere Tetrapodenwälle	War früher nicht als ausgeprägte Zone vorhanden	
	<i>Fucus vesiculosus</i> Zone (Fucetum)	<i>F. vesiculosus</i>	An vielen Molen, aber selten ausgeprägte Zone; auf Abrasionsterasse häufig gemischt mit anderen <i>Fucus</i> Arten	Früher vorhanden	
	<i>Mastocarpus</i> Band	<i>Mastocarpus stellatus</i>	Ersetzt an exponierten Molen die <i>F. vesiculosus</i> und teilweise auch <i>F. serratus</i> Zone; Einwanderer; N-Watt, SW-Watt vorwiegend auf Hartsubstrat	Früher nicht vorhanden	
	Bis -110 cm	<i>Fucus serratus</i> Zone (Fucetum)	<i>F. serratus</i> und Unterwuchs (siehe oben)	SW-Seite, N-Watt, dominant auf Abrasionsschichtflächen; unter SKN zusammen mit Laminarien	Früher vorhanden
Knapp unter 0 cm	Rotalgen-gemeinschaft	Artenzusammensetzung benötigt Bestimmung	An vielen Molen sichtbar im Übergangsbereich Eu/Sublitoral	Früher vorhanden	
Sublitoral	<i>Ulva</i> Band	<i>Ulva lactuca</i>	An manchen Molen ausgeprägt im Übergangsbereich Eu/Sublitoral	Früher nicht vorhanden	
	Knapp unter 0 cm				
	-0.20 bis -2 m	Geschlossene <i>L. digitata</i> Zone	<i>L. digitata</i> , <i>L. saccharina</i>	Oberster geschlossener Laminarien Gürtel	Früher hier <i>L. saccharina</i> Gürtel?
	-90 bis -230 cm	Reine <i>L. saccharina</i> -Zone	<i>L. saccharina</i> , <i>L. digitata</i>	Nur noch punktuell vorhanden? Ausbreitung und Dichte bedarf Überprüfung!	Früher geschlossener Gürtel um Insel
	-0.30 bis -4 m	<i>L. hyperborea</i> Wald	<i>L. hyperborea</i> , auf den Cauloiden siehe 'typische Algen des Sublitorals'	Tiefengrenzen überprüfen!	Früher vorhanden
	Bis mind.-10 m	Busch- und Blattalgen	Siehe 'typische Algen des Sublitorals'	Tiefengrenzen und Artenspektrum überprüfen!	Früher vorhanden
Bis max. -15 m	Krustenalgen		Tiefengrenzen und Artenspektrum überprüfen!	Früher vorhanden	

Tab. 14: Heutiger Zustand mariner Lebensgemeinschaften spezieller Habitats von Helgoland 1970 bis 2004.

Zusammengestellt nach Bartsch & Tittley (2004), Bartsch & Tittley (unveröffentlicht).

Höhenangabe	Assoziation	Haupt-Arten	Vorkommen	Heutiger Zustand
Oberes bis unteres Eulitoral	<i>Enteromorpha</i> Gürtel	<i>Enteromorpha</i> spp., <i>Ulva</i> sp.	Mechanisch regelmäßig gestörte Flächen; Sand beeinflusste Standorte; Geröllzone N-Watt, O-Strand, Vorhafen/Trockendock, Kringel	Früher an anderer Stelle nur im oberen Eulitoral vorhanden
Unteres Eulitoral	<i>Rhodothamniella</i> -Biotop	<i>Ulva lactuca</i> , <i>Rhodothamniella floridula</i> , <i>Cladostephus spongiosus</i> , <i>Chondrus crispus</i> , <i>Codium fragile</i> , Wurmrohren von <i>Fabricia sabella</i> ; Frühjahr: plus viel <i>Acrosiphonia arcta</i>	<i>Fucus serratus</i> freie Schichtköpfe; N- und SW-Seite; teilweise Sand beeinflusst	Früher vorhanden mit etwas anderem Artenspektrum
Übergang Eulitoral / Sublitoral 0 bis – 50 cm	<i>Corallina</i> Priele	<i>Corallina officinalis</i> , Krustenrotalgen, <i>Chondrus crispus</i> , <i>Dictyota dichotoma</i> (im SW), <i>Leathesia difformis</i> (im SW)	Flache Gräben und Priele im N und SW-Watt	Früher vorhanden, aber mit deutlich anderem Artenspektrum
Übergang Eulitoral / Sublitoral und darunter	<i>Halidrys</i> -Priele	<i>Halidrys siliquosa</i> charakteristisch; <i>Sargassum muticum</i>	Tiefe Bombenlöcher und flaches Sublitoral N-Watt, Kringel; nie trockenfallend; teilweise instabiles Substrat	Früher vorhanden und wahrscheinlich weiter verbreitet
Übergang Eulitoral / Sublitoral	<i>Sargassum</i> -Priele	<i>Sargassum muticum</i> charakteristisch im Sommer; ansonsten Flora der <i>Corallina</i> -Priele	Tiefe Querrinnen im SW und Priele und flaches, geschütztes Sublitoral N-Watt; nie trockenfallend; teilweise instabiles Substrat	Früher nicht vorhanden

7.1 Die Gezeitenzone

Durch die ausgedehnten Uferschutzmaßnahmen befindet sich heutzutage der größte Teil des Supralitorals und des obersten Eulitorals auf vertikalen oder horizontalen Hartsubstrata (Beton, Granit, Basalt) und nur noch wenige Bereiche im Westen (Hengst, Lummenfelsen) sowie ein kleiner Bereich des N-Watts haben supralitorale Bundsandsteinstandorte. Diese sind in der neueren Zeit nur partiell beschrieben worden (Tittley 1982). Im Folgenden wird versucht, einen Eindruck über die Verbreitung der Leitformen zum jetzigen Zeitpunkt zu geben. Die Angaben zum Eulitoral sind aus Bartsch & Tittley (2004) bzw. Bartsch (pers. Mitteilung). In den letzten Jahren wurde durch das AWI das gesamte Eulitoral begangen und die Verbreitung der Leitformen per GPS aufgenommen. Bei Bedarf könnten hieraus Verbreitungskarten zu einzelnen Arten erstellt werden bzw. mit geringem Aufwand neue Feldkartierungen erstellt werden (siehe Abb. 22, 29).

Supralitoral:

Das Supralitoral ist vor allem geprägt durch große Bestände der fädigen bzw. kleinblattförmigen Grünalgenarten *Rosenvingiella* und *Prasiola*, die fast nur auf den Molenstandorten entwickelt sind und ihre größte Ausbreitung in der kalten Jahreszeit erfahren (Abb. 25).



Abb. 25: Ausbreitung von *Prasiola stipitata* und *Rosenvingiella polyrhiza*

links: *Prasiola stipitata* zusammen mit *Rosenvingiella polyrhiza* auf der Ostkaje im März
rechts: ausgedehnte Bestände von *Rosenvingiella polyrhiza* auf der schattigen Seite der N-Mole nahe Lange Anna im Juli. Fotos: Inka Bartsch

Übergangsbereich Supralitoral /Eulitoral:

Die Molen zeigen je nach Expositionsgrad und Substratum eine unterschiedlich ausgeprägte Zonierung und Breite der in Tabelle 14 genannten Assoziationen. Die *Ulothrix/Urospora* Assoziation, die auf den Molen nur ein schmales Band bildet, kann dagegen im oberen Eulitoral des N-Watts im Frühjahr große Bereiche des Trümmerfeldes überziehen, wo sie später von *Enteromorpha* spp. abgelöst wird (Bartsch & Tittley, unveröffentlicht) (Abb. 26).



Abb. 26: *Ulothrix/Urospora* Zone im oberen Eulitoral des N-Watts im April.

Dieser Bereich wird im Sommer durch *Enteromorpha* Arten besiedelt, so dass *Ulothrix/Urospora* Arten nur noch in Spuren zu finden sind. Foto: Inka Bartsch

Oberes Eulitoral

- Das *Porphyra*-Band aus *P. umbilicalis* wird in dieser Zone im Winter noch durch ein höheres, sehr breites Band von *P. linearis* ergänzt bzw. ersetzt (Hartsustrata) (Munda & Markham 1982). Unterhalb von *Blidingia* findet sich dann nochmal ein zweites *P. umbilicalis* Band, welches nur im Frühjahr und Sommer ausgeprägt ist.
- Die Seepockenzone dieses Bereiches wird geprägt durch *Semibalanus balanoides* und *Elminius modestus* in wechselnden Abundanzen (Bartsch & Tittley, unveröffentlicht). Breite Seepockenbänder finden sich vor allem an wellenexponierten Standorten der Molen (z.B. N-Mole/W-Seite, Augustahafenmole/O-Seite, Kringel). Auf Bundsandstein sind Seepocken entweder als Unterwuchs unter den oberen Fucaceen oder an vertikalen Seiten von Fucaceen-Blöcken zu finden (Kringel). Im Bereich des exponierten Kringels finden sich Seepocken/*Littorina* dominierte Bestände im mittleren Eulitoral direkt vor

dem Tetrapodenwall mit wenig Algenbewuchs. Die Seepockenzone kann im Sommer an manchen Standorten völlig durch *Blidingia minima* überwachsen werden (Abb. 27).

- *Fucus spiralis* ist an den Molen generell verbreitet, aber selten als dichtes Band entwickelt und fehlt an vielen exponierten Standorten ganz. Im Westen findet sich die Art bevorzugt auf dem Trümmerfeld vor der Uferschutzmauer, jedoch nicht als eigenständiges Band sondern in Assoziation mit den beiden anderen *Fucus*-Arten (Munda & Markham 1982, Bartsch pers. Mitt.). Reine *F. spiralis* Standorte mit hoher Abundanz der Art sind aufgrund der speziellen Geomorphologie Helgolands selten. Gut ausgeprägte Aspekte findet man auf dem Trümmerfeld vor der Langen Anna und auf den großen Betontrümmern am Eingang des N-Watts. Hengst, Lummenfelsen und der regelmäßig überflutete vertikale Bereich des Bundsandsteinfelsens im N-Watt tragen ebenfalls ein schmales *F. spiralis* Band.
- *Ascophyllum nodosum* ist ein Anzeiger wellengeschützter Standorte und ist nur an Hartsubstrata zu finden. Die Art breitet sich seit Jahrzehnten langsam um die Insel herum aus. Dichte Bestände gibt es im Bereich des Seglerhafens und entlang der inneren Ostmole, ferner auf Betontrümmern der alten, zerstörten Westmole, an geschützten Betontrümmern in der Nähe des Hengst und auf geschützten, inneren Tetrapoden welche der Nordmole vorgelagert liegen. Im Jahr 2003 wurde erstmals eine festgewachsene Pflanze auf Hartsubstrat im N-Watt gefunden (Bartsch, pers. Mitteilung).



Abb. 27. N-Mole/W-Seite: Saisonale Veränderung des oberen Seepockenbandes: das reine Band im März (links) wird im Juli vollständig durch einen dichten *Blidingia minima*-Teppich (rechts) überdeckt. Darunter schließt sich ein geschlossenes schwarzes Band von *Mastocarpus stellatus* an, beides Indikatoren für hohe Wellenexposition. Fotos: Inka Bartsch

Mittleres und unteres Eulitoral:

- *Fucus vesiculosus*: diese Art ist wahrscheinlich die seltenste der drei *Fucus*-Arten auf Helgoland. Sie bildet nur im N-Watt an wenigen Stellen eine eigenständige, wechselhafte Zone und ist ansonsten auf den Trümmerfeldern vor der Uferschutzmauer West zusammen mit den anderen *Fucus*-Arten regelmäßig zu finden. An den Molen gibt es nur wenige Standorte mit *F. vesiculosus*.
- *Fucus serratus* bildet im N-Watt und SW-Watt auf den Schichtflächen des unteren Eulitorals ein einheitliches Fucetum, das jedoch durch wechselnde Dichten von *F. serratus* geprägt wird. Einen Überblick über die Verbreitung gibt Abb. 29. Es gibt Hinweise dafür, dass sich die *F. serratus* Zone zwischen Mitte der 1980er Jahre und 2003 vermindert hat und heutzutage geringer ist als um 1900 (Janke 1986, Reichert 2003). Im Allgemeinen nimmt die Biomasse dieser Zone im Sommer deutlich zu (Munda & Markham 1982), so dass Bestände in den Sommermonaten dichter wirken als im Winter.
- Der Unterwuchs des Fucetums im N-Watt besteht heute im Wesentlichen aus folgenden Arten, die alle, außer den Krusten, nicht in hoher Abundanz unter *Fucus serratus* vorkommen: *Cladophora rupestris*, *Chondrus crispus*, Krustenrotalgen: *Phymatolithon* spp. (*P. lenormandii* (oberer Bereich), *P. laevigatum*, *P. purpureum* (unterer Bereich), *Hildenbrandia rubra*, *Haemescharia henndedyi*, *Rhodophysema elegans*). Weiter Richtung Sublitoral kommen noch vermehrt *Corallina officinalis*, junge *Laminaria* sp. und *Ulva lactuca* hinzu.
- Im Unterwuchs des Fucetums im Westen findet sich seit einigen Jahren noch *Mastocarpus stellatus*, der im N-Watt noch nicht Bestandteil der *F. serratus* Bestände ist (Gehling & Eschmann 2004). Stellenweise ist hier auch *Rhodothamniella floridula* im Unterwuchs vorhanden.
- *Fucus*-freie Klippenköpfe bilden vor allem im Westen und partiell auch im Norden ein charakteristisches Element im unteren Eulitoral und sind alle ausnahmslos von Sediment beeinflusst (Abb. 30). Die charakteristische Flora dieser Klippenköpfe besteht aus wechselnden Abundanzen von: *Rhodothamniella floridula*, *Ulva lactuca*, *Cladostephus spongiosus*, *Chondrus crispus*, *Codium fragile* (nur im Westen), *Cladophora sericea* (Frühjahr).

