

Michael L. Zettler

Untersuchung zur Verteilung des Makrozoobenthos in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren

Abstract

The settlement strategy for different age groups of macrobenthic organisms is a result of both abiotic and biotic factors on the individual. This paper describes the correlations between abiotic parameters (water content, organic content, mean grain size and silt content of the sediment) and the macrobenthic organisms [*Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873), *Hediste diversicolor* (Müller, 1776), *Hydrobia ventrosa* (Montagu 1803), *Corophium volutator* (Pallas, 1766) and oligochaetes] obtained by means of a transect study in a coastal water of the Baltic Sea. The analysis of trends and Spearman's rank correlations showed the dependences of dispersion patterns of organisms on these factors. For instance a significant positive correlation ($r=0,692$) between *H. diversicolor* and the silt content was observed.

Relationships between organisms were also investigated with Spearman's rank correlation. Additionally interactions between different generations of *M. viridis* and *H. diversicolor* were considered.

1 Einleitung

Die Verteilung von Organismen im Habitat hängt von vielen Faktoren ab. Im aquatischen Lebensraum können abiotische Faktoren, wie die Sedimentbeschaffenheit, Wasserchemismus, Exposition (Wind, Wellen, Licht) und Sauerstoffverhältnisse das Vorkommen von Arten und die Abundanzen beeinflussen (ALLER 1980, ARNDT 1989, DANKERS & BEUKEMA 1981). Aber auch biotische Parameter (Prädation, Konkurrenz, Nahrungsangebot) besitzen eine große Bedeutung für die Verteilungsmuster von Pflanzen und Tieren (GRAY 1974, KREBS 1994). Zur Analyse dieser durch verschiedenste Faktoren beeinflussten Verteilung können unterschiedliche Verfahren herangezogen werden. So ist es möglich, ein-

oder zweidimensionale Verteilungsmuster darzustellen (BREY 1989, EKSCHMITT 1993, ZETTLER & BICK 1995). Hierbei wird allerdings versucht, einen Gradienten auszuschließen (BREY 1989). Um die Abhängigkeit der Organismen von abiotischen Faktoren feststellen zu können, werden die Abundanzen und die jeweiligen Parameter parallel bestimmt und Korrelationen zwischen ihnen berechnet. Ein wichtiger beeinflussender Parameter für benthische Lebensgemeinschaften ist die Sedimentbeschaffenheit. Sie ist Ausdruck von Faktoren wie Exposition, Bioturbation, Nahrungsverfügbarkeit, Sauerstoff und Reliefstruktur (ALLER 1982, DANKERS & BEUKEMA 1981, MCCALL & TEVESZ 1982). Physikalische, chemische und biologische (Mikroorganismen auf Substratoberfläche) Eigenschaften des Sedimentes bestimmen die Besiedlung durch Organismen (ALLER 1982, GRAY 1974, RHOADS & BOYER 1981).

In einer Transektstudie wurden in einem Küstengewässer (Darß-Zingster Boddenkette) der südlichen Ostsee die Abhängigkeiten von Vertretern des Makrozoobenthos von abiotischen Parametern (Wassertiefe, organischer und Wassergehalt des Sedimentes, mittlere Korngröße) untersucht.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, die Kirrbucht, gehört zu einem Küstengewässer der südlichen Ostsee (Darß-Zingster Boddenkette) (Abb. 1). Die durchschnittliche Tiefe der Bucht beträgt 0,5 m (max. 1,5 m). Der Salzgehalt lag z.B. 1994 durchschnittlich bei 5 ‰ und schwankte zwischen 2,8 ‰ und 9,4 ‰. Die saisonalen und interannualen Schwankungen werden durch die Süßwasserzuflüsse und die offene Verbindung der Boddenkette zur Ostsee hervorgerufen (SCHLUNGBAUM et al. 1994).

