

Die Makrofauna im Sandboden des ufernahen Flachwassers der Kieler Außenförde, 1998-2000¹

von Thies Basedow und Sünnje L. Basedow

Summary

The macrozoobenthos at shallow sandy sites of the Outer Kiel Fjord, 1998- 2000

Mid of August, 1998 to 2000, at different sites with sandy soil at a water depth of 1.5m, square samples of 0.25 m² were taken 6 cm deep in the bottom at three site groups in the outer Kiel Fjord, with a special shoving device by hand (mesh diameter 1 mm), and washed on a floating sieve (mesh diameter 1 mm). With a borer of macrolon® the depth of the black sediment layer, which correlates with the redoxcline was measured optically in August 2000. Site groups were 1) Laboe near to the beach (a broad and shallow open lagoon, depth of black sediment layer 3.5 cm), 2) Möltenort (depth of black sediment layer 6 cm) and 3) Laboe at breaker zone (500 m from the shore; depth of black sediment layer 20 to >30 cm). Per site 8 m² in total were sampled, and analysed for macrozoobenthos (>1 mm). In eight species significant differences between sites were observed. Numbers m⁻² at site (1) averaged 6,562 specimens (16 species), at site (2), 10,106 (19 species), and at site (3) 4,565 (18 species). Bivalves m⁻² were 541 (1), 6,536 (2) and 1,954 (3). The age structure of populations of *Mya arenaria* and *Macoma balthica* revealed, that especially juvenile stages suffered losses at site (1). In some cases gaps were observed, pointing to phases of deterioration. At sites 2 and 3, six zoobenthic species occurred with only one or two specimens, among them *Ensis directus*. At site 1 only one species (*Priapulius caudatus*) occurred exclusively. Site 2 proved to be most productive. The ecological significance of the findings is discussed, pointing out the important role of the breaker zones like site 2 and 3 for the Baltic Sea.

Einleitung

Mehrere Autoren haben die Notwendigkeit herausgestellt, eine Langzeit-Überwachung der Meere und Küstengewässer sowie Ökosystem-Forschung durchzuführen (PIERCE 1980, REISE 1995, KURBJEWIT 1996, u.a.). In der Ostsee ist in dieser Hinsicht bereits viel getan worden, insbesondere das Makrozoobenthos betreffend (KÜHL-MORGEN-HILLE 1963, 1965, ARNTZ 1971, ANGER 1977, ARNTZ & RUMOHR 1986, ANDERSIN et al. 1990, RUHMOHR 1993, RUMOHR et al. 1996). Aber im Flachwasser wurde das Makrozoobenthos quantitativ vorwiegend im Wattenmeer der Nordsee (REMANE 1940,

¹ Herrn Professor Dr. Berndt Heydemann zum 75. Geburtstag

REISE et al. 1994) oder im Skagerrak (MÖLLER & ROSENBERG 1983) studiert. Untersuchungen im Flachwasser der Ostsee sind noch selten. WORTHMANN (1976) untersuchte die südliche Kieler Bucht, MUUS (1963) und RASMUSSEN (1973) führten Langzeit-Erhebungen in nördlichen Gebieten der Ostsee durch.

Der gegenwärtige Zustand des litoralen Makrozoobenthos in der Ostsee ist unklar. BREY (1986) berichtet über eine Zunahme der Abundanz des Makrozoobenthos in der Kieler Bucht in 5 bis 15 m Tiefe, wahrscheinlich zumindest partiell aufgrund der Eutrophierung. KUBE (1996) zeigt für die Pommersche Bucht Veränderungen von 1950 bis 1990 auf, die die Artenzahl (negativ) und die Individuenzahl und Biomasse (positiv) betreffen; besonders bedroht war die Zone von mehr als 15 m Tiefe. RUMOHR (1993) beschreibt verschiedene Stadien der Störungen am Grunde der Ostsee, und LOZÁN et al. (1996) zeigen die Bedrohung des Makrozoobenthos durch Sauerstoffmangel.

Mit dem Ziel, den gegenwärtigen Zustand des litoralen Makrozoobenthos in der Kieler Aussenförde zu beschreiben, haben wir an drei verschiedenen Standorten von 1998 bis 2000 jährlich Mitte August Proben genommen. Es erscheint schwierig, mit einem Probetermin pro Jahr eine Bestandsaufnahme durchzuführen, aber zumindest zeigt WORTHMANN (1976), dass beim litoralen Makrozoobenthos in der tidenfreien Ostsee Mitte August ein guter Termin für eine Probenahme ist. In den drei Untersuchungsjahren summierten sich die Proben für jeden der drei Standorte auf 8 m², und auf dieser Basis wurden Schlussfolgerungen gezogen. Des weiteren haben wir in dieser Untersuchung die Bedeutung der Brandungszone geprüft. Im ganzen kann die vorgelegte Arbeit als ein Beitrag zum Öko-Monitoring in der Ostsee betrachtet werden.

Untersuchungsgebiete

Es wurden drei unterschiedliche Sand-Standorte ohne Pflanzenbewuchs ausgewählt, ein Standort in Möltenort und zwei Standorte in Laboe (Abb. 1).

Standort 1, Laboe - strandnah

Vor Laboe liegt eine etwa 450 m breite und etwa 1,50 m tiefe Flachwasserzone, die mit einer Sandbank (0-80 cm Wassertiefe) abschliesst. Diese Flachwasserzone ist eine offene Lagune mit geringer Wasserbewegung und vermehrter Ablagerung von Detritus. In der Lagune wurden, 50 m von der Strandlinie entfernt, an zwei ca. 500 m voneinander entfernten Stellen Proben genommen: 1.a in Richtung Kieler Bucht, auf Höhe des Laboer Ehrenmals, 1.b in Richtung Kieler Hafen, auf Höhe der Laboer Schwimmhalle.

Standort 2, Möltenort - strandnah

An der Verengung der Kieler Aussenförde (gegenüber dem Falkensteiner Leuchtturm) sind die Wasserverhältnisse einfach. Vom Strand aus sinkt die Wassertiefe graduell auf 3 m, ehe sie dann ziemlich steil auf 15 m zur Fahrrinne absinkt. Die Brandungszone liegt strandnah, mit relativ niedriger Brandung. Hier wurden bei 1,50 m Wassertiefe an einer Stelle Proben entnommen.

Standort 3, Laboe - Brandungszone

Hinter der ca. 450 m vom Strand entfernten Laboer Sandbank befindet sich eine ca. 50 m breite Zone mit starker Wasserbewegung und ca. 1,50 m Wassertiefe. Dahinter fällt der Boden relativ steil ab zur Fahrrinne mit 15 m Tiefe. In dieser ca. 500 m vom Strand entfernten Zone wurden wie an Standort 1 an zwei Stellen Proben genommen: 3.a in Richtung Kieler Bucht, auf Höhe des Laboer Ehrenmals, 3.b in Richtung Kieler Hafen, auf Höhe der Laboer Schwimmhalle. Eine Orientierung war anhand der Bojen, die die Schwimmerzone begrenzen, leicht möglich.