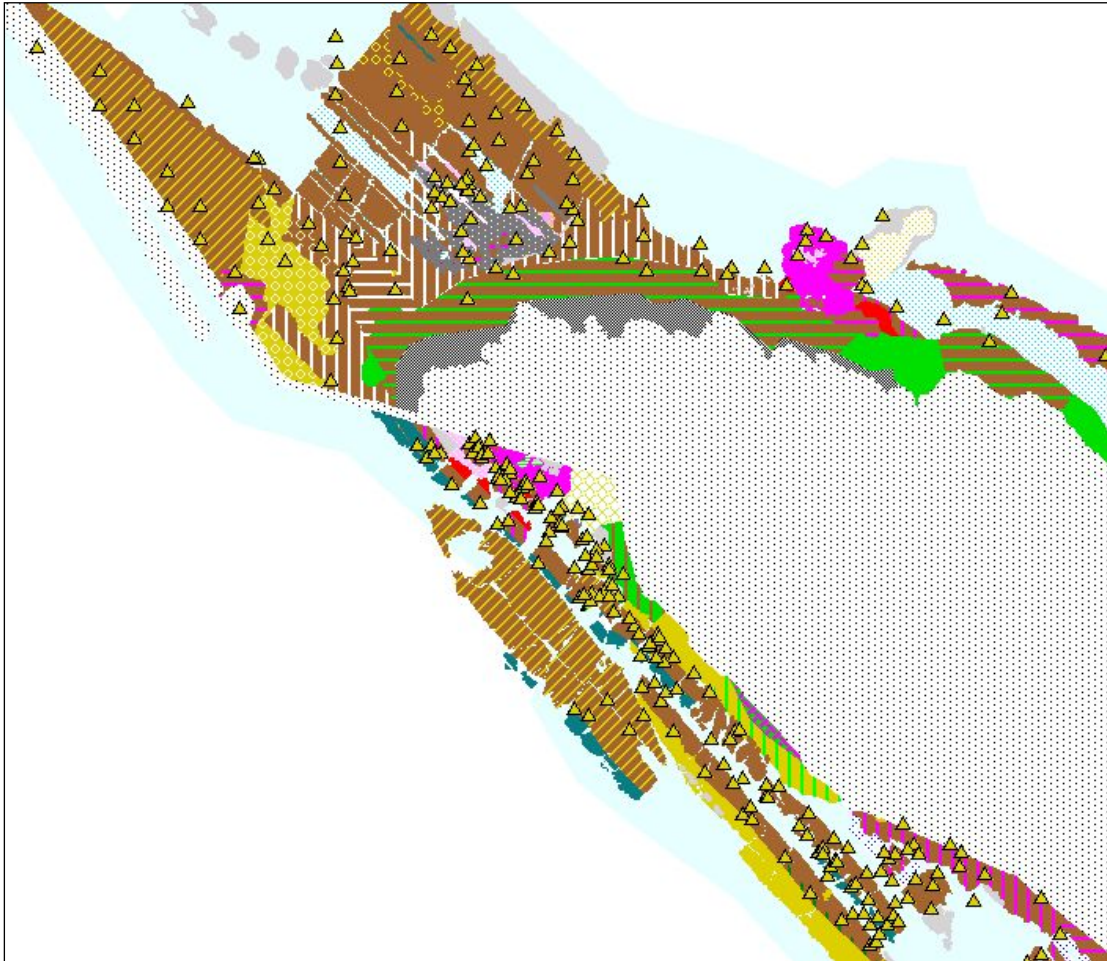


Abb. 29: Verbreitung von *Fucus serratus* im N- und W-Watt zwischen 1999 und 2003. Die dunkelbraunen Flächen repräsentieren Bereiche dichter *F. serratus* Bedeckung, die gelben Dreiecke Standorte an denen *F. serratus* vorkommt (Bartsch, unveröffentlicht)



Abb. 30: Charakteristische Zone *Fucus*-freier Klippenköpfe (*Rhodothamniella* Biotop). Links: die grünen Zonen (Pfeil) beherbergen diese charakteristische Zone
Rechts: Nahaufnahme der Vegetation; die charakteristische Sedimentbedeckung des Substratums und die dichte *Ulva*-Bedeckung werden deutlich. Fotos: Inka Bartsch

Übergangsbereich Eulitoral/Sublitoral

- Dieser Bereich ist heutzutage vor allem durch ein geschlossenes Band von *Laminaria digitata* geprägt, die teilweise noch gemeinsam mit *Fucus serratus* wächst.

Querrinnen im Westen und Priele

- die tiefen Querrinnen des Westens, die niemals trockenfallen, sind einem jahreszeitlichen Wechsel der bestandsbildenden Arten unterworfen. Dieses ist seit dem Zeitpunkt ihrer Einwanderung der bevorzugte Standort von *Sargassum muticum* und es bilden sich im Sommer große Bestände dieser Art aus. Zu anderen Zeiten des Jahres sind die Rinnen durch eine Mischung aus *Laminaria* spp. und Fucales besiedelt unter anderem partiell von *Halidrys siliquosa*.
- Die Priele im Norden, die als *Corallina*-Biotope angesehen werden können, werden ebenfalls im Sommer durch dichte *Sargassum*-Bestände überwachsen. Weiter oben, wo diese Priele regelmäßig trockenfallen, überwuchern *Rhizoclonium tortuosum*-Watten diese Priele zwischen Mai und Juli und *Sargassum muticum* tritt im Erscheinungsbild zurück.

Bombenlöcher vor Bunkertrümmern im Norden

- Dieser Standort ist gezeichnet durch instabiles Substratum (Schill und Geröll auf Bundsandstein) und ist auch in den letzten Jahren ganzjährig von *Halidrys siliquosa* als bestandsbildender Art besiedelt, jedoch mit einigen *Sargassum*-Pflanzen als Beiflora.

7.2 Das Sublitoral

Die Struktur und Zonierung des Sublitorals wurde eingehend von Lüning (1970) beschrieben, der den botanischen Aspekt in den Vordergrund stellte, und 1991 von de Kluijver, der die Zoobenthosgemeinschaften untersuchte. Der generelle Aufbau der Vegetation des Sublitorals und ihrer Tiefenverbreitung ist in Abb. 31 dargestellt.

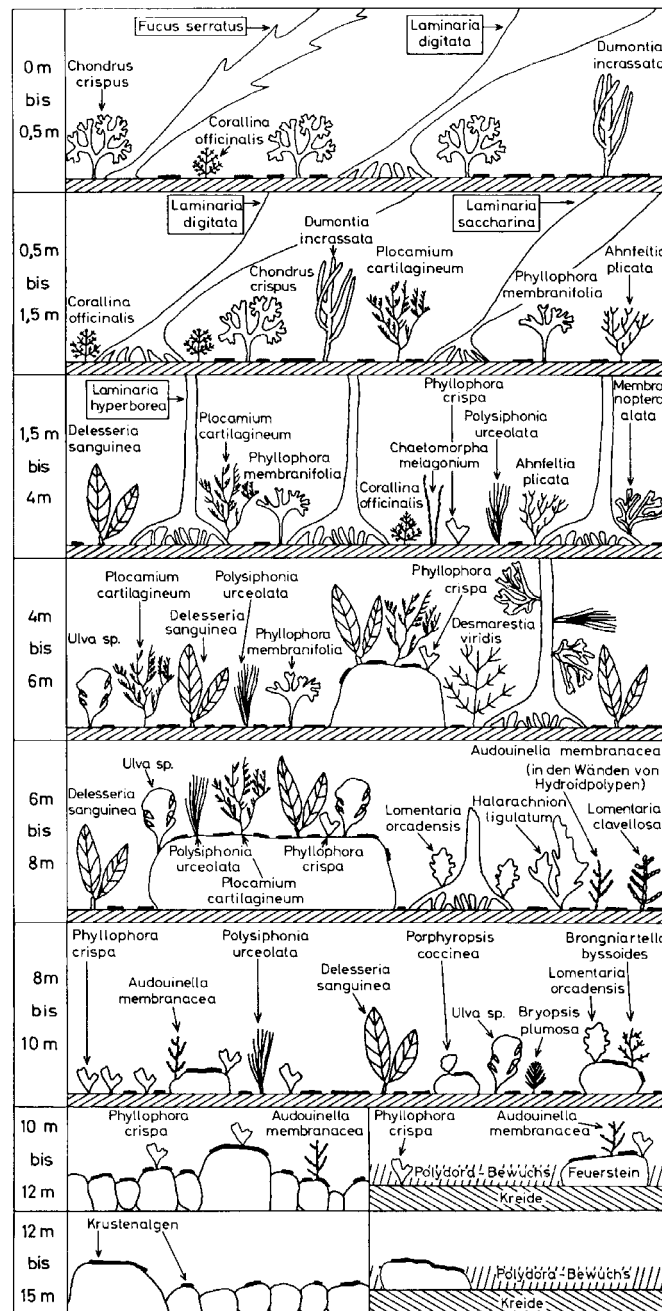


Abb. 31. Zonierung des Helgoländer Sublitorals (aus Lüning 1970).

Detaillierte Tiefenangaben der bedeutsamsten sublitoralen Makrophyten vor Helgoland und ihre relative Abundanz über den Tiefengradienten zeigt Abb. 32.

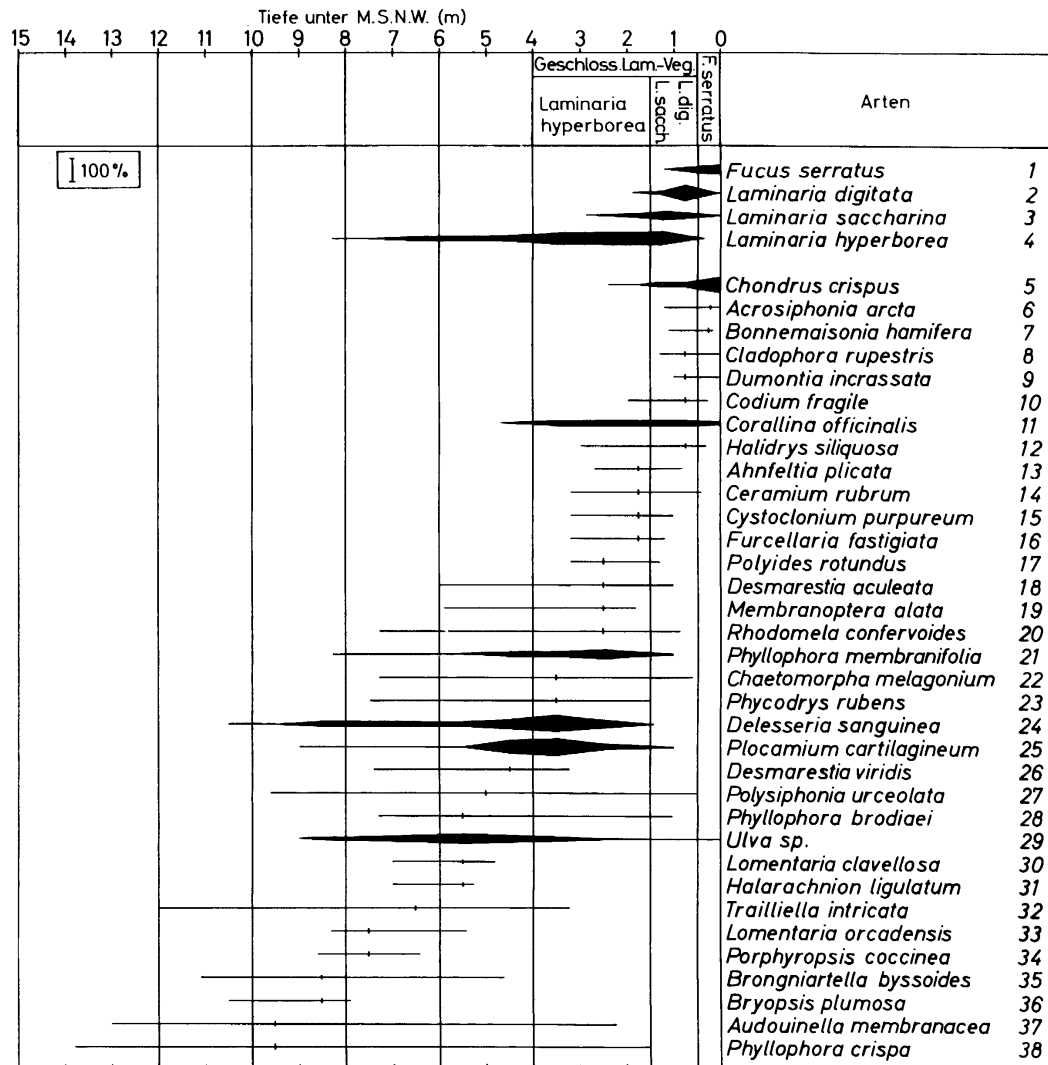


Abb. 32: Relative Abundanz und Tiefenverteilung wichtiger sublitoraler Makrophyten vor Helgoland um 1970 (aus Lüning 1970).

Braunalgengürtel: Die drei *Laminaria*-Zonen

- *L. saccharina* wurde in den letzten Jahren nur noch wenig gefunden. Die ehemaligen Bestände im N-Watt scheinen weitgehend zurückgegangen zu sein. Im Übergangsbereich Eu/Sublitoral des N-Watts und auch im Westen findet sich vor allem *L. digitata*. Am N-Strand der Düne werden jedoch weiterhin große *L. saccharina*-Thalli ausgeworfen, so dass auf dem Wittkliff gute Bestände dieser Art vermutet werden. Um 1970 befand sich eine geschlossene, reine *L. saccharina*-

Vegetation zwischen 0.90 und 2.30 m unter MSNW (häufiger weiter unten). Die tiefsten Funde mehrjähriger Pflanzen waren bei 2.9 m unter MSNW und tiefste Funde einjähriger Pflanzen bei 2.9 – 9 m Tiefe (Lüning 1970).

- Um 1970 gab es eine geschlossene, reine *L. digitata* Zone zwischen 0.20 – 2 m unter MSNW (häufiger weiter oben) und tiefste Funde bei - 1.9 m (Lüning 1970).
- Eine Mischvegetation von *L. digitata* und *L. saccharina* war anzufinden bei 0- 2.30 m unter MSNW (Lüning 1970).
- Eine reine geschlossene *L. hyperborea* Vegetation befand sich um 1970 bei 0.3 – 4 m unter MSNW mit einer maximalen Cauloidlänge von ca. 1.5 m. Ab 4 m Tiefe schloss sich eine offene Vegetation an; tiefste mehrjährige Vertreter von *L. hyperborea* wurden in 8 m Tiefe gefunden und Jungpflanzen partiell auch noch tiefer (Lüning 1970).