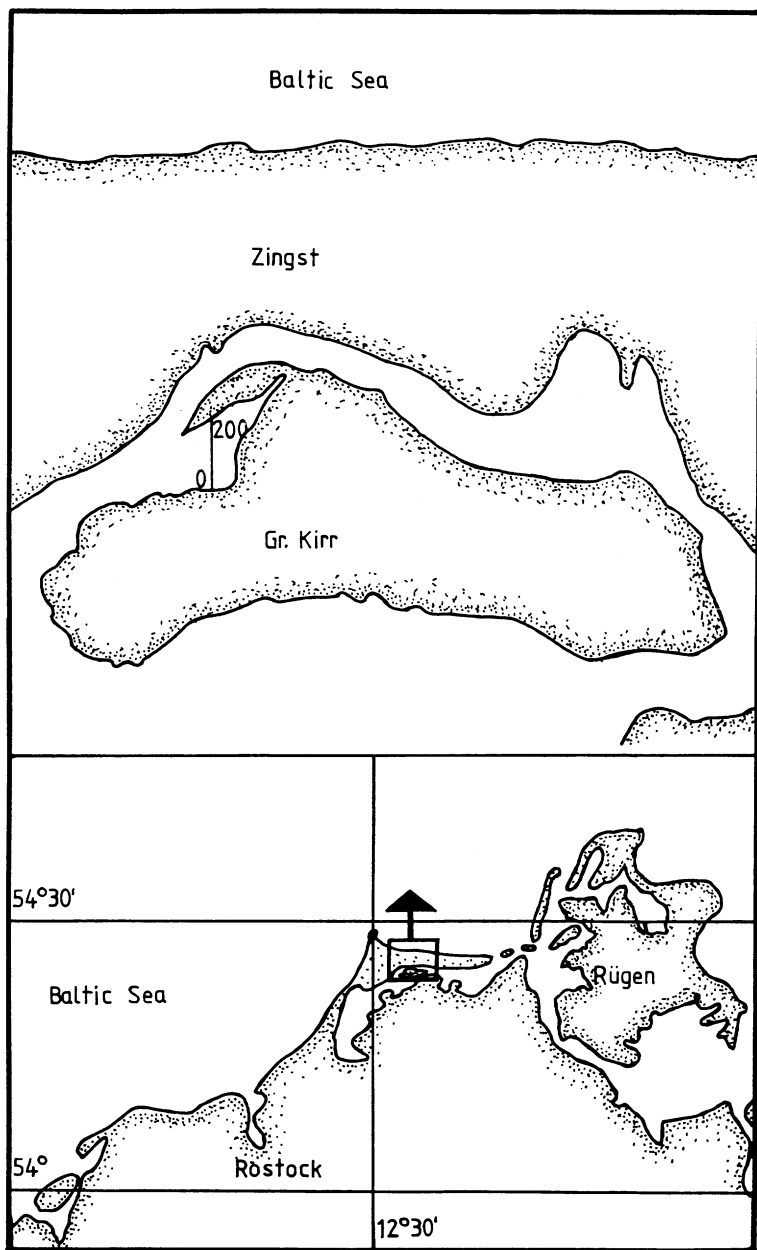


Abb. 1 Untersuchungsgebiet Kirrbucht mit eingezeichneter Transektlinie

3 Material und Methoden

Am 26.06.94 wurde auf einer Distanz von 200 m ein Transekt mit Hilfe eines Seiles abgesteckt. Bei 0 m beginnend erfolgte alle 20 m die Probennahme. Zusätzlich wurde bei 90 m eine Station gelegt, um die tiefste Stelle (1,5 m) der Bucht ebenfalls zu beproben. An allen Stationen wurden jeweils 3 Proben genommen (insgesamt 12 Stationen à 3 Hols), außerdem je 1 Hol zur Analyse des Sedimentes. Zur Probennahme diente ein von Zettler (1993) beschriebenes Stechrohr mit einer Ausstichfläche von 78,5 cm² und einer Eindringtiefe von 40 cm. Die große Eindringtiefe war auf Grund der Vertikalverteilung von *M. viridis* mit Röhren bis zu 35 cm Tiefe notwendig (ZETTLER et al. 1994). Die Proben wurden mit 0,3 mm Maschenweite gesiebt und mit 4%igem boraxgepuffertem Formalin fixiert. Im Labor wurde das Tiermaterial bei einer Vergrößerung von 10-16x ausgelesen. Die Biomasse wurde als Feuchtmasse auf 0,1 mg genau bestimmt.

Zur Analyse der Sedimenteigenschaften wurden die oberen 5 cm Substrat verwendet. Für die Ermittlung des organischen und des Wasser-Gehaltes wurden 20-30 g Sediment 6 h bei 60°C getrocknet und anschließend weitere 6 h bei 550°C verascht. Mit Hilfe eines Siebsatzes (1 mm; 0,5 mm; 0,2 mm; 0,1 mm; 0,063 mm Maschenweite) erfolgte durch Naßsiebung die Fraktionierung der Korngrößen. Die Fraktion < 0,063 mm (Silt) wurde als Differenz zwischen der Summe der Trockengewichts-Fractionen auf den Sieben und der korrigierten Einwaage bestimmt.

Zur Darstellung der Abhängigkeiten von abiotischen Sedimentparametern wurden arithmetische Trendlinien berechnet. Außerdem wurden Spearmansche Rangkorrelationen zwischen abiotischen Parametern und den Arten des Makrozoobenthos ermittelt. Zur Analyse der Beziehungen der Organismen untereinander wurde ebenfalls die Spearmansche Rangkorrelation berechnet. Die rechnerische und graphische Auswertung erfolgte mit dem Computerprogramm Excel 5.0.

4 Ergebnisse

In der Tab. 1 sind die Ergebnisse der sedimentologischen und biologischen Untersuchungen zusammengefaßt. Meiobenthische Organismen (Ostracoda, Copepoda, Turbellaria) wurden bei diesen Untersuchungen nicht berücksichtigt. Die dominanten makrobenthischen Arten waren die Polychaeten *Hediste diversicolor* (Ø 21,2 %) und *Marenzelleria viridis* (Ø 18,3 %), die Abundanzen bis zu 4000 Ind./m² bzw. 2500 Ind./m² erreichten (Abb. 2). *Neanthes succinea* trat nur sporadisch in den Proben auf und erlangt in der Kirrbycht kaum Bedeutung.

Tabelle 1 Übersicht über die Ergebnisse der sedimentologischen und biologischen Untersuchungen

Distanz (m)	0	20	40	60	80	90	100	120	140	160	180	200
Wassergehalt	27,67	30,2	29,02	28,87	28,42	39,94	34,98	38,92	39,86	37,92	38,6	42,73
org. Geh. (%)	3,03	1,47	1,51	0,95	1,1	2,43	2,06	2,6	2,71	2,83	2,86	2,97
Mittl. KG (mm)	0,16	0,23	0,3	0,27	0,27	0,16	0,19	0,19	0,17	0,17	0,17	0,15
Fraktion < 0,063 mm (%)	8,74	1,82	3,55	1,63	1,76	3,05	3,09	3,85	8,11	7,03	1,61	2,37
Tiefe (m)	0,3	0,3	0,4	0,5	1,2	1,5	1,2	1	0,8	0,8	0,6	0,4
Abundanzen (Ind./m²)												
<i>M. viridis</i> adult	169,85	849,26	552,02	1.358,81	849,26	0	509,55	382,17	254,78	594,48	552,02	0
<i>M. viridis</i> juv.	42,46	84,93	169,85	1.180,96	594,48	297,24	721,87	297,24	849,26	424,63	552,02	467,09
<i>M. viridis</i> ges.	212,31	934,18	721,87	2.547,77	1.443,74	297,24	1.231,42	679,41	1.104,03	1.019,11	1.104,03	467,09
<i>H. diversicolor</i> > 70	297,24	467,09	339,7	297,24	212,31	0	297,24	382,17	339,7	339,7	84,93	509,55
<i>H. diversicolor</i> < 70	3.694,27	976,65	2.505,31	721,87	212,31	42,46	764,33	1.316,35	1.613,59	1.486,2	849,26	1.571,13
<i>H. diversicolor</i> ges.	3.991,51	1.443,74	2.846,01	1.019,11	424,63	42,46	1.061,57	1.698,51	1.953,29	1.825,9	934,18	2.080,68
<i>C. volutator</i>	594,48	976,65	1.783,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>H. ventrosa</i>	721,87	976,65	1.104,03	1.656,05	382,17	127,39	169,85	3.821,66	1.613,59	254,78	467,09	467,09
<i>Oligochaeta</i>	7.813,16	327,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	127,39	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>N. succinea</i>	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	84,93	0,00	0,00	0,00
Summe	13.333,33	4.331,21	6.454,35	5.265,39	2.250,53	467,09	2.590,23	6.199,58	4.755,84	3.099,79	2.505,31	3.184,71
Biomasse (FM in g/m²)												
<i>M. viridis</i> adult	12,56	142,61	76,4	217,66	85,58	0,00	78,54	55,27	16,74	121,52	126,99	0,00
<i>M. viridis</i> juv.	0,17	0,19	0,81	19,54	8,00	1,75	10,00	3,18	10,1	4,84	6,48	5,28
<i>M. viridis</i> ges.	12,74	142,8	77,21	237,21	93,58	1,75	88,54	58,46	26,84	126,37	133,47	5,28
<i>H. diversicolor</i> ges.	179,03	100,6	164,59	107,59	77,38	0,78	110,22	109,76	166,48	197,07	52,81	288,92
<i>C. volutator</i>	2,5	3,75	9,37	31.006,80	655,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>H. ventrosa</i>	2	1,41	2,95	3,69	0,88	0,26	0,31	10,86	5,44	0,59	1,3	1,24
<i>Oligochaeta</i>	4,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>N. succinea</i>	0,00	0,00	11,73	6,82	0,00	0,00	0,00	0,00	15,56	0,00	1,28	0,00
Summe	201,21	248,57	285,85	355,31	171,84	2,79	199,08	179,08	214,32	324,03	188,86	285,61