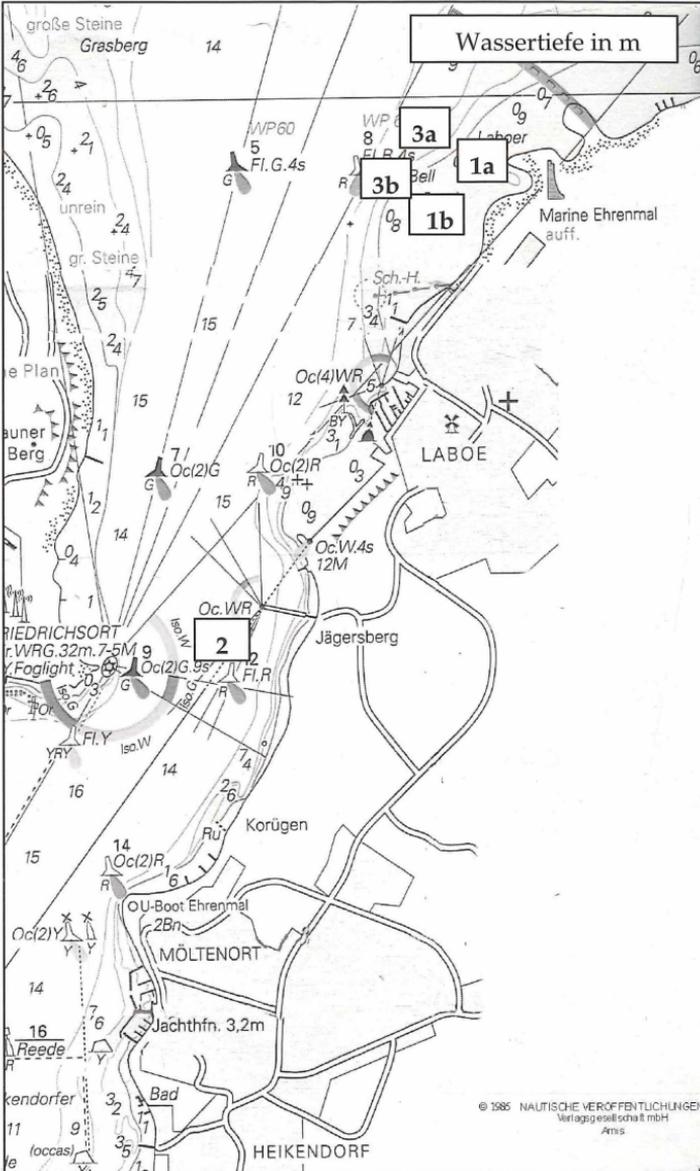


Abb. 1. Karte des Untersuchungsgebietes, mit den Beprobungsorten 1a,b, 2 und 3a,b (s. Text)

Die Untersuchungsstandorte wurden anhand von drei Kriterien charakterisiert (Tab. 1): Wasserbewegung und Bodenart wurden qualitativ geschätzt. Die Tiefenlage der schwarzen Sedimentschicht, die mit der Redoxkline korreliert, wurde optisch ermittelt. Hierzu wurde im August 2000 ein Makrolon-Zylinder (Durchmesser 5 cm) in den Boden gesenkt und mit einem Propfen verschlossen. Nach dem Anheben konnte die Tiefenlage der schwarzen Sedimentschicht als schwarzer Strich abgelesen werden. Von Standort 1 über 2 zu 3 lässt sich demnach auf eine Abnahme der Nährstoffgehalte und eine Zunahme der Sauerstoff-Verfügbarkeit im Sediment schliessen.

Tab.1. Die Charakterisierung der untersuchten Standorte nach verschiedenen Kriterien.

Standorte	1. Laboe strand- nah (a, b)	2. Möltenort strandnah	3. Laboe Brand- ungszone (a, b)
Wasserbewegung	Gering	Mittlere Stärke	Stark
Bodenart	Schluffig-sandig	Sandig-schluffig	Sandig
Tiefe (cm) der schwarzen Sedimentschicht (August 2000)	1-5 (Ø 3,5)	6	20-30

Methoden

Alle Proben an den fünf Probestellen (drei Standorten) wurden in den Jahren 1998 bis 2000 Mitte August entnommen. Die Probestellen wurden zu Fuß aufgesucht. Ein speziell konstruierter Schieber aus V2A-Stahl mit einer Öffnung von 12,5 cm Breite und 12 cm Höhe wurde zur Probenentnahme genutzt (Abb. 2). An den Seiten bei 6 cm Höhe hatte der Schieber Flügel, die bei der Probenahme das Einhalten von 6 cm Tiefe gewährleisten. Der Schieber (an einem Schaufelstiel befestigt) war 10 cm lang und mit einem 40 cm langen 1-mm-Gazebeutel versehen. So war es möglich, eine exakte Probe von 12,5 x 50 x 6,0 cm aus der Bodenoberfläche zu schneiden, entsprechend einer Fläche von 0,0625 m². Es wurden randomisiert vier Proben entnommen und kumulativ (0,25 m²) auf einem schwimmenden Sieb (1-mm-Gaze) ausgewaschen, in eine Flasche überführt und in 96% Alkohol konserviert. Pro Tag wurden an jedem Standort 4 x 0,25 m² entnommen, in jedem Jahr 2 bis 3 m², insgesamt an den drei Standorten, 1998 bis 2000, je acht m². Tief siedelnde Arten wie *Arenicola marina* (L.) (Polychaeta, Arenicolidae) konnten mit der Methode nicht voll erfasst werden. *Hediste diversicolor* (O.F. Müller) (Polychaeta, Nereidae) wurde meist fragmentiert. Nur Vorderenden wurden gezählt. Die Siphonen großer, tief siedelnder *Mya arenaria* L. (Bivalvia, Myacidae) wurden bei der Probenahme abgeschnitten und mit erfasst, so dass auf die Präsenz der Muscheln geschlossen werden konnte. Auch die quantitative flächenmäßige Erfassung der Epifauna, wie *Carcinus* und *Crangon* dürfte wegen ihrer Mobilität nicht vollständig gelungen sein. Dennoch sind sie bei der Populationsdichte mit aufgeführt (Tab. 2). Alle problematischen Tiere (sechs Arten) sind aber gekennzeichnet. Aufgrund der genannten Nachteile der angewandten Methode wurde auf die Bestimmung der Biomasse verzichtet. Die 1-mm-Gaze garantiert auch nicht die vollständige Erfassung aller juvenilen Polychaeta und Gastropoda. Jedoch war der

Anteil sehr kleiner Hydrobien in den Fängen auffällig, so dass mit keinem übermäßigen Verlust gerechnet werden muss.