Der Unterwuchs der *Laminaria* Vegetation

Folgende Arten werden bei Lüning (1970) als Unterwuchs in 0-4 m unter MSNW genannt: *Audouinella membranacea*, *Delesseria sanguinea*, *Phycodryis rubens*, *Phyllophora brodiaei*, *Phyllophora crispa*, *Trailliella*-Phase von *Bonnemaisonia hamifera*. Diese Arten sind auch noch tiefer ohne das Phylloiddach der Laminarien bis in 10 m Tiefe und darunter zu finden. *Lomentaria orcadensis*, *L. clavellosa* und *Halarachnion ligulatum* sind immer nur unterhalb des dichten *L. hyperborea* Waldes in 4.5 – 8.5 m Tiefe anzutreffen. *Erythrodermis traillii* findet sich in 10 m Tiefe ohne *Laminaria*-Überwuchs (de Kluijver 1991). De Kluijver (1991) erwähnt als weitere dominante Rotalgen im *L. hyperborea*-Wald bei 4.7 bis 10.8 m Tiefe: *Membranoptera alata*, *Ceramium virgatum*, *Hildenbrandia rubra*. Die Epiphyten auf den *Laminaria*-Stielen sind erst unterhalb der geschlossenen Vegetation von Bedeutung; vorher überwiegt der Bewuchs durch Epizoen. Mit Bryozoen überwachsene Phylloide tragen im Sommer auch schnellwüchsige Makroalgenarten (*Ulva* sp., *Ceramium virgatum*). *Phyllophora crispa* und *Audouinella membranacea* sind Feinalgen, die neben den Krusten am weitesten in die Tiefe vordringen (max. 13.8 m). Die Hauptkrustenalgen sind *Lithothamnion* sp., *Lithophyllum* sp. und *Peyssonelia* sp. Sie sind um 1970 vom unteren Eulitoral bis zur Algentiefengrenze bei 15 m unter MSNW verbreitet. De Kluijver (1991) berichtet von Rotalgenkrusten (*Phymatolithon* sp.) noch in Tiefen von 22.9 m.

Feinalgen, die auch in geringer Tiefe ohne Phylloiddach der Laminarien anzutreffen sind

Chaetomorpha melagonium, *Phyllophora membranifolia*, *Plocamium cartilagineum*, *Polysiphonia urceolata*, *Rhodomela confervoides* sind Arten, die theoretisch bei einer Degradation des Laminarienwaldes im oberen Sublitoral die Dominanz übernehmen könnten, sofern nicht andere Sensitivitäten hinzukommen.

8 Darstellung sensibler Arten bei Helgoland und ihrer möglichen Zeigerfunktion bezogen auf die WRRL

Eine Literaturrecherche zu diesem Thema hat im Großen und Ganzen nur wenig neue Erkenntnisse gebracht, da es für die meisten Arten keine autökologischen Studien gibt, die einen Zusammenhang zwischen Ökologie und Wasserparametern aufzeigen. Viele Informationen können nur indirekt aus allgemeinen Verschmutzungsszenarien abgeleitet werden. Im Folgenden listen wir diejenigen Arten auf, die für Helgoland entweder nicht mehr vorhanden sind bzw. selten oder intermittierend vorkommen und/oder für die WRRL relevante Informationen erhalten wurden. Eine umfassendere Literaturrecherche und Analyse zu diesem Thema könnte noch mehr Muster herausarbeiten, war jedoch im Rahmen dieses Auftrages nicht durchzuführen.

Bangiophycidae (z.B. *Porphyra*): nehmen in Biomasse unter stärkerer unspezifischer Verschmutzung zu (Munda 1993).

***Corallina officinalis*:** Diese Art ist empfindlich gegenüber Orthophosphat in der Kultur: 30 µmol Orthophosphat verzögerten das Wachstum signifikant (Brown et al. 1977). Phosphate sind Kristallhemmer der Kalzifizierung. *Corallina officinalis* reagiert in Kultur weniger empfindlich auf Orthophosphat als *Jania rubens* (von Stosch 1964), die bei Helgoland verschwunden ist.

Corallinales: treten reduziert an eutrophierten Standorten auf (Chryssoveris & Panayotidis 1995: Nitratgradient der Studie: 0.97-1.43 µg-at L⁻¹ zu 0.19-0.1 µg-at L⁻¹). Auch Munda (1993) berichtet über eine deutliche Abnahme oder ein Verschwinden von Corallinales unter eutrophierten Bedingungen. Andererseits zitiert Fletcher (1996) einige Arbeiten, die darauf hindeuten, dass verkalkte Rotalgen speziell resistent gegenüber Abwassereinleitungen sind, was jedoch nicht der Orthophosphatsensitivität widersprechen muss, da Abwassereinleitungen nicht zwangsläufig hohe Phosphatkonzentrationen aufweisen.

***Dictyota dichotoma*:** wächst in einer Studie aus dem Mittelmeer auch an eutrophiertester Stelle (Chryssoveris & Panayotidis 1995). Das Auf und Ab der Helgoländer Population (Kornmann & Sahling 1994; Bartsch & Kuhlenkamp 2000) kann also nicht mit ansteigender Eutrophierung korreliert werden. Ebenso wenig gibt es einfache Erklärungsansätze, wenn die Temperaturkorrelation in Betracht gezogen wird.

***Enteromorpha* spp.:** Diese Arten lieben eine Anreicherung mit organischer Substanz (Schmidt 1928) und treten unter Eutrophierungserscheinungen vermehrt auf (z.B.: Fletcher 1996, Middleboe & Sand-Jensen 2000).

Jania rubens: Diese Art ist empfindlich gegenüber Orthophosphat in der Kultur: 30 µmol Orthophosphat führen zum Absterben (Brown et al. 1977). Entlang eines Abwassergradienten nahm die Abundanz von *Jania rubens* drastisch ab (Rodriguez-Prieto & Polo 1996).

Mytilus spp.: Eutrophierungsanzeiger. Neben dem gewohnten Vorkommen an wellenexponierten Standorten entwickeln sich *Mytilus*-Bänke gerne unter eutrophierten Bedingungen (Munda 1995, Chryssoveris & Panayotidis 1995, Schramm & Nienhuis 1996)

Nucella lapillus: *Nucella* wurde schon früh als Indikatororganismus für die Belastung mit TBT untersucht (Gibbs et al. 1987) und wird im Moment, da diese Schnecke sehr sensibel auf TBT reagiert, routinemäßig im Rahmen von OSPAR für das Effektmonitoring eingesetzt (Watermann et al. 2003). Wir vermuten, dass der Rückgang bei Helgoland mit dieser Empfindlichkeit zu tun hat.

Prasiola stipitata: Diese Art ist ein Anzeiger für Nitratanreicherung. Die Matten kommen vorzugsweise in der Nähe von Seevögelkolonien mit ihrem Ammoniumeintrag vor, aber auch entlang von Verschmutzungsgradienten (Edwards 1972, Wotton 1991).

***Sphacelaria*-Arten**: entwickeln sich entlang eines Eutrophierungsgradienten erst unter mäßig eutrophen Bedingungen (Chryssoveris & Panayotidis 1995), so dass der Verlust der *Sphacelaria*-Felder bei Helgoland nicht direkt mit Eutrophierung in Verbindung gebracht werden kann.

Tilopteris mertensii: Die Seltenheit dieser Art bei Helgoland kann wohl mit ihrem Temperaturbedarf erklärt werden. 1912 war die Art noch häufig auf der Töckbank im Nordhafen (Kuckuck 1912), aber nicht mehr 1930. Nur nach dem kalten Winter 1928/1929 wurde nochmals ein häufiges Vorkommen konstatiert (Damman 1930).

Ulva spp.: Massenentwicklungen im Sommer sind ein deutlicher Eutrophierungsanzeiger (Fletcher 1996, Morand & Briand 1996).

9 Vergleich des heutigen mit dem historischen Zustand sowie Einschätzung der heutigen Wasserqualität

Die Makrophytenvegetation hat sich in den letzten hundert Jahren qualitativ verändert, wobei die Hauptformationen jedoch durchgängig zu finden waren. Quantitative Informationen sind so gut wie gar nicht erhältlich. Jedoch lassen sich aus den bisherigen Beobachtungen und Messungen Rückschlüsse auf quantitative Veränderungen ziehen. Es hat eine Zunahme von Grünalgenarten und Biomasse stattgefunden, die Diversität der Braunalgen hat abgenommen (Abb. 2) und seltene Arten wurden noch seltener bzw. verschwanden ganz (Tab. 1). Manche Arten zeigten intermittierendes Vorkommen und auch einige perennierende, aber nicht bestandsbildende Arten verschwanden ganz. Unter anderem durch die enorme Zunahme an Hartsubstrata in der oberen Gezeitenzone und im Supralitoral (Molenbau) haben sich die Grünalgenbestände dieser Zone massiv ausgebreitet. Sie waren vorher als Art jedoch meist schon vorhanden (*Prasiola*, *Rosenvingiella*, *Blidingia*, *Enteromorpha*). Die Ausbreitung von *Ulva* und *Porphyra* hat ebenfalls zugenommen, sowohl flächenmäßig als auch in der Ausbildung von Riesenthalli, die früher unbekannt waren. Flächenhaftes Auftreten von filtrierenden Muscheln in der mäßig exponierten Gezeitenzone wurde zum Zeitpunkt des historischen Referenzzustandes ebenfalls nicht registriert. Die wesentlichen Arten und Biotope, die heute vorhanden sind, gab es zwischen 1892 und 1930 ebenfalls, auffällig ist jedoch das Verschwinden der *Sphacelaria*-Rasen im unteren Eulitoral bzw. im Übergang zum Sublitoral, wobei *Sphacelaria*-Arten weiterhin auf Helgoland ansässig sind. Andere Biotope sind durch Habitatverlust verschwunden, oder haben sich durch Habitatveränderung vergrößert bzw. durch die Ausbreitung invasiver Arten gebildet bzw. verändert: so z.B. die dichten *Mastocarpus stellatus*-Bestände im mittleren Eulitoral oder die *Sargassum muticum*-Felder in *Corallina*-Prielen und ehemaligen *Halidrys*-Standorten. Viele dieser Veränderungen haben sich langsam entwickelt, sind jedoch im Endergebnis drastisch für die Gemeinschaft, häufig jedoch nicht für die Beurteilung der Wasserqualität maßgeblich. Die Fülle der in Kapitel 3 - 5 dargelegten Informationen haben wir an Hand der in Kapitel 6 dargestellten Klassifizierungskriterien beurteilt. Daraus ergibt sich folgende Einschätzung der Entwicklung der einzelnen Parameter für Helgoland:

- **Parameter 1: *Fucus serratus*-Bestände:** sind weiterhin dominant, haben sich aber vermutlich in der Ausbreitung und partiell auch der Dichte verringert
→ Klasse 2 bis 3
- **Parameter 2: *Mytilus*-Bestände:** haben deutlich gegenüber dem Referenzzustand zugenommen, nehmen aber vermutlich nicht mehr als 30% des Eulitorals ein und sind teilweise fleckenhaft
→ Klasse 2
- **Parameter 3: *Enteromorpha*-Zone:** ist auf mechanisch gestörten Flächen des mittleren bis oberen Eulitorals regelmäßig vorhanden, aber auch im Sommer

flächendeckend an anderen Stanorten des mittleren und unteren Eulitorals, teilweise andere Makrophyten bedeckend

→ Klasse 2-3

- **Parameter 3: *Ulva*-Bestände:** haben vermutlich sehr zugenommen, sowohl in Ausbreitung als auch Biomasse; sind auch epiphytisch auf mehrjährigen Fucales zu finden und bei ruhigen Wetterlagen entwickeln sich Riesenthalli
→ Klasse 2-3
- **Parameter 4: *Laminaria*-Gürtel:** die drei *Laminaria*-Gürtel sind weiterhin vorhanden, *L. saccharina* aber wahrscheinlich in reduzierter Flächenausbreitung; Laminarien sind massenhaft durch Endophyten und teilweise Pilze befallen, was z.T. schädigende Ausmaße annimmt. Informationen über die Entwicklung von Biomasse, Ausbreitung und Tiefengrenze in den letzten Jahren sind unbekannt. Es wird eine leichte bis mittlere Veränderung dieses Parameters vermutet
→ Klasse 2
- **Parameter 5: Algentiefengrenzen:** haben sich zwischen 1900 und 1970 vermutlich verringert von Klasse 1 auf 3 und sind danach wieder angestiegen auf Klasse 2. Da jetziger Zustand nicht bekannt ist, werten wir den Zustand dieses Parameters als
→ Klasse 2-3
- **Parameter 6: Floristische Diversität:** Es hat eine deutliche Verschiebung zu mehr Grünalgen und weniger Braunalgentaxa stattgefunden
→ Klasse 3
- **Parameter 7: Seltene Arten:** haben sich von 16 Arten auf 7 Arten verringert
→ Klasse 3
- **Parameter 8: Molenzonierung:** hat sich deutlich verändert, wobei ein Zusammenhang zur Wasserqualität unklar bleibt.
→ Klasse unbekannt
- **Parameter 9: Corallinales:** die Orthophosphat empfindliche Art *Jania rubens* ist verschwunden, andere Corallinales sind weiterhin dominant vertreten
→ Klasse 2

Die Summation dieser Beurteilung ergibt einen jetzigen Gewässergütestand für Helgoland der zwischen dem ‚guten‘ und ‚befriedigenden‘ Zustand liegt.

Genauere quantitative Aufnahmen von Biomasse, Verbreitung, Abundanz und Tiefengrenzen dominanter Arten in den kommenden Jahren, werden eine genauere Aussage zulassen.