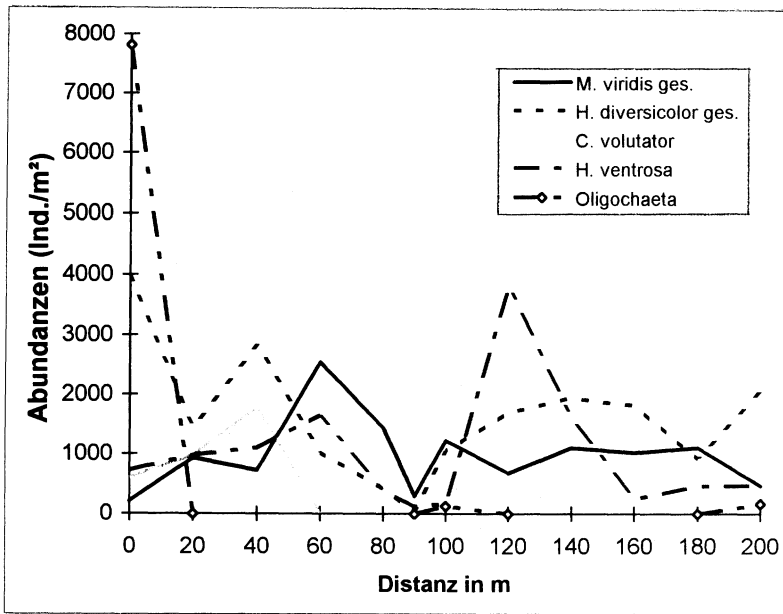


Abb. 2 Abundanzen des Makrozoobenthos über die Distanz 0 bis 200 m, Werte gemittelt aus 3 Hols je Distanz, Angaben in Ind./m²

Die Oligochaeten setzten sich zu 95 % aus *Tubifex costatus* und zu 5 % aus Naididen der Gattungen *Nais* und *Paranais* zusammen. Mit 44,5 % Individuen-dominanz (7800 Ind./m²) war diese Gruppe im Ufersaum (0 m Distanz) dominant (Abb. 2). An den anderen Stationen traten sie nicht oder nur sporadisch auf.

An Crustaceen war der Amphipode *Corophium volutator* vertreten, der jedoch nur im unmittelbarem Flachwasser (0-40 m Distanz) beobachtet wurde. Er erreichte Abundanzen von 500-1800 Ind./m².

Die Mollusken waren nur mit einer Art, *Hydrobia ventrosa* (Gastropoda, Prosobranchia), vertreten. Sie erreichte eine relative Abundanz von Ø 13,7 % (max. 44,5 %). Die Dichte schwankte zwischen 100 und 3800 Ind./m².

Im Bezug auf die Biomasse (=Feuchtmasse) waren die Polychaeten *H. diversicolor* und *M. viridis* mit durchschnittlich je 40 % die dominierenden Arten. Die Nereide erreichte Werte zwischen 0 und 260 g/m². Die Biomasse von *M. viridis* schwankte ebenfalls zwischen 0 und 240 g/m² (Abb. 3).

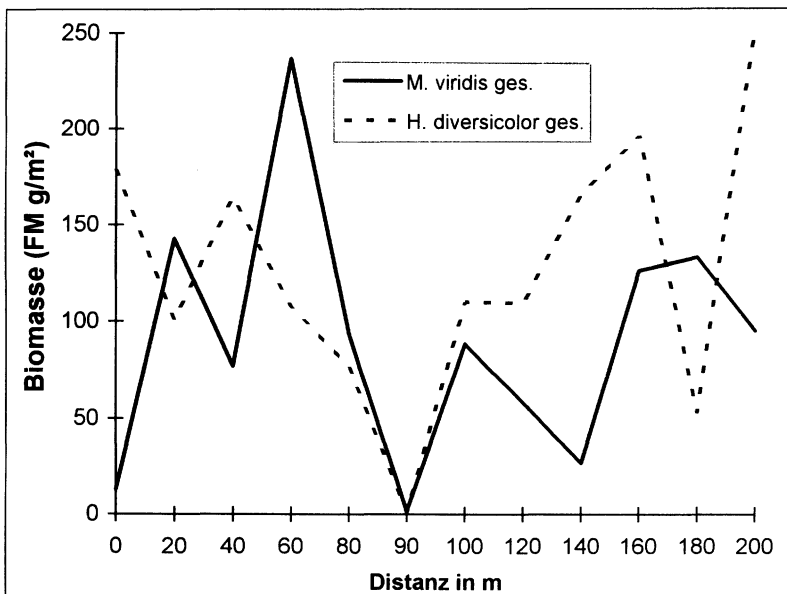


Abb. 3 Biomassen der dominanten Polychaeten *M. viridis* und *H. diversicolor* über die Distanz 0 bis 200 m, Werte gemittelt aus 3 Hols je Distanz, Angaben in Feuchtmasse g/m²

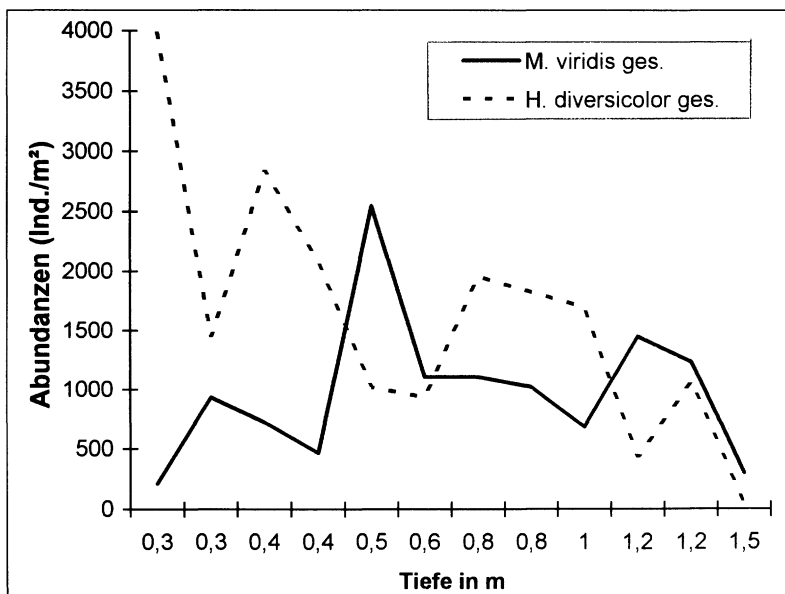


Abb. 4 Abundanzen der dominanten Polychaeten *M. viridis* und *H. diversicolor* dargestellt in Abhängigkeit von der Wassertiefe in m