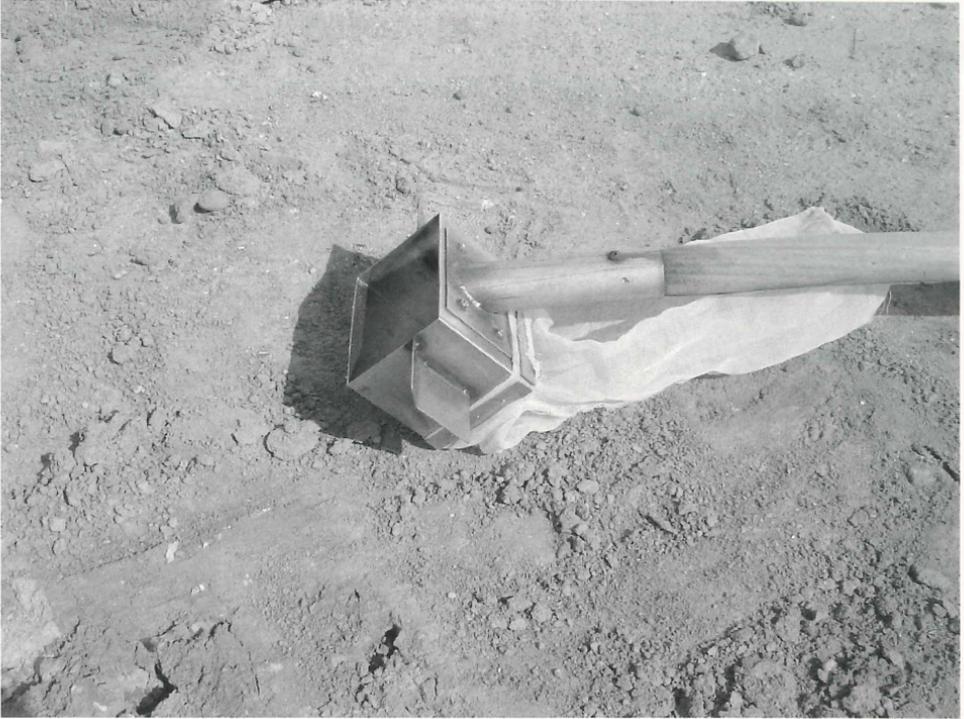


Abb. 2. Foto des eingesetzten Schiebers.

Die Identifikation der Fänge erfolgte nach STRESEMANN (1973), WILLMANN (1989) und HAYWARD & RYLAND (1995). Die Länge der Muschelschalen wurde gemessen, indem sie in einer Petrischale auf mm-Papier gelegt wurden (Genauigkeit: 0,5 mm).

Zur statistischen Analyse wurde das SPSS-Programm verwendet (ANOVA und Duncan's Multiple Range Test).

Ergebnisse

Populationsdichte

Die Durchschnittsbefunde der drei Untersuchungsjahre sind in Tab. 2 zusammengestellt. Die einzelnen systematischen Gruppen werden nacheinander besprochen, ehe eine zusammenfassende Übersicht gegeben wird.

1. Gastropoda: Von den Arten der Gattung *Hydrobia* traten *H. ulvae* (Pennant) und *H. ventrosa* (Montagu) in den Untersuchungsgebieten auf. Der Standort Laboe, strandnah (Probestellen 1a, b) zeigt die signifikant höchste Abundanz der *Hydrobia*-Arten. Der Standort Laboe-Brandungszone, mit reinem Sandboden (3a, b) wies das deutlich niedrigste Vorkommen der *Hydrobia*-Arten auf, und der Standort Möltenort (2) lag zwischen den beiden. *Littorina littorea* (L.) trat an allen Standorten nur juvenil auf und in sehr geringer Dichte.

Tabelle 2. Die Benthos-Makrofauna bei einer Wassertiefe von 1.5 m an verschiedenen Sand-Standorten der Kieler Aussenförde (Mitte August 1998-2000): Individuen pro m² (Durchschnitt). Zahlen in einer Zeile, vor denen unterschiedliche Buchstaben stehen, sind signifikant verschieden ($p < 0.01$, Duncan)

Klasse/ Art (Individuen m ⁻²)	Standort	Laboe, strandnah, (1a, b)	Möldenort, strandnah (2)	Laboe, Brandungs- zone (3a, b)
Gastropoda	<i>Hydrobia ulvae</i> und <i>H. ventrosa</i>	A 5495,0	B 3494,0	C 1234,0
Bivalvia	<i>Mya arenaria</i> L.**	C 435,3	A 3977,3	B 1111,8
	<i>Cerastoderma edule</i> (L.)	C 25,3	A 2201,9	B 683,0
	<i>Macoma balthica</i> (L.)	64,6	224,9	117,3
	<i>Mytilus edulis</i> L.	C 15,5	A 131,9	B 32,4
	<i>Ensis directus</i> (Conrad)	0	0,13	0
	Summe	540,7	6536,13	1944,5
Crustacea	<i>Bathyporeia pilosa</i> Lindström	B 1,5	B 1,75	A 1212,5
	<i>Corophium arenarium</i> (Pallas)	A 338,9	B 6,3	B 0,8
	<i>Crangon crangon</i> (L.)*	B 4,8	A 16,9	B 6,6
	<i>Gammarus locusta</i> (L.)*	3,1	2,2	42,5
	<i>Idotea baltica</i> (Pallas)*	2,8	0,8	55,8
	<i>Carcinus maenas</i> (L.)*	0	0,13	0,25
	<i>Diastylis rathkei</i> (Kröyer)	0	0	0,13
	Summe	351,1	28,08	1318,58
Polychaeta	<i>Hediste diversicolor</i> (O.F. Müll.)	A 160,4	B 22,4	B 29,9
	<i>Pygospio elegans</i> Claparède	14,2	22,4	37,5
	<i>Eteone longa</i> (F.)	1,0	2,8	0
	<i>Arenicola marina</i> (L.)**	0	0	0,13
	Summe	175,6	47,6	67,53
Actiniaria	<i>Edwardsia</i> sp.	0	0,25	0,13
Priapulida	<i>Priapulidus caudatus</i> Lamarck	0,13	0	0
Asteroidea	<i>Asterias rubens</i> L.	0	0,25	0
Summe pro m ² (Durchschnitt von 8 m ²)		6562,53	10106,31	4564,74
Anzahl Arten ¹⁾	22	16	19	19 ²⁾

¹⁾ inklusive *Littorina littorea* (hier nur Juvenile, an allen Standorten sehr selten)

²⁾ inklusive *Hyperoplus lanceolatus* (Lesauv.) (Sandaal)

* Epifauna, aufgrund der Mobilität wahrscheinlich nicht vollständig erfasst

** aufgrund der Siedlungstiefe nur in Körperteilen (adulte *M. arenaria*) oder unvollständig erfasst (*A. marina*)

2. **Bivalvia:** Die Muscheln (fünf Arten) waren nach den *Hydrobia*-Arten die häufigste Gruppe. Standort 1 bot ihnen offenbar die schlechtesten Bedingungen, da sie hier in sehr geringen Zahlen/m² (insgesamt 540) angetroffen wurden, vorwiegend *Mya arenaria*. Mit 6536 Individuen pro m² wurde am Standort 2 der zwölfwache Abundanz-Wert der Muscheln ermittelt, wobei drei Arten signifikant am häufigsten waren (*M. arenaria*, *Cerastoderma edule* und *Mytilus edulis*). An Standort 3 waren

diese drei Arten signifikant häufiger als an Standort 1, aber auch signifikant seltener als an Standort 2. *Macoma balthica* zeigte die gleiche Tendenz. An Standort 2 wurde ein Individuum der aus den USA eingeschleppten Art *Ensis directus* gefunden (COSEL et al. 1982). Insgesamt profitierten die Muscheln am meisten von den Verhältnissen in Möltenort (2), während Standort 1 (Laboe strandnah) abträglich für die Muscheln war.