10 Vorschläge zu Monitoringstrategien und Parametern

10.1 Allgemeines

Das Monitoring der Algenbestände sollte sowohl die vertikale Verteilung (Zonierung) der Arten erfassen als auch die räumliche Ausbreitung einzelner wichtiger Populationen. Die Bestimmung von Abundanz, Deckungsgrad und evtl. Biomasse ausgewählter strukturbildender Arten oder Zeigerarten ist ebenfalls notwendig, um langsame Prozesse zu erfassen. In Transekten sollte neben quantitativen Parametern wie Abundanz und Deckungsgrad auch qualitativ die gesamte Biodiversität bestimmt werden, da eine Erfassung nur der gewöhnlichen Arten oder von Artengruppen nicht ausreichend ist, um Veränderungen zu dokumentieren (Wilkinson & Tittley 1979), d.h. eine Bestimmung bis zur Art ist häufig unumgänglich. Somit kommen verschiedene Methoden zum Tragen, deren Ergebnisse miteinander gekoppelt werden müssen. Die in Kapitel 6 aufgeführten Klassifizierungsversuche implizieren bereits, dass nicht alle Parameter mit denselben Methoden und in denselben Zeitabständen erfasst werden können.

Wir empfehlen eine Kombination aus Transekten der Molen und Abrasionsplattform mit qualitativen und quantitativen Ansätzen und eine Aufnahme von Flächen und/oder Punkten mittels GPS, sowohl für das Eulitoral als auch für das Sublitoral. Wir erachten es als sinnvoll die Bestandsentwicklungen regelmäßig zu verfolgen und nicht nur alle fünf Jahre, wie für die WRRL vorgesehen. Da ein jährliches Monitoring aller Parameter jedoch die Grenzen des Machbaren sprengen würde, schlagen wir vor, die wichtigsten Parameter im Wechsel alle zwei Jahre zu untersuchen. Die Vorgehensweise ist hierbei freigestellt, jedoch scheint es sinnvoll, die Molenstandorte gemeinsam zu untersuchen.

Um Transekte oder Beobachtungsflächen klar zu definieren, bedarf es eigentlich einer Ausgangsanalyse der Makroalgenverteilung. Dieses ist bisher nur für das Eulitoral erarbeitet worden (Bartsch, Tittley & Doelle, unveröffentlicht), während es für das Sublitoral keine Verbreitungskarten von Lebensgemeinschaften gibt. Somit ist die Voraussetzung für die konkrete Festlegung von Transekten für ein Monitoring im Sublitoral nicht ganz gegeben und wir empfehlen dringend, eine sublitorale Basiserhebung mit Ermittlung der flächenhaften Ausbreitung von bestandsbildenden Arten, besonders der *Laminaria*-Vegetation, in Gang zu setzen und eine GIS Karte mit bereits vorhandenen Informationen zu erarbeiten.

Im Eulitoral sollte eine Fokussierung auf die *Fucus*-Bestände Vorrang haben. Alle *Fucus*-Arten sind wichtige Strukturbildner und können durch schlechte Umweltbedingungen stark zurückgehen (Kangas et al. 1982). In gesunden Beständen sollten mehrere Jahresklassen präsent sein, um Ausfälle ausgleichen zu können. Insbesondere bei geringen Dichten kann das Verschwinden einzelner Pflanzen durch Wellenschlag etc.

große Auswirkung auf das Überleben einer Population haben. Veränderungen der Bestandsdichten können Anzeichen für eine Änderung der Wasserparameter sein (Nährstoffe, Schadstoffe etc.). Da alleine *F. serratus* deutliche ‚reine‘ Bestände und eine gute Zonierung aufweist, sollte eine Fokussierung des *Fucus*-Monitoring auf diese Art stattfinden.

10.2 Örtlichkeiten und saisonaler Aspekt der Transekte

Wir empfehlen folgende Transekte und Flächenerfassung innerhalb des N-Wattes und des nördlichen W-Wattes. Alle eulitoralischen Standorte sind relativ leicht zugänglich (Abb. 33).

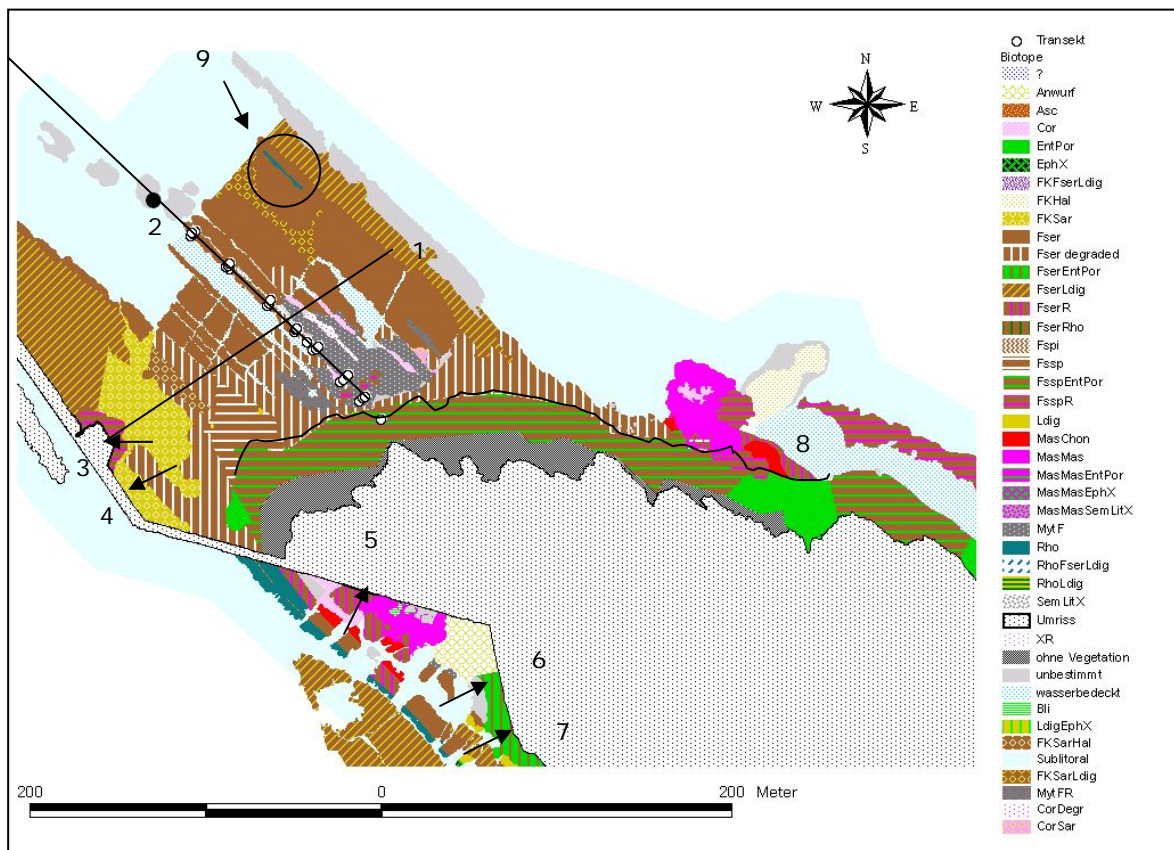


Abb. 33. Die Gezeitenzone des N-Watts und des nördlichen W-Watts von Helgoland und Transekt-Empfehlungen.

Die Nummern bezeichnen die Transekte oder Flächen zur Bebrohung, die im Text weiter erläutert werden.

Die Abkürzungen der Biotope: **Asc** *Ascophyllum nodosum* Bestände, **Cor** *Corallina officinalis* Betten, **EntPor** *Enteromorpha/Porphyra* Zone, **EphX** Ephemere Algen, **FKFserLdig** gemischte *Fucus serratus/Laminaria digitata* Tümpel, **FKHal** *Halidrys siliquosa* Tümpel, **FKSar** *Sargassum muticum* Tümpel, **Fser** dichter *F. serratus*, **Fser degraded** dünner *F. serratus*, **FserEntPor** gemischte *F. serratus/Enteromorpha* Standorte, **FserLdig** gemischte *F. serratus/L. digitata* Felder, **FserR** *F. serratus* und Rotalgen, **FserRho** *F. serratus* über *Rhodothamniella*, **Fspi** *F. spiralis* Bestände, **Fssp** gemischte *Fucus* Arten, **FsspEntPor** gemischte *Fucus* Arten und *Enteromorpha*, **FsspR** gemischte *Fucus* Arten und Rotalgen, **Ldig** *L. digitata* Felder, **MasChon** dichte *Chondrus* Felder, **MasMas** dichte *Mastocarpus* Felder, **MasMasEntPor** gemischter *Mastocarpus* und *Enteromorpha*, **MasMasEphX** gemischter *Mastocarpus* und ephemere Algen, **MasMasSemLitX** gemischter *Mastocarpus* und *Littorina* Felder, **MytF** *Mytilus* und Fucoide, **Rho** *Rhodothamniella* Betten, **RhoFserLdig** gemischte *F. serratus/L. digitata* über *Rhodothamniella*, **RhoLdig** *L. digitata* über *Rhodothamniella*, **SemLitX** Seepocken/*Littorina* Zone, **Bli** *Blidingia* Zone, **LdigEphX** *L. digitata* und ephemere Algen, **FKSarHal** gemischte *Halidrys/Sargassum* Tümpel, **MytFR** *Mytilus*, *Fucus* und Rotalgen, **CorDegr** degradiertes *Corallina* Biotop, **CorSar** *Sargassum* über *Corallina* Biotop (Karte: Bartsch, unveröffentlicht).

- **Transekt 1 und 2:** Erfassung der Biodiversität und Abundanz der Hauptbiotope des Gezeitenbereiches. Transekt Nr. 2 erstreckt sich vom Eulitoral ins Sublitoral und sollte dort bis zur Algentiefengrenze weiter verfolgt werden. Aufnahme von Abundanz und Deckungsgrad von Makrophytobenthos und Makro-zoobenthos, Bestimmung der Krusten möglichst bis zur Art.
- **Transekt 3-7:** Erfassung der Biodiversität und Abundanz von Molenstandorten mit verschiedener Wellenexposition und Beschattung. Pro Standort je drei vertikale Transekte mit größtmöglichem Abstand. Da die Höhe der Molenoberkante bekannt ist, sollte die jeweilige Höhe der einzelnen Zonen erfasst werden.
- **Linie 8:** Flächenerfassung: Erfassung der flächenhaften Ausbreitung der *Enteromorpha*-Zone, der dichten *Fucus serratus*-Standorte sowie des *Mytilus*-Bestandes mittels GIS gekoppeltem GPS.
- **Fläche 9:** Abundanz von *Ulva lactuca* auf *Rhodothamniella*-Biotop; idealerweise sollte die *Ulva*-Abundanz in diesem Biotop auch an Standorten im Westen parallel beprobt werden.

Zeitpunkt der Beprobungen und saisonaler Aspekt der Arten

- Die Erfassung der *Fucus serratus*-Vegetation und der Grünalgenbestände sollte im Sommer stattfinden (Juni bis Ende Juli), da in diesem Zeitraum die maximale Entwicklung dieser Lebensgemeinschaften vorliegt.
- Die sublitoralen Transekte sollten ebenfalls in den Sommermonaten stattfinden, da zum einen die taucherische Arbeit am Besten zu bewerkstelligen ist, zum anderen die *Laminaria*-Vegetation ihre Wachstumsperiode abgeschlossen hat und die größte Biomasseentwicklung zu erwarten ist. Ferner gibt es einige seltene sublitorale Sommerarten, die nur zu diesem Zeitpunkt erfasst werden könnten.
- Die Molenstandorte werden vorzugsweise im Sommer beprobt, um die Ausbreitung von ephemeren Grünalgen und *Porphyra* mitzuerfassen. Es wäre jedoch sinnvoll, alle 5 Jahre auch eine Erfassung im zeitigen Frühjahr (Februar/März) durchzuführen, um die Ausbreitung von Winterarten zu dokumentieren. So wurde oben ausgeführt, dass z.B. die *Bangia*-Zone nicht mehr wie früher verbreitet zu sein scheint.
- Je nach Schwerpunkt des jeweiligen Monitoringabschnitts sind die saisonalen Veränderungen der Hauptarten zu berücksichtigen. In der Tabelle 15 sind die Monate, in denen die Hauptarten der verschiedenen benthischen Bereiche vorkommen, als Ausgangspunkt für die Planung des Monitoring gelistet.

Tab. 15: Liste der auffälligen saisonalen Arten, die regelmäßig zu finden sind.
 Supra Supralitoral, Eu Eulitoral, S Sublitoral (nach Kornmann und Sahling 1977)

Artname	Vorkommen	Jahreszeit
Chlorophyceae:		
<i>Acrosiphonia</i> -Arten	Eu	v.a. März-Mai
<i>Cladophora</i> -Arten (außer <i>Cl. rupestris</i>)	Eu	v.a. Juni-Juli
<i>Enteromorpha</i> Arten	Eu, Supra	Ganzjährig mit Peak zwischen Mai und September
<i>Monostroma grevillei</i>	Eu	März-Mai
<i>Monostroma undulatum</i>	Eu	März – Mitte Juni
<i>Rhizoclonium tortuosum</i>	Eu NO-Watt-Priele	Sommer, Juli-August
<i>Rosenvingiella polyrhiza</i>	Supra	v.a. Winter und Frühjahr
<i>Spongomorpha aeruginosa</i>	Eu	Feb-Juli
<i>Ulothrix /Urospora</i> Fäden	Eu	Frühjahr
<i>Ulva lactuca</i>	Eu, S	April bis Dezember; bes. im Sommer
Phaeophyceae:		
<i>Chorda filum</i>	S	April-Ende August
<i>Chordaria flagelliformis</i>	S	April-November
<i>Dictyota dichotoma</i>	Eu, S	Sommer-Herbst
<i>Ectocarpus confervoides</i>	Eu	Ab Mitte Mai
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	S	März- Sommer; auf <i>Laminaria</i>
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	Eu	März – Ende Juni
<i>Elachista fucicola</i>	Eu	Epiphytisch auf <i>Fucus</i> , April-August
<i>Giffordia</i> Arten	S	Frühjahr und Sommer
<i>Petalonia fascia</i>	Eu	(Oktober)März-Juni (Juli)
<i>Petalonia zosterifolia</i>	Eu	Februar – Anfang Mai
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	Eu	März-Juni
<i>Spongonema tomentosum</i>	Eu	Mai-Juli, auf <i>Fucus</i> Arten
<i>Halosiphon tomentosum</i>	S	Anfang April – Mitte Juni
Rhodophyceae:		
<i>Bangia atropurpurea</i>	Eu /Supra	Herbst-Frühjahr
<i>Brongniartella byssoides</i>	S	Sommer (April-August)
<i>Cystoclonium purpureum</i>	S	Januar-August
<i>Dumontia contorta</i>	Eu	(Januar) März-Juli
<i>Gymnogrongus crenulatus</i>	S	Juli-November
<i>Lomentaria orcadensis</i>	S	Mai-Dezember
<i>Polysiphonia fucooides</i>	Eu/S	v.a. im Sommer
<i>Porphyra leucosticta</i>	Eu	April-Ende Juli
<i>Porphyra linearis</i>	Eu	Oktober –Ende März
<i>Porphyropsis coccinea</i>	S	April – August auf <i>Desmarestia</i> und <i>Rhodomela</i>

10.3 Durchführung

Im Folgenden sind die von uns vorgeschlagenen Parameter eines zukünftigen Monitorings tabellarisch aufgeführt mit den dazu gehörigen Angaben zu Makroalgenart, Lokalität, zeitlichem Vorgehen, der Priorität des einzelnen Vorgangs und werden begleitend annotiert. Da wir bisher keine Erfahrung mit der Planung und statistischen Auswertung von Umweltmonitoringdaten haben, geben wir hier nur vorläufige Vorgaben, was Häufigkeit und Wiederholung angeht. Wir möchten dringend anregen, eine gesonderte Studie in Auftrag zu geben, die sich mit der Methodik der Auswertung beschäftigt, um ein realistisches Maß zwischen Monitoringaufwand und wissenschaftlich fundierter Aussage zu erarbeiten. Im Jahr 2005 werden sowohl im Rahmen eines UBA Workshops auf Helgoland als auch innerhalb des EU-NoE MARBEF methodische Fragen zum Monitoring erörtert werden.