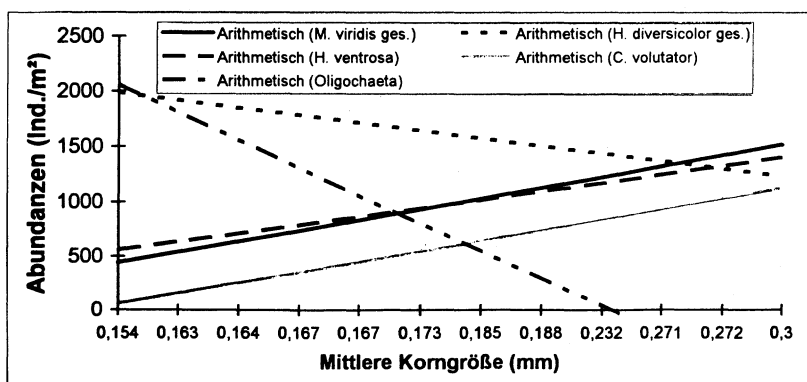
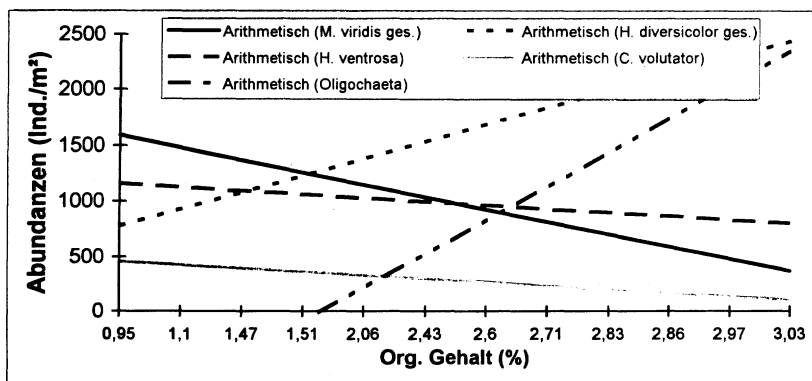
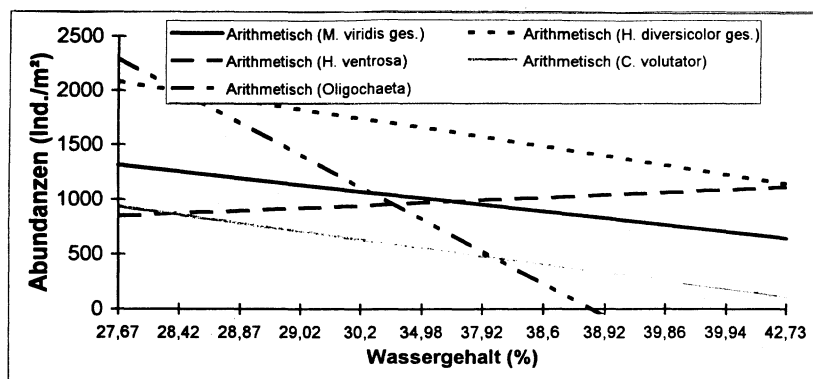


Abb. 5 Arithmetische Trendlinien der Abundanz des Makrozoobenthos in Abhängigkeit des Wassergehaltes (a), des organischen Gehaltes (b) und der mittleren Korngröße (c)

In der Abb. 4 ist die Verteilung der beiden dominanten Polychaeten in Abhängigkeit von der Wassertiefe dargestellt. Beide Arten zeigten zur Distanz 90 m (1,5 m tief) eine Depression. Durch den hohen organischen Gehalt und die geringere Durchmischung kommt es hier zu stärkerem Auftreten von Schwefelwasserstoff. Insgesamt war *H. diversicolor* häufiger anzutreffen als *M. viridis*. Letztere war nur bei 0,5 m und ab 1,2 m Wassertiefe individuenreicher vertreten.

Untersucht wurden im weiteren die Abhängigkeiten der Abundanzen und Biomassen von abiotischen Parametern des Sedimentes (Abb. 5, 6 & 7). Mit zunehmendem Wassergehalt (%) nahm die Dichte aller beobachteten Organismen mit Ausnahme von *H. ventrosa* ab (Abb. 5a).

Die Abhängigkeit der Verteilungsmuster vom organischen Gehalt (%) des Substrates waren etwas differenzierter. Während *M. viridis*, *H. ventrosa* und *C. volutator* eine negative Beziehung aufwiesen, konnte bei *H. diversicolor* und den Oligochaeta ein positiver Trend beobachtet werden (Abb. 5b).

Bei der mittleren Korngröße wurden für *H. diversicolor* und die Oligochaeten eine negative Beziehung festgestellt. Die Abundanzen der anderen Arten waren positiv korreliert (Abb. 5c).

Mit dem Anteil der Silt-Fraktion waren bis auf *M. viridis* alle Organismen positiv korreliert (Abb. 6). Besonders *H. diversicolor* und die Oligochaeten zeigten mit zunehmendem Gehalt an Silt einen Anstieg der Abundanzen.

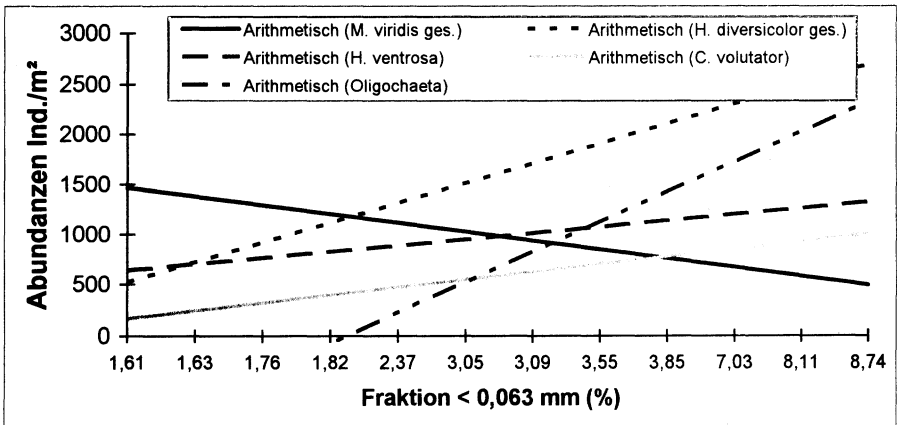


Abb. 6 Arithmetische Trendlinien der Abundanzen des Makrozoobenthos in Abhängigkeit des Silt-Gehaltes (Fraktion < 0,063 mm)

Mit Hilfe der Biomassen wurden ebenfalls Trendberechnungen durchgeführt (Abb. 7). Jedoch wurden wegen der geringen Biomassen der anderen Arten nur die Polychaeten (*H. diversicolor* und *M. viridis*) ausgewertet. Die Trendberechnungen mit Hilfe der Biomassen bestätigten im wesentlichen die oben dargestellten Ergebnisse. Nur beim Wassergehalt unterschieden sich die Trends bei *H. diversicolor* (Abb. 7a). Im Gegensatz zur Abundanz war bei der Biomasse ein leicht positiver Trend mit zunehmenden Wassergehalt zu beobachten.