3. Crustacea: Bei den Crustacea (sieben Arten) erwiesen sich die Verhältnisse als differenzierter. *Bathyporeia pilosa* wurde erwartungsgemäß (HAYWARD & RYLAND 1995) in der signifikant höchsten Anzahl an Standort 3 gefunden. Dieser Tendenz schlossen sich *Idotea baltica* und *Gammarus locusta* an. Beim Wattkrebs *Corophium arenarium* dagegen zeigte erwartungsgemäß der nährstoffreiche Standort 1 signifikant die höchsten Zahlen. *Crangon crangon* war in Möltenort (Standort 2) am häufigsten. *Carcinus maenas* fehlte an Standort 1, und *Diastylis rathkei* wurde nur an Standort 3 gefunden. Insgesamt waren die Crustacea, bedingt durch die ungleiche Verteilung von zwei Arten (*Bathyporeia pilosa* und *Corophium arenarium*) an Standort 3 am zahlreichsten und an Standort 1 am zweit-häufigsten.
4. Polychaeta: Bei den Polychaeta (vier Arten) wurde *Hediste diversicolor* in der signifikant größten Anzahl am nährstoffreichen Standort 1 angetroffen. *Pygospio elegans* war gleichmäßig auf die Standorte verteilt. *Eteone longa* fehlte an Standort 3, und *Arenicola marina* wurde nur dort beobachtet.
5. Übrige Gruppen: *Edwardisia* sp. (Actiniaria) wurde nicht an Standort 1 gefunden, *Priapulus caudatus* (Priapulida) dagegen nur dort. *Asterias rubens* (Asteroidea) wurde nur in Möltenort gefunden (nach einem Sommersturm, der auf die Küste zu wehte), dort wo die Beutetiere der Adulten, die Muscheln, außerordentlich zahlreich waren.

Von den 22 in Tab. 2 aufgelisteten Arten konnten 16 an Standort 1 gefunden werden und jeweils 19 bzw. 18 an den beiden anderen Standorten 2 bzw. 3 (Tab. 2). Von der Summe dieser Arten wurden an Standort (1) zu Mitte August pro m² durchschnittlich 6563 Individuen ermittelt, an Standort (2) 10106 und an Standort (3) 4565.

In Tab. 3 sind die Differential-Arten und die seltenen Arten der drei untersuchten Standorte angegeben. Signifikant am häufigsten erwiesen sich am Standort 2 vier Arten, am Standort 1 drei, und am Standort 3 eine Art. Von den ausschließlich an ein bis zwei Standorten aufgetretenen seltenen Arten konnten dem Standort 2 fünf Arten zugerechnet werden, dem Standort 3 vier und dem Standort 1 zwei Arten. Die auffälligen Arten summieren sich für Standort 2 auf neun, am Standort 1 auf fünf und am Standort 3 auf fünf (bei Hinzurechnung des Sandaales *Hyperoplus lanceolatus* sogar auf sechs) (Tab. 3).

Die Bedingungen des Standortes 2, Möltenort, mit Sauerstoffversorgung durch die Brandung, wirkten sich also optimal auf die Artenzahl und die Häufigkeit des Makrozoobenthos aus. Auch der Standort 3, Laboe, Brandungszone, zeigt sich positiv, während Standort 1, Laboe strandnah, nur auf wenige Arten, insbesondere *Priapulus caudatus*, einen positiven Einfluss ausübte.

Tabelle 3. Differential-Arten und seltene Arten der drei Untersuchungsstandorte

Standort	1. Laboe strandnah	1. + 2.	2. Möltenort strandnah	2. + 3.	3. Laboe Brandungs- zone
Differential- Arten (hier signifikant am häufigsten (aber auf allen Standorten vertreten)	1. <i>Coro- phium arenarium</i> 2. <i>Hediste diversicolor</i> 3. <i>Hydrobia spp.</i> (2)		1. <i>Crangon crangon</i> 2. <i>Mytilus edulis</i> 3. <i>Mya arenaria</i> 4. <i>Cerasto- derma edule</i>		1. <i>Bathypo- reia pilosa</i>
Seltene Arten (ausschließlich hier festgestellt)	1. <i>Priapulius caudatus</i>	1. <i>Eteone longa</i>	1. <i>Ensis directus</i> 2. <i>Asterias rubens</i>	1. <i>Carcinus maenas</i> 2. <i>Edwardsia sp.</i>	1. <i>Diastylis rathkei</i> 2. <i>Arenicola marina</i>
Summe Arten	5	1	6	2	3 (+1)*

* plus *Hyperoplus lanceolatus* (Lesauv.) (Sandaal)

Populations-Fluktuationen

Da fast alle hier untersuchten Arten des Zoobenthos über pelagische Larven verfügen und somit weit verdriftet werden können, ist es kaum möglich, Populationssareale einzugrenzen. Da aber die Untersuchungen über drei Jahre liefen, konnten die Fluktuationen der Populationsteile an den verschiedenen Standorten betrachtet werden. In Tab. 4 sind die Daten von acht Arten zusammengestellt, drei Arten, die ihren Schwerpunkt an Standort 1 hatten, und fünf Arten mit Häufigkeitsschwerpunkt an den Standorten 2 oder 3. Die Zusammenstellung zeigt, dass an allen Standorten starke und schwache Fluktuationen zu beobachten waren. In der letzten Spalten von Tab. 4 sind die Variationskoeffizienten ($CV = s/\bar{x}$) eingefügt. Sie zeigen keine deutlichen Unterschiede zwischen den Standorten. Bei der mobilen Art der Epifauna *Crangon crangon* sind die Aussagen problematisch. Aber es wurden bezüglich des CV keine Unterschiede zwischen den Standorten festgestellt.

Die Altersstrukturen der Teil-Populationen von *Mya arenaria* und *Macoma balthica*

Bei den Muscheln wurde von uns die Möglichkeit ausgenutzt, über die Messung der Schalenlänge der in den Proben vorhandenen Individuen Aussagen über die Altersstruktur zu erhalten. Im Vergleich der Standorte war dies aber nur bei den häufigen Arten möglich. *Cerastoderma edule* war auf Standort 1 für Aussagen zu selten, und *Mytilus edulis* auf allen Standorten. So bleiben hier die Aussagen auf *Mya arenaria* und *Macoma balthica* beschränkt. Bei dem Vergleich der Standorte wird hier davon ausgegangen, dass unter den Verhältnissen der Brandungszone in Laboe eine normale Altersstruktur der Muscheln vorliegt, weil weder ein (zu) hohes Nahrungsangebot noch Sauerstoffmangel oder toxische Stoffe vorliegen (vgl. KUBE 1996).

Tabelle 4. Die Populations-Fluktuationen bei acht Arten des Makrozoobenthos in der Kieler Außenförde, 1998-2000 (VK: Variationskoeffizient).