10.3.1 Flächen des Eulitorals

Zur Erfassung räumlicher Aspekte wichtiger Gruppen sollte ein GIS gekoppeltes metergenaues GPS Verwendung finden, um auf diese Weise relativ leicht Daten generieren und diese schnell in ein geographisches Informationssystem einspeisen zu können. Herkömmliche GPS-Geräte sind nicht genau genug, um eine Veränderung von Flächen vertrauenswürdig zu dokumentieren. Es wird vorgeschlagen, folgende Flächen regelmäßig zu quantifizieren (Tab. 16)

Tab. 16: Monitoring-Flächen des Eulitorals

ID	Parameter	Spezies/ Gruppe	Indikation	Jahres- zeit	Lokalität	Monitoring- intervall	Methode	Priori- tät
1	Räumliche Ausbreitung dichter Bestände	<i>Fucus serratus</i>	Nährstoffeintrag, Artenverschiebung, allg. Verschmutzung	Juni-Juli	N-Seite	Mind. alle 2 Jahre	GPS-Punkte	Hoch
2	Abundanz, Deckungsgrad und räumliche Ausbreitung	<i>Ulva lactuca</i> , evtl. andere Grünalgen	Nährstoffeintrag, lokal durch Seevögel; erhöhte Sedimentation	Juni-Juli	N-Seite: Fläche 9 in Abb. 33 und weitere <i>Rhodothamniella</i> Schichtköpfe	Mind. alle 2 Jahre	GPS-Fläche; replizierte Zufallsquadrate	Hoch
3	Räumliche Ausbreitung dichter Bestände	<i>Enteromorpha</i> spp.	Nährstoffeintrag, lokal durch Seevögel ?	Juni-Juli	N-Seite: Fläche 8 in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre; saisonaler Vergleich wünschenswert	GPS-Fläche oder Linie	Hoch
4	Räumliche Ausbreitung von Filtrierern	<i>Mytilus edulis</i>	Verschiebung des Artengefüges durch Eutrophierung	Sommer	N-Seite: Fläche MytF in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre	GPS-Fläche; replizierte Zufallsquadrate	Hoch

-
- **ID1:** Die räumliche Ausbreitung dichter Bestände von *Fucus serratus* kann erfasst werden, indem das N-Watt in einem dichten Raster begangen wird und mit Hilfe eines GIS gekoppelten GPS ca. alle 20 m die Bedeckung der Art in einem 0,5 x 0,5 m Rahmen erfasst wird. Da bei diesem Verfahren nur *F. serratus* im Vordergrund steht, ist der Zeitbedarf nicht sehr groß. **Zeitbedarf:** ca. 2 Wattgänge.
 - **ID2:** Da *Ulva lactuca* an vielen Orten vorkommt, bietet es sich an, die klar umgrenzten *Rhodothamniella*-Biotope, in denen *Ulva* substantiell vorkommt, für ein *Ulva*-Monitoring zu nutzen. Es gibt eine leicht zugängliche Fläche im N-Watt und mehrere nur bei gutem Niedrigwasser zugängliche Bereiche im W-Watt. Hier sollte das gesamte *Fucus*-freie *Rhodothamniella*-Biotop per GPS vermessen und die Bedeckung und Abundanz von *Ulva* in je 5 Zufallsquadraten erhoben werden. **Zeitbedarf:** nur N-Watt: 1 Wattgang.
 - **ID3:** Die dichte *Enteromorpha* Zone ist relativ stabil im oberen Bereich des N-Watts anzutreffen und gut zugänglich. Um zu dokumentieren, ob sich diese Zone nach unten zur *Fucus*-Zone hin ausbreitet, genügt es einmal jährlich die untere Grenze per GIS gekoppeltem GPS abzugehen. **Zeitbedarf:** 1 Wattgang.
 - **ID4:** Die Größe der *Mytilus*-Fläche mit geringer Vegetation im N-Watt sollte regelmäßig mit einem GIS gekoppelten GPS erfasst werden. Zusätzlich sollte die Abundanz von *Mytilus* sowie Makroflora und -fauna an mindestens 5 Zufalls-Quadraten innerhalb der Zone aufgenommen werden. Da die *Mytilus*-Zone geomorphologisch sehr heterogen ist, ist darauf zu achten, die Zufallsquadrate nur in vergleichbaren Bereichen aufzunehmen. **Zeitbedarf:** 2 Wattgänge.

10.3.2 Transekte des Eulitorals: Abrasionsplattform

Es wird empfohlen zwei feste Transekte im Eulitoral des N-Watts zu etablieren (siehe Abb. 33, Transekte Nr. 1, 2), die alle wesentlichen Biotope durchkreuzen und diese so zu markieren, dass sie auf viele Jahre wieder gefunden werden können. Entlang der Transekte sollten neben der Aufnahme der allgemeinen Biodiversität folgende quantitative Parameter mit aufgenommen werden (Tab. 17).

Tab. 17: Monitoring-Transekte der Abrasionsplattformen

ID	Parameter	Spezies/ Gruppe	Indikation	Jahres- zeit	Lokalität	Monitoring- intervall	Methode	Priori- tät
5	Bedeckung und Abundanz der <i>Fucus</i> -Arten	<i>F. serratus</i> , <i>F. vesiculosus</i> , <i>F. spiralis</i>	Nährstoffeintrag, Artenverschiebung	Juni-Juli	N-Seite Transekt 1 und 2 in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; 0,5 x 0,5 m Quadrat	Hoch
6	Größe von <i>Fucus</i> -Individuen	<i>F. serratus</i> , <i>F. vesiculosus</i> , <i>F. spiralis</i>	Nährstoffeintrag, Verschiebung der Altersklassen	Juni-Juli	N-Seite Transekt 1 und 2 in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; 0,5 x 0,5 m Quadrat	Hoch
7	Epiphyten und Epizoon von <i>Fucus</i> -Individuen	Wirtsalgen: <i>F. serratus</i> , <i>F. vesiculosus</i> , <i>F. spiralis</i>	Nährstoffeintrag, Verschlechterung der Bedingungen für <i>Fucus</i>	Juni-Juli	N-Seite Transekt 1 und 2 in Abb. 33	Mind. alle 5 Jahre	Transekt; 0,5 x 0,5 m Quadrat	Mittel
8	Bedeckung und/oder Abundanz	<i>Corallina officinalis</i> und Krustenrotalgen	Phosphatbelastung	Frühjahr	N-Seite Transekt 1 in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; 0,5 x 0,5 m Quadrat	Mittel
9	Abundanz	<i>Mytilus</i> und vergesellschaftete Algen	Eutrophierung, Artenreduktion	Juni-Juli	N-Seite Transekt 1 in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; 0,5 x 0,5 m Quadrat	Hoch
10	Abundanz	Weidegänger: <i>Littorina</i> , <i>Hydrobia</i>			N-Seite Transekt 1 in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; 0,5 x 0,5 m Quadrat	Mittel
11	Abundanz	<i>Nucella</i>	TBT - Einwirkung		N-Seite Transekt 1 in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; 0,5 x 0,5 m Quadrat	Hoch
12	TBT-induzierte anatomische Veränderungen	<i>Nucella</i>	TBT - Einwirkung		N-Seite Transekt 1 in Abb. 33	Mind. alle 2 Jahre	Untersuchung von Einzelind. im Labor	Hoch
13	All. Biodiversität	Alle Arten	Verschiebung des floristischen Spektrums	Frühjahr/ Sommer	N-Seite Transekt 1 in Abb. 33	Alle 5 Jahre	Transekt 1; weitere Habitats	Hoch

Die quantitativen Parameter werden an markierten Fixpunkten in Abständen von ca. 20 m aufgenommen. Diese Abstände können bei der ersten Festlegung der Transekte sinnvoll verändert werden. Wichtig ist, dass die Hauptbiotope bzw. -habitats jeweils mindestens 3 quantitative Quadrate beherbergen. Die Erfassung der Biodiversität sollte entlang der Transekte erfolgen, indem alle 2-5 m die An- und Abwesenheit aller Makrophytenarten und das herbivore Makrozoobenthos bis auf Artebene aufgenommen werden. Es sollte darauf geachtet werden, Grenzen von Biotopen mitzuerfassen. Dafür kann von der gleichmäßigen Einteilung der Abstände abgewichen werden. **Zeitbedarf:** ca. 7 Wattgänge

10.3.3 Transekte des Eulitorals: Molenstandorte

Die Molenstandorte (siehe Abb. 33, Transekte 3-7) sollten dahingehend quantifiziert werden, dass entlang eines 0,5 m breiten Transektes alle Arten und ihre Abundanz notiert werden und die Höhengrenzen der dominanten Zonen vermessen wird. An jedem Molenstandort sollten mind. 3 Replikate in Abständen von 10-20 m aufgenommen werden. Eine Erfassung alle 2 Jahre ist genügend. **Zeitbedarf:** ca. 3 Wattgänge.

10.3.4 Sublitoral

Es wird empfohlen mindestens alle 2 Jahre einen Transekt im Norden der Insel bis zur Algentiefengrenze abzutauchen (siehe Abb. 33, Transekt 2). Ein weiterer Transekt vor der Düne und/oder im Westen der Insel wäre wünschenswert, ist jedoch logistisch schwerer durchführbar. Ferner wäre eine Lagefixierung des N-Transektes wünschenswert. Die vorgeschlagenen Monitoringstrategien für das Sublitoral ergeben sich aus der Tabelle 18.

Tab. 18: Monitoring im Sublitoral

ID	Parameter	Spezies/ Gruppe	Indikation	Jahres- zeit	Lokalität	Monitoring- intervall	Methode	Priorität
14	Tiefengrenze	<i>L. hyperborea</i>	Trübung ^a	Sommer	Mind. N- Seite	Mind. alle 2 Jahre	5 Quer- transekte an versch. Standorten	Hoch
15	Tiefengrenze	<i>L. digitata</i>	Trübung/ Konkurrenz mit <i>L. hyperborea</i>	Sommer	Mind. N- Seite	Mind. alle 2 Jahre	5 Quer- transekte an versch. Standorten	Mittel
16	Tiefengrenze	<i>L. saccharina</i>	Trübung/ Konkurrenz mit <i>L. hyperborea</i>	Sommer	Mind. N- Seite	Mind. alle 2 Jahre	5 Quer- transekte an versch. Standorten	Mittel
17	Tiefengrenze	Rotalgen	Trübung	Sommer	Mind. N- Seite	Mind. alle 2 Jahre	5 Quer- transekte an versch. Standorten	Hoch
18	Diversität	Rotalgen/ Braunalgen / Grünalgen	Allg. Veränderung	Juli/Augu- st	div. Standorte; Kreideklipp- en	Alle 5 Jahre	Qualitatives Abtauchen	Mittel
19	Tiefengrenze	Krustenrota- lgen	Trübung	Sommer	Mind. N- Seite	Mind. alle 2 Jahre	5 Quer- transekte an versch. Standorten	Hoch
20	Abundanz, Endophyten- befall	<i>L. saccharina</i> ^b	Momentan Abnahme vermutet, Grund nicht bekannt	Sommer	Mind. N- Seite	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; replizierte Quadrate	Hoch
21	Abundanz	<i>L. digitata</i>	Schadstoffe, Eutro- phierung	Sommer	Mind. N- Seite	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; replizierte Quadrate	Mittel
22	Abundanz	<i>L. hyperborea</i>	Schadstoffe, Eutro- phierung	Sommer	Mind. N- Seite	Mind. alle 2 Jahre	Transekt; replizierte Quadrate	Hoch
23	Räumliche Ausbreitung	<i>L. hyperborea</i>	Schadstoffe, Eutro- phierung	Sommer	Gesamte Insel	Einmalige Basierhebung; danach alle 5 Jahre Kontrollen	Fernerkundung, Tauchgänge	Hoch

^a Eine Trübung durch z.B. Eutrophierung bewirkt eine Verschiebung der Algentiefengrenzen nach oben. Algentiefengrenzen von Laminarien wurden kalkuliert als koinzidierend mit der 1% Lichteindringtiefe (Lüning & Dring 1979)

^b negativer Einfluss von Endophyten, starke Bestandsrückbildung (Norwegen, Moy 2004; Helgoland, pers. Beob.)