Die oben dargestellten Ergebnisse wurden durch die Berechnung der Spearmanschen Rangkorrelation zwischen den abiotischen Parametern und den Abundanz der Organismen unterstützt (Tab. 2). Signifikant waren die Beziehungen allerdings nur zwischen *H. diversicolor* und der Zunahme an der Fraktion < 0,063 mm.

Tabelle 2 Ergebnisse der Berechnung der Spearmanschen Rangkorrelation zwischen den abiotischen Parametern des Sedimentes (Wassergehalt, Organischer Gehalt, mittlere Korngröße, Fraktion < 0,063 mm) und Vertretern des Makrozoobenthos (n = 12 Paare), *p = 0,05

	M. v. ges.	H. d. ges.	H. v.	C. v.	Oligo.
Wassergeh. %	-0,294	-0,077	-0,147	-0,478	-0,071
org. Geh. %	-0,588	0,496	-0,153	-0,099	0,512
mittl. KG	0,574	-0,256	0,358	0,275	-0,549
< 0,063 mm (%)	-0,483	0,692*	0,112	0,204	0,283

Zur Analyse der Beziehungen der Arten untereinander wurde ebenfalls die Spearmansche Rangkorrelation (n = 36) berechnet (Tab. 3). *M. viridis* zeigt in Abhängigkeit von der Generation (Alter) ein unterschiedliches Muster. Zwischen den juvenilen *M. viridis* (< 1 Jahr) und den adulten Tieren (> 1 Jahr) besteht eine signifikant positive Beziehung. Ebenfalls eine signifikant positive Korrelation konnte zwischen den juvenilen *M. viridis* und *H. ventrosa* beobachtet werden. Eine signifikant negative Korrelation wurde zwischen adulten *M. viridis* und *C. volutator* ermittelt.

Die Korrelationen mit *H. diversicolor* wurden ebenfalls unter der Berücksichtigung von Größenklassen ausgewertet. So ergaben sich signifikant positive Korrelationen zwischen den *H. diversicolor* (< 70 Segmente) und *C. volutator*. Die größeren Tiere (> 70 Segmente) waren signifikant positiv mit *H. ventrosa* korreliert.

Die Beziehungen zwischen *H. diversicolor* und *M. viridis* waren nicht signifikant (Tab. 3) aber sollen hier Erwähnung finden. Während zwischen den adulten *M. viridis* und *H. diversicolor* beider Größenklassen ein negativer Zusammenhang ermittelt wurde, zeigten sich bei den juvenilen *M. viridis* eine negative Korrelation nur zu der Größengruppe > 70 Segmente.

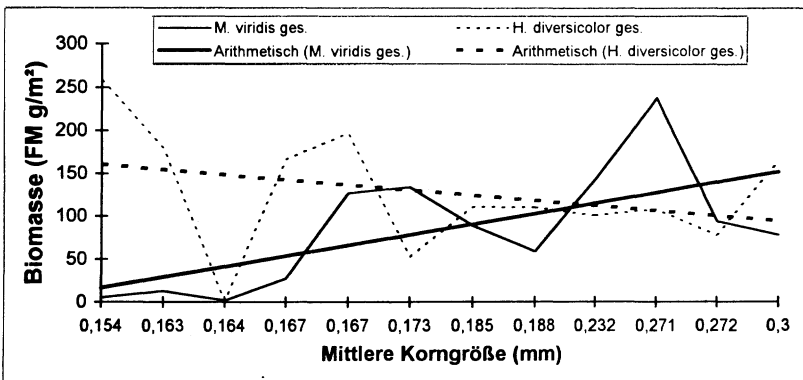
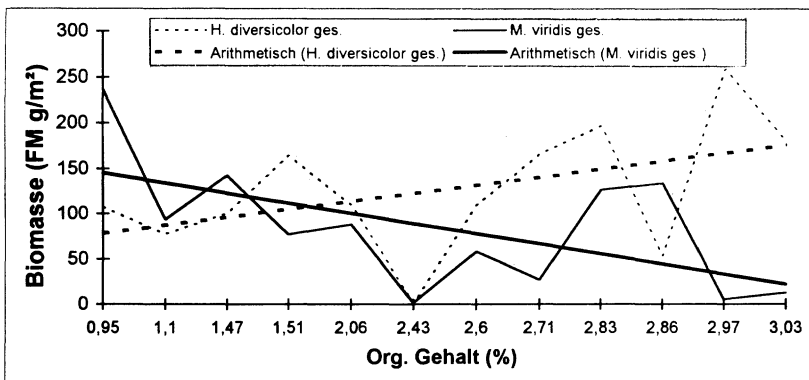
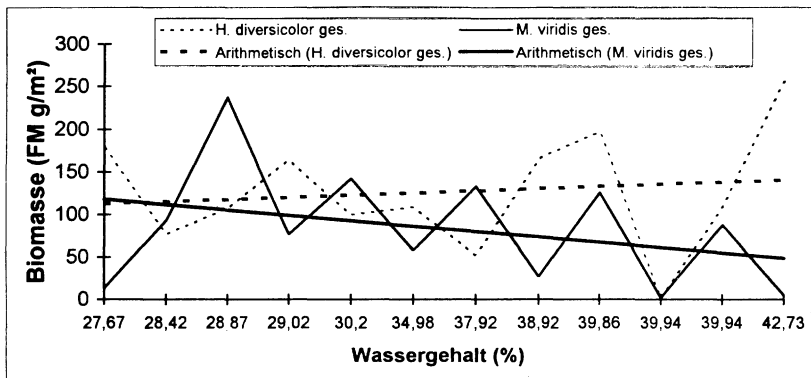


Abb. 7 Arithmetische Trendlinien der Biomassen der dominanten Polychaeten *M. viridis* und *H. diversicolor* in Abhängigkeit des Wassergehaltes (a), des organischen Gehaltes (b) und der mittleren Korngröße (c)

Tabelle 3 Ergebnisse der Berechnung der Spearmanschen Rangkorrelation zwischen den Vertretern des Makrozoobenthos (n = 36),
*p = 0,05, **p = 0,01

	M. v. juv.	M. v. ad.	M. v. ges.	H. d. < 70	H. d. > 70	H. d. ges.	C. v.	H. v.
M. viridis juvenil	-	0.400*	-	-0.228	0.071	-0.174	-0.044	0.355*
M. viridis adult		-	-	-0.315	-0.048	-0.303	-0.583**	0.077
M. viridis gesamt			-	-0.29	0.054	-0.24	-0.222	0.257
H. diversicolor < 70 Seg.				-	0.417	-	0.457*	0.273
H. diversicolor > 70 Seg.					-	-	0.266	0.439*
H. diversicolor ges.						-	0.507**	0.356*
C. volutator							-	0.278
H. ventrosa								-

5 Diskussion

Mit Hilfe der Berechnungen von Trends und Korrelationen zwischen Vertretern des Makrozoobenthos und abiotischen Faktoren sollte versucht werden, Habitat- und Substratansprüche sowie mögliche Wechselwirkungen aufzuklären. Die Artendiversität und die Abundanzen werden durch Habitatpräferenzen der Organismen, welche durch die Umweltheterogenität verursacht werden, kontrolliert (GAGE & COGHILL 1977). In Ästuaren spielen die Umweltfaktoren Tide, Sedimenttyp, Salinität, Temperatur, Exposition und biotische Einflußgrößen (z.B. Prädation) die entscheidende Rolle (DANKERS & BEUKEMA 1981, RHOADS & BOYER 1982). Dabei sollte beachtet werden, daß keiner der Faktoren allein bestimmend über Verteilungsmuster und Diversität ist (KREBS 1994, WELLS 1978).