Art	Standort	Individuen m ⁻²			VK 1998-2000	
		1998	1999	2000		
<u>A. Arten mit Haupt- Auftreten an Ort 1:</u>	1, Laboe strandnah	4719,0	7070,5	3120,5	0,3998	
	2, Möltenort	6688,0	1724,0	1480,0	0,8913	
	1. <i>Hydrobia</i> spp.	2997,5	886,3	165,5	1,0904	
	2. <i>Hediste diversicolor</i>	1, Laboe strandnah	130,0	233,8	44,0	0,6991
		2, Möltenort	34,7	10,0	18,3	0,5985
		3, Laboe Brandung	37,0	38,0	6,5	0,6590
3. <i>Corophium arenarium</i>	1, Laboe strandnah	25,0	666,8	2,0	1,0100	
	2, Möltenort	8,3	12,0	0,3	0,3929	
<u>B. Arten mit Haupt- Auftreten an Ort 2/3</u>	1, Laboe strandnah	221,5	708,5	102,5	0,9329	
	2, Möltenort	2603,3	5132,0	4581,3	0,3239	
	1. <i>Mya arenaria</i>	1594,0	781,0	1291,0	0,3362	
	2. <i>Cerastoderma edule</i>	1, Laboe strandnah	24,5	25,3	26,0	0,0297
		2, Möltenort	2146,7	649,0	3298,3	0,6539
		3, Laboe Brandung	1101,5	568,8	493,0	0,4599
3. <i>Macoma balthica</i>	1, Laboe strandnah	71,5	41,3	104,5	0,4364	
	2, Möltenort	224,3	75,5	325,5	0,6033	
	3, Laboe Brandung	134,0	88,5	158,0	0,2783	
4. <i>Crangon crangon</i>	1, Laboe strandnah	11,5	3,3	1,0	1,0479	
	2, Möltenort	33,3	6,3	7,3	0,9792	
	3, Laboe Brandung	13,0	6,5	0,5	0,9377	
5. <i>Bathyporeia pilosa</i>	3, Laboe Brandung	339,5	2193,8	82,0	1,3216	
Durchschnittliche Variationskoeffizienten (CV), 1998 bis 2000	1, Laboe strandnah				0,6508	
	2, Möltenort				0,6347	
	3, Laboe Brandung				0,7261	

Abb. 3 A stellt die Verhältnisse bei *Mya arenaria* in Laboe, Brandungszone, 1999, mit einem hohen Anteil Juveniler und einem geringen Anteil Adulter dar. Abb. 3.B zeigt, dass in Möltenort, 1999, sehr ähnliche Verhältnisse vorlagen, wenn auch mit weniger Adulter. Für die strandnahe Zone in Laboe lagen ganz andere Verhältnisse als an den anderen Standorten vor (Abb. 4): 1998 fehlten Juvenile völlig, aber relativ viele große Adulte waren vorhanden, das Maximum der Population lag bei 15 mm Länge. Im Jahr 1999 (Abb. 3.B) waren neue Juvenile festzustellen, und die übrige Populationskurve hatte sich nach rechts verschoben, sodass eine Lücke entstand zwischen den neuen Juvenilen und dem Rest der Population. Die Population von *Mya arenaria* wies somit an Standort 1 im Vergleich zu Standort 3 Störungen auf, aber doch Zuwanderung Juveniler und Wachstum, wie der Vergleich von Abb. 4.A und 4.B erkennen lässt. Dennoch ist mit Verlusten zu rechnen. Denn wie bei *Cerastoderma edule* kam es bei

Mya arenaria am Standort 1 zu einer starken Reduktion der Populationsdichte (Tab. 2).

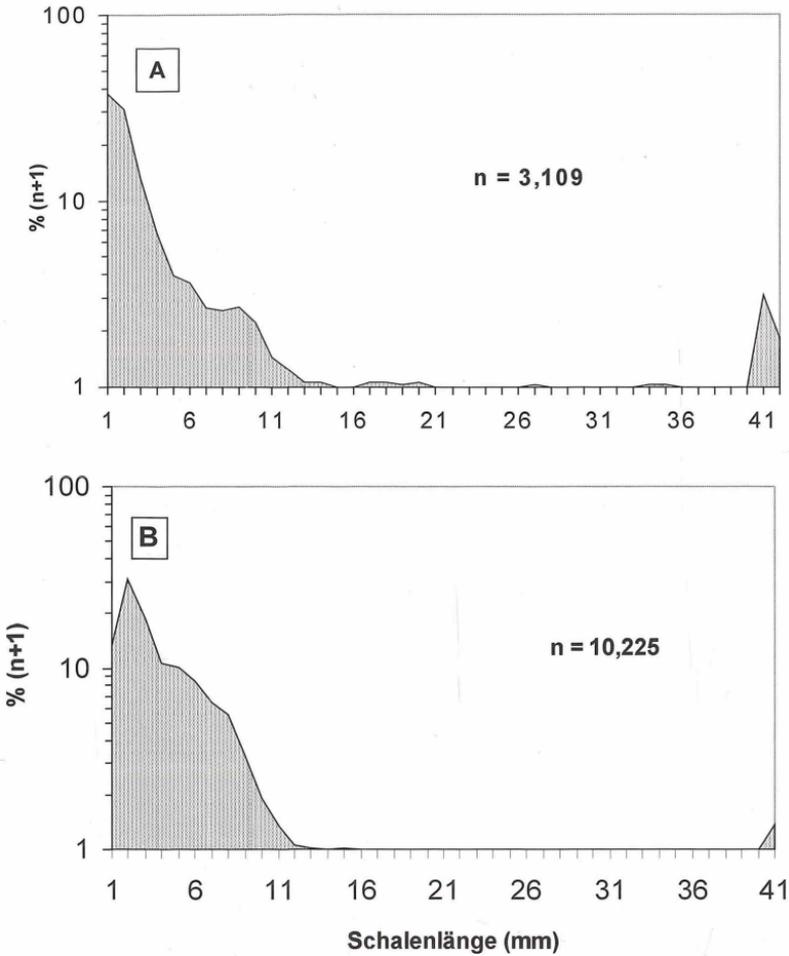


Abb. 3. Die Altersstruktur von zwei Populationen von *Mya arenaria* gezeigt an der Schalenlänge, A. in Laboe (Standort 3), B. in Möltenort (Standort 2), August 1999, auf Sandgrund in der Brandungszone bei 1,5 m Wassertiefe. Y-Achse logarithmisch, daher $n + 1$.

Bei *Macoma balthica* lagen die Verhältnisse ähnlich wie bei *Mya arenaria*. An Standort 3 (Abb. 5.A) hatte die Population ihr Maximum bei den Juvenilen, während an Standort 1 (Abb. 5.B) das Fehlen der Juvenilen auffällig war. Das Populationsmaximum lag bei 11 mm Schalenlänge.

Im ganzen lässt sich aus den Untersuchungen der Altersstrukturen der Populationen ableiten, dass die Muscheln, insbesondere deren Juvenile, an Standort 1 (Laboe strandnah) wenig geeignete Bedingungen vorfanden, woraus sich z.T. die niedrige Populationsdichte erklären lässt.