-
- **Tiefengrenzen: ID 14-18:** Die Tiefengrenzen sollten nicht nur an einem Transekt ermittelt werden. Ein Vorgehen könnte sein, die Tiefengrenze der einzelnen Gruppen zuerst am festen N-Transekt zu ermitteln. Dieser Tiefenhorizont wird dann verwendet, um sowohl am N-Transekt als auch an anderen Stellen der Insel Quertransekte zu betauen, die durchaus von Beprobung zu Beprobung verschieden sein können, sich aber im Substratum ähneln müssen. In diesen Quertransekten sollten jeweils 5 Zufallsquadrate 1x1 m beprobt werden und die relative Häufigkeit der Arten sowie Substrateigenschaften bestimmt werden. Idealerweise sollte der Bedeckungsgrad aufgenommen werden. Dies ist jedoch unter Wasser nicht immer realistisch möglich und relative Häufigkeiten ergeben ebenfalls ein gutes Mass. **Zeitbedarf pro Parameter:** 5 Tauchgänge.
 - **Biodiversität: ID 19:** Da es sich bei einem Großteil der seltenen oder verlorenen Arten um sublitorale Arten handelt, das Sublitoral wenig systematisch beprobt wird und es kaum Zufallsfunde durch die Kursekursionen oder Gastforscher wie im Eulitoral gibt, ist es nötig, in größeren Abständen einen Überblick über die gesamte Biodiversität zu bekommen. Dies kann nur qualitativ erfolgen, indem viele verschiedene spezielle Standorte abgetaucht werden, die Arten herbarisiert und danach durch Spezialisten bestimmt werden. Ein Augenmerk sollte hierbei auf die Standorte der seltenen Arten gelegt werden. **Zeitbedarf:** 5-6 Tauchgänge
 - **Abundanz: ID 20-22:** Die drei *Laminaria*-Arten des Sublitorals sollten in ihrer Abundanz gemessen werden, um langsame Veränderungen erfassen zu können. Da dies einen erheblichen Aufwand bedeutet, schlagen wir vor, nur im N-Transekt zu arbeiten. In der Mitte jeder Zone sollten quer zum Transekt 5 Zufallsquadrate 1x1 m beprobt werden und die Anzahl der Laminarien pro m², die Cauloidlänge, die Phylloidlänge und die Biomasse erfasst werden. **Zeitbedarf:** 3-6 Tauchgänge
 - **Räumliche Ausbreitung des Laminarienwaldes: ID 23:** Es ist dringend notwendig, die gesamte räumliche Ausdehnung des Laminarienwaldes zu erfassen. Dies ist taucherisch zu mühevoll und sollte in Kooperation mit wissenschaftlichen Instituten angegangen werden. Neue Fernerkundungsmethoden gekoppelt mit überprüfenden Tauchgängen könnten zu einer Basiserhebung und GIS-Karte führen. Die Bestände könnten dann alle 5 Jahre stichprobenartig mit Tauchgängen überprüft werden.

10.4 Spezielle Monitoring Empfehlungen

Neben den oben ausgeführten Empfehlungen sind auch noch spezielle Habitats und/oder Prozesse für das Monitoring geeignet. Diese verlangen jedoch einen erheblich größeren Zeitaufwand und noch Entwicklungsbedarf.

***Laminaria* Haftkrallen**

Eingehende Untersuchungen zeigten eine Abhängigkeit zwischen erhöhter Schadstoff- oder Nährstoffbelastung und einer Veränderung der Makrofauna von Laminarien in Bezug auf Artenzusammensetzung und Abundanzen (Jones 1971, 1973). Ebenfalls unter diesem Aspekt wurde ein Zusammenhang zwischen der Intensität der Turbidität, die vom Grad der Eutrophierung abhängt, und der Besiedlung von Laminarien festgestellt (Moore 1973). Für die Beurteilung des ökologischen Zustandes eines flachen Küstengewässers wurde daher das Monitoring speziell der artenreichen Laminarien-Haftkrallen propagiert (Moore 1985, Smith 2000). Die Helgoländer *Laminaria*-Haftkrallen sind momentan Gegenstand einer Besiedlungsuntersuchung (Chrapkowski-Llinares, Diplomarbeit in Vorbereitung) und es ließe sich darauf ein weiterführendes Monitoring aufbauen.

***Fucus*-Keimlinge für ein Schadstoffmonitoring**

Da die Eier und jungen Keimlinge von *Fucus serratus* empfindlich gegenüber Schadstoffen im Meerwasser sind, wurden sie als Indikatorsystem vorgeschlagen (Scanlan & Wilkinson 1987). Über Wachstumsraten der Keimlinge ließe sich die Einwirkung zudem quantifizieren. *F. serratus* ist bei Helgoland im Eulitoral sehr verbreitet, womit sich diese Art und ihre Rekrutierungsstadien gut für ein Schadstoffmonitoring mit standardisierten Tests eignet.

11 Forschungsbedarf

11.1 Übersicht

Obwohl Helgoland ein Standort ist, der zwischen der norwegischen Küste und dem Küstenbereich von Großbritannien und Ärmelkanal als einziger im südlichen Bereich der Nordsee ein Hartsubstratum bietet, sind insbesondere Untersuchungen der Makroalgen-gemeinschaften und ihrer Dynamik in den letzten hundert Jahren nur in geringem Maße durchgeführt worden. Abgesehen von sporadischen Bestandsaufnahmen (Eulitoral: Munda & Markham 1982, Jahnke 1986, Reichert 2003, Bartsch & Tittley unveröffentlicht;

Sublitoral: Lüning 1970, de Kluijver 1991) wurden Sukzessionen beobachtet ausgehend vom reinen Substratum (Markham & Munda 1980, Janke 1990, Harms & Anger 1983) oder Studien zu Konkurrenzverhalten von Algenarten untereinander durchgeführt (Karez & Chapman 1998, Karez 2003).

Abschätzungen oder gar konkrete Aussagen zu Veränderungen in den Lebensgemeinschaften aufgrund von Umweltveränderungen sind damit sehr schwierig und es bedarf weiterführender Studien. Neben autökologischen Untersuchungen an einigen Makroalgen und deren Helgoländer Population in Hinblick auf ihre physiologische Grenzen gegenüber Temperatur, Nährstoffen oder Schadstoffen, stehen eingehende Beobachtungen der Freilandpopulationen zu ihrer saisonalen Dynamik und Ausbreitung über mehrere Jahre im Vordergrund. Die isolierte Lage Helgolands lässt zudem vermuten, dass hiesige Populationen sehr lange von ihren Ausgangspopulationen getrennt sind und somit Veränderungen in ihrer Physiologie gegenüber anderen Populationen aufweisen könnten.

11.2 Autökologische Untersuchungen

Rhizoclonium tortuosum und Eutrophierung

Es ist bisher nicht sicher, ob *Rhizoclonium tortuosum* aufgrund der Massenvorkommen im Sommer ein Indikator für Eutrophierung ist. Hier bedarf es Untersuchungen zur Nährstoffphysiologie und Wachstumsverhalten der Helgoländer Art.

Dumontia contorta und Eutrophierung

Das Massenvorkommen von *Dumontia contorta* im Frühjahr deutet ebenfalls darauf hin, dass *Dumontia* Indikator für Eutrophierung sein könnte. Physiologische Untersuchungen zu Wachstum und Reproduktion in Abhängigkeit von Nährstoffen sollten durchgeführt werden.

Dictyota dichotoma und *Leathesia difformis*

Es besteht die Frage, ob das Wiederauftauchen von *Dictyota dichotoma* und *Leathesia difformis* nach 20 bzw. 60 Jahren ein Indikator für verbesserte Wasserqualität (Tenside, Nährstoffe, Schadstoffe) ist oder temperaturbedingt war?

Helgoländer Corallinales und Phosphateintrag

Bei den Corallinales besteht die Annahme, dass die Art *Jania rubens* durch erhöhte Orthophosphatkonzentrationen negativ beeinflusst wurde. Eine generelle Untersuchung der Helgoländer Corallinales zu diesem Punkt sollte erfolgen.

Rekrutierung von Laminaria-Arten

Mehr Beachtung erfordern die mikroskopischen Gametophytenstadien aller *Laminaria*-Arten und deren physiologische Sensitivität gegenüber Umweltparametern, da sie zusammen mit den jungen Sporophytenstadien für die Rekrutierung der Art von großer Bedeutung sind.

Untersuchung der für Helgoland als selten erachteten oder verschwundenen Arten

Es ist unbekannt, ob der Verlust seltener Arten eine Indikation für verschlechterte Wasserparameter ist oder eine ungünstige Kombination von physiologischen Eigenschaften der betroffenen Art mit der Lebensgeschichte, d.h. speziell dem Reproduktions- und Wachstumsfenster, darstellt, was eher ein Temperatureffekt wäre. Deshalb ist es ratsam, die Standorte ursprünglich seltener Arten gezielt abzusuchen, sowie diese Arten aus anderen Standorten des Verbreitungsgebietes in Kultur zu nehmen und an ihnen zur Klärung dieser Frage autökologische Untersuchungen im Labor durchzuführen.

11.3 Felduntersuchungen

Quantifizierung der heutigen räumlichen Ausbreitung und Rekonstruktion der historischen Ausbreitung bestandsbildender Arten

Zur quantitativen Beurteilung der zur Klassifizierung notwendigen Parameter fehlen häufig die wissenschaftlichen Grundlagen. Oft sind die räumlichen Ausbreitungen bestandsbildender Arten nicht exakt bestimmt und quantifiziert. Dies sollte durch neue Einzelkartierungen und Übertragung in ein GIS für den heutigen Zustand nachgeholt werden, um eine Basislinie zu erstellen. Wichtige Arten sind hier *Mytilus edulis*, *Fucus serratus*, *Laminaria*-Arten, *Enteromorpha*, *Ulva lactuca*. Bei manchen wichtigen Arten (z.B. *L. saccharina*, *F. serratus*) ergab die historische Analyse Angaben zur Höhen- bzw. Tiefenverbreitung. Dies könnte genutzt werden, um mittels GIS und DGM die ursprüngliche Flächengröße zu rekonstruieren. Parallel sollte ein Vergleich mit aktuellen Daten erfolgen, um so die stattgefundenen Veränderungen zu quantifizieren und zu visualisieren.

Zusammenhang von lokalem Nährstoffeintrag durch Seevögel und Grünalgenentwicklung

Bisher wenig untersucht und für Helgoland gar nicht ist der Zusammenhang von lokalem Nährstoffeintrag durch Seevögel und das Vorkommen von Grünalgen wie *Ulva*, *Cladophora*, *Rhizoclonium*. Es besteht die Frage, ob es eine saisonbedingte, lokale Variabilität im Nährstoffangebot und in der Art des Nährstoffs (Nitrat, Ammonium) von Helgoland gibt. Ferner ist unbekannt, wie sich das Wachstumsverhalten der Algen bei Nährstoffschüben, insbesondere wenn hohe lokale Konzentrationen bei ruhiger Wetterlage und geringem Wasseraustausch vorliegen, verhält. Dieses müsste in einer kombinierten Freiland- und Laborstudie untersucht werden, um die Eutrophierungserscheinungen bei Helgoland in den richtigen großräumigen Zusammenhang zu bringen.

Ausbreitung und Erkrankung von L. saccharina:

L. saccharina ist wie oben beschrieben empfindlich für Endophyten (Krankheitserreger) und bei Helgoland in ihrer Verbreitung vermutlich zurückgegangen. Um konkrete Aussagen über eventuelle Einwirkung von Umweltparametern auf die Abundanz machen zu können, sollten weitere Untersuchungen der Helgoländer *L. saccharina* im Freiland und Labor erfolgen. Dazu zählen Infektablaufe der Endophyten unter variablen Parametern wie Temperatur, Nährstoffe, Salinität, Licht und Trübung, sowie Untersuchungen zur Rekrutierung von *L. saccharina*.

Jahresgang der Flora vor Wittkliffbrunn

Eine neue Bestandsaufnahme der Makroalgenarten auf den Kreideklippen vor der Düne (Eu- und Sublitoral) wäre ratsam. Da es eine detaillierte historische Beschreibung des Jahresganges der Algenflora hier gibt, wäre ein Vergleich sinnvoll. Diese Standorte wurden im letzten Jahrhundert stark verändert, und in den letzten Jahrzehnten kaum beprobt. Hier könnten Reste der ehemals größeren Vorkommen der von Kuckuck beschriebenen, aber heute nicht mehr verzeichneten Arten bestehen. Von Kuhlenkamp wurde 1997 eine kleine Fläche mit *Gloiosiphonia capillaris* registriert, einer Art, die sonst nur sehr selten und als Einzelpflanzen gefunden wurde.

Einfluss von TBT auf Helgoländer Nucella

Es ist nur eine Vermutung wieso *Nucella* dezimiert wurde und in diesem Zusammenhang sollte der Einfluss der momentanen TBT-Konzentrationen auf Weidegänger wie *Littorina*, auf räuberische Schnecken wie *Nucella* und auf Strukturbildner wie *Mytilus* untersucht werden. Dazu zählen auch die Betrachtung der Resuspendierung von lokal gespeichertem TBT aus Sedimenten der Häfen (Einfluss von Planktonblüten, starker Aufwirbelung von Sediment/Detritus durch Wellengang) und eine Evaluierung der historischen Situation bei Helgoland mit den neuen Analysen als Ausgangspunkt.

Literaturrecherche und Erstellung einer Sensitivitätskartei

Literaturarbeit zu seltenen und bestandsbildenden Arten ist nötig, um herauszufiltern, welche Arten in Zukunft wahrscheinlich einer Veränderung durch Umweltparameter unterliegen und damit in ihrer Ausbreitung beeinflusst werden. Ferner wird angeregt, eine Sensitivitätskartei wichtiger Makrophyten- und Makrozoobenthosarten anzulegen, die Informationen zur Verbreitung, Empfindlichkeit etc. von Arten der Nord- und Ostsee enthält und online allen Küstenzonenmanagern zur Verfügung steht.