Marenzelleria viridis zeigte mit zunehmendem Wassergehalt und organischem Gehalt eine Abnahme der Abundanzen und Biomassen. Positiv war die Abundanz der Spionide mit der mittleren Korngröße korreliert (in dem untersuchten Bereich von 0,15 bis 0,3 mm). Das stimmt mit früheren Ergebnissen (ZETTLER et al. 1995) und mit Angaben aus der Literatur überein (VERRILL 1873, ESSINK & KLEEF 1993, ATKINS et al. 1987, TOURTELLOTTE & DAUER 1983). Erste Ergebnisse experimenteller Untersuchungen zum Besiedlungsverhalten von Larven lassen Präferenzen dieser Stadien zu schlickigen Sedimenten mit hohem organischen Anteil vermuten (Zettler unpubl.). Auch signifikante Unterschiede in der Besiedlung sandiger und schlickiger Sedimente weisen darauf hin (ESSINK & KLEEF 1993, ZETTLER et al. 1995). Da in letzteren kaum adulte Tiere gefunden werden, liegt die Vermutung nahe, daß die juvenilen Tiere nach Erreichen eines

bestimmten Alters sandigere Zonen aufsuchen. Juvenile Tiere wurden zeitweise zahlreich im Pelagial gefunden (ZETTLER 1993).

Die Abundanzen von *Hediste diversicolor* waren sowohl zum Wassergehalt als auch zur mittleren Korngröße (im Gegensatz zu *M. viridis*) negativ korreliert. Auch bei der signifikanten Affinität zum Silt-Gehalt des Sedimentes zeigte die Nereide ein anderes Verhalten. Ähnliche Beobachtungen konnten auch DANKERS & BEUKEMA (1981) im holländischen Wattenmeer machen. Während in ihren Proben mit mittlerer Korngröße $< 0,12$ mm immer *H. diversicolor* enthalten waren (meist in hohen Abundanzen) wurden bei Sedimenten mit $> 0,14$ mm mittl. KG oft keine *H. diversicolor* festgestellt. Zwar wurden diese geringen Korngrößen hier nicht gefunden, jedoch ist ein eindeutiger Trend (hohe Abundanzen bei geringeren mittl. KG) zu verzeichnen. DAVEY & GEORGE (1986) stellten fest, daß hohe organische Gehalte mit hohen Abundanzen von *H. diversicolor* in Zusammenhang standen. Das stimmt gut mit meinen Ergebnissen überein.

Obwohl die Nereide auch als Überlebenskünstler in Extrembereichen beschrieben wird, ist sie anfällig gegenüber Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff (MUUS 1967, THEEDE 1973). Das erklärt die Depression an der tiefsten Stelle des Transektes, die sich durch "schwarzen Schlick" auszeichnet. Die unterschiedlichen Trends in Abundanz und Biomasse in Abhängigkeit vom Wassergehalt sind nur durch das Auftreten einzelner großer Individuen (hohe Biomasse) in Regionen mit hohem Wassergehalt erklärbar.

ESSINK & KLEEF (1993) und SAAVEDRA-PEREZ (1990) registrierten mit dem Auftreten der Spionide *M. viridis* eine Verringerung der Dichten von *H. diversicolor*, jedoch waren diese Beziehungen nicht signifikant. Im Gegensatz zu ATKINS et al. (1987), die signifikant negative Beziehungen zwischen *M. viridis* und *H. diversicolor* festgestellt hatten, war in der Boddenkette keine Abhängigkeit der Abundanzen bzw. Biomassen der Nereide zu beobachten (ZETTLER 1994). Die Beziehungen zwischen den beiden dominanten Polychaeten ist innerhalb der Altersklassen unterschiedlich. In der Transektstudie konnten zwar negative Korrelationen beobachtet werden, jedoch waren diese Ergebnisse nicht signifikant. In Labor- und Feldversuchen (ZETTLER unpubl.) konnte kein direkter Zusammenhang zwischen *H. diversicolor* und *M. viridis* nachgewiesen werden. Auch REISE (1979) stellte zwischen Abundanzen der Nereide und anderen Polychaeten keinen Zusammenhang fest.

Im Untersuchungsgebiet überwiegen die möglichen Abhängigkeiten von Sedi-mentparametern und bestimmen primär die Verteilungsmuster.

Corophium volutator zeigte ähnliche Beziehungen zu den Sedimentparametern wie *M. viridis*. Zur mittleren Korngröße wurde eine positive Korrelation beobachtet. FLACH (1992, 1993) registrierte dagegen für *C. volutator* eine Bevorzugung von schlickigen Bereichen (0,03-0,16 mm KG). Eine aktive Habitatwahl für *C. volutator* ist anzunehmen (FLACH 1993). Im Untersuchungsgebiet (0,15

bis 0,3 mm Korngröße) trat der Amphipode im grobkörnigeren Sediment am häufigsten auf. Da *C. volutator* nur im unmittelbarem Uferbereich (0-40 m Zone) und nur am Südufer registriert wurde, wo auch *H. diversicolor* die größten Abundanzen erreichte, muß ein anderer Faktor für die Verteilung verantwortlich sein. Im Gegensatz zu RÖNN et al. (1988), JENSEN (1988), BICK & ARLT (1993) und OLAFSSON & PERSSON (1986), die von einem negativen Effekt von *H. diversicolor* auf *C. volutator* berichteten, konnte ich eine signifikant positive Korrelation zwischen den Arten feststellen (Tab.3). Eine mögliche Störung durch *H. diversicolor* (Prädation und Bioturbation) scheint die Attraktivität dieses Uferbereiches für *C. volutator* nicht zu schmälern. JENSEN & ANDRE (1993) fanden bei ihren Untersuchungen ebenfalls keinen negativen Effekt. So soll durch *H. diversicolor* eine für *C. volutator* förderliche Substratänderung erfolgen (s.a. FLACH 1993). Wo *M. viridis* dominant war, trat *C. volutator* zurück bzw. war nicht mehr anzutreffen. Die signifikant negative Korrelation der adulten *M. viridis* mit dem Amphipoden ist schwer zu erklären (s.a. Zettler 1994). Möglicherweise erfolgt durch Tentakelbewegungen und Röhrenbau der Spionide eine so große Störung, daß *C. volutator* emigriert. Einen negativen Effekt konnte ich auch bei Laborversuchen feststellen (Zettler unpubl.). In der Nordsee beobachteten ESSINK & KLEEF (1993) hingegen signifikant positive Korrelationen zwischen *M. viridis* und *C. volutator*.