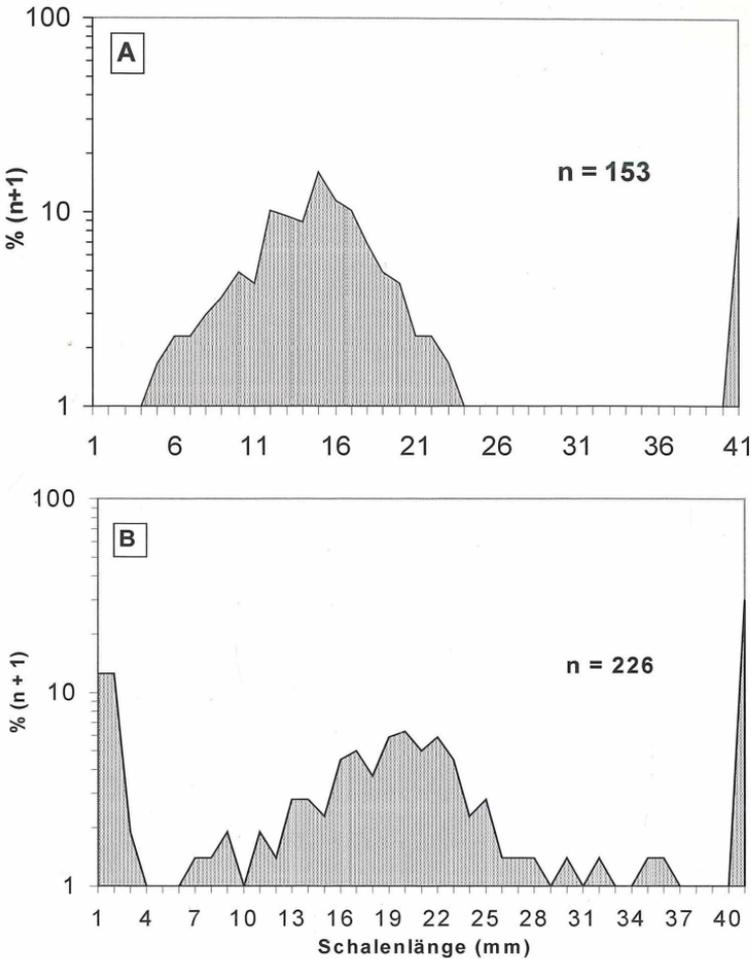


Abb. 4. Die Altersstruktur der Populationen von *Mya arenaria*, gezeigt an der Schalenlänge, in Laboe, August 1998 (A) und 1999 (B) (n = 226), auf Sandgrundstrandnah (Standort 1). Y-Achse logarithmisch, daher n + 1.

Diskussion

Mit 22 Arten der Benthos-Makrofauna wurde nur eine relativ niedrige Artenzahl ermittelt. Dies kann an der Beschränkung auf die Wassertiefe von 1,5 m liegen (RASMUSSEN 1973). In tieferen Zonen der Ostsee ist, sofern nicht extremer Sauerstoffmangel herrscht (RUMOHR et al. 1996), mit einer wesentlich höheren Artenzahl zu rechnen (ARNTZ 1971). Die *Hydrobia*-Arten stellen in ihrem Vorkommen Ansprüche an den Gehalt des Untergrundes an organischer Substanz (NEWELL 1965, NELLEN 1967, HANNEMANN et al. 2001) und können somit als Indikator für den Nährstoffgehalt des Bodens dienen. Somit wäre der Standort Laboe, strandnah mit dem höchsten Auftreten der *Hydrobia*-Arten aus dieser Sicht als der nährstoffreichste zu bezeichnen.

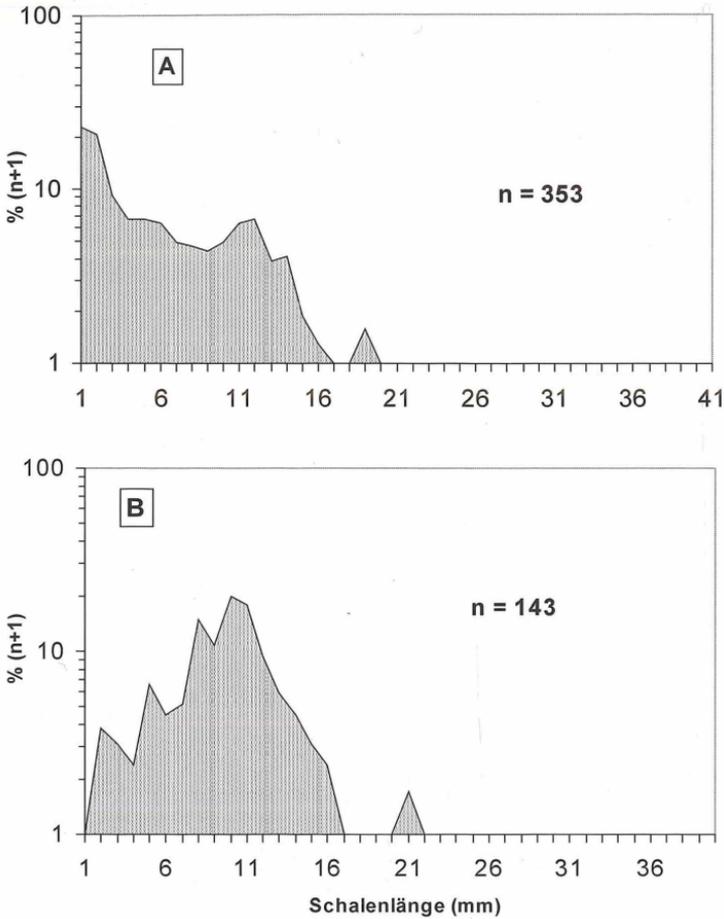


Abb. 5. Die Altersstruktur der Populationen von *Macoma balthica*, gezeigt an der Schalenlänge, in Laboe, August, (A) Brandungszone (Standort 3), 1999, und (B) strandnah (Standort 1), 1998. Y-Achse logarithmisch, daher n+1.

Die Bivalvia reagierten anders als die *Hydrobia*-Arten, die ihr Häufigkeitsmaximum auf Standort 1 hatten (Tab. 1). Von Standort 2 über 3 zu 1 fiel die Populationsdichte der Bivalvia ab: 6500 - 2000 - 500/m². Hierfür dürfte neben Sauerstoffmangel (DETHLEFSEN & WESTERNHAGEN) auch der Gehalt an H₂S eine wichtige Rolle spielen (LOZÁN et al. 1996). Jedoch ist mit den auslaufenden Wellen auch für die strandnahe Zone der Laboer Lagune, 450 m von der Brandungszone entfernt, noch mit einer Belüftung zu rechnen. Das Benthos-Modell von RUMOHR (1983, 1996) trifft daher nicht für Standort 1 zu, z.T. auch wegen einer anderen Artenzusammensetzung.

Die Reduktion der Häufigkeit der Muscheln an Standort 1 kann nicht natürlichen Feinden angelastet werden. Prädatoren der Juvenilen, *Crangon crangon* und *Carcinus maenas* (MÖLLER & ROSENBERG 1983, HAYWARD 1984) wurden in der Lagune nicht gefunden, ebensowenig wie *Asterias rubens*, ein wichtiger Prädatör der adulten Muscheln (ANGER et al. 1977). Diese Prädatoren und vermutlich auch die von uns

nicht erfassten Fischarten Scholle (*Pleuronectes platessa* L.) (HAYWARD 1984) und Flunder, *P. flesus* L. (PRIHL 1982) finden sich dort in erhöhten Dichten, wo ihre Beutetiere häufig sind, wie an den Standorten 2 und 3. Auch die Eiderente (*Somateria molissima* L.) findet hier gute Nahrungsgründe (NIEHLS 1991). Für die Südküste der Ostsee fand KUBE (1996) für die Eisente, *Clangula hyemalis* (L.) gleiche Zusammenhänge.

Die Muscheln der Flachwasserzone können auch von kalten Wintern reduziert werden. Dies wurde für das Skagerrak (MÖLLER & ROSENBERG 1983), die Nordsee (WEHRMANN 1999 und STRASSER 2000) sowie für die Ostsee (KÜHLMORGEN-HILLE 1965) gezeigt. Dieser Faktor kann aber in unserem Fall keine Rolle spielen, weil wir benachbarte Biotope mit gleichen Witterungsbedingungen untersuchten und weil im Untersuchungszeitraum keine strengen Winter auftraten.