12 Literatur

- Ærtebjerg G, Carstensen J, Dahl K, Hansen J, Nygaard K, Rygg B, Sørensen K, Severinsen G, Casartelli S, Schrimpf W, Schiller C, Druon JN (2001) Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic report 7. European Environment Agency, Denmark. 86 Seiten
- Albrecht H, Schmolke RS (2003) Belastung der Nordsee mit anorganischen Schadstoffen. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 77-82
- Anon. (1980) Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltschutz der Nordsee. Kohlhammer, Stuttgart. 503 Seiten
- Anon. (1993) North Sea Quality Status Report 1993. OSPAR Commissions, London. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark. 132+vi Seiten
- Anon. (2004) Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen: Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Bundesanzeiger-Verl.-Ges., Bonn. 265 Seiten
- Bartsch I, Kuhlenkamp R (2000) The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): An annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgoland Marine Research* 54: 160-189
- Bartsch I, Tittley I (2004) The rocky intertidal biotopes of Helgoland: present and past. *Helgoland Marine Research*: in press
- Bartsch J (2002) Modelling the temperature mediation of growth in larval fish. *Fisheries Oceanography* 11: 310-314
- Becker G (2003) Physikalische Beschreibung der Nordsee. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 34-39
- Becker GA, Schulz A (2000) Atlas of North Sea surface temperatures. Weekly and monthly means for the period 1969 to 1993. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift Suppl No.11*: 1-79
- Beddig S, Brockmann U, Dannecker W, Koerner D, Pohlmann T, Puls W, Radach G, Rebers A, Rick HJ, Schatzmann M, Schluenzen H, Schulz M (1997) Nitrogen fluxes in the German Bight. *Marine Pollution Bulletin* 34: 382-394
- Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (2000) Umweltbundesamt Berlin, 261 Seiten
- Belliveau SA, Paul VJ (2002) Effects of herbivory and nutrients on the early colonization of crustose coralline and fleshy algae. *Marine Ecology Progress Series* 232: 105-114
- Bokn T, Lein TE (1978) Long-term changes in furoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norwegian Journal of Botany* 25: 9-14
- Bokn TL, Murray SN, Moy FE, Magnusson JB (1992) Changes in furoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 197-80 versus 1988-90. *Acta Phytogeographica Suecica* 78: 117-124

- Bonsdorff E, Aarnio K, Sandberg E (1991) Temporal and spatial variability of zoobenthic communities in archipelago waters of the Northern Baltic Sea -- consequences of eutrophication?. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 76: 433-449
- Borowitzka MA (1972) Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 23: 73-84
- Borowitzka MA (1978) Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 23: 73-84
- Bosman AL, Du Toit JT, Hockey PAR, Branch GM (1986) A field experiment demonstrating the influence of seabird guano on intertidal primary production. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 23: 283-294
- Brenk V (2003) Verschmutzung der Nord- und Ostsee durch die Seeschifffahrt. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) *Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg, 107-113
- Brockmann U, Lenhart H, Schlünzen KH, Topcu D (2003) Nährstoffe und Eutrophierung. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) *Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg, 61-76
- Brown V, Ducker SC, Rowan KS (1977) The effect of orthophosphate concentration on the growth of articulated coralline algae (Rhodophyta). *Phycologia* 16: 125-131
- Buser H-R, Müller MD, Theobald N (1998) Occurrence of the pharmaceutical drug Clofibric Acid and the herbicide Mecoprop in various Swiss Lakes and in the North Sea. *Environmental Science and Technology* 32: 188-192
- Cameron P, Weichsel T, Fick A, Watremans B (1998) TBT-Belastung der Küstensedimente in Nord- und Ostsee und ihre hormonellen Auswirkungen auf Meeresschnecken. Umweltstiftung WWF-Deutschland, Frankfurt am Main. 24 Seiten
- Chapman ARO, Johnson CR (1990) Disturbance and organization of macroalgal assemblages in the Northwest Atlantic. *Hydrobiologia* 192: 77-121
- Christie H, Jorgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E (2003) Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 687-699
- Chrysosovergis F, Panayotidis P (1995) Communities of macrophytobenthos along an eutrophication gradient (Maliakos Gulf, Aegean Sea, Greece). *Oceanologica Acta* 18: 649-658
- Cohn F (1851) Über einige Algen von Helgoland. In: Rabenhorst (ed) *Beiträge zur Kenntnis und Verbreitung der Algen*.
- Connor DW, Brazier DP, Dalkin MJ, Hill TO, Holt RHF, Northen KO. & Sanderson WG (1997) *Marine Nature Conservation Review: marine biotope classification for Britain and Ireland. Volume 1. Littoral biotopes. Version 97.06. JNCC Report No 229*
- Damman H (1930) Entwicklungsgeschichtliche und zytologische Untersuchungen an Helgoländer Meeresalgen. *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Abt. Helgoland* 18: 1-37
- Davies IM, Bailey SK, Harding MJC (1998) Tributyltin inputs to the North Sea from shipping activities, and potential risk of biological effects. *ICES Journal of Marine Science* 55: 34-43

- de Kluijver MJ (1991) Sublittoral hard substrate communities off Helgoland. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 45: 317-344
- de Leeuw G, Spokes L, Jickells T, Skjoth CA, Hertel O, Vignati E, Tamm S, Schulz M, Sorensen LL, Pedersen B, Klein L, Schlunzen KH (2003) Atmospheric nitrogen inputs into the north sea: effect on productivity. *Continental Shelf Research* 23: 1743-1755
- den Hartog, C (1959) The epilithic algal communities occurring along the coast of The Netherlands. Universität Amsterdam, Amsterdam, 241 Seiten
- Derenbach JB, Boland W, Foelster E, Mueller DG (1980) Interference tests with the pheromone system of the brown alga *Cutleria multifida*. *Marine Ecology Progress Series* 3: 357-361
- Dring MJ, Makarov V, Schoschina E, Lorenz M, Lüning K (1996) Influence of ultraviolet-radiation on chlorophyll fluorescence and growth in different life-history stages of three species of *Laminaria* (Phaeophyta). *Marine Biology* 126: 183-191
- Dring MJ, Wagner A, Lüning K (2001a) Contribution of the UV component of natural sunlight to photoinhibition of photosynthesis in six species of subtidal brown and red seaweeds. *Plant, Cell & Environment* 24: 1153-1164
- Dring MJ, Wagner A, Franklin LA, Kühlenkamp R, Lüning K (2001b) Seasonal and diurnal variations in UV-B and UV-A irradiances at and below the sea surface at Helgoland (North Sea) over a 6-year period. *Helgoland Marine Research* 55: 3-11
- Edwards P (1972) Benthic algae in polluted estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 3: 55-60
- Edwards P (1975) An assessment of possible pollution effects over a century on the benthic marine algae of Co.Durham, England. *Botanical Journal of the Linnean Society* 70: 269-305
- Ellertsdóttir E, Peters AF (1997) High prevalence of infection by endophytic brown algae in populations of *Laminaria* spp. (Phaeophyceae). *Marine Ecology Progress Series* 146: 135-143
- Enderlein P, Wahl M (2004) Dominance of Blue Mussels Versus Consumer-Mediated Enhancement of Benthic Diversity. *Journal of Sea Research* 51: 145-155
- Evans SM, Evans PM, Leksono T (1996) Widespread recovery of dogwhelks, *Nucella lapillus* (L.), from tributyltin contamination in the North Sea and Clyde Sea. *Marine Pollution Bulletin* 32: 263-269
- Exo K-M, Hälterlein B, Blew J, Garthe S, Hüppop O, Südbeck P, Scheiffarth G (2003) Küsten- und Seevögel. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 317-329
- Fletcher RL (1996) The British Isles. In: Schramm, Nienhuis (eds) *Marine benthic vegetation*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 223-250
- Forster RM, Lüning K (1996) Photosynthetic response of *Laminaria digitata* to ultraviolet A and B radiation. *Scientia Marina* 60: 65-71
- 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*: in press
- Franke H-D, Gutow L, Janke M (1999) The recent arrival on 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

- Gehling C, Eschmann C (2004) Kartierung der Verbreitung des Gezeiten-Rotalgen *Chondrus crispus* und *Mastocarpus stellatus* im Helgoländer NO-Watt unter Berücksichtigung des Substrates. Projektbericht. Universität Bremen. 89 Seiten
- Gerlach SA (1990) Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. Umweltbundesamt, Berlin. 195 Seiten
- GESAMP (IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) (1989) Long-term consequences of low-level marine contamination. An analytical approach. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 14 Seiten
- Gibbs PE, Bryan GW (1986) Reproductive failure in populations of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, caused by imposex induced by tributyltin from antifouling paints. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 66: 767-777
- Gibbs PE, Bryan GW, Pascoe PL, Burt GR (1987) The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 67: 507-523
- Gibbs PE, Pascoe PL, Burt GR (1988) Sex change in the female dog-whelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 68: 715-731
- Gibson CP, Wilson SP (2003) Imposex Still Evident in Eastern Australia 10 Years After Tributyltin Restrictions. Marine Environmental Research 55: 101-112
- Guiry and Nic Dhonncha. AlgaeBase version 2.1. World-wide electronic publication. <http://www.algaebase.org> . 2004. National University of Ireland, Galway.
- Gutow L, Franke HD (2003) Metapopulation structure of the marine isopod *Idotea metallica*, a species associated with drifting habitat patches. Helgoland Marine Research 56: 259-264
- Hagmeier A (1930) Die Besiedlung des Felsstrandes und der Klippen von Helgoland - 1. Teil: Der Lebensraum. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 15: 1-40
- Hallier E (1863) Die Vegetation auf Helgoland. Otto Meißner, Hamburg.
- Hardy FG, Evans SM, Tremayne MA (1993) Long-term changes in the marine macroalgae of three polluted estuaries in North-East England. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 172: 81-92
- Harms J, Anger K (1983) Seasonal, annual, and spatial variation in the development of hard bottom communities. Helgoländer Meeresuntersuchungen 36: 137-150
- Hawkins SJ, Proud SV, Spence SK, Southward AJ (1994) From the individual to the community and beyond: Water quality, stress indicators and key species in coastal ecosystems. In: Freshwater Biological Association (ed) Water quality and stress indicators in marine and freshwater ecosystems: linking levels of organisation (individuals, populations, communities). Ambleside UK, 35-62
- Heemken OP, Sturm BEC, Theobald N, Wenclawiak BW (1996) Flüsse als Eintragsquellen organischer Mikroverunreinigungen für die Nordsee. Deutsche Hydrographische Zeitung. Aktuelle Probleme der Meeresumwelt. Suppl No.6: 63-79
- Hickel W, Eickhoff M, Spindler H, Berg J, Raabe T, Mueller R (1996) Auswertung von Langzeit-Untersuchungen von Nährstoffen und Phytoplankton in der Deutschen Bucht. Texte 23. Umweltbundesamt, Berlin. 213 Seiten

-
- Hickel W, Mangelsdorf P, Berg J (1993) The human impact in the German Bight: Eutrophication during three decades (1962-1991). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 47: 243-263
- Hiscock K, Southward A, Tittley I, Hawkins S (2004) Effects of changing temperature on benthic marine life in Britain and Ireland. *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 333-362
- Hopkin R, Kain JM (1978) The effects of some pollutants on the survival, growth and respiration of *Laminaria hyperborea*. *Estuarine, Coastal and Marine Science* 7: 531-553
- Hüppop O (1997) Langzeit-Veränderungen der Brutbestände Helgoländer See- und Küstenvögel. *Seevögel* 18: 38-44
- Ide I, Witten EP, Fischer J, Kalbfus W, Zellner A, Stroben E, Watermann B* (1997) Accumulation of organotin compounds in the common whelk *Buccinum undatum* and the red whelk *Neptunea antiqua* in association with imposex. *Marine Ecology Progress Series* 152: 197-203
- Janke K (1986) Die Makrofauna und ihre Verteilung im Nordost - Felswatt von Helgoland. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 40: 1-55
- Janke K (1990) Biological interactions and their role in community structure in the rocky intertidal of Helgoland (German Bight, North Sea). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 44: 219-263
- Jayasekera R, Rossbach M (1996) The use of seaweeds for monitoring trace elements in coastal waters. *Environmental Geochemistry and Health* 18: 63-68
- Jones DJ (1971) Ecological studies on macroinvertebrate populations associated with polluted kelp forests in the North Sea. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 22: 417-441
- Jones DJ (1973) Variation in the trophic structure and species composition of some invertebrate communities polluted kelp forests in the North Sea. *Marine Biology* 20: 351-365
- Jørgensen SE (1988) *Fundamentals of ecological modelling*. Elsevier, Amsterdam. 391 Seiten
- Kalbfus W, Zellner A, Frey S, Stanner E (1991) Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. Umweltbundesamt, Berlin. 165 Seiten
- Kangas P, Autio H, Haellfors G, Luther H, Niemi A, Salemaa H (1982) A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvaerminne, south coast of Finland in 1977-81. *Acta Botanica Fennica* 118: 1-27
- Karez R (2003) Do monospecific stands of three *Fucus* species (Phaeophyta) comply with the 'self-thinning rule'? *European Journal of Phycology* 38: 171-180
- Karez R, Chapman ARO (1998) A competitive hierarchy model integrating roles of physiological competence and competitive ability does not provide a mechanistic explanation for the zonation of three intertidal *Fucus* species in Europe. *Oikos* 81: 471-494
- Karez R, Engelbert S, Kraufvelin P, Pedersen MF, Sommer U (2004) Biomass response and changes in composition of ephemeral macroalgal assemblages along an experimental gradient of nutrient enrichment. *Aquatic Botany* 78: 103-117
- Kautsky H, Kautsky L, Kautsky N, Kautsky U, Lindblad C (1992) Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeographica Suecica* 78: 33-48