Die Abundanzen von *Hydrobia ventrosa* waren zur mittleren Korngröße positiv korreliert (nicht signifikant). Mit zunehmendem organischen Gehalt nahmen ihre Abundanzen ab. Die Korngröße hat einen großen Einfluß auf die Verteilung von Hydrobiidae, die als "Partikel-Abweider" eine Korngrößenfraktionierung vornehmen (DANKERS & BEUKEMA 1981, FORBES & LOPEZ 1990, WELLS 1978). BICK & ZETTLER (1994) beobachteten in der südlichen Ostsee die höchsten Abundanzen von Hydrobiidae bei einer mittleren Korngröße von 0,25 mm und einem organischen Gehalt von ca. 1 %. Diese Ergebnisse stimmen sehr gut mit dieser Untersuchung überein. MUUS (1967) weist neben der Häufigkeit von *H. ventrosa* auf fast allen Sedimenten (außer "schwarzem Schlick") auf die Interaktionen mit *C. volutator* durch Infestation von Cercarien hin (s.a. BICK 1994, LAUCKNER 1986). In der Kirrbucht konnte eine positive Beziehung zwischen *H. ventrosa* und *C. volutator* festgestellt werden. Jedoch war dieser Wert nicht signifikant.

Interessant ist die Tatsache, daß *H. diversicolor* signifikant positiv mit *H. ventrosa* korreliert ist. Andere Untersuchungen haben keine derartige Beziehung feststellen können. V.a. die größeren *H. diversicolor* (> 70 Segmente) stehen positiv mit *H. ventrosa* in Beziehung. Ähnliche Beobachtungen konnten auch BICK & ARLT (1993) machen. Sie stellten keine Abnahme der Abundanzen von *H. ventrosa* mit gleichzeitiger Zunahme von *H. diversicolor* fest. Das ist verwunderlich, da die Nereide einen potentiellen Räuber für juvenile *H. ventrosa* darstellt (GOERKE 1971).

Die Oligochaeta (95 % *Tubifex costatus*) traten im Ufersaum (0 m) in den höchsten Abundanzen (7800 Ind./m²) auf. Sie stellten in diesem Bereich die

dominante Gruppe zusammen mit *H. diversicolor* (< 70 Segmente) dar. Hier wurde auch der höchste organische Gehalt (3,03 %) gemessen. Mit diesem stehen die Oligochaeta in positiver Beziehung (Abb. 5 b, Tab. 2). Mit zunehmendem Wassergehalt bzw. mittlerer Korngröße zeigten die Oligochaeta drastische Abnahmen in der Abundanz. Ähnliche Beobachtungen konnten auch v. BÜLOW (1957), KNÖLLNER (1935) und MUUS (1967) für Tubificiden machen. Speziell *T. costatus* ist ein typischer Vertreter des oberen Litorals und erreicht hohe Dichten auf faulenden Pflanzenteilen und Torf (KNÖLLNER 1935, MCCALL & TEVESZ 1981). Das Südufer der Kirrbucht zeichnet sich durch hohe Anteile angespülter Wasserpflanzen (v.a. *Potamogeton pectinatus* und abgebrochenem Torfmaterial aus. In den tieferen Bereichen der Kirrbucht war *T. costatus* kaum noch zu finden. Die Naididen *Nais elinguis* und *Paranais littoralis* vertraten hier die Gruppe der Oligochaeta, erreichten aber nie hohe Abundanzen.

Ende Juli, d.h. etwa einen Monat später, konnten auch die Naididen in hohen bis sehr hohen Abundanzen (8000 Ind./m²) festgestellt werden (ZETTLER unpubl.), was mit dem Aufkommen des Phytals und dem Reproduktionszyklus erklärt werden könnte (KNÖLLNER 1935, v. BÜLOW 1957).

6 Zusammenfassung

Die vorliegende Untersuchung soll zur Aufklärung der Tier-Sediment-Wechselwirkungen in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee beitragen. Anhand von Trendanalysen und Berechnungen von Rangkorrelationen wurden Beziehungen des Makrozoobenthos zu abiotischen Parametern des Sedimentes (Wassergehalt, Organischer Gehalt, mittlere Korngröße, Silt-Fraktion) verdeutlicht. Im Untersuchungsgebiet überwiegen primär die abiotischen Einflußgrößen in der Kausalität der Verteilungsmuster. So konnten z.B. signifikant positive Korrelationen zwischen *Hediste diversicolor* und dem Silt-Gehalt beobachtet werden ($r=0,692$). Auf Grund der relativ geringen Anzahl der Wertepaare ($n=12$) und der kleinen Spanne untersuchter Sedimentparameter sind die meisten Beziehungen nicht signifikant. Jedoch soll mit dieser Arbeit versucht werden, Diskussionsansätze und Erklärungsmöglichkeiten für die Vielfalt der Verteilungsmuster benthischer Organismen in der Boddenkette zu geben.

Zur Analyse der Beziehungen zwischen den Organismen wurden Spearman'sche Rangkorrelationen ($n=36$) berechnet. Durch die Wechselwirkungen zwischen den Arten werden Strategien und Erfolg der Besiedlung ebenfalls beeinflusst. Hier konnten z.B. signifikant negative Beziehungen zwischen dem adulten Polychaeten *Marenzelleria viridis* und dem Amphipoden *Corophium volutator* festgestellt werden. Dagegen korreliert letzterer mit *H. diversicolor* signifikant positiv.

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei Frau Doreen Richard für die Hilfestellung bei der Probenahme bedanken. Dr. Andreas Bick gilt mein Dank für das Korrekturlesen des Manuskriptes.