Nach JENSEN (1985) und MÖLLER & ROSENBERG (1983) trat *Cerastoderma edule* in Populationen auf, die aus gleichaltrigen Individuen zusammengesetzt waren und bei hoher Dichte die Ansiedlung von Neankömmlingen verhindern können. So ist bei Muscheln auch mit intra- und interspezifischer Konkurrenz zu rechnen. Daher sind unsere kurzzeitigen Erhebungen zu den Populations-Fluktuationen und -Strukturen der Bivalvia relativ schwierig zu interpretieren. *Macoma balthica* und *Mya arenaria* stellen unterschiedliche Ansprüche an Salinität und Phytoplankton (KUBE et al. 1996). Dies zeigt die Vielschichtigkeit der Interpretationsmöglichkeiten. Bei Betrachtung der Populations-Fluktuationen (Tab. 4) fiel auf, dass an dem für die Mehrzahl der Arten ungünstigen Standort 1 insgesamt keine stärkeren Schwankungen als bei den beiden anderen Standorten festzustellen waren. Einige Arten, wie *Cerastoderma edule* traten, auf niedrigem Dichte-Niveau, recht gleichmäßig auf.

Es ist sehr schwierig wenn nicht unmöglich, die derzeitigen Ergebnisse mit denen früherer Erhebungen zu vergleichen (z. B. WORTHMANN 1976), da die Methoden und Standorte zu stark voneinander abweichen. Es kann aber im Vergleich mit z.B. WORTHMANN (1976) zumindest festgestellt werden, dass in den vergangenen Jahrzehnten die Populationsdichte des Makrozoobenthos in den Litoralzonen nicht abgenommen hat.

Für zwei der durch die Bedingungen an Standort 1 geförderten Gattungen (Indikatoren von organischer Belastung; ANGER 1977), *Hydrobia* und *Corophium*, sind biotische Ursachen für Populationsschwankungen bekannt. Die Art *C. volutator* kann durch hohe Populationsdichten von *Cerastoderma edule* empfindlich gestört werden (JENSEN 1985). Dies kann aber bei der starken Reduktion von *Corophium arenarium* an Standort 1 im Jahre 2000 keine bedeutende Rolle gespielt haben, weil *C. edule* an dem Standort sehr selten war (Tab. 2, 4). Aber sowohl *H. ulvae* als auch *C. volutator* sind Zwischenwirte von parasitischen digenitischen Trematoden (MEISSNER & BICK 1999). Diese (von uns nicht untersuchten) Parasiten, deren Endwirte Vertebraten - Fische und Vögel - sind (ANKEL 1962), können zu Populationszusammenbrüchen bei *Corophium volutator* führen (MOURITSEN & JENSEN 1997). Für *Corophium arenarium* können ähnliche Zusammenhänge postuliert werden.

Im ganzen kann gesagt werden, dass die beobachteten Phänomene in der Lagune bei Laboe nicht neu sind. Ähnliches wurde von MUUS (1967) für Nord-Fünen gefunden und von RASMUSSEN (1973) für Nord-Seeland. Aber in der heutigen Situation der Ostsee dürften unsere Erkenntnisse über die Bedeutung der Brandungszonen wichtig sein. Die Brandungszonen eröffnen in Situationen witterungsbedingter sommerlicher Sauerstoffarmut, wie z.B. im August 2002, Möglichkeiten der Wiederbesiedlung mit den in Tab. 2 aufgeführten Arten, z.B. *Edwardsia* sp., und wahrscheinlich weiteren,

von uns nicht erfassten Arten. ARNTZ & RUMOHR (1986) haben die Möglichkeiten der Rekolonisierung demonstriert.

Zusammenfassung

Mitte August (1998 bis 2000) wurden auf sandigem Boden in einer Tiefe von 1,50m Proben an drei Standorten der Kieler Außenförde entnommen. Mit einem speziellen Schieber wurden randomisierte Proben von 0,25 m², 6 cm tief entnommen und auf einen schwimmenden Sieb ausgewaschen (Maschenweite 1 mm). Pro Standortgruppe wurden insgesamt 8 m² entnommen (1998-2000) und auf das Makrozoobenthos (> 1 mm) untersucht. Mit einem Bohrer aus Makrolon® wurde im August 2000 die Tiefenlage der schwarzen Sedimentschicht, die mit der Redoxkline korreliert, optisch ermittelt. Die Standortgruppen waren: 1. Laboe strandnah (eine breite, flache Lagune, Tiefe der schwarzen Sedimentschicht 3,5 cm), 2. Möltenort (Tiefe der schwarzen Sedimentschicht 6 cm) und 3. Laboe, in der Brandungszone (Tiefe der schwarzen Sedimentschicht 20 - >30 cm). Von den *Hydrobia*-Arten wurden pro Standort durchschnittlich 5495 Indiv. m⁻² (1.), 3494 Indiv. m⁻² (2.) und 1234 Indiv. m⁻² (3.) gemessen. Die Zahlen der übrigen Arten pro Standort waren: 1. 1067 Indiv. m⁻² (15 Arten), 2. 6612 Indiv. m⁻² (18 Arten) und 3. 3331 Indiv. m⁻² (17 Arten). Bei acht Arten ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den Standorten. Die Muscheln waren mit 541 Indiv. m⁻² (1), 6536 Indiv. m⁻² (2) und 1954 Indiv. m⁻² (3) vertreten. Die Analyse der Altersstruktur der Populationen von *Mya arenaria* und *Macoma balthica* zeigte, dass an Standort (1) besonders die Jugendstadien starke Verluste erlitten. Teils waren aber auch Lücken in der Populationsstruktur zu erkennen, die auf gravierende Störungen durch Sauerstoffmangel oder H₂S hinweisen. Ausschließlich an Standort 2 und 3 wurden sechs Arten mit 1-2 Individuen gefunden, darunter *Ensis directus*, aber an Standort 1 nur eine Art (*Priapulus caudatus*). Bei Betrachtung aller Befunde erscheint Standort 2 am produktivsten. Die Bedeutung der Brandungszonen wie Standort 2 und 3 als Arten- und Individuen-Reservoir für die Ostsee wird hervorgehoben.

Literatur

- ANDERSIN, A.-B., CEDERWELL, H., GOSSELCK, F., JENSEN, J. N., JOSEFSSON, A., LAGZDINS, G., RUMOHR, H. & WARZOCHA, J. (1990): Second periodic assessment of the status of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988; Background Dokument. Zoo-benthos. Baltic Sea Environment Proceedings 35 B, 211-275.
- ANGER, K. (1977): Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the Western Baltic Sea. Intern. Rev. Ges. Hydrobiol. 62, 245-254.
- ANGER, K., ROGALL, U., SCHRIEBER, G. & VALENTIN, C. (1977): In-situ investigations on the echinoderm *Asterias rubens* as a predator of soft bottom communities in the western Baltic. Helgol. wiss. Meeresunters. 29, 439-459.
- ANKEL, F. (1962): *Hydrobia ulvae* Pennant und *Hydrobia ventrosa* Montagu als Wirte larvaler Trematoden. Videnskabelige Meddelelser fra Dansk Naturhistorisk Forening i København 124, 1-100.
- ARNTZ, W. E. (1971): Biomasse und Produktion des Makrobenthos in den tieferen Teilen der Kieler Bucht im Jahre 1968. Kieler Meeresforschungen 27, 36-72.
- ARNTZ, W. E. & RUMOHR, H. (1986): Fluctuations of benthic macrofauna during succession and in established communities. Meeresforsch. 31, 97-114.
- BREY, T. (1986): Increase of macrobenthos above the halocline in Kiel Bay comparing