- Kautsky N, Kautsky H, Kautsky U, Waern M (1986) Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 28: 1-8
- Kornmann P, Sahling PH (1977) Meeresalgen von Helgoland. Benthische Grün-, Braun- und Rotalgen. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 29: 1-289
- Kornmann P, Sahling PH (1994) Meeresalgen von Helgoland: Zweite Ergaenzung. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 48: 365-406
- Kröncke I (1992) Macrofauna standing stock of the Dogger Bank. A comparison: 3. 1950-54 Versus 1985-87. A final summary. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 46: 137-169
- Kröncke I, Wieking G (2003) Klimatisch bedingte Veränderungen im Benthos der Nordsee. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. *Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg, 172-175
- Kuckuck P (1894) Bemerkungen zur marinen Algenvegetation von Helgoland. *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Abt. Helgoland* 1: 225-263
- Kuckuck P (1897) Beiträge zur Kenntnis der Meeresalgen. 1. Über *Rhododermis parasitica* Batters. 2. Über *Rhodochorton membranaceum* Magnus, eine chitinbewohnende Alge. 3. Die Gattung *Mikrosyphar* Kuckuck. 4. Über zwei höhlenbewohnende Phaeosporeen. *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Abt. Helgoland* 2: 329-370
- Kuckuck P (1897) Bemerkungen zur marinen Algenvegetation von Helgoland II. *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Abt. Helgoland* 2: 373-400
- Kuckuck P (1897) Über marine Vegetationsbilder. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 15: 441-448
- Kuckuck P (1900) Beiträge zur Kenntnis der Meeresalgen. *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Abt. Helgoland* 3: 13-82
- Kuckuck P (1912) Beiträge zur Kenntnis der Meeresalgen. 10. Neue Untersuchungen über *Nemoderma* Schousboe. 11. Die Fortpflanzung der Phaeosporeen. 12. Über *Platoma bairdii* Farl. Kuckuck. *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Abt. Helgoland* 5: 117-210
- Kümmerer K. (2004) *Pharmaceuticals in the environment*. Springer, Berlin
- Lein TE (1996) *Arthrocladia villosa* (Hudson) Duby and *Sporochnus pedunculatus* (Hudson) C. Agardh (Phaeophyceae) in Scandinavia. *Sarsia* 81: 77-79
- Lein TE, Sjoetun K, Wakili S (1991) Mass-occurrence of a brown filamentous endophyte in the lamina of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie along the southwestern coast of Norway. *Sarsia* 76: 187-193
- Liebezeit G (2003) Einträge in die Nordsee durch Verklappung. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. *Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg, 114-116
- Lubchenco J (1983) *Littorina* and *Fucus*: Effects of herbivores, substratum heterogeneity, and plant escapes during succession. *Ecology* 64: 1116-1123
- Lüning K (1969) Standing crop and leaf area index of the sublittoral *Laminaria* species near Helgoland. *Marine Biology* 3: 282-286

- Lüning K (1970) Tauchuntersuchungen zur Vertikalverteilung der sublitoralen Helgoländer Algenvegetation. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 21: 271-291
- Lüning K (1971) Seasonal growth of *Laminaria hyperborea* under recorded underwater light conditions near Helgoland. In: Fourth European Marine Biogeochemistry Symposium. Cambridge, University Press. D. J. Crisp (Ed.). 347
- Lüning K (1985) Meeresbotanik. Thieme Verlag, Stuttgart. 375 Seiten
- Lüning K, Dring MJ (1979) Continuous underwater light measurement near Helgoland (North-Sea) and its significance for characteristic light limits in the sublittoral region. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 32: 403-424
- Magnus P (1875) Die botanischen Ergebnisse der Nordseefahrt vom 21. Juli bis 9. September 1872. II. Jahresbericht der Kommission zur Untersuchung der deutschen Meere in Kiel: 61-78
- Malea P, Haritonidis S, Stratis I (1994) Bioaccumulation of metals by Rhodophyta species at Antikyra Gulf (Greece) near an aluminium factory. Botanica Marina 37: 505-513
- Markham JW, Munda IM (1980) Algal recolonization in the rocky eulittoral at Helgoland, Germany. Aquatic Botany 9: 33-71
- Martens P (1978) Contribution to the hydrographical structure of the eastern German Bight. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 31: 414-424
- Michaelis H (1978) Recent biological phenomena in the German Waddensea. Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 172: 276-277
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000) Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. Phycologia 39: 245-257
- Molenaar FJ, Breeman AM (1997) Latitudinal trends in the growth and reproductive seasonality of *Delesseria sanguinea*, *Membranoptera alata*, and *Phycodrys rubens* (Rhodophyta). Journal of Phycology 33: 330-343
- Moore PG (1973) The kelp fauna of northeast Britain. 2. Multivariate classification: turbidity as an ecological factor. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 13: 127-163
- Moore PG (1985) Levels of heterogeneity and the amphipod fauna of kelp holdfasts. In: Moore PG, Seed R (eds) The Ecology of Rocky Coasts. Hodder & Stoughton, 274-289
- Morand P, Briand X (1996) Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. Botanica Marina 39: 491-516
- Moy FE (2004) Shift in *Laminaria saccharina* communities in southern Norway. Abstract XVIII International Seaweed Symposium 2004, Bergen, Norway: 72
- Mühlenhardt-Siegel U (1990) Die Weichbodenfauna vor der Elbemündung unter dem Einfluß der Klärschlammverklappung. Helgoländer Meeresuntersuchungen 44: 189-217
- Munda IM (1993) Changes and degradation of seaweed stands in the northern Adriatic. Hydrobiologia 260/261: 239-253
- Munda IM, Markham JM (1982) Seasonal variations of vegetation patterns and biomass constituents in the rocky eulittoral of Helgoland. Helgoländer Meeresuntersuchungen 35: 131-151

- Nehring S (2003) Einnischung exotischer und wärmeliebender Arten. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 169-171
- Niell FX, Fernandez C, Figueroa FL, Fuentes JM, Perez-Llorens JL, Garcia-Sanchez MJ, Hernandez I, Fernandez JA, Espejo M, Buela J, Garcia-Jimenez MC, Clavero V, Jimenez C (1996) Spanish Atlantic Coasts. In: Schramm, Nienhuis (eds) Marine benthic vegetation. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 265-281
- Nienburg W (1930) Die Besiedelung des Felsstrandes und der Klippen von Helgoland. II. Die Algen. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 15: 1-15
- Nienhuis PH (1996) The North Sea Coasts of Denmark, Germany and the Netherlands. In: Schramm, Nienhuis (eds) Marine benthic vegetation. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 187-221
- Nixon SW (1995) Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-219
- Oehlmann J, Ide I, Bauer B, Watermann B, Schulte-Oehlmann U, Liebe S, Fioroni P (1998) Erfassung morpho- und histopathologischer Effekte von Organozinnverbindungen auf marine Mollusken und Prüfung ihrer Verwendbarkeit für ein zukünftiges biologisches Effektmonitoring. Texte Umweltbundesamt, 46/98, 194 Seiten
- Oehlmann J, Stroben E, Fiorino P (1992) The rough tingle *Ocenebra erinacea* (Gastropoda: Muricidae): an exhibitor of imposex in comparison to *Nucella lapillus*. Helgoländer Meeresuntersuchungen 46: 311-328
- Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N (2003) An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3: 27-33
- OSPAR (1997) Summary Report. OSPAR Commission, 40 Seiten
- Paerl HW (1995) Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition: current perspectives. *Ophelia* 41: 237-259
- Pedersen MF, Borum J (1997) Nutrient control of estuarine macroalgae: Growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. *Marine Ecology Progress Series* 161: 155-163
- Phillips JC, Hurd CL (2004) Kinetics of nitrate, ammonium, and urea uptake by four intertidal seaweeds from new zealand. *Journal of Phycology* 40: 534-545
- Radach G (1998) Quantification of long-term changes in the German Bight using an ecological development index. *ICES Journal of Marine Science* 55: 587-599
- Radach G, Berg J (1986) Trends in den Konzentrationen der Nährstoffe und des Phytoplanktons in der Helgoländer Bucht (Helgoland Reede Daten). *Berichte der Biologischen Anstalt Helgoland* 2: 1-63
- Radach G, Berg J, Hagmeier E (1990) Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV Elbe 1 in the German Bight. *Continental Shelf Research* 10: 305-328
- Reichard AC (1910) Hydrographische Beobachtungen bei Helgoland in den Jahren 1893-1908. *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, Abt. Helgoland* 5-42

- Reichert, K (2003) Die Makrofauna und ihre räumliche Verteilung und saisonale Veränderung im Felswatt von Helgoland. Diplomarbeit, Universität Hamburg. 112 Seiten
- Reid PC, Lancelot C, Gieskes WWC, Hagmeier E, Weichart G (1990) Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: A review. *Netherlands Journal of Sea Research* 26: 295-331
- Reinke J (1888) Die braunen Algen (Fucaceen und Phaeosporeen) der Kieler Bucht. *Berichte der botanischen Gesellschaft* 6: 14-20
- Reise K (2003) Grüner Wechsel im Wattenmeer: Weniger Seegraswiesen und das Aufkommen der Grünalgenmatten. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) *Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 196-200*
- Rodriguez-Prieto C, Polo L (1996) Effects of sewage pollution in the structure and dynamics of the community of *Cystoseira mediterranea* (Fucales, Phaeophyceae). *Scientia Marina* 60: 253-263
- Sagarin RD, Barry JP, Gilman SE, Baxter CH (1999) Climate-related change in an intertidal community over short and long time scales. *Ecological Monographs* 69: 465-490
- Santos MM, Ten Hallers-Tjabbes CC, Santos AM, Vieira N (2002) Imposex in *Nucella lapillus*, a bioindicator for TBT contamination: re-survey along the Portuguese coast to monitor the effectiveness of EU regulation. *Journal of Sea Research* 48: 217-223
- Scanlan CM, Wilkinson M (1987) The use of seaweeds in biocide toxicity testing. Part 1. The sensitivity of different stages in the life-history of *Fucus*, and of other algae, to certain biocides. *Marine Environmental Research* 21: 11-29
- Schindler J, Lindemann H (1990) Bau und Instandsetzung kommunaler Hafen- und Uferanlagen der Insel Helgoland seit 1952. *Küste* 49: 205-236
- Schmidt OC (1928) Die Algenvegetation Helgolands. In: Karsten G (ed) *Vegetationsbilder*. Fischer, Jena, 25-30
- Schories D, Albrecht A, Lotze H (1997) Historical changes and inventory of macroalgae from Koenigshafen Bay in the northern Wadden Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 51: 321-341
- Schramm, Nienhuis P-H (1996) *Marine benthic vegetation*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Schultze K, Janke K, Krüss A, Weidemann W (1990) The macrofauna and macroflora associated with *Laminaria digitata* and *L. hyperborea* at the island of Helgoland (German Bight, North Sea). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 44: 39-51
- Smith SDA (2000) Evaluating stress in rocky shore and shallow reef habitats using the macrofauna of kelp holdfasts. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7: 259-272
- Steele RL, Hanisak MD (1977) Sensitivity of some brown algal reproductive stages to oil pollution. *Proc. Int. Seaweed Symp.* 9: 181-190
- Stroben E, Oehlmann J, Fioroni P (1992) *Hinia reticulata* and *Nucella lapillus*. Comparison of two gastropod tributyltin bioindicators. *Marine Biology* 114: 289-296
- Taylor RB, Rees TAV (1998) Excretory products of mobile epifauna as a nitrogen source for seaweeds. *Limnology and Oceanography* 43: 600-606
- Tewari A, Joshi HV (1988) Effect of domestic sewage and industrial effluents on biomass and species diversity of seaweeds. *Botanica Marina* 3: 389-397

- Theobald N (1998) Identifizierung neuer Schadstoffe im Rahmen der Meeresumwelt-Überwachung (Target- und Non-Target Screening). Aktuelle Probleme der Meeresumwelt. 8. Wissenschaftlichen Symposium. Deutsche Hydrographische Zeitung Suppl. Nr.8: 27-37
- Thiemann J (1990) Die Geschichte der Hafenanlage der Insel Helgoland bis 1952. Küste 49: 237-253
- Tittley, I (1982) The effects of man-made constructions on the marine flora of the southern North Sea. M.Phil. thesis The Open University
- van Bernem K-H (2003) Einfluss von Ölen auf marine Organismen und Lebensräume. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 229-234
- van Beusekom JEE, Fock H, de Jong F, Diel-Christiansen S, Christiansen B (2001) Wadden Sea specific eutrophication criteria. Comon Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. 103 Seiten
- Vogt H, Schramm W (1991) Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (western Baltic): What are the causes? Marine Ecology Progress Series 69: 189-194
- von Stosch HA (1969) Observations on *Corallina*, *Jania* and other red algae in culture. Proc. Int. Seaweed Symp. 6: 389-399
- Wallentinus I (1996) The Northern Atlantic Coasts (the Swedish West Coast, Norway and Ireland). In: Schramm , Nienhuis (eds) Marine benthic vegetation. Springer Verlag, Berlin , Heidelberg, 165-184
- Watermann B (1993) Antifoulingrückstände in Wasser und Sediment. In: Schriftenreihe Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V. (ed) Antifouling im Meer - Gefahren durch Schiffsanstriche. SDN - Kolloquium 1993: 47-57
- Watermann B, Siebert U, Schulte-Oehlmann U, Oehlmann J (2003) Endokrine Effekte durch Tributylzinn (TBT). In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, v. Westernhagen H (eds) Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 239-247
- Weichart G (1985) High pH values in the German Bight as an indication of intensive primary production. Deutsche Hydrographische Zeitschrift 38: 93-117
- Weichart G (1986) Nutrients in the German Bight, a trend analysis. Deutsche Hydrographische Zeitschrift 39: 197-206
- Wilkinson M, Scanlan CM, Tittley I (1987) The attached algal flora of the estuary and Firth of Forth, Scotland. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B 93: 343-354
- Wilkinson M., Tittley I (1979) The marine algae of Elie, Scotland: a re-assessment. Botanica Marina 22: 249-256
- Wiltshire KH, Manly BFJ (2004) The warming trend at Helgoland Roads, North Sea: Phytoplankton-response. Helgoland Marine Research: in press
- Wootton JT (1991) Direct and indirect effects of nutrients on intertidal community structure: Variable consequences of seabird guano. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 151: 139-153

Worm B, Lotze HK, Bostroem C, Engkvist R, Labanauskas V, Sommer U (1999) Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. *Marine Ecology Progress Series* 185: 309-314

Ziegelmeier E (1970) Über Massenvorkommen verschiedener makrobenthaler Wirbelloser während der Wiederbesiedlungsphase nach Schädigung durch "katastrophale" Umwelteinflüsse. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 21: 9-20