Literatur

- ALLER, R.C., (1980). Relationships of tube-dwelling benthos with sediment and overlying water chemistry. In Tenore & Coull (eds.) Marine Benthic Dynamics. Belle W. Baruch Library in Marine Science, University of South Carolina Press p. 285-308
- ALLER, R.C., (1982). The effect of macrobenthos on chemical properties of marine sediment and overlying water. In McCall & Tevesz (eds.) Animal-Sediment Relations. Plenum Press, New York p. 53-102
- ARNDT, E.A., 1989: Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution. In Ryland & Tyler (eds.) Reproduction, Genetics and Distribution of Marine Organisms. Olsen & Olsen, Fredensborg p. 327-338
- ATKINS, S.M.; JONES, A.M.; GARWOOD, P.R., (1987). The ecology and reproductive cycle of a population of *Marenzelleria viridis* (Annelida: Polychaeta: Spionidae) in the Tay Estuary. Proc. Royal Soc. Edinburgh 92B: 311-322
- BICK, A., (1994). *Corophium volutator* (Corophiidae: Amphipoda) as an intermediate host of larval digenea - an ecological analysis in a coastal region of the Southern Baltic. Ophelia 40: 27-36
- BICK, A.; ARLT, G., (1993). The influence of *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) on the macro- and meiozoobenthos of a shallow water area of Mecklenburg Bay (Western Baltic Sea). Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 1: 9-24
- BICK, A.; ZETTLER, M.L., (1994): The distribution of hydrobiids and the effect of sediment characteristics on the population dynamics of *Hydrobia ventrosa* in a coastal region of the Southern Baltic. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 79: 325-336
- BREY, T., (1989). Der Einfluß physikalischer und biologischer Faktoren auf Struktur und Dynamik der sublitoralen Macoma-Gemeinschaft der Kieler Bucht. Ber. Inst. Meereskde. Univ. Kiel 186: 1-248
- BÜLOW von, T., (1957). Systematisch-autökologische Studien an eulitoralen Oligochaeten der Kimbrischen Halbinsel. Kieler Meeresforsch. 13: 69-116
- DANKERS, N.; J.J. BEUKEMA, (1981). Distributional patterns of macrobenthic species in relation to some environmental factors. In Dankers, Kühl & Wolff (eds.) Invertebrates of the Wadden Sea. Leiden p. 69-103
- DAVEY, J.T.; GEORGE, C.L., (1986). Species interactions in soft sediments: Factors in the distribution of *Nereis* (*Hediste*) *diversicolor* in the Tamar Estuary. Ophelia 26: 161-164
- EKSCHMITT, K., (1993). Über die räumliche Verteilung von Bodentieren. Zur ökologischen Interpretation der Aggregation und zur Probenstatistik. Diss. Univ. Bremen
- ESSINK, K.; KLEEF, H.L., (1993). Distribution and life cycle of the North American Spionid Polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) in the Ems Estuary. Neth. J. Aqu. Ecol. 27: 237-246
- FLACH, E.C., (1992). The influence of four macrozoobenthic species on the abundance of the amphipod *Corophium volutator* on tidal flats of the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 29: 379-394
- FLACH, E.C., (1993). The distribution of the amphipod *Corophium arenarium* in the Dutch Wadden Sea: relationships with composition and the presence of cockles and lugworms. Neth. J. Sea Res. 31: 281-290
- Forbes, V.E.; Lopez, G.R. (1990). The role of sediment type in growth and fecundity of mud snails (Hydrobiidae). Oecologia 83: 53-61

- GAGE, J.D.; G.G. COGHILL, (1977). Studies on the dispersion patterns of Scottish sea loch benthos from contiguous core transects. In Coull (ed.) Ecology of marine benthos. University of South Carolina Press, Columbia p. 319-337
- GOERKE, H., (1971). Die Ernährungsweise der Nereis-Arten (Polychaeta, Nereidae) der deutschen Küsten. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 13: 1-50
- GRAY, J.S., (1974). Animal-sediment relationships. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 12: 223-261
- JENSEN, K.T., (1988). Recruitment and survival of *Nereis diversicolor* O.F. Müller and *Corophium volutator* (Pallas) in an artificial saltwater lagoon in the Danish wadden sea. Kieler Meeresforschungen Sonderh. 6: 366-374
- JENSEN, K.T.; ANDRE, C., (1993). Field and laboratory experiments on interactions among an infaunal polychaete, *Nereis diversicolor*, and two amphipods, *Corophium volutator* & *C. arenarium*: effects on survival, recruitment and migration. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 168: 259-278
- KNÖLLNER, F.H., (1935). Ökologische und systematische Untersuchungen über litorale und marine Oligochäten der Kieler Bucht. Zool. Jahrb. (Systematik) 66: 425-563
- LAUCKNER, G., (1986). Analysis of parasit-host system in the Western Baltic Sea. Ophelia Suppl.4: 129-137
- MCCALL, P.L.; TEVESZ, M.J.S., (1982). The effects of benthos on physical properties of freshwater sediments. In McCall & Tevesz (eds.) Animal-Sediment Relations. Plenum Press, New York and London p. 105-172
- MUUS, B.J., (1967). The fauna of Danish estuaries and lagoons. Medd. Danm. Fisk. Hav. N.S. 5: 1-316
- OLAFSSON, E.B.; PERSSON, L.-E., (1986). The interaction between *Nereis diversicolor* O.F. Müller and *Corophium volutator* Pallas as a structuring force in a shallow brackish sediment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 103: 103-117
- REISE, K., (1979). Spatial configurations generated by motile benthic polychaetes. Helgol. Wiss. Meeresunters. 32: 55-72
- RHOADS, D.C.; BOYER, L.F. (1982). The effects of marine benthos on physical properties of sediments. A successional perspective. In Animal-Sediment Relations. McCall & Tevesz (eds.). Plenum Press, New York and London p. 3-52
- RÖNN, C.; BONSDORFF, E.; NELSON, W.G., (1988). Predation as a mechanism of interference within infauna in shallow brackish water soft bottoms, experiments with an infauna predator, *Nereis diversicolor*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 116: 143-157
- SAAVEDRA PEREZ, M., (1990). Monitoring des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden. Dipl. Univ. Rostock 99pp
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; NAUSCH, G. (1994): Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 2: 5-26
- THEEDE, H., (1973). Comparative studies on the influence of oxygen deficiency and hydrogen sulfide on marine bottom invertebrates. Neth. J. Sea Res. 7:244-252
- TOURTELLOTT, G.H.; DAUER, D.M., (1983). Macrobenthic communities of the Lower Chesapeake Bay. II. Lynnhaven Roads, Lynnhaven Bay, Broad Bay, and Linkhorn Bay. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 68: 59-72
- VERRILL, A.E., (1873). Report upon the invertebrate animals of Vineyard Sound and the adjacent waters, with an account of the physical characters of the region. United States Commission of Fish and Fisheries Part I: 295-778
- WELLS, F.E., (1978). The relationship between environmental variables and the density of the mudsnail *Hydrobia totteni* in a Nova Scotia salt marsh. J. Moll. Stud. 44: 120-129
- ZETTLER, M.L., (1993). Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in der Darß-Zingster Boddenkette. Dipl. Univ. Rostock
- ZETTLER, M.L., (1994). Immigration und Ausbreitung eines nordamerikanischen Polychaeten in ein inneres Küstengewässer der südlichen Ostsee und Auswirkungen auf das autochthone Makrozoobenthos. Erweiterte Zusammenfassung d. Jahrestagung d. Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Hamburg 2: 695-699

- ZETTLER, M.L., BOCHERT, R.; BICK, A., (1994). Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 215-225
- ZETTLER, M.L., BICK, A.; BOCHERT, R., (1995). Distribution and population dynamic of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. Arch. Fish. Mar. Res. 42(3): in press
- ZETTLER, M.L.; BICK, A., (1995). The analysis of small- and mesoscale dispersion patterns of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. Helgol. Meeresunters. 50(2): in press

Verfasser

Dipl.-Biol. Michael L. Zettler
 Universität Rostock
 FB Biologie
 WB Meeresbiologie
 18051 Rostock