- the 1960s with the 1980s. Mar. Ecol. Prog. Ser. 28, 299-302.
- COSEL, R.V., DÖRJES, J. & MÜHLENHARDT-SIEGEL, U. (1982): Die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* in der Deutschen Bucht. *Senckenbergiana maritima* 14, 147-173.
- DETHLEFSEN, V. & WESTERNHAGEN, H. v. (1983): Oxygen deficiency and effects on the bottom fauna in the eastern German Bight 1882. *Meeresforsch.* 30, 42-53.
- HANNEMANN, S., KÜTTNER, B., THIÈRE, G., SCHENK, C. & PADEFFKE, T. (2001): Einfluss von Watttyp und Tide auf das Verhalten von *Hydrobia ulvae* (Pennant), (Gastropoda: Prosobranchia). *Faun.-Ökol. Mitt.* 8, 147-157.
- HAYWARD, P.J. (1994): Animals of sandy shores. *Naturalists' Handbook* 21. Slough (U.K.), The Richmond Publishing Co.
- HAYWARD, P. J. & RYLAND, J. S. (Eds.) (1995): *Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe*. Oxford, New York, Tokyo, Oxford Univ. Press.
- JENSEN, K. T. (1985): The presence of the bivalve *Cerastoderma edule* affects migration, survival and reproduction of the amphipod *Corophium volutator*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 25, 269-277.
- KUBE, J. (1996): The ecology of macrozoobenthos and sea ducks in the Pomeranian Bay. *Meereswiss. Ber. Warnemünde* 18, 1-128.
- KUBE, J., PETERS, C. POWILEIT, M. (1996): Spatial variation in growth of *Macoma balthica* and *Mya arenaria* in relation to environmental gradients in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). *Arch. Fish. Mar. Res.* 44, 81-93.
- KÜHLMORGEN-HILLE, G. (1963): Quantitative Untersuchungen der Bodenfauna der Kieler Bucht und ihre jahreszeitlichen Veränderungen. *Kieler Meeresforschungen* 19, 42-66.
- KÜHLMORGEN-HILLE, G. (1965): Qualitative und quantitative Veränderungen der Bodenfauna der Kieler Bucht in den Jahren 1953-1965. *Kieler Meeresforschungen* 21, 167-191.
- KURBJEWIT, F. (1996): Überblick über die Forschungstätigkeiten und Monitoringprogramme, 297-303 in: Lozán et. al. (Eds.) (1996): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin, Parey Buchverlag, 297-303..
- LOZÁN, J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUMOHR, H. & WESTERNHAGEN, H. v. (eds.) (1996): Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Berlin, Parey Buchverlag, 385. pp.
- MEISSNER, K. & BICK, A. (1999): Laboratory studies of parasite transmission aspects between *Hydrobia* spp. (Gastropoda) and *Corophium volutator* (Amphipoda). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 84, 71-72.
- MÖLLER, P. & ROSENBERG, R. (1983): Recruitment, abundance and production of *Mya arenaria* and *Cardium edule* in marine shallow waters in western Sweden. *Ophelia* 22, 33-55.
- MOURITSEN, K.N. & JENSEN, K.T. (1997): Parasite transmission between bottom invertebrates: temperature mediated infection rates and mortality in *Corophium*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 151, 123-134.
- MUUS, B. J. (1967): The fauna of Danish estuaries and lagoons. *Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Ny Serie* 5, No. 1, 1-316.
- NAUEN, C. (1978): The growth of the seastar, *Asterias rubens*, and its role as a benthic predator in Kiel Bay. *Kieler Meeresforschungen Sonderheft* 4, 68-81.
- NELLEN, W. (1967): Ökologie und Fauna (Makrovertebraten) der brackigen und hypertrophen Ostseeförde Schlei. *Archiv Hydrobiologie* 63, 273-309.

- NEWELL, R. (1965): The role of detritus in the nutrition of two marine deposit feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalve *Macoma balthica*. Proc. Zool. Soc. London 144, 25-42.
- NIEHLS, G. (1991): Bestand, Jahresrhythmus und Nahrungsökologie der Eiderente, *Somateria molissima*, L. 1758, im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Corax 14, 146-209.
- PIERCE, J. B. (1980): The effects of pollution and the need for long-term monitoring. Helgoländer Meeresunters. 34, 207-220.
- PRIHL, L. (1982): Food intake of young cod and flounder in a shallow bay on the Swedish west coast. Netherl. J. Sea Res. 15, 419-432.
- RASMUSSEN, E. (1973): Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). Ophelia 11, 1-495.
- REISE, K. (1995): Predictive ecosystem research in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 49, 495-505.
- REISE, K., HERRE, E. & STURM, M. (1994): Biomass and abundance of macrofauna in intertidal sediments of Königshafen in the northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48, 201-215.
- REMANE, A. (ed.) (1940): Die Tierwelt der Nord- und Ostsee (G. Grimpe & E. Wagler), Band I, Teil I. a. Einführung in die zoologische Ökologie der Nord- und Ostsee. Leipzig, Akademische Verlagsges.
- RUMOHR, H. (1993): Erfahrungen aus 7 Jahren Benthosmonitoring in der südlichen Ostsee. Berichte Inst. f. Meereskunde Kiel 240, 90-109.
- RUMOHR, H., BONSDORFF, E. & PEARSON, T. H. (1996): Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats. Arch. Fish. Mar. Res. 44, 179-214.
- STRASSER, M. (2000): Recolonization patterns of benthic fauna in the intertidal Wadden Sea after the severe winter of 1995/96. Wadden Sea Newsletter 2000-1.
- STRESEMANN, E. (1983): Exkursionsfauna. Wirbellose I. Berlin, Volk und Wissen Volkseigener Verlag.
- WEHRMANN, A. (1999): Long-term survival of epibenthic *Cerastoderma edule* (L.) in bivalve clusters on blackbarrier tidal flats, North Sea. Senckenbergiana maritima 30, 47-62.
- WILLMANN, R. (1989): Muscheln und Schnecken der Nord- und Ostsee. Melsungen. Neumann-Neudamm Verlag.
- WORTHMANN, H. (1976): Die Molluskenfauna verschiedener Flachwassergebiete der Kieler Bucht, Artenzusammensetzung und Produktivität. Kieler Meeresforschungen, Sonderheft 3, 25-36.

Adressen der Autoren:

Prof. Dr. Thies Basedow

Justus-Liebig-Universität, Institut für Phytopathologie und Angewandte Zoologie
Versuchsstation, Alter Steinbacher Weg 44, D-35394 Giessen

Thies.Basedow@agrar.uni-giessen.de

Dipl.-Biol. Sünne Basedow

University of Tromsø, Norwegian College of Fishery Science

Brevikva, N-9037 Tromsø

Sunnjeb@nfh.uit.no

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Faunistisch-Ökologische Mitteilungen](#)

Jahr/Year: 2000-2007

Band/Volume: [8](#)

Autor(en)/Author(s): Basedow Thies, Basedow Sünnje

Artikel/Article: [Die Makrofauna im Sandboden des ufernahen Flachwassers der Kieler Außenförde, 1998-2000 321-336](